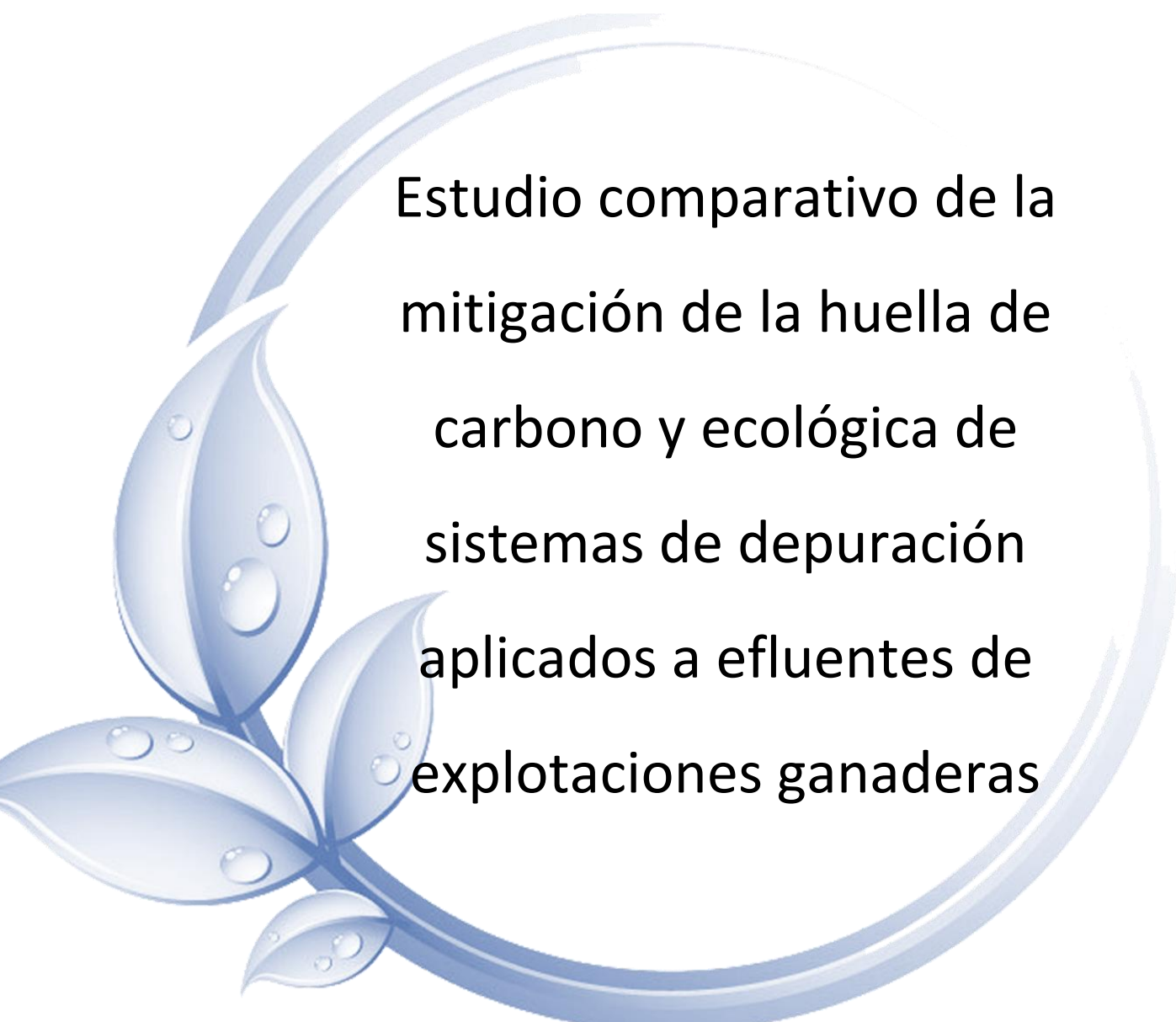




Estudio comparativo de la mitigación de la huella de carbono y ecológica de sistemas de depuración aplicados a efluentes de explotaciones ganaderas

Programa de Doctorado de Calidad Ambiental y Recursos Naturales

Doctoranda

Tania del Pino García Ramírez

Directores

Carlos Alberto Mendieta Pino, Federico Antonio León Zerpa

Tutor

Sebastián Ovidio Pérez Báez

Las Palmas de Gran Canaria 2025

**D./DÑA. COORDINADOR DEL PROGRAMA
DE DOCTORADO CALIDAD AMBIENTAL Y RECURSOS NATURALES DE LA UNIVERSIDAD
DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA**

CERTIFICA:

Que la Comisión Académica del Programa de Doctorado, en su sesión de fecha
tomó el acuerdo de dar el consentimiento para su tramitación, a la tesis doctoral titulada
“ESTUDIO COMPARATIVO DE LA MITIGACIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO Y ECOLÓGICA
DE SISTEMAS DE DEPURACIÓN APLICADOS A EFLUENTES DE EXPLOTACIONES
GANADERAS”, presentado por la doctoranda Dña. Tania del Pino García Ramírez y
dirigida por los Doctores Carlos Alberto Mendieta Pino, Federico Antonio León Zerpa y
tutorizada por Sebastián Ovidio Pérez Báez.

Y para que así conste, y a efectos de lo previsto en el Artº 11 del Reglamento de Estudios
de Doctorado (BOULPGC 04/03/2019) de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria,
firmo la presente en Las Palmas de Gran Canaria,

A de de 2025.

Programa de Doctorado Calidad Ambiental y Recursos Naturales

TESIS DOCTORAL POR COMPENDIO DE PUBLICACIONES

Estudio comparativo de la mitigación de la huella de carbono y ecológica
de sistemas de depuración aplicados a efluentes de explotaciones
ganaderas

Las Palmas de Gran Canaria, 2025

Fdo:

Fdo:

Fdo:

Fdo:

MENDIETA
PINO CARLOS
ALBERTO -
42859999M

Firmado digitalmente
por MENDIETA PINO
CARLOS ALBERTO -
42859999M
Fecha: 2025.06.30
14:11:41 +01'00'

LEON
ZERPA
FEDERICO
ANTONIO -
52837389H

Firmado
digitalmente por
LEON ZERPA
FEDERICO
ANTONIO -
52837389H
Fecha: 2025.06.30
13:47:29 +01'00'

Autora: Tania del Pino Garcia
Ramirez

Director: Carlos Alberto
Mendieta Pino

Director: Federico Antonio León
Zerpa

Tutor: Sebastián Ovidio
Pérez Báez

D. Carlos Alberto Mendieta Pino, Doctor y profesor de Universidad del Departamento de Ingeniería de Procesos de la Escuela de Ingeniería Industriales y Civiles de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

INFORMA:

Que **Dña. Tania del Pino García Ramírez**, Graduada en Ingeniería Química, ha realizado bajo mi dirección y asesoramiento, el presente trabajo de tesis doctoral titulado: **“Estudio comparativo de la mitigación de la huella de carbono y ecológica de sistemas de depuración aplicados a efluentes de explotaciones ganaderas”**, que considero que reúne las condiciones y calidad científica necesarias, para su presentación y defensa, para optar al título de Doctora por la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

Lo que firmo, a los efectos oportunos, en Las Palmas de Gran Canaria

**MENDIETA PINO
CARLOS ALBERTO
- 42859999M**

Firmado digitalmente por
MENDIETA PINO CARLOS
ALBERTO - 42859999M

Fecha: 2025.06.30 14:12:11
+01'00'

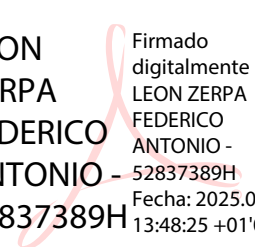
D. Federico Antonio León Zerpa, Doctor y profesor de Universidad del Departamento de Ingeniería de Procesos de la Escuela de Ingeniería Industriales y Civiles de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

INFORMA:

Que **Dña. Tania del Pino García Ramírez**, Graduada en Ingeniería Química, ha realizado bajo mi dirección y asesoramiento, el presente trabajo de tesis doctoral titulado: **“Estudio comparativo de la mitigación de la huella de carbono y ecológica de sistemas de depuración aplicados a efluentes de explotaciones ganaderas”**, que considero que reúne las condiciones y calidad científica necesarias, para su presentación y defensa, para optar al título de Doctora por la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

Lo que firmo, a los efectos oportunos, en Las Palmas de Gran Canaria

LEON
ZERPA
FEDERICO
ANTONIO -
52837389H



Firmado
digitalmente por
LEON ZERPA
FEDERICO
ANTONIO -
52837389H
Fecha: 2025.06.30
13:48:25 +01'00'

Agradecimientos

Cuando empecé en el mundo de la ingeniería era una chica a la que entró en la carrera por no poder entrar en la que de verdad quería... No me veía como ingeniera, es más solo sabía cosas de química por frases como “esto es culturita general” como me decían en bachiller.

A pesar de todo mi familia desde el primer momento confió en mí, en que era capaz de superarlo. Nos hacíamos el baile de los “cincazos” y cuando estaba perdida siempre me apoyaban. Aunque les hablara en otro idioma ellos se sentaban conmigo hasta que entraba la solución. Siempre conmigo, aunque yo ya había perdido la confianza en mí.

El comienzo por la pasión de investigar partió desde mi carrera en la cual tuve la gran suerte de conocer a Ovidio, que fue mi profesor de química orgánica donde las tutorías eran infinitas, a Federico, que fue mi profesor de tratamientos de agua... él me inició en el universo del agua, a Alejandro, profesor de transferencia de calor, el cual me presentó este mundo del Scilab que tantas veces odie porque no me salía y me dejó su laboratorio como guarida. Pero siempre recordaré el día en el que conocí a Carlos, en el laboratorio de termodinámica que sin conocerme se ofreció a ser mi cotutor de TFG, cuando llegue a casa me acuerdo de que les comenté a mi familia que tenía un cotutor muy simpático, pero no recordaba como se llamaba. Gracias a ustedes y a ese día soy lo que soy como investigadora, por su apoyo y ayuda en este proceso que para mi no ha sido nada fácil.

Agradecer a mis padres que me han enseñado a luchar y a seguir adelante, aunque las cosas se pongan feas, que siempre existe una solución que se ajuste a lo que queremos y que siempre esta la familia unida pase lo que pase. Gracias Papa por enseñarme que la fortaleza no es no caer, sino levantarse cada vez. Y Mama, no tengo palabras suficientes para agradecerte todo lo que has hecho y sigues haciendo por mí, Gracias por estar siempre.

A mi hermana que me ha apoyado y dado su ayuda a hacer resúmenes y juegos de palabras para aprenderme los temarios.

A mi cuñado que siempre esta para una risa o un llanto o para un Foster's por aprobar.

A mis sobrinos que me daban la alegría de continuar estudiando después de una tarde de juegos.

A mi pareja y mejor amigo que ha creído en mí incluso cuando yo dudaba, que me ha apoyado, guiado y animado a seguir cada vez que sentí que no podía más. Gracias por ser mi fuerza constante. ¡Te quiero muchísimo!

A mi Miko, mi bola peluda, que siempre me acompañaba mis noches largas.

Muchísimas gracias a todos los que me han apoyado en este camino, mi familia, tutores y compañeros de trabajo por ayudarme, confiar en mi y hacer que llegue alto.

*Ningún mar en calma hizo
experto a un marinero*

Resumen

La industria porcina es uno de los sectores ganaderos de mayor importancia en España. A nivel mundial, España es el segundo país productor de carne después de China y la cuarta potencia productora después de China, EEUU y Alemania. Dado el incremento en el sector ganadero, las explotaciones extensivas han evolucionado a sistemas de producción intensivos en donde se incrementó generación de los residuos ganaderos.

Los residuos orgánicos generados por esta industria derivan una serie de problemas medioambientales si no son gestionados de forma correcta, no solo causando problemas atmosféricos, como malos olores, gases irritantes, desnitrificación sino además impacto suelo y aguas causando como consecuente variación de pH, metales pesados, carga orgánica...

Es por ello, que para minimizar estos impactos han venido implantando sistemas de tratamiento-depuración, “convencionales”, con eficiencia variable pero que a menudo, incurren en costos y modos de operación y mantenimiento que, en ocasiones, el ganadero no puede afrontar o por sistemas de tratamiento-depuración natural o “no-convencional” que usualmente utilizadas en pequeñas comunidades podrían ser adaptados para un uso dentro de una explotación ganadera, debido a su bajo coste y mantenimiento y con una huella de carbono reducida.

Debido a la necesidad de ampliar los conocimientos entorno a los sistemas de tratamiento-depuración natural esta tesis se basa en la experiencia de aplicación de estos sistemas en tres explotaciones ganaderas ubicadas en la isla de Gran Canaria estudiadas en la tesis del el tutor Carlos Alberto Mendieta Pino desarrollando correlaciones matemáticas con el fin de conocer el ciclo de vida de estos sistemas y la reducción de contaminantes de estos residuos. Continuando con estos resultados y observando que se disminuye el impacto ambiental aplicando estos sistemas se ha desarrollado una herramienta para a partir de la caracterización de los residuos ganaderos, diseñar estos sistemas según tipo, caudal, carga orgánica y ubicación.

Por último, el modelo de un proceso de digestión anaerobia constituye una herramienta muy útil, tanto para la optimización del diseño, como para la operación de plantas de tratamiento. Esto permite determinar el efecto de las características del

sustrato y la carga sobre la evolución del proceso lo que mejora el conocimiento de los mismos mediante la comparación con datos experimentales y testar hipótesis.

En este estudio se propone el uso de un modelo matemático AM2 basado en dos reacciones biológicas de descomposición anaeróbica, uno para el proceso de acetogénesis, considerando un crecimiento tipo Monod, y otro para la metanogénesis, teniendo en cuenta el crecimiento de Haldane. Este se llevará a cabo en un digestor CSTR de mezcla completa, sobre el cual a posteriori se realizarán las simulaciones correspondientes para distintos estados

Palabras claves

Explotaciones porcinas, biomasa residual ganadera, ciclo de vida, huella de carbono, medio ambiente.

Abreviaturas

SDN Sistemas de tratamiento de depuración natural

Q Caudal

DQO Demanda química de oxígeno

EC Conductividad

Morg Materia Orgánica

TRH Tiempo de retención hidráulico

EXP Explotación ganadera

ACV Análisis de ciclo de vida

ODS Objetivos de desarrollo sostenible

GEI Gases de efecto invernadero

Contenido

1.	Aceptación de coautores	1
1.1.	Artículo 1	2
1.2.	Artículo 2	3
1.3.	Artículo 3	4
2.	Introducción	5
2.1.	Antecedentes.....	5
2.2.	Objetivo	8
2.3.	Trabajos Publicados	9
2.3.1.	Autora principal	9
2.3.2.	Colaboradora	13
2.4.	Justificación temática	17
3.	Revisión bibliográfica.....	19
3.1.	La problemática de los residuos ganaderos- impacto medioambiental	19
3.2.	Estrategias de tratamiento de los residuos.....	20
3.3.	Digestión Anaerobia	23
3.3.2.	Modelos cinéticos del proceso de digestión anaerobia	24
3.4.	Impacto en la reducción de la Huella de Carbono	25
3.5.	Ciclo de vida de los Sistemas de depuración Natural.....	26
4.	Publicaciones Originales.....	29
4.1.	Experience of Application of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) in Livestock Farms in Canary Islands	30
4.2.	Decision Strategy Tool for the Design of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) from Isolated Livestock Farms.....	52
4.3.	New methodology for calculating the production of biogas in livestock wastewater treatment systems.....	63

5.	Artículos del compendio explicados.....	71
5.1.	Experience of Application of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) in Livestock Farms in Canary Islands	71
5.2.	Decision Strategy Tool for the Desing of Natural Trearment Systems for Wastewater (NTSW) from Isolated Livestock Farms.....	75
5.3.	New methodology for calculating the production of biogas in livestock wastewater treatment systems.....	79
6.	Conclusiones.....	84
7.	Referencias bibliográficas.....	86

1. Aceptación de coautores

En este apartado se presenta la relación de los artículos publicados donde figura la aceptación de los coautores dando su consentimiento para que estos figuren en concepto de compendio en la presente tesis doctoral. Además, del consentimiento como autora principal.

1.1. Artículo 1

Título: Experience of Application of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) in Livestock Farms in Canary Islands

Autores: Carlos Mendieta Pino ^a, Tania Garcia Ramirez ^a, Alejandro Ramos Martin^a, Sebastian O. Perez Baez ^a

^a) Departamento de Ingeniería de Procesos, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017, Campus Universitario de Tafira, España, emails: carlos.mendieta@ulpgc.es, tania.garcia106@alu.ulpgc.es, alejandro.ramos@ulpgc.es, sebastianovidio.perez@ulpgc.es

Revista: Water

Fecha de Publicación: Julio 2022

Cuartil: Q2

DOI: 10.3390/w14142279

Los autores del trabajo titulado “Experience of Application of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) in Livestock Farms in Canary Islands” con DOI 10.3390/w14142279, hacen constar que Doña Tania del Pino Garcia Ramirez con DNI 45779945D es la autora principal de la investigación recogida en este artículo, que conocen y dan su consentimiento para la presente su tesis doctoral denominada “Estudio comparativo de la mitigación de la huella de carbono y ecológica de sistemas de depuración aplicados a efluentes de explotaciones ganaderas”, en el formato de compendio de artículos:

MENDIETA PINO
CARLOS ALBERTO
- 42859999M

Firmado digitalmente por
MENDIETA PINO CARLOS
ALBERTO - 42859999M
Fecha: 2025.06.30 14:12:29
+01'00'

Dr. Carlos Alberto Mendieta Pino

RAMOS
MARTIN
ALEJANDRO -
52835485T

Firmado digitalmente
por RAMOS MARTIN
ALEJANDRO -
52835485T
Fecha: 2025.06.30
14:22:50 +01'00'

Dr. Alejandro Ramos Martin

Dr. Sebastian O. Perez Baez

1.2. Artículo 2

Título: Decision Strategy Tool for the Desing of Natural Trearment Systems for Wastewater (NTSW) from Isolated Livestock Farms

Autores: Tania García Ramirez ^a, Carlos Mendieta Pino ^a, Federico Antonio León^a, Alejandro Ramos Martin ^a, Saulo Brito Espino ^a, Gilberto M. Martel Rodríguez ^b

^a) Departamento de Ingeniería de Procesos, Instituto Universitario de Estudios Ambientales y Recursos Naturales (i-UNAT), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), 35017, Las Palmas, España.

^b) Departamento de aguas, Instituto Tecnológico de Canarias (ITC), 35119 Santa Lucia, España

Revista: Water

Fecha de Publicación: Diciembre 2022

Cuartil: Q2

DOI: 10.3390/w15040628

Los autores del trabajo titulado “ Decision Strategy Tool for the Desing of Natural Trearment Systems for Wastewater (NTSW) from Isolated Livestock Farms” con DOI 10.3390/w15040628, hacen constar que Doña Tania del Pino Garcia Ramirez con DNI 45779945D es la autora principal de la investigación recogida en este artículo, que conocen y dan su consentimiento para que el artículo sea empleado para la presente su tesis doctoral denominada “Estudio comparativo de la mitigación de la huella de carbono y ecológica de sistemas de depuración aplicados a efluentes de explotaciones ganaderas”, en el formato de compendio de artículos:

MENDIETA PINO
CARLOS ALBERTO
- 42859999M

Firmado digitalmente por
MENDIETA PINO CARLOS
ALBERTO - 42859999M
Fecha: 2025.06.30 14:12:40
+01'00'

Dr. Carlos Alberto Mendieta Pino

LEON ZERPA
FEDERICO
ANTONIO -
52837389H

Firmado digitalmente por
LEON ZERPA
FEDERICO ANTONIO
- 52837389H
Fecha: 2025.06.30
13:49:24 +01'00'

Dr. Federico Antonio León Zerpa

RAMOS
MARTIN
ALEJANDRO
- 52835485T

Firmado digitalmente por
RAMOS MARTIN
ALEJANDRO -
52835485T
Fecha: 2025.06.30
14:23:14 +01'00'

Dr. Alejandro Ramos Martin

MARTEL
RODRIGUEZ
GILBERTO
MANUEL -
52859832J

Firmado digitalmente por MARTEL
RODRIGUEZ GILBERTO MANUEL -
52859832J
Nombre de reconocimiento (DN): c=ES,
serialNumber=IDCES-52859832J,
givenName=GILBERTO MANUEL,
sn=MARTEL RODRIGUEZ, cn=MARTEL
RODRIGUEZ GILBERTO MANUEL -
52859832J
Fecha: 2025.07.01 14:15:37 +01'00'

Dr. Saulo Brito Espino

Dr. Gilberto M. Martel Rodríguez

1.3. Artículo 3

Título: New methodology for calculating the production of biogas in livestock wastewater treatment systems

Autores: Tania García Ramirez ^a, Carlos Mendieta Pino ^a, Saulo Brito Espino ^a, Federico Antonio León ^a, Melania L. Rodríguez Pérez ^a, Alejandro Ramos Martin ^a

^{a)} Departamento de Ingeniería de Procesos, Instituto Universitario de Estudios Ambientales y Recursos Naturales (i-UNAT), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), 35017, Las Palmas, España.

Revista: Desalination and water treatment

Fecha de Publicación: Agosto 2023

Cuartil: Q4

DOI: 10.5004/dwt.2023.29892

Los autores del trabajo titulado “ New methodology for calculating the production of biogas in livestock wastewater treatment systems” con DOI 10.5004/dwt.2023.29892, hacen constar que Doña Tania del Pino Garcia Ramirez con DNI 45779945D es la autora principal de la investigación recogida en este artículo, que conocen y dan su consentimiento para que el artículo sea empleado para la presente su tesis doctoral denominada “Estudio comparativo de la mitigación de la huella de carbono y ecológica de sistemas de depuración aplicados a efluentes de explotaciones ganaderas”, en el formato de compendio de artículos:

MENDIETA PINO
CARLOS ALBERTO
- 42859999M

Firmado digitalmente por
MENDIETA PINO CARLOS
ALBERTO - 42859999M
Fecha: 2025.06.30
14:12:52 +01'00'

Dr. Carlos Alberto Mendieta Pino

LEON ZERPA
FEDERICO
ANTONIO -
52837389H

Firmado
digitalmente por
LEON ZERPA
FEDERICO ANTONIO -
52837389H
Fecha: 2025.06.30
13:49:47 +01'00'

Dr. Federico Antonio León Zerpa

RODRIGUEZ
PEREZ MELANIA
LUCIA -
45330538E

Firmado digitalmente por
RODRIGUEZ PEREZ
MELANIA LUCIA -
45330538E
Fecha: 2025.07.01 14:34:44
+01'00'

Dr. Melania L. Rodríguez Pérez

RAMOS
MARTIN
ALEJANDRO
- 52835485T

Firmado digitalmente
por RAMOS MARTIN
ALEJANDRO -
52835485T
Fecha: 2025.06.30
14:23:35 +01'00'

Dr. Alejandro Ramos Martin

2. Introducción

2.1. Antecedentes

La industria porcina constituye uno de los sectores estratégicos dentro de la producción ganadera en España, tanto por su volumen económico como por su papel en la cadena agroalimentaria nacional e internacional. En términos globales, España ha consolidado una posición de liderazgo, situándose como el tercer país con mayor número de cabezas porcinas en el año 2020 solo por detrás de Estados Unidos y China, y como el tercer mayor productor mundial de carne de cerdo en 2021, superado únicamente por Alemania y Estados Unidos (Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios, 2023). Esta relevancia no solo responde al crecimiento intensivo del sector, sino también a su capacidad de adaptación tecnológica y a su contribución al desarrollo económico de las regiones rurales donde la actividad ganadera forma parte esencial del tejido productivo local.

Sin embargo, este crecimiento ha ido acompañado de diversos retos estructurales, entre los que destacan los impactos ambientales derivados de la intensificación productiva. El aumento en la densidad animal y la concentración de explotaciones en determinadas zonas ha generado una presión significativa sobre los recursos naturales, especialmente en relación con la gestión de los residuos orgánicos generados. Esta situación cobra especial relevancia en regiones frágiles desde el punto de vista ecológico y ambiental, como es el caso de las Islas Canarias.

En este archipiélago, el sector porcino presenta una estructura marcada por la heterogeneidad y el predominio de explotaciones familiares de pequeña escala, muchas de las cuales están orientadas al autoconsumo o al abastecimiento de mercados locales. A pesar de su importancia histórica y social, el sector ha sufrido un notable descenso en los últimos años, especialmente en la isla de Gran Canaria. Entre 2015 y 2021, el número de cabezas porcinas en la isla pasó de 9.144 a 4.737, lo que supone una reducción cercana al 50 % en tan solo seis años (ISTAC, n.d.). Esta disminución no responde únicamente a un descenso en la demanda, sino que está directamente relacionada con diversos factores estructurales: dificultades en el acceso a financiación, bajos márgenes

de rentabilidad, desigualdades en los estándares sanitarios, ausencia de apoyo técnico y, sobre todo, una gestión deficiente o inexistente de los purines generados en las explotaciones.

La gestión de estos residuos representa uno de los desafíos más urgentes y complejos del modelo productivo porcino actual. La acumulación de purines junto con mezcla de excrementos, orina, agua de limpieza y restos orgánicos sin un tratamiento adecuado puede generar serios impactos ambientales... contaminación de suelos y aguas subterráneas por nitratos, proliferación de vectores biológicos, emisión de gases de efecto invernadero y degradación del entorno natural. Estos efectos son aún más intensos en territorios insulares como en la isla de Gran Canaria, donde la disponibilidad de recursos hídricos y suelo cultivable es limitada, y donde existe una alta densidad de áreas protegidas que requieren un especial cuidado.

Además, la exposición continua de los animales a las condiciones ambientales adversas generadas por una gestión inadecuada de residuos, como la acumulación de gases tóxicos (amoníaco, dióxido de carbono, compuestos sulfurados), puede comprometer seriamente su salud y bienestar. Según Pedersen (2005), la piel, los ojos y las vías respiratorias de los animales se ven directamente afectados por la presencia constante de contaminantes atmosféricos derivados de la descomposición anaerobia del estiércol. Estudios como el de Arango et al. (2015) han documentado cómo estas condiciones pueden reducir la productividad de los animales y favorecer la aparición de enfermedades, afectando con ello también la viabilidad económica de las explotaciones.

En respuesta a esta situación, algunas explotaciones porcinas han intentado adoptar tecnologías de depuración mediante sistemas convencionales. Estos incluyen tratamientos físico-químicos y biológicos intensivos, diseñados para operar bajo condiciones técnicas controladas. No obstante, en el contexto de pequeñas explotaciones rurales, este tipo de soluciones presenta serias limitaciones. Los altos costos de inversión y mantenimiento, la necesidad de personal capacitado, la dependencia energética y la complejidad operativa dificultan su implementación y sostenibilidad a largo plazo, especialmente en entornos con baja capacidad técnica y financiera.

Ante estas limitaciones, los sistemas de depuración natural (SDN) surgen como una alternativa viable y adaptada a la realidad insular. Estos sistemas, utilizados con éxito en pequeñas comunidades rurales de todo el mundo, se basan en principios ecológicos que aprovechan procesos naturales como la sedimentación, la filtración, la acción de microorganismos y la fitodepuración. Su bajo coste de implantación, escasa necesidad de mantenimiento, mínima demanda de energía y compatibilidad con el entorno los convierten en una solución eficaz para explotaciones que, como las de Gran Canaria, operan con recursos limitados pero enfrentan exigencias crecientes en materia de sostenibilidad y cumplimiento normativo (Mendieta Pino, 2015).

En este contexto, se hace necesario analizar en profundidad el potencial de los SDN como herramienta para una gestión más eficiente y sostenible de los residuos porcinos en la isla. La adaptación de estos sistemas a las condiciones específicas del territorio clima, topografía, tamaño de las explotaciones, carga contaminante, disponibilidad de suelo podría no solo mitigar los impactos ambientales actuales, sino también contribuir a la revitalización del sector porcino insular mediante soluciones accesibles y de bajo impacto.

2.2. Objetivo

Debido a la complejidad de los sistemas de depuración natural el objetivo general de esta investigación es contribuir al desarrollo y optimización de soluciones sostenibles para el tratamiento de aguas residuales generadas en explotaciones ganaderas aisladas, especialmente en territorios insulares como las Islas Canarias, a través de la integración de experiencias prácticas, herramientas metodológicas de diseño y modelos de simulación para la valorización energética del residuo.

En una primera fase, se analiza la aplicación real de sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales en granjas porcinas de Gran Canaria, evaluando su rendimiento en condiciones operativas estables y su capacidad de adaptación frente a variaciones en el caudal y la carga orgánica. Este análisis permite identificar configuraciones óptimas y relaciones significativas entre variables operativas, consolidando así la viabilidad de estos sistemas en entornos rurales aislados.

Posteriormente, se desarrolla una herramienta estratégica de decisión basada en criterios técnicos como el caudal, la demanda química de oxígeno y la conductividad eléctrica, legales y de superficie disponible, que permite caracterizar, dimensionar y diseñar de forma estandarizada estos sistemas adaptados a distintas tipologías de explotaciones porcinas reales ubicadas en la isla de Gran Canaria. Esta herramienta se fundamenta en datos experimentales recopilados a lo largo de más de una década en instalaciones reales.

Finalmente, se propone una metodología numérica y pedagógica para la modelización de digestores anaerobios, orientada a la simulación del proceso de digestión y a la estimación del potencial de producción de biogás. A través de un modelo matemático implementado en software libre (SCILAB), se facilita la comprensión y predicción del comportamiento dinámico del sistema, permitiendo su utilización tanto en contextos educativos como en la mejora del diseño y gestión de plantas reales.

2.3. Trabajos Publicados

2.3.1. Autora principal

Relacionados con este trabajo

Título: Experience of Application of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) in Livestock Farms in Canary Islands

Autores: Carlos Mendieta Pino ^a, Tania Garcia Ramirez ^a, Alejandro Ramos Martin ^a, Sebastian O. Perez Baez ^a

a) Departamento de Ingeniería de Procesos, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017, Campus Universitario de Tafira, España, emails: carlos.mendieta@ulpgc.es, tania.garcia106@alu.ulpgc.es, alejandro.ramos@ulpgc.es, sebastianovidio.perez@ulpgc.es

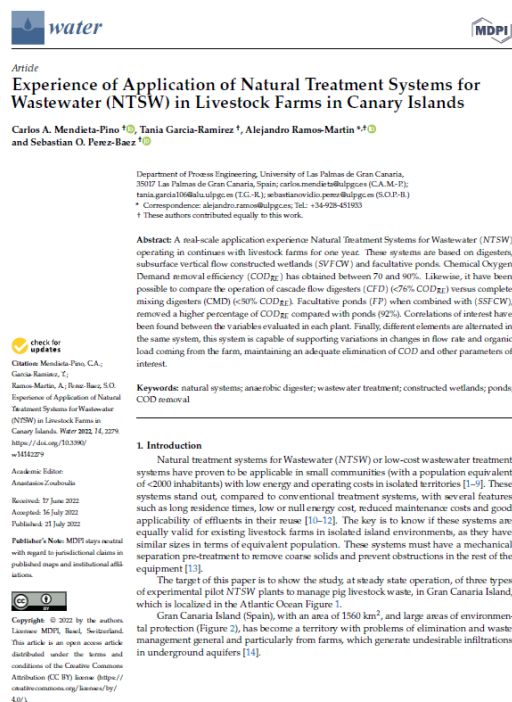
Revista: Water

Editorial: MDPI

Fecha de Publicación: Julio 2022

Cuartil: Q2

DOI: 10.3390/w14142279



Título: Decision Strategy Tool for the Desing of Natural Trearment Systems for Wastewater (NTSW) from Isolated Livestock Farms

Autores: Tania García Ramirez ^a, Carlos Mendieta Pino ^a, Federico Antonio León^a, Alejandro Ramos Martin ^a, Saulo Brito Espino ^a, Gilberto M. Martel Rodríguez ^b

^a) Departamento de Ingeniería de Procesos, Instituto Universitario de Estudios Ambientales y Recursos Naturales (i-UNAT), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), 35017, Las Palmas, España.

^b) Departamento de aguas, Instituto Tecnológico de Canarias (ITC), 35119 Santa Lucia, España

Revista: Water

Editorial: MDPI

Fecha de Publicación: Diciembre 2022

Cuartil: Q2

DOI: 10.3390/w15040628



Título: New methodology for calculating the production of biogas in livestock wastewater treatment systems

Autores: Tania García Ramirez ^a, Carlos Mendieta Pino ^a, Saulo Brito Espino ^a, Federico Antonio León ^a, Melania L. Rodríguez Pérez ^a, Alejandro Ramos Martin ^a

^{a)} Departamento de Ingeniería de Procesos, Instituto Universitario de Estudios Ambientales y Recursos Naturales (i-UNAT), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), 35017, Las Palmas, España.

Revista: Desalination and water treatment

Fecha de Publicación: Agosto 2023

Cuartil: Q4

DOI: 10.5004/dwt.2023.29892

Desalination and Water Treatment
www.deswater.com
doi: 10.5004/dwt.2023.29892

309 (2023) 248–254
October

New methodology for calculating the production of biogas in livestock wastewater treatment systems

Tania P. García-Ramírez, Carlos A. Mendieta-Pino, Saulo Brito-Espino, Federico León-Zerpa*, Melania L. Rodríguez-Pérez, Alejandro Ramos-Martin
Instituto de Estudios Ambientales y Recursos Naturales (i-UNAT) Edificio Politécnico I, Parque Científico Tecnológico, Las Palmas de Gran Canaria, Spain; email: federico.leon@ulpgc.es (F. León-Zerpa)

Received 26 June 2023; Accepted 22 August 2023

ABSTRACT

In this work, a modelling and numerical simulation proposal has been developed with a free open-source software, Scilab. The learning proposal consists of the simulation of an anaerobic biogas digester under continuous and discontinuous loading with an ASM mathematical model based on two reactions, acidogenesis-acetogenesis, considering a Monod-type growth, and methanogenesis, with a Haldane-type growth. Anaerobic digestion has become a successful process for the stabilisation of wastewater with high organic load. The aim of this proposal is to be used in the practical training activities to be developed by the student in the context of some of the subjects of the University Degrees and Masters with competences in the area of environmental technology. In the simulations, the proposed model has proved to be an effective tool for the simulation of the anaerobic digestion process, it has proved to be an efficient system to reduce the organic load in wastewater and it is versatile as it allows to modify the design, quickly, depending on the future needs of the student or teacher that can be used to understand and learn the proposed objective.

Keywords: Numerical methods; Anaerobic digestion; Anaerobic digestion; Model; Scilab

1. Introduction

Anaerobic digestion has become a successful process for the stabilisation of wastewater with high organic load, and it is important to understand the various factors that affect bioreactor design. Also, anaerobic treatment systems are natural processes that take place in areas where free oxygen is not available and are ideal for the treatment of highly biodegradable wastes. Anaerobic digestion has become more popular in recent years, mainly due to its ability to generate energy from waste [1]. Advances in microbial ecology methodologies in recent decades have resulted in tools to qualify and quantify microbially driven systems, allowing theorists to better test hypotheses, resulting in the potential for better engineering design and operation of biological processes [2].

