

*Tratamiento integral de deyecciones
porcinas con un sistema de humedales
artificiales horizontales de flujo
subsuperficial*

*Tecnología y Modelización en Ingeniería
Civil, Minera y Ambiental*



Autora: Martire Angélica Terrero Turbí

*Director: Dr. Ángel Faz Cano
Codirectores: Dr. Jose Alberto Acosta
Dra. María Ángeles Muñoz García*

Cartagena, 2020



Universidad
Politécnica
de Cartagena



Departamento de Ingeniería Agronómica

Tesis Doctoral

**Tratamiento integral de deyecciones porcinas
con un sistema de humedales artificiales
horizontales de flujo subsuperficial**

Presentada por:

Martire Angélica Terrero Turbí

Director:

Dr. Ángel Faz Cano

Codirectores:

**Dr. Jose Alberto Acosta Avilés
Dra. María Ángeles Muñoz García**

Cartagena, 2020



**CONFORMIDAD DE SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN DE DEPÓSITO DE
TESIS DOCTORAL POR EL/LA DIRECTOR/A DE LA TESIS**

D. Ángel Faz Cano Director de la Tesis doctoral “Tratamiento integral de deyecciones porcinas con un sistema de humedales artificiales horizontales de flujo subsuperficial”.

INFORMA:

Que la referida Tesis Doctoral, ha sido realizada por D^a. Martire Angélica Terrero Turbí, dentro del Programa de Doctorado Tecnología y Modelización en Ingeniería Civil, Minera y Ambiental, dando mi conformidad para que sea presentada ante el Comité de Dirección de la Escuela Internacional de Doctorado para ser autorizado su depósito.

Informe positivo sobre el plan de investigación y documento de actividades del doctorando/a emitido por el Director/ Tutor (**RAPI**).

La rama de conocimiento en la que esta tesis ha sido desarrollada es:

- Ciencias
- Ciencias Sociales y Jurídicas
- Ingeniería y Arquitectura

En Cartagena, a 18 de mayo de 2020.

EL/LA DIRECTOR/A DE LA TESIS

**ANGEL |
FAZ | CAN**

Fdo.: _____

Firmado digitalmente por ANGEL
FAZ|CANO
Nombre de reconocimiento (DN):
cn=ANGEL|FAZ|CANO,
serialNumber= [REDACTED]
givenName=ANGEL, sn=FAZ
CANO, ou=CIUDADANOS,
o=ACCV, c=ES Fecha: 2019.03.26

COMITÉ DE DIRECCIÓN ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO



**CONFORMIDAD DE DEPÓSITO DE TESIS DOCTORAL POR LA
COMISIÓN ACADÉMICA DEL PROGRAMA**

Sonia Busquier Sáez, Secretaria de la Comisión Académica del Programa de doctorado Tecnología y Modelización en Ingeniería Civil, Minera y Ambiental.

INFORMA:

Que la Tesis Doctoral titulada, “Tratamiento integral de deyecciones porcinas con un sistema de humedales artificiales horizontales de flujo subsuperficial”, ha sido realizada, dentro del mencionado Programa de Doctorado, por D^a. Martire Angélica Terrero Turbí, bajo la dirección y supervisión del Dr. Ángel Faz Cano, Dr. Jose Alberto Acosta Avilés y Dra. María Ángeles Muñoz García.

En reunión de la Comisión Académica, visto que en la misma se acreditan los indicios de calidad correspondientes y la autorización de los Directores de la misma, se acordó dar la conformidad, con la finalidad de que sea autorizado su depósito por el Comité de Dirección de la Escuela Internacional de Doctorado.

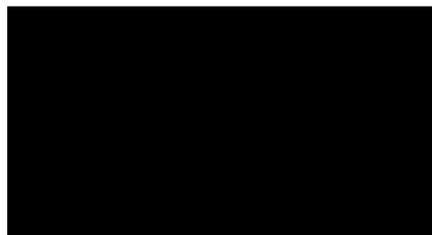
Evaluación positiva del plan de investigación y documento de actividades por la Comisión Académica del programa (**RAPI**).

La Rama de conocimiento por la que esta tesis ha sido desarrollada es:

- Ciencias
- Ciencias Sociales y Jurídicas
- Ingeniería y Arquitectura

En Cartagena, a 18 de mayo de 2020.

POR LA COMISIÓN ACADÉMICA



Fdo: Sonia Busquier Saez

COMITÉ DE DIRECCIÓN ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

A mi marido

*Uno solo puede ser vencido, pero dos pueden resistir.
¡La cuerda de tres hilos no se rompe fácilmente!
Eclesiastés 4:12 (NVI)*



Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente

Dirección General de Innovación Agroalimentaria

La presente esta tesis ha originado las siguientes producciones científicas:

Terrero, M. A., Muñoz, M. A., Faz, A., Gómez-López, M. D., & Acosta, J. A. (2020). Efficiency of an integrated purification system for pig slurry treatment under mediterranean climate. *Agronomy*, 10(2).

Terrero, M.A., Faz, A., Ondoño, S., Muñoz, M.A., 2018. Impacts of Raw and Purified Pig Slurry on Carbon and Nitrogen Contents in Mediterranean Agricultural Soil, in: Soil Management and Climate Change: Effects on Organic Carbon, Nitrogen Dynamics, and Greenhouse Gas Emissions. Elsevier Inc., pp. 207–219.

El soporte económico de la autora durante el período predoctoral para la realización de esta tesis ha sido gracias a la beca de especialización asociada a actividades de I+D+I de la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT) y el grupo de Investigación Gestión y Aprovechamiento de Suelos y Aguas (GARSa). Referencia: R 529/15.

Agradecimientos

En este momento tan importante en mi vida quiero agradecer en primer lugar a Dios, por ser la fuente de todo conocimiento y sabiduría, sin el cual sería imposible realizar todos mis logros, y uno de ellos la realización de esta tesis.

Mis más sinceros agradecimientos para la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (CARM), al Centro Integrado de Formación y Experiencias Agraria (CIFEA) y la empresa JISAP por la financiación y facilidades de las instalaciones para el desarrollo del proyecto.

A mi director de Tesis, Dr. Ángel Faz Cano, por brindarme la oportunidad de crecer en el ámbito profesional e investigador. Me siento inmensamente agradecida por todo el apoyo recibido proveyendo todos los recursos necesarios para la materialización de este trabajo.

Muchas gracias a mis codirectores de tesis. Dra. María Ángeles Muñoz García, por toda tu contribución en cada etapa, siempre asistiéndome en todo lo necesario con tus ideas y buen ánimo. Al Dr. Jose Alberto Acosta, justo en el momento adecuado has estado y de manera incondicional siempre con buena disposición e iniciativas para resolver cualquier obstáculo de esta investigación. Gracias por contar con vuestra experiencia para lograr las publicaciones científicas. Sois unos referentes y les admiro a ambos por la calidad profesional y humana que les caracteriza.

La colaboración de cada uno de mis compañeros de GARSA-UPCT (Jacinto, Juan, María, Raúl, Silvia y Virginia) porque cada uno me ha aportado algo de provecho. Especial mención para mis compañeras Amalia, Oumaima y Melisa por contar con vuestro apoyo cuando más lo he necesitado.

A mi comunidad cristiana, especialmente a Juan y Toñi y al “Grupo de Intercesión” siempre pendientes de todo el proceso.

Quiero agradecer extraordinariamente a mis padres Manuel de Jesús y Leonora, por todo su esfuerzo enseñarme a caminar en la vida. A mis hermanos Jesús, Lissette y Rafael, por contar con su amor, sus consejos y apoyo sin medidas.

Gracias a mis amigos, los de siempre y los que he conocido a lo largo de este trayecto.

Finalmente a mi amado esposo Enrique, mi ayuda idónea, incondicional soporte, mi impulso en los momentos más difíciles. Gracias mi amor.

¡Gracias a todos!

Angélica.

“El temor al SEÑOR es el principio del conocimiento”.
Proverbios 1:7 (RVA 2015).

Resumen

La producción del sector porcino continúa creciendo exponencialmente a nivel mundial debido a la demanda cárnica necesaria para satisfacer el requerimiento alimenticio de la población que, a la vez, se va incrementando. Frente a esta cuestión se hace imprescindible considerar los efectos medioambientales producidos por la intensificación del sector porcino que conlleva suplir dicha demanda.

En los últimos tiempos el concepto de purín está cambiando, de percibirlo como un residuo que hay que combatir y/o eliminar a convertirse en un subproducto con una utilidad agronómica apreciable, una fuente de nutrientes y un recurso con un valor económico. De modo que se hace precisa la implementación de tecnologías nuevas y ambientalmente sostenibles capaces de eliminar o minimizar los impactos negativos que la valorización agronómica pudiera provocar.

Los objetivos de esta tesis consisten en diseñar y evaluar un sistema medioambientalmente sostenible que permita poner en valor el purín mediante un tratamiento secundario/terciario basado en humedales artificiales, previa separación mecánica y decantación, con la finalidad de conseguir un subproducto con las propiedades adecuadas para suplir las necesidades de nutrientes de los cultivos, paliando el déficit de agua de riego, y minimizando los riesgos ambientales relacionados con la contaminación de la atmósfera, aguas subterráneas y suelos que su aplicación pudiera conllevar y cumpliendo con la normativa vigente.

Para alcanzar los objetivos planteados, se realizó un ensayo a escala piloto donde se demostró la eficiencia de un humedal con policultivo de especies fitoextractoras frente a un sistema sin vegetación. Los resultados evidenciaron la mejora en la calidad del efluente, disminuyendo los sólidos totales en suspensión hasta un 90% al final del tratamiento. El nitrógeno total, fósforo y potasio disminuyeron significativamente en la celda con policultivo; por tanto, se demostró que la vegetación tiene un papel esencial en la depuración del influente tratado. Los microorganismos se eliminaron casi en su totalidad, especialmente tras su paso por el humedal, concretamente en la celda con policultivo. En la balsa final de recogida del efluente, los procesos de degradación continuaron, contribuyeron a aumentar la calidad del efluente.

También se llevó a cabo un ensayo a escala real en una explotación comercial, teniendo en cuenta los resultados del ensayo piloto. Esta experiencia corroboró la eficacia de los tratamientos de depuración basados en humedales artificiales. Por consiguiente, en los dos ciclos se logró disminuir la mayoría de los parámetros que fueron analizados. No obstante, en el primer ciclo las eficiencias fueron superiores, sobrepasaron el 80%, posiblemente debido a que los materiales de filtración, concretamente el sustrato de los humedales, utilizados por primera vez, también se justifica porque algunos de los celdas del biofiltro sufrieron una obturación que incidió en la eficiencia.

El efluente obtenido en el ensayo a escala real se aplicó a un cultivo de brócoli. Los resultados observados en el suelo después de la aplicación del purín tratado, mostraron una mejora en las características edáficas del mismo. El cultivo mostró peso y diámetro de acuerdo a estándares comerciales.

Tanto en el ensayo a escala piloto como en el ensayo a escala real, el purín a tratar presentaba una alta variabilidad en relación a sus características físico-químicas, lo cual supuso un factor determinante a la hora de optimizar el tratamiento de depuración. Tal como describen la mayoría de los autores en estudios previos, la calidad del influente no suele ser homogénea, dependiendo de muchos factores, tales como la especie, alimentación, edad de las deyecciones, etc. Por otra parte, se evidenció la necesidad de mejorar la remoción de sales con el fin de que la valorización agronómica del purín tratado no presente ningún riesgo para el entorno. Los contenidos de N, P y K resultaron bajos relativamente comparados con fertilizantes convencionales lo que puede ser complementado mediante componentes minerales.

A pesar de lo anteriormente comentado, los sistemas de tratamiento integral basados en humedales artificiales, constituyen una solución a la gestión de purines, siendo tecnologías con las que es posible generar un subproducto reutilizable incentivando la economía circular. El tratamiento del purín también permite establecer un punto de convergencia entre las explotaciones ganaderas y agrícolas, que han sido desvinculadas por el uso de fertilizantes inorgánicos, incidiendo en la sostenibilidad del sector agropecuario.

Abstract

The world population has grown during the last decades and will grow, due to this and to the meat consumption per person, the global consumption of meat will increase, therefore, the pork production is increasing in order to satisfy the food requirements of the population. Facing this situation, it is necessary to consider the environmental effect caused by the intensification of the pig production via to supply this request.

In the last few years, the pig slurry concept is changing, and it is not considered as a residue to eliminate, however, as a by-product useful in agronomic valorization and a source of nutrients or a valuable economic resource. Therefore, to implement new technologies is essential and environment sustainability in order to reduce negative impacts caused by agricultural valorization.

The aim of this thesis consists of designing and evaluation of an environmentally sustainable system that allows the pig slurry throughout a secondary/tertiary treatment based on constructed wetlands previously treated with a phase separator and decanter in order to obtain an effluent with suitable properties to supply crop requirements, also mitigating the scarce of irrigation water, minimizing environmental risk to the atmosphere, groundwater and soils accomplishing the current normative.

To achieve the stated objectives, a pilot experiment was carried out demonstrating the efficiency of a constructed wetland planted with a *P. australis* and *S. vera* compared to an unplanted system. Results evidenced the improvement of the effluent, reducing the total solids until 90% at the end of the treatment. Total nitrogen, phosphorous and potassium were significantly decreased in the planted cell; therefore the system showed that the vegetation plays an important role in the depuration processes. Microorganisms were almost totally eliminated, more accused when the pig slurry passed through the planted wetland. Into the storage pond degradation processes continued improving the effluent quality.

A large-scale pilot was performed too in a private location taking into account the obtained results in the pilot experiment. This experience confirmed the efficacy of the depuration treatment based on constructed wetlands. In two cycles tested the most parameters were reduced, nonetheless, the first cycle showed the major percentages of

efficiency, up to 80% that may due to first use of the filtrate materials and also can be justified by the clogging effect in some cell of the biofilter.

The effluent from the big scale was applied to broccoli cultivation. The observed results in soil after application of the purified pig slurry showed that the characteristics of the soil were improved. The crop showed weight and diameter according to standard commercialization.

In both experiment pilot and large-scale pilot, physical-chemical characteristics of the pig slurry were variable before the treatment; it was definitive for the optimization of the treatment. Previous authors reported that influent like pig slurry used to be heterogeneous, because of many factors such as type of specie, feeding and age of the pig slurry. On the other hand, it is evident the need for salts removal avoiding environmental risk. The N, P and K contents were relatively low compared to mineral fertilizers, but it can be supplied with conventional means.

In spite of the previous comments the integrated purification system using the constructed wetlands present a very efficient and economical solution for the pig slurry management, also an eco-friendly technology able to generate a by-product promoting circular economy. The pig slurry treatment allows establishing a convergence point for livestock and agricultural farms unlinked by inorganics fertilizers influencing in the sustainability of these sectors.

Índice

1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Sector porcino	3
1.2. Problemática del purín del cerdo	8
1.3. Técnicas de gestión del purín de cerdo	10
1.3.1. Aplicación directa.....	11
1.3.2. Almacenamiento de purines	12
1.3.3. Tratamiento mediante separación de fases sólida-líquida de los purines.	13
1.3.4. Digestión aerobia de purines	15
1.3.5. Nitrificación-desnitrificación (NDN)	16
1.3.6. Compostaje	17
1.3.7. Humedales artificiales	19
2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS.....	28
2.1. Justificación del estudio.....	28
2.2. Base normativa	30
2.3. Objetivos generales.....	35
3. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO	39
3.1. Localización del estudio	39
3.2. Condiciones climáticas	39
3.3. Geología, topografía, edafología y usos del suelo del Municipio de Lorca	40
3.4. Aspectos socioeconómicos	41
4. ENSAYO PILOTO DE TRATAMIENTO DE PURINES CON HUMEDALES ARTIFICIALES	45
4.1. Introducción	45
4.2. Objetivos específicos en el ensayo piloto	46
4.3. Material y métodos	46
4.3.1. Diseño experimental.....	46
4.3.2. Sistema de tratamiento a escala piloto.....	48

4.3.3.	Funcionamiento del sistema y procedimiento de muestreo.....	54
4.3.4.	Plan de muestreo.....	57
4.3.5.	Análisis físicos y químicos.....	57
4.3.6.	Análisis Microbiológicos.....	62
4.3.7.	Cálculo de las eficiencias.....	63
4.3.8.	Tratamiento estadístico de datos.....	63
4.4.	Resultados y discusión.....	63
4.4.1.	Parámetros físico-químicos.....	63
4.4.2.	Parámetros microbiológicos.....	80
4.4.3.	Eficiencia del sistema.....	82
4.5.	Conclusiones del ensayo piloto.....	94
5.	EXPERIENCIA DEL TRATAMIENTO DE PURINES EN UN SISTEMA A ESCALA REAL.....	99
5.1.	Introducción.....	99
5.2.	Objetivos específicos en el ensayo a escala real.....	101
5.3.	Material y métodos.....	101
5.3.1.	Diseño experimental.....	101
5.3.2.	Valorización agronómica del purín tratado.....	112
5.3.3.	Plan de muestreo.....	113
5.3.4.	Análisis de laboratorio.....	114
5.3.5.	Tratamiento estadístico de datos.....	117
5.4.	Diseño de un sistema de tratamiento de purines por medio de biofiltros.....	118
5.5.	Resultados y discusión.....	124
5.5.1.	Parámetros físico-químicos.....	124
5.5.2.	Parámetros microbiológicos.....	134
5.5.1.	Eficiencia del sistema.....	136
5.6.	Resultados del ensayo en la valorización agronómica del purín en suelo agrícola.....	145

5.7.	Resultados del ensayo en el sistema de cultivo de brócoli	151
5.7.1.	Características y requerimientos nutricionales del brócoli.....	152
5.8.	Conclusiones del ensayo a escala real	155
6.	CONCLUSIONES GENERALES	161
7.	REFERENCIAS	166
8.	ANEXO FOTOGRÁFICO	177

Tabla 1.1 Principales productores porcinos mundiales en 2016.	4
Tabla 4.1. Número de muestras recogidas en el ensayo.	55
Tabla 4.2. Condiciones de partida para el influente a tratar.	57
Tabla 4.3. Características físico-químicas (media \pm desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en la celda sin plantación (C1).	64
Tabla 4.4. Características físico-químicas (media \pm desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en la celda con plantación (C2).	65
Tabla 4.5. Características microbiológicas (media \pm desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en la celda sin plantación (C1).	81
Tabla 4.6. Características microbiológicas (media \pm desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en la celda con policultivo (C2).	81
Tabla 4.7. Eficiencia de los parámetros microbiológicos en la celda sin plantación C1.	91
Tabla 4.8. Eficiencia de los parámetros microbiológicos en la celda con plantación C2.	92
Tabla 4.9. Volumen de aplicación de fertilizantes convencionales y de origen orgánico. Ensayo piloto.	93
Tabla 5.1. Composición química de purines de cerdo sobre materia fresca.	99
Tabla 5.2. Principales características del equipamiento de separación de fases.	106
Tabla 5.3. Clasificación del suelo según el porcentaje de CaCO ₃	116
Tabla 5.4. Principales características de los biofiltros utilizados en el ensayo a escala real.	118
Tabla 5.5. Parámetros de diseño de los Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial.	119
Tabla 5.6. Valores de la porosidad para distintos tipos de sustrato.	121
Tabla 5.7. Características físico-químicas (media \pm desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en el Ciclo 1 (C1).	133
Tabla 5.8. Características físico-químicas (media \pm desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en el Ciclo 2 (C2).	134
Tabla 5.9. Características microbiológicas (media \pm desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en el Ciclo 1 (C1).	136
Tabla 5.10. Características microbiológicas (media \pm desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en el Ciclo 2 (C2).	136
Tabla 5.11. Volumen de aplicación de fertilizantes convencionales y de origen orgánico. Ensayo escala real.	145
Tabla 5.12. Requerimientos nutricionales del brócoli.	153

Figura 1.1. Producción total de cerdos por región (2015-2017).	4
Figura 1.2. Producción total de cerdos en la Unión Europea (2015-2017).	5
Figura 1.3. Producción total de cerdos en España (2015-2017).	6
Figura 1.4. Censo de ganado porcino de 2016 por Comunidades Autónomas en España.	7
Figura 1.5. Tratamiento intermedio de deyecciones porcinas en España.	11
Figura 1.6. Métodos de separación fases sólida-líquida del purín	13
Figura 1.7. Características de inicio para lograr un compost efectivo.	19
Figura 3.1. Localización de la zona de estudio.	39
Figura 3.2. Distribución del uso del suelo en Lorca.	41
Figura 4.1 Esquema general de tratamiento piloto (CIFEA).	49
Figura 4.2. Detalle de la composición del humedal.	53
Figura 4.3. Esquema puntos de muestreo.	55
Figura 4.4. Eficiencia de cada módulo del sistema de depuración en C1.	84
Figura 4.5. Eficiencia de cada módulo del sistema de depuración en C2	85
Figura 4.6. Eficiencia total del sistema para cada parámetro en C1.	89
Figura 4.7. Eficiencia total del sistema para cada parámetro en C2.	90
Figura 5.1. Estimación del área necesaria para gestionar el volumen de purín producido en la Región de Murcia (2016).	100
Figura 5.2. Volumen de purín producido anual en las explotaciones ganaderas.	102
Figura 5.3. Esquema sistema de tratamiento Jurramenta.	105
Figura 5.4. Composición del humedal artificial o Biofiltro.	110
Figura 5.5. Eficiencia de cada módulo del sistema de depuración en el Ciclo 1	140
Figura 5.6. Eficiencia total del sistema para cada parámetro en el Ciclo 1.	141
Figura 5.7. Eficiencia de cada módulo del sistema de depuración en el Ciclo 2.	142
Figura 5.8. Eficiencia total del sistema para cada parámetro en el Ciclo 2.	143
Figura 5.9. Valores medios de los parámetros analizados en el suelo antes y después de la aplicación de purín. Las barras de error indican la desviación estándar.	151
Figura 5.10. Valores medios de Ca, Mg, Na y K obtenidos en las diferentes partes del cultivo (brócoli). Las barras de error indican la desviación estándar.	154
Figura 5.11. Valores medios de N, P ₂ O ₅ , Cu y Fe obtenidos en las diferentes partes del cultivo (brócoli). Las barras de error indican la desviación estándar.	155