The main objective of this work is a simple proposal for modelling and numerical simulation with SCILAB, for learning the continuous and discontinuous dynamics of biological digesters with an ASM mathematical model for wastewater treatment, due to the high cost that must be faced when implementing a facility of this type [3–5]. For this reason, several mathematical models have been developed for simulation, the usefulness of which depends on the objective and complexity of the work.

The Scilab software, which is free and open source, has been chosen to carry out the simulation. This software is oriented towards numerical computation, especially for

* Corresponding author.
Proceeded at the European Desalination Society Conference on Desalination for the Environment: Clean Water and Energy. Limassol, Cyprus, 22–26 May 2023.
1944-3994/2944-3996 © 2023 Desalination Publications. All rights reserved.

No relacionados con este trabajo

Título: Desing, research and development of Surface tensión equiment with teaching purpose

Autores: Tania García Ramirez ^a, Federico Antonio León ^a, Alejandro Ramos Martin ^a, Carlos Mendieta Pino ^a.

^a) Departamento de Ingeniería de Procesos, Instituto Universitario de Estudios Ambientales y Recursos Naturales (i-UNAT), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), 35017, Las Palmas, España.

Revista: Desalination and water treatment

Fecha de Publicación: Agosto 2023

Cuartil: Q4

DOI: 10.5004/dwt.2023.29895

 **Desalination and Water Treatment**
www.deswater.com
doi: 10.5004/dwt.2023.29895

309 (2023) 133–139
October

Design, research and development of surface tension equipment with teaching purpose

Tania García, Federico León*, Alejandro Ramos, Carlos A. Mendieta Pino
Process Engineering Department, University of Las Palmas de Gran Canaria, Tel.: 0034661616161; email: federico.leon@ulpgc.es
(F. León), alejandro.ramos@ulpgc.es (A. Ramos), carlos.mendieta@ulpgc.es (C.A. Mendieta Pino)

Received 28 June 2023; Accepted 23 August 2023

ABSTRACT

The importance of the experimental study of surface phenomena is not sufficiently reflected through the experiments carried out in teaching laboratories. The possibility of having cheaper equipment would be of great value for science and applied technological studies. The main objective of this project is the design of a piece of equipment to measure the surface tension of liquids for teaching purposes, using the De Nöuy ring technique. Data acquisition will be based on the loading cell and HX711 module. Measurement tests of three different liquids are taken: water, olive oil and fuel. Then, a budget will be made, a basic comparison with the Krüss K20 equipment, and finally the conclusions. Necessary studies have been done to verify the design. Regarding the manufacture of some of the designed components, the tool used was UTMaker Cura, where the characteristics of the parts were programmed for the 3D printing. Electronic components chosen to carry out the automation of the equipment: an Arduino UNO board, a Nema 17 engine with EasyDriver controller and a Loading Cell with an HX711 amplifier for data acquisition. The system implementation is done through 3 different softwares. Loading cell calibration and equipment operation are programmed in Arduino IDE.

Keywords: Surface tension; Liquids; Cellular membrane; Load cell

1. Introduction

In this introduction we will first define the following concepts of surface tension, the De Nöuy ring method and the working principle of the Load Cell will be explained and strain gauges. Once these concepts have been described, we will proceed to detail in the "Design and manufacturing", finally, the software used in this section, chosen materials and their properties. Then the tools used to manufacture the equipment will be shown.

Finally, this chapter will deal with the automation of the equipment, in this section. The software used will also be made known, the chosen components will be specified and assembly scheme of the same.

1.1. Surface tension definition

In physics the surface tension of a liquid is the amount of energy required to increase its surface per unit area, this leads to the liquid having a resistance to increase its surface. Property only available in liquids as they are the only ones to have a free surface. It is a tension force distributed along the surface of a liquid. This force per unit length is tangential to the surface and tends to reduce its expansion, your units in the System International are N/m [1].

1.2. Properties of surface tension

As explained previously, the molecules inside the liquid are attracted equally in all directions due to

*Corresponding author.
Presented at the European Desalination Society Conference on Desalination for the Environment: Clean Water and Energy, Limassol, Cyprus, 22–26 May 2023.
1944-3996/51944-3996 © 2023 The Author(s). Published by Desalination Publications.
This is an Open Access article. Non-commercial re-use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly attributed, cited, and is not altered, transformed, or built upon in any way, is permitted. The moral rights of the named author(s) have been asserted.

2.3.2. Colaboradora

Título: Proposal for modelling and numerical simulation with SCILAB for learning the continuous and discontinuous dynamics of biological and anaerobic digesters

Autores: Federico Antonio León^a, Saulo Brito Espino^b, Carlos Mendieta Pino^a, Tania García Ramírez^a.

^{a)} Departamento de Ingeniería de Procesos, Instituto Universitario de Estudios Ambientales y Recursos Naturales (i-UNAT), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), 35017, Las Palmas, España.

^{b)} Instituto Universitario de Investigación en Estudios Ambientales y Recursos Naturales, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), 35017, Las Palmas, España.

Revista: Desalination and water treatment

Fecha de Publicación: Junio 2021

Cuartil: Q4

DOI: 10.5004/dwt.2021.27535

Desalination and Water Treatment
www.deswater.com
doi: 10.5004/dwt.2021.27535

254 (2021) 15–21
September

Proposal for modelling and numerical simulation with SCILAB for learning the continuous and discontinuous dynamics of biological and anaerobic digesters

F.A. León^{a,*}, A. Ramos Martín^a, S. Brito Espino^b, C. Mendieta Pino^a, Tania García-Ramírez^a

^aDepartamento de Ingeniería de Procesos, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017,

Campus Universitario de Tefra, Spain, email: federico.leon@ulpgc.es (F.A. León),

alejandro.ramos@ulpgc.es (A. Ramos Martín), carlos.mendieta@ulpgc.es (C. Mendieta Pino),

tonia.garcia106@ulpgc.es (T. García-Ramírez)

^bInstituto Universitario de Investigación en Estudios Ambientales y Recursos Naturales, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017, Campus Universitario de Tefra, Spain, email: saulo.brito08@gmail.com

Received 14 October 2020; Accepted 24 June 2021

ABSTRACT

This article presents a proposal for modelling and numerical simulation with SCILAB with the aim of learning the continuous and discontinuous dynamics of anaerobic biological digesters. The objective is for the proposed design to be used in relevant Bachelor's and Master's degree course topics related to the area of environmental technology. The design is characterized by its versatility of the use in different situations and its employment of free and open-source tools. This latter aspect is an important characteristic as it allows the design to be modified quickly by students or teachers, depending on future needs. Some example simulation results are shown of the dynamic response of both continuous and discontinuous operation according to predefined operation specifications. By demonstrating these simulations, the design can be used to understand and learn the proposed objective.

Keywords: Biological kinetics; Simulation; Model; Numerical method

1. Introduction

Anaerobic digestion has been established as a satisfactory process for the stabilisation of effluent with a high organic load and it is important to know the different factors that affect the design of the biological reactor. Anaerobic treatment systems are biological systems that operate in the absence of oxygen and are very suitable for the treatment of highly biodegradable waste. Therefore, it is of interest to design learning strategies, based on information and communication technologies (ICTs), to help students in relevant Bachelor's and Master's degree courses and

provide them with skills in environmental technologies to learn and understand the evolution of the relevant variables in the operation of anaerobic digesters, both continuous and discontinuous. Such learning strategies can be based on the use of experimental and laboratory artefacts or designs, as well as virtual implementations by means of simulations, under easily modifiable environments, designed for the study and analysis of the issues of concern. The educational proposal related to artefacts is based on psychological learning theories developed in different works [1–4], while the second proposal is based on simulations and is set out in the following references [5–9]. In this way, it is

* Corresponding author.

Título: E-Learning Proposal for 3D Modeling and Numerical Simulation with FreeFem++ for the Study of the Discontinuous Dynamics of Biological and Anaerobic Digesters

Autores: Saulo Brito Espino ^a, Tania García Ramírez ^a, Federico Antonio León ^a, Carlos Mendieta Pino ^b, Juan J. Santana ^b, Alejandro Ramos Martín ^b.

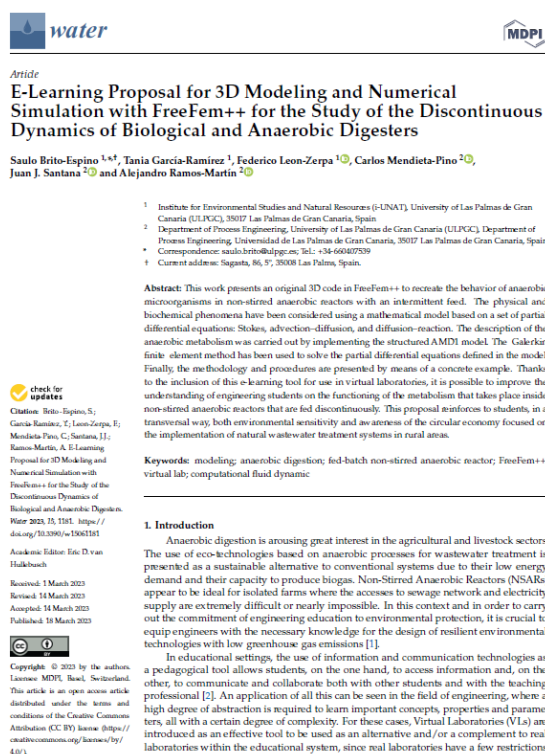
- ^{a)} Instituto Universitario de Estudios Ambientales y Recursos Naturales (i-UNAT), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), 35017, Las Palmas, España.
- ^{b)} Departamento de Ingeniería de Procesos, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), Departamento de Ingeniería de Procesos, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017, Las Palmas, España.

Revista: Water

Fecha de Publicación: Marzo 2023

Cuartil: Q2

DOI: doi.org/10.3390/w15061181



Título: Life-Cycle Analysis of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) Applied to Municipal Effluents

Autores: Nicolau Chirinza^a, Federico Antonio León^b, Paulino Muguirrima^a, Tania García Ramírez^b, Gilberto Martel Rodríguez^c, Camilla Gutierrez^c, Carlos A. Mendieta Pino^b.

^{a)} Facultad de Ciencias y Tecnologías, Zambezi University (Unizambeze), Beira 2100, Mozambique.

^{b)} Instituto Universitario de Estudios Ambientales y Recursos Naturales (i-UNAT), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), 35017, Las Palmas, España.

^{c)} Instituto Tecnológico de Canarias (ITC), Gobierno de Canaria, 35001, Las Palmas, España.

Revista: Water

Fecha de Publicación: Septiembre 2024

Cuartil: Q2

DOI: doi.org/10.3390/w16182653

Article
Life-Cycle Analysis of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) Applied to Municipal Effluents

Nicolau Chirinza^{1,†}, Federico A. León Zepa^{2,*}, Paulino Muguirrima¹, Tania del Pino García^{2,†}, Gilberto Martel Rodríguez^{3,†}, Camilla Gutierrez³ and Carlos A. Mendieta Pino^{2,†}

¹ Faculty of Science and Technology, Zambezi University (Unizambeze), Beira 2100, Mozambique; nicolau.chirinza10@ulpgc.es (N.C.); paulino.muguirrima10@ulpgc.es (P.M.)
² Institute of Environmental Studies and Natural Resources (i-UNAT), University of Las Palmas de Gran Canaria, 35001, Canary, Spain; tania.garcia@ulpgc.es (T.d.P.); carlos.mendieta@ulpgc.es (C.A.M.P.)
³ Canary Islands Institute of Technology (ITC), Gobierno de Canarias, 35001 Canary, Spain; gmarte@itcanarias.org (G.M.R.)
* Correspondence: federico.leon@ulpgc.es; Tel.: +34-686168516

Abstract: The objective of the described activity is to develop technologies or proposals that can be implemented within the cycle to enhance the relationship between climate change, water, energy, and food. The focus is on analyzing natural treatment systems for wastewater (NTSW) within the context of Macaronesia, considering factors such as life-cycle assessment (LCA), carbon footprint, impacts, and mitigation capacity. The analysis of real case data from the Canary Islands and Cape Verde will inform the development of appropriate technologies tailored to different areas and scales within Macaronesia. This work includes a comprehensive life-cycle analysis of the Santa Catalina (Cape Verde) NTSW. This analysis encompasses: (a) Inventory analysis of the construction phase: This involves the assessment of inputs and outputs associated with the construction of the NTSW, including materials, energy consumption, transportation, and waste generation. The maintenance and operation phases are then evaluated, with a focus on the ongoing maintenance and operation activities required for the NTSW, including energy consumption, water usage, chemical inputs (if any), labor, and equipment maintenance. (b) Finally, the impacts of the NTSW are evaluated. The environmental, social, and economic impacts generated by the NTSW are assessed. This includes an analysis of factors such as carbon emissions, water usage, land use, ecosystem impacts, human health effects, and economic costs. By conducting a comprehensive analysis of the Santa Catalina NTSW, the document aims to provide insights into the environmental performance and sustainability of the system. This information can then be used as a tool and experience of educational innovation for final-year undergraduate students to identify areas for improvement, develop mitigation strategies in the water sector, and inform decision-making processes regarding wastewater treatment technologies in Macaronesia. Furthermore, lessons learned from real case studies in the Canary Islands and Cape Verde can be applied to similar regions within the Macaronesia archipelago (EDWATER project).

Keywords: life cycle analysis (LCA); natural treatment; climate change

1. Introduction

The literature suggests various waste-management strategies, including conventional treatments, with outcomes varying depending on farm type [1–4]. Natural treatment systems for wastewater (NTSW) have emerged as viable options for both urban and rural settings due to their low energy requirements, effective contaminant removal capabilities, and potential for effluent reuse [5–12]. NTSW, as defined in the essay, are treatment systems where effluent storage involves high residence times, allowing organic matter degradation by bacterial activity. These systems are referred to in the scientific literature as unconventional technologies, low-cost systems, soft technologies, green systems, and others. The key differences between NTSW and conventional systems include zero energy

 **check for updates**
Chirinza, N.; Zepa, F.A.L.; Muguirrima, P.; del Pino García, T.; Rodríguez, G.M.; Gutierrez, C.; Pino, C.A.M. Life Cycle Analysis of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) Applied to Municipal Effluents. *Water* **2024**, *16*, 2653. <https://doi.org/10.3390/w16182653>
Academic Editor: Patrick Kamari
Received: 12 August 2024
Revised: 4 September 2024
Accepted: 16 September 2024
Published: 18 September 2024

 **CC BY**
Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Water **2024**, *16*, 2653; <https://doi.org/10.3390/w16182653> <https://www.mdpi.com/journal/water>

Título: Propuesta de aprendizaje para el estudio comparativo de la huella de carbono y ecológica en el ciclo de vida aplicado a sistemas de depuración natural y convencional en efluentes con alta carga orgánica

Autores: Carlos Alberto Mendieta Pino^a, Tania del Pino García Ramírez^a, Juan Carlos Lozano Medina^b, Carlos Jesús Sánchez Morales^b y Federico Antonio León Zerpab

- ^{a)} Department of Electronic Engineering and Automation, University of Las Palmas de Gran Canaria, Campus Universitario de Tafira, E-35017 Las Palmas de Gran Canaria, Spain
- ^{b)} Department of Process Engineering, University of Las Palmas de Gran Canaria, Campus Universitario de Tafira, E-35017 Las Palmas de Gran Canaria, Spain

Propuesta de aprendizaje para el estudio comparativo de la huella de carbono y ecológica en el ciclo de vida aplicado a sistemas de depuración natural y convencional en efluentes con alta carga orgánica

Carlos Alberto Mendieta Pino^a, Tania del Pino García Ramírez^a, Juan Carlos Lozano Medina^b, Carlos Jesús Sánchez Morales^b y Federico Antonio León Zerpab

Libro: Innovación Educativa en el ámbito de las TIC y las TAC

Página: 461

Fecha de Publicación: 2025

ISBN: 979-13-7006-166-1

Editorial: DYKINSON, S.L.

ABSTRACT

En este estudio se presenta una propuesta educativa dirigida a estudiantes de ingeniería, en la cual se les enseña a calcular y optimizar diversos parámetros, como la huella de carbono y la huella ecológica, a lo largo del ciclo de vida de un sistema de depuración natural, comparándolo con los de un sistema de depuración convencional. Para ello, se emplea un software de modelización especializado. La propuesta formativa se centra en la comparación de la huella de carbono de ambos tipos de sistemas de depuración, lo cual puede extrapolarse a otros tipos de sistemas de tratamiento de aguas. El propósito es integrar este enfoque en las actividades formativas prácticas dentro del marco de los programas de Grado y/o Máster Universitario en Ingeniería Industrial. La aplicación del software *SimuPro* permite simular el ciclo de vida y calcular la huella de carbono de sistemas de depuración natural, incorporando diversas variantes. Esta herramienta resulta fundamental tanto para el diseño como para la optimización de estos sistemas, ya que ofrece la flexibilidad de ajustar los diseños según las necesidades del estudiante o docente. Este enfoque metodológico facilita la comprensión y el aprendizaje de los objetivos planteados en el proceso formativo.

Keywords: simulación, modelización, educación interactiva, digitalización, tecnología educativa.

1. INTRODUCCIÓN

La actividad propuesta se centra en el desarrollo de tecnologías educativas de simulación y modelización para la consecución de soluciones que puedan ser implementadas de forma específica en el ciclo de recursos para mejorar las interrelaciones entre los aspectos de Cambio Climático, Agua, Energía y Alimentos, mediante el análisis de sistemas de depuración y regeneración [1]. Esta evaluación incluye el análisis del ciclo de vida (ACV) [2], la huella de carbono, los impactos ambientales y la capacidad de mitigación, con el fin de identificar las tecnologías más apropiadas en función de diferentes contextos [3]. La iniciativa de aprendizaje está dirigida principalmente a estudiantes de tercer y cuarto año de Grado en Ingeniería, aunque, debido a su potencial, también puede ser extendido a estudiantes de Máster y/o Doctorado. El objetivo del aprendizaje es que los estudiantes adquieran una comprensión profunda de cómo las configuraciones y las variables de diseño y funcionamiento influyen en el diseño, la durabilidad y el cumplimiento de la normativa vigente, así como en el desempeño de los ACV[4] aplicados a los sistemas de depuración. Los conocimientos impartidos están alineados con los objetivos del programa académico de la asignatura, los complementos y los módulos. En particular, los estudiantes deben familiarizarse con los principios fundamentales del diseño modelización y simulación matemática [5] así como, el funcionamiento de los sistemas de depuración, tanto naturales como convencionales. En estos procesos es posible simular de forma matemática los procesos biológicos que concurren [6], así como con el ciclo de vida de estos sistemas y el cálculo de sus huellas de carbono y ecológica. Numerosos autores como [5,7], discuten los beneficios y desafíos del uso de tecnología de simulación en la enseñanza de las matemáticas, enfatizando cómo la interpretación crítica de los resultados es clave para el aprendizaje profundo y como puede mejorar la comprensión de conceptos matemáticos de simulación, pero subraya la necesidad de interpretación crítica y de sentido en los resultados obtenidos.

Al finalizar el proceso formativo, se espera que los estudiantes comprendan de manera integral las variables que afectan a los sistemas de depuración y su relevancia para el diseño y el rendimiento de los mismos. La Figura 1, muestra un esquema de la propuesta de aprendizaje.

En el marco de esta propuesta interactiva, se llevará a cabo una encuesta inicial con el fin de evaluar los conocimientos previos del alumnado. Al finalizar la aplicación de la herramienta de simulación y la elaboración de la memoria de trabajo por parte del estudiante, se realizará una encuesta final para evaluar el rendimiento alcanzado en el proceso de aprendizaje. Esta encuesta incluirá tanto una valoración cuantitativa como cualitativa, permitiendo al alumnado expresar su opinión sobre el proceso educativo y el aprendizaje obtenido.

Este trabajo se desarrolla dentro de los Proyectos de Innovación Educativa "Aplicación de técnicas de aprendizaje activo y colaborativo en laboratorios como entornos de trabajo. Diseño, desarrollo y adaptación de equipos para su aplicación en sesiones de prácticas" (PIE 2023-60) de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

2.4. Justificación temática

La gestión de los residuos generados en explotaciones ganaderas, especialmente en territorios insulares o aislados, representa uno de los principales desafíos ambientales, económicos y normativos del sector agropecuario en el siglo XXI. La elevada carga orgánica de los efluentes, la escasez de suelo agrícola disponible para su valorización, el impacto en cuerpos de agua superficiales y subterráneos, así como las crecientes exigencias regulatorias en materia de sostenibilidad, obligan a replantear los modelos convencionales de tratamiento de aguas residuales y a buscar soluciones adaptadas, sostenibles y viables para pequeñas y medianas explotaciones.

En este contexto, la presente tesis doctoral se estructura en torno a tres contribuciones científicas complementarias, cuyo hilo conductor es la aplicación, diseño y evaluación de SDN en explotaciones ganaderas porcinas, con un enfoque integrador que abarca desde la experiencia empírica en campo hasta la modelización matemática y el análisis ambiental de ciclo de vida.

En el primer artículo *"Experience of Application of Natural Treatment Systems for Wastewater in Livestock Farms in Canary Islands"* se presentan los resultados de la implementación y evaluación a escala real de tres sistemas SDN en granjas porcinas de la isla de Gran Canaria. Este estudio documenta el desempeño operativo de estos sistemas en cuanto a su capacidad de retención hidráulica y su eficacia en la eliminación de contaminantes en condiciones reales de operación, demostrando su eficiencia y capacidad de adaptación frente a las variaciones de carga y caudal. Además, se establecen correlaciones operativas clave entre parámetros como la Demanda química de oxígeno (DQO) y la Conductividad Eléctrica (EC) lo que permite plantear indicadores accesibles para el control técnico en entornos rurales con limitaciones de recursos.

El segundo artículo *"Decision Strategy Tool for the Design of Natural Treatment Systems for Wastewater from Isolated Livestock Farms"* complementa la visión empírica con el desarrollo de una herramienta metodológica de apoyo a la toma de decisiones para el diseño y dimensionamiento de SDN. Esta herramienta se basa en un conjunto de correlaciones y criterios técnicos obtenidos de una extensa base de datos de explotaciones ganaderas de Gran Canaria, y permite caracterizar y predimensionar

sistemas de tratamiento de manera sistemática y reproducible. Su utilidad es especialmente relevante para explotaciones aisladas, donde la ingeniería a medida no siempre es económicamente viable, y donde es necesaria una solución que integre sencillez técnica, eficacia y cumplimiento normativo.

Finalmente, el tercer artículo *"New Methodology for Calculating the Production of Biogas in Livestock Wastewater Treatment Systems"* introduce una propuesta de modelización y simulación de digestores anaerobios mediante el modelo matemático AM2 implementado en Scilab. Este enfoque aporta una herramienta accesible tanto para el diseño técnico de sistemas de digestión anaerobia, permitiendo estimar de manera dinámica la evolución del sistema y su potencial de producción de biogás como para fines formativos. Esta integración energética de los residuos representa un paso clave hacia una gestión circular de los mismos.

En conjunto, los tres estudios permiten abordar el problema desde una triple perspectiva, la validación operativa de los sistemas en campo, el desarrollo de herramientas de diseño adaptadas a contextos específicos y la estimación de su potencial de valorización energética. Además, la tesis incorpora un análisis transversal del ciclo de vida de los residuos ganaderos y su huella ecológica, lo que permite contrastar los impactos ambientales de estos sistemas frente a los tratamientos convencionales y aportar criterios objetivos de sostenibilidad.

Esta tesis, por tanto, no solo aporta avances técnicos y metodológicos en el ámbito de la gestión de residuos ganaderos, sino que también contribuye al cumplimiento de objetivos ambientales globales, como los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), la transición energética y la reducción de emisiones en el sector agroalimentario.

3. Revisión bibliográfica

3.1. La problemática de los residuos ganaderos- impacto medioambiental

La gestión de los residuos ganaderos representa una de las principales problemáticas ambientales asociadas a dicha actividad. Tradicionalmente, estos residuos se han utilizado como fertilizante en tierras de cultivo, aprovechando su contenido en nutrientes. Esta práctica fue eficaz en un contexto de pequeñas explotaciones ganaderas, donde la relación entre la cantidad de residuos generados y la superficie disponible permitía una gestión sostenible sin causar impactos negativos significativos en el entorno.

En cambio, la transformación del modelo productivo ganadero en los últimos años ha generado cambios significativos en la gestión de los residuos. La progresiva desaparición de las pequeñas explotaciones, junto con la expansión de modelos de producción intensiva y la concentración de animales en espacios reducidos, ha dado lugar a un aumento significativo en el volumen y fluidez de los residuos generados. Este fenómeno se ve agravado por el abandono de sistemas tradicionales de manejo, como los lechos vegetales, y por la incorporación de aditivos en la alimentación animal como cobre y zinc que introducen nuevos contaminantes en los efluentes ganaderos (Castrillón Peláez & Marañón Maison, 2003).

Particularmente en el caso del ganado porcino, los residuos se componen de una fracción sólida, integrada por excrementos, restos de alimento y material de cama y una fracción líquida conocida como purín (Belmonte et al., 2008). Este último constituye una mezcla compleja que contiene macroelementos primarios (N, P, K), secundarios (Ca, Mg, Na) y oligoelementos (Cu, Zn, Mn, Fe, entre otros), muchos de ellos de gran valor fertilizante (Mendieta Pino, 2015). No obstante, las características del purín pueden variar considerablemente en función de diversos factores productivos y de manejo, como el número de animales, el tipo de explotación, la dieta, las condiciones climáticas o la frecuencia de vaciado de las fosas (Belmonte et al., 2008).

Cuando el purín se aplica de forma excesiva o en condiciones climáticas inadecuadas como por ejemplo, durante periodos de alta pluviometría, existe un alto

riesgo de lixiviación y escorrentía de nutrientes hacia cuerpos de agua superficiales y subterráneos. Este aporte excesivo de nitrógeno y fósforo, principalmente en forma de amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) y nitrito (NO_2^-), puede acelerar el proceso de eutrofización, caracterizado por la proliferación de biomasa, la reducción del oxígeno disuelto y el deterioro de la biodiversidad acuática (Camargo & Alonso, 2007).

Ante esta situación, se hace necesario el desarrollo e implementación de sistemas de tratamiento adecuados para los residuos ganaderos, especialmente en zonas rurales o de difícil acceso, que no solo garanticen la eliminación eficiente de contaminantes, sino que también se adapten a las condiciones locales y cumplan con la normativa ambiental vigente en materia de vertidos líquidos y además el ganadero saque beneficios de esta gestión.

3.2. Estrategias de tratamiento de los residuos

Como se ha comentado en el apartado anterior la intensificación de la actividad ganadera en las últimas décadas ha traído consigo importantes retos medioambientales, entre ellos, la adecuada gestión y tratamiento de los residuos que se generan. Los purines, en particular, constituyen uno de los efluentes más problemáticos debido a su alta carga contaminante y su potencial de impacto sobre los ecosistemas acuáticos y terrestres si no son tratados correctamente. En este contexto, se han desarrollado e implementado diversas estrategias de tratamiento, cuyo objetivo fundamental es reducir los niveles de materia orgánica, nutrientes, microorganismos patógenos y metales pesados presentes en el residuo, permitiendo su reutilización como fertilizante agrícola, un beneficio para el ganadero y que el vertido generado conforme a los límites legales establecidos.

Entre las opciones disponibles, se distinguen dos grandes enfoques tecnológicos: los sistemas de tratamiento convencionales y los sistemas no convencionales o naturales o como hemos presentado a lo largo de esta tesis sistemas de depuración natural. Ambos responden a lógicas de funcionamiento distintas, adaptadas a contextos operativos, económicos y medioambientales particulares.

Los sistemas de tratamiento convencionales se basan en el empleo de tecnologías físico-químicas y biológicas de tipo intensivo, caracterizadas por tiempos de

residencia cortos, un alto grado de control sobre los parámetros operativos y una elevada eficiencia depurativa bajo condiciones estables además de grandes superficies para su instalación. Estos sistemas incluyen, entre otros, digestores anaerobios de alto rendimiento, reactores biológicos, separadores de fases y sistemas de aireación forzada (López et al., 2009). Si bien estas tecnologías han demostrado ser eficaces en la eliminación de contaminantes, su implantación en explotaciones ganaderas pequeñas o medianas se ha visto limitada por una serie de factores críticos: alto coste de inversión inicial, elevados requerimientos energéticos, necesidad de mantenimiento técnico frecuente, y la exigencia de contar con personal especializado para su operación (Mendieta Pino, 2015).

Como consecuencia de estas limitaciones, muchos ganaderos han optado por abandonar estas soluciones tecnificadas, especialmente en aquellas explotaciones con márgenes de rentabilidad reducidos o con recursos humanos limitados causando abandono y cierre de explotaciones o en su contra mala o nula gestión de los residuos y en consecuencia vertidos ilegales. Esta situación se agrava en zonas rurales donde la competencia con otros sectores productivos impide la dedicación exclusiva a la gestión de residuos, lo cual dificulta aún más la viabilidad de los tratamientos convencionales.

Frente a esta realidad, han cobrado relevancia los sistemas de tratamiento no convencionales o naturales, los cuales se apoyan en procesos extensivos de depuración que aprovechan los mecanismos propios del medio ambiente para la degradación de la materia orgánica y la transformación de nutrientes. Estos sistemas requieren tiempos de residencia prolongados y se basan en tecnologías como lagunas de estabilización, filtros verdes, humedales artificiales, digestores simples y fosas anaeróbicas. El principio de funcionamiento se fundamenta en la acción de bacterias heterótrofas presentes en el entorno, las cuales metabolizan los compuestos orgánicos en condiciones aeróbicas o anaeróbicas, dependiendo del diseño del sistema (Mendieta Pino, 2015).

Los sistemas naturales presentan una serie de ventajas importantes, especialmente en contextos rurales y con recursos limitados. Entre ellas destacan el bajo coste de inversión y mantenimiento, la mínima necesidad de personal especializado, la estabilidad frente a fluctuaciones en el caudal y carga del efluente, y la posibilidad de integrar el residuo tratado en ciclos productivos agrícolas. No obstante, si bien los

sistemas naturales requieren una mayor superficie y pueden presentar ciertos retos operativos, como la proliferación de insectos o pérdidas por evaporación, estas limitaciones suelen ser gestionables y compensadas ampliamente por sus beneficios. Además, aunque los procesos no siempre están estandarizados, su simplicidad tecnológica y bajo coste facilitan la adaptación a diferentes condiciones locales.

Desde una perspectiva comparativa, las diferencias entre ambos tipos de tratamiento pueden agruparse en seis aspectos fundamentales (Mendieta Pino, 2015). En primer lugar, los sistemas naturales presentan un coste de inversión y mantenimiento significativamente inferior, lo que los hace más accesibles para pequeñas y medianas explotaciones. En segundo lugar, si bien el nivel de control técnico es mayor en los sistemas convencionales, esta ventaja se ve contrarrestada por su complejidad operativa y necesidad de supervisión continua. En cuanto a la superficie necesaria, los tratamientos naturales requieren una mayor extensión de terreno, pero este aspecto puede ser asumido en entornos rurales con disponibilidad de espacio. Por otro lado, los sistemas naturales destacan por su baja necesidad de personal especializado, lo cual favorece su implementación en explotaciones con recursos humanos limitados. En términos de conocimiento técnico, si bien las tecnologías convencionales cuentan con una base más consolidada, los SDN han demostrado una eficacia creciente y validada en diversos estudios y aplicaciones reales. Finalmente, aunque pueden presentar ciertos impactos ambientales perceptibles como olores o presencia de insectos, estos efectos pueden mitigarse con un diseño adecuado, y se ven ampliamente superados por su bajo impacto energético y su integración con el entorno.

En este contexto, resulta relevante estudiar la aplicabilidad y viabilidad de los sistemas de tratamiento no convencionales en entornos insulares como el de Gran Canaria, donde muchas explotaciones ganaderas presentan características particulares: alta densidad de animales, bajos volúmenes de purín generados, disponibilidad limitada de recursos técnicos y restricciones en el uso del suelo. Comprender si estos sistemas pueden responder eficazmente a las necesidades locales, tanto desde el punto de vista ambiental como económico, constituye un paso fundamental para avanzar hacia una gestión más sostenible y adaptada de los residuos ganaderos en este territorio.

3.3. Digestión Anaerobia

La digestión anaerobia constituye un proceso biológico natural y complejo mediante el cual la materia orgánica biodegradable es transformada, en ausencia de oxígeno molecular, en una mezcla gaseosa compuesta predominantemente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), así como en un subproducto sólido o semisólido denominado digestato. Este proceso es llevado a cabo por una comunidad consorciada de microorganismos que actúan de forma sinérgica, y cuya dinámica metabólica permite su aplicación en el tratamiento de residuos, la generación de energía renovable y la producción de biofertilizantes (Gerardi, 2013; Varnero, 2013).

La digestión anaerobia permite valorizar residuos agroindustriales, urbanos y ganaderos mediante su conversión en energía renovable, reduciendo simultáneamente la emisión de gases de efecto invernadero (GEI), la contaminación del agua y del suelo, y la generación de olores molestos (GREENPEACE, 2019). El biogás producido puede utilizarse para cogeneración de calor y electricidad o purificarse hasta obtener biometano. Asimismo, el digestato generado presenta valor como enmienda agrícola, por su contenido en nutrientes estabilizados y bajo potencial contaminante (Varnero, 2013).

Estas características posicionan a la digestión anaerobia como una herramienta eficaz en estrategias de economía circular y gestión sostenible de residuos, tanto a pequeña como a gran escala.

El proceso se desarrolla en ausencia de oxígeno, lo cual lo distingue del metabolismo aeróbico y permite el crecimiento de microorganismos anaerobios estrictos o facultativos. Se reconocen cuatro etapas bioquímicas principales que estructuran la digestión anaerobia:

Hidrólisis: Es la etapa inicial donde los polímeros orgánicos de alto peso molecular como polisacáridos (celulosa, almidón), proteínas y lípidos son transformados en monómeros solubles tales como azúcares, aminoácidos y ácidos grasos. Este proceso es catalizado por enzimas extracelulares excretadas por bacterias hidrolíticas. La eficiencia de esta etapa es determinante, ya que condiciona la disponibilidad de sustratos para las fases posteriores.

Acidogénesis: En esta fase, los monómeros generados en la hidrólisis son metabolizados por bacterias acidogénicas mediante rutas fermentativas, produciendo ácidos grasos volátiles (AGV) como ácido acético, propiónico y butírico, así como etanol, lactato, CO₂, H₂ y otros intermediarios.

Acetogénesis: Consiste en la conversión de AGV y otros intermediarios fermentativos en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono. Esta etapa es crítica, ya que el acetato y el H₂ son los precursores principales en la formación de metano.

Metanogénesis: Es la etapa final del proceso, llevada a cabo por arqueas metanogénicas. Existen dos rutas metabólicas predominantes: la acetoclástica, que convierte el ácido acético en metano y CO₂, y la hidrogenotrófica, que reduce el CO₂ usando H₂ como agente reductor. Se estima que hasta un 70% del metano generado en un digestor anaerobio proviene de la vía acetoclástica (Geardi, 2013).