Imagen 1.1. Sistemas de aplicación de purín con inyección, discos y manguera.	11
Imagen 1.2. Almacenamiento de purines.	13
Imagen 1.3. Ejemplo de planta de coagulación-floculación.....	15
Imagen 1.4. Sistema de Nitrificación-Desnitrificación	17
Imagen 1.5. Compostaje de estiércol porcino.	18
Imagen 4.1. Instalaciones del Centro Cifea de Lorca.....	47
Imagen 4.2. Ubicación Cifea de Lorca. Fuente: Google maps.....	48
Imagen 4.3. Foso de almacenamiento de purín bruto.....	50
Imagen 4.4. Separador de fases.	50
Imagen 4.5. Depósito de aireación en funcionamiento.	51
Imagen 4.6. Depósito de sedimentación.....	52
Imagen 4.7. Humedal artificial de flujo subsuperficial.	53
Imagen 4.8. Balsa de almacenamiento (BA) del efluente tratado.	54
Imagen 5.1. Tanque de recepción del purín bruto	106
Imagen 5.2. Separador de fases de filtro de malla.....	106
Imagen 5.3. Solera para compostaje.....	107
Imagen 5.4. Recogida de lixiviado.	108
Imagen 5.5. Membranas de aireación en la base del depósito B2.	108
Imagen 5.6. Tanque de decantación cónico (B3) y tanque de regulación (D1).....	109
Imagen 5.7. <i>Phragmites australis</i> . Especie de plantación en biofiltros.	111
Imagen 5.8. Balsa de almacenamiento del purín depurado.	112
Imagen 5.9. Arqueta general (izda.) y estación bombeo (dcha.).....	112
Imagen 5.10. Principales localidades de producción de brócoli en la Región de Murcia.	152
Imagen 5.11. Partes del brócoli.	152

Foto 8.1. Ilustración de humedal artificial de flujo superficial (izda.) y flujo subsuperficial (dcha.).....	177
Foto 8.2. Ilustración de humedal de flujo horizontal (izda.) y flujo vertical (dcha.)	177
Foto 8.3. Macrófitas flotantes y sumergidas.....	177
Foto 8.4. Sonda de temperatura.	177
Foto 8.5. pH-metro.	177
Foto 8.6. Conducivímetro.....	178
Foto 8.7. Determinación de sólidos sedimentables.....	178
Foto 8.8. Equipo de medida DQO.	178
Foto 8.9. Biómetros e incubador para medida de DBO ₅	178
Foto 8.10. Equipo para determinación de Nitrógeno.....	179
Foto 8.11. Equipo de absorción atómica.....	179
Foto 8.12. Equipo de cromatografía iónica.....	179
Foto 8.13. Instalaciones sistema de tratamiento ensayo piloto.....	180
Foto 8.14. Acondicionamiento celdas del humedal y plantación policultivo.	181
Foto 8.15. Humedal y balsa de almacenamiento ensayo piloto.....	182
Foto 8.16. Equipos y materiales usados para los análisis microbiológicos.	183
Foto 8.17. Construcción biofiltros proyecto a escala real.....	184
Foto 8.18. Muestreo en los diferentes módulos del ensayo piloto.....	185
Foto 8.19. Muestreo ensayo escala real.	186

BAM: Bacterias aerobias mesófilos

CE: Conductividad Eléctrica

CF: Coliformes Fecales

CT: Coliformes Totales

DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno en 5 días

DQO: Demanda Química de Oxígeno

E. coli.: *Escherichia coli*

EF: Estreptococos Fecales

NK: Nitrógeno Total Kjeldahl

NO: Nitrógeno Orgánico

NT: Nitrógeno Total

pH: Potencial de Hidrógeno

PT: Fósforo Total

STS: Sólidos Totales en Suspensión

T: Temperatura

TRH: Tiempo de Retención Hidráulica

1. Introducción

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Sector porcino

Producción mundial

El consumo de productos de origen animal y su producción en los últimos años han experimentado un crecimiento exponencial en todo el mundo y se pronostica que esta tendencia seguirá en aumento en las próximas tres décadas (Lassaletta *et al.*, 2019). Un tercio de la superficie de cultivo de todo el mundo es utilizada para suplir los requerimientos de la producción ganadera de la actualidad, en relación a la producción de piensos. El incremento de esta producción compite con otros sectores por el uso de la tierra, la energía y los recursos humanos y materiales necesarios. De igual forma, enfrenta las amenazas de las arbitrariedades del tiempo debido al cambio climático, así como también las presiones socioeconómicas (FAO, 2020).

Para que el sector pecuario pueda satisfacer la creciente demanda de productos ganaderos de calidad, es fundamental que se haga un uso más eficiente de los insumos de producción incrementando así la productividad y, al mismo tiempo, reduciendo al mínimo sus repercusiones en el medio ambiente y la presión sobre los recursos naturales. Existen varios problemas medioambientales relacionados con la producción porcina a lo largo de la cadena de producción y suministro, afectando al agua, suelo y los recursos que contribuyen con la biodiversidad, siendo responsable de cerca del 18% del total de las emisiones de gases de efecto invernadero de origen antropogénico (Winkler *et al.*, 2016).

La población mundial va en crecimiento, lo que provoca el aumento del número de cabezas de ganado porcino debido a la demanda cárnica, sin embargo la distribución espacial de la cabaña porcina no es proporcional en todo el mundo. De este modo, Asia lidera este crecimiento; por su parte África ha experimentado un crecimiento rápido, mientras que en América del Norte y Europa el número de cabezas se mantiene o crece muy lentamente (¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.).

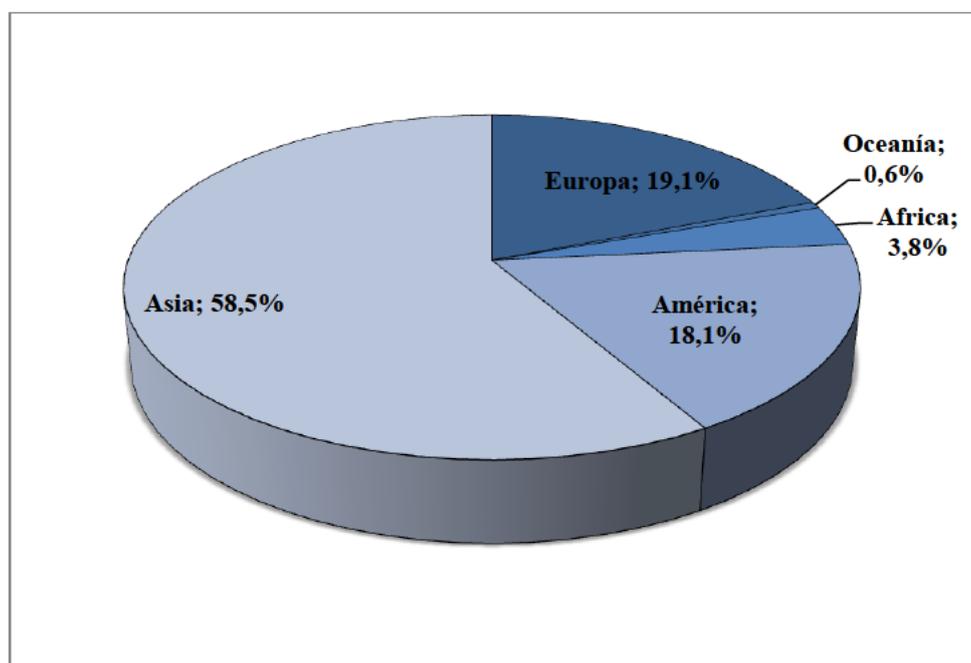


Figura 1.1. Producción total de cerdos por región (2015-2017).
Fuente: FAOSTAT (octubre, 2019). Elaboración propia.

En la **Tabla 1.1** se muestra el número de cabezas en los primeros 20 países a nivel mundial, de acuerdo a los datos publicados por FAOSTAT correspondientes a 2016, sobresaliendo el número de cabezas en China, seguido de EEUU, Brasil y España

Tabla 1.1 Principales productores porcinos mundiales en 2016.

Country	Heads	Country	Heads
China	463.691.696	Canada	13.630.000
China, mainland	458.028.900	France	12.626.616
United States of America	71.345.400	Netherlands	12.479.000
Brazil	40.053.184	Philippines	12.478.711
Spain	29.231.595	Denmark	12.383.000
Viet Nam	29.075.315	Poland	10.865.318
Germany	27.376.100	Republic of Korea	10.366.779
Russian Federation	21.405.501	Japan	9.313.000
Mexico	16.688.228	India	9.073.192
Myanmar	16.524.336	Italy	8.477.930

Fuente: FAOSTAT (octubre, 2019)

Producción en Europa

Como se puede observar en la **Figura 1.2**, la producción porcina a nivel europeo tuvo una tendencia de decrecimiento en los últimos años. En el año 2016, los datos reflejan un descenso en la producción de cerdos en 1,33% comparado con el año anterior. Esta disminución se observó en la mayoría de los países de la UE, debido a la disminución de la demanda cárnica.

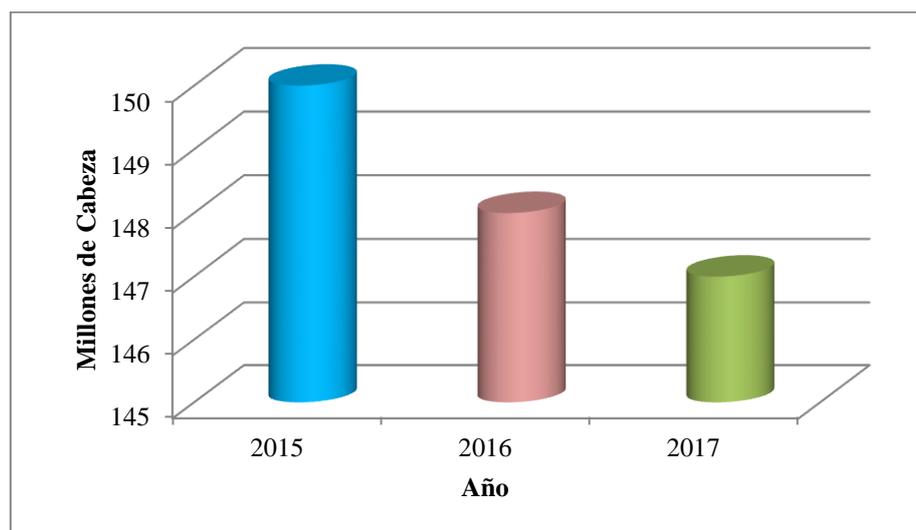
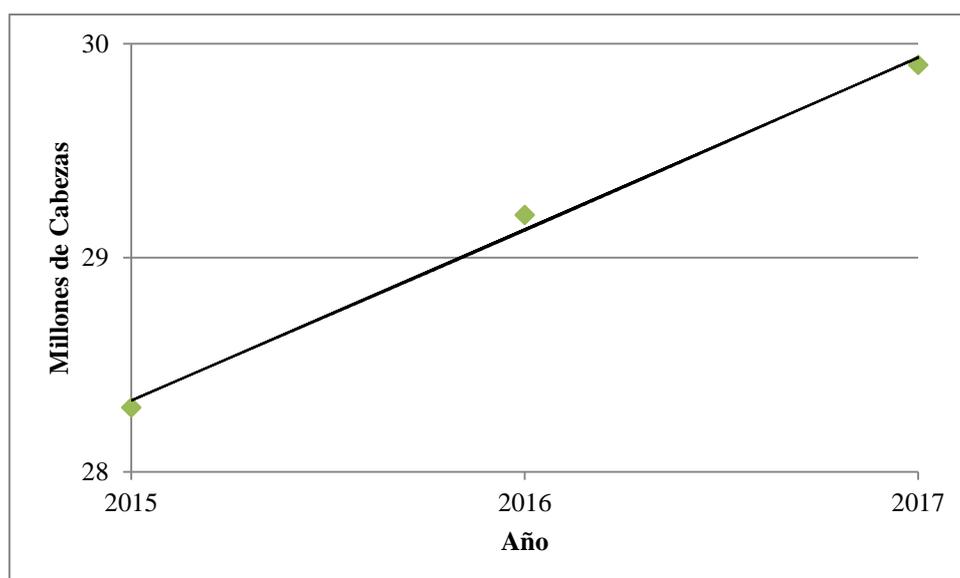


Figura 1.2. Producción total de cerdos en la Unión Europea (2015-2017).
Fuente: FAOSTAT (octubre, 2019)

Producción en España

España continúa siendo la cuarta potencia productora a nivel mundial después de China, EEUU y Alemania y, a nivel Europeo, se mantiene ocupando el segundo lugar con una producción de 19% de las toneladas de carne producidas (EUROSTAT, 2018) acercándose paulatinamente a Alemania, que se mantiene en primer lugar con un 22,4% de la producción comunitaria. En el período de 2015-2017 en España se produjo un crecimiento (**Figura 1.3**) pasando de 28 millones de cabezas en 2015 a casi 30 millones de cabezas que se reportaron en 2017.

El sector porcino, dentro de las producciones ganaderas, ocupa el primer lugar en España en importancia económica, alcanzando cerca del 39% de la Producción Final Ganadera; también es clave en la economía del país, pues supone alrededor del 14% de la Producción General Agraria (MAPA, 2020).



*Figura 1.3. Producción total de cerdos en España (2015-2017).
Fuente: FAOSTAT (octubre, 2019)*

Producción en la Región de Murcia

En el informe emitido por el [MAPAMA \(2016\)](#) (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente) en la fecha en que se realizaron los ensayos, se reportó que el 85% del censo porcino total se encontraba concentrado en 6 regiones (Cataluña, Aragón, Castilla y León, Andalucía, **Región de Murcia** y Castilla La Mancha). La Región de Murcia, como una de las regiones ganaderas más importantes del censo nacional, se encuentra en el quinto lugar como comunidad autónoma, aportando un 6,4% del total de cabezas del territorio español.

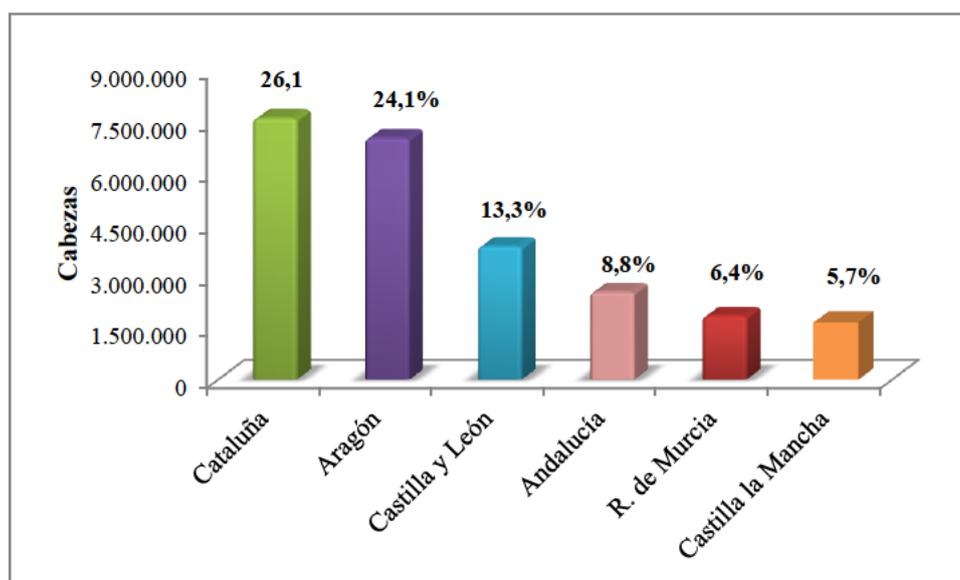


Figura 1.4. Censo de ganado porcino de 2016 por Comunidades Autónomas en España.

Ganado porcino y medio ambiente

Es imprescindible considerar los efectos ambientales en un contexto de intensificación de la producción porcina, derivada del consecuente incremento de la densidad de animales, siendo las emisiones de gases de efecto invernadero procedentes de la producción ganadera, una cuestión de importancia y alcance mundial.

El purín de cerdo es la suma de las deyecciones líquidas y sólidas, el agua procedente del lavado y residuos de comida y bebederos, comprendido por dos fracciones bien distinguidas, una fracción líquida, que contiene principalmente en compuestos nitrogenados y una fracción sólida que contiene compuestos orgánicos y fósforo (Lens *et al.*, 2004; Kowalski *et al.*, 2013).

Uno de los principales impactos ambientales que proviene del purín de cerdo está relacionado con las cantidades generadas por la producción intensiva, ya que en la mayoría de los casos no se cuenta con superficie agrícola disponible para esparcirlo, tampoco se cuenta con un tratamiento apropiado para adecuar el purín a las necesidades de las tierras y cultivos (Popovic y Jensen, 2012; Hernández *et al.*, 2013; Gomez-Garrido *et al.*, 2014).

Monteiro *et al.* (2019) consideran que los sistemas porcinos contribuyen a varios impactos tales como el cambio climático, eutrofización, acidificación y demanda de energía. Por su parte, Oba (2011) pone énfasis en que la producción porcina y su

impacto en el medioambiente está influenciado por diferentes factores, tales como el crecimiento de la población, cambios en la tecnología y la creciente demanda de alimento para los humanos y animales.

De manera que el impacto de la ganadería porcina en el medioambiente no se puede atribuir solo al incremento de la producción ganadera sino, más bien a las actividades antrópicas asociadas a esta producción. Por ejemplo, en sistemas intensivos o mixtos que son los frecuentemente usados en países en vía de desarrollo, la demanda de alimento excede el pasto natural disponible y el reemplazo de zonas forestales por zonas de cultivo para alimentar las granjas, reduce la biodiversidad. Por su parte, la producción intensiva practicada por los países desarrollados, donde la producción está muy especializada y la tierra de cultivo es limitada, ocasiona impactos ambientales causados por problemas relacionados con la mala gestión de los purines.

[Lobera et al. \(1998\)](#) advierten que las explotaciones ganaderas no tienen siempre un efecto negativo sobre el medio ambiente ni son tan diferentes a los que pueden producir los animales salvajes en condiciones naturales, salvo cuando el volumen de estos residuos orgánicos es muy alto o los cambios que se hacen en la alimentación en función de los requerimientos del animal alteran la composición de las deyecciones, lo que puede desembocar en algún tipo de contaminación (p ej.: acústica, de las aguas, en los suelos y la atmósfera).

Algunas medidas que pueden ser tan simples como por ejemplo un almacenamiento adecuado, reducirían la cantidad de gases de efecto invernadero liberados. La generación de combustibles o energía a través de biodigestión, así como la reducción de proteínas en la fuente de alimentación de los cerdos también pueden colaborar en la optimización de los recursos naturales empleados en el ciclo de producción porcina ([FAOSTAT, 2019](#)). El purín de cerdo aplicado como fertilizante orgánico permite la reducción de fertilizantes de síntesis e incide en la recuperación de suelos degradados (con poco contenido de nitrógeno) y suelos agrícolas ([Sánchez y González, 2005](#); [Hernández et al., 2013](#)).

1.2. Problemática del purín del cerdo

La problemática relacionada con las deyecciones porcinas tiene que ver con varios aspectos que conforman su gestión. La producción intensiva de animales, el

volumen producido, el transporte de las deyecciones y la aplicación en terrenos agrícolas generan un impacto al medioambiente que debe ser controlado. Estas causas han provocado que la Unión Europea establezca legislación en tal sentido, como decretó la directiva relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias, que se encuentra aún vigente desde el año 1991 ([Directive 91/676/EEC, 1991](#)) o los documentos de referencia BREF (2017), concernientes a las mejores técnicas disponibles para la cría intensiva de cerdos y aves de corral. Como consecuencia, la legislación nacional se ha ajustado a dichas normativas mediante la creación de ordenanzas, leyes y recomendaciones que contribuyan a la gestión adecuada de todo lo relacionado con el sector de la ganadería porcina.

La producción intensiva coadyuva al cambio en el medioambiente natural debido a fenómenos tales como la acidificación, eutrofización, e incremento de gases liberados a la atmósfera como pueden ser CO₂, CH₄ y NO_x ([Kowalski et al., 2013](#)). De acuerdo con [Winkler et al. \(2016\)](#) la producción ganadera es la responsable de aproximadamente el 18% de la emisión de gases de efecto invernadero de origen antropogénico, además de impactos en las fuentes de agua, en el suelo y la biodiversidad.

Cuando el purín se aplica de manera indiscriminada en el suelo, se pueden generar efectos negativos en el entorno, que incluyen salinización en zonas semiáridas, concentraciones tóxicas de metales pesados, disminución de la aireación del suelo, riesgo de lixiviación y escorrentía de nutrientes que pueden contaminar las aguas subterráneas y superficiales ([Burton, 2006; Hjorth et al., 2010](#)). Estos autores también explican que las grandes cantidades de purín producido podrían derivar en emisiones de olores y amonio desde las granjas y los lugares de almacenamiento. De igual modo, la ganadería intensiva también conduciría a un mayor uso de energía, demandado por el transporte de las deyecciones de los lugares donde se producen hasta terrenos disponibles para su aplicación ([Sørensen et al., 2003](#)). Cuando se producen excedentes de deyecciones porcinas, la problemática medioambiental surge porque no se dispone de suficiente superficie para poder valorizarlo de acuerdo con el código de buenas prácticas agrícolas en las proximidades de las explotaciones ganaderas, máxime en zonas vulnerables.

1.3. Técnicas de gestión del purín de cerdo

Para la selección de las técnicas más adecuadas de gestión del purín de cerdo es importante considerar las técnicas de referencia, que son aquellas más representativas de entre todas las utilizadas en el proceso de gestión, que están descritas en los documentos de Referencia Europeo (BREF) (Santonja *et al.*, 2017).

En las técnicas de tratamiento de purín se considera como técnica de referencia el no realizar ningún tratamiento. Así también el sistema de referencia en la BREF-MTD-21 concerniente la reducción de las emisiones de amoníaco a la atmósfera generadas por la aplicación de purines al campo sugiere la aplicación con un esparcidor en bandas mediante técnicas de tubos colgantes o zapatas colgantes. Asimismo en el [Real Decreto 980 \(2017\)](#), queda prohibida la aplicación mediante sistemas de plato o abanico ni cañones.

Existen dos posibilidades bien distinguidas y más usadas comúnmente en la gestión de purín desde las explotaciones ganaderas:

- Aplicación directa en suelos agrícolas
- Tratamiento para posterior valorización agronómica, empleándolo como fertilizante orgánico.

La **Figura 1.5** refleja los porcentajes de tratamientos intermedios que recibe el purín según [MARM \(2010\)](#), donde puede comprobarse que alrededor del 80% de las deyecciones porcinas no reciben ningún tratamiento.

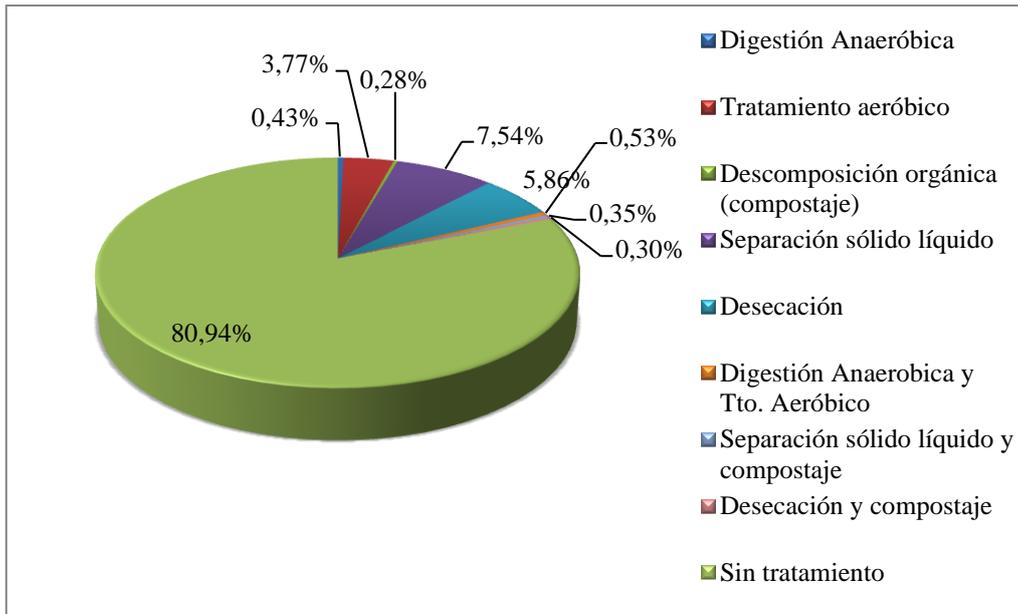


Figura 1.5. Tratamiento intermedio de deyecciones porcinas en España.

Fuente: MARM, 2010

1.3.1. Aplicación directa

Esta técnica de gestión consiste en aplicar el purín sin tratamiento previo directamente sobre la superficie del terreno mediante la utilización de sistemas mecánicos que pueden ser: mangueras, discos o inyección (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). Entre las ventajas medioambientales de estos sistemas de aplicación cabe mencionar, por ejemplo, que con estos sistemas de aplicación de purín se puede lograr una reducción de las emisiones de amoníaco entre un 40-60%, el cual puede variar en función del tipo de terreno y época de aplicación.

De igual modo, dichos sistemas de aplicación conllevan una serie de desventajas asociadas que deben ser tenidas en cuenta. Estas desventajas se resumen principalmente en el mantenimiento regular y el coste del consumo del combustible que requieren los equipos para la aplicación.



Imagen 1.1. Sistemas de aplicación de purín con inyección, discos y manguera.

1.3.2. Almacenamiento de purines

La técnica de referencia considerada en relación al almacenamiento de purín, consiste en mantener el purín que se genera en la granja en balsas o tanques de almacenamiento, sin ningún tipo de cubierta, hasta la aplicación de algún tratamiento y/o valorización agronómica.

De acuerdo con lo dispuesto en el reciente [Real Decreto 306 \(2020\)](#) se cita textualmente: *“Las explotaciones de ganado porcino deberán disponer de balsas de estiércol cercadas e impermeabilizadas, natural o artificialmente, que eviten el riesgo de filtración y la contaminación de aguas superficiales y subterráneas, asegurando que se impidan pérdidas por rebosamiento, filtración o inestabilidad geotécnica con el tamaño preciso para almacenar la producción del al menos tres meses, que permita la gestión de estiércol incluido en el Sistema Integral de Gestión de las Explotaciones”*.

Existen diferentes tipos de almacenamiento de purines, pudiendo almacenar las deyecciones de manera individual (una granja) o colectiva (varias granjas), que además están condicionados por factores tales como: la aplicación prevista, la naturaleza del suelo, el relieve y superficie del terreno. Estos depósitos deben garantizar la capacidad almacenamiento de las deyecciones hasta que sea posible su valorización agronómica o tratamiento adecuado, además de cumplir mínimamente con los requisitos básicos que garanticen la impermeabilización, de modo que se eviten las fugas que podrían contaminar las fuentes de aguas subterráneas y reducción de emisiones a la atmósfera que producen malos olores y emisión de amoníaco, siendo estos sus principales inconvenientes.

Tipos de almacenamiento de purines (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**):

- Tanques exteriores.
- Balsa y lagunaje.
- Cisternas



Imagen 1.2. Almacenamiento de purines.

1.3.3. Tratamiento mediante separación de fases sólida-líquida de los purines

La separación de las fracciones sólida y líquida del purín se considera un método de tratamiento (**Figura 1.6**). Esta separación puede lograrse utilizando equipos mecánicos (separación física) o mediante el uso de agentes químicos (separación físico-química).

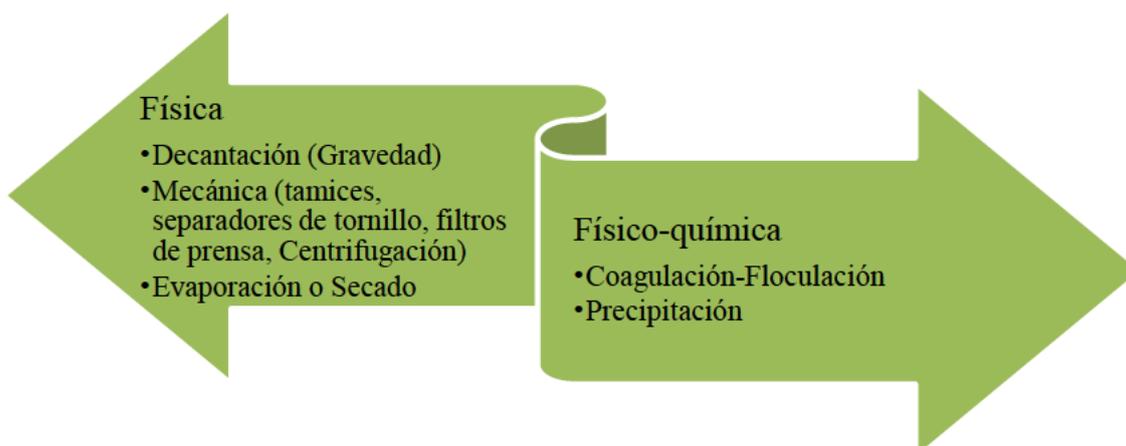


Figura 1.6. Métodos de separación fases sólida-líquida del purín

Un sistema efectivo de separación puede ser diseñado teniendo en cuenta los siguientes puntos (Hjorth *et al.*, 2010):

1. Propiedades físicas y químicas del purín.
2. Subproducto/efluente deseado.

3. El potencial de separación de la técnica, incluyendo el pre- y post-tratamiento y combinación de las diferentes técnicas.

Møller *et al.* (2000) y Hjorth *et al.* (2010) afirman que las referidas tecnologías (**Figura 1.6**) son simples, económicas y confiables, además son las más usadas para la separación sólida-líquida del purín, garantizando la capacidad de obtención por un lado de una fracción sólida rica en materia seca y nutrientes y, por otro, de una fracción líquida con abundante nitrógeno soluble. Estos autores recomiendan la combinación de tecnologías con pre y post-tratamiento para obtener un producto final de composición óptima para su reutilización.

Para realizar la separación de fases se tienen en cuenta diferentes procesos que pueden ser agrupados en:

- Decantación natural, por lo general, se usan decantadores cilíndricos, con buenos índices de separación; los sólidos decantan por gravedad en la parte inferior donde se extraen, mientras que el sobrenadante quedaría en la parte superior.
- La separación con centrifugadoras emplea una fuerza centrífuga que origina la separación de sólidos y líquidos enviándolos a la pared en dos capas distintas, en la interna se deposita la materia seca y en la externa la parte líquida.
- La separación por prensa de tornillo que consiste en aplicar una presión para separar por filtración los sólidos de los líquidos.
- En la técnica de evaporación o secado el objetivo es conseguir una notable reducción del volumen mediante procesos térmicos en los que se genera un fango o concentrado conservando sus nutrientes y, además, está esterilizado gracias a las altas temperaturas a las que ha sido sometido para su posterior aplicación agrícola, con la ventaja de que el transporte es abaratado ya que el volumen es menor.

El uso de agentes químicos es utilizado para mejorar la eficiencia de separación de sólido-líquido en los purines. Los aditivos son productos químicos que pueden aplicarse tanto a los purines como al pienso con el objetivo de modificar las características de las deyecciones ya sea para una posterior valorización agronómica,

para reducción de los gases contaminantes emitidos a la atmósfera, así como también para mejorar el ambiente en los locales de estabulaciones y bienestar de los animales.

La coagulación, floculación y precipitación (**Imagen 1.3**) son pretratamientos químicos que mejoran la separación sólido-líquido de las partículas en suspensión, ya que en la mayoría de los casos las partículas coloidales no se aglomeran por las cargas negativas que poseen, sino que se repelen unas a otras (Hjorth *et al.*, 2010), de modo que esta agregación es facilitada mediante la adición en el purín de (a) cationes multivalentes que neutralizan total o parcialmente la carga superficial de las partículas eliminando así la barrera electrostática que impide la coagulación, y/o (b) polímeros que inducen la floculación de las partículas y de los agregados existentes que se han producido debido a la coagulación, (Hjorth *et al.*, 2010), por ejemplo, inducido por la adición de Fe^{3+} al purín.



Imagen 1.3. Ejemplo de planta de coagulación-floculación.

Una de las limitantes del tratamiento de coagulación-floculación es el coste de los productos químicos, los cuales se consideran que suponen un 77% del coste de funcionamiento del proceso (Flotats *et al.*, 2011).

1.3.4. Digestión aerobia de purines

La digestión aerobia es una técnica para el procesamiento de purines que consiste en la biodegradación de la materia orgánica del substrato inicial bajo condiciones aeróbicas, con la correspondiente producción de CO_2 , a través de microorganismos aeróbicos heterótrofos. La aportación de oxígeno al sistema se realiza mediante la agitación superficial o producida por el burbujeo en las balsas de purín

mediante inyección de aire. Este proceso es similar a las técnicas aplicadas en plantas de tratamiento de aguas residuales en las que también se efectúa una degradación biológica del carbono orgánico (MAGRAMA, 2015).

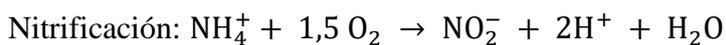
Las principales ventajas que ofrece la digestión aerobia son la reducción de la carga orgánica, del nitrógeno amoniacal, de los organismos patógenos y de los malos olores, de manera que mejoran las características fertilizantes del purín (MARM, 2010). Como desventaja se podría mencionar el consumo de energía eléctrica para el aporte de oxígeno.

1.3.5. Nitrificación-desnitrificación (NDN)

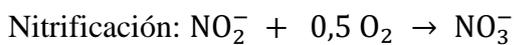
El tratamiento de nitrificación-desnitrificación es una técnica biológica clásica para la eliminación del nitrógeno, el proceso combina etapas aerobias y anóxicas, donde los microorganismos transforman los compuestos nitrogenados presentes en el purín (Imagen 1.4).

Durante la nitrificación, el amonio se oxida aeróbicamente a nitrito (**Ecuación 1.1**) por las bacterias autótrofas oxidantes de amonio (para su crecimiento utilizan una fuente inorgánica de carbono como puede ser el CO₂ o el bicarbonato) y, posteriormente, se oxida de nitrito a nitrato por bacterias oxidantes de nitrito (**Ecuación 1.2**).

Ecuación 1.1



Ecuación 1.2



Durante la desnitrificación, el nitrato se reduce a nitrógeno gas bajo presencia de carbono biodegradable orgánico por la acción de las bacterias heterótrofas, resultando como subproductos de esta reacción nitrito y óxidos de nitrógeno (**Ecuación 1.3**).

Ecuación 1.3

Desnitrificación: $0,20 \text{ NO}_3^- + 1,20 \text{ H}^+ + e^- \Rightarrow 0,10 \text{ N}_2 + 0,60 \text{ H}_2\text{O}$



Imagen 1.4. Sistema de Nitrificación-Desnitrificación

Generalmente la mayor parte del nitrógeno orgánico es eliminado después de la separación sólido-líquido del purín, aunque una cantidad significativa del nitrógeno total y fósforo permanecen en la fracción líquida en forma soluble (N-NH_4^+ y P), que puede ser tratado mediante el proceso de nitrificación-desnitrificación (Riaño y García-González, 2014).

Dentro de los principales factores que afectan al proceso de nitrificación-desnitrificación y que se deben tener en cuenta está la aireación, debido al alto consumo de energía eléctrica. En un estudio realizado por Riaño y García-González (2014) el consumo de energía para llevar a cabo el proceso de NDN fue de 9,2 kWh por cada m^3 de purín tratado, debido a la intensiva aireación requerida para la oxidación del amonio. Flotats *et al.* (2011) reportó que el consumo de energía está en un rango de 10-20 kWh m^{-3} en el tratamiento de purín de cerdo usando la técnica convencional NDN, donde la nitrificación y desnitrificación se realizan en diferentes depósitos.

1.3.6. Compostaje

La técnica del compostaje es aplicable a la fracción sólida del purín, que consiste en la degradación biológica aerobia, y estabilización de sustratos orgánicos llevada a

cabo por microorganismos (bacterias, hongos y actinomicetos). El objetivo principal del compostaje es la obtención de un producto final estabilizado, con bajo porcentaje de humedad, pero que conserve el máximo porcentaje de nutrientes del producto inicial sin tratar, libre de patógenos y semillas (**Imagen 1.5**).



Imagen 1.5. Compostaje de estiércol porcino.

En la Guía de las Mejores Técnicas Disponibles del sector porcino ([MARM, 2010](#)) se recomienda tener en cuenta una serie de premisas para el compostaje efectivo de la fracción sólida del purín (**Figura 1.7.**), añadiendo un sustrato rico en carbono que permitirá alcanzar una relación C/N adecuada y que actúe como agente estructurante.

Mediante la técnica del compostaje pueden eliminarse microorganismos patógenos y parásitos de las deyecciones ganaderas, y evitar la transmisión de los mismos tanto a animales como a personas. Además, en cuanto a las emisiones de GEI de acuerdo a la MTD-19 de los BREF, el compostaje del estiércol puede minimizar las emisiones de metano en un 99,5% independientemente de la temperatura ([MARM, 2017](#)).

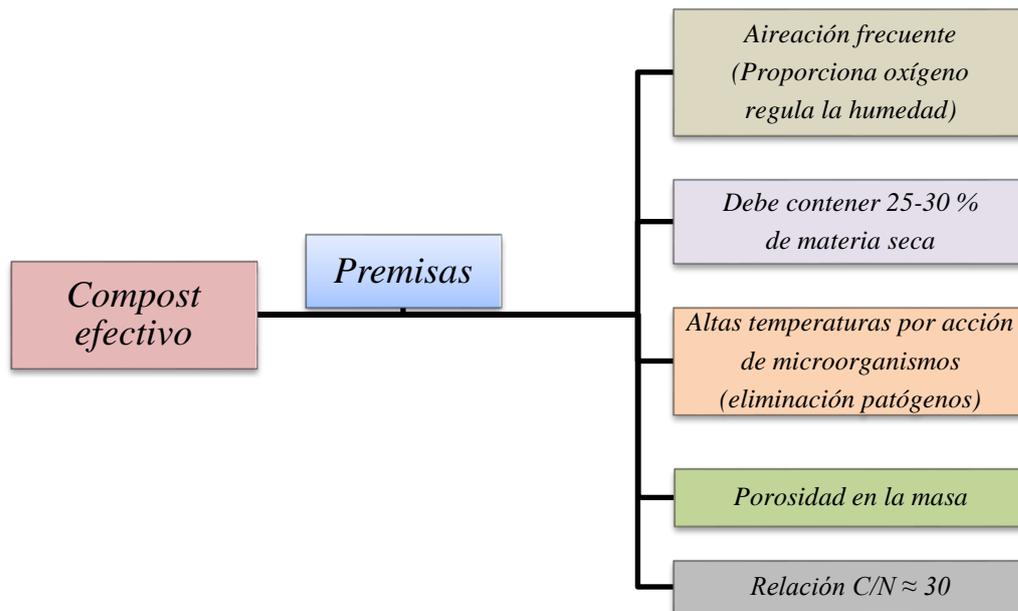


Figura 1.7. Características de inicio para lograr un compost efectivo.
Fuente: (MARM, 2010).

Métodos de compostaje:

- Pilas estáticas con aireación pasiva.
- Pilas estáticas con aireación forzada.
- Hileras con agitación mecánica.
- Reactores o silos, que combinan la aireación forzada y la agitación mecánica.

Como principal ventaja se podría decir que el compostaje del estiércol lo convierte en un subproducto higienizado más fácilmente manejable y con mayor valor agronómico, mientras que entre los inconvenientes asociados están la necesidad de espacio, la posibilidad de pérdidas de nitrógeno a la atmósfera en forma de amoníaco si la relación de C/N es baja, para evitar esto es recomendable mezclar la fracción sólida del purín con sustratos que contengan carbono, aunque esto podría implicar un coste adicional.

1.3.7. Humedales artificiales

Los humedales artificiales son sistemas de ingeniería que han sido diseñados y construidos para imitar los procesos naturales que desarrolla la vegetación del humedal, el suelo y las actividades microbianas asociadas para ayudar en el tratamiento de aguas. Estos sistemas son diseñados para aprovechar muchos de los procesos que ocurren en

los humedales naturales, pero dentro de un ambiente controlado. Muchos de estos sistemas han sido diseñados y operados con el único propósito de tratar aguas residuales, mientras que otros han sido implementados con múltiples usos, tales como el uso del efluente residual tratado para la creación y restauración del hábitat de humedales para incrementar la fauna salvaje, para su reutilización en agricultura o para mejorar el medio ambiente (Vymazal, 2014).

El primer experimento con el uso de humedales para el tratamiento de aguas residuales se llevó a cabo por el Dr. Käthe Seidel en Alemania en el Max Planck Institute en los años 50 (Seidel, 1961; Kadlec y Wallace, 2009), pero a gran escala los humedales fueron construidos por primera vez a finales de los años 60 (De Jong, 1976). Desde entonces los sistemas subsuperficiales han sido usados comúnmente en Europa, mientras que los sistemas superficiales han sido más populares en América del Norte y Australia. La implementación de la tecnología con humedales aceleró su apogeo alrededor del mundo a partir de 1985, principalmente porque los humedales artificiales, aunque su mecánica es simple, son sistemas biológicamente complejos (Kadlec y Wallace, 2009).