Estas fases no son independientes ni secuenciales en el tiempo, sino que coexisten espacialmente en diferentes microambientes del sistema, generando un equilibrio dinámico que debe ser cuidadosamente controlado para evitar inhibiciones o colapsos del proceso.

3.3.2. Modelos cinéticos del proceso de digestión anaerobia

El estudio de la cinética microbiana es fundamental para comprender y modelar el comportamiento del proceso de digestión anaerobia, ya que permite predecir la velocidad de crecimiento de los microorganismos en función de la concentración de sustrato y otras variables limitantes o inhibitorias. A lo largo del tiempo, se han propuesto diversos modelos cinéticos, entre los que destacan los siguientes:

El **modelo de Monod**, propuesto por Jacques Monod en 1942, es uno de los más utilizados en ingeniería ambiental. Establece que la tasa específica de crecimiento microbiano (μ) depende de la concentración del sustrato disponible (S), de forma similar a la cinética enzimática de Michaelis-Menten. Este modelo es adecuado para condiciones sin inhibición, y se expresa mediante la ecuación:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S}$$

Donde $\mu_{\max}$ es la tasa máxima de crecimiento y K_s es la constante de semisaturación del sustrato.

El **modelo de Haldane**, desarrollado en 1930, extiende el modelo de Monod al incorporar un término de inhibición por sustrato. Este modelo es especialmente útil cuando el sustrato está presente en concentraciones elevadas que pueden resultar tóxicas para los microorganismos. La expresión incluye un parámetro adicional (K_i) que representa la constante de inhibición.

Por su parte, el **modelo de Moser**, introducido en 1958, modifica el modelo de Monod al incluir un exponente (n) que permite ajustar con mayor precisión la curva de crecimiento microbiano en función de la naturaleza del cultivo y su entorno.

En 1959, Donald Contois propuso el **modelo de Contois**, particularmente útil en sistemas con alta densidad celular. Este modelo relaciona la concentración de sustrato con la biomasa presente, considerando que la competencia entre microorganismos influye directamente en la tasa de crecimiento. Se utiliza con frecuencia en procesos anaerobios donde la hidrólisis es la etapa limitante.

Estos modelos, cada uno con sus particularidades, permiten adaptar la simulación del proceso de digestión anaerobia a diferentes condiciones operativas, tipos de sustrato y escalas de tratamiento. La elección del modelo más adecuado dependerá del objetivo de la simulación, la disponibilidad de datos experimentales y el nivel de complejidad deseado en la representación del sistema.

3.4. Impacto en la reducción de la Huella de Carbono

La implementación de estos sistemas, Sistemas Naturales de Tratamiento de Aguas Residuales, en explotaciones porcinas intensivas representa una estrategia eficaz para mitigar la huella de carbono asociada a la gestión de efluentes ganaderos. A diferencia de los sistemas convencionales de tratamiento, como los de lodos activados o biorreactores de membrana, los SDN se caracterizan por su bajo o nulo consumo energético, ya que operan principalmente por gravedad y no requieren aireación forzada, agitación mecánica ni calefacción externa (Crites et al., 2014; Mendieta-Pino et al., 2021). Esta eficiencia energética se traduce en una significativa reducción de las

emisiones indirectas de CO₂ vinculadas al consumo eléctrico, especialmente en contextos donde la matriz energética depende mayoritariamente de fuentes fósiles.

Además, los SDN contribuyen a la reducción de emisiones directas de GEI, como metano (CH₄) y óxidos de nitrógeno (N₂O), los cuales poseen un potencial de calentamiento global considerablemente mayor al del dióxido de carbono. Mediante la implementación de digestores anaerobios bien diseñados, como los evaluados en el presente estudio, es posible estabilizar la materia orgánica contenida en el purín, reduciendo la emisión de CH₄ al ambiente (Suresh et al., 2009). Esta función se ve potenciada por la incorporación de etapas adicionales de humedales construidos y lagunas facultativas, que permiten un tratamiento más completo y prolongado.

Asimismo, los efluentes tratados mediante estos sistemas presentan una composición rica en nutrientes y bajos niveles de carga orgánica, lo que los hace aptos para su uso en riego o fertilización agrícola (Ayaz & Akca, 2000). Esta reutilización evita el uso de fertilizantes sintéticos, cuya producción y transporte implican elevadas emisiones de carbono (FAO, 2013), promoviendo una economía circular de bajo impacto ambiental.

En términos de infraestructura, estos demandan menor cantidad de materiales industriales como hormigón o acero, al basarse en soluciones constructivas sencillas (lagunas, canales, sistemas de infiltración), lo cual representa una ventaja adicional en la reducción de la huella de carbono del sistema (Gachango et al., 2015).

Por tanto, esta investigación demuestra que los SDN no solo son técnicamente viables para el tratamiento de efluentes ganaderos en territorios insulares como Gran Canaria, sino que constituyen una herramienta clave en el cumplimiento de objetivos de descarbonización, sostenibilidad y adaptación climática en el sector primario.

3.5. Ciclo de vida de los Sistemas de depuración Natural

El ciclo de vida de estos sistemas comprende todas las fases desde la planificación hasta el cierre o renovación del sistema. Este enfoque permite valorar no solo la viabilidad técnica y económica de estos sistemas, sino también su impacto ambiental a largo plazo, especialmente en contextos rurales e insulares como en la isla de Gran Canaria.

Planificación y caracterización

Durante esta fase se realiza la identificación del tipo de efluente (porcino), su volumen, carga contaminante y la caracterización ambiental del emplazamiento. Se consideran además los requisitos normativos como el Real Decreto 306/2020, que establece las exigencias legales para las explotaciones ganaderas. Esta etapa es clave para asegurar la sostenibilidad técnica y legal del sistema propuesto (Mendieta-Pino et al., 2023).

Diseño y construcción

En esta etapa se seleccionan y dimensionan las unidades de tratamiento: separadores sólido-líquido, digestores anaerobios, lagunas facultativas y humedales de flujo subsuperficial. El diseño se adapta a las condiciones topográficas y climáticas locales, priorizando materiales sencillos como grava, geomembranas, macrófitas y elementos de hormigón de bajo impacto. Esta fase tiene una baja huella de carbono comparada con sistemas convencionales, al evitar el uso extensivo de estructuras industrializadas (Crites et al., 2014).

Operación

Los SDN operan de forma pasiva, sin requerimientos energéticos externos para bombeo o aireación. El tratamiento se basa en procesos biológicos naturales (aerobios y anaerobios), facilitados por el tiempo de retención hidráulica prolongado. Esta característica reduce significativamente las emisiones de carbono indirectas asociadas al uso de energía fósil.

Mantenimiento

A pesar de su simplicidad, los sistemas requieren ciertas tareas de mantenimiento preventivo, como la inspección de vegetación, el control de olores y la retirada de sólidos acumulados (cada 5 a 10 años). No es necesaria mano de obra especializada, lo que representa una ventaja en entornos rurales (Gachango et al., 2015).

Fin de vida útil y renovación

Los SDN pueden operar durante más de 20 años si se les da un mantenimiento adecuado. Al final de su ciclo, las unidades pueden ser renovadas parcialmente

(reposición de gravas o vegetación) o ampliadas. El terreno ocupado puede recuperarse para uso agrícola, sin dejar impactos negativos persistentes.

Evaluación ambiental y huella de carbono

Estudios basados en análisis de ciclo de vida (LCA) han demostrado que los SDN presentan una huella de carbono significativamente menor en comparación con los sistemas mecanizados tradicionales. Emiten menos gases de efecto invernadero tanto directa, menor generación de metano, como indirectamente, bajo consumo energético, además de generar un efluente reutilizable en agricultura que sustituye fertilizantes sintéticos (Belmont et al., 2004; FAO, 2013).

Por tanto, los SDN representan una tecnología de bajo impacto, resiliente y adecuada para la transición hacia una ganadería más sostenible en territorios insulares como Canarias.

4. Publicaciones Originales

En este apartado se presenta la relación de los artículos publicados en formato original en concepto de compendio en la presente tesis doctoral.

4.1. Experience of Application of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) in Livestock Farms in Canary Islands

Article

Experience of Application of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) in Livestock Farms in Canary Islands

Carlos A. Mendieta-Pino [†], Tania Garcia-Ramirez [†], Alejandro Ramos-Martin ^{*,†}
and Sebastian O. Perez-Baez [†]

Department of Process Engineering, University of Las Palmas de Gran Canaria,
35017 Las Palmas de Gran Canaria, Spain; carlos.mendieta@ulpgc.es (C.A.M.-P.);
tania.garcia106@alu.ulpgc.es (T.G.-R.); sebastianovidio.perez@ulpgc.es (S.O.P.-B.)

* Correspondence: alejandro.ramos@ulpgc.es; Tel.: +34-928-451933

[†] These authors contributed equally to this work.

Abstract: A real-scale application experience Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) operating in continues with livestock farms for one year. These systems are based on digesters, subsurface vertical flow constructed wetlands (SVFCW) and facultative ponds. Chemical Oxygen Demand removal efficiency (COD_{RE}) has obtained between 70 and 90%. Likewise, it have been possible to compare the operation of cascade flow digesters (CFD) (<76% COD_{RE}) versus complete mixing digesters (CMD) (<50% COD_{RE}). Facultative ponds (FP) when combined with (SSFCW), removed a higher percentage of COD_{RE} compared with ponds (92%). Correlations of interest have been found between the variables evaluated in each plant. Finally, different elements are alternated in the same system, this system is capable of supporting variations in changes in flow rate and organic load coming from the farm, maintaining an adequate elimination of COD and other parameters of interest.

Keywords: natural systems; anaerobic digester; wastewater treatment; constructed wetlands; ponds; COD removal



Citation: Mendieta-Pino, C.A.; Garcia-Ramirez, T.; Ramos-Martin, A.; Perez-Baez, S.O. Experience of Application of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) in Livestock Farms in Canary Islands. *Water* **2022**, *14*, 2279. <https://doi.org/10.3390/w14142279>

Academic Editor:
Anastasios Zouboulis

Received: 17 June 2022

Accepted: 16 July 2022

Published: 21 July 2022

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2022 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Natural treatment systems for Wastewater (NTSW) or low-cost wastewater treatment systems have proven to be applicable in small communities (with a population equivalent of <2000 inhabitants) with low energy and operating costs in isolated territories [1–9]. These systems stand out, compared to conventional treatment systems, with several features such as long residence times, low or null energy cost, reduced maintenance costs and good applicability of effluents in their reuse [10–12]. The key is to know if these systems are equally valid for existing livestock farms in isolated island environments, as they have similar sizes in terms of equivalent population. These systems must have a mechanical separation pre-treatment to remove coarse solids and prevent obstructions in the rest of the equipment [13].

The target of this paper is to show the study, at steady state operation, of three types of experimental pilot NTSW plants to manage pig livestock waste, in Gran Canaria Island, which is localized in the Atlantic Ocean Figure 1.

Gran Canaria Island (Spain), with an area of 1560 km², and large areas of environmental protection (Figure 2), has become a territory with problems of elimination and waste management general and particularly from farms, which generate undesirable infiltrations in underground aquifers [14].

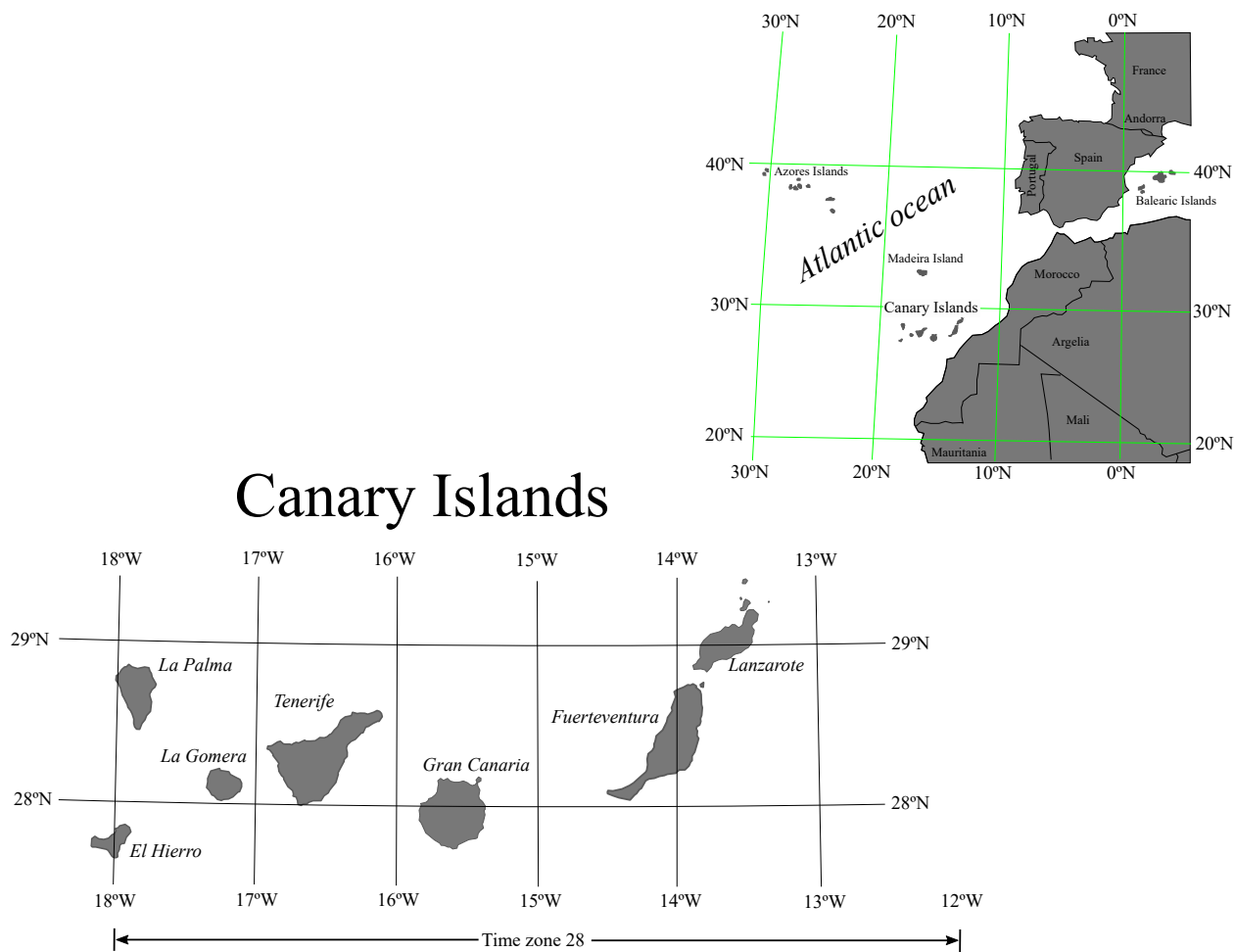


Figure 1. Location of Gran Canaria island in the Atlantic ocean.

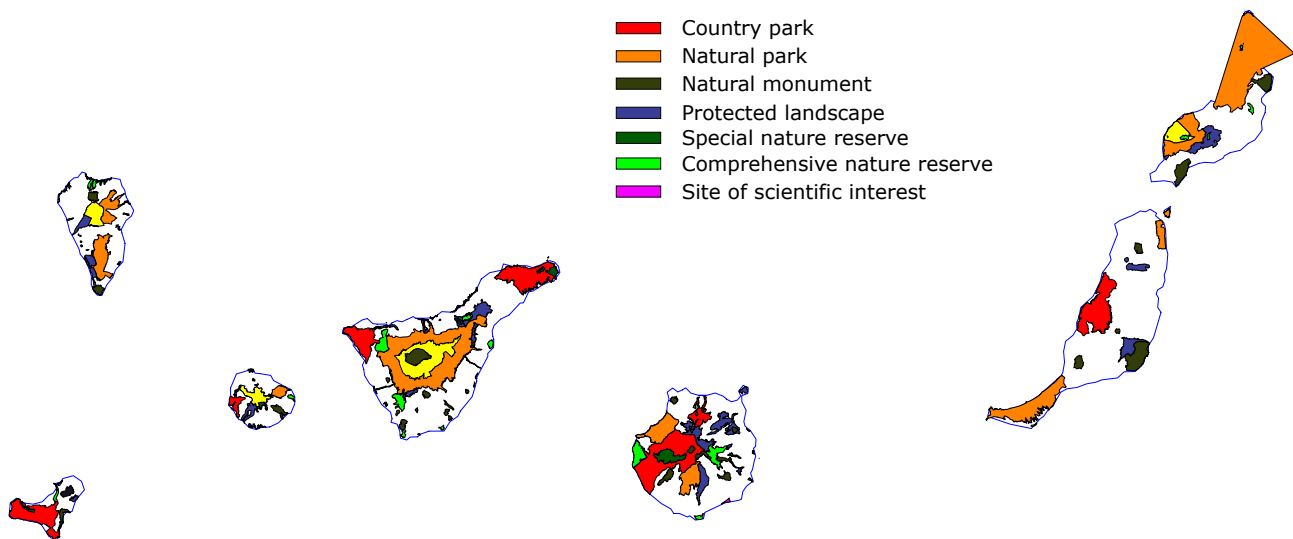


Figure 2. Areas of environmental protection.

In Spain, the legislation on protection against agricultural nitrate and phosphate pollution is Royal Decree 47/18 January 2022 on the protection of water against diffuse pollution caused by nitrates from agricultural sources. This regulation is based on Regulation (EC) 2003/2003 of 13 October 2003 of the European Parliament and of the Council on fertilizers and other implementing legislation. Specifically, the protection of water against pollution by nitrates and phosphates has its main legal instrument in Directive 91/676/EEC, known as the Nitrates Directive, and incorporated into national legislation through Royal Decree 261/16 February 1996, on the protection of water against pollution caused by nitrates and phosphates from agricultural sources, and replaced by RD 47/2022. It considers the following to be waters affected by nitrates: Inland surface waters with a nitrate concentration of more than 25 mg/L, Groundwaters with a nitrate concentration of more than 37.5 mg/L.

This regulation establishes Nitrate Vulnerable Zones (NVZ), which are areas of land whose runoff flows into waters affected by nitrates and which contribute to such pollution. Decree 54/4 June 2020, of the Government of the Canary Islands determines the zones of water affected by nitrate pollution of agricultural origin and designates the zones vulnerable to such pollution at altitudes of less than 300 meters on the island of Gran Canaria. In addition, a limit of 170 kg of N/ha per year is established in vulnerable zones and a limit for wastewater discharges of 5 mg/L for total phosphorus, 20 mg/L for total nitrogen and 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for conductivity.

At the moment, In Gran Canaria there are 136 livestock farms of pigs, Figure 3, 90%, is little family farms. The rest are industrial-sized farms that make up the majority of the island's census. These farms are around 1400 animals in size and represent a strong impact. This fact is equivalent to an organic load to a population of about 2000 equivalent inhabitants, a considerable amount and comparable to the total population of a town or small city on the island of Gran Canaria. Figure 4 displays, on the left, all the livestock farms (red dots) of Gran Canaria Island, and on the right the detail of the three livestock farms for which proposed the plants established in the objective of this paper.

This work presents the novelty of applying these NTSW in similar pig farms (in terms of equivalent inhabitants) with real scale and under normal production conditions. It presents an approximation of the treatment of the waste on the farm itself, favoring integrated production. This management improves the integration of the livestock farm into its environment and promotes the circular economy by converting the waste-resource.

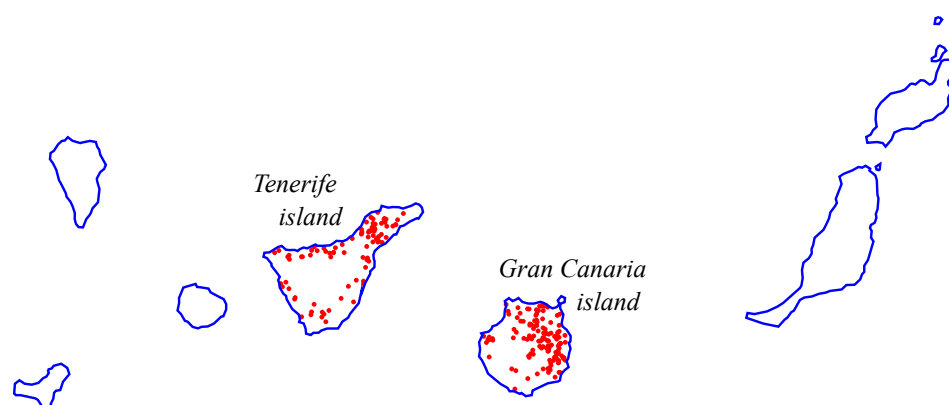


Figure 3. Location of the livestock farms of pigs of Tenerife and Gran Canaria Islands.

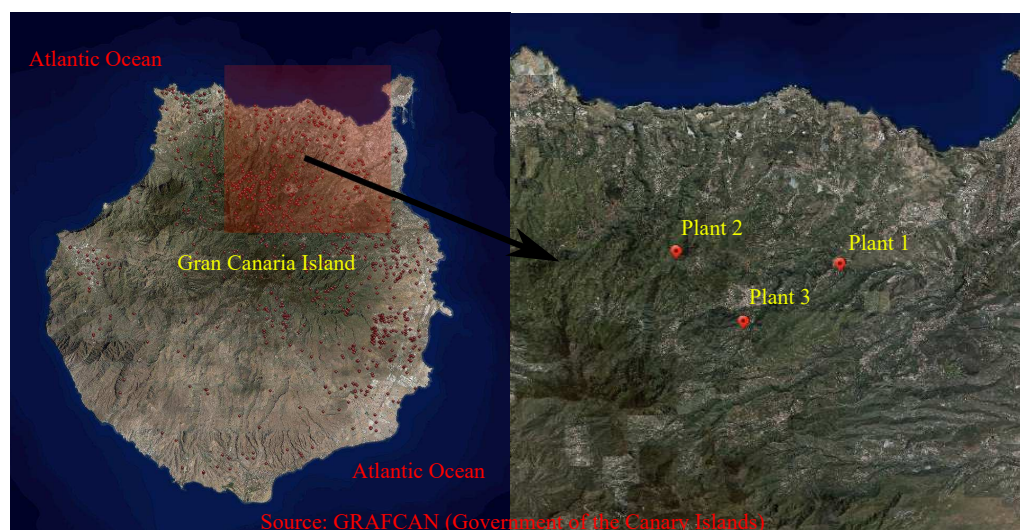


Figure 4. Location of the plants in Gran Canaria Island.

2. Materials and Methods

2.1. Pilot Plants Features

Pilot plants are in the midland of Gran Canaria Island, Figure 4, their photographs are showed in Figures 5–8, and their characteristics in Table 1 and in Figure 9 is shown the schematics of the plants and sampling points. Rotary screens are different in each of the plants and work in batches. It has carried out specific analyzes of the solid whose results and the treatment alternatives that have been studied will be published in another article. Figure 9 are schematic, each of the screens has an input tank that feeds the farm effluent by batch, once screened, the liquid fraction is discharged directly into the lagoon (plant 1), in the second chamber (digester with 6 chambers—plant 2) and in the second camber (digester with 4—plant 3).

- Plant 1.** Farm located at 450 m of altitude (UTM coordinates x : 450,052.41 m, y : 3,105,359.68 m), with 1600 animals. The effluent from the farm ($13.60 \text{ m}^3/\text{day}$) is discharged to a holding tank, which has been fitted with a 10 micron rotary screen and it is deposited in a pond of $length/wide$, 2/1 and 1100 m^3 of effective capacity. The depth is 1.5 m. Figure 5 displays a photograph of Plant 1, with a detail of the pond. The total hydraulic retention time (HRT) is 80 days.
- Plant 2.** Farm located at 540 m above sea level (UTM coordinates x : 443,504.65 m, y : 3,105,955 m), with 1100 animals. The effluent ($6.40 \text{ m}^3/\text{day}$) is conveyed in the retention tank. In the holding tank (capacity 40 m^3 , and retention time 4–6 days), it will be stored the manure until it is sieved. At the top of the half-closed closed digester is a 100-micron mesh rotary screen. The dimensions of the rectangular half-buried digester are $17.50 \text{ m} \times 6.50 \text{ m} \times 3.50 \text{ m}$ and an effective height of 1.70 m. It is constituted by six rectangular chambers of dimensions $3.00 \text{ m} \times 3.00 \text{ m}$, being of all them equal and intercommunicated by siphon, with an effective capacity unit of 22.90 m^3 each, and 132.60 m^3 of total volume. By the type of flow, it is possible to assimilate it to the operation of a cascade digester. Figure 6 displays a photograph of Plant 2, with a detail of the rotary screen, and the anaerobic digesters. The HRT is 25 days.
- Plant 3.** Farm located at 700 m of altitude (UTM coordinates x : 446,164 m, y : 3,102,557.64 m $28^\circ 2.83' \text{ N}$, $15^\circ 32.87' \text{ W}$), with 1400 animals. Effluent ($8.70 \text{ m}^3/\text{day}$) is collected in a reception tank with a capacity of 10 m^3 , then it is taken to the chamber 1 of an anaerobic digester. In the **chamber 1**, the slurry is stored until it is pumped to the 100 micron rotary screen on top of the anaerobic digester. The rectangular anaerobic digester consists of four equal and interconnected rectangular chambers with an effective capacity of 103.00 m^3 in total and HRT of 10 days. At the exit of the digester, the waste past to the first of the constructed wetlands with subsurface vertical flow (SVSFCW)

constituted by a cubicle with rectangular form, this volume is filled by stones of varied granulometry, being the free volume 22.95 m^3 and a *HRT* about of 4 days. In the subsurface constructed wetland *SSFCW* several types of plants are developed that degrade the organic matter. It has two vertical ventilation tubes. The passage of the water to be treated is performed below the surface throughout the lateral contact area with the pond. Slurry from *SSFCW* 1 flows into a pond of *length/width* ratio, 2/1 and 90 m^3 of effective capacity. The depth will be 1.5 m. The residence time is 10 days. The pond is surrounded by constructed wetlands, this has allowed us to experiment with a pond of inferior capacity and on the plant 1. The *SVFCW* 2, at the outlet of the effluent, has an identical design to the previous one. The installation has a recirculation circuit that allows recirculating of all or part of the liquid that exists in the lagoon to a control pool that is connected to the homogenization tank. At the end of *SVFCW* 2, it is the final tank of dimensions of 10.50 m^3 of capacity. The stabilized effluent percolates from the wetland to the final tank. Figure 6 displays a photograph of Plant 3, with a detail of the pond, and the constructed wetlands. The *HRT* is 28 days.

For the loading of digesters and ponds, it has been followed the following steps:

1. Each chamber of the digesters and ponds were initially filled with clean water.
2. No external resources have been added, such as bacteria cultures, sewage sludge, etc., leaving only the slurry to rest so that the native bacterial flora develops its performance.



Figure 5. Photograph of Plant 1, with a detail of the pond.



Figure 6. Photograph of Plant 2, with a detail of the rotary screen, and the anaerobic digesters.



Figure 7. Photograph of Plant 3, with a detail of the rotary screen, and the anaerobic digesters.



Figure 8. Photograph of Plant 3, with a detail of the pond, and the constructed wetlands.

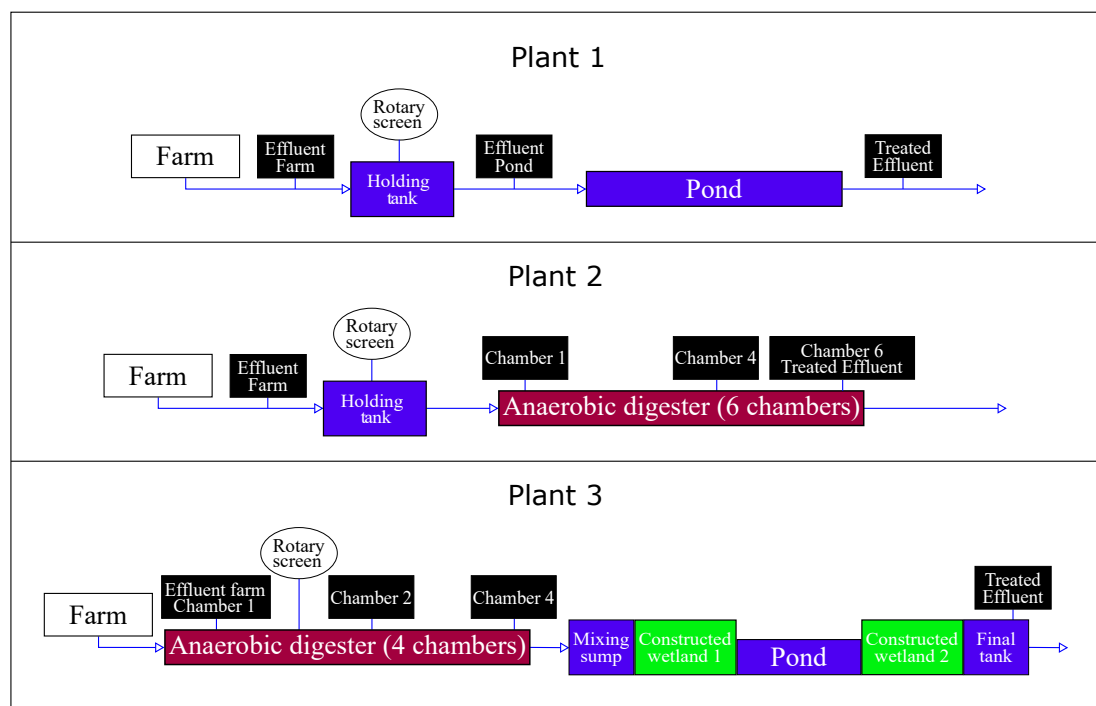


Figure 9. Schematics of the plants and Sampling Points.

Table 1. Data pilot Plants.

Plant	COD _{EF} (mg/L)	Q _{eff} (m ³ /day)	N _{Br} – N _T	V _{RT} – HRT (m ³) – (day)	V _{AD} – HRT (m ³) – (day)	V _{SSFCW} – HRT (m ³) – (day)	V _P – HRT (m ³) – (day)
1	45,600	13.60	(180) – (1890)	(10) – (1)	–	–	(1100) – (80)
2	29,000	6.40	(115) – (1068)	(40) – (4)	(132) – (21)	–	–
3	50,000	8.70	(160) – (1432)	(10) – (1)	(104) – (11)	(46) – (5)	(90) – (10)
Plant	Total Capacity (m ³)		Occupied Surface (m ²)		HRT Global (day)		
1	1115		750		81		
2	172		180		25		
3	250		140		27		

The SSFVCW-type wetlands are considered a submerged biofilm biological reactor. The effluent meets macrophytes, which are plants capable of attaching themselves to such soils (waterlogged or waterlogged), with one part submerged and one part emergent [15,16]. Authors such as [17–19] have indicated that a large part of the depuration process was due to the presence of plants. However, other studies [20,21] have indicated that the oxygen supply and the depuration capacity is provided by the biofilm that forms in the rhizome areas, with aerobic processes complementing the anaerobic processes in remote areas and therefore a depuration mechanism that is more independent of the type of vegetation selected.

The plants most used and evaluated by other authors are Aneas (Typha), reeds (Phragmites), rushes (Juncus), Scirpus, Carex, etc. [17,20]. macrophytes can transport oxygen to their roots and rhizomes, but in SSFVCW, the amount of oxygen is small compared to the demand and anaerobic processes predominate. However, in our first study, nature was left free to colonize the wetlands of plant 3, focusing on the overall management of the treatment systems and their integration into the management of the livestock farm.

2.2. Parameters and Samples

From plants 1 and 3, 46 samples have been taken; meanwhile, in Plant 2, 39 samples have been taken, totaling 545 days, as an initial follow-up of the implementation of an anaerobic biological treatment facility. The parameters measured were: *pH*, *T*, *EC*, and *COD*, and the periodicity of the samples was delivered in the following way:

1. During the first half of the year, the samples were taken four times a month, equally spaced in time.
2. In the second half of the year, the samples were taken twice a month, equally spaced in time.
3. After the first year, samples were taken on a monthly basis.

For measuring the parameters were used the **Standard and Methods (APHA 2005)**. Each plant has a meteorological station with measurement of; ambient temperature T_A , humidity ϕ , and rainfall R_{acc} . For the statistical analysis of the data, the *COD* has been set as the central variable so that this variable can be compared with the rest to be able to observe possible correlations. On the data set, under the approach of finding relationships between the parameters of the waste in the sampling point in each one of the digesters chamber and ponds, it was attempted to demonstrate that the variations of *COD* during the weeks, it was related to the variation of *pH* or *EC* at that same sampling point. When the homoscedasticity tests were carried out, which are a fundamental requirement for good factor analysis, it was not found any relationships between parameters at the point of sampling in each of the chambers and lagoons, and in consequence no significant correlation was going to be obtained from this hypothesis. Therefore, another approach to the data was sought, and it was decided to analyze the behavior of the installation during

the complete cycle, in which the slurry passes through the plant, defined by the Global Hydraulic Retention Time for the plant (HRT_G) of 82, 27 and 27 days (plant 1, 2 and 3, respectively). The initial hypothesis is established, that it is possible to relate punctual data of parameters with their respective evolution at the outlet, after the days of the treatment cycle. From the 131 samples available, for the three plants, we selected 30, 21 and 21 sampling data from the 131 available samples, making the grouping of the corresponding values of the study parameters possible.

3. Results and Discussions

3.1. Atmospheric Conditions

There was no temperature control in the digesters and ponds and wetlands, which were subject to rainfall. It is possible to observe, in Figure 10, for all the plants, throughout the time period, during the months of July and August (Table A1), that the highest ambient temperatures are reached (28 to 32 °C), with minimums of 10–14 °C in January and February. In addition, the values of the dew point and sky temperatures, estimated according to [22,23], can be observed in the same Figures, which affect the thermal conditions of the systems.