En las décadas de 1970 y 1980, la información acerca de la tecnología de los humedales artificiales se expandió muy lentamente, fue en la década de los 90 cuando empezó a internacionalizarse gracias al intercambio de investigaciones entre científicos e investigadores alrededor del mundo. La necesidad de conseguir sistemas más efectivos en la eliminación de amonio y nitrógeno durante los años 1990 y 2000, los humedales artificiales de flujo horizontal y vertical se combinaron para lograr una mayor eficiencia en los tratamientos. Actualmente los humedales artificiales están reconocidos como una tecnología fiable para el tratamiento de aguas residuales y representan una solución adecuada para el tratamiento de diferentes tipos de aguas susceptibles de ser tratadas, como las domésticas, industriales y pluviales (Vymazal, 2011).

Características de los humedales

Históricamente los humedales fueron llamados pantanos, balsas, ciénagas, fangales dependiendo de la planta existente, de las condiciones del agua y del entorno geográfico. Los humedales tienen un ratio más alto de actividad biológica que la

mayoría de ecosistemas, debido a que son capaces de transformar los contaminantes comunes de las aguas residuales en subproductos inocuos o nutrientes esenciales que podrían ser utilizados para una productividad biológica adicional. Es decir, esta transformación es lograda gracias a la virtud del área que ocupa el humedal con su inherente energías ambientales naturales de sol, viento, planta y animales (Kadlec y Wallace, 2009).

Los humedales naturales generalmente mejoran la calidad del agua que pasa a través de ellos, actuando como filtros naturales del ecosistema. En comparación, la mayoría de los humedales construidos o humedales artificiales son usados para tratar agua contaminada por distintas fuentes, de manera que tienen el propósito de eliminar bacterias, virus, SS, STS, DBO, nitrógeno (principalmente amonio y nitrato), metales y fósforo (Pinney *et al.*, 2000).

Los sistemas de tratamiento mediante humedales artificiales son diseñados principalmente utilizando tres criterios básicos de acuerdo con Vymazal (2011):

- ❖ Hidrología. Flujo superficial de sistemas abiertos y flujo subsuperficial.
- ❖ El tipo de macrófitas. Emergentes, sumergidas y flotantes.
- ❖ Recorrido del flujo. Horizontal y vertical.

Hidrología de los humedales

El estatus biótico de los humedales está intrínsecamente unido a los factores hidrológicos por los cuales son afectados, y que a su vez afectan tanto la disponibilidad de los nutrientes como las variables físico-químicas, tales como el pH del agua y del suelo y la anaerobiosis del suelo. El agua es el factor determinante de los humedales, por tanto su balance de entrada y salida determina los procesos bioquímicos que ocurren dentro de estos sistemas (Scholz, 2015).

Desde el punto de vista ecológico y de ingeniería, la hidrología de los humedales tiene una importancia que no puede ser subestimada porque define la diversidad de las especies, la productividad y el ciclo de nutrientes; es decir, las condiciones hidrológicas deben ser tomadas en cuenta bien si se está interesado en la riqueza de la flora y la fauna

o bien si el interés radica en la utilización de los humedales para el control de la contaminación (Scholz, 2015).

La hidrología propiamente dicha es la disciplina que se encarga especialmente de estudiar la distribución espacio temporal y las propiedades de las aguas subterráneas y continentales así como sus características. En el contexto de los humedales, se podría decir que es el proceso de añadir y sustraer agua, además de la relación entre el flujo y la profundidad, así como su balance, de modo que el movimiento interno del agua en los humedales es fundamental para comprender las reducciones de los contaminantes (Kadlec y Wallace, 2009).

La capacidad de controlar la profundidad del agua en los humedales es un criterio operacional elemental, debido a que es necesario mantener un régimen hidráulico dentro de las necesidades hidrológicas del humedal, además de evitar las consecuencias operativas no deseadas, como pueden ser las inundaciones en la zona de entrada del flujo. Las condiciones hidrológicas también influyen en el suelo o lecho del humedal, en el sustrato, así como en los nutrientes que, a su vez, inciden en el carácter de la biota. El flujo y el volumen de almacenamiento determinan cuánto tiempo el agua puede permanecer en el humedal y, por tanto, la oportunidad para la interacción entre las sustancias contenidas en el agua y el ecosistema del humedal (Kadlec y Wallace, 2009).

Macrófitas en los humedales artificiales

Las especies macrófitas se definen como aquellas plantas capaces de vivir durante un período largo de tiempo o toda su vida en medios inundados o encharcados sujetos a deficiencia de oxígeno (Saeed y Sun, 2012). Las macrófitas son comúnmente usadas en humedales artificiales, así Williams (1964) ha hecho una clasificación en cuatro grupos:

- Macrófitas emergentes, por lo general se observan en suelos saturados de agua o sumergidos y pueden crecer en una profundidad de 0,5 m o más sobre la superficie del sustrato.
- Macrófitas de hojas flotantes, están enraizadas en suelo saturado o sumergido en profundidad entre 0,5-3,0 m, tienen hojas flotantes o ligeramente aéreas.

- Macrófitas sumergidas, estas tienen su tejido fotosintético sumergido en agua, crecen en medios oxigenados y son usadas para depuración de aguas residuales.
- Macrófitas que flotan libremente, estas flotan en las aguas superficiales libremente.

Las propiedades más importantes de las especies macrófitas son el aislamiento del sustrato en invierno para permitir el crecimiento de las bacterias, liberación de oxígeno a la rizosfera, la absorción y almacenamiento de nutrientes y los exudados de raíces con propiedades antimicrobiana (Vymazal, 2011), estos mecanismos son posibles mediante los diferentes procesos de fitorremediación (fitoextracción, fitoestabilización, fitovolatilización, fitotransformación, fitoestimulación, fitodegradación y rizofiltración) (Martelo y Lara, 2012)

Las plantas en los humedales son el centro del tratamiento de las aguas residuales, siendo parte integral e indispensable de estos sistemas (Brix, 1997). Los requerimientos generales para seleccionar la planta adecuada en los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales incluyen (Tanner, 1996):

- a. Aceptabilidad ecológica. Por ejemplo, sin riesgos significativos de malezas o enfermedades, daños ecológicos o a la integridad genética de los ecosistemas naturales.
- b. Tolerantes a las condiciones climáticas locales, plagas y enfermedades.
- c. Tolerancia a los contaminantes y condiciones hipertróficas sumergidas.
- d. Fácil propagación, rápido establecimiento, esparcimiento y crecimiento.
- e. Alta capacidad para la remoción de contaminantes, ya sea por la asimilación directa y almacenamiento o indirectamente por el aumento de la transformación microbiana tal como la nitrificación (a través de la liberación de oxígeno en la zona radicular) o desnitrificación (a través de la producción de carbono en los sustratos).

Otros requerimientos específicos variarán dependiendo del rol funcional de las plantas del humedal en el sistema de tratamiento, lo que estará relacionado con el tipo de diseño del humedal artificial empleado. Por ejemplo, si el humedal es superficial o

subsuperficial, de flujo horizontal o vertical y el modo de operación (flujo continuo, en lote o flujo intermitente), dosis de carga y característica del agua residual a tratar. Las especies dominantes de macrófitas varían de una localidad a otra, pero algunos géneros tales como *Phragmites* spp., *Typha* spp., y *Scirpus* spp., son comunes y además resultan excelentes para todos los lugares con climas templados.

Recorrido del flujo

Los humedales artificiales horizontales de flujo subsuperficial mantienen el agua bajo la superficie del sustrato haciendo el recorrido desde la entrada hacia la salida. Típicamente estos humedales están constituidos de grava o suelo y plantados con vegetación. Se diseñan para el tratamiento de efluentes primarios antes de su reutilización en suelos o bien para ser descargados en corrientes de agua superficiales. En los humedales de flujo horizontal el agua residual permanece bajo la superficie de los medios filtrantes y fluye dentro y alrededor de las raíces y rizomas de las plantas. Como el agua no está expuesta durante el proceso de tratamiento, se minimiza el riesgo asociado de la exposición de organismos patógenos con las personas y la fauna. Comparados con los sistemas superficiales, los humedales horizontales de flujo subsuperficial son capaces de operar bajo condiciones más frías aislando el agua en tratamiento de la parte exterior (Kadlec y Wallace, 2009).

Vymazal (2011) indica que los humedales artificiales han demostrado ser muy efectivos en la eliminación de la carga orgánica, sólidos en suspensión, contaminación microbiológica y metales pesados. Los compuestos orgánicos son degradados por la acción de las bacterias bajo condiciones aerobias y anaerobias. Por otro lado, este autor ha observado que la capacidad de transporte de oxígeno en estos sistemas es insuficiente para asegurar la descomposición aeróbica y que los procesos anaeróbicos juegan un papel importante en el funcionamiento de los humedales horizontales. Algunos de los inconvenientes observados en los humedales horizontales de flujo subsuperficial pueden ser el bajo rendimiento en la remoción de amonio y fósforo y, desde el punto de vista tecnológico el mayor problema lo constituye la obturación en el sustrato por mal manejo o poco mantenimiento en el sistema, pero estos problemas pueden ser evitados mediante un tratamiento previo y con la selección de materiales de filtración adecuados.

Los humedales artificiales verticales están formados por un lecho de sustrato (grava y arena) y plantados con macrófitas. A diferencia de los humedales artificiales horizontales, los humedales artificiales verticales se alimentan intermitentemente con grandes lotes de agua hasta inundar la superficie. Las aguas residuales tratadas posteriormente son filtradas a través del medio filtrante y recolectadas por medio de una red de drenaje en la parte inferior. En los humedales verticales se proporciona una mayor transferencia de oxígeno debido a que cuando se vacían, el aire penetra en el humedal, dando lugar al proceso de nitrificación. Por el contrario, las condiciones no son adecuadas para completar el proceso de desnitrificación donde se produce la conversión a formas de nitrógeno gaseoso que es liberado a la atmósfera (Vymazal, 2011).

En estos tipos de humedales la eliminación de compuestos orgánicos y sólidos en suspensión es alta. En comparación con los humedales horizontales, los sistemas de flujo vertical requieren menos terreno, por lo general entre 1-3 m².

De forma similar a los humedales de flujo horizontal, en los sistemas verticales uno de los mayores problemas que afecta la eficiencia es la obstrucción del sustrato, por lo tanto, es conveniente un tratamiento previo, además es necesario seleccionar el material de filtración con cuidado, distribuir las aguas residuales de manera uniforme en la superficie y seleccionar una tasa de descarga óptima.

La gestión de purín o estiércol normalmente no comprende una sola técnica, sino que es necesario una secuencia de diferentes acciones, donde la eficacia del proceso tratamiento y los beneficios medioambientales se pueden ver afectados por:

- Las características del purín o del estiércol.*
- Los efectos de cada tratamiento individual aplicado anteriormente.*
- La forma y secuencia en que se aplican esas técnicas.*

2. Justificación y objetivos

2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

2.1. Justificación del estudio

En España se publicó el Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre la protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias en desarrollo de la Directiva 91/676/CEE del consejo, de 12 de diciembre de 1991 promoviendo la aplicación de las Buenas Prácticas Agrarias.

De acuerdo con el mencionado Real Decreto y mediante órdenes de la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Región de Murcia, se designaron como zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario, las correspondientes a los acuíferos Cuaternario y Plioceno en el área definida por zona regable oriental del Trasvase Tajo-Segura y litoral del Mar Menor en el Campo de Cartagena (Orden de 20 de diciembre de 2001), a los acuíferos de las Vegas Alta y Media de la Cuenca del río Segura (Orden de 22 de diciembre de 2003), y a los acuíferos Alto Guadalentín y Puentes en el término municipal de Lorca (Orden de 26 de junio de 2009).

Con la finalidad de minimizar la contaminación producida por los nitratos de origen agrario, en 1998 se publicó “El Código de Buenas Prácticas Agrarias”, y de este modo dar cumplimiento a la elaboración de normas formuladas de manera que los agricultores puedan ponerlas en práctica de forma voluntaria. Entre las recomendaciones contempladas en este Código de Buenas Prácticas Agrarias destacan:

- ✓ Períodos en que no es conveniente la aplicación de fertilizantes a las tierras.
- ✓ Aplicación de fertilizantes a tierras en terrenos inclinados y escarpados.
- ✓ Aplicación de fertilizantes a tierras en terrenos hidromorfos, inundados, helados o cubiertos de nieve.
- ✓ Condiciones de aplicación de fertilizantes a tierras cercanas a cursos de agua.
- ✓ Capacidad y diseño de los tanques de almacenamiento de estiércol.
- ✓ Procedimientos para la aplicación de fertilizantes químicos y estiércol a fin de evitar pérdidas de elementos nutritivos hacia las aguas superficiales o subterráneas.

Así mismo en la última versión de las Mejores Técnicas Disponibles (MTD) en el sector porcino publicadas en el año 2017, se han desarrollado una serie de tecnologías que en la mayoría de los casos pueden ser fácilmente aplicadas con la finalidad de

reducir y controlar el impacto ambiental de la ganadería. En esta guía se hace una compilación de las MTDs reconocidas por organismos internacionales basadas en la Decisión de Ejecución (UE) 2017/302 de la Comisión, de 15 de febrero de 2017, por la que se establecen las conclusiones sobre las MTD en el marco de la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo respecto a la cría intensiva de aves de corral o de cerdos.

En el recientemente publicado Real Decreto 306/2020, de 11 de febrero, por el que se establecen las normas básicas de ordenación de las grajas porcinas intensivas que ha derogado al anterior Real Decreto 324/2000 de 3 de marzo, se establecen las normas básicas para la ordenación zootécnica y sanitaria de las explotaciones porcinas intensivas, en relación a la capacidad máxima productiva, las condiciones mínimas de infraestructura, equipamiento y manejo, ubicación, bioseguridad y condiciones higiénico-sanitarias y requisitos medioambientales, que permitan un eficaz y correcto desarrollo de la actividad ganadera en el sector porcino, conforme a la normativa vigente en materia de higiene, sanidad animal, identificación y registro, bienestar de los animales, medio ambiente y cambio climático.

En vista de la necesidad de poner en marcha planes de solución en los sectores más directamente implicados en la gestión de las deyecciones porcinas (ganadería y agricultura), se precisa de la investigación y modernización en relación a las tecnologías disponibles basadas en el cumplimiento de las normativas tanto europeas como españolas. Considerando la disponibilidad de guías, leyes, órdenes y recomendaciones provistas para el desarrollo de estas técnicas, es fundamental llevar a cabo estudios que sirvan de referencia y que además sean implementados por los sectores competentes, con el objetivo principal de incentivar la gestión de purines como un potencial generador de recursos desde las explotaciones ganaderas y en beneficio de las explotaciones agrícolas, lo que también contribuirá a la reducción significativa del impacto medioambiental generado por el sector. Con esta tesis se pretende avanzar en el desarrollo de sistemas de depuración del purín de cerdo contribuyendo a la investigación de las tecnologías de tratamiento basadas en humedales artificiales, valorizando este subproducto a través de su uso como fertilizante orgánico en suelos agrícolas.

En otro orden cabe mencionar que la tecnología seleccionada para el tratamiento de purín con humedales artificiales además de sus bajos costes de operación y mantenimiento, no utiliza energía eléctrica y el flujo es conducido por la gravedad frente a los sistemas convencionales tales como tratamiento de lodos activados, bioreactores de membrana, reactores secuenciales por lotes, fotocátalisis, electrocoagulación y oxidación húmeda las que requieren un aporte significativo de energía de combustibles fósiles (Meers *et al.*, 2005; Vymazal, 2011; Saeed y Sun, 2012; Borin *et al.*, 2013; Ramprasad *et al.*, 2017). Liang *et al.* (2017) afirman que los humedales artificiales son muy usados para tratamiento de aguas residuales salinas y muestran una aceptable eficiencia, mientras que las tecnologías convencionales tienen algunas desventajas, tales como, una gran inversión económica en la construcción de los equipos, un comportamiento vulnerable de los mismos y la generación de subproductos.

2.2. Base normativa

En este apartado se hace referencia a la legislación vigente que afecta directamente a los aspectos que influyen en la gestión del purín de cerdo, desde su producción en explotaciones porcinas hasta su valorización en explotaciones agrarias, tanto a nivel Europeo, Nacional y Regional.

- Legislación Unión Europea.

-*Directiva 1986/278*, del Consejo, de 12 de junio de 1986, relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura.

-*Directiva 91/676/CEE*, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias. El objetivo fundamental de esta normativa es establecer las medidas ineludibles para prevenir y corregir la contaminación de las aguas, continentales y litorales causada por los nitratos de origen agrario y la actuación preventiva contra nuevas contaminaciones esta clase (*Directive 91/676/EEC*, 1991).

-*Directiva 96/61/CE*, del Consejo de 24 de septiembre de 1996, relativa a la prevención y control integrado de la contaminación (IPCC).

-*Reglamento (CE) N° 1576/2007* de la Comisión, del 21 de diciembre de 2007, en lo que se refiere a los métodos de eliminación o a la utilización de subproductos animales.

-*Directiva 2008/1/CE*, del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 de enero de 2008 relativa a la prevención y al control integrado de la contaminación.

-*Directiva 2009/28/CE*, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de abril de 2009, relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables.

-*Directiva 2010/75/UE*, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de noviembre de 2010 sobre las emisiones industriales (prevención y control integrados de la contaminación) (versión refundida).

-*Directiva (UE) 2016/2284*, del Parlamento Europeo y del Consejo de 14 de diciembre de 2016 relativa a la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos

-*Decisión de ejecución (UE) 2017/302*, de la Comisión, de 15 de febrero de 2017 por la que se establecen las conclusiones sobre las mejores técnicas disponibles (MTD) en el marco de la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo respecto a la cría intensiva de aves de corral o de cerdos.

-*Documentos de referencias BREF*, por sus siglas en inglés Best Available Techniques (BAT) Reference document, forman parte de una serie que presenta los resultados de un intercambio de información entre los Estados miembros de la UE, industrias interesadas, organizaciones no gubernamentales que promueven la protección del medio ambiente. Los documentos BREF publicados por la Comisión Europea son relativos a la cría intensiva de aves y cerdos, basados en la Directiva 2010/75/EU relativo a las actividades especificadas en la Sección 6.6 del Anexo I.

En particular los documentos BREF abarcan los siguientes procesos que se llevan a cabo en granjas y sus actividades:

- Gestión nutricional de aves y cerdos.
- Preparación de alimentos (molienda, mezcla y almacenamiento).
- Crianza de aves y cerdos.
- Recolección y almacenamiento de estiércoles.
- Procesamiento de estiércoles.
- Esparcimiento en suelo de estiércoles.

- Almacenamiento de animales muertos.

De los 10 capítulos incluidos en los documentos BREF, el capítulo 4 en su apartado 4.15.2.2 hace referencia al tratamiento de aguas residuales que provienen de ganadería, y las diferentes técnicas que pueden ser aplicadas. Este apartado hace mención al trabajo de investigación realizado por el grupo GARSA, llevado a cabo a lo largo de 5 años, donde el purín de cerdo fue tratado en un sistema basado en humedales artificiales.

- Legislación Española.

-*Real Decreto 1310/1990*, de 29 de octubre, que regula la utilización de lodos de depuradora; desarrollada por la Orden de 26 de octubre de 1993 sobre utilización de lodos de depuradora en agricultura.

-*Real Decreto 261/1996*, de 16 de febrero, publicado en el BOE nº 61 de 11 de marzo de 1996, que trata sobre la protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias y que además establece las áreas más sensibles, denominadas zonas vulnerables. Así mismo contempla los códigos de Buenas Prácticas Agrarias, dosis máxima de aplicación para estas zonas y programas de actuación.

-*Orden MAM/304/2002*, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos.

-*Real Decreto 1429/2003*, de 21 de noviembre, por el que se regulan las condiciones de aplicación del Reglamento CE 1774/2002, en materia de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano; de conformidad con el Real Decreto 1131/2010, de 10 de septiembre, por el que se establecen los criterios para el establecimiento de las zonas remotas a efectos de eliminación de ciertos subproductos animales no destinados a consumo humano generados en las explotaciones ganaderas.

- *Real Decreto 824/2005*, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes.

- *Real Decreto 1514/2009*, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.

-*Real Decreto 949/2009*, de 5 de junio, por el que se establecen las bases reguladoras de las subvenciones estatales para fomentar la aplicación de los procesos técnicos del Plan de biodigestión de purines; modificado por el RD 1255/2010 y complementado por la Orden ARM/1840/2010.

-*Ley 22/2011*, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.

-*Real Decreto 1528/2012*, de 8 de noviembre, por el que se establecen las normas aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano.

-*Ley 21/2013*, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental.

-*Real Decreto Legislativo 1/2016*, de 16 de diciembre, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de prevención y control integrados de la contaminación.

-*Real Decreto 980/2017*, de 10 de noviembre, por el que se modifican los Reales Decretos 1075/2014, 1076/2014, 1077/2014 y 1078/2014, todos ellos de 19 de diciembre, dictados para la aplicación en España de la Política Agrícola Común.

-*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. En este RD se dispone de una serie de exigencias en la utilización de deyecciones y estiércoles, recogiendo los procedimientos para su gestión a fin de ofrecer unas garantías medioambientales adecuadas. Por otra parte, en el Anexo I de dicho RD se ofrece una tabla para el cálculo del volumen de estiércol teórico producido por plaza, que a su vez nos permite calcular la cantidad de nitrógeno contenido en dicho volumen referido a las bases zootécnicas para el cálculo del balance alimentario de nitrógeno y fósforo (MAPAMA, 2017).

- Legislación Autonómica (Región de Murcia)

-*Orden de 31 de marzo de 1998*, de la Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua por el que se aprueba el Código de Buenas Prácticas Agrarias de la Región de Murcia; complementado por la Orden de 3 de diciembre de 2003, de la Consejería de

Agricultura, Agua y Medio Ambiente, por la que se aprueba el Código de Buenas Prácticas Agrarias de la Región de Murcia.

-Orden de 20 de diciembre de 2001, por la que se designan las zonas vulnerables (Campo de Cartagena) a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia; complementada por la Orden de la Consejería de Agricultura de 3 de marzo de 2009, por la que se establece el programa de actuación sobre la zona vulnerable correspondiente a los acuíferos cuaternario y plioceno en el área definida por zona regable oriental del trasvase Tajo-Segura y el sector litoral del Mar Menor; modificada por la Orden de 27 de junio de 2011, de la Consejería de Agricultura y Agua.

-Orden de 3 de diciembre de 2003, de la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, por la que se aprueba el Código de Buenas Prácticas Agrarias de la Región de Murcia.

-Orden de 22 de diciembre de 2003, por la que se designan las zonas vulnerables (Vega Alta y Media del Río Segura) a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia; complementada por la Orden de la Consejería de Agricultura de 19 de noviembre de 2008, por la que se establece el programa de actuación sobre la zona vulnerable correspondiente a los acuíferos de las Vegas Alta y Media de la cuenca de Río Segura; modificada por la Orden de 27 de junio de 2011, de la Consejería de Agricultura y Agua.

-Ley 4/2009, de 14 de mayo, de Protección Ambiental Integrada de la Región de Murcia.

-Orden de 26 de junio de 2009, de la Consejería de Agricultura y Agua por la que se designa la zona vulnerable a la contaminación por nitratos de Valle del Guadalentín, en el término municipal de Lorca; complementada por el programa de actuación desarrollado por la Orden de 27 de junio de 2011.

-Orden de 16 de junio de 2016, de la Consejería de Agua, Agricultura y medio ambiente, por la que se modifican las Órdenes de 19 de noviembre de 2008, 3 de marzo de 2009 y 27 de junio de 2011, de la Consejería de Agricultura y Agua, por las que se

establecen los programas de actuación sobre las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario en la Región de Murcia.

2.3. Objetivos generales

El objetivo general de esta tesis doctoral consiste en desarrollar un sistema de gestión y depuración integral para efluentes porcinos con bajo coste de implantación y operación, mediante el empleo de un sistema de pretratamiento, un humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial y balsa de almacenamiento. La implantación de este sistema persigue la obtención de un subproducto que puede ser utilizado como fertilizante líquido orgánico, con propiedades inocuas para la salud humana y el medio ambiente, y que además incida en el ahorro de agua de riego y en la minimización del uso de fertilizantes de síntesis. Por medio de esta gestión integrada del purín, demostrada a través de un sistema piloto que ha permitido su puesta en marcha a escala real, se conseguirá una mejoría notable en la sostenibilidad económica y ambiental de las explotaciones ganaderas de la Región de Murcia, conjuntamente con la optimización de los costes de producción.

Además, con este estudio se pretende contribuir al cumplimiento de la normativa vigente en relación a la protección del medio ambiente por la minimización de contaminantes producido en las explotaciones porcinas, igualmente proporcionará la posibilidad de reutilización de la fracción líquida como suministro de un efluente apto para riego.

Los objetivos específicos del estudio son:

1. Realizar un ensayo a escala piloto y en un ensayo a escala real del sistema integral de depuración.
2. Estudiar el efecto del policultivo en el humedal artificial y la conveniencia de su utilización frente al sustrato desnudo, a tenor de los resultados obtenidos.
3. Diseñar y optimizar un sistema de tratamiento integral del purín de cerdo a escala real mediante el uso de biofiltros, partiendo de los resultados del ensayo piloto, que permita la gestión adecuada del purín, convirtiéndolo en un subproducto adecuado para su valorización agronómica.
4. Caracterizar los diferentes tipos de purín de cerdo generado por el sistema de tratamiento integral, tanto en la fase de prototipo o piloto como a escala

industrial, estudiando las características físicas, químicas y microbiológicas de los efluentes obtenidos

5. Determinar las eficiencias de remoción de contaminantes potenciales en cada uno de los módulos de tratamiento, estudiando su comportamiento, y evaluando el efluente como fertilizante orgánico.
6. Realizar una aplicación del purín depurado en suelo agrícola y verificar sus efectos en el suelo y en cultivo.

3. Descripción de la zona de estudio

3. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

3.1. Localización del estudio

El proyecto está ubicado en el municipio de Lorca al sureste de la península Ibérica en la Región de Murcia (**Figura 3.1**). Lorca cuenta con una extensión territorial de 1675 km², siendo el municipio más grande de la Región de Murcia y el segundo a nivel nacional, tras Cáceres. En Lorca habitan 94 404 habitantes, según el último censo publicado (INE, 2019).

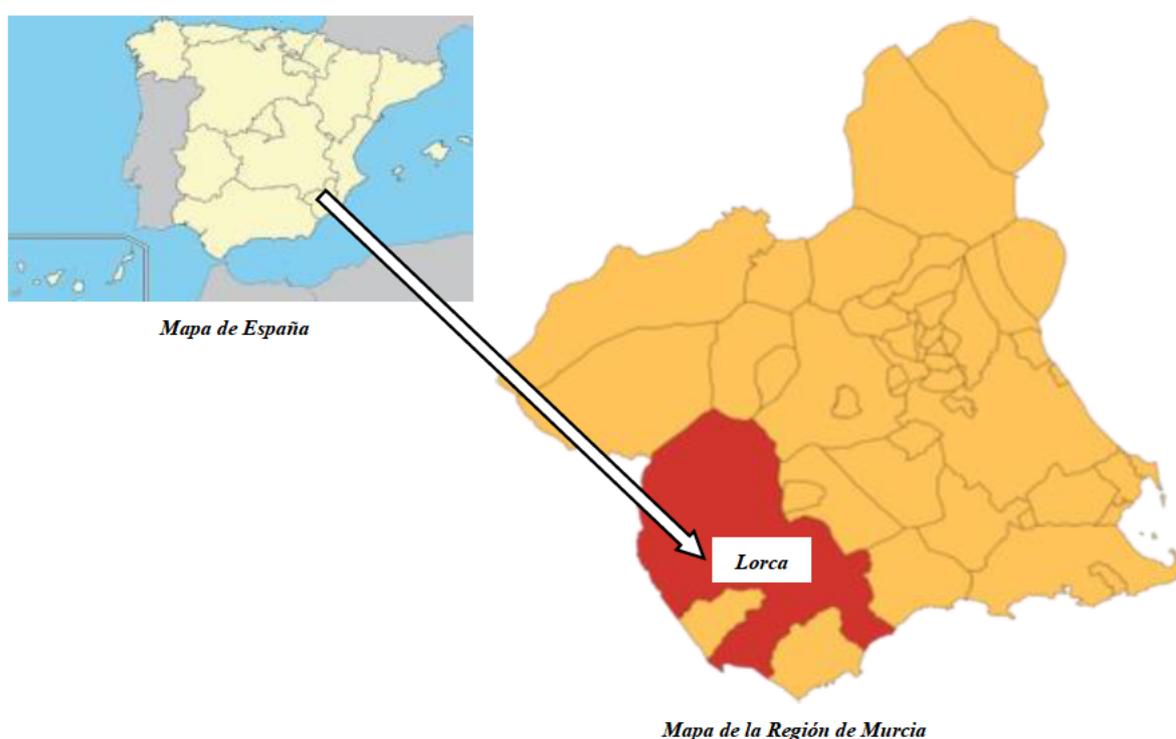


Figura 3.1. Localización de la zona de estudio.

3.2. Condiciones climáticas

La temperatura media anual de Lorca suele oscilar entre los 15 y 18 °C. En los meses de junio a septiembre es cuando se registran las temperaturas medias más elevadas, que frecuentemente rondan los 25 °C de media en los meses más cálidos. Los inviernos no presentan temperaturas excesivamente bajas, por lo que las diferencias térmicas entre las distintas épocas del año suelen moverse en una horquilla de 17-18 °C.

Debido a la ubicación de Lorca dentro de la Península Ibérica predomina un clima mediterráneo semiárido, las precipitaciones observadas en las distintas estaciones registran volúmenes entre los 150 y 400 L m⁻² anuales.

3.3. Geología, topografía, edafología y usos del suelo del Municipio de Lorca

Las tierras altas septentrionales forman una amplia cuenca de margas y arcillas del Mioceno y Plioceno siempre por encima de los 500 metros, por la que discurre la red hidrográfica de cabecera del río Guadalentín, constando de una serie de alineaciones montañosas modeladas sobre materiales subbéticos (sierras del Gigante, del Almirez, de Labia, del Cambrón y del Madroño, entre otras) (Atlas, 2020).

La cuenca limita en el sur con una serie de elevaciones constituidas por un anticlinal de materiales más antiguos (Bético Alpujárride) formando el reborde interior de la depresión prelitoral que está formado por varias unidades topográficas, destacando la sierra de la Torrecilla, la peña Rubia y la sierra de la Tercia. La comarca de Lorca está enmarcada en el sector occidental por la que discurre el Guadalentín formando un extenso valle relleno por materiales neógenos y cuaternarios que abarcan además Almería y Totana (Atlas, 2020).

El contraste de las unidades morfológicas constituye la característica principal de la morfología de la zona, donde se observan sierras, valles y depresiones que se distribuyen alternativamente por el territorio desembocando en la costa (Llona, 2005).

En cuanto al uso del suelo, otro aspecto importante a destacar en el municipio de Lorca es el predominio de zonas forestales y zonas agrícolas (**Figura 3.2**). Las zonas agrícolas se concentran principalmente en las pedanías ubicadas en el norte del término municipal y las que están situadas inmediatamente en el sur de la ciudad.



Figura 3.2. Distribución del uso del suelo en Lorca.
Fuente: Ayuntamiento de Lorca

Lorca cuenta con una superficie total de 167.521 hectáreas, de las cuales el 43,4% están destinadas a tierras de cultivo, el 42,7% a superficie forestal, el 6,8% a prados y pastizales y el restante 7,2% a otro tipo de superficies (entre las que se encuentran las superficies artificiales urbanizadas y construidas).

3.4. Aspectos socioeconómicos

El progreso en Lorca tuvo lugar en el siglo XX con el despegue tecnológico, el cambio gradual de las estructuras sociales y la especialización de los sectores productivos. A principios de ese siglo la intensa explotación de los yacimientos mineros de la zona litoral impulsó el lanzamiento de la vida económica de la comarca. No fue sino hasta mediados del siglo XX cuando empezó a percibirse en la comarca lorquina un ligero interés por la industrialización del sistema productivo, especialmente el relacionado con las industrias agrarias. El plan de Mejora del Regadío de Lorca y la creación del trasvase Tajo-Segura hizo prosperar la situación del campo lorquino de tal

manera que la agricultura de secano tradicional se convirtió en una agricultura especializada en la zona, que se benefició de los avances tecnológicos y fitosanitarios promoviendo nuevas vías en la comercialización (Digital, 2020).

En las últimas décadas las fábricas de curtido han sido el sector predominante en la industria de Lorca. Sin embargo, la agricultura constituye el gran sector económico comarcal y local. Los cultivos intensivos, tales como, de alcachofa, brócoli, lechuga y sandía conforman las principales producciones de esta zona. Por otro lado, la ganadería porcina es la principal especie producida en esta comarca (Digital, 2020).

En el sector económico de Lorca, las explotaciones agrarias se encuentran dentro del sector primario constituyendo la base del impulso económico del municipio. Según INE (2019), el último censo registrado de 2009, existen 3.511 explotaciones agrarias y representa el 10,74% del total de explotaciones de la Región de Murcia. Por su parte, las explotaciones agrícolas se sitúan en 3.277 suponiendo el 10,28% del total existente en la Región de Murcia. En relación a las explotaciones ganaderas para el mismo censo, 956 explotaciones realizaban algún tipo de actividad ganadera, de las que 387 pertenecían a la ganadería porcina. Según estos datos, Lorca cuenta con el 40,5% de las explotaciones porcinas de la Región de Murcia, siendo una de las zonas con mayor concentración de explotaciones porcinas a nivel nacional, poniendo de manifiesto la necesidad de desarrollar sistemas sostenibles de tratamiento del purín de cerdo que coadyuven el desarrollo económico de la zona sin alterar su equilibrio medioambiental y social.

4. Ensayo piloto de tratamiento de purines con humedales artificiales

4. ENSAYO PILOTO DE TRATAMIENTO DE PURINES CON HUMEDALES ARTIFICIALES

4.1. Introducción

El Centro Integrado de Formación y Experiencias Agrarias (CIFEA) donde se llevó a cabo el ensayo piloto dispone de unas instalaciones adecuadas para el tratamiento experimental de deyecciones porcinas. En dichas instalaciones se cuenta con una granja porcina e instalaciones para el pretratamiento, además de un sistema de humedales artificiales horizontales de flujo subsuperficial, balsa de almacenamiento y un sistema de filtración que puede ser utilizado en post tratamiento incrementando la calidad del efluente.

En estas condiciones se hace necesaria la inversión de autoridades competentes para el mantenimiento, acondicionamiento y ejecución de proyectos de investigación en el área de tratamiento de deyecciones porcinas donde pueda llevarse a cabo la optimización de un sistema integral de depuración con el objetivo de conseguir la máxima eficiencia que estos tratamientos podrían ofrecer combinados con procesos físicos, químicos y microbiológicos siendo los humedales el eje principal del sistema.

Resulta de gran importancia un avance en el desarrollo y adaptabilidad en los sistemas de gestión con la finalidad de, por un lado, valorar adecuadamente las deyecciones generadas en las explotaciones porcinas y, por el otro, evitar o reducir los impactos ambientales negativos si estos productos de gran valor no son gestionados de forma adecuada.

Por otro lado, la selección de las plantas en los humedales constituye un factor de gran importancia, debido a su capacidad de depuración y tolerancia a los contaminantes. A las plantas se les atribuye una alta capacidad en la remoción de nitrógeno y fósforo. El exudado de las raíces influye positivamente en la transformación microbiana, en la cantidad de bacterias desnitrificantes, biodegradación de las raíces y la capacidad de depuración de los humedales (Jiang *et al.*, 2020).

La especie depuradora *P. australis* (carrizo común) es la especie fitodepuradora (efecto de depuración mediante el uso de macrófitas) más usada en tratamiento con

humedales (Scholz, 2015; García-Ávila *et al.*, 2019), teniendo una eficacia adecuada para la eliminación de los parámetros microbiológicos (Andreo-Martínez *et al.*, 2017).

Por su parte, la especie *S. vera* (sosa prima) es una especie halófila que pertenece a la familia Chenopodiaceae, tiene la capacidad de vivir en suelos arenosos y salobres. Esta especie presenta, a priori, excelentes cualidades para crecer en un humedal y depurar el exceso de sales propias del purín; sin embargo, nunca ha sido empleada anteriormente, según la bibliografía consultada, añadiendo un grado más de innovación a este ensayo.

Las balsas de almacenamiento están recomendadas por la Organización Mundial de la Salud (OMS), ya que sus procesos biológicos son muy efectivos en la eliminación microbiana, tales como los huevos de nematodos y helmintos.

4.2. Objetivos específicos en el ensayo piloto

1. Testar la eficacia de la depuración con humedales artificiales horizontales de flujo subsuperficial utilizando un policultivo.
2. Seleccionar un tiempo de retención hidráulica (TRH), de forma que la depuración de la fase líquida se haga en el menor tiempo posible, optimizando el funcionamiento de un sistema integral de tratamiento, con el fin de responder a las necesidades reales de gestión de purines en las explotaciones ganaderas.
3. Caracterizar física, química y microbiológicamente los diferentes tipos de purín de cerdo generado por cada una de las fases de tratamiento en el sistema integral de gestión de purines.
4. Estudiar la fase líquida del purín depurado para ser empleada como fertilizante orgánico en suelos agrícolas y, especialmente, en riego localizado.

4.3. Material y métodos

4.3.1. Diseño experimental

El ensayo piloto para tratamiento integral de purines fue realizado en el Centro Integrado de Formación y Experiencias Agrarias (CIFEA). El CIFEA es un centro especializado en la formación profesional agrícola y ganadera, además como centro integrado, en él se imparte formación específica de ciclos formativos, así como de

formación profesional para empleo, es decir, formación continua y ocupacional **Imagen 4.1(Imagen 4.1)**.

Con sus más de 100 años desde su fundación, 2 de mayo del 1913, el centro depende de la Consejería de Agricultura de la Región de Murcia juntamente con tres centros paralelos en Jumilla, Molina de Segura y Torre Pacheco. El Gobierno central mediante el RD 871/2015 de 2 de octubre, ([Real Decreto 871, 2015](#)), declaró Centro Integrado de Formación y Experiencias Agrarias de Lorca como Centro de Referencia Nacional en el área profesional Ganadería de la familia profesional Agraria, en el ámbito de la formación profesional.



Imagen 4.1. Instalaciones del Centro Cifea de Lorca

El CIFEA se encuentra en la carretera de Águilas Km. 2,5 y localizado en las coordenadas geográficas 37° 39' 14.7'' N y 1° 41' 17.3'' E (**Imagen 4.2**). Durante el ensayo la temperatura media anual fue de 17,8 °C y la media de precipitación fue de 109,08 mm ([SIAM, 2017](#)), bajo condiciones Mediterráneas.



Imagen 4.2. Ubicación Cifea de Lorca. Fuente: Google maps.

El purín utilizado para este ensayo proviene de la granja ubicada *in situ* dentro del centro de formación CIFEA, contando con 250 cabezas de cerdas madres y con lechones de la raza Duroc-Jersey, con un peso promedio de 300 kg. En este enclave se ubica un sistema integral de tratamiento anexo a la granja de cerdas madres.

4.3.2. Sistema de tratamiento a escala piloto

El sistema de depuración integral está compuesto por un conjunto de módulos de pretratamiento que incluye: un foso de almacenamiento de purín bruto (FPB), un separador de fases tipo tornillo prensa (SF), depósito de aireación (DA) y un depósito de sedimentación (DS), además el sistema contaba con un humedal artificial horizontal de flujo subsuperficial (HHFSS) y una balsa de almacenamiento (BA) (**Figura 4.1**).

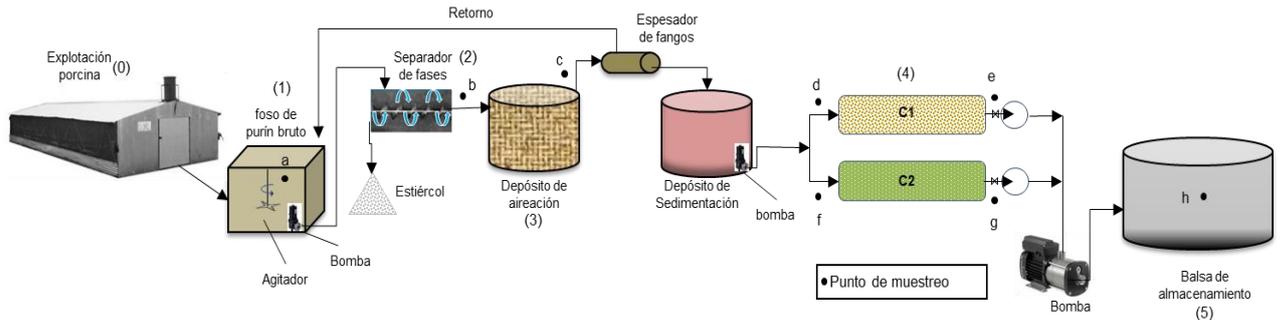


Figura 4.1 Esquema general de tratamiento piloto (CIFEA).
Fuente: Elaboración propia.

En detalle el sistema de depuración consta de seis módulos:

- 1) Foso de almacenamiento del purín bruto (FPB).
- 2) Separador de fases (SF).
- 3) Depósito de aireación (DA).
- 4) Depósito de sedimentación (DS).
- 5) Humedal artificial horizontal de flujo subsuperficial (HHFSS).
- 6) Balsa de Almacenamiento (BA).

El conjunto de módulos que componen el pretratamiento incluye:

Un foso subterráneo (FPB) (**Imagen 4.3**), donde se almacena el purín bruto producido en la granja, este purín es homogenizado por un agitador mecánico tipo GTWS-44 (Westfalia-Separador, Eisele, Germany) durante las 24 horas del día y de forma intermitentemente, agitando durante 1 hora y parando durante 2 horas. Este agitador mecánico es accionado por un motor trifásico de 380 V/50Hz y con una potencia de $5,5 \text{ Kw h}^{-1}$ y protección de IP68.



Imagen 4.3. Foso de almacenamiento de purín bruto.