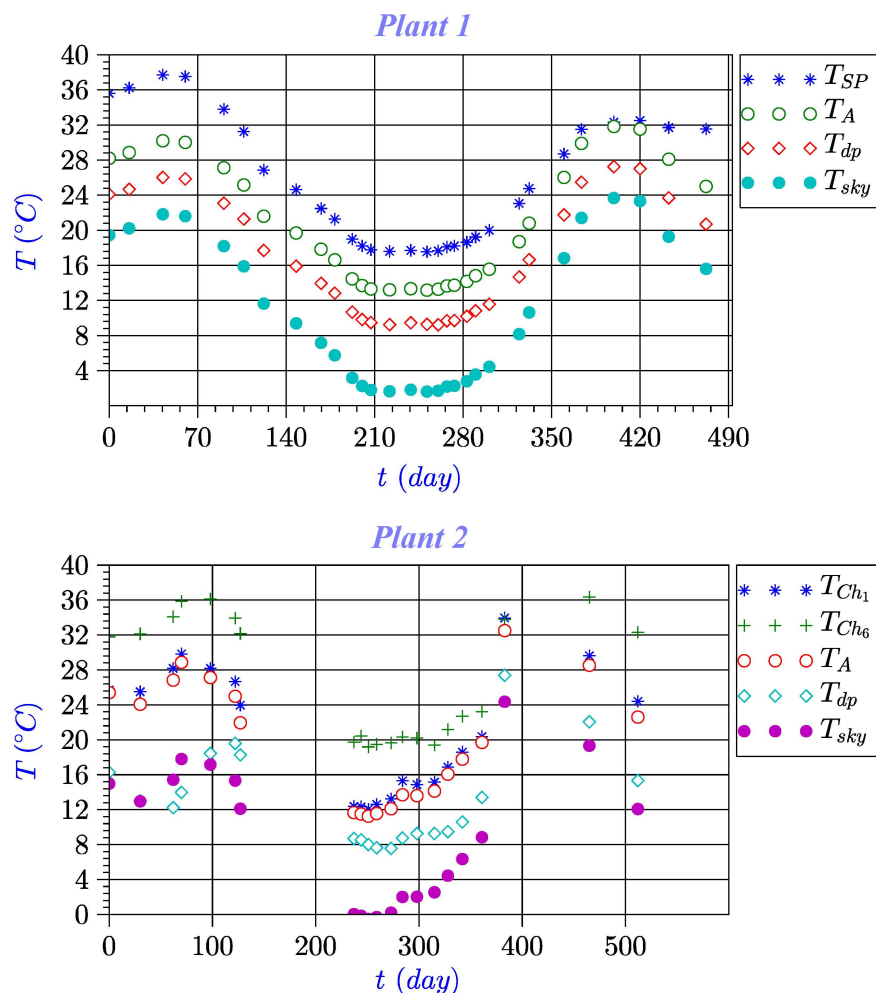


Figure 10. Cont.

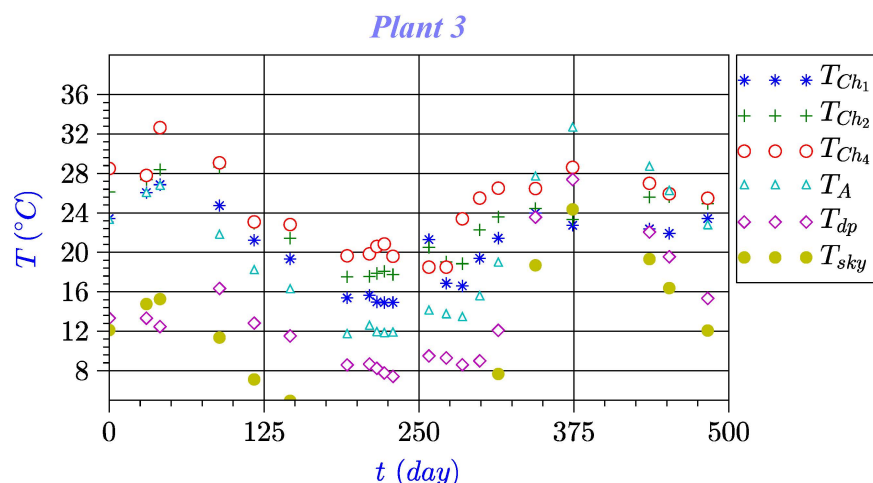


Figure 10. Temperature results for plant 1, 2, and 3.

Regarding rainfall, from May to August they are negligible while the months of November to February are the wettest. Figure A1. Because the systems are open, and subject to environmental conditions, rainfall contributions and evaporation losses (associated, among other causes, with the variability of relative humidity, Figure A2), the plants processes were influenced by modification of the liquid fraction, it has been quantified that the difference, in evaporation losses, was between 5 and 20%, depending on the time of year.

3.2. Temporal Evolution of the Analyzed Variables

The temporal evolution of the variables, can be analyzed in the graphs represented in the following Figures: the behavior of the temperatures in Figure 10, the values of COD in Figure 11, the values of EC in Figure 12, and the response of pH in Figure A3. The cyclical behavior shown in the graphs and samples indicates that the three plants operate at a steady state, damping and adapting according to the type of natural purification system the transient variability of the effluent input to the installation resulting from the operation of the operation Livestock. If, it is considered the operating charts of the three plants,

- The curves of variables, which are labeled *EF*, for plants 1 and 2, and subindex *Ch₁*, for plant 3, represent the discharge in the pilot plants of the pools and intermediate tanks that each of the livestock farms have in their pens.
- The curves of variables, which its label has the subindex *EP*, for plant 1, and subindex *Ch₁*, for plant 2, and subindex *Ch₂*, for plant 3, represent the initial point of the system.
- An finally, the curves of variables, which its label has the subindex *TE*, for plants 1 and 3, and subindex *Ch₆*, for plant 2, represent the effluent treated of the plants.

Although the pond of plant 1 multiplies by 10 the capacity of the pond in plant 3, its performance is similar, but when comparing the performance per cubic meter, the pond on plant 3 shows a better performance. In the digester of the plant 2, only the variability dampens from the sixth chamber. In plant 3, the most complete one, we could observe how the system is able to better cushion the variations due to alterations from external factors (climatology and plant growth) than those motivated by the operating regime itself.

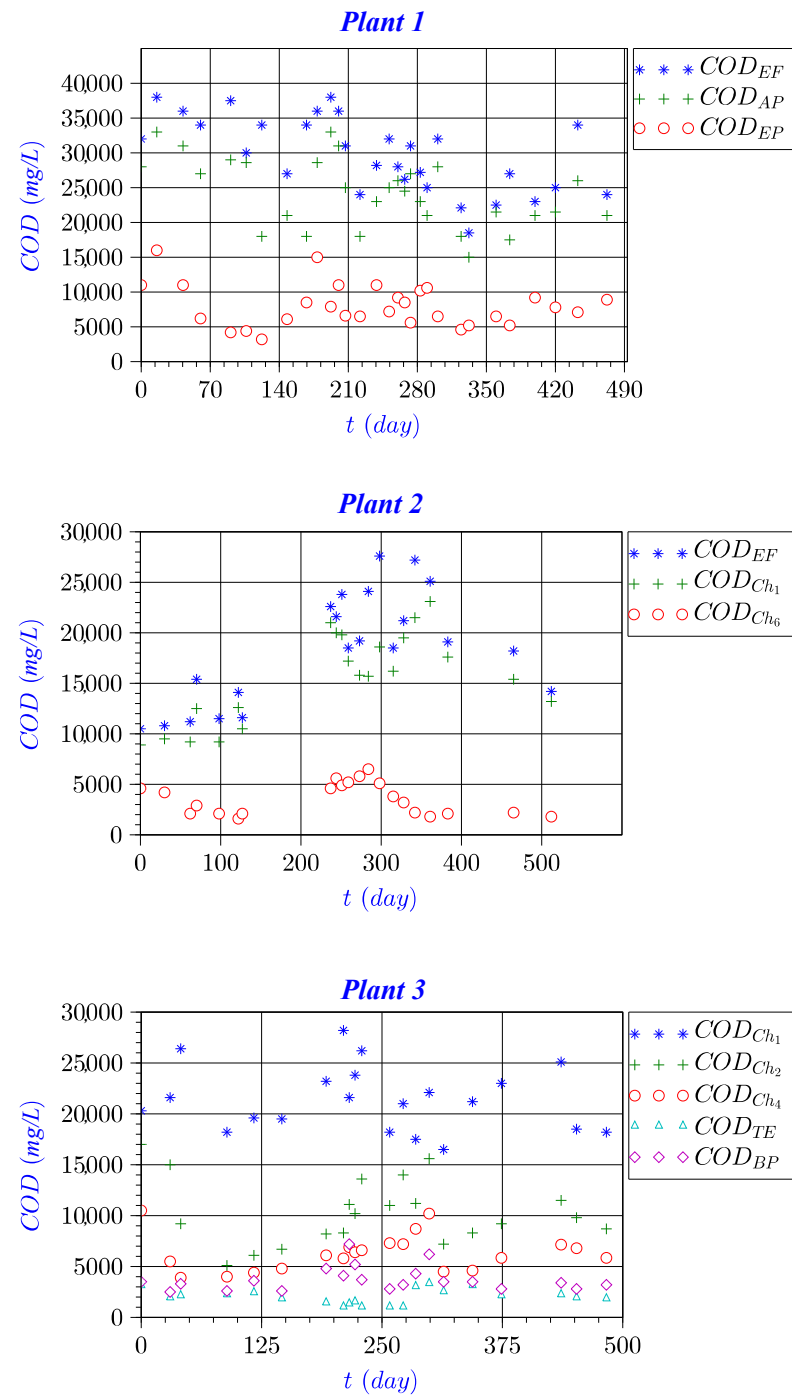


Figure 11. COD results for plants 1, 2, and 3.

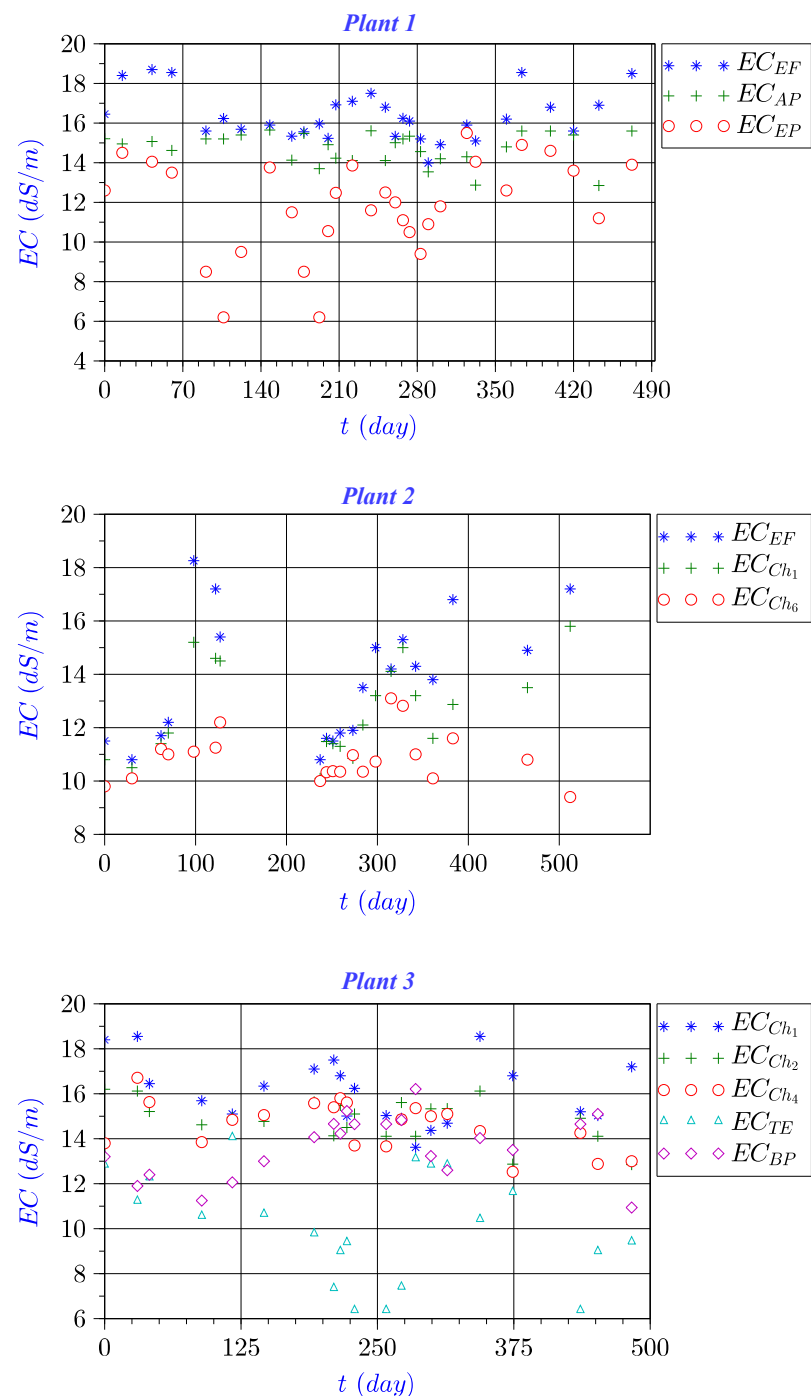


Figure 12. EC results for plant 1, 2, and 3.

3.3. Correlations

For the three plants, it has been possible to propose significant correlations for the studied variables, among them. In Table 2, it is showed several relationships, established in form of correlation, between several variables of the plants. For example, for plants 2 and 3, it is possible to relate the removal of COD_{REG} throughout the entire cycle and the removal in EC_{RE} in the same period. It was demonstrated that there is a direct relationship between these two variables, which is reasonable because of the direct relationship between the amount of salts in a slurry (represented by EC) versus methanogenic activity in a biological reactor, if the quantity of salts is low, more methane will be produced and therefore more organic matter (COD) will be removed. In this way, it is possible to confirm that periodicity sampling, based on global HRT, allows to evaluate the best installation and to

obtain meaningful relationships between different parameters of study in the complete treatment cycle.

Table 2. Relations between variables of Plants.

Plant 1	
R ²	Correlation
0.866	$COD_{REG} = 43.2947 + 70.5771 \cdot COD_{REEP}^2 - 8.781 \cdot COD_{REEP}^3$
0.500	$EC_{REG} = 19.202 - 0.097 \cdot R_{acc} + 0.002 \cdot R_{acc}^2 - 1.488 \times 10^{-5} \cdot R_{acc}^3$
0.798	$EC_{REG} = 18.250 - 0.60 \cdot EC_{REP} + 0.020 \cdot EC_{REP}^2 + 38.87 \times 10^{-5} \cdot COD_{REP}^3$
Plant 2	
R ²	Correlation
0.942	$COD_{REG} = 5.923 + 0.437 \cdot EC_{RED} + 0.0161 \cdot EC_{RED}^2 - 0.001 \cdot EC_{RED}^3$
0.602	$EC_{REG} = 7.213 + 1.023 \cdot EC_{RES} + 0.135 \cdot EC_{RES}^2 - 0.006 \cdot EC_{RES}^3$
0.847	$EC_{REG} = 5.923 + 0.437 \cdot EC_{RED} + 0.061 \cdot EC_{RED}^2 - 0.001 \cdot COD_{RED}^3$
Plant 3	
R ²	Correlation
0.748	$COD_{REG} = 92.559 - 1.087 \cdot EC_{REP} + 0.0501 \cdot EC_{REP}^2 - 0.001 \cdot EC_{REP}^3$
0.769	$EC_{REG} = 19.854 - 0.759 \cdot EC_{REP} + 0.063 \cdot EC_{REP}^2 - 0.001 \cdot EC_{REP}^3$
0.426	$EC_{REG} = 18.824 - 20.123 \cdot R_{acc} - 6.424 \cdot R_{acc}^2 - 0.824 \cdot R_{acc}^3$

Studies have been published with relationships between the variables studied COD and Conductivity (EC) [24,25]. As reported by [26], as indicated, Refs. [26–29] chemical analyses with standard laboratory methods are accurate, but involve a certain cost for the farmer and it is interesting to have COD values related to conductivity that can be taken on the farm. In this study, significant correlations with conductivity (EC), better than the $r = 0.511$ and $r = 0.571$ [24,25], were found.

3.4. Performance

Overall, the best COD and conductivity removal efficiency is found in plant 3 (90.42% and 36.26%, respectively, Table 3). With respect to the equipment, the sieves have a similar average COD performance, the digester of plant 2 (with 6 chambers) has a better performance both at a global and specific level with respect to the digester of plant 3 (with 4 chambers), while it is observed that the performance per day of residence is higher in plant 3. However, in conductivity removal, plant 2 is superior both globally and specifically. The ponds show differences in volume in the order of 10:1, with a higher volume in plant 1. However, although globally the two ponds (plant 1 and 3) have similar COD removal rates (66.67% and 66.27%, Table 3). The pond of plant 1, despite having a 10:1 volume ratio with respect to plant 3, has a lower specific performance both per volume and per day of residence. This advantage is confirmed by the ability of the plant 3 (which has two associated subsurface vertical flow wetlands) to reduce the overall and specific conductivity. These results can be explained, mainly, because the constructed wetlands are self-sustaining in relation to the removal of contaminants, since different mechanisms are produced in them, which can be classified as: biological (bioremediation and phytoremediation), chemical and physical [30,31]. Constructed wetlands are, as far as possible, controlled environments in which they can act on macrophytes, some plants, fill or gravel, and microbial populations, which act anaerobically to a considerable extent. Macrophytes and microbes take contaminants that reach wetlands as a source of energy, with which a removal of contaminants is achieved [30,32].

Although precipitation has an influence, for an open system it can be found in all three plants, and (to a greater extent in plants 1 and 3, with ponds), it can be affirmed that, although plant 1 has the highest level of average accumulated precipitation, the conductivity reduction capacity of plant 3 is clearly better than that of plant 1, although its capacity and surface area are notably lower. In this case it is clear the contribution of salt elimination caused by the presence of *SFS* artificial wetlands in plant 3. The role of salts in anaerobic digestion plays an important role in the methanogenic stage, since it has a condition in the form of possible inhibitions [33–35], which can reduce methanogenic activity. This could be observed, directly, in the measurement of the pH of the system, since it would cause changes in suitable ranges for the pH in anaerobic digestion, Table 4, to favor the production of biogas, and therefore for the degradation of contaminants.

Plant 2 has a 6 chamber cascade digester in which the layout resembles a channel (or piston flow) digester with better performance than plant 2 (or complete mix) and with a good load buffering capacity. Plant 3 has neither the best digester nor the best pond, but has the best performance, because the integration of different systems results in better treatment and observed performance in terms of *COD* and conductivity removal. Regarding the *HRT*, total capacity, and occupied surface, it can be observed that the *COD* removal capacity and conductivity are clearly better in plants 2 and 3, being smaller than plant 1 (in capacity and occupied surface), with specific removals 0.464 and 0.377 %/m³, respectively, and 3.190 and 3.229 %/day. It is further influenced by the fact that the system is composed of complementary elements that allow the microbial fauna to better adapt to these changes.

Table 3. Removal rate values (*COD*, *EC*...).

Plant	<i>COD</i> _{RES} (%)	<i>COD</i> _{RED} (%)	<i>COD</i> _{REP} (%)	<i>COD</i> _{REG} (%)	<i>EC</i> _{RES} (%)	<i>EC</i> _{REP} (%)	<i>EC</i> _{RED} (%)	<i>EC</i> _{REG} (%)
1	18.08	—	66.67	72.64	9.56	19.37	—	27.63
2	14.63	75.92	—	79.75	7.78	—	12.94	19.41
3	15.41	46.86	66.27	90.42	8.31	30.79	5.41	36.26
Plant	<i>COD</i> _{RES} (%/m ³)	<i>COD</i> _{RED} (%/m ³)	<i>COD</i> _{REP} (%/m ³)	<i>COD</i> _{REG} (%/m ³)	<i>EC</i> _{RES} (%/m ³)	<i>EC</i> _{REP} (%/m ³)	<i>EC</i> _{RED} (%/m ³)	<i>EC</i> _{REG} (%/m ³)
1	1.291	—	0.061	0.065	0.683	0.018	—	0.025
2	0.366	0.575	—	0.464	0.195	—	0.091	0.107
3	4.541	0.455	0.488	0.377	0.831	0.342	0.053	0.146
Plant	<i>COD</i> _{RES} (%/day)	<i>COD</i> _{RED} (%/day)	<i>COD</i> _{REP} (%/day)	<i>COD</i> _{REG} (%/day)	<i>EC</i> _{RES} (%/day)	<i>EC</i> _{REP} (%/day)	<i>EC</i> _{RED} (%/day)	<i>EC</i> _{REG} (%/day)
1	—	—	0.833	0.897	—	0.922	—	0.776
2	—	3.615	—	3.190	—	—	0.345	0.341
3	—	4.686	3.898	3.229	—	0.907	2.226	1.295

Table 4. Average values ($\overline{pH}$, $\overline{R}_{acc}$, $\overline{\phi}$, $\overline{T}$).

Plant	$\overline{pH}_{EP}$	$\overline{pH}_{SP}$	$\overline{pH}_D$	$\overline{pH}_G$	$\overline{R}_{acc}$ (L/m ²)	$\overline{T}_A$ (°C)	$\overline{\phi}$ (%)	$\overline{T}_{SP}$ (°C)	$\overline{T}_D$ (°C)
1	7.58	7.55	—	7.55	68.11	20.79	77.56	25.44	—
2	6.07	—	8.48	7.44	52.95	19.80	67.30	—	26.86
3	9.40	7.95	5.80	7.95	41.46	22.60	63.50	21.74	22.38

NTSWs evaluated are compared in Table 5 with other similar ones both on farms and domestic waters (with equal number of equivalent inhabitants) [5–7,36], it can be observed that similar *COD* removal values both in % and %/*HWR* are obtained with livestock

effluent treatment plants [37] and the more complete the installation (NTSW Plant 3). Likewise, if the results given are compared against conventional systems, it is observed that they have comparable overall COD removal rates, and again the best installation is Plant 3 [38–41]. However, as the conventional systems are intensive in energy consumption and with shorter retention times (*HRT*), in all cases except for those found by [39–41] it can be observed that by %/*HRT* the conventional systems are superior to the natural systems studied, this being the weak point of these systems in terms of retention times [42–46].

Table 5. Comparison between natural treatment systems.

Treatment	HRT (days)	Total Removed (%COD)	Total Removed (%COD/HRT (day))	References
Anoxic-aerobic	54	95.90	1.78	[39]
Anerobic-anoxic-aerobic	48	95.00	1.98	[39]
Anaerobic	14	94.00	6.71	[40]
Codigestion anaerobic	15.5	69.20	4.46	[41]
Anoxic-aerobic	13	86.90	6.68	[38]
Anoxic-aerobic	13	93.60	7.20	[38]
Activated Sludge	10	95.00	9.50	[38]
NTSW Domestic	20	96.00	4.80	[6]
NTSW Domestic	28	90.00	3.21	[4]
NTSW Domestic	30	90.00	3.00	[7]
NTSW Livestock	25	65.00	2.60	[37]
SBR and MBR technology	6.5	96.00	14.77	[47]
Anaerobic-Biofilters	6	98.00	16.33	[45]
Aerobic termofilic	3	62.00	20.67	[46]
Anaerobic-SBR	4.5	96.70	21.49	[42]
MBR technology	1	51.20	51.20	[43]
Aerobic termofilic	3	60.00	20.00	[44]
NTSW Plant 1	81	72.64	0.90	This work
NTSW Plant 2	25	79.75	3.19	This work
NTSW Plant 3	28	91.70	3.28	This work
SBR	6	70.40	11.73	[39]
SBR and MBR technology	8	98.00	12.25	[47]

4. Conclusions

The NTSW has the capacity to cushion the fluctuations of the organic load due to livestock exploitation, having stable effluents. Systems that combine different alternatives are superior in performance and load capacity. These systems can be an alternative to conventional systems in farms of a similar size in insular and/or isolated territories and provide a low management cost alternative by offering a stabilized effluent. This effluent can be reused and promote the principle of integrated production.

Author Contributions: Conceptualization, C.A.M.-P., A.R.-M. and S.O.P.-B.; Data curation, C.A.M.-P., T.G.-R. and A.R.-M.; Formal analysis, C.A.M.-P. and A.R.-M.; Funding acquisition, A.R.-M. and S.O.P.-B.; Investigation, C.A.M.-P., T.G.-R., A.R.-M. and S.O.P.-B.; Methodology, C.A.M.-P. and A.R.-M.; Project administration, S.O.P.-B.; Resources, C.A.M.-P., T.G.-R. and S.O.P.-B.; Software, C.A.M.-P., T.G.-R. and A.R.-M.; Supervision, S.O.P.-B.; Validation, C.A.M.-P. and A.R.-M.; Visualization, C.A.M.-P. and A.R.-M.; Writing—original draft, C.A.M.-P. and A.R.-M.; Writing—review & editing, C.A.M.-P. and A.R.-M. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research has been co-funded by the INTERREG V-A Cooperation Spain–Portugal MAC (Madeira-Azores-Canarias) programme MITIMAC project MAC2/1.1a/263.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: Not applicable.

Acknowledgments: This research work has been carried out within the Livestock Industry Modernization Program of the Cabildo de Gran Canaria (Government of the island), and with the inestimable help of the farmers and the technical staff of the Agrarian Extension and Agricultural Development Service, Agrofood and Phytopathological Laboratory of the Cabildo de Gran Canaria and Analytical Control of Environmental Sources (CAFMA), Institute for Environmental Studies and Natural Resources (i-UNAT) of the University of Las Palmas de Gran Canaria..

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

Abbreviations

The following abbreviations are used in this manuscript:

<i>COD</i>	Chemical oxygen demand
<i>COD_{EF}</i>	Effluent farm <i>COD</i>
<i>COD_{EP}</i>	<i>COD</i> of Effluent pond
<i>COD_{TE}</i>	<i>COD</i> of Treated Effluent
<i>COD_{Ch_i}</i>	<i>COD</i> of chamber number <i>i</i>
<i>COD_{BP}</i>	<i>COD</i> at bottom of pond
<i>COD_{RE}</i>	Percentage ratio of the removal efficiency of Chemical oxygen demand
<i>COD_{REG}</i>	<i>COD_{RE}</i> of the global plant
<i>COD_{RES}</i>	<i>COD_{RE}</i> at the screen
<i>COD_{RED}</i>	<i>COD_{RE}</i> at the digester
<i>COD_{REEP}</i>	<i>COD_{RE}</i> at the effluent pond
<i>EC</i>	Electrical conductivity
<i>EC_{EF}</i>	Effluent farm <i>EC</i>
<i>EC_{EP}</i>	<i>EC</i> at Effluent pond
<i>EC_{EF}</i>	<i>EC</i> of the treated effluent
<i>EC_{Ch_i}</i>	<i>EC</i> at chamber number <i>i</i>
<i>EC_{BP}</i>	<i>EC</i> at bottom of pond
<i>EC_{RE}</i>	Percentage ratio of the removal efficiency of electrical conductivity
<i>EC_{REG}</i>	<i>EC_{RE}</i> of the global plant
<i>EC_{REP}</i>	<i>EC_{RE}</i> of the pond
<i>EC_{RES}</i>	<i>EC_{RE}</i> of the screen
<i>EC_{RED}</i>	<i>EC_{RE}</i> of the digesters
<i>HRT</i>	Hydraulic retention time
<i>HRT_G</i>	Global Hydraulic retention time for the plant
<i>NTSW</i>	Natural treatment system for wastewater
<i>N_{Br}</i>	Number of bristles
<i>N_T</i>	Total number of animals
<i>pH</i>	Measure of the concentration of protons [H^+] in a solution
<i>pH_{EF}</i>	<i>pH</i> at effluent farm
<i>pH_{SP}</i>	<i>pH</i> at the surface pond
<i>pH_D</i>	<i>pH</i> at the digester
<i>pH_{Ch_i}</i>	<i>pH</i> at chamber number <i>i</i>
<i>pH_G</i>	<i>pH</i> of the global plant
<i>pH_G</i>	Average <i>pH</i> of the global plant
<i>pH_D</i>	Average <i>pH</i> of the digester
<i>pH_{SP}</i>	Average <i>pH</i> at the surface pond
<i>pH_{EF}</i>	Average <i>pH</i> at effluent farm
<i>Q_{eff}</i>	Effluent flow rate
<i>R_{acc}</i>	Accumulated rainfall

$\bar{R}_{acc}$	Average accumulated rainfall
$SSFCW$	Subsurface flow constructed wetland
T_{SP}	Temperature surface pond
T_A	Ambient temperature
T_{Ch_i}	Indoor temperature chamber number i
$\bar{T}_{SP}$	Average temperature surface pond
$\bar{T}_A$	Average ambient temperature
$\bar{T}_D$	Average digester temperature
V_{RT}	Reception tank volume
V_{AD}	Anaerobic digester volume
V_{SSFCW}	SSFCW volume
V_P	Pond volume
ϕ	Relative humidity
$\bar{\phi}$	Average relative humidity

Appendix A. Samples for the Plants

Table A1. Samples for the plants.

Plant 1			Plant 2			Plant 3		
Monthly day	Time (day)	Sample	Monthly day	Time (day)	Sample	Monthly day	Time (day)	Sample
June 27	0	1	June 4	0	1	July 4	0	1
July 13	16	2	July 4	30	2	August 3	30	2
July 30	43	3	August 6	62	3	August 14	41	3
August 18	61	4	August 14	70	4	October 2	89	4
September 18	92	5	September 12	98	5	October 30	117	5
October 4	108	6	October 6	122	6	November 29	146	6
October 10	124	7	October 11	127	7	January 14	192	7
November 16	150	8	January 31	237	8	February 2	210	8
December 7	170	9	February 7	244	9	February 8	216	9
December 18	181	10	February 14	251	10	February 13	222	10
January 2	195	11	February 22	259	11	February 20	229	11
January 10	203	12	March 6	273	12	March 19	258	12
January 17	210	13	March 17	284	13	April 3	272	13
February 3	225	14	March 31	298	14	April 16	285	14
February 20	242	15	April 17	315	15	April 30	299	15
March 3	255	16	April 30	328	16	May 15	314	16
March 12	264	17	May 14	342	17	June 15	344	17
March 19	271	18	June 3	361	18	July 15	374	18
March 25	277	19	June 25	383	19	September 17	436	19
April 5	287	20	September 17	465	20	October 3	452	20
April 12	294	21	November 4	512	21	November 4	483	21
April 23	305	22						
May 17	329	23						
May 25	337	24						
June 23	365	25						
July 7	379	26						
August 03	405	27						
August 24	426	28						
September 17	449	29						
October 18	479	30						

Appendix B. Rainfall, Relative Humidity and pH Results

In this appendix is displayed the results above rainfall, relative humidity and pH .

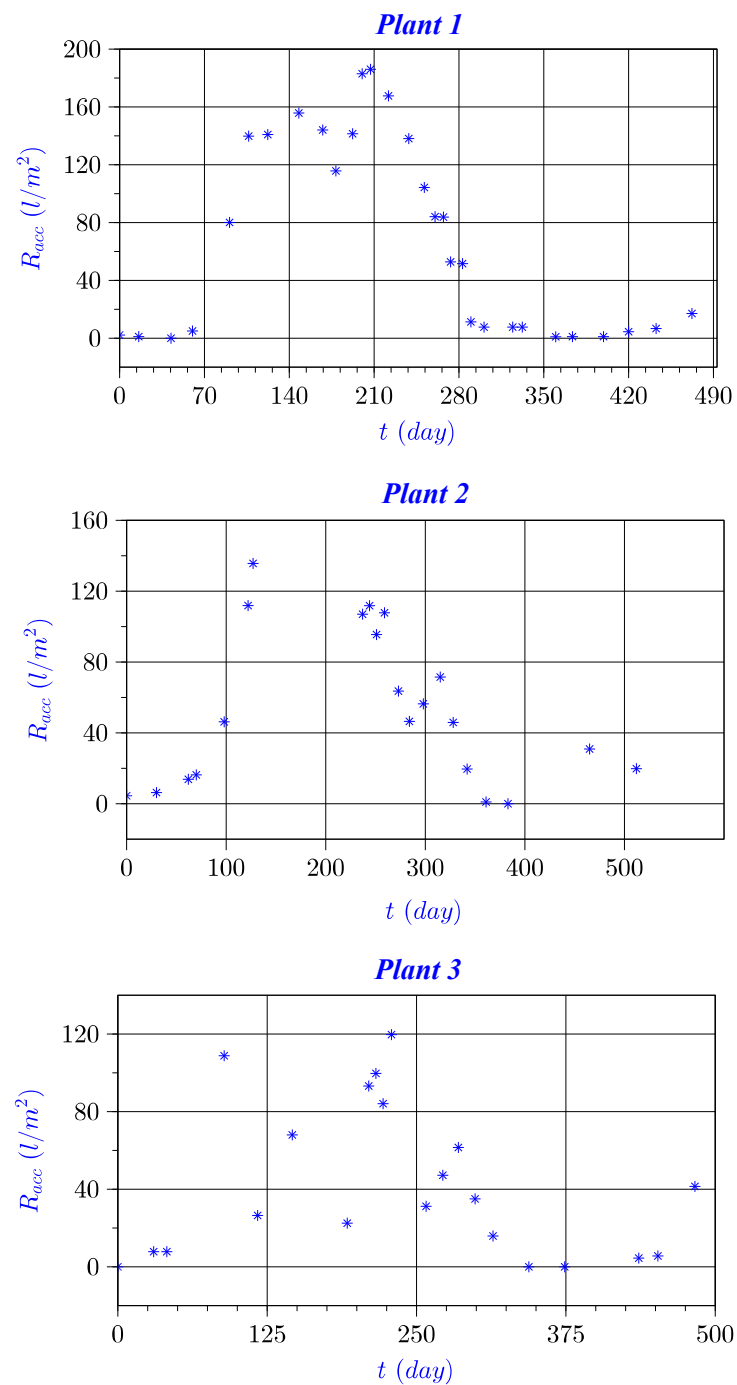


Figure A1. Rainfall results for plants 1, 2, and 3.

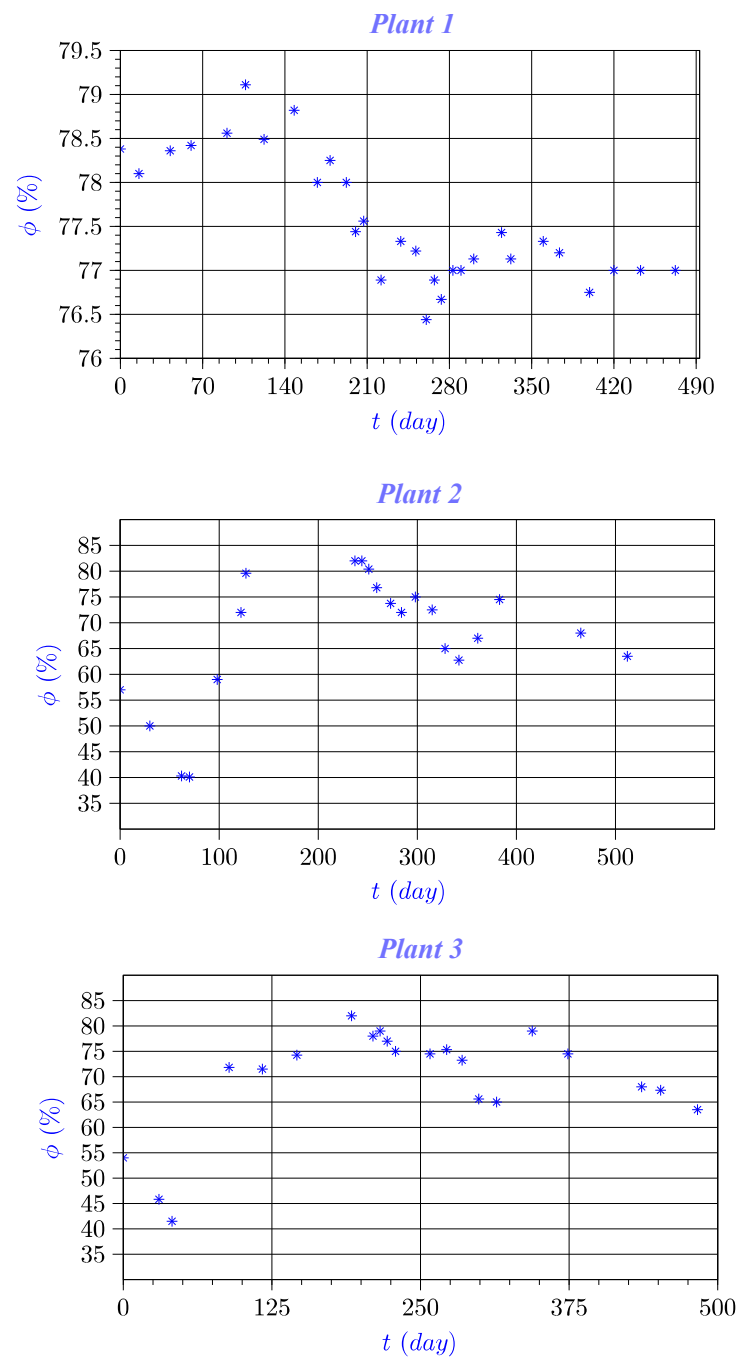


Figure A2. Relative humidity results for plants 1, 2, and 3.