Un separador de fases (SF) (**Imagen 4.4**), que recibe el purín que es impulsado mediante un equipo de bombeo sumergible de la serie AT (Westfalia-Separador, Eisele, Germany), que tiene un motor trifásico 380V/50Hz, con una potencia de 7,5 Kw h⁻¹, funcionando a 1500 rpm y un sistema de protección IP68. El rendimiento de este equipo oscila entre los 3900 a 5700 L min⁻¹. El separador de fases instalado es un “separador de tornillo sinfín” o “tipo compacter”, el sistema de separación sólido-líquido se basa en un sistema de separación por prensa a rosca, siendo adecuado y recomendado para explotaciones con un gran volumen de purín que gestionar.



Imagen 4.4. Separador de fases.

La marca del separador de tornillo sinfín con tamiz cilíndrico es Westfalia-Separador, va accionado mediante un motor trifásico de 380V/50Hz y 4 Kw de potencia

con aislamiento clase B y protección IP54, sin sondas térmicas ni enchufe, así el rendimiento comprobado de este equipo está entre los 5- 6 m³ h⁻¹.

Un depósito de aireación (DA) (**Imagen 4.5**), que está diseñado para almacenar la parte líquida que viene del separador de fases, teniendo una forma cilíndrica y está fabricado en hormigón, con un volumen útil de 10 m³. El DA está dotado de un compresor marca JOSVAL (Herraiz, Spain) y rendimiento de 30 m³ h⁻¹, accionado por un motor eléctrico trifásico de 380V/50Hz. El aireador trabaja bajo unas condiciones de caudal de 5800 L min⁻¹ y una presión de 10 bares. Un sistema de tuberías con discos de salida de aire con orificios de 1 mm equidistantes y colocados a unos 50 cm desde el fondo mirando hacia el suelo, evitando así cualquier obstrucción. La frecuencia del sistema de aireación ha sido de 12 h día⁻¹ durante 3 días seguidos.



Imagen 4.5. Depósito de aireación en funcionamiento.

Un depósito de sedimentación (DS) (**Imagen 4.6**), en el cual el purín decanta después de pasar 3 días en reposo para lograr una mayor estabilización. El depósito de sedimentación es un cilindro con capacidad de 10 m³ útiles, consta de una bomba sumergible para impulsar el purín decantado hacia los humedales artificiales. El modelo de la bomba es UT-8, con motor trifásico 380V/50Hz de 0,75 Kw h⁻¹ de potencia y con un caudal de 4 m³ h⁻¹.



Imagen 4.6. Depósito de sedimentación.

Humedal artificial horizontal de flujo subsuperficial (HHFSS) (Imagen 4.7). Está compuesto por dos celdas (C1 y C2 exactamente iguales en tamaño, disposición y materiales empleados en su construcción de forma que resulten comparativas entre sí), con dimensiones de 27 m de largo, 2,5 m de ancho y 1,2 m de profundidad cada una, con una pendiente de fondo de 1% para facilitar el drenaje. El medio de filtración del humedal en cada celda tiene 4 capas de áridos, desde la superficie hacia el fondo estas son: 0,30 m de arena lavada, 0,10 m grava fina, 0,50 m grava gruesa y 0,30 m de grava fina como detalla la **Figura 4.2**.

Una de las celdas se ha dejado sin plantar, con el fin de evaluar el efecto filtrante del sustrato y los microorganismos, y otra ha sido plantada con un sistema de policultivo de dos especies, *Phragmites australis* (*P. australis*) y *Suaeda vera* (*S. vera*), con el fin de testar el efecto de depuración de la combinación de estas especies (**Imagen 4.7**). El ratio de plantación en la celda plantada es de 10 plantas m^{-2} y con una distribución dentro del humedal de un 50% para cada especie.

[Shingare et al. \(2019\)](#) recomiendan el uso de sistemas híbridos (combinación de humedales horizontales y verticales) para estos fines, ya que poseen un gran potencial en la remoción de microorganismos patógenos, aunque estos autores infieren que el sistema horizontal, después de los híbridos resulta ser es el más eficiente.



Imagen 4.7. Humedal artificial de flujo subsuperficial. Celda 1 sin plantación (izda.) y Celda 2 plantada (dcha.).

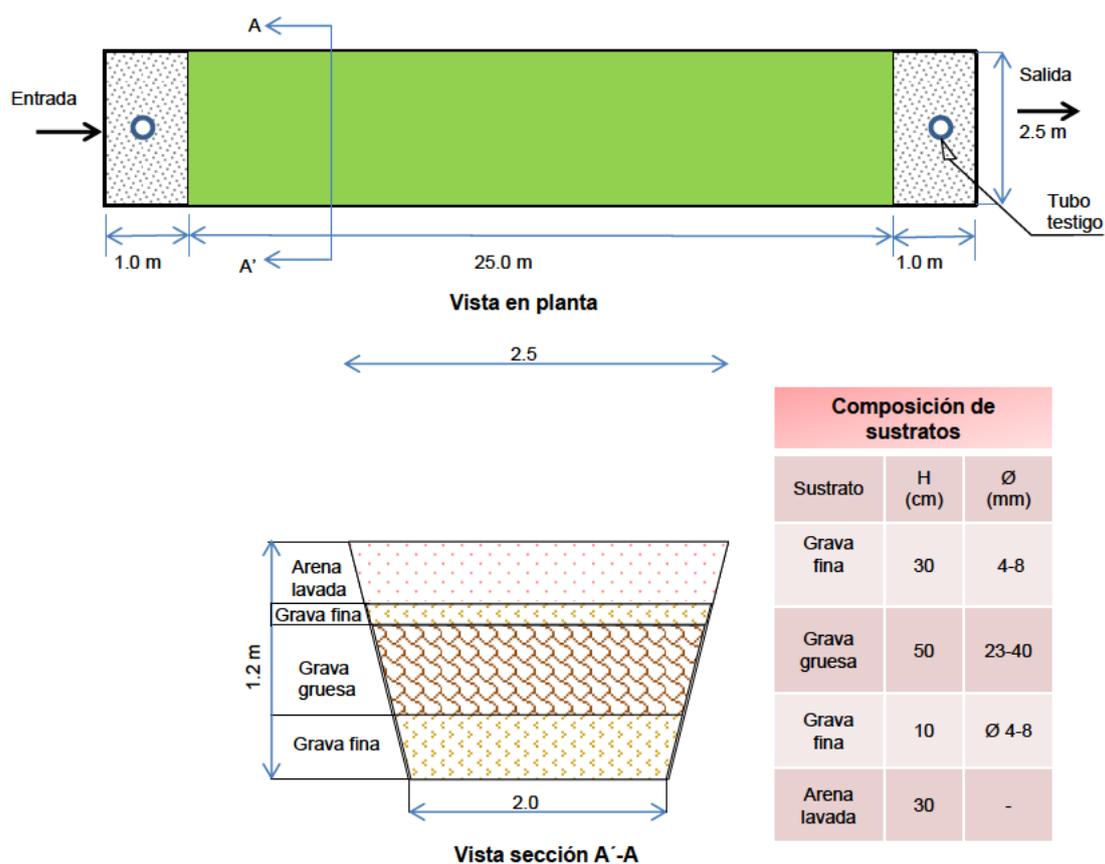


Figura 4.2. Detalle de la composición del humedal.

Balsa de almacenamiento (BA) (Imagen 4.8). El efluente tratado en el humedal artificial es recogido en una balsa (5 m³) a la salida del mismo por gravedad y, posteriormente es bombeado hacia la balsa de almacenamiento. La balsa de almacenamiento está impermeabilizada con láminas de polietileno de alta densidad (HDPE) consta de bordillos construidos en hormigón y vallado perimetral; las dimensiones son de 5 m de ancho, 10 m de largo y 2 m de profundidad y su capacidad es de 100 m³. En esta balsa de almacenamiento tienen lugar procesos de sedimentación; además, el crecimiento de ciertas especies de algas permite nuevos procesos biológicos de eliminación de contaminantes que coadyuva la remoción físico-química que se produce en otros elementos del sistema integral de tratamiento.



Imagen 4.8. Balsa de almacenamiento (BA) del efluente tratado.

4.3.3. Funcionamiento del sistema y procedimiento de muestreo

Con la finalidad de tener un número representativo de muestras que permitiera estudiar en profundidad los procesos y variaciones que tienen lugar en el propio humedal, en este ensayo experimental se realizaron tres ciclos de tratamiento para cada celda (C1 y C2). Cada ciclo de tratamiento comprendió el paso del purín a través de cada uno de los módulos explicados anteriormente. Destacar que el foso de almacenamiento de purín bruto contaba con un volumen suficiente para cubrir los tres ciclos de tratamiento por lo que se ha realizado el muestreo únicamente en el primer ciclo de tratamiento en los módulos que componen el pretratamiento, donde se tomaron

tres muestras a modo de réplicas en cada uno de los módulos. Mientras que en el humedal se realizó el muestreo en los tres ciclos, considerando como ciclo el llenado y vaciado completo del humedal, tomando tres muestras en cada ciclo. Así mismo, en la balsa de almacenamiento, se ha realizado el muestreo al final de los tres ciclos para cada tratamiento (C1 y C2) como se indica en el esquema **Figura 4.3** y la **Tabla 4.1**.

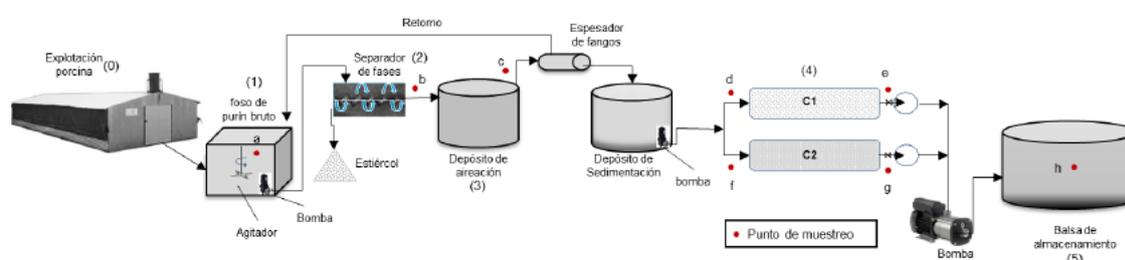


Figura 4.3. Esquema puntos de muestreo

Tabla 4.1. Número de muestras recogidas en el ensayo.

Punto de muestreo	Módulo del sistema	No. De muestras (UD)
a	FPB	6
b	SF	6
c	DA	6
d	C1-E	9
e	C1-S	9
f	C2-E	9
g	C2-S	9
h	BA	6
Total de muestras		60

Con el objetivo de reducir los tiempos de retención hidráulica de 1 mes, 2 meses, 4 meses y hasta 10 meses utilizados en ensayos previamente (Caballero-Lajarín, 2013) llevados a cabo empleando parte de este sistema de depuración, el tiempo de retención hidráulica (TRH) establecido fue de 7 días. Este TRH ha sido seleccionado meticulosamente teniendo en cuenta la bibliografía especializada y las experiencias preliminares (Reilly *et al.*, 2000; Akrotos y Tsihrintzis, 2007; Muñoz *et al.*, 2016; Wu *et al.*, 2016a). Algunos estudios afirman que un TRH muy largo induce la obstrucción física y química dentro de los humedales y, por tanto, reducir la capacidad de eliminación de contaminantes (Vohla *et al.*, 2011). Así mismo, Massé *et al.* (2011) en un estudio sobre la eliminación de patógenos en granjas porcinas con un TRH=7días, observaron una disminución en los coliformes fecales (una media de 2,6-2.9 log₁₀) y la

Salmonella spp., dejando por debajo del límite de detección hasta el 96% de las muestras tratadas.

El purín bruto fue almacenado por un tiempo aproximado de 6 meses en el foso de la granja experimental del CIFEA, de modo que el purín con que se contaba no era fresco; por tal motivo, las concentraciones iniciales de los elementos estudiados pudieron ser relativamente elevadas. El tratamiento del purín obedeció el procedimiento presentado en el esquema de la **Figura 4.1**. Al inicio del ensayo se procedió a homogenizar el purín bruto en el foso de almacenamiento, de ahí mediante presión pasaba al separador de fases, en el cual se podía regular el caudal de entrada manualmente y constaba, además, de una toma de agua para la limpieza del equipo, evitando cualquier obstrucción que pueda producirse. En el separador de fases se obtiene una fracción sólida y una fracción líquida. La fracción sólida que contiene menos de un 10% de materia seca, lo que supone unos 375 a 450 kg h⁻¹ de trabajo (Lobera *et al.*, 1998). Posteriormente, la fase sólida se composta para su aplicación agronómica.

La fase líquida producida por este equipo es, en término medio, de unos 5000 a 6000 L h⁻¹, con un contenido de materia seca de menos de un 10%. Esta fracción líquida es canalizada hacia el depósito de aireación descrito en el **apartado 4.3.1 (Diseño experimental)**, en el cual mediante la inyección de aire con el compresor se crea unas condiciones aerobias posibilitando el crecimiento de una flora bacteriana (*Nitrosomas sp.* y *Nitrobacter sp.*) que facilita la degradación del nitrógeno orgánico y amoniacal del purín y su transformación a nitratos. La aireación además favorece los procesos de floculación y coagulación de las partículas en suspensión.

Después de transcurridos los 3 días establecidos en el DA, el purín es canalizado mediante tuberías y equipo de bombeo hacia el depósito sedimentador, previamente pasado por el espesador de fangos para la eliminación de todos los residuos sólidos existentes, reducir el volumen y facilitar la estabilización en el DS, donde se deja sedimentar durante 3 días. Los 3 días establecidos estratégicamente tanto en el DA como en el DS se han escogido para favorecer la calidad del purín y evitar obturación en las tuberías como en el humedal (Caballero-Lajarín, 2013), además de que estos tiempos permiten que el sistema complete de una manera sucesiva cada ciclo del TRH de 7 días elegido. El efluente obtenido en el DS es el que se utiliza para el llenado de las celdas

del humedal artificial por medio de un sistema de bombeo y tuberías canalizadas desde dicho depósito hasta las entradas de las celdas.

Las celdas del humedal estaban provistas de llaves de paso para controlar el flujo de entrada hasta completar el llenado, esto se comprobaba por los tubos testigos en ambos extremos de las celdas. El funcionamiento del humedal es por lotes, es decir, se ensayó tres ciclos en el sistema completo con la Celda 1 (tratamiento sin plantas) y luego tres ciclos de ensayo con la Celda 2 (tratamiento con policultivo). En la **Tabla 4.2** se presenta el volumen a tratar por el humedal y sus condiciones iniciales.

Tabla 4.2. Condiciones de partida para el influente a tratar.

	Volumen	Unidad
Celda sin relleno de materiales	72,90	m ³
Capacidad a tratar considerando 1/3 del volumen total	24,30	m ³
Capacidad a tratar considerando 1/6 del volumen total	12,15	m ³
Caudal medio	1,73	m ³ /día
Carga orgánica media	5	g DQO/m ² /día

4.3.4. Plan de muestreo

Las muestras fueron recogidas en recipientes de polietileno estériles de 250 mL (APHA, AWWA, 2005), en los puntos de muestreo indicados en la **Figura 4.1**, preservadas a 4°C en frigorífico para posteriormente ser analizadas física, química y microbiológicamente. En este experimento se recogieron 60 muestras en total (**Tabla 4.1**).

4.3.5. Análisis físicos y químicos

La metodología utilizada para la determinación de los parámetros analizados se ha basado en la descrita por APHA-AWWA-WEF (2001), adaptada según *Peters et al.* (2003). Considerando el interés derivado del estudio de la aplicabilidad del purín depurado en riego localizado, los parámetros a determinar los siguientes:

- Temperatura (T).

La medida de temperatura es una medida directa que se toma en campo en el momento de la recogida de la muestra y se expresa en °C. Para ello se utilizó un

termómetro electrónico portátil marca HANNA Instrument modelo HI 9025 (APHA, AWWA, 2005).

La temperatura del agua residual afecta directamente a las reacciones químicas y las velocidades de reacción, la vida acuática y a la adecuación del agua para otros fines. Por ejemplo, el oxígeno es menos soluble en el agua caliente que en la fría, un cambio repentino de temperatura puede causar la mortandad de la vida acuática, temperaturas anormalmente elevadas pueden provocar un crecimiento indeseable de plantas acuáticas y hongos.

■ Potencial Hidrógeno pH

El químico Sorensen, en 1909 definió el potencial hidrógeno (pH) como el logaritmo negativo de la concentración molar de los iones hidrógeno:

$$\text{pH} = - \log [\text{H}^+]$$

El equipo utilizado para obtener la medida fue un equipo portátil HANNA Instrument modelo HI 9025, esta medida se realiza directamente en la muestra previamente homogenizada. Se calibra el electrodo con disoluciones patrón (tampones) de pH conocido. Posteriormente, se introduce el electrodo en la muestra previamente agitada y se procede a leer el valor de pH cuando la lectura se estabilice en el pH-metro, con compensación de temperatura (APHA, AWWA, 2005).

La medida del pH es una de las pruebas más importantes y más utilizadas en el análisis químico de las aguas. Es un indicador esencial en el tratamiento de las aguas, que permite identificar el ingreso de contaminantes. En ocasiones antes de la aplicación de tratamientos, como las depuradoras las aguas residuales, es necesario ajustar el pH en el agua de entrada, así como durante el proceso de depuración.

■ Conductividad eléctrica CE

La conductividad es una medida de la propiedad que poseen las soluciones acuosas para conducir la corriente eléctrica. Esta propiedad depende de la presencia de iones, su concentración, movilidad y valencia, y de la temperatura de la medición. Las soluciones de la mayor parte de los compuestos inorgánicos son buenas conductoras. Como unidad de medida se emplea el siemens:

$$1\text{dS/m} = 1\text{ mS/cm} = 1\text{ mmhos/cm.}$$

Para determinar la CE se introduce la célula de conductividad en la muestra previamente homogenizada y se espera hasta que la lectura se estabilice, con una temperatura estandarizada a 25 °C, el equipo utilizado fue portátil de la marca HANNA Instrument modelo HI 9025 (APHA, AWWA, 2005).

■ Sólidos Totales en suspensión (STS)

La asociación American Public Health Association define los STS como la porción de sólidos contenidos en una muestra acuosa retenida por un filtro. La determinación de los STS se realizó mediante filtrado de la muestra previamente homogeneizada en un filtro de fibra de vidrio y su posterior secado a 103-105 °C hasta su peso constante (APHA, AWWA, 2005). Para el filtrado de la muestra se empleó una bomba de vacío Vacuum Brand y filtros Watman de 0,45 µm. Las unidades de medida de los STS vienen expresadas en g L⁻¹ y se calculan mediante la fórmula:

$$\text{g STS} = [(A-B) \times 1000]/V, \text{ donde}$$

A = peso del vidrio de reloj + filtro + residuo seco (g)

B = peso del vidrio de reloj + filtro limpio seco (g)

V = volumen de la muestra (mL)

■ Fósforo Total (PT)

En las aguas residuales el fósforo se encuentra casi de manera exclusiva en forma de fosfatos, fosfatos condensados (polifosfatos) y fósforo orgánico. La suma de todas estas formas del fósforo, constituyen el total (PT). Para determinar el PT en una muestra de agua residual, es necesario convertir los polifosfatos y fosfatos orgánicos en ortofosfato disuelto. Para la conversión de los polifosfatos en ortofosfato disuelto, es preciso realizar una hidrólisis ácida previa, a la temperatura de ebullición del agua, con ácido sulfúrico.

Para la conversión del fósforo orgánico en ortofosfato disuelto es preciso realizar una digestión oxidante capaz de oxidar la materia orgánica eficazmente para liberar el fósforo como ortofosfato. La determinación de fósforo en forma de ortofosfato se realizó con tests de Nanocolor con diferentes rangos de medidas dependiendo de la

concentración contenida en las muestras (UNE-EN, 1983). La metodología consiste en la determinación fotométrica como azul de molibdeno tras la hidrólisis ácida y oxidación a 100-120 °C. La medida del fósforo fue determinada mediante espectrofotometría UV-VIS, obteniendo directamente los resultados en el fotómetro modelo PF-11 y expresado en mg L^{-1} teniendo en cuenta el factor de dilución en el caso de haberse realizado alguna.

■ Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno (DQO) se utiliza como una medida del equivalente de oxígeno del contenido de materia orgánica e inorgánica de una muestra susceptible de oxidación por un oxidante químico fuerte. Las sustancias orgánicas e inorgánicas oxidables presentes en la muestra, se oxidan con una solución fuertemente ácida. La medida de DQO se realiza mediante test de fabricación Nanocolor, se utilizaron kits con rangos de medición de acuerdo a la concentración esperada y medición con fotómetro.

■ Demanda Bioquímica de Oxígeno en cinco días (DBO_5).

La Demanda bioquímica de Oxígeno es un parámetro que mide la cantidad de materia orgánica que contiene una muestra líquida susceptible de ser consumida u oxidada por medios biológicos. Este proceso biológico se produce a una determinada temperatura y tiempo, 20 °C y 5 días. La DBO_5 es la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos (bacterias aerobias y anaerobias, también hongos y plancton) para la degradación de la materia orgánica, es decir, la oxidación de la materia en una muestra líquida por medios biológicos. La DBO_5 se realizó mediante determinación manométrica con sensor de presión, en un periodo de incubación de cinco días en biómetros diseñados a tal efecto (UNE-EN 1899-1, 1998; UNE-EN 1899-2, 1998). Después de transcurridos los 5 días de reacción la DBO_5 se mide y puede expresarse en $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$.