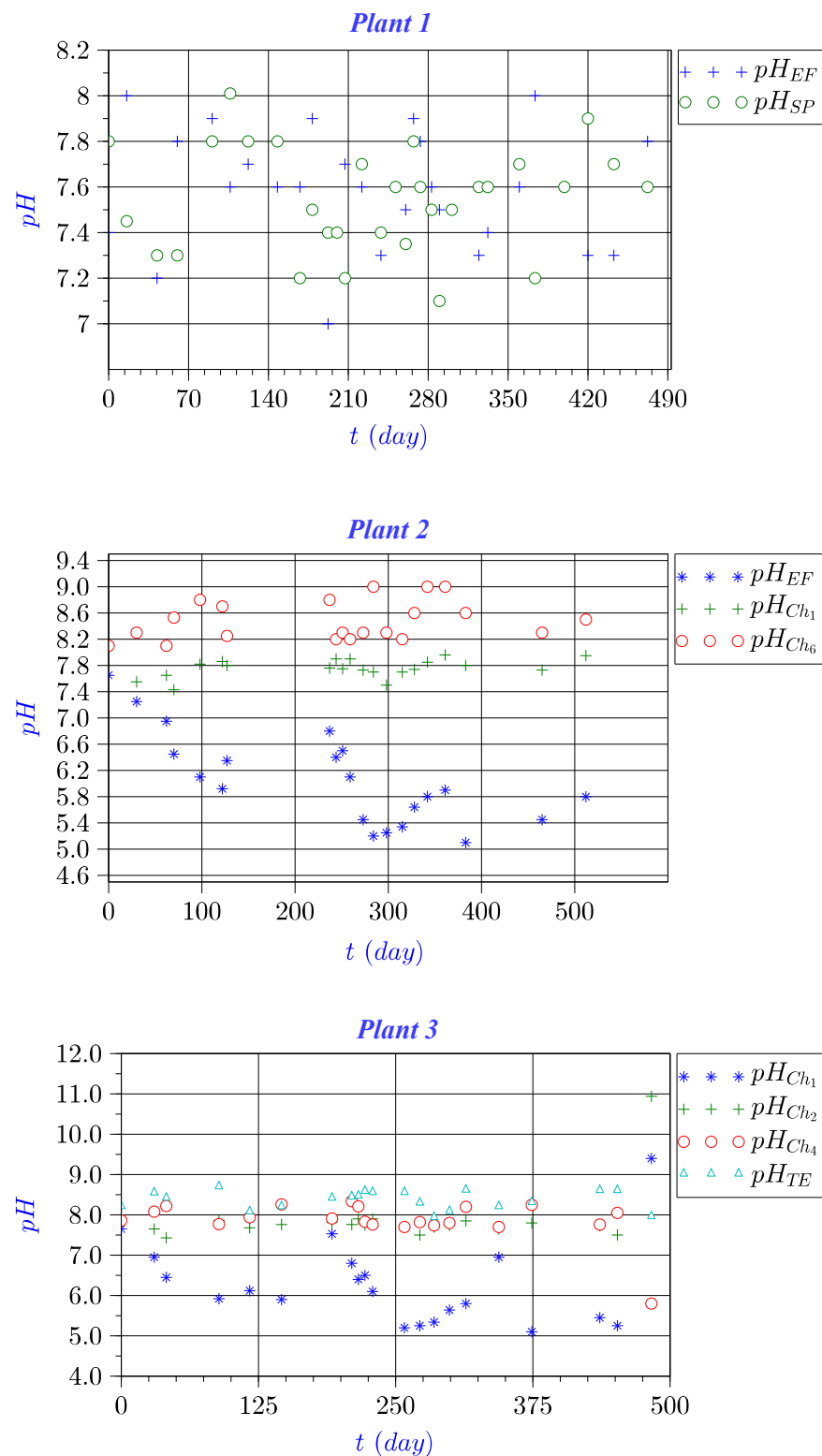


Figure A3. pH results for plant 1, 2, and 3.

References and Note

1. Gearheart, R.A. Use of Constructed Wetlands to Treat Domestic Wastewater, City of Arcata, California. *Water Sci. Technol.* **1992**, *26*, 1625–1637.
2. Yoon, C.G.; Kim, S.B.; Kwun, T.Y.; Jung, K.W. Development of natural and ecological wastewater treatment system for decentralized community in Korea. *Paddy Water Environ.* **2008**, *6*, 221–227. <https://doi.org/10.1007/s10333-008-0109-y>.
3. Vera-Pena, L.; Martel-Rodriguez, G.; Armas-Estevez, A.; Toscon, A. DEPURANAT Gestion sostenible del agua residual en los entornos rurales. *Rincones Del Atl.* **2005**, *3*, 1–4.

4. Ayaz, S.C.; Akca, L. Treatment of wastewater by natural systems. *Environ. Int.* **2001**, *26*, 189–195.
5. Ayaz, S.; Akca, I. Treatment of wastewater by constructed wetland in small settlements. *Water Sci. Technol.* **2000**, *41*, 69–72.
6. Belmont, M.A.; Cantellano, E.; Thompson, S.; Williamson, M.; Sánchez, A.; Metcalfe, C.D. Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. *Ecol. Eng.* **2004**, *23*, 299–311.
7. Vera, L.; Martel, G.; Marquez, M. Two years monitoring of the natural system for wastewater reclamation in Santa Lucia, Gran Canaria Island. *Ecol. Eng.* **2013**, *50*, 21–30.
8. Mendieta, C.; Lopez, C.; Perez, S. Evaluacion de sistemas de tratamiento no-convencional para efluentes procedentes de explotaciones ganaderas. In Proceedings of the I Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos—REDISA, Castellón, Spain, 23–24 July 2008; Volume 1, p. 7.
9. Caballero-Lajarin, A.; Faz, A.; Lobera, J. Constructed wetland application to remove the pollution of waste water from pig farms. In Proceedings of the 5th International Conference on Land Degradation, Valenzano, Italy, 18–22 September 2008; Volume 1, p. 9.
10. Crites, R.; Middlebrooks, E.J.; Bastian, R. *Natural Wastewater Treatment Systems*, 2nd ed.; CRC Press Taylor and Francis Group: Boca Raton, FL, USA, 2014; Volume 1.
11. Gachango, F.G.; Pedersen, S.M.; Kjaergaard, C. Cost-Effectiveness Analysis of Surface Flow Constructed Wetlands (SFCW) for Nutrient Reduction in Drainage Discharge from Agricultural Fields in Denmark. *Environ. Manag.* **2015**, *56*, 1478–1486. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0585-y>.
12. Mannino, I.; Franco, D.; Piccioni, E.; Favero, L.; Mattiuzzo, E.; Zanetto, G. A Cost-Effectiveness Analysis of Seminatural Wetlands and Activated Sludge Wastewater-Treatment Systems. *Environ. Manag.* **2008**, *41*, 118–129. <https://doi.org/10.1007/s00267-007-9001-6>.
13. Hjorth, M.; Christensen, K.V.; Christensen, M.L.; Sommer, S.G. Solid—Liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agron. Sustain. Dev.* **2010**, *30*, 153–180. <https://doi.org/10.1051/agro/2009010>.
14. Goberment, C.I. Plan Integral de Residuos de Canarias. Decreto 161/2001, 2001. An optional note.
15. U.S. Environmental Protection Agency. *Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*; U.S. Environmental Protection Agency: Cincinnati, OH, USA, 2000.
16. Castillo, P.; Collado, R. Eliminacion de nitrogeno en sistemas naturales de depuracion de aguas residuales: Analisis comparativo. *Retema: Revista tecnica de medio ambiente* **1996**, *2*, 49–55.
17. Qadiri, R.Z.Z.; Gani, K.M.; Zaid, A.; Aalam, T.; Kazmi, A.A.; Khalil, N. Comparative evaluation of the macrophytes in the constructed wetlands for the treatment of combined wastewater (greywater and septic tank effluent) in a sub-tropical region. *Environ. Challenges* **2021**, *5*, 100265. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100265>.
18. Yu, Q.; Duan, X.; Gu, Y.; Li, J.; Zhang, X.; Chen, C.; Zhao, D. Increasing chemical oxygen demand and nitrogen removal efficiencies of surface-flow constructed wetlands in macrophyte-dominant seasons by adding artificial macrophytes. *Bioresour. Technol.* **2022**, *348*, 126755. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126755>.
19. Ji, B.; Zhao, Y.; Li, Q.; Yang, Y.; Wei, T.; Tang, C.; Zhang, J.; Ruan, W.; Tai, Y. Interrelation between macrophytes roots and cathode in constructed wetland-microbial fuel cells: Further evidence. *Sci. Total Environ.* **2022**, *838*, 156071. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156071>.
20. Katak, S.; Chatterjee, S.; Vairale, M.G.; Dwivedi, S.K.; Gupta, D.K. Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). *J. Environ. Manag.* **2021**, *283*, 111986. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986>.
21. Brix, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Technol.* **1997**, *35*, 11–17. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00047-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00047-4).
22. Brito-Espino, S.; Ramos-Martín, A.; Pérez-Báez, S.O.; Mendieta-Pino, C.; Leon-Zerpa, F. A Framework Based on Finite Element Method (FEM) for Modelling and Assessing the Affection of the Local Thermal Weather Factors on the Performance of Anaerobic Lagoons for the Natural Treatment of Swine Wastewater. *Water* **2021**, *13*, 882. <https://doi.org/10.3390/w13070882>.
23. Walton, G.N. *Thermal Analysis Research Program Reference Manual*; National Bureau of Standards: Gaithersburg, MD, USA, 1983.
24. Suresh, A.; Choi, H.; Oh, D.; Moon, O. Prediction of the nutrients value and biochemical characteristics of swine slurry by measurement of EC – Electrical conductivity. *Bioresour. Technol.* **2009**, *100*, 4683–4689. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.006>.
25. Suresh, A.; Choi, H.L. Estimation of nutrients and organic matter in Korean swine slurry using multiple regression analysis of physical and chemical properties. *Bioresour. Technol.* **2011**, *102*, 8848–8859. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.06.087>.
26. Moral, R.; Perez-Murcia, M.D.; Perez-Espinosa, A.; Moreno-Caselles, J.; Paredes, C. Estimation of nutrient values of pig slurries in Southeast Spain using easily determined properties. *Waste Manag.* **2005**, *25*, 719–725.
27. Antezana, W.; de Blas Beorlegui, J.C.; Rebollar, P.G.; Rodriguez, C.; Beccaccia, A.; Ferrer, P.; Cerisuelo, A.; Moset, V.; Estelles, F.; Lopez, M.C.; et al. Composition, potential emissions and agricultural value of pig slurry from Spanish commercial farms. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **2016**, *104*, 159–173.
28. Moral, R.; Perez-Murcia, M.; Perez-Espinosa, A.; Moreno-Caselles, J.; Paredes, C.; Rufete, B. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Manag.* **2008**, *28*, 367–371. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.01.009>.
29. Ngwabie, N.M.; Chungong, B.N.; Yengong, F.L. Characterisation of pig manure for methane emission modelling in Sub-Saharan Africa. *Biosyst. Eng.* **2018**, *170*, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.03.009>.

30. Sharma, R.; Malaviya, P. Constructed wetlands for textile wastewater remediation: A review on concept, pollutant removal mechanisms, and integrated technologies for efficiency enhancement. *Chemosphere* **2022**, *290*, 133358. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133358>.
31. Wdowczyk, A.; Szymańska-Pulikowska, A.; Gałka, B. Removal of selected pollutants from landfill leachate in constructed wetlands with different filling. *Bioresour. Technol.* **2022**, *353*, 127136. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127136>.
32. Wang, Y.; Li, Q.; Zhang, W.; Wang, S.; Peng, H. Pollutants removal efficiency assessment of constructed subsurface flow wetlands in lakes with numerical models. *J. Hydrol.* **2021**, *598*, 126289. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126289>.
33. Yellezuome, D.; Zhu, X.; Wang, Z.; Liu, R. Mitigation of ammonia inhibition in anaerobic digestion of nitrogen-rich substrates for biogas production by ammonia stripping: A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2022**, *157*, 112043. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.112043>.
34. Tsapekos, P.; Kovalovszki, A.; Alvarado-Morales, M.; Rudatis, A.; Kougias, P.G.; Angelidaki, I. Anaerobic co-digestion of macroalgal biomass with cattle manure under high salinity conditions. *J. Environ. Chem. Eng.* **2021**, *9*, 105406. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105406>.
35. Xie, Z.; Zou, H.; Zheng, Y.; Fu, S.F. Improving anaerobic digestion of corn straw by using solid-state urea pretreatment. *Chemosphere* **2022**, *293*, 133559. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133559>.
36. Vera, L.; Martel, G.; Marquez, M. First year performance of a new constructed wetland on the island of Gran Canaria: A case study. In Proceedings of the 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Venice, Italy, 4–8 October 2010; Volume 1, p. 7.
37. Knight, R.L.; Payne, V.W.; Borer, R.E.; Clarke, R.A.; Pries, J.H. Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecol. Eng.* **2000**, *15*, 41–55.
38. Becares, E.; Alvarez, J.; Garcia-Gonzalez, M. Caracterización de purines de cerdo y eficacias de tratamiento en España Central. *Innovación y Tecnología Agroalimentaria* **2008**, *4*, 65–75.
39. Choi, E.; Kim, D.; Eum, Y.; Yun, Z.; Min, K.S. Full-Scale Experience for Nitrogen Removal from Piggery Waste. *Water Environ. Res.* **2005**, *77*, 381–389. <https://doi.org/10.1002/j.1554-7531.2005.tb00297.x>.
40. Dias, T.; Fragoso, R.; Duarte, E. Anaerobic co-digestion of dairy cattle manure and pear waste. *Bioresour. Technol.* **2014**, *164*, 420–423. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.110>.
41. Ferreira, L. Anaerobic co-digestion of pig manure with fruit wastes. Process development for the recycling in decentralised farm scale plants. In Proceedings of the 12th Ramiran International Conference, Aarhus, Denmark, 11–13 September 2006; Volume 1, p. 7.
42. Deng, L.; Cai, C.; Chen, Z. The treatment of pig slurry by a full-scale Anaerobic-Adding Raw Wastewater-Intermittent Aeration Process. *Biosyst. Eng.* **2007**, *98*, 327–334. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.08.001>.
43. Treatment of pig farm effluents by ultrafiltration. *J. Membr. Sci.* **2005**, *255*, 225–231. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.01.036>.
44. Juteau, P.; Tremblay, D.; Ould-Moulaye, C.B.; Bisailon, J.G.; Beaudet, R. Swine waste treatment by self-heating aerobic thermophilic bioreactors. *Water Res.* **2004**, *38*, 539–546. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.11.001>.
45. Kalyuzhnyi, S.; Sklyar, V.; Epov, A.; Arkhipchenko, I.; Barboulina, I.; Orlova, O.; Kovalev, A.; Nozhevnikova, A.; Klapwijk, A. Sustainable treatment and reuse of diluted pig manure streams in Russia. *Appl. Biochem. Biotechnol.* **2003**, *109*, 77–94. <https://doi.org/10.1385/ABAB:109:1-3:77>.
46. Yi, Y.S.; Kim, S.; An, S.; Choi, S.; Choi, E.; Yun, Z. Gas analysis reveals novel aerobic deammonification in thermophilic aerobic digestion. *Water Sci. Technol.* **2003**, *47*, 131–138. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0557>.
47. Gonzalez-Fernandez, C.; Nieto-Diez, P.P.; Leon-Cofreces, C.; Garcia-Encina, P.A. Solids and nutrients removals from the liquid fraction of swine slurry through screening and flocculation treatment and influence of these processes on anaerobic biodegradability. *Bioresour. Technol.* **2008**, *99*, 6233–6239. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.022>.

4.2. Decision Strategy Tool for the Desing of Natural Trearment Systems for Wastewater (NTSW) from Isolated Livestock Farm

Article

Decision Strategy Tool for the Design of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) from Isolated Livestock Farms

Tania Garcia-Ramirez ^{1,*}, Carlos A. Mendieta-Pino ^{1,†}, Federico León-Zerpa ^{1,†},
Alejandro Ramos-Martin ^{1,†}, Saulo Brito-Espino ^{1,†} and Gilberto M. Martel-Rodríguez ^{2,†}

¹ Department of Process Engineering, Institute for Environmental Studies and Natural Resources (i-UNAT), University of Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), 35017 Las Palmas, Spain

² Water Department, Instituto Tecnológico de Canarias (ITC), 35119 Santa Lucía, Spain

* Correspondence: tania.garcia106@alu.ulpgc.es

† These authors contributed equally to this work.

Abstract: This work proposes a series of strategies and tools for the design and characterization of natural treatment systems of wastewater (NTSW) applied in livestock farms, considering the parameters of flow rate (Q), conductivity (EC) and chemical oxygen demand (COD) of the waste generated, farm location, hydraulic retention time (HRT), and removal/reduction rate targets. The high organic load of the effluent generated in these farms has an important environmental impact, which is amplified in insular or isolated territories. The application of such treatment systems has demonstrated their suitability in these environments, but their design lacks proper characterization and sizing tools for their adequate operation. The proposed tools in this work are based on a collection of experimental data over a ten-year period of application of NTSW in real farms. This work contributes to facilitate the design and implementation of NTSW in farms located in isolated, island, or similar-size environments. Finally, as a practical application, an inventory and implementation of the tool developed for livestock farms on the island of Gran Canaria (Spain) is carried out.



Citation: Garcia-Ramirez, T.; Mendieta-Pino, C.A.; León-Zerpa, F.; Ramos-Martin, A.; Brito-Espino, S.; Martel-Rodríguez, G.M. Decision Strategy Tool for the Design of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) from Isolated Livestock Farms. *Water* **2023**, *15*, 628. <https://doi.org/10.3390/w15040628>

Academic Editor: Christos Akratos

Received: 23 December 2022

Revised: 22 January 2023

Accepted: 31 January 2023

Published: 6 February 2023



Copyright: © 2023 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Keywords: effluent characterization; natural systems; wastewater treatment plant design; livestock farms

1. Introduction

Livestock waste in general, and pig waste in particular, is made up of a dry part, of formed by animal excrement, food remains, bedding, and a liquid part. This mixture is called slurry [1,2]. Pig slurry is a source of multiple mineral constituents: primary and secondary macronutrients and trace elements. The availability of macronutrients in slurry is beneficial for crops, and even comparable to that of mineral fertilizers [3,4].

The new Spanish legal framework establishing basic rules for the management of intensive and extensive pig farms can be found in Royal Decree 306/2020, of 11 February [5]. This Royal Decree (hereinafter referred to as RD306) focuses on environmental issues with respect to the protection of water, soil, and air, and on the fight against climate change. Livestock farm effluent with a high organic load has a strong environmental impact that is amplified in island territories.

Pig slurry may have different properties at any given time due to various factors inherent to production. These include, among others, the number sows, piglets, or fattening pigs, the type of exploitation and management of the farmer, the feed used, farm cleanliness, the season of the year, the frequency of reception pit emptying, and climate conditions [6–8].

For the above reasons, interest has grown in developing a characterization tool based on historical data of the operation of wastewater treatment systems in livestock farms. As indicated in [9,10], an interesting characterization can be carried out based on one or several parameters that are easy to determine in situ, leaving other, more complex parameters for the laboratory. It should also be noted that the excessive or unfavorable application of

slurry on land can lead to losses of nitrogen and phosphorus by percolation and runoff into surface and subsurface water bodies [9–11]. Excess phosphorus and nitrogen in the form of ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) and nitrite (NO_2^-), in waters can accelerate the aging of aquatic ecosystems [12–16]. Ammonia (NH_3) is recognized as one of the most important toxic gases present in swine facilities and has profound effects on pig performance [17], with responses to its toxicity found in alterations to the barriers and defense mechanisms of the respiratory tract, facilitating the entry of pathogens and increasing the likelihood of respiratory diseases [18].

Different slurry treatment systems have been proposed with the aim of reducing the pollutant load so that the treated waste can be reused as fertilizer or safely discharged into the sewage system [19,20].

Conventional systems involve treating the effluent by means of concentrated physico-chemical and biological processes in which the hydraulic retention time (HRT) is relatively short, and a stable operation can be ensured within pre-established and carefully controlled parameters. These have been implemented with varying degrees of success, but numerous problems have been reported, associated especially but not exclusively with the modes of operation and the costs of the system [19,21–26].

Many pig farms have very tight profit margins and have few human resources due to direct competition with other more suitable production sectors, making on-farm effluent treatment necessary [20,23,26,27]. Natural treatment systems of wastewater (NTSW) employ effluent storage with a longer HRT which depends on the load applied and the climatic conditions, with the organic matter degraded through the activity of heterotrophic bacteria present in the natural environment. The treatment is carried out by passing the effluent through various types of ponds, artificial wetlands and anaerobic digesters, each of which facilitates a series of natural processes. Such systems have been successfully applied in rural community settings and small settlements with a population equivalent below 1000 [1,2,28].

However, when it comes to sizing such systems, there are no tools available for agricultural and livestock farms in isolated territories, with sizing limited to adaptations based on local farmer experience [29,30].

The island of Gran Canaria (Canary Islands, Spain) has a total of 136 pig farms, the majority of which are small and family run. However, 10% of these farms account for more than 90% of the total and are industrial farms, in some cases close to environmental protection zones. For many years, livestock waste has been used as fertilizer in fields or farmland. However, in recent years, the gradual disappearance of small farms, along with the increase in intensive livestock farming, with its high number of animals per farm, and the general abandonment of traditional systems have led to greater fluidity and dilution of the effluent generated and hence an increase in volume, but often without sufficient arable land for its correct disposal [30]. Figure 1 shows the location of the pig farms considered in the present study.

According to the applicable Spanish legislation, which establishes basic rules for the management of intensive pig farms, farms can be classified according to their productive capacity as self-consumption, small or industrial farms, a self-consumption farm is defined as a farm used for breeding animals exclusively for family consumption, with a maximum production per year of 3 fattening pigs and with no breeder. For its part, a small farm is defined as having a maximum number of 5 breeders and no more than 25 fattening animals.

This legislation also establishes standards for the management of livestock waste on the farm and the production of manure (theoretical maximum) by livestock unit (LSU). This unit is established for purposes of comparison between livestock species, classifying farms according to this value. By way of example, the corresponding LSU is 0.30 for boars with a waste production of $6.12 \text{ m}^3/\text{animal}/\text{year}$, 0.96 for closed cycle sows with a waste production of $17.75 \text{ m}^3/\text{animal}/\text{year}$, and 0.02 for piglets from 6 to 20 kg with a waste production of $0.41 \text{ m}^3/\text{animal}/\text{year}$.



Figure 1. Location of the pig farms in Gran Canaria considered in the present study.

The objective and the novelty of this work is the proposal of a series of strategies and tools for the design and characterization of NTSW in livestock farms. As an application, an inventory, characterization, sizing, and design is carried out in 9 pig farms with a high environmental impact located on the island of Gran Canaria.

A basic effluent characterization that would allow the sizing of a pig effluent treatment system requires measurement of the flow rate (Q), the chemical oxygen demand (COD) and electrical conductivity (EC).

2. Materials and Methods

2.1. Locations of the Study

The 9 selected farms on the island of Gran Canaria is shown in Table 1 have from 15 to 217 sows, with a total of 4442 animals, representing 94% of the total census on the island [31]. The farms have between 1180 and 82,065 m² of available land [32].

Table 1. Selected livestock farm characteristics.

Farm	X	Y	Z	Available Area (m ²)	No. Sows	Total n° Animals
1	458.08	3091.56	249.26	18,935	217	1034
2	455.82	3084.34	119.28	58,642	134	897
3	446.11	3102.56	705.20	4516	87	800
4	456.59	3086.37	248.09	1180	81	333
5	446.85	3110.52	330.13	6885	50	134
6	440.65	3096.39	1216.72	10,089	43	344
7	457.82	3085.47	97.72	82,065	35	589
8	434.67	3081.32	202.11	5931	30	253
9	445.53	3097.59	1026.85	35,541	15	58

As established in RD360, these farms, given the number of animals and their definition as industrial farms, are obliged to have a waste management system on site. The following table shows the location (X,Y,Z), the available land, the number of sows, and the total number of animals.

2.2. Model

In this article, the methodology was adapted from that shown and applied in [19], in which a study of the water-energy-waste nexus was developed. The model for the evaluation of livestock farms in Gran Canaria considering parameters of water production,

waste production, livestock farm, characterization of the waste, and occupied surface area of the farm. The model considering % target removed. As a result of the model, NTSW design and % removed evaluation. The model is shown in Figure 2.

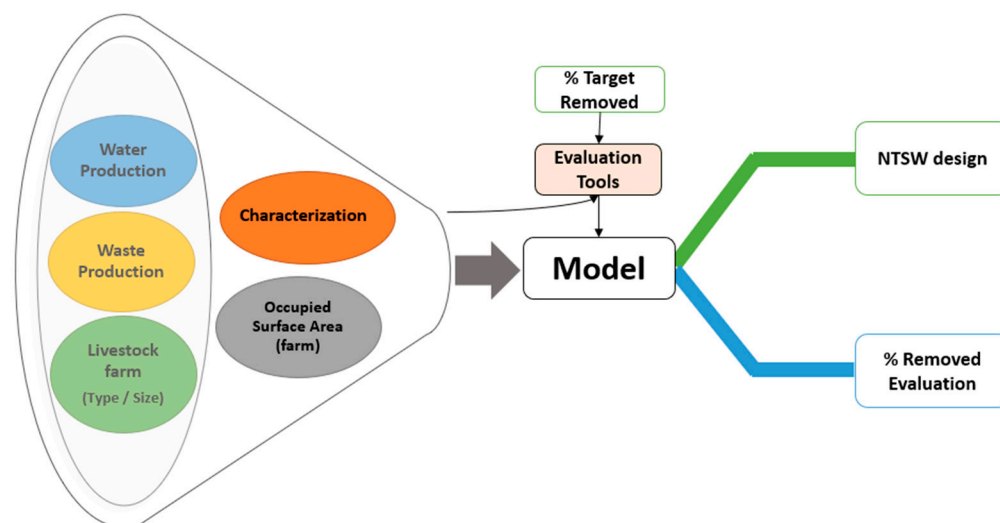


Figure 2. Model for the evaluation of livestock farms.

2.3. Waste Generation and Characterization

Numerous authors have indicated the need to have tools to characterize livestock waste and to monitor parameters that are easy to apply and measure on the farm itself [1,33–37].

For this study, it is necessary to know the Q, COD and EC values of the waste generated from each livestock farm as well as the number of sows. Therefore, simple linear correlations based on already published experimental results were used [2]. The starting parameter to characterize the waste is the number of sows (No.Sow) as this parameter is easy to obtain. The EC value is calculated on the basis of organic matter (OM) content. For this reason, it is necessary to characterize OM, with the correlation being between OM and COD the following Table 2 summarizes the correlations used.

Table 2. Wastewater characterization correlations.

	Correlation	R ²	Reference
Q [m ³ /day]	$Q = 4425 + 3029 \times 10^{-7} \cdot (\text{No.Sow})^3$	0.976	[2]
COD [mg/L]	$\text{COD} = 7,995,901 + 360,593 \cdot (Q)^2 - 10,134 \cdot (Q)^3$	0.575	[2]
OM [mg/L]	$\text{OM} = 162,505 + 0.273 \cdot (\text{COD})$	0.945	[2]
EC [dS/m]	$\text{EC} = 0.009 \cdot (\text{OM}) - 8.4 \times 10^{-7} \cdot (\text{OM})^2$	0.938	[2]

With respect to the calculation of Q for farms where the number of sows is less than 81, this was carried out in accordance with RD306, which includes manure production (theoretical maximum) by type of livestock, due to the fact that the characterized Q was oversized.

2.4. Decision Strategy Tools for the Design of NTSW

In order to make decisions for the sizing of the NTSW, a flow diagram was designed (Figure 3) based on the research experience of a previous study [2]. The system is potentially composed of three elements: solid-liquid separator, biodigester, and pond + constructed wetlands. The flow diagram has 4 step (circled in Figure 3).

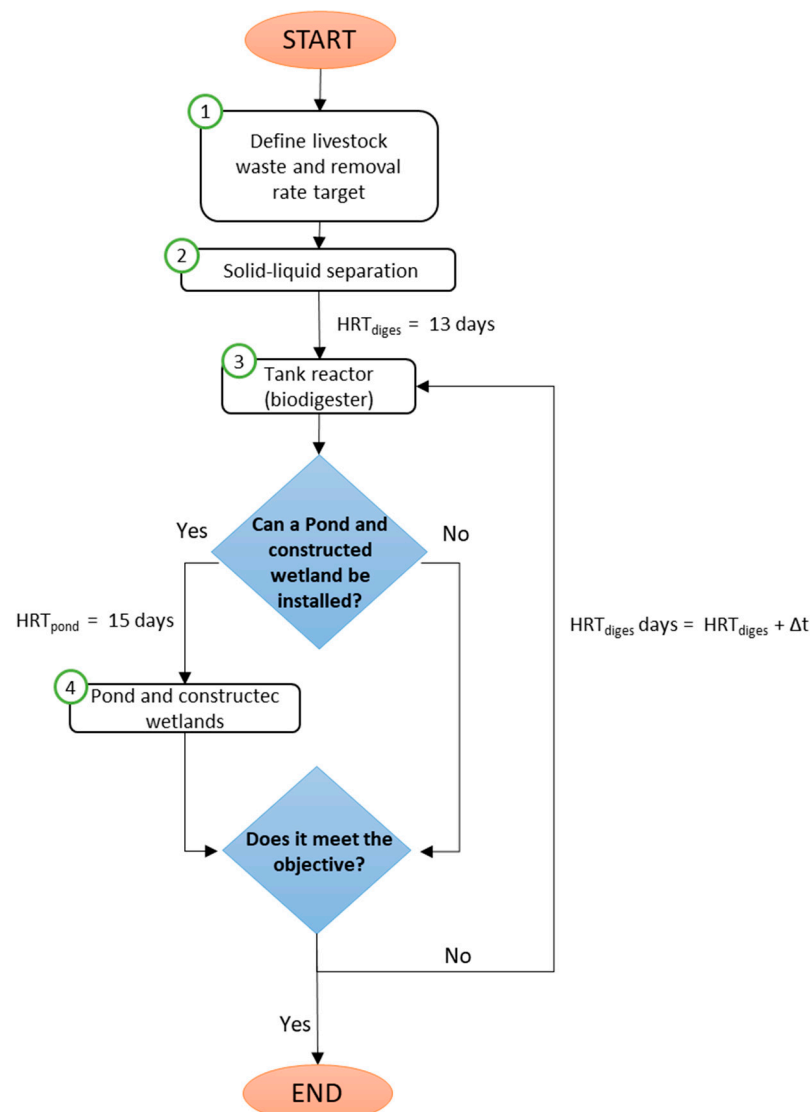


Figure 3. Flow diagram tool for NTSW design.

The first step (circled 1 in Figure 3) is to define the livestock waste and removal/reduction rate targets (Table 3). The second step (circled 2 in Figure 3) is to pre-sizing of solid-liquid separation, the third step (circled 3 in Figure 3) is to pre-sizing of to tank reactor (biodigester) and the fourth step (circled 4 in Figure 3) is to pre-sizing of the pond + constructed wetlands. The following is a detailed description of the steps to follow.

Table 3. COD % removal and EC% reduction of solid-liquid separator, biodigester and pond + constructed wetlands.

	Solid-Liquid Separator (%)	Biodigester (%/Day)	Pond + Constructed Wetlands (%/Day)
COD % removal	45	2.3	1.34
EC % reduction	7.5	0.2	1.51

Input data and pre-sizing:

The first step (circled 1 in Figure 3) is to define or characterization of the waste generated from each livestock farm, Section 2.3 Table 2, and the removal/reduction rate of targets.

The next step (circled 2 in Figure 3) consists of applying to the wastewater a solid–liquid separation pre-treatment, with the objective of reducing the COD and EC values in accordance with the values shown in Table 3. Subsequently, the biodigester is pre-sized, complying again with the reduction parameters shown in Table 3. An HRT of 13 days is assigned as an initial criterion.

Decision making:

If the removal/reduction rate targets are not met, we return to step (3) and resize of the digester, assigning a new HRT. If the objective is now met, we continue to step (4), which involves sizing of the pond + constructed wetlands. In this case, an HRT of 15 days is assigned as an initial criterion for the reduction of COD and EC parameters as indicated in Table 2. Note that the possibility of installing a pond + constructed wetland is based on location criteria, including, for example, nearby population, humid climatic conditions, etc.

Equipment sizing:

On the basis of the results obtained (Q, HRT, EC, and COD), calculation was made of the volume and surface area required for the biodigester and pond + constructed wetlands.

3. Results and Discussions

3.1. Types of Farms and Waste Characterization

This study focused on 9 farms which, due to their characteristics, type and number of sows, require a treatment system. The waste of the studied farms was characterized, obtaining COD values between 24,078 and 8049 mg/L and EC values between 23 and 16 dS/m (Table 4).

Table 4. Characterization of farms and livestock waste.

Farm	Q (m ³ /Day)	COD (mg/L)	OM (mg/L)	EC (dS/m)
1	7.52	24,078.48	6699.93	22.59
2	5.15	16,186.60	4545.45	23.55
3	4.62	14,705.19	4141.02	22.86
4	1.76	9056.79	2599.01	17.72
5	1.00	8346.36	2405.06	16.79
6	1.67	8953.96	2570.94	17.59
7	2.60	10,262.17	2928.08	19.15
8	0.81	8228.20	2372.80	16.63
9	0.39	8049.96	2324.14	16.38

As mentioned above, in order to propose a natural purification treatment system, it is necessary to know the parameters of Q, COD and EC generated in each farm.

The slurry flow rate was characterized on the basis of either the correlations shown in Table 1 and/or in accordance with RD306. The choice of one method or the other was based on the number of sows. This was required because, in the case of industrial farms with fewer than 81 sows, an error was found in the calculations of 62–92% and, consequently, the capacity of the NTSW of the farms was being overestimated.

The COD values obtained ranged between 8049.96 and 24,078 mg/L. The mean value is within the range of the observed values of 5000 and 25,000 mg/L [36], 13,200 and 28,000 mg/L [1], 9400 and 14,200 mg/L [34].

The EC values ranged between 16.4 and 23.5 dS/m. Previous studies have reported values ranging from 13.2 to 33.2 dS/m [33] and from 9.9 to 25 dS/m [34]. Hence, it can be concluded that these results are valid.

3.2. Natural Wastewater Treatment System

As input data we have on the one hand the Q, COD, and EC parameters of the waste generated from the livestock farms (Table 4), and on the other hand the treatment objectives set out in RD306, establishes sets a maximum discharge objective of 1600 mg/L for COD and 2500 µS/cm for EC. Comparing these parameters with the values obtained from each

study farm, Table 4. It is observed that they do not meet the treatment objective and, therefore, these wastes should be treated.

For Farm 1, the biodigester was pre-sized to an HRT of 13 days and it was not possible to install a pond + constructed wetland. For this reason, the HRT was increased to 39 days, Tables 5 and 6, increasing COD removal to 89% and EC reduction to 7.8%. The NTSW therefore comprised a solid-liquid separation process and a biodigester with a required volume of 96.8 m³, with 10 chambers, a chamber volume of 22 m³ and a surface area of 83.61 m².

Table 5. Proposed NTSW design.

Farm	Effluent			Solid-Liquid Separation						Biodigester					
	Q (m ³ /Day)	COD (mg/L)	EC (dS/m)	% Removal COD (%)	% Reduction EC (%)	COD (mg/L)	EC (dS/m)	% Removal COD (%/Day)	% Reduction EC (%/Day)	HRT _{dig} (Day)	V _{chamber} (m ³)	V (m ³)	Chambers (Units)	COD (mg/L)	EC (dS/m)
1	7.520	24,078.48	22.59	45	7.45	13,243.16	20.91	2.3	0.2	39	22	293.2	13	1364.05	19.28
2	5.154	16,186.60	23.55	45	7.45	8902.63	21.80	2.3	0.2	36	22	185.5	8	1531.25	20.23
3	4.624	14,705.19	22.86	45	7.45	8087.85	21.16	2.3	0.2	33	22	152.5	7	1949.17	19.76
4	1.759	9056.79	17.72	45	7.45	4981.23	16.40	2.3	0.2	30	22	52.7	2	1544.18	15.42
5	1.000	8346.36	16.79	45	7.45	4590.50	15.54	2.3	0.2	26	22	26.0	1	1845.38	14.73
6	1.670	8953.96	17.59	45	7.45	4924.68	16.28	2.3	0.2	26	22	43.4	2	1979.72	15.43
7	2.604	10,262.17	19.15	45	7.45	5644.19	17.72	2.3	0.2	29	22	75.5	3	1879.52	16.69
8	0.812	8228.20	16.63	45	7.45	4525.51	15.39	2.3	0.2	28	10	22.7	2	1611.08	14.53
9	0.389	8049.96	16.38	45	7.45	4427.48	15.16	2.3	0.2	23	5	8.9	2	2085.34	14.46

Table 6. Proposed NTSW design.

Pond + Constructed Wetlands								NTSW		
Farm	HRT (Day)	% Removal COD (%/Day)	COD (mg/L)	% Reduction EC (%/Day)	EC (dS/m)	V (m³)	Surface (m²)	V (m³)	Surface (m²)	HRT (Day)
1	-	-	-	-	-	-	-	293.2	97.7	39
2	-	-	-	-	-	-	-	185.5	61.8	36
3	15	1.34	1557.39	1.51	15.29	69.37	46.24	221.9	97.1	48
4	-	-	-	-	-	-	-	52.7	17.6	30
5	15	1.34	1474.46	1.51	11.40	15	10	41.0	18.7	41
6	15	1.34	1581.80	1.51	11.94	25.04	16.7	68.4	31.2	41
7	-	-	-	-	-	-	-	75.5	25.2	29
8	-	-	-	-	-	-	-	22.7	7.6	28
9	15	1.34	1566.19	1.51	11.19	5.84	3.89	14.7	6.8	23

In the case of Farm 2, the same criteria were followed and the biodigester HRT was increased to 36 days, Tables 5 and 6, with a COD removal of 82.8% and EC reduction of 7.2%. The reason for not installing the pond and constructed wetland is because the area where Farms 1 and 2 are located has low rainfall and therefore does not favor the degradation of organic matter in the pond.

As for Farm 3, the biodigester was again pre-sized to an HRT of 13 days and the pond + constructed wetlands were also sized since in this case installation was possible because the farm is located in an area with high rainfall and no nearby population. However, on the basis of these initial criteria, the RD306 treatment objectives were not met, and therefore the biodigester HRT was increased to 33 days.

For Farms 4, 5, 6, 7, 8 and 9 an NTSW was also designed, consisting of a solid-liquid separator and biodigester. In these cases, the biodigester will vary in terms of HRT, COD % removal, EC % reduction, volume, etc., depending on effluent conditions. Due to their location, Farms 5, 6 and 9 could also be equipped with a pond + constructed wetland, which would be recommended even if the farms met the RD306 treatment objectives, since

this will further improve the conditions of the final discharge. Tables 5 and 6 shows the results obtained in this study in the different farms.

As can be seen, certain designs have been used for Farms 1, 2, 4, 7 and 8. They consist of solid-liquid separation and biodigesters, Tables 5 and 6. As a result, the proposed purification objective is achieved. All of these farms are located in a low rainfall area of the island.

On the other hand, alternative designs have been used for Farms 3, 5, 6, and 9. They consist of solid-liquid separation, biodigesters, and the creation of a pond + constructed wetland, Tables 5 and 6. As a result, the proposed purification objective is achieved. These farms are located in a high rainfall area of the island.

On farms located in areas with lower rainfall, the choice was made to amplify the system by means of digesters only, in order to minimize evaporation losses and thus avoid less dilution. This is why Farms 5 and 6 have larger digesters than Farms 7 and 8, where a pond and constructed wetland can be installed to meet the purification objective.

4. Conclusions

The high organic load of the effluents generated in these farms has a significant environmental impact, which is amplified in island or isolated territories. The application of these treatment systems has demonstrated their suitability in these environments, but their design lacks adequate characterization and sizing tools for their proper operation. This work proposes a series of strategies and tools for the design and characterization of NTSW applied in livestock farms, considering the Q, EC and COD parameters of the waste generated, location of the farm, HRT, and elimination/reduction rate objectives. This tool is developed and implemented in nine livestock farms on the island of Gran Canaria (Canary Islands, Spain), which represents 94% of the total census of the island.

After the study carried out and the application of this tool, the following statements are reached:

The characterization of the COD, Q and EC parameters of the nine study farms indicates the importance of adequate treatment on the farm itself to minimize the environmental impact that this activity has on the environment.

The NTSWs are adequate systems and constitute a viable alternative treatment for pig waste in insular or isolated territories. This tool has shown that there is no single model for these systems for all pig farms, since the size, flow, organic load and location of each one of them will dictate the conditions for their design.

The proposed decision strategy tools for NTSW design have proven to be a useful tool for the sizing of the farms considered in the study.

As a final conclusion, the characterization of the waste generated in the farms together with the proposed decision strategy tool for the design of NTSWs applied in livestock farms located in isolated, island or similar-sized environments contributes to facilitate the pre-dimensioning of these systems and have proven to be a useful tool for the sizing of the farms considered in the study.

Author Contributions: Conceptualization, T.G.-R., C.A.M.-P., S.B.-E., A.R.-M., F.L.-Z. and G.M.M.-R.; Data curation, T.G.-R., C.A.M.-P., F.L.-Z. and A.R.-M.; Formal analysis, T.G.-R. and C.A.M.-P.; Funding acquisition, C.A.M.-P., S.B.-E. and G.M.M.-R.; Investigation, T.G.-R., C.A.M.-P., S.B.-E., A.R.-M. and G.M.M.-R.; Methodology, T.G.-R. and C.A.M.-P.; Project administration, A.R.-M. and G.M.M.-R.; Resources, T.G.-R., C.A.M.-P., F.L.-Z. and S.B.-E.; Software, T.G.-R., C.A.M.-P. and A.R.-M.; Supervision, C.A.M.-P.; Validation, T.G.-R. and C.A.M.-P.; Visualization, T.G.-R., F.L.-Z. and C.A.M.-P.; Writing—original draft, T.G.-R. and C.A.M.-P.; Writing—review and editing, T.G.-R. and C.A.M.-P. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research has been co-funded by the INTERREG V-A Cooperation Spain–Portugal MAC (Madeira-Azores-Canarias) program MITIMAC project MAC2/1.1a/263.

Data Availability Statement: Not applicable.

Acknowledgments: This research work has been carried out within the Livestock Industry Modernization Program of the Cabildo de Gran Canaria (Government of the island), and with the inestimable help of the farmers and the technical staff of the Agrarian Extension and Agricultural Development Service, Agrofood and Phytopathological Laboratory of the Cabildo de Gran Canaria and the Analytical Control of Environmental Sources (CAFMA), the Institute for Environmental Studies and Natural Resources (i-UNAT) of the University of Las Palmas de Gran Canaria, and the Instituto Tecnológico de Canarias (ITC).

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Mendieta-Pino, C.A.; Ramos-Martin, A.; Perez-Baez, S.; Brito-Espino, S. Management of slurry in Gran Canaria Island with full-scale natural treatment systems for wastewater (NTSW). One year experience in livestock farms. *J. Environ. Manag.* **2019**, *232*, 666–678. [CrossRef]
2. Mendieta-Pino, C.A.; Pérez-Báez, S.; Ramos-Martín, A.; León-Zerpa, F.; Brito-Espino, S. Natural treatment system for wastewater (NTSW) in a livestock farm, with five years of pilot plant management and monitoring. *Chemosphere* **2021**, *285*, 131529. [CrossRef]
3. Penha, H.G.V.; Menezes, J.F.S.; Silva, C.A.; Lopes, G.; Carvalho, C.D.A.; Ramos, S.J.; Guilherme, L.R.G. Nutrient accumulation and availability and crop yields following long-term application of pig slurry in a Brazilian Cerrado soil. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **2015**, *101*, 259–269. [CrossRef]
4. Villar, M.C.; Petrikova, V.; Di, M.; Carballas, T. Recycling of organic wastes in burnt soils: Combined application of poultry manure and plant cultivation. *Waste Manag.* **2004**, *24*, 365–370. [CrossRef]
5. Real Decreto 306/2020, de 11 de Febrero, por el que se Establecen Normas Básicas de Ordenación de las Granjas Porcinas Intensivas, y se Modifica la Normativa Básica de Ordenación de las Explotaciones de Ganado Porcino Extensivo. Boletín Oficial del Estado, n. 38 de 11 de Febrero de 2020. Available online: <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2020-2110> (accessed on 15 May 2021).
6. Riaño, B.; García-González, M.C. On-farm treatment of swine manure based on solid-liquid separation and biological nitrification-denitrification of the liquid fraction. *J. Environ. Manag.* **2014**, *132*, 87–93. [CrossRef]
7. Antezana, W.; De Blas, C.; García-Rebollar, P.; Rodríguez, C.; Beccaccia, A.; Ferrer, P.; Cerisuelo, A.; Moset, V.; Estellés, F.; Cambra-López, M.; et al. Composition, potential emissions and agricultural value of pig slurry from Spanish commercial farms. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **2016**, *104*, 159–173. [CrossRef]
8. Sánchez, M.; González, J.L. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. *Bioresour. Technol.* **2005**, *96*, 1117–1123. [CrossRef]
9. Dionisi, C.P.; Mignone, R.A.; Rubenacker, A.I.; Pfaffen, V.; Bachmeier, O.; Campitelli, P.A.; Yudi, L.M.; Juarez, A.V. Monitoring of physicochemical parameters of soils after applying pig slurry. Analysis of its application in short and long periods in the province of Córdoba, Argentina. *Microchem. J.* **2020**, *159*, 105545. [CrossRef]
10. Thygesen, O.; Triolo, J.; Sommer, S.G. Indicators of physical properties and plant nutrient content of animal slurry and separated slurry. *Biol. Eng. Trans.* **2012**, *5*, 123–135. [CrossRef]
11. Cavanagh, A.; Gasser, M.; Labrecque, M. Pig slurry as fertilizer on willow plantation. *Biomass Bioenergy* **2011**, *35*, 4165–4173. [CrossRef]
12. Hou, Y.; Velthof, G.; Lesschen, J.; Staritsky, I.; Oenema, O. Nutrient recovery and emissions of ammonia, nitrous oxide, and methane from animal manure in Europe: Effects of manure treatment technologies. *Environ. Sci. Technol.* **2017**, *51*, 375–383. [CrossRef]
13. Oenema, O.; Oudendag, D.; Velthof, G.L. Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livest. Sci.* **2007**, *112*, 261–272. [CrossRef]
14. Petersen, S.O.; Sommer, S.G.; Béline, F.; Burton, C.; Dach, J.; Dourmad, J.Y.; Leip, A.; Misselbrook, T.; Nicholson, F.; Poulsen, H.D.; et al. Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. *Livest. Sci.* **2007**, *112*, 180–191. [CrossRef]
15. Ramankutty, N.; Mehrabi, Z.; Waha, K.; Jarvis, L.; Kremen, C.; Herrero, M.; Rieseberg, L.H. Trends in global agricultural land use: Implications for environmental health and food security. *Annu. Rev. Plant Biol.* **2018**, *69*, 789–815. [CrossRef]
16. Li, G.; Huang, G.; Li, H.; van Ittersum, M.; Leffelaar, P.; Zhang, F. Identifying potential strategies in the key sectors of China's food chain to implement sustainable phosphorus management: A review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **2016**, *104*, 341–359. [CrossRef]
17. Zimmerman, R. La Higiene de las Naves es la Clave Para Reducir el Amoníaco. 3tres3. 2000. Available online: https://www.3tres3.com/articulos/la-higiene-de-las-naves-es-la-clave-para-reducir-el-amoniaco_337/ (accessed on 12 February 2021).
18. Muirhead, M.R.; Alexander, T.J.L. *Managing Pig Health: A Reference for the Farm*, 2nd ed.; 5M Book Ltd: Chicago, IL, USA, 2013; ISBN 9780955501159.
19. Lopez-Ridaura, S.; van der Werf, H.; Paillat, J.; le Bris, B. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *J. Environ. Manag.* **2009**, *90*, 1296–1304. [CrossRef]
20. Flotats, X.; Bonmatí, A.; Fernández, B.; Magrí, A. Manure treatment technologies: On-farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. *Bioresour. Technol.* **2009**, *100*, 5519–5526. [CrossRef]

21. Font, X.; Adroer, N.; Poch, M.; Vicent, T. Evaluation of an integrated system for pig slurry treatment. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* **1997**, *68*, 75–81. [\[CrossRef\]](#)
22. Hjorth, M.; Christensen, K.V.; Christensen, M.; Sommer, S.G. Solid—Liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agron. Sustain. Dev.* **2010**, *30*, 153–180. [\[CrossRef\]](#)
23. Alvarez, J. Characterization of Pig Slurry and Their Treatment Efficiency in Central Spain. In Proceedings of the 12th Ramiran International Conference, Aarhus, Denmark, 11–13 September 2006.
24. León-Cófreces, C.; García-Gonzalez, M.; Acitores, M.; Pérez-Sangrador, M.P. Development of a Pig Slurry Treatment System with SBR and MBR Technology. In Proceedings of the 12th Ramiran International Conference, Aarhus, Denmark, 11–13 September 2006.
25. Deng, L.; Cai, C.; Chen, Z. The treatment of pig slurry by a full-scale anaerobic-adding raw wastewater-intermittent aeration process. *Biosyst. Eng.* **2007**, *98*, 327–334. [\[CrossRef\]](#)
26. Ferreira, L.M. Pilot Scale Experience of Anaerobic Co-Digestion of Pig Slurry with Fruit Wastes on Site Operation in a Pig Farm with a Mobile Plant. In Proceedings of the 13th Ramiran International Conference-Potential for Simple Technology Solutions in Organic Manure Management, Albena, Bulgaria, 11–14 June 2008.
27. Hou, Y.; Velthof, G.L.; Case, S.D.C.; Oelofse, M.; Grignani, C.; Balsari, P.; Zavattaro, L.; Gioelli, F.; Bernal, M.P.; Fanguero, D.; et al. Stakeholder perceptions of manure treatment technologies in Denmark, Italy, the Netherlands and Spain. *J. Clean. Prod.* **2018**, *172*, 1620–1630. [\[CrossRef\]](#)
28. Mendieta-Pino, C.A.; Garcia-Ramirez, T.; Ramos-Martin, A.; Perez-Baez, S.O. Experience of application of natural treatment systems for wastewater (NTSW) in livestock farms in canary islands. *Water* **2022**, *14*, 2279. [\[CrossRef\]](#)
29. Belmont, M.A.; Cantellano, E.; Thompson, S.; Williamson, M.; Sánchez, A.; Metcalfe, C.D. Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. *Ecol. Eng.* **2004**, *23*, 299–311. [\[CrossRef\]](#)
30. Vera, L.; Martel, G.; Márquez, M. Two years monitoring of the natural system for wastewater reclamation in Santa Lucía, Gran Canaria Island. *Ecol. Eng.* **2013**, *50*, 21–30. [\[CrossRef\]](#)
31. ISTAC. ISTAC Instituto Canario de Estadística. Available online: www.gobiernodecanarias.org/istac (accessed on 15 May 2021).
32. IDE Canarias Visor 4.5.1. Available online: <https://visor.grafcan.es/visorweb/> (accessed on 16 May 2021).
33. Suresh, A.; Choi, H.; Oh, D.; Moon, O.K. Prediction of the nutrients value and biochemical characteristics of swine slurry by measurement of EC—Electrical conductivity. *Bioresour. Technol.* **2009**, *100*, 4683–4689. [\[CrossRef\]](#)
34. Moral, R.; Perez-Murcia, M.; Perez-Espinosa, A.; Moreno-Caselles, J.; Paredes, C.; Rufete, B. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Manag.* **2008**, *28*, 367–371. [\[CrossRef\]](#)
35. Moral, R.; Moreno-Caselles, J.; Perez-Murcia, M.; Perez-Espinosa, A.; Rufete, B.; Paredes, C. Characterisation of the organic matter pool in manures. *Bioresour. Technol.* **2005**, *96*, 153–159. [\[CrossRef\]](#)
36. Hall, J.E. Nutrient recycling: The European experience—Review. *Asian-Australas. J. Anim. Sci.* **1999**, *12*, 667–674. [\[CrossRef\]](#)
37. Suresh, A.; Choi, H.L. Estimation of nutrients and organic matter in Korean swine slurry using multiple regression analysis of physical and chemical properties. *Bioresour. Technol.* **2011**, *102*, 8848–8859. [\[CrossRef\]](#)

Disclaimer/Publisher’s Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

4.3. New methodology for calculating the production of biogas in livestock wastewater treatment systems

New methodology for calculating the production of biogas in livestock wastewater treatment systems

Tania P. García-Ramírez, Carlos A. Mendieta-Pino, Saulo Brito-Espino, Federico León-Zerpa*, Melania L. Rodríguez-Pérez, Alejandro Ramos-Martín

Instituto de Estudios Ambientales y Recursos Natural (iUNAT) Edificio Polivalente I, Parque Científico Tecnológico, Las Palmas de Gran Canaria, Spain, email: federico.leon@ulpgc.es (F. León-Zerpa)

Received 28 June 2023; Accepted 22 August 2023

ABSTRACT

In this work, a modelling and numerical simulation proposal has been developed with a free open-source software, Scilab. The learning proposal consists of the simulation of an anaerobic biogas digester under continuous and discontinuous loading with an AM2 mathematical model based on two reactions, acidogenesis-acetogenesis, considering a Monod-type growth, and methanogenesis, with a Haldane-type growth. Anaerobic digestion has become a successful process for the stabilisation of wastewater with high organic load. The aim of this proposal is to be used in the practical training activities to be developed by the student in the context of some of the subjects of the University Degrees and Masters with competences in the area of environmental technology. In the simulations, the proposed model has proved to be an effective tool for the simulation of the anaerobic digestion process, it has proved to be an efficient system to reduce the organic load in wastewater and it is versatile as it allows to modify the design, quickly, depending on the future needs of the student or teacher that can be used to understand and learn the proposed objective.

Keywords: Numerical methods; Anaerobic digestion; Anaerobic digestion; Model; Scilab

1. Introduction

Anaerobic digestion has become a successful process for the stabilisation of wastewater with high organic load, and it is important to understand the various factors that affect bioreactor design. Also, anaerobic treatment systems are natural processes that take place in areas where free oxygen is not available and are ideal for the treatment of highly biodegradable wastes. Anaerobic digestion has become more popular in recent years, mainly due to its ability to generate energy from waste [1]. Advances in microbial ecology methodologies in recent decades have resulted in tools to qualify and quantify microbially driven systems, allowing theorists to better test hypotheses,

resulting in the potential for better engineering design and operation of biological processes [2].

The main objective of this work is a simple proposal for modelling and numerical simulation with SCILAB, for learning the continuous and discontinuous dynamics of biological digesters with an AM2 mathematical model for wastewater treatment, due to the high cost that must be faced when implementing a facility of this type [3–5]. For this reason, several mathematical models have been developed for simulation, the usefulness of which depends on the objective and complexity of the work.

The Scilab software, which is free and open source, has been chosen to carry out the simulation. This software is oriented towards numerical computation, especially for

* Corresponding author.

scientific and engineering applications. It can be used as a simple matrix calculator, but its main interest lies in its hundreds of general-purpose and specialised functions, as well as in its possibilities for graphical visualisation. Several authors have chosen this program because many examples of ready-made and tested programs can be found at [6–10].

Therefore, it is of interest to develop learning strategies, based on ICTs, which help students, of the degrees and masters of the area with competences in environmental technologies, to learn and understand the evolution of the relevant variables in the operation of anaerobic bioreactors, also being useful for the estimation of the biogas generation potential and its valuation as an energy vector [8,10]. This work is carried out within the framework of the Educational Innovation Projects for Interdisciplinary Training (PIEFI) – Line 3. Contents and programmes of teaching in the project “Laboratories as working environments for active and collaborative learning through the design, development, construction, use and redesign of equipment and devices for their application in practices” (PIE 2022–60) of the University of Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC).

2. Theoretical foundations of anaerobic digestion

Anaerobic digestion, also called biogas production, is a microbiological process that occurs spontaneously in nature in the absence of oxygen. It breaks down organic matter into simpler compounds, which are transformed into volatile fatty acids, which are the main intermediates and modulators of the process to obtain a mixture of gases called biogas, this process is carried out by the action of a group of specific microorganisms working in sequences [4,11].

Anaerobic digestion is a very complex process due to the high number of biochemical reactions taking place and the number of bacteria involved. In fact, many of these reactions occur simultaneously [4,11]. Digestion can be grouped into three main stages: hydrolysis, acid formation and methanogenesis, which will be explained in the section on phases of anaerobic digestion. The higher the number of stages considered in the mathematical model, the higher the complexity of the model, but at the same time the better the representativeness of the process [4,11].

As a complex process, modelling of anaerobic digestion improves the understanding of the process and allows the formulation or validation of certain hypotheses regarding the process itself. A mathematical model allows to predict the behaviour of this complex process when subjected to different conditions of its manipulable variables such as temperature, concentration, composition and flow of the input substrates, pH level, oxygenation, etc. and thus reduces the possible complications that can be obtained when the process is carried out [1].

2.1. Model AM2

As for the mathematical modelling of the anaerobic digestion process, the AM2 model proposed by Bernard in 2001 is designed to use as substrate wastewater containing soluble, carbohydrate-based organic matter, so that the hydrolysis step is irrelevant. In this model it only considers two limiting reactions, the acidogenesis of the substrate from

the influent (S_1) and the methanogenesis of the volatile fatty acids (S_2), obtained as a product in the first of the reactions [4,12]. It is intended for analytical and control applications or instrumentation development.

2.2. Components

In the AM2 mathematical model, at least four components are required to describe what happens in a digester, the substrate, which is the component that serves as food for the biomass, S_1 and S_2 , and the biomass, which is the culture of microorganisms that feed on the biodegradable organic matter, X_1 and X_2 .

2.3. Biological processes in the digester

The model considers only two limiting steps, acidogenesis and methanogenesis. First reaction: acidogenesis of the substrate supplied by the influent.

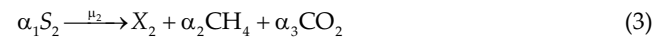


where S_1 is the organic substrate in the influent, X_1 is the population of acidogenic bacteria and α_i are the stoichiometric coefficients of each species.

The kinetics used is the Monod model.

$$\mu_1 = \mu_{\max 1} \cdot \frac{S_1}{K_s + S_1} \quad (2)$$

where $\mu_{\max 1}$ is the maximum growth and K_s is the Michaelis–Menten constant. Second reaction: volatile fatty acid methanogenesis.



where S_2 are the volatile fatty acids obtained from acidogenesis, X_2 is the population of methanogenic bacteria and α_i are the stoichiometric coefficients of each species.

The kinetics used is the Haldane model.

$$\mu_2 = \mu_{\max 2} \cdot \frac{S_2}{K_s + S_2 + \frac{S_2}{K_i}} \quad (4)$$

where $\mu_{\max 2}$ is the maximum bacterial growth rate regardless of inhibition, K_s is the Michaelis–Menten constant or average saturation coefficient and K_i is the inhibition coefficient due to the substrate.

2.4. System of equations

The system of ordinary differential equations related to the biomass dynamics of the substrate is shown below.

$$\frac{dX_1(t)}{dt} = (\mu_1 - D - K_{d1}) X_1 \quad (5)$$

$$\frac{dS_1(t)}{dt} = D(S_{in1} - S_1) - \alpha_1 \mu_1 X_1 \quad (6)$$

$$\frac{dX_2(t)}{dt} = (\mu_2 - D - K_{d2})X_2 \quad (7)$$

$$\frac{dS_2(t)}{dt} = D(S_{in_2} - S_2) - \alpha_4\mu_1X_1 - \alpha_7\mu_2X_2 \quad (8)$$

2.5. AM2 steady state model

A system is considered to reach steady state when its characteristics do not vary over time [2,9,10]. Knowing this and taking into account the processes and variables considered in the model, in order to obtain the steady state of the system for biomasses and substrates it is established that:

$$\begin{cases} (\mu_1 - D - K_{d1})X_{re_1} = 0 \\ D(S_{in_1} - S_{re_1}) - \alpha_1\mu_1X_{re_1} = 0 \end{cases} \quad (9)$$

The equations for the digestion of sugars being (S_1),

$$\begin{cases} (\mu_2 - D - K_{d2})X_{re_2} = 0 \\ D(S_{in_2} - S_{re_2}) - \alpha_4\mu_1X_1 - \alpha_7\mu_2X_2 = 0 \end{cases} \quad (10)$$

And being the corresponding equations for methanogenesis of acetic acid (S_2).

Assuming that the biomass concentrations are non-zero and from the above equations, it is considered that:

$$\begin{cases} (\mu_1 - D - K_{d1}) = 0 \\ (\mu_2 - D - K_{d2}) = 0 \end{cases} \quad (11)$$

Substituting in each of the expressions the corresponding value of its own kinetics (2), (4) becomes as follows:

$$\begin{cases} \mu_{max1} \cdot \frac{S_1}{K_{s1} + S_1} - D - K_{d1} = 0 \\ \mu_{max2} \cdot \frac{S_2}{K_{s2} + S_2 + \frac{S_2^2}{K_i}} - D - K_{d2} = 0 \end{cases} \quad (12)$$

By subtracting the substrate concentration from each of the equations, the steady-state values are obtained for each of them.

Eq. (13) for sugars and Eq. (14) for acetic acids:

$$S_{re_2} = \frac{(D + K_{d1}) \cdot K_{s1}}{\mu_{max1} - D - K_{d1}} \quad (13)$$

$$S_{re_2} = \frac{-\left(1 - \frac{\mu_{max2}}{D + K_{d2}}\right) K_i \pm \sqrt{\left(1 - \frac{\mu_{max2}}{D + K_{d2}}\right)^2 K_i^2 - 4K_{s2} K_i}}{2} \quad (14)$$

By subtracting the value of X_{re1} and X_{re2} in the second expression (5) of the equations and substituting the

values already calculated for each of the substrates, we obtain their respective steady-state values for each of the biomasses.

Eq. (15) for sugars and Eq. (16) for acetic acids:

$$X_{re_1} = \frac{D(S_{in_1} - S_{re_1})(S_{re_1} + K_{s1})}{\alpha_1\mu_{max1}S_{re_1}} \quad (15)$$

$$X_{re_2} = \left(D(S_{in_2} - S_{re_2}) + \alpha_4\mu_{max1} \frac{S_{re_1}}{K_{s1} + S_{re_1}} X_{re_1} \right) \left(\frac{S_{re_2} K_i + K_{s2} K_i + S_{re_2}^2}{\alpha_7\mu_{max2} S_{re_2} K_i} \right) \quad (16)$$

3. Transitional regime

When there is a change in the variables of the system, we say that the process is in a transient regime [9,10,13]. When the conditions of an element change, the steady state is lost, and after a succession of changes it returns to equilibrium. The interval between the two steady states is called the transient regime.

As previously explained, a reactor can be considered as a continuous load, where the load is introduced in a constant way, or discontinuous, where the load is introduced in batches, an incoming flow $\hat{Q}$, which is equivalent to the volume of load V_1 between the load time T , is introduced. In this section, in addition to seeing what the system is like in a transient state, the difference between a batch and a continuous load [10] will be observed.

3.1. Batch loading

Batch loading involves the introduction of a given volume V_1 , with an organic load, in a very short time [10]. The volume V_1 , of the load, each time it is introduced, displaces an amount of volume equal to V_1 , being the total volume of the digester V_T , and the volume not displaced is V_2 , so we have:

$$V_T = V_1 + V_2 \quad (17)$$

Once the loading is done, the volume of liquid with the organic matter is assumed to be perfectly mixed at the same time of loading. As a consequence of the above, the dilution becomes the following expression:

$$D = \frac{\hat{Q}}{V_1 + V_2} = \frac{V_1}{T} \quad (18)$$

where $\hat{Q}$ is the inlet flow rate, T the loading time, V_1 the loading volume, V_T the total digester volume. To adapt the model to the batch inlet the following is considered.

$$\left. \begin{aligned} \frac{dX}{dt} &= (\mu - k_d)X \\ \frac{dS}{dt} &= -\alpha\mu X \end{aligned} \right\} \leftrightarrow t \neq nT \quad (19)$$

When charging is not carried out:

$$\left. \begin{aligned} \Delta S &= \frac{V_1}{V_T} (S_{in} - S^*(nT)) \\ \Delta X &= \frac{V_1}{V_T} (X_{in} - X^*(nT)) \end{aligned} \right\} \leftrightarrow t = nT \quad (20)$$

When loading is performed, $S^*(nT)$ being the concentration of the substrate just before loading. The concentration is $S(nT)$ after charging and mixing.

$$S(nT) = \frac{S_{in} V_1 + S^*(nT) V_2}{V_T} \quad (21)$$

For all the present species considered in this final degree project, the mixture is as follows:

$$S_1 = \frac{S_{in1} V_1 + S_1^* V_2}{V_T} \quad (22)$$

$$X_1 = \frac{X_{in1} V_1 + X_1^* V_2}{V_T} \quad (23)$$

$$S_2 = \frac{S_{in2} V_1 + S_2^* V_2}{V_T} \quad (24)$$

$$X_2 = \frac{X_{in2} V_1 + X_2^* V_2}{V_T} \quad (25)$$

3.2. Batch system of equations

The system of batch equations when no loading (26) and when loading (27) with biomass and substrate dynamics is performed is as shown below.

$$\left. \begin{aligned} \frac{dX_1(t)}{dt} &= (\mu_1 - K_{d1}) X_1 \\ \frac{dS_1(t)}{dt} &= -\alpha_1 \mu_1 X_1 \\ \frac{dX_2(t)}{dt} &= (\mu_2 - K_{d2}) X_2 \\ \frac{dS_2(t)}{dt} &= \alpha_4 \mu_1 X_1 - \alpha_7 \mu_2 X_2 \end{aligned} \right\} \leftrightarrow t \neq nT \quad (26)$$

$$\left. \begin{aligned} X_1 &= \frac{V_1}{V_T} (X_{in1} - X_1^*(nT)) \\ S_1 &= \frac{V_1}{V_T} (S_{in1} - S_1^*(nT)) \\ X_2 &= \frac{V_1}{V_T} (X_{in2} - X_2^*(nT)) \\ S_2 &= \frac{V_1}{V_T} (S_{in2} - S_2^*(nT)) \end{aligned} \right\} \leftrightarrow t = nT \quad (27)$$

3.3. Numerical method for a batch system

Since the system of equations shows non-linear relationships in the state variables, it is necessary to apply a numerical approximation of the problem in order to solve it. The latter involves applying the procedures typical of initial value problems. In this work we propose to use a method called predictor–corrector, which is based on the use of an explicit solution as the initial predictor solution, and then from this, an implicit solution will be used iteratively until the solution converges, with a tolerance [8,10]. The solutions used are: for the predictor, the simplest Euler form, in its explicit form, as shown below:

$$\frac{dy(t)}{dt} = f(t, y(t)), \quad y(t_0) = y_0 \quad (28)$$

$$y_{n+1} = y_n + hf(t_n, y_n) \quad t_0 = t_0 + nh \quad (29)$$

And for the corrector the implicit Crank–Nicolson solution, or also equivalent to a trapezoidal solution. This solution is shown below:

$$\frac{dy(t)}{dt} = f(t, y(t)), \quad y(t_0) = y_0 \quad (30)$$

$$y_{n+1} = y_n + \frac{h}{2} [f(t_n, y_n) + f(t_{n+1}, y_{n+1})], \quad t_n = t_0 + nh \quad (31)$$

Unifying the two solutions in the prediction–correction process leaves:

$$y_{n+1}^{(P)} = y_n + hf(t_n, y_n) \rightarrow \text{Prediction} \quad (32)$$

$$y_{n+1}^{(C_o)} = y_n + \frac{h}{2} [f(t_n, y_n) + f(t_{n+1}, y_{n+1}^{(P)})] \rightarrow \text{Start up} \quad (33)$$

$$y_{n+1}^{(C_{k+1})} = y_n + \frac{h}{2} [f(t_n, y_n) + f(t_{n+1}, y_{n+1}^{(C_k)})] \rightarrow \text{Correction} \quad (34)$$

$$|y_{n+1}^{(C_{k+1})} - y_{n+1}^{(C_k)}| < \epsilon$$

As indicated, this iterative process will continue until the convergence specifications are met.