■ Nitrógeno total, Nitrógeno Kjeldahl, Nitrógeno Amoniacal, Nitrógeno Orgánico, Nitratos y Nitritos

Las formas de nitrógeno de mayor interés en aguas naturales y residuales son, por orden decreciente de su estado de oxidación, nitrato, nitrito, amoniacal y nitrógeno orgánico. Analíticamente, el nitrógeno orgánico y amoniacal se pueden determinar juntos, el método para determinarlos se denomina “Nitrógeno Kjeldahl”, un término que refleja la técnica utilizada en su determinación.

- Nitrógeno total (NT). El nitrógeno total es la suma de la determinación de todas las formas del nitrógeno, es decir, el nitrógeno Kjeldahl compuesto por el nitrógeno orgánico y el amoniacal, más los nitratos y nitritos.
- Nitrógeno Kjeldahl (NK). Se procede a la digestión de la muestra con ácido sulfúrico y una mezcla catalizadora durante 40 minutos a 400 °C, se deja enfriar y se destila. Con la destilación el medio ha debido cambiar de ácido (rojo) a básico (azul). Finalmente se valora con ácido clorhídrico 0,1 N.
- Nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺). Se obtiene siguiendo el método Kjeldahl, sin pasar por la digestión.
- Nitrógeno orgánico (NO). Se calcula por diferencia entre el NK y N-NH₄⁺.
- Nitrato (NO₃⁻). Se determina como anión soluble empleando la técnica de cromatografía de intercambio iónico.
- Nitrito (NO₂⁻). Se determina como anión soluble empleando la técnica de cromatografía de intercambio iónico.

■ Metales (Cu, Fe, Mn y Zn)

Se preparan diluciones de diferente concentración de una muestra patrón y se miden en un espectrofotómetro de absorción atómica de llama (Perkin Elmer AA-Analyst 800), construyendo así una recta de calibrado y seguidamente se determina la concentración directa de la muestra.

■ Aniones (Cl⁻, Br⁻, SO₄⁻², F⁻).

Se analizan los aniones solubles contenidos en las muestras líquidas. Se determinan por la técnica analítica de cromatografía de intercambio iónico (Metrohm, modelo 861).

Asimismo, se determinaron parámetros microbiológicos en las muestras de purín de cada tratamiento y en cada módulo, siguiendo las normas internacionales

correspondientes a NF (Norme Française) y AFNOR (Association Française de Normalisation), dado que es la metodología empleada y reconocida internacionalmente.

4.3.6. Análisis Microbiológicos

Según el método normalizado NF, por cada muestra se hace 1 placa por dilución y confirmación de 3 colonias, utilizando soluciones de agua de peptona como medio de cultivo. A continuación, se describe cada análisis microbiológico realizado con esta metodología:

- Recuento total de microorganismos aerobios mesófilos en agar PCA, por siembra en placa con homogenización en profundidad, con incubación a $30\pm 1^{\circ}\text{C}$ durante 24-72 h en anaerobiosis. Método normalizado: AF V 08-01.
- Recuento total de colonias de coliformes totales, en agar VRBG, por siembra en placa con homogenización en profundidad, con incubación $30\pm 1^{\circ}\text{C}$ durante 24 ± 2 h. Método normalizado: NF V 08-050.
- Recuento total de colonias de coliformes fecales, en agar VRBG, por siembra en placa con homogenización en profundidad, con incubación $44\pm 1^{\circ}\text{C}$ durante 24 ± 2 h. Método normalizado: NF V 08-054.
- Recuento total de colonias de *Escherichia coli*, en medios cromogénicos selectivos, siembra en placa con homogenización en profundidad, con incubación a $35\pm 2^{\circ}\text{C}$ durante 24-48 h en anaerobiosis. Método normalizado: NF V-08-053.
- Recuento total de colonias de *Streptococos* fecales (del grupo D de Lancefield), en agar KAA, por siembra en placa con homogenización en profundidad, con incubación $44\pm 1^{\circ}\text{C}$ durante 24 ± 2 h. Método normalizado: NF EN ISO 7899-2.
- Determinación de presencia/ausencia de *Salmonella* y *Shigella*, después del pre-enriquecimiento en agua de peptona, se procede a un enriquecimiento en dos caldos selectivos (caldo selenito cistina y caldo Rappaport Vassiliadis), e incubación a $37\pm 1^{\circ}\text{C}$ y $42\pm 1^{\circ}\text{C}$, respectivamente, durante 24 ± 2 h. El método se basa en la siembra por transferencia de medio líquido a medio sólido, empleando agar XLD en placa con homogenización en superficie e incubación a $37\pm 2^{\circ}\text{C}$ durante 24 ± 2 h en anaerobiosis. Método normalizado: AF V 08-052.

4.3.7. Cálculo de las eficiencias.

En este ensayo se calcularon las eficiencias que se fueron produciendo en cada módulo del sistema (**Figura 4.4** y **Figura 4.5**

). La eficiencia en cada módulo está referida a lo depurado con relación al módulo precedente. Además la eficiencia total fue calculada refiriendo la calidad del purín depurado de la balsa de almacenamiento con respecto del purín de entrada almacenado en el foso del purín bruto (**Figura 4.6** y **Figura 4.7**). Los valores medios fueron los obtenidos en base al número de réplicas tomadas en cada punto de muestreo, siendo $n=3$.

4.3.8. Tratamiento estadístico de datos

El análisis estadístico de este estudio fue realizado usando la herramienta estadística SPSS (SPSS Versión 23.0, Chicago, IL. EE. UU.). Para comprobar la normalidad de los datos se aplicó el test de Kolmogorov-Smirnov en todas las variables de estudio. En aquellas variables que resultaron no paramétricas, es decir, que no siguieron una distribución normal, se procedió a su transformación mediante \ln y se comprobó nuevamente, resultando normales. La homogeneidad de la varianza fue confirmada mediante el test de Bartlett. Asimismo, el análisis de la varianza de un factor fue realizado mediante el Post-Hoc test de Tukey para $P<0,05$, que fue completado para identificar las diferencias significativas a través de la comparación de todos los posibles pares de medias, a la entrada y a la salida en cada celda del humedal (C1 y C2).

4.4. Resultados y discusión

4.4.1. Parámetros físico-químicos

En la **Tabla 4.3** y **Tabla 4.4** se muestra los resultados de la caracterización del purín en cada uno de los puntos de muestreo establecidos en el ensayo. Los resultados de la **Tabla 4.3** corresponden a la celda del humedal que se dejó sin plantación (C1) y la **Tabla 4.4** se corresponde con los resultados de la celda con el policultivo (C2).

Tabla 4.3. Características físico-químicas (media± desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en la celda sin plantación (C1).

Parametro*	Módulo (n=3)											
	FPB		SF		DA		C1-E		C1-S		BA	
T (°C)	16,4 ± 1,1	a	16,4 ± 0,4	a	15,2 ± 0,4	a	18,1 ± 1,8	a	18,5 ± 0,7	a	15,5 ± 1,6	a
STS (g L ⁻¹)	60,2 ± 0,8	c	38,9 ± 0,6	bc	40,5 ± 1,8	bc	26,1 ± 26,2	ab	2,1 ± 0,6	a	2,1 ± 0,7	a
pH	7,7 ± 0,0	ab	7,8 ± 0,0	ab	8,2 ± 0,0	b	8,2 ± 0,4	b	7,6 ± 0,1	a	7,8 ± 0,0	ab
CE (dS m ⁻¹)	19,5 ± 0,3	b	21,2 ± 0,5	b	21,0 ± 0,3	b	19,7 ± 2,8	b	16,9 ± 2,1	b	12,2 ± 0,1	a
NT (g L ⁻¹)	4,3 ± 0,1	b	3,8 ± 0,1	b	3,8 ± 0,2	b	3,5 ± 1,1	ab	3,1 ± 0,9	ab	2,0 ± 0,4	a
NK (g L ⁻¹)	4,2 ± 0,1	b	3,7 ± 0,1	b	3,7 ± 0,1	b	3,4 ± 1,2	b	1,4 ± 0,2	a	0,5 ± 0,0	a
NH ₄ ⁺ (g L ⁻¹)	2,8 ± 0,2	b	2,6 ± 0,1	b	2,5 ± 0,1	b	2,3 ± 0,6	b	1,1 ± 0,2	a	0,4 ± 0,0	a
NO (g L ⁻¹)	1,4 ± 0,3	b	1,1 ± 0,1	b	1,2 ± 0,2	b	1,1 ± 0,6	b	0,3 ± 0,1	a	0,1 ± 0,0	a
DBO ₅ (g L ⁻¹)	4,4 ± 0,5	d	4,2 ± 0,4	cd	4,2 ± 0,5	d	2,6 ± 1,2	bc	1,0 ± 0,1	ab	0,6 ± 0,2	a
DQO (g L ⁻¹)	37,0 ± 2,0	b	32,3 ± 3,2	b	34,7 ± 2,3	b	26,6 ± 19,7	ab	4,9 ± 0,9	a	2,8 ± 0,1	a
PT (mg L ⁻¹)	1662 ± 335	b	1608 ± 60,3	b	1728 ± 321	b	1093 ± 1044	ab	59,4 ± 19,0	a	21,8 ± 1,9	a
Cu (mg L ⁻¹)	2,5 ± 0,5	b	1,3 ± 0,1	a	1,3 ± 0,2	a	1,5 ± 0,8	ab	0,6 ± 0,3	a	0,7 ± 0,1	a
Fe (mg L ⁻¹)	0,7 ± 0,4	a	13,6 ± 2,0	cd	11,9 ± 1,7	c	18,1 ± 1,8	d	7,0 ± 2,8	b	2,4 ± 0,1	a
Mn (mg L ⁻¹)	12,1 ± 2,1	d	2,8 ± 0,2	cd	2,6 ± 0,5	c	2,2 ± 0,4	c	0,3 ± 0,2	b	0,1 ± 0,0	a
Zn (mg L ⁻¹)	1,6 ± 0,1	ab	6,1 ± 0,8	ab	6,9 ± 1,1	ab	8,2 ± 5,0	b	3,0 ± 2,0	ab	1,1 ± 0,1	a
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	1000 ± 68	b	1028 ± 51,8	b	985 ± 32,8	b	954 ± 77,2	ab	903 ±	ab	797 ± 54,2	a
Br ⁻ (mg L ⁻¹)	12,1 ± 0,2	ab	12,2 ± 0,1	ab	13,3 ± 0,9	ab	14,3 ± 2,2	b	12,3 ± 0,8	ab	11,9 ± 0,2	a
SO ₄ ⁻² (mg L ⁻¹)	88,9 ± 9,3	a	157 ± 29,3	a	74,5 ± 18,2	a	152 ± 159	a	196 ± 181	a	607 ± 20,6	b
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	35,1 ± 1,2	a	37,1 ± 4,2	a	34,9 ± 1,0	a	36,5 ± 1,8	a	36,1 ± 5,8	a	28,4 ± 1,1	a
NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	65,7 ± 17,6	a	86,2 ± 9,2	a	49,7 ± 9,9	a	78,7 ± 64,7	a	1464 ± 692	b	1200 ± 30,3	b
F ⁻ (mg L ⁻¹)	2,8 ± 0,1	a	2,6 ± 0,9	a	3,0 ± 1,0	a	2,4 ± 0,7	a	1,9 ± 0,1	a	2,0 ± 0,0	a
Ca ⁺² (mg L ⁻¹)	14,5 ± 3,4	a	57,7 ± 1,6	ab	54,4 ± 8,4	ab	90,6 ± 45,7	b	15,7 ± 8,5	a	27,3 ± 1,1	a
Mg ⁺² (mg L ⁻¹)	122 ± 25,6	ab	204 ± 2,1	b	229 ± 54,9	b	149 ± 87,0	ab	43,2 ± 20,0	a	119 ± 37,1	ab
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	421 ± 66,2	bc	262 ± 64,1	ab	173 ± 61,2	a	347 ± 111	abc	455 ± 46,2	c	430 ± 17,8	bc
K ⁺ (mg L ⁻¹)	1504 ± 143	b	1307 ± 65,1	ab	1230 ± 274	ab	1316 ± 109	ab	1110 ± 164	ab	936 ± 9,0	a

FPB: foso de purín bruto, SF: separador de fases, DA: depósito de aireación, C1-E: entrada a celda 1, C1-S: salida de la celda 1, BA: balsa de almacenamiento. Las letras indican las diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los valores, si son iguales no hay diferencias significativas estadísticamente.

Tabla 4.4. Características físico-químicas (media± desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en la celda con plantación (C2).

Parametro*	Módulo (n=3)											
	FPB		SF		DA		C2-E		C2-S		BA	
T (°C)	18,2 ± 0,0	b	19,9 ± 0,0	bc	20,3 ± 0,6	c	19,3 ± 0,1	bc	19,8 ± 1,5	bc	16,0 ± 0,4	a
STS (g L ⁻¹)	56,3 ± 9,3	c	40,2 ± 1,0	b	36,8 ± 3,4	b	29,5 ± 8,4	b	2,2 ± 0,7	a	1,5 ± 0,1	a
pH	7,8 ± 0,1	ab	7,9 ± 0,1	ab	8,3 ± 0,0	b	8,1 ± 0,3	b	7,6 ± 0,2	a	8,0 ± 0,0	ab
CE (dS m ⁻¹)	22,2 ± 2,0	bc	24,0 ± 0,7	c	23,5 ± 0,5	c	22,5 ± 1,0	bc	20,4 ± 0,9	b	14,4 ± 0,2	a
NT (g L ⁻¹)	5,1 ± 0,3	b	4,5 ± 0,2	b	4,3 ± 0,4	b	4,0 ± 0,5	b	1,9 ± 0,4	a	1,7 ± 1,1	a
NK (g L ⁻¹)	5,0 ± 0,3	c	4,5 ± 0,2	bc	4,3 ± 0,4	bc	4,0 ± 0,5	b	1,9 ± 0,4	a	1,0 ± 0,0	a
NH ₄ ⁺ (g L ⁻¹)	3,6 ± 0,2	c	3,6 ± 0,2	c	3,0 ± 0,1	c	3,0 ± 0,3	c	1,6 ± 0,5	b	0,8 ± 0,0	a
NO (g L ⁻¹)	1,4 ± 0,1	b	1,1 ± 0,1	b	1,3 ± 0,3	b	1,0 ± 0,3	b	0,3 ± 0,1	a	0,2 ± 0,0	a
DBO ₅ (g L ⁻¹)	1,2 ± 0,3	ab	2,5 ± 0,2	bc	3,0 ± 0,5	c	3,3 ± 1,0	c	1,5 ± 0,4	ab	0,9 ± 0,0	a
DQO (g L ⁻¹)	35,3 ± 7,8	b	35,7 ± 2,1	b	27,0 ± 7,0	b	28,7 ± 5,4	b	6,5 ± 1,0	a	5,6 ± 0,1	a
PT (mg L ⁻¹)	1953 ± 292	d	1697 ± 184	cd	1272 ± 67,5	b	1398 ± 43,3	b	44,1 ± 11,1	a	31,4 ± 0,5	a
Cu (mg L ⁻¹)	1,5 ± 0,4	a	2,3 ± 0,4	a	2,7 ± 0,2	a	1,6 ± 0,8	a	2,3 ± 0,9	a	1,8 ± 0,0	a
Fe (mg L ⁻¹)	13,9 ± 2,4	b	20,9 ± 3,1	cd	22,4 ± 0,6	d	17,3 ± 2,2	bc	8,5 ± 0,2	a	8,7 ± 0,4	a
Mn (mg L ⁻¹)	2,3 ± 0,5	bc	2,9 ± 0,4	c	2,7 ± 0,3	c	1,8 ± 0,3	b	0,3 ± 0,2	a	0,2 ± 0,0	a
Zn (mg L ⁻¹)	6,5 ± 1,1	abc	10,3 ± 1,5	cd	12,4 ± 0,8	d	9,8 ± 1,7	bcd	5,9 ± 2,3	ab	5,4 ± 0,2	a
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	1359 ± 33,2	a	1369 ± 18,7	a	1425 ± 31,2	ab	1277 ± 44,1	a	1572 ± 145	b	1365 ± 39,4	a
Br ⁻ (mg L ⁻¹)	12,3 ± 0,7	a	11,9 ± 0,8	a	12,4 ± 0,0	a	13,8 ± 1,9	a	13,1 ± 0,8	a	13,3 ± 0,2	a
SO ₄ ⁻² (mg L ⁻¹)	52,1 ± 3,9	a	43,5 ± 4,5	a	46,0 ± 2,3	a	202 ± 16,9	b	327 ± 98,5	c	97,1 ± 0,2	ab
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	30,4 ± 0,8	a	30,3 ± 0,5	a	30,8 ± 1,4	a	33,5 ± 5,6	a	28,0 ± 2,0	a	31,6 ± 1,8	a
NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	4,5 ± 0,4	a	4,7 ± 0,5	a	4,8 ± 0,5	a	4,5 ± 0,4	a	4,2 ± 0,5	a	4,1 ± 0,2	a
F ⁻ (mg L ⁻¹)	3,1 ± 1,0	a	3,3 ± 0,6	a	3,1 ± 0,8	a	2,1 ± 0,3	a	2,0 ± 0,1	a	2,0 ± 0,1	a
Ca ⁺² (mg L ⁻¹)	98,9 ± 17,9	b	106 ± 27,4	b	112 ± 19,6	b	107 ± 13,6	b	53 ± 36,1	a	33,1 ± 0,3	a
Mg ⁺² (mg L ⁻¹)	212 ± 41,2	cd	269 ± 16,0	d	192 ± 0,2	cd	158 ± 12,5	bc	82 ± 50,3	ab	80,7 ± 8,6	a
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	670 ± 141	b	188 ± 5,5	a	219 ± 61,3	a	371 ± 66,9	a	720 ± 25,2	b	802 ± 13,3	b
K ⁺ (mg L ⁻¹)	1907 ± 234	bc	2202 ± 63,2	c	2192 ± 32,7	c	1855 ± 105	b	738 ± 115	a	827 ± 8,9	a

FPB: foso de purín bruto, SF: separador de fases, DA: depósito de aireación, C2-E: entrada a celda 2, C2-S: salida de la celda 2, BA: balsa de almacenamiento. Las letras indican las diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los valores, si son iguales no hay diferencias significativas estadísticamente.

Módulos de pretratamiento

Los módulos que componen el pretratamiento son: el foso de purín bruto (FPB), separador de fases (SF), depósito de aireación (DA), y depósito de sedimentación. En este apartado se presentan los resultados alcanzados en esta primera fase del tratamiento.

La temperatura se mantuvo constante durante la fase del pretratamiento en ambos casos, C1 y C2. Los valores medios que se obtuvieron fueron 15,2 a 18,1 °C para C1 y 18,2 a 20,3 °C para C2. Se encontraron diferencias significativas ($P < 0,05$) para los sólidos totales en suspensión cuando se comparó el purín de FPB con el purín después del depósito de sedimentación, decreciendo de 60,2 a 26,1 g L⁻¹ en C1 y desde 56,3 a 29,5 g L⁻¹ en C2.

En la literatura consultada muchos autores destacan la influencia de la temperatura en el proceso de depuración del purín. [Riaño y García-González \(2014\)](#) indican que la temperatura tiene un impacto en la eficiencia en los procesos de transformación del nitrógeno, obteniendo una reducción de hasta un 95% en el NTK con el proceso de NDN elevando la temperatura del reactor entre 30-40°C. El aumento de temperatura puede contribuir también a acelerar los procesos de sedimentación y floculación ([Burton, 2007](#)). Por otro lado la temperatura de almacenamiento a 20°C coadyuva a la transformación anaeróbica de la materia orgánica y por tanto la reducción de la materia seca tanto en el purín bruto como en la fase líquida ([Hjorth et al., 2010](#); [Popovic y Jensen, 2012](#)). Estos autores también sugieren que a temperaturas altas se facilita la degradación microbológica.

En este ensayo a escala piloto, los resultados mostraron una reducción de 35% en los sólidos totales en suspensión en el separador mecánico. Autores como [Caballero-Lajarín et al. \(2015\)](#) han alcanzado un 16% con los mismos módulos de pretratamiento situados en el CIFEA, mientras que [Burton \(2007\)](#) señala que la separación física del purín puede llegar a alcanzar hasta un 80%. Estos porcentajes de remoción, en un rango tan amplio, pueden ser logrados, pero depende en gran medida de varios factores, tales como: el método de separación utilizado, la calidad de purín, la longevidad del purín, las condiciones de operación, el uso de agentes químicos, etc. Un adecuado pretratamiento, como es la separación física de la fase sólida- líquida del purín, garantiza una mayor eficiencia y mayor capacidad de remoción de los humedales ya que, mediante este tratamiento previo, es posible evitar la obstrucción de los sustratos que puede afectar negativamente a la eliminación de contaminantes, el rendimiento hidráulico del humedal y en definitiva la vida útil del sistema ([Caselles-Osorio et al., 2011](#); [Aiello et al., 2016](#)).

Los valores medios del pH fueron ligeramente alcalinos variando en un rango desde 7,7 a 8,2, mostrando diferencias significativas ($P < 0,05$) entre el purín del DA cuando fue comparado con el purín del FPB en C1, mientras que en C2 no mostró diferencias significativas cuando fueron comparados entre sí los módulos del pretratamiento, con valores medios entre 7,8 a 8,3.