As an example, the proposed system of equations for the sugar degrading biomass is shown in the following example, explicit (35), implicit (36) and Crank–Nicolson (37).

$$\frac{X_{1n} - X_{1n-1}}{\Delta t} = \left(\mu_{\max 1} \frac{S_{1n-1}}{K_{s1} + S_{1n-1}} - K_{d1} \right) \cdot X_{1n-1} \quad (35)$$

$$\frac{X_{1n} - X_{1n-1}}{\Delta t} = \left(\mu_{\max 1} \frac{S_{1n}}{K_{s1} + S_{1n}} - K_{d1} \right) \cdot X_{1n} \quad (36)$$

$$\frac{X_{1n} - X_{1n-1}}{\Delta t} = \frac{\mu_{\max 1}}{2} \left[\left(\frac{S_{1n-1} X_{1n-1}}{K_{s1} + S_{1n-1}} - K_{d1} \right) + \left(\frac{S_{1n} X_{1n}}{K_{s1} + S_{1n}} - K_{d1} \right) \right] \quad (37)$$

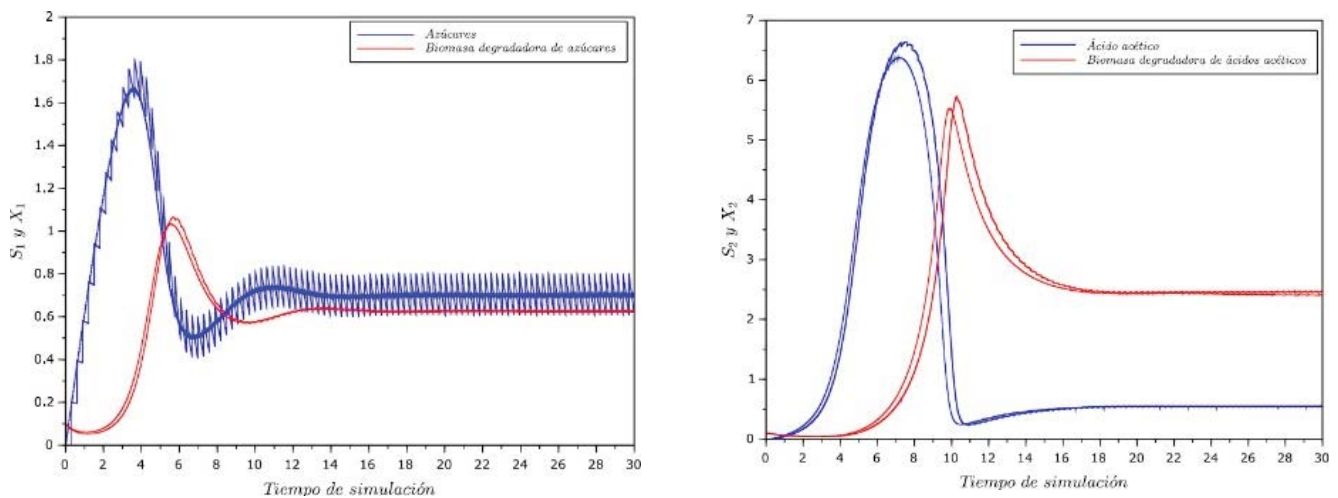


Fig. 1. Transient state of sugars at different loadings and the transient state of acetic acids at different loadings.

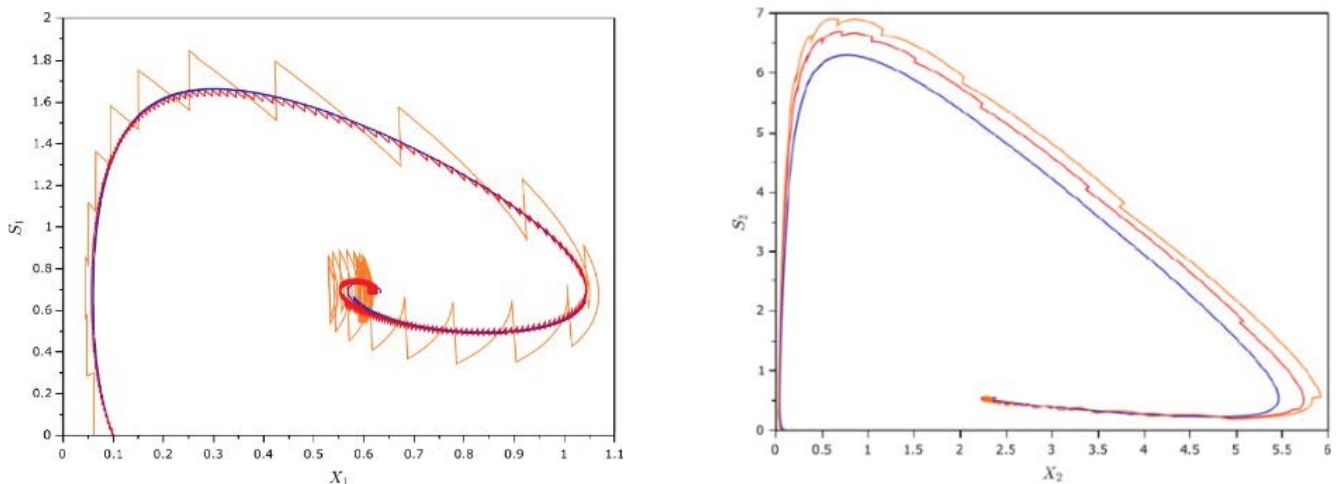


Fig. 2. Phase plane of sugars and acetic acid in transient state at different loadings.

4. Results

This section shows the results obtained from the simulation of the behaviour of X_1 and X_2 and substrates, under a continuous and a discontinuous load in a transient regime, depending on the simulation time. For this simulation, it is necessary to vary the inlet flow rate and the time between loading and loading. For this purpose, a continuous load and a discontinuous load have been considered, where V_1 is 0.01 L, always having a total volume of 10 L. Moreover, the working conditions are the same in both simulations where the inlet concentration of sugars is 20 and at a dilution of 30.

Fig. 1 shows how the biomass and substrate concentrations are affected by the type of load, in terms of substrate it can be seen that the peaks are produced by the introduction of the load and the decrease by the consumption of this in the reactor, producing a small oscillation in the number of sugar degrading bacteria. This effect is also seen in the acetic acid degrading bacteria causing a shift in production.

Fig. 2 shows the same way in the phase plane, but at three different loads, the blue, continuous load, the red, batch load explained above and the orange, batch load, where V_1 is 0.015 L under the same conditions. By varying the loads from continuous to batch loads, the process is affected, but leads to the same steady state. However, it must be taken into account that in order to avoid bacterial depletion, as the time between loading and loading increases, the loading volume has to be increased.

5. Conclusions

In this work, the proposed model has proved to be an effective tool for the estimation of the anaerobic digestion process and for learning the continuous and discontinuous dynamics of anaerobic digesters. Moreover, the open-source mathematical calculation program SCILAB is a suitable tool to carry out a mathematical modelling project of this type, since it is a very flexible platform that allows the user to simulate the dynamic conditions that occur during the anaerobic digestion process, being, on the other hand, easy to apply

in training activities for students of the University Degrees and Masters with competences in the area of environmental technology.

Funding

This project has been co-financed by the Interreg V-A Spain-Portugal Cooperation. MAC Programme (Madeira-Azores-Canary Islands) MITIMAC Project MAC2/1.1a/263.

This project has been partly financed by the European funds Next Generation EU (NGEU) under the “Royal Decree 641/2021, of 27 July, which regulates the direct granting of subsidies to Spanish public universities for the modernisation and digitisation of the Spanish university system within the framework of the recovery, transformation and resilience plan (UNIDIGITAL) – Educational Innovation Projects for Interdisciplinary Training (PIEFI) – Line 3. Contents and training programmes” within the Educational Innovation Project “Laboratories as working environments for active and collaborative learning through the design, development, construction, use and redesign of equipment and devices for their application in practices” (PIE 2022–60”).

References

- [1] N. Kythreotou, G. Florides, S.A. Tassou, A review of simple to scientific models for anaerobic digestion, *Renewable Energy*, 71 (2014) 701–714.
- [2] M.J. Wade, J. Harmand, B. Benyahia, T. Bouchez, S. Chaillou, B. Cloez, J.-J. Godon, B. Moussa Boudjemaa, A. Rapaport, T. Sari, R. Arditi, C. Lobry, Perspectives in mathematical modelling for microbial ecology, *Ecol. Modell.*, 321 (2016) 64–74.
- [3] D.J. Batstone, Mathematical modelling of anaerobic reactors treating domestic wastewater: rational criteria for model use, *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 5 (2006) 57–71.
- [4] M.H. Gerardi, *The Microbiology of Anaerobic Digesters*, John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA, 2003.
- [5] J. Lauwers, L. Appels, I.P. Thompson, J. Degreè, J.F. Van Impe, R. Dewil, Mathematical modelling of anaerobic digestion of biomass and waste: power and limitations, *Prog. Energy Combust. Sci.*, 39 (2013) 383–402.
- [6] D. Fotsa, E. Houpa, D. Békollé, C. Thron, M. Ndoumbé, Mathematical modelling and optimal control of anthracnose, *Biomath*, 3 (2014).
- [7] A. Boguta, Evaluation of the correctness of the SciLab program in a simulation of an electric vehicle run, *PRZEGLĄD ELEKTROTECHNICZNY*, 1 (2020) 124–127.
- [8] F.A. Leon, A. Ramos Martin, S. Brito Espino, C. Mendieta Pino, T. Garcia-Ramirez, Proposal for modelling and numerical simulation with SCILAB for learning the continuous and discontinuous dynamics of biological and anaerobic digesters, *Desal. Water Treat.*, 234 (2021) 15–21.
- [9] S.M. Brito-Espino, C.A. Mendieta-Pino, S.O. Pérez-Báez, A. Ramos-Martín, Application of a model-based method for hydrodynamic processes in constructed wetland to management of livestock wastewater based on finite elements method, *Desal. Water Treat.*, 152 (2019) 92–98.
- [10] F.A. Leon, A. Ramos Martin, S. Brito Espino, C. Mendieta Pino, T. Garcia-Ramirez, Proposal for modelling and numerical simulation with SCILAB for learning the continuous and discontinuous dynamics of biological and anaerobic digesters, *Desal. Water Treat.*, 234 (2021) 15–21.
- [11] L. Núñez-Pintado, Modeling and Control of Anaerobic Digestion Process for Biogas Production From Organic Waste and/or Wastewater, 2017.
- [12] O. Bernard, Z. Hadj-Sadok, D. Dochain, A. Genovesi, J.P. Steyer, Dynamical model development and parameter identification for an anaerobic wastewater treatment process, *Biotechnol. Bioenergy*, 75 (2001) 424–438.
- [13] C.A. Mendieta-Pino, Evaluation and Modelling of Non-Conventional or Natural Treatment Systems for Effluents From Pig Farms on the Island of Gran Canaria, 2015.

5. Artículos del compendio explicados

5.1. Experience of Application of Natural Treatment Systems for Wastewater (NTSW) in Livestock Farms in Canary Islands

Dada la necesidad de buscar soluciones sostenibles y de bajo costo para el tratamiento de las aguas residuales generadas en explotaciones ganaderas porcinas en zonas rurales e insulares. En este artículo se tuvo como propósito evaluar la eficacia de remoción de contaminantes orgánicos y físico-químicos de plantas piloto, operadas a escala real y bajo condiciones normales de explotación, ubicadas en la isla de Gran Canaria, España.

Para la implementación del estudio, se seleccionaron tres granjas porcinas representativas en cuanto a tamaño, ubicación geográfica y sistema productivo, las cuales contaban con entre 1100 y 1600 animales. Cada planta incorporó configuraciones distintas de unidades de tratamiento, permitiendo evaluar comparativamente su desempeño:

Planta 1: esta planta está ubicada a 450 metros sobre el nivel del mar, con aproximadamente 1600 animales. Esta planta consta de un tamiz de 10 micras de apertura, que actúa como pretratamiento para eliminar sólidos gruesos. Posteriormente, el efluente es dirigido a una laguna facultativa con una capacidad efectiva de 1100 m³, una relación largo-ancho de 2:1 y una profundidad de 1,5 metros. El tiempo de retención hidráulica (TRH) es de 80 días, lo cual proporciona condiciones favorables para procesos biológicos aerobios y anaerobios. La superficie ocupada por esta planta es de 750 m².

Planta 2: esta planta está instalada a 540 metros de altitud, en una explotación con 1100 animales. El sistema incluye de un tamiz de 100 micras, por temas de superficie ocupada este se ubicada sobre un digestor anaerobio semicerrado. El digestor está constituido por seis cámaras rectangulares interconectadas mediante sifones, simulando un flujo en cascada o pistón. Las dimensiones de cada cámara son de 3,00 x 3,00 metros, con una altura efectiva de 1,70 metros, sumando un volumen total de

tratamiento de 132,60 m³. El tiempo de retención del digestor es de 25 días. La planta ocupa una superficie total de 180 m².

Planta 3: Situada a 700 metros de altitud, en una granja con 1400 animales. Se compone de un sistema integrado que combina múltiples unidades: un tamiz de 100 micras, un digestor anaerobio con cuatro cámaras interconectadas (volumen total de 103 m³ y TRH de 10 días), seguido de dos humedales artificiales de flujo vertical subsuperficial, cada uno con un volumen libre de 22,95 m³ y un tiempo de retención de 4 días. Tras los humedales, el efluente pasa a una laguna facultativa de 90 m³ de capacidad (TRH de 10 días), con vegetación periférica que mejora la estabilidad ecológica del sistema. Finalmente, existe un segundo humedal similar que actúa como pulidor, seguido de un tanque de salida de 10,5 m³. Esta planta incluye un sistema de recirculación que permite retornar parte del efluente tratado al tanque de homogeneización, reforzando la eficiencia del proceso. La superficie total ocupada es de 140 m².

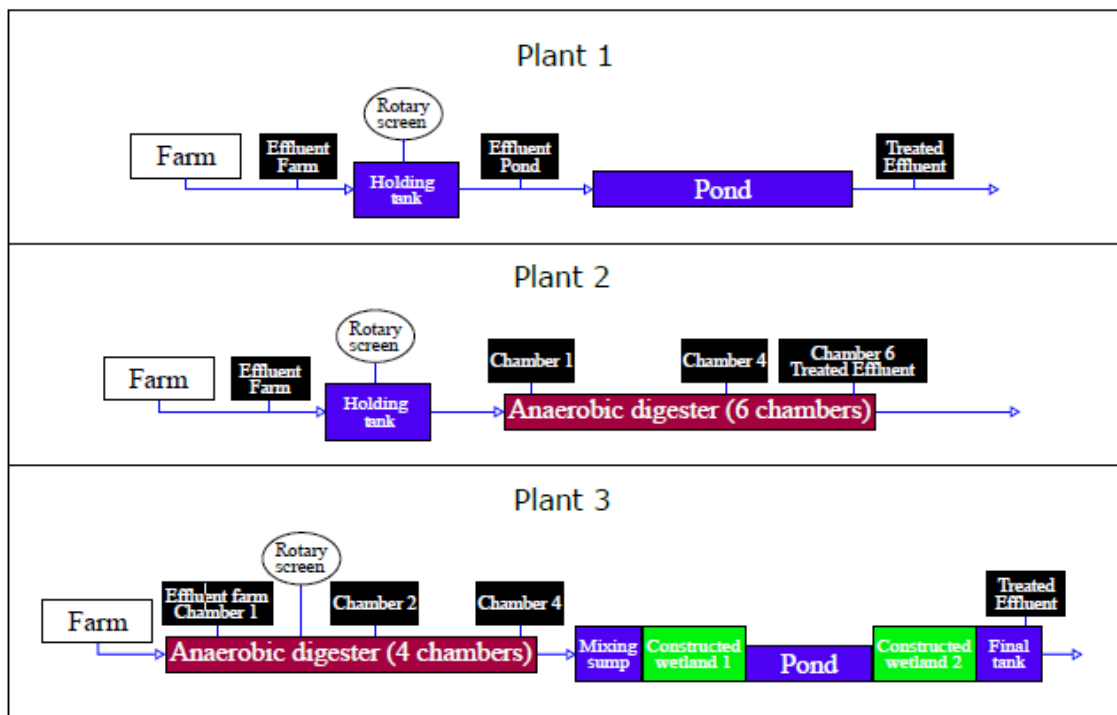


Figura 1. Esquema de planta

Todas las plantas se diseñaron sin sistemas mecánicos de control de temperatura, aireación forzada ni dosificación de productos químicos, de modo que operaran exclusivamente bajo condiciones ambientales reales. Este criterio permitió

evaluar la adaptabilidad y estabilidad de los sistemas frente a las variaciones climáticas y de carga orgánica propias del entorno insular.

Cada sistema de tratamiento fue cargado inicialmente con agua limpia. Sin la adición de ningún cultivo bacteriano externo o lodos, permitiéndose el desarrollo autóctono de la microbiota responsable de los procesos de depuración. Esta decisión tuvo como propósito evaluar la capacidad de autoregeneración biológica de los sistemas frente a condiciones de campo.

El tratamiento estadístico de los datos tuvo como objetivo principal identificar patrones de comportamiento en las plantas piloto y establecer relaciones funcionales entre los parámetros fisicoquímicos medidos y la eficiencia de remoción de contaminantes. Inicialmente, se intentó correlacionar los valores de DQO con variables como pH, EC y temperatura, utilizando análisis puntuales dentro de una misma unidad de tratamiento. Sin embargo, los resultados de las pruebas de homocedasticidad revelaron una alta dispersión y ausencia de consistencia estadística dentro de los conjuntos de datos analizados bajo este enfoque.

Ante esta limitación, se propuso una metodología alternativa basada en el análisis del comportamiento integral del sistema durante su ciclo completo de operación. Para ello, se consideró el TRH de cada planta como intervalo de análisis. Dichos valores fueron de 82 días para la planta 1 y de 27 días para las plantas 2 y 3. Se seleccionaron subconjuntos de muestras emparejadas que correspondieran al tiempo de tránsito del efluente a través del sistema completo.

Sobre estos conjuntos de datos se aplicaron modelos de regresión múltiple y polinómica (de segundo y tercer orden), a fin de evaluar la relación entre variables independientes como la DQO o EC de entrada, la precipitación acumulada (R_{acc}), y las condiciones meteorológicas, con respecto a la eficiencia de remoción global de DQO (COD_{REG}) y EC (EC_{REG}).

Esta metodología permitió establecer correlaciones significativas y generar ecuaciones predictivas con altos coeficientes de determinación (R^2), validando así la aplicabilidad del análisis estadístico como herramienta de control y evaluación del desempeño en sistemas naturales de tratamiento. Asimismo, se evidenció el potencial

de la conductividad eléctrica como parámetro sustituto para estimar la carga orgánica, lo que representa una ventaja para el monitoreo en campo con bajo costo tecnológico.

La eficiencia de cada planta fue evaluada en términos de remoción de contaminantes, considerando diferentes escalas:

- Remoción por unidad de tratamiento (tamiz, digestor, laguna, humedal).
- Remoción específica por volumen de tratamiento ($\%/m^3$).
- Remoción específica por día de retención ($\%/día$).
- Remoción global del sistema.

Los resultados obtenidos indican que la Planta 3 presentó el mejor desempeño general, alcanzando una eficiencia de remoción global de DQO del 90,42% y una eficiencia en remoción de EC del 36,26%. Este resultado se atribuye a la integración de varias tecnologías naturales en un mismo sistema (digestores, humedales y laguna), lo cual permitió un tratamiento más completo y estable.

La Planta 2, equipada con un digestor anaerobio de seis cámaras, logró una eficiencia de remoción de DQO del 79,75% y de EC del 19,41%. Si bien su configuración permite un tratamiento efectivo, la ausencia de humedales o etapas adicionales de pulido limitó su capacidad de remoción de sales.

En cuanto a la Planta 1, su diseño simple basado en laguna facultativa obtuvo una eficiencia de remoción de DQO del 72,64% y de EC del 27,63%. Aunque su volumen es considerablemente mayor que el de la Planta 3, su rendimiento específico por metro cúbico y por día de retención fue inferior.

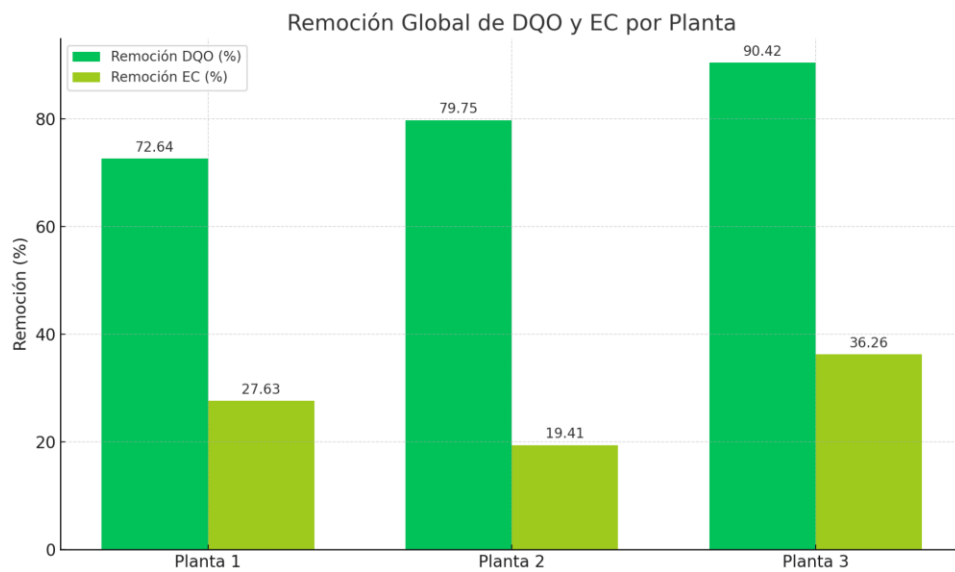


Figura 2. Gráfica Resumen de Remoción de DQO y EC Global por planta

En resumen, se concluye que la combinación de digestores anaerobios, humedales artificiales y lagunas facultativas, como en el caso de la Planta 3, maximiza la eficiencia depurativa del conjunto. La combinación de digestores anaerobios, humedales artificiales y lagunas facultativas permite que los procesos físicos, químicos y biológicos se complementen mutuamente, generando un tratamiento progresivo y robusto. Este hallazgo subraya el potencial de los sistemas de depuración natural para el tratamiento de aguas residuales ganaderas como alternativas viables, escalables y sostenibles, especialmente adaptadas a las necesidades de las zonas rurales e insulares, donde los recursos técnicos y económicos suelen ser limitados.

5.2. Decision Strategy Tool for the Desing of Natural Trearment Systems for Wastewater (NTSW) from Isolated Livestock Farms

Esta investigación se desarrolló una herramienta de decisión estratégica orientada al diseño y dimensionamiento de sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales, con especial enfoque en granjas porcinas localizadas en territorios insulares o rurales aislados estudiadas en esta tesis. Esta iniciativa respondió a la necesidad de

ofrecer soluciones técnicas viables para explotaciones ganaderas que, por sus características productivas y localización geográfica, no podían acceder a sistemas de tratamiento convencionales debido a limitaciones económicas, técnicas o ambientales.

El diseño de la herramienta se fundamentó en una caracterización simplificada del efluente generado en las explotaciones. Para ello, se seleccionaron tres parámetros clave: el caudal (Q), la DQO y la EC. Dichos parámetros fueron estimados a partir del número de cerdas reproductoras, una variable de fácil obtención en el ámbito agropecuario. Las correlaciones empleadas fueron construidas y validadas con base en datos experimentales recopilados a lo largo de más de diez años de funcionamiento y monitoreo de sistemas SDN en condiciones reales, de las mismas plantas piloto estudiadas en el artículo anterior expuesto en este compendio.

El modelo opera mediante una estructura de cuatro etapas decisionales, organizadas en forma de diagrama de flujo. Cada etapa representa un bloque lógico de decisión y cálculo, que permite avanzar en el diseño del sistema hasta alcanzar los objetivos de tratamiento establecidos por la normativa vigente o por criterios técnicos previamente definidos.

Etapas 1: Caracterización del efluente y definición de objetivos de remoción

En primer lugar, se realiza la estimación de los parámetros principales del residuo: Q, DQO y EC, a partir del número de cerdas reproductoras. Esto se lleva a cabo mediante un conjunto de correlaciones empíricas basadas en datos experimentales validados.

A partir de estos valores iniciales, se establece si el efluente supera los límites máximos permitidos de vertido, definidos, por ejemplo, por el Real Decreto 306/2020 (1600 mg/L de DQO y 2.5 dS/m de EC). Si se superan dichos valores, es necesario dimensionar un sistema de tratamiento.

Etapas 2: Pretratamiento – Separación sólido-líquido

El primer componente del sistema es un separador sólido-líquido, cuya función es reducir la carga orgánica y eliminar parte de los sólidos suspendidos. La herramienta asigna una eficiencia fija de remoción del 45 % para la DQO y del 7,5 % para la EC,

basándose en datos experimentales de campo. Estos valores permiten recalcular las concentraciones residuales y evaluar si ya se cumplen los objetivos. Si no es así, se continúa con la siguiente etapa.

Etapa 3: Biodigestor anaerobio

En esta etapa, la herramienta evalúa y dimensiona un biodigestor tipo tanque, aplicando un TRH inicial de 13 días. Se considera una remoción diaria del 2,3 % para DQO y del 0,2 % para EC. Si con ese tiempo de retención no se alcanzan los valores objetivos, la herramienta ajusta el TRH de forma iterativa hasta lograrlo, dentro de márgenes técnicamente aceptables.

La herramienta permite además calcular el volumen total del digestor, el número de cámaras necesarias, el volumen por cámara y el área ocupada, en función del Q y del TRH establecido.

Etapa 4: Tratamiento terciario – Laguna y humedales construidos

Cuando el biodigestor no es suficiente o se desea reforzar el tratamiento, la herramienta propone el uso de una combinación de laguna facultativa y humedales construidos. Esta opción es evaluada solo si las condiciones del emplazamiento lo permiten clima húmedo, disponibilidad de espacio, lejanía de núcleos urbanos, etc...

El tratamiento terciario parte de un TRH estándar de 15 días, y se aplican tasas diarias de remoción del 1,34 % DQO y 1,51 % EC. Se calculan el volumen de la laguna y la superficie requerida de humedales, y se verifica nuevamente el cumplimiento de los objetivos de calidad.

Evaluación final y selección del sistema

Con base en las simulaciones anteriores, la herramienta define si el sistema propuesto, ya sea con una, dos o tres etapas, cumple con los objetivos legales y técnicos establecidos. De ser así, se considera válido el diseño. En caso contrario, se recomiendan ajustes en el TRH o en el tipo de tecnología empleada.

Además, la herramienta toma en cuenta criterios geográficos y climáticos para descartar configuraciones inviables en ciertos entornos. Por ejemplo, en zonas con

escasa disponibilidad de espacio, se prioriza el uso de biodigestores de mayor TRH antes que lagunas o humedales.

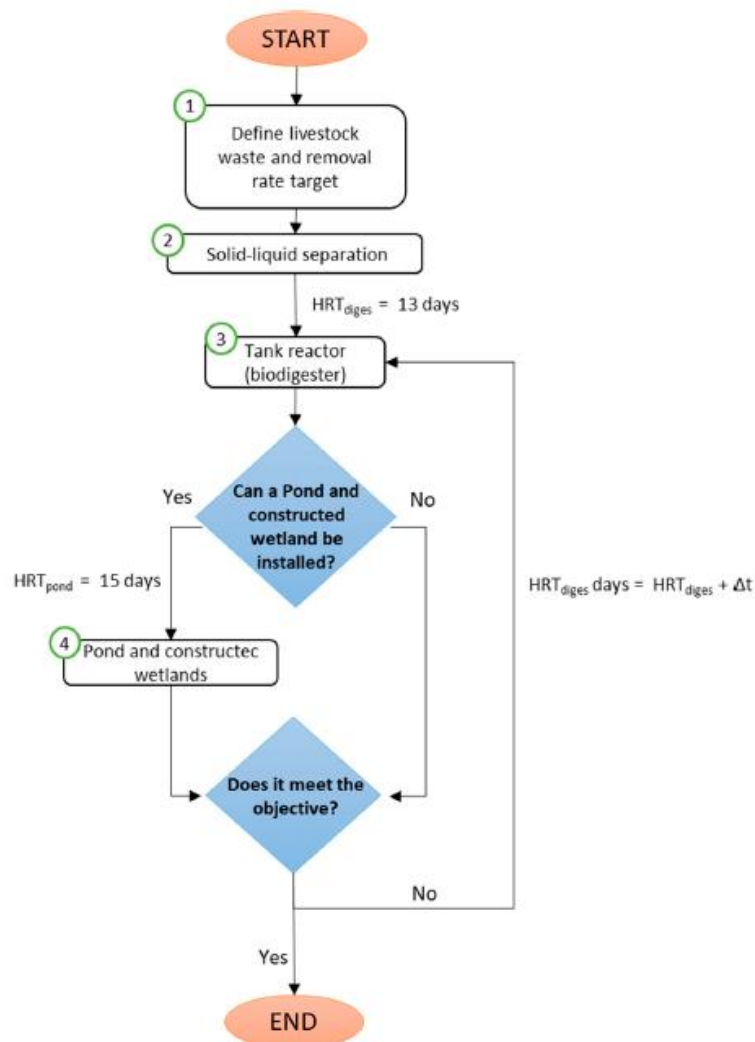


Figura 3. Diagrama de flujo para el diseño de SDN

La herramienta se estructuró en tres etapas principales:

1. Caracterización del residuo
2. Definición de objetivos de remoción
3. Evaluación y diseño del sistema

Los porcentajes de remoción considerados en cada etapa del proceso se basaron en los resultados obtenidos a lo largo de esta investigación. El tamiz mostró eficiencias del

45 % en la remoción de DQO y del 7,5 % en la reducción de EC. Por su parte, el biodigestor alcanzó una remoción diaria del 2,3 % de DQO y del 0,2 % de EC, mientras que las lagunas y humedales construidos aportaron remociones adicionales de 1,34 % y 1,51 % por día, respectivamente.

Para este estudio, la herramienta fue aplicada en nueve granjas porcinas ubicadas en la isla de Gran Canaria, las cuales representaban el 94 % del censo porcino insular en el año 2021. Cada explotación fue evaluada de manera individual, y se diseñó un sistema SDN adaptado a las condiciones específicas de cada una. En las zonas de baja pluviosidad se optó por sistemas basados exclusivamente en biodigestores, mientras que en zonas con mayores precipitaciones y disponibilidad de espacio se incorporaron lagunas y humedales, aprovechando las condiciones naturales del entorno para potenciar el tratamiento.

La aplicación de esta herramienta demostró su utilidad para el diseño de sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales adaptados a contextos rurales y aislados. Se concluyó que no existe un diseño único aplicable a todas las explotaciones, y que cada sistema debe ser ajustado a las condiciones particulares de la granja. Por ello, la herramienta se consolidó como una guía técnica eficaz para el pre-dimensionamiento de SDN, especialmente en entornos con recursos limitados y alta sensibilidad ambiental.

5.3. New methodology for calculating the production of biogas in livestock wastewater treatment systems

Esta investigación presenta una metodología innovadora para simular y comprender el proceso de digestión anaerobia en sistemas de tratamiento de aguas residuales ganaderas, utilizando el software libre Scilab. Además, se aplica como propuesta de aprendizaje centrado en la simulación del comportamiento de un biodigestor anaeróbico operando bajo condiciones de carga continua y discontinua, empleando el modelo matemático AM2. Este modelo se fundamenta en dos procesos bioquímicos principales: la acidogénesis-acetogénesis, cuya dinámica de crecimiento microbiano se

describe mediante la cinética de Monod, y la metanogénesis, representada mediante una cinética de tipo Haldane.

En este contexto, el objetivo general de esta investigación es el desarrollo de una metodología accesible para el análisis de la dinámica biológica en digestores anaeróbicos, permitiendo la exposición de las poblaciones bacterianas a diferentes variables operativas, así como la aplicación de modelos de crecimiento microbiano ampliamente aceptados como los de Monod y Haldane. Asimismo, esta propuesta ha sido elaborada como una orientación docente, con el propósito de integrarse en actividades de formación práctica dentro de asignaturas pertenecientes a programas de Grado y Máster relacionados con la ingeniería y la tecnología ambiental.

La digestión anaerobia es un proceso microbiológico complejo en el que diversos grupos de microorganismos degradan materia orgánica en ausencia de oxígeno. El proceso puede dividirse en varias etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Sin embargo, para efectos de simplificación modelada, se ha adoptado el modelo AM2, que contempla exclusivamente dos etapas limitantes: acidogénesis y metanogénesis (Bernard et al., 2001).

El modelo AM2 incorpora dos tipos de sustratos (S1: azúcares; S2: ácidos grasos volátiles) y dos tipos de biomasa (X1: bacterias acidogénicas; X2: bacterias metanogénicas). Las cinéticas de crecimiento microbiano están representadas mediante la ecuación de Monod para la acidogénesis y la ecuación de Haldane para la metanogénesis, incorporando esta última el efecto de inhibición por concentraciones elevadas de sustrato (Batstone, 2006).

El sistema está constituido por un conjunto de ecuaciones diferenciales ordinarias que describen la dinámica de las concentraciones de biomasa y sustrato bajo condiciones de carga continua o discontinua. La simulación permite analizar tanto el estado estacionario como los regímenes transitorios del Se utilizan métodos numéricos predictivo-correctivos: una aproximación explícita tipo Euler como predictor, seguida de un corrector implícito tipo Crank–Nicolson (Leon et al., 2021).

La metodología desarrollada incluye la simulación del comportamiento de las poblaciones bacterianas bajo la influencia de diversas variables operativas. Esta

aproximación permite observar el impacto de variaciones en el flujo de entrada, la concentración del sustrato y la frecuencia de carga, facilitando una comprensión profunda del sistema.

Las simulaciones realizadas demuestran que la introducción discontinua del sustrato genera oscilaciones significativas en la concentración de sustratos y biomasa. No obstante, el sistema tiende a alcanzar un nuevo estado estacionario bajo ciertas condiciones de operación. Se evidencia que a mayor intervalo entre cargas, es necesario incrementar el volumen de carga para evitar la pérdida de actividad microbiana. Asimismo, se confirma que el modelo AM2 es capaz de representar adecuadamente la evolución del sistema ante distintos esquemas de operación, ofreciendo una herramienta fiable para el análisis y diseño de digestores anaerobios (Lauwers et al., 2013).

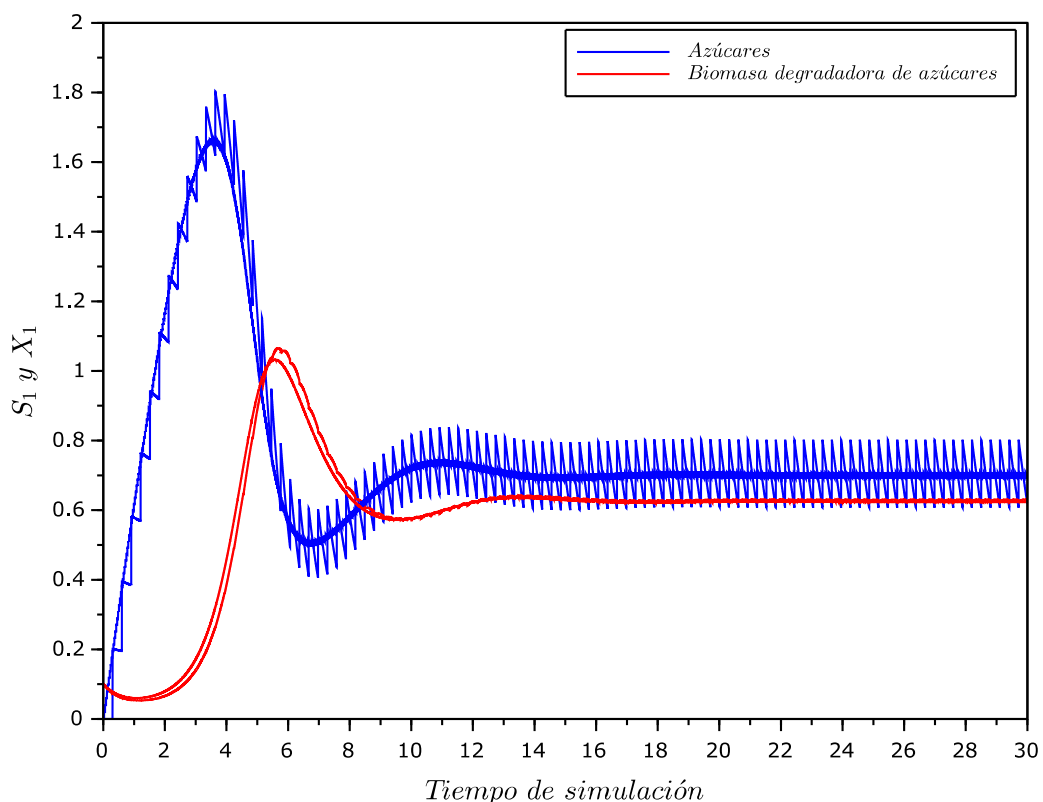


Figura 4. Estado transitorio de azúcares a diferentes cargas

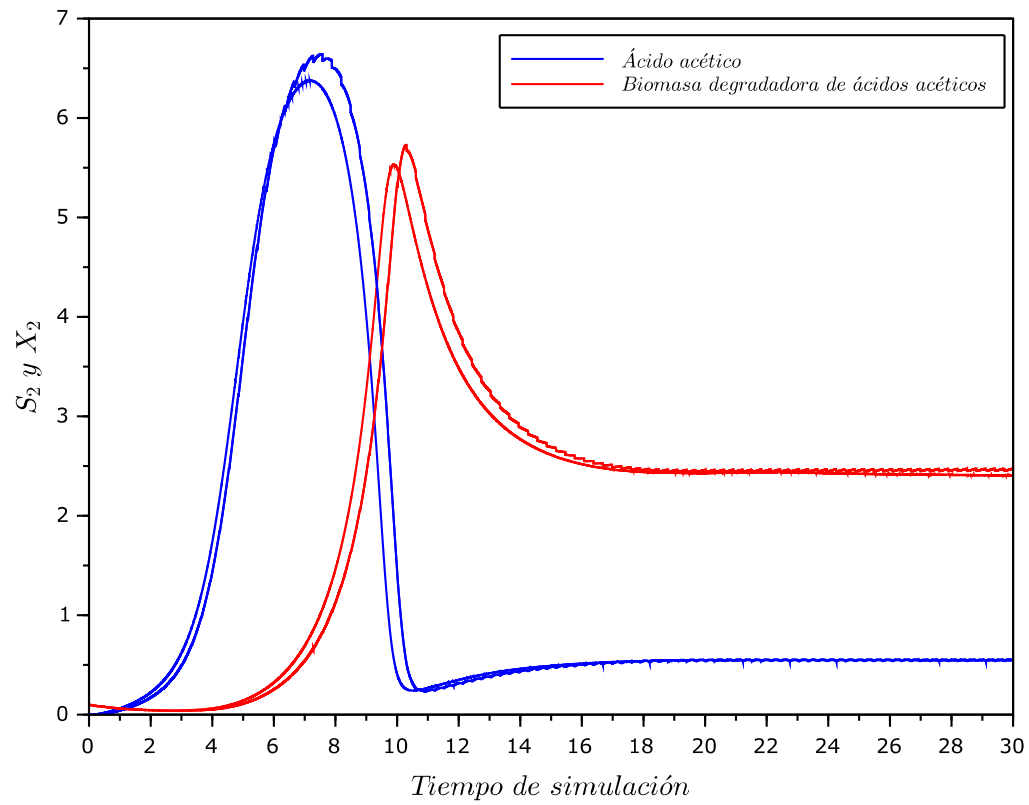


Figura 5. Estado transitorio de ácidos acéticos a diferentes cargas

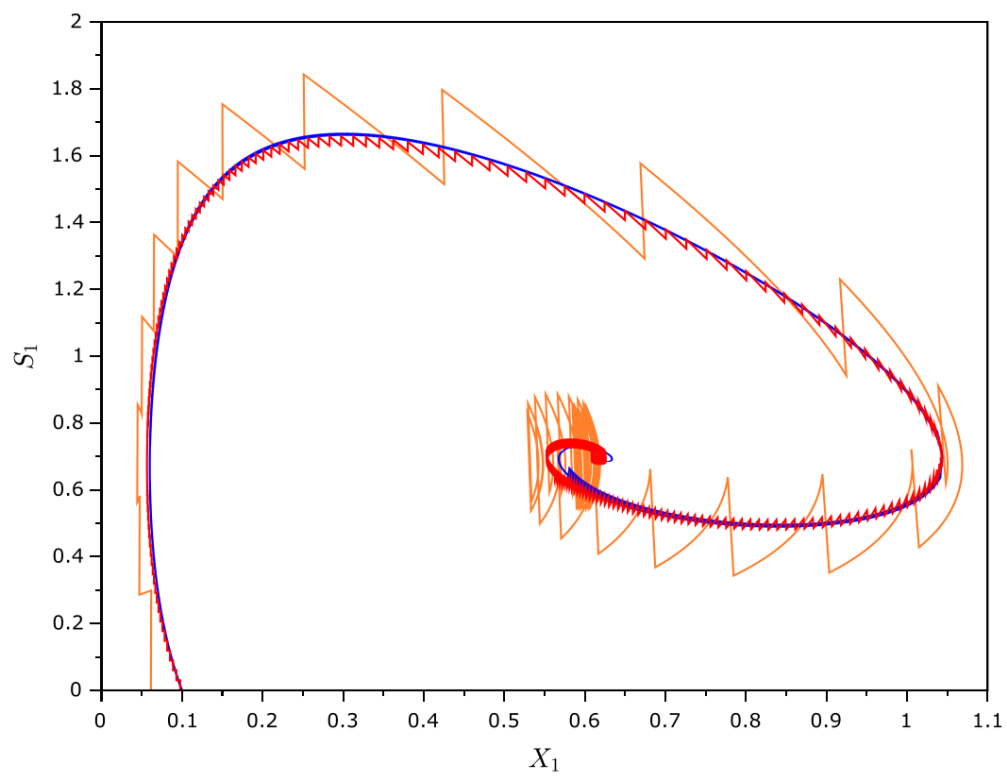


Figura 6. Plano fase de azúcares en estado transitorio a diferentes cargas

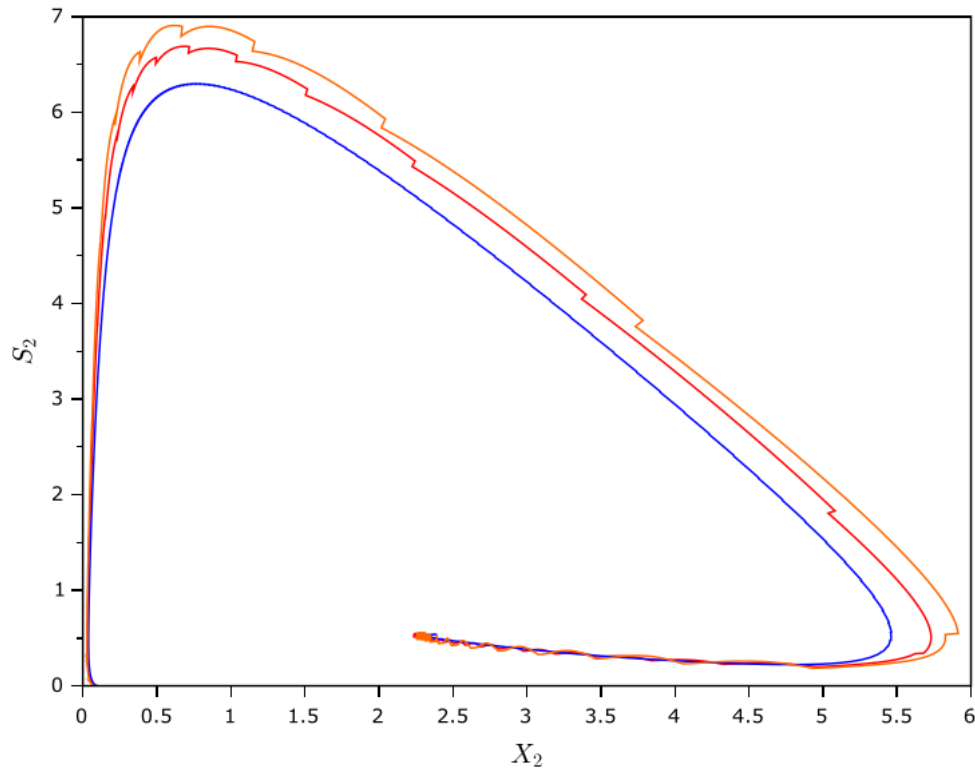


Figura 7. Plano fase de ácido acético en estrado transitorio a diferentes cargas

El modelo propuesto ha demostrado ser una herramienta eficaz para representar el proceso de digestión anaeróbica, mostrando un rendimiento significativo en la reducción de la carga orgánica de las aguas residuales. Además, su carácter versátil facilita la modificación de las condiciones de diseño y operación, lo que lo convierte en un recurso didáctico valioso tanto para estudiantes como para docentes interesados en comprender y aplicar los fundamentos de este proceso biotecnológico.

Los resultados permiten evaluar el comportamiento del sistema ante distintas condiciones de carga y facilitan su implementación tanto en contextos de diseño técnico como en actividades formativas. La herramienta desarrollada contribuye a fortalecer la comprensión de procesos biológicos complejos y fomenta una visión interdisciplinaria en la gestión de residuos agroindustriales. En definitiva, el modelo AM2, integrado en un entorno de simulación computacional, se presenta como una herramienta robusta y pedagógicamente valiosa para la formación en tecnologías sostenibles de tratamiento de aguas y producción de energía renovable.

6. Conclusiones

Los tres artículos desarrollados en esta tesis doctoral constituyen una propuesta integral para abordar la gestión de aguas residuales en explotaciones ganaderas insulares mediante sistemas de tratamiento natural, incorporando enfoques empíricos, metodológicos y de modelización matemática.

En primer lugar, mediante los resultados de la monitorización prolongada de plantas piloto operando en condiciones reales, se comprobó que los SDN tienen capacidad de adaptación frente a fluctuaciones en carga hidráulica y orgánica, manteniendo la estabilidad del efluente tratado. Se evidenció que la combinación de digestores, humedales construidos y lagunas facultativas permite una mayor eficiencia de depuración, con un bajo coste operativo, convirtiéndose en una alternativa viable frente a tecnologías convencionales.

En segundo lugar, se desarrolló y aplicó una herramienta de decisión basada en parámetros clave que permite el diseño preliminar y dimensionamiento de estos en explotaciones porcinas. Esta herramienta fue validada en nueve granjas representativas del censo ganadero de Gran Canaria, demostrando su utilidad para orientar el diseño personalizado de soluciones de tratamiento, adaptadas a las características de cada explotación.

Por último, se implementó un modelo matemático (AM2) para simular la digestión anaerobia en diferentes regímenes de carga, utilizando el software libre Scilab. La simulación del comportamiento transitorio de biomasa y sustratos permite estimar la producción potencial de biogás y analizar la eficiencia del sistema, constituyéndose en una herramienta de diseño para profesionales y formativa para estudiantes en el área de tecnologías ambientales.

En conjunto, las conclusiones obtenidas a partir de los tres enfoques presentados configuran una base metodológica sólida para la implementación técnica, económica y formativa de los SDN, reforzando su aplicabilidad como estrategia de gestión integrada de residuos en territorios aislados o con limitaciones estructurales. La tesis contribuye,

por tanto, al desarrollo de soluciones adaptativas, sostenibles, orientadas a la economía circular y a la valorización energética en el contexto ganadero.

7. Referencias bibliográficas

- Alvarez, J.(2026) Characterization of pig slurry and their treatment efficiency in Central Spain. In *Proceedings of the 12th Ramiran International Conference* (Aarhus, Denmark).
- Antezana, W., De Blas, C., García-Rebollar, P., Rodríguez, C., Beccaccia, A., Ferrer, P., Cerisuelo, A., Moset, V., Estellés, F., & Cambra-López, M. (2016). Composition, potential emissions and agricultural value of pig slurry from Spanish commercial farms. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104, 159–173.
- Arango, T., Besteiro, R., Souto, V. G., Rodríguez, M. R., & Fernández, M. D. (2015). Concentración de NH₃ en relación con otras variables ambientales en alojamientos para lechones de 6 a 20 kg de p.v. *VIII Congreso Ibérico de Agroingeniería (Ourense, España)*.
- Ayaz, S., & Akca, L. (2000). Treatment of wastewater by natural systems. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 35(7), 1343–1357.
- Batstone, D. J. (2006). Mathematical modelling of anaerobic reactors treating domestic wastewater: Rational criteria for model use. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5(1), 57–71.
- Bécares, E., Álvarez, J., & García-González, M. (2008). Caracterización de purines de cerdo y eficacias de tratamiento en España Central. *Innovación y Tecnología Agroalimentaria*, 4, 65–75.
- Belmont, M. A., Cantellano, E., Thompson, S., Williamson, M., Sánchez, A., Metcalfe, C. D., & Bouchot, G. G. (2004). Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. *Ecological Engineering*, 23(4–5), 299–311. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.11.003>

- Belmonte, M., Rodríguez, D. C., Hsieh, C., Pozo, G., & Vidal, G. (2008). Estudios preliminares de trazabilidad a un purín de cerdo. En *XXXI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental* (Santiago, Chile).
- Bernard, O., Hadj-Sadok, Z., Dochain, D., Genovesi, A., & Steyer, J.-P. (2001). Dynamical model development and parameter identification for an anaerobic wastewater treatment process. *Biotechnology and Bioengineering*, 75(4), 424–438. <https://doi.org/10.1002/bit.10036>
- Boguta, A. (2020). Evaluation of the correctness of the SciLab program in a simulation of an electric vehicle run. *Przegląd Elektrotechniczny*, 96(1), 124–127.
- Brito-Espino, S., Mendieta-Pino, C. A., Pérez-Báez, S. O., & Ramos-Martín, A. (2019). Application of a model-based method for hydrodynamic processes in constructed wetland to management of livestock wastewater based on finite elements method. *Desalination and Water Treatment*, 152, 92–98. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.23940>
- Brito-Espino, S., Ramos-Martín, A., Pérez-Báez, S. O., Mendieta-Pino, C., & León-Zerpa, F. (2021). A framework based on finite element method (FEM) for modelling and assessing the affection of the local thermal weather factors on the performance of anaerobic lagoons for the natural treatment of swine wastewater. *Water*, 13(7), 882. <https://doi.org/10.3390/w13070882>
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35(5), 11–17. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00047-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00047-4)
- Caballero-Lajarín, A., Faz, A., & Lobera, J. (2008, September 18–22). Constructed wetland application to remove the pollution of wastewater from pig farms. In *Proceedings of the 5th International Conference on Land Degradation* (Vol. 1, p. 9). Valenzano, Italy.
- Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: Problemas medioambientales, criterios de calidad del agua e

- implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16(2), 98–113.
<https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/457>
- Castillo, P., & Collado, R. (1996). Eliminación de nitrógeno en sistemas naturales de depuración de aguas residuales: Análisis comparativo. *Retema: Revista Técnica de Medio Ambiente*, 2, 49–55.
- Castrillón Peláez, L., & Marañón Maison, E. (2003). Problemática de los residuos ganaderos. *Dialnet*, 16–24.
- Cavanagh, A., Gasser, M., & Labrecque, M. (2011). Pig slurry as fertilizer on willow plantation. *Biomass and Bioenergy*, 35(9), 4165–4173.
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.06.037>
- Choi, E., Kim, D., Eum, Y., Yun, Z., & Min, K. S. (2005). Full-scale experience for nitrogen removal from piggery waste. *Water Environment Research*, 77(4), 381–389.
<https://doi.org/10.1002/j.1554-7531.2005.tb00297.x>
- Crites, R., Middlebrooks, E. J., & Bastian, R. K. (2014). *Natural wastewater treatment systems* (2nd ed., Vol. 1). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Deng, L., Cai, C., & Chen, Z. (2007). The treatment of pig slurry by a full-scale Anaerobic-Adding Raw Wastewater-Intermittent Aeration Process. *Biosystems Engineering*, 98(3), 327–334. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.08.001>
- Dias, T., Fragoso, R., & Duarte, E. (2014). Anaerobic co-digestion of dairy cattle manure and pear waste. *Bioresource Technology*, 164, 420–423.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.110>
- Dionisi, C. P., Mignone, R. A., Rubenacker, A. I., Pfaffen, V., Bachmeier, O., Campitelli, P. A., Yudi, L. M., & Juarez, A. V. (2020). Monitoring of physicochemical parameters of soils after applying pig slurry: Analysis of its application in short and long periods in the province of Córdoba, Argentina. *Microchemical Journal*, 159, 105545.
<https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105545>

- Ferreira, L. Anaerobic co-digestion of pig manure with fruit wastes. Process development for the recycling in decentralised farm-scale plants. In *Proceedings of the 12th Ramiran International Conference* (Vol. 1, p. 7). Aarhus, Denmark.
- Ferreira, L. M. (2008). Pilot scale experience of anaerobic co-digestion of pig slurry with fruit wastes on-site operation in a pig farm with a mobile plant. In *Proceedings of the 13th Ramiran International Conference – Potential for Simple Technology Solutions in Organic Manure Management*. Albena, Bulgaria.
- Flotats, X., Bonmatí, A., Fernández, B., & Magrí, A. (2009). Manure treatment technologies: On-farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. *Bioresource Technology*, 100(22), 5519–5526. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.050>
- Font, X., Adroer, N., Poch, M., & Vicent, T. (1997). Evaluation of an integrated system for pig slurry treatment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 68(1), 75–81.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2013). *Tackling climate change through livestock: A global assessment of emissions and mitigation opportunities*. <https://www.fao.org/3/i3437e/i3437e.pdf>
- Fotsa, D., Houpa, E., Békollé, D., Thron, C., & Ndoumbé, M. (2014). Mathematical modelling and optimal control of anthracnose. *Biomath*, 3(1). <https://doi.org/10.11145/j.biomath.2014.04.161>
- Fugère, R., Mameri, N., Gallot, J. E., & Comeau, Y. (2005). Treatment of pig farm effluents by ultrafiltration. *Journal of Membrane Science*, 255(1–2), 225–231. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.01.036>
- Gachango, F. G., Pedersen, S. M., & Kjaergaard, C. (2015). Cost-effectiveness analysis of surface flow constructed wetlands (SFCWs) for nutrient reduction in drainage discharge from agricultural fields in Denmark. *Environmental Management*, 56(6), 1478–1486. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0585-y>
- Gearheart, R. A. (1992). Use of constructed wetlands to treat domestic wastewater: City of Arcata, California. *Water Science and Technology*, 26(7–8), 1625–1637.

- Gerardi M.H. (2003). *The Microbiology of Anaerobic Digesters*, JohnWiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA.
- Gerardi, M. H. (2003). *The microbiology of anaerobic digesters*. John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/0471468967>
- Gobierno de Canarias. (2001). *Plan Integral de Residuos de Canarias: Decreto 161/2001, de 30 de julio*. Boletín Oficial de Canarias.
- González-Fernández, C., Nieto-Diez, P. P., León-Cofreces, C., & García-Encina, P. A. (2008). Solids and nutrients removals from the liquid fraction of swine slurry through screening and flocculation treatment and influence of these processes on anaerobic biodegradability. *Bioresource Technology*, 99(14), 6233–6239. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.022>
- Hall, J.E.(1999) Nutrient recycling: The European experience—Review. *Asian-Australas. J. Anim. Sci.* 12, 667–674.
- Hjorth, M., Christensen, K. V., Christensen, M. L., & Sommer, S. G. (2010). Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(1), 153–180. <https://doi.org/10.1051/agro/2009010>
- Hou, Y., Velthof, G. L., Case, S. D. C., Oelofse, M., Grignani, C., Balsari, P., Zavattaro, L., Gioelli, F., Bernal, M. P., Fangueiro, D., Trindade, H., Jensen, L. S., & Oenema, O. (2018). *Stakeholder perceptions of manure treatment technologies in Denmark, Italy, the Netherlands and Spain*. *Journal of Cleaner Production*, 172, 1620–1630. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.162>
- Hou, Y., Velthof, G. L., Lesschen, J. P., Staritsky, I. G., & Oenema, O. (2017). Nutrient recovery and emissions of ammonia, nitrous oxide, and methane from animal manure in Europe: Effects of manure treatment technologies. *Environmental Science and Technology*, 51(1), 375–383.
- IDE Canarias. (2021). *Visor 4.5.1* [Aplicación cartográfica]. Gobierno de Canarias. <https://visor.grafcan.es/visorweb/> (consultado el 16 de mayo de 2021)

- ISTAC. *Instituto Canario de Estadística*. Gobierno de Canarias.
<https://www.gobiernodecanarias.org/istac> (consultado el 15 de mayo de 2021)
- Ji, B., Zhao, Y., Li, Q., Yang, Y., Wei, T., Tang, C., Zhang, J., Ruan, W., & Tai, Y. (2022). Interrelation between macrophytes roots and cathode in constructed wetland-microbial fuel cells: Further evidence. *Science of the Total Environment*, 838, 156071. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156071>
- Juteau, P., Tremblay, D., Ould-Moulaye, C. B., Bisailon, J. G., & Beaudet, R. (2004). Swine waste treatment by self-heating aerobic thermophilic bioreactors. *Water Research*, 38(3), 539–546. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.11.001>
- Kalyuzhnyi, S., Sklyar, V., Epov, A., Arkhipchenko, I., Barboulina, I., Orlova, O., Kovalev, A., Nozhevnikova, A., & Klapwijk, A. (2003). Sustainable treatment and reuse of diluted pig manure streams in Russia: From laboratory trials to full-scale implementation. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 109(1–3), 77–94
- Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Dwivedi, S. K., & Gupta, D. K. (2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). *Journal of Environmental Management*, 283, 111986. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986>
- Knight, R. L., Payne, V. W., Borer, R. E., Clarke, R. A., & Pries, J. H. (2000). Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecological Engineering*, 15(1–2), 41–55. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00034-8](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00034-8)
- Kythreotou, N., Florides, G., & Tassou, S. A. (2014). A review of simple to scientific models for anaerobic digestion. *Renewable Energy*, 71, 701–714. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.05.055>
- L. Núñez-Pintado.(2017). Modeling and Control of Anaerobic Digestion Process for Biogas Production From Organic Waste and/or Wastewater
- Lauwers, J., Appels, L., Thompson, I. P., Degreè, J., Van Impe, J. F., & Dewil, R. (2013). *Mathematical modelling of anaerobic digestion of biomass and waste: Power and limitations*. *Progress in Energy and Combustion Science*, 39(4), 383–402.

- León, F. A., Ramos-Martín, A., Brito-Espino, S., Mendieta-Pino, C., & García-Ramírez, T. (2021). Proposal for modelling and numerical simulation with SCILAB for learning the continuous and discontinuous dynamics of biological and anaerobic digesters. *Desalination and Water Treatment*, 234, 15–21. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27535>
- León-Cófreces, C.; García-Gonzalez, M.; Acitores, M.; Pérez-Sangrador, M.P.(2026) Development of a Pig Slurry Treatment System with SBR and MBR Technology. In Proceedings of the 12th Ramiran International Conference, Aarhus, Denmark, 11–13.
- Li, G., Huang, G., Li, H., van Ittersum, M. K., Leffelaar, P. A., & Zhang, F. (2016). Identifying potential strategies in the key sectors of China's food chain to implement sustainable phosphorus management: A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104(3), 341–359.
- Lopez-Ridaura, S., van der Werf, H. M. G., Paillat, J. M., & Le Bris, B. (2009). Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1296–1304.
- Mannino, I., Franco, D., Piccioni, E., Favero, L., Mattiuzzo, E., & Zanetto, G. (2008). A cost-effectiveness analysis of seminatural wetlands and activated sludge wastewater-treatment systems. *Environmental Management*, 41(1), 118–129. <https://doi.org/10.1007/s00267-007-9001-6>
- Mendieta-Pino C.A. (2015). Evaluation and Modelling of Non- Conventional or Natural Treatment Systems for Effluents From Pig Farms on the Island of Gran Canaria. *Universidad de las Palmas de Gran Canaria*. Gran Canaria,España.
- Mendieta-Pino, C. A., López-Puig, A. J., & Pérez-Báez, S. O. (2008). Evaluación de sistemas de tratamiento no convencional para efluentes procedentes de explotaciones ganaderas. En *I Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos— REDISA* (Vol. 1, p. 7). Castellón, España.
- Mendieta-Pino, C. A., Pérez-Báez, S. O., Ramos-Martín, A., León-Zerpa, F., & Brito-Espino, S. (2021). Natural treatment system for wastewater (NTSW) in a

- livestock farm, with five years of pilot plant management and monitoring. *Chemosphere*, 285, 131529. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131529>
- Mendieta-Pino, C. A., Ramos-Martín, A., Pérez-Báez, S. O., & Brito-Espino, S. (2019). Management of slurry in Gran Canaria Island with full-scale natural treatment systems for wastewater (NTSW): One-year experience in livestock farms. *Journal of Environmental Management*, 232, 666–678. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.073>
- Mendieta-Pino, C., Rodríguez-Rodríguez, M., Ortega-Pérez, P., & Díaz-González, R. (2021). Performance of constructed wetlands for the treatment of piggery wastewater in the Canary Islands. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(25), 32578–32589. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13111-5>
- Mendieta-Pino, C., Rodríguez-Rodríguez, M., Ortega-Pérez, P., & Díaz-González, R. (2023). Evaluación de sostenibilidad de sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales en entornos insulares. *Ingeniería del Agua*, 27(1), 45–58. <https://doi.org/10.4995/ia.2023.18345>
- Moral, R.; Moreno-Caselles, J.; Perez-Murcia, M.; Perez-Espinosa, A.; Rufete, B.; Paredes, C. (2005). Characterisation of the organic matter pool in manures. *Bioresour. Technol.* 96, 153–159.
- Moral, R.; Perez-Murcia, M.; Perez-Espinosa, A.; Moreno-Caselles, J.; Paredes, C.; Rufete, B.(2008) Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Manag.* 28, 367–371. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.01.009>.
- Moral, R.; Perez-Murcia, M.D.; Perez-Espinosa, A.; Moreno-Caselles, J.; Paredes, C. (2005) Estimation of nutrient values of pig slurries in Southeast Spain using easily determined properties. *Waste Manag.* 25, 719–725.
- Muirhead, M.R.; Alexander, T.J.L. (2013). Managing Pig Health: A Reference for the Farm, 2nd ed.; 5M Book Ltd: Chicago, IL, USA; ISBN 9780955501159.

- Ngwabie, N.M.; Chungong, B.N.; Yengong, F.L.(2018) Characterisation of pig manure for methane emission modelling in Sub-Saharan Africa. *Biosystems Engineering*. 170, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.03.009>
- Oenema, O., Oudendag, D. A., & Velthof, G. L. (2007). Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livestock Science*, 112(3), 261–272. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.007>
- Penha, H. G. V., Menezes, J. F. S., Silva, C. A., Lopes, G., Carvalho, C. D. A., Ramos, S. J., & Guilherme, L. R. G. (2015). Nutrient accumulation and availability and crop yields following long-term application of pig slurry in a Brazilian Cerrado soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 101(2), 259–269.
- Petersen, S. O., Sommer, S. G., Béline, F., Burton, C., Dach, J., Dourmad, J. Y., Leip, A., Misselbrook, T. H., Nicholson, F., Poulsen, H. D., Provolto, G., Sørensen, P., Vinnerås, B., Weiske, A., Bernal, M.-P., Böhm, R., Juhász, C., & Mihelic, R. (2007). Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. *Livestock Science*, 112(3), 180–191.
- Qadiri, R. Z. Z., Gani, K. M., Zaid, A., Aalam, T., Kazmi, A. A., & Khalil, N. (2021). Comparative evaluation of the macrophytes in the constructed wetlands for the treatment of combined wastewater (greywater and septic tank effluent) in a sub-tropical region. *Environmental Challenges*, 5, 100265. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100265>
- Ramankutty, N., Mehrabi, Z., Waha, K., Jarvis, L., Kremen, C., Herrero, M., & Rieseberg, L. H. (2018). Trends in global agricultural land use: Implications for environmental health and food security. *Annual Review of Plant Biology*, 69(1), 789–815.
- Real Decreto 306/2020, de 11 de febrero, por el que se establecen normas básicas de ordenación de las granjas porcinas intensivas, y se modifica la normativa básica de ordenación de las explotaciones de ganado porcino extensivo. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 38, de 11 de febrero de 2020. Recuperado de <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2020-2110>
- Riaño, B., & García-González, M. C. (2014). On-farm treatment of swine manure based on solid–liquid separation and biological nitrification–denitrification of the liquid

- fraction. *Journal of Environmental Management*, 132, 87–93.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.10.014>
- Sánchez, M., & González, J. L. (2005). The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. *Bioresource Technology*, 96(10), 1117–1123.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.10.002>
- Sharma, R., & Malaviya, P. (2022). Constructed wetlands for textile wastewater remediation: A review on concept, pollutant removal mechanisms, and integrated technologies for efficiency enhancement. *Chemosphere*, 290, Article 133358.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133358>
- Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas; Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. (2023). *El sector de la carne de cerdo en cifras: Principales indicadores económicos* [Informe]. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Recuperado de <https://cpage.mpr.gob.es/> (consultado el 20 de mayo de 2024)
- Suresh, A.; Choi, H.; Oh, D.; Moon, O.(2009) Prediction of the nutrients value and biochemical characteristics of swine slurry by measurement of EC – Electrical conductivity. *Bioresour. Technol.* 100, 4683–4689.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.006>.
- Suresh, A.; Choi, H.L.(2011). Estimation of nutrients and organic matter in Korean swine slurry using multiple regression analysis of physical and chemical properties. *Bioresour. Technol.* 102, 8848–8859.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.06.087>.
- Suresh, S., Shanmugam, P., & Chitdeshwari, T. (2009). Methane emission from anaerobic digesters: Control strategies for reduction. *Bioresource Technology*, 100(2), 622–628.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.043>
- Thygesen, O.; Triolo, J.; Sommer, S.G.(2012) Indicators of physical properties and plant nutrient content of animal slurry and separated slurry. *Biol. Eng. Trans.* 5, 123–135.
- Tsapekos, P.; Kovalovszki, A.; Alvarado-Morales, M.; Rudatis, A.; Kougias, P.G.; Angelidaki, I. (2021). Anaerobic co-digestion of macroalgal biomass with cattle

- manure under high salinity conditions. *J. Environ. Chem. Eng.* 9, 105406. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105406>.
- U.S. Environmental Protection Agency. Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters; U.S. Environmental Protection Agency: Cincinnati, OH, USA, 2000.
- Varnero, M. T. (2013). *Remoción de Barreras para la electrificación rural con energías renovables*. Chile
- Vera, L.; Martel, G.; Marquez, M.(2010) First year performance of a new constructed wetland on the island of Gran Canaria: A case study. In Proceedings of the 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Venice, Italy, 4–8, Volume 1, p. 7.
- Vera, L.; Martel, G.; Marquez, M.(2013). Two years monitoring of the natural system for wastewater reclamation in Santa Lucia, Gran Canaria Island. *Ecol. Eng.* 50, 21–30.
- Villar, M.C.; Petrikova, V.; Di, M.; Carballas, T. (2004). Recycling of organic wastes in burnt soils: Combined application of poultry manure and plant cultivation. *Waste Manag.* 24, 365–370.
- Wade, M. J., Harmand, J., Benyahia, B., Bouchez, T., Chaillou, S., Cloez, B., Godon, J.-J., Moussa Boudjemaa, B., Rapaport, A., Sari, T., Arditi, R., & Lobry, C. (2016). *Perspectives in mathematical modelling for microbial ecology. Ecological Modelling*, 321, 64–74.
- Walton, G.N. Thermal Analysis Research Program Reference Manual; National Bureau of Standards: Gaithersburg, MD, USA, 1983.
- Wang, Y.; Li, Q.; Zhang, W.; Wang, S.; Peng, H. (2021) Pollutants removal efficiency assessment of constructed subsurface flow wetlands in lakes with numerical models. *J. Hydrol.* 598, 126289. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126289>.
- Wdowczyk, A.; Szymańska-Pulikowska, A.; Gałka, B.(2022). Removal of selected pollutants from landfill leachate in constructed wetlands with different filling. *Bioresour. Technol.* 353, 127136. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127136>.

- Xie, Z.; Zou, H.; Zheng, Y.; Fu, S.F.(2022). Improving anaerobic digestion of corn straw by using solid-state urea pretreatment. *Chemosphere* 293, 133559. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133559>.
- Yellezuome, D., Zhu, X., Wang, Z., & Liu, R. (2022). Mitigation of ammonia inhibition in anaerobic digestion of nitrogen-rich substrates for biogas production by ammonia stripping: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 157, 112043. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.112043>
- Yi, Y. S., Kim, S., An, S., Choi, S. I., Choi, E., & Yun, Z. (2003). Gas analysis reveals novel aerobic deammonification in thermophilic aerobic digestion. *Water Science and Technology*, 47(10), 131–138. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0557>
- Yoon, C. G., Kim, S. B., Kwun, T. Y., & Jung, K. W. (2008). Development of natural and ecological wastewater treatment system for decentralized community in Korea. *Paddy and Water Environment*, 6(2), 221–227. <https://doi.org/10.1007/s10333-008-0109-y>
- Yu, Q.; Duan, X.; Gu, Y.; Li, J.; Zhang, X.; Chen, C.; Zhao, D.(2022). Increasing chemical oxygen demand and nitrogen removal efficiencies of surface-flow constructed wetlands in macrophyte-dominant seasons by adding artificial macrophytes. *Bioresour. Technol.* 348, 126755. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126755>.
- Zimmerman, R. (2000). *La higiene de las naves es la clave para reducir el amoníaco*. 3tres3. Recuperado de https://www.3tres3.com/articulos/la-higiene-de-las-naves-es-la-clave-para-reducir-el-amoniaco_337/