Los principales parámetros que se miden en el purín tienen relación directa con el pH, tal es así que el aumento o la disminución del mismo puede afectar en la

remoción de algunos contaminantes. [Burton \(2007\)](#), en un estudio realizado para evaluar el potencial de contribución de las tecnologías de separación en la gestión de deyecciones porcinas, indica que el aumento del pH es el principal factor que afecta la volatilización del amonio. Sin embargo, bajo esas mismas condiciones puede haber un equilibrio químico hacia la formación de fosfato (PO_4^{3-}) con una subsecuente precipitación como fosfato de calcio.

La conductividad eléctrica (CE) mostró una disminución sin diferencias significativas, mostrando una tendencia decreciente en SF>DA>C1-E (entrada a la celda sin plantación) en la celda C1. Este patrón se repitió en C2, es decir, SF>DA>C2-E. De acuerdo con los resultados obtenidos (**Tabla 4.4**), los valores de CE no mostraron diferencias significativas entre los módulos del pretratamiento, con rangos de valores en el pretratamiento de la celda C2 para la CE entre 22 a 24 dS m^{-1} .

La tendencia usual de la CE en el purín tratado es a aumentar debido al alto contenido de sal en el purín bruto ([Gómez-Garrido et al., 2018](#)). Este alto contenido de sales se debe a que los métodos de separación mecánica, como puede ser el separador mecánico de tornillo sinfín usado en esta investigación, o bien la centrifugación, producen una fracción sólida con alto contenido de materia seca (sólidos) y una fracción líquida con componentes orgánicos y sales ([Hjorth et al., 2010](#); [Popovic et al., 2014](#)). Adicionalmente, algunos autores confirman que en la separación física del purín puede reducir ligeramente la CE, en la fracción sólida, a causa de la precipitación química de las sales ([Hjorth et al., 2010](#); [Andreo-Martínez et al., 2017](#)). Sin embargo, en este estudio no aparecen diferencias significativas que indiquen una variación de la CE como consecuencia del pretratamiento.

El módulo de pretratamiento más efectivo fue el separador de fases para ambos casos: C1 y C2. [Møller et al. \(2002\)](#) y [Christensen et al. \(2009\)](#) encontraron valores cercanos a 21 dS m^{-1} ; los resultados obtenidos en esta investigación piloto han ido en consonancia con los valores observados por estos autores.

En relación a las diferentes formas de nitrógeno (NH_4^+ , NO, NO_3^- y NO_2^-) permanecieron estables en la C1 donde sólo se observó el efecto del sustrato, sin diferencias significativas entre los módulos del pretratamiento. Del mismo modo, las concentraciones de nitrógeno total tampoco presentaron diferencias significativas en los

módulos del pretratamiento de C2; sin embargo, en esta celda se observó una tendencia a disminuir a medida que el purín fue pasando por el SF hacia la entrada de la celda (C2-E). Por su parte, el contenido en nitrógeno Kjeldahl en el módulo FPB ($5,0 \text{ g L}^{-1}$), fue significativamente diferente al del purín de entrada a la celda C2-E ($4,0 \text{ g L}^{-1}$). Los contenidos de nitratos y nitritos tuvieron un comportamiento similar, sin diferencias significativas entre los módulos del pretratamiento de C1. Por otro lado, en C2, los NO_3^- y NO_2^- disminuyeron tras el paso por el depósito de aireación, pero aumentaron en los demás módulos del pretratamiento.

Como se ha comentado anteriormente, y tal como sostiene [Hjorth et al. \(2010\)](#), una cantidad considerable de materia orgánica es retenida en la fracción sólida del purín, por tanto cuando las fracciones sólida-liquida son separadas mediante las técnicas de separación mecánica, el NT puede ser reducido en la fase líquida por la retención de parte del nitrógeno en la fase sólida. En este estudio tanto el separador de fases como el depósito aireador tuvieron un efecto positivo en la reducción del nitrógeno. En nuestro estudio el sistema de pretratamiento alcanzó entre un 7%-10% comparable con el obtenido por [Møller et al. \(2000\)](#).

Por su parte, la temperatura media del purín en los módulos de tratamiento en ambos casos (C1 y C2) osciló alrededor de los $20 \text{ }^\circ\text{C}$, esta temperatura permite que las concentraciones de NO_3^- and NO_2^- se mantengan estables en los módulos de tratamiento previos al humedal, lo que hace pensar que los procesos de nitrificación-desnitrificación no tuvieron lugar o no fueron completados ([Reilly et al., 2000](#); [Chung et al., 2008](#)).

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos, se infiere que la acción conjunta del SF y el DA contribuyeron a una reducción de un 10% en el contenido del nitrógeno, con una mayor contribución de la separación de fases. Es importante destacar que el mayor contenido de NK en deyecciones porcinas se encuentra en forma inorgánica, básicamente en forma de amonio, por lo que podría adsorberse en los coloides de la materia orgánica en suspensión ([Knight et al., 2000](#); [Borin et al., 2013](#); [Caballero-Lajarín et al., 2015](#)). [Bernal et al. \(2009\)](#) y [Lopez-Ridaura et al. \(2009\)](#) reportaron pérdidas de nitrógeno en un rango del 8% - 60% durante el almacenamiento o compostaje del purín de cerdo, al compararlo con los contenidos iniciales, indicando que esto pudo tener lugar debido a la volatilización del amoníaco (NH_3), representando una carga ambiental asociada a la producción intensiva de ganado. En el caso de este

estudio la eliminación del nitrógeno en el proceso de pretratamiento se ha producido principalmente en el separador de fases.

Hjorth *et al.* (2010) sugieren que la tecnología basada en separador de fases de tornillo de prensa tiene la capacidad de retener hasta una cuarta parte del nitrógeno y del fósforo en la fase sólida del purín. De igual forma, autores como Møller *et al.* (2002) señalan que el mismo sistema de separación con separador de fases de tornillo de prensa podría además incrementar en la fase sólida el contenido de materia seca, nitrógeno total, fósforo total, sobre unas 5 veces, 3 veces y dos veces, respectivamente. Mientras que los resultados en este estudio ha sido análogos a estos autores, ya que el nitrógeno en la fase líquida resultó 4 veces mayor que la fase sólida y el fósforo 2 veces mayor.

El valor máximo de DBO_5 encontrado en la celda C1 fue $4,4 \text{ g L}^{-1}$ en el purín bruto, mostrando una disminución de hasta $2,6 \text{ g L}^{-1}$ en la entrada del humedal, es decir, la secuencia de los módulos de pretratamiento resultó efectiva en la reducción de este parámetro, mostrando diferencias significativas ($P < 0,05$) entre las medias de estos módulos. Por el contrario, en la C2 fue constatado un incremento progresivo de los valores medios de $1,2 \text{ g L}^{-1}$ en el FPB hasta $3,3 \text{ g L}^{-1}$ en C2-E durante el paso del purín a través de los módulos del pretratamiento.

No se encontraron grandes variaciones estadísticamente significativas en ninguno de los sistemas, sin plantación o con plantación en cuanto a la demanda química de oxígeno, aunque fue observada una ligera reducción. Los valores medios reportados para la DQO fueron $37,0 \text{ g L}^{-1}$ en el módulo FPB hasta $26,6 \text{ g L}^{-1}$ en el módulo C1-E, igualmente fueron de $35,3 \text{ g L}^{-1}$ en el módulo FPB a $28,7 \text{ g L}^{-1}$ para la celda C2-E, respectivamente.

En este ensayo el sistema de separación, basado en tornillo de prensa, contribuyó a la disminución de la materia orgánica en la fase líquida (acumulándose en la fase sólida), por tanto la DBO_5 fue reducida en un 39% y la DQO en un 23%, según indican los resultados obtenidos en la celda que se dejó sin plantación. En la investigación similar realizada por Muñoz *et al.* (2016) se lograron porcentajes en la reducción de la DQO del 69%, de acuerdo a lo que señalan estos autores, esta reducción depende de la composición físico-química del purín, así como también de la longevidad, tal como indica Møller *et al.* (2002).

El contenido de PT no presentó variabilidad alguna durante el paso del purín a través de los módulos de pretratamiento de la celda C1, con valores medios dentro del rango 1728 a 1093 mg L⁻¹. De forma contraria, la celda con policultivo (C2) mostró muy buenos resultados en cuanto a la remoción del PT, presentando diferencias significativas ($P < 0,05$) entre FPB y C1-E con contenidos de 1953 a 1397 mg L⁻¹, respectivamente.

Algunos autores como Møller *et al.* (2002) observaron un descenso del PT en la fracción líquida del purín después de la separación sólida-líquida, obteniendo valores de 2130 a 1230 mg L⁻¹ en las fracciones sólida y líquida, respectivamente. En nuestro estudio, una ligera cantidad de fósforo total fue retenida en la fracción sólida, después de su paso por los módulos de pretratamiento, siendo más acusado en el módulo de SF para C1, mientras que en C2, además del SF, el DA también produjo un efecto similar. La formación de fosfato promovida por el aumento del pH, puede causar su precipitación como fosfato de calcio (Burton, 2007). En este estudio, el pH se mantuvo constante, explicando por qué el fósforo no disminuyó al nivel esperado.

Los contenidos de Cu, Zn, Fe y Mn presentaron un comportamiento variable durante el paso del purín por los módulos del pretratamiento de C1. Los contenidos de Fe y Zn se incrementaron en el módulo final antes de la entrada a la celda del humedal, tanto para C1 como para C2, mientras que el Cu y el Mn disminuyeron. En la celda con plantación los metales tuvieron una tendencia a un ligero aumento después de su paso por el SF y el DA con la excepción del Mn, el cual disminuyó de 2,3 a 1,8 mg L⁻¹ en el final del pretratamiento a la entrada de la celda 2 (C2-E).

Los contenidos de los cationes Ca⁺² y Mg⁺² se incrementaron de manera ligera después de su paso por los módulos de tratamiento de C1; sin embargo, los cationes Na⁺ y K⁺ disminuyeron ligeramente, así mostraron unas concentraciones medias de 421 a 347 mg L⁻¹ para el Na⁺ y de 1504 a 1316 para el K⁺. En la **Tabla 4.4** se muestran los resultados obtenidos en el pretratamiento de C2 para los cationes, donde el Mg⁺², Na⁺ y K⁺ disminuyeron cuando se comparó el módulo FPB con C2-E. Estos valores medios fueron de 212 a 158 mg L⁻¹ para el Mg⁺², 670 a 371 mg L⁻¹ para el Na⁺ y 1907 a 1855 mg L⁻¹ para el K⁺. Por su parte, el Ca⁺² experimentó un ligero incremento de 98,9 a 107 mg L⁻¹ en los mismos módulos FPB con respecto de C2-E. Se encontraron diferencias

significativas entre los módulos del foso de purín bruto y el depósito aireador en los dos tratamientos (C1 y C2).

Durante el proceso de pretratamiento los mejores resultados fueron obtenidos en el DA para el sistema que contaba con policultivo (C2). Los porcentajes de remoción alcanzados para el Ca^{+2} fueron del 4% y del 18% para el Mg^{+2} , por su parte, el Na^+ y K^+ lograron un 34% y 6%, respectivamente después del DA en el sistema que contaba con la celda sin plantación (C1). De acuerdo con [Burton \(2007\)](#), tanto el calcio como el magnesio pueden ser removidos en forma insoluble precipitando en presencia de algunos aniones como pueden ser los carbonatos o fosfatos. Además [Burton \(2007\)](#) señala que la eliminación física del calcio, potasio, cloro y otras sales relacionadas es mucho más efectiva a altos costes usando otras técnicas complejas, como pueden ser la separación con membranas en lugar de la técnica que resulta bastante más simple y de bajo coste que ha sido utilizada en este ensayo, basada en separación de tornillo de prensa.

Humedal artificial horizontal de flujo subsuperficial (HHFSS)

En este apartado se discuten los resultados y diferencias encontrados entre la celda sin plantar (C1) y la celda con el policultivo (C2), partiendo del mismo sistema de pretratamiento que alimentó ambas celdas, aunque no al mismo tiempo, como se ha explicado en el apartado de metodología.

En este estudio la temperatura media dentro de las celdas del humedal se mantuvo relativamente constante, variando alrededor de 0,5 °C entre la entrada y la salida. Así los valores medios reportados fueron de 18 y 19 °C para C1 y C2, respectivamente (**Tabla 4.3** y **Tabla 4.4**).

El comportamiento de las temperaturas dentro del humedal se consideró adecuado para la remoción de contaminantes. [Akratos y Tsihrintzis \(2007\)](#) indicaron que existe una importante dependencia de la eficiencia del sistema con las variaciones de la temperatura en el humedal. Según concluyen los citados autores, temperaturas por encima de 15 °C serían adecuadas para favorecer la disminución de la materia orgánica, nitrógeno y fósforo. Por el contrario, temperaturas bajas afectarían al comportamiento de las bacterias y las plantas, las cuales son responsables de la reducción del nitrógeno. Asimismo, el proceso de amonificación del nitrógeno orgánico puede tener lugar,

aunque no se complete la nitrificación, produciendo un aumento en las concentraciones amoniacas en condiciones de bajas temperaturas.

El pH mostró diferencias significativas ($P < 0,05$) cuando se compararon las medias de entrada y salida en ambos tratamientos (C1 y C2). Los valores resultaron alcalinos oscilando entre 7,6-8,1. Estos valores son comparables con los encontrados en estudios previos por otros autores (Corbella *et al.*, 2015; Mashauri *et al.*, 2000; Barco y Borin, 2017).

Tras el paso del purín por las celdas del humedal, la CE sufrió una reducción cuando se compararon las entradas con las salidas en cada caso. Los valores medios registrados fueron 19,7 dS m⁻¹ en la entrada y 16,9 dS m⁻¹ en la salida para C1, mientras que en C2, los valores medios reportados fueron 22,5 dS m⁻¹ a la entrada y 20,4 dS m⁻¹ a la salida, aunque estadísticamente no se encontraron diferencias significativas.

En ambos casos se pudo observar una disminución en el contenido de sales, aunque fue más destacada en C1, donde no había plantación. De acuerdo con la bibliografía consultada, este hecho puede explicarse debido a los procesos de evapotranspiración, típica en climas mediterráneos, desencadenando la precipitación de las sales y su acumulación (Andreo-Martínez *et al.*, 2017) en el lecho filtrante, es decir, el proceso de adsorción pudo favorecer esta reducción. Otro factor que tuvo influencia en la celda con policultivo (C2) fue la baja biomasa de la especie *S. vera* en el período de ensayo; por tanto, al no estar muy desarrollada, se vio incapacitada para absorber las sales, tal y como se esperaba. Tsalkatidou *et al.* (2009) también obtuvieron valores más bajos en las celdas que se dejaron sin plantación observando que, en los meses de verano, aumentó la conductividad respecto de los meses con temperatura más baja, incrementándose aproximadamente en un 2%.

Los sólidos totales en suspensión fueron reducidos considerablemente después del paso del purín a través del humedal, presentando diferencias significativas ($P < 0,05$) entre la entrada y la salida de las celdas, tanto para C1 como para C2. Las concentraciones medias registradas fueron en C1 de 26,1 g L⁻¹ a la entrada y 2,1 g L⁻¹ en la salida, y de manera similar en C2, con 29,5 g L⁻¹ a la entrada y 2,2 g L⁻¹ en la salida.

Vymazal (2009) consiguió porcentajes de reducción de STS del 90% en el tratamiento de aguas residuales con humedales, en una experiencia de 15 años de

operación en la República Checa. Mientras que Caballero-Lajarín *et al.* (2015) lograron porcentajes similares a este estudio en la depuración de purín en la Región de Murcia. En este estudio se consiguieron porcentajes comparables a estos autores (>90%) en ambos sistemas, sin plantación y en el policultivo, donde se encontraron diferencias significativas ($P < 0,05$) en la entrada y a la salida. Yao *et al.* (1971) argumentan que los sólidos son retenidos y filtrados en los humedales artificiales de flujo subsuperficial a través de los mecanismos de transportes y adherencia a otras partículas, donde tanto los mecanismos de transporte que ocasionan colisiones entre partículas como los mecanismos de adherencia, hacen que, al impactar las partículas, se fijen unas a otras (Knowles *et al.*, 2011; García-Ávila *et al.*, 2019), lo que previsiblemente ha sucedido en este estudio. Otro factor que incide en la remoción de los sólidos totales en suspensión es la pendiente del fondo del humedal (1%), la cual promueve la sedimentación de las partículas en suspensión, así como también el efecto de filtración a causa de los microporos entre los materiales (señalando que los áridos empleados en este humedal pudieron retener sólidos) y, en el caso de la celda con el policultivo, las raíces también pudieron actuar como un medio filtrante.

Las diferentes formas del nitrógeno (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**) presentaron un patrón similar, con una disminución importante a la salida del humedal, siendo la celda con policultivo (C2) la que presentó la reducción más alta. Los valores medios a la entrada y la salida en C1 y C2 para el NT fueron 3,5-3,1 g L⁻¹ y 4,0-1,9 g L⁻¹, respectivamente, presentando diferencias significativas solamente en C2, destacando el descenso en los contenidos en NT gracias al policultivo.

Con respecto al NH₄⁺, los valores medios fueron 2,3-1,1 g L⁻¹ en C1 y 3,0 -1,6 g L⁻¹ en C2, en la entrada y la salida, respectivamente. El nitrógeno orgánico presentó concentraciones de 1,1-0,3 g L⁻¹ en C1 y de 1,0-0,3 g L⁻¹ en C2, en la entrada y la salida, respectivamente, mostrando diferencias significativas para ambos casos. Con relación a los aniones NO₃⁻ and NO₂⁻, los contenidos medios en la celda con policultivo apenas variaron en la entrada y salida, estos fueron 33,5-28,0 mg L⁻¹ para NO₃⁻ y 4,5-4,2 mg L⁻¹ para NO₂⁻. Sin embargo, en la celda sin plantación, los valores que resultaron a la entrada y salida fueron 36,5-36,1 mg L⁻¹ para NO₃⁻ y 78,7-1464 mg L⁻¹ para NO₂⁻. Wang *et al.* (2014) encontraron también un aumento en los nitritos en el tratamiento de

purines con humedales. En este ensayo los autores atribuyeron dicho incremento a la falta de oxígeno disuelto en el proceso de nitrificación, lo cual puede explicar el aumento en nuestro ensayo en C1.

Los resultados de este ensayo muestran que en C2 se obtuvieron mejores resultados comparados con C1 en la bajada de los contenidos de nitrógeno total. Se puede inferir que estos resultados se han visto favorecidos por la presencia de las especies fitoextractoras en la celda, ya que estas son capaces de proveer superficie y oxígeno para el crecimiento y desarrollo de microorganismos en la rizosfera, dando lugar a los procesos de nitrificación (Bayley *et al.*, 2003; Kaseva, 2004), a la vez suministran carbono del exudado de las raíces optimizando la remoción del nitrógeno orgánico y el proceso de desnitrificación (Brix, 1997; Caselles-Osorio *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2012). Bachand y Horne, (2000) y Chung *et al.* (2008) señalan que la desnitrificación es la ruta principal para la reducción del nitrógeno. Chung *et al.* (2008) afirman también que el efecto de absorción de las plantas puede resultar significativo en el descenso del nitrógeno total, frente a sistemas sin plantación, por las condiciones anóxicas creadas por la combinación de raíces y sustrato.

Huang *et al.* (2019) comprobaron que, al comparar humedales con plantación simple y policultivos, el sistema mixto exhibió una concentración de microorganismos más bajo, pero un porcentaje más alto de bacterias asociadas al metabolismo del nitrógeno, lo que puede causar una reducción en la concentración del mismo. Por tanto, podemos inferir que la combinación de *P. australis* y *S. vera* ejerció una influencia positiva en la disminución del nitrógeno total a la salida del humedal en C2.

Los resultados obtenidos para los parámetros DBO₅ y DQO han sido notables, en ambos tratamientos, con un ligero aumento en la celda sin plantación. Los valores medios alcanzados en C1, a la entrada y a la salida, han sido 2,6-1,0 g L⁻¹ para la DBO₅ y 26,6-4,9 g L⁻¹ para la DQO, respectivamente. De igual modo en C2 los valores registrados fueron 3,3-1,5 g L⁻¹ para la DBO₅ y 28,7-6,5 g L⁻¹ para la DQO, a la entrada y a la salida, respectivamente. En este caso se observaron diferencias significativas ($P < 0,05$) en los dos parámetros.

En concordancia con nuestro estudio, Tsalkatidou *et al.* (2009) consiguió altos porcentajes de reducción de DBO₅ en el efluente de la celda del humedal sin plantación

en un ensayo combinado de humedal artificial y balsa de almacenamiento en un experimento piloto llevado a cabo en el norte de Grecia. Polprasert y Kittipongvises (2011) sugieren que el principal mecanismo para la reducción de la DBO₅ y DQO en humedales artificiales y en las balsas de almacenamiento inclusive, es la reacción de biodegradación de las bacterias, lo que explica la reacción simbiótica entre las bacterias y las plantas dentro del humedal de nuestro estudio y los procesos que envuelven esta reacción; así también se produce una relación simbiótica entre algas y bacterias en la balsa de almacenamiento de nuestro ensayo. Kaseva (2004) también observó un efecto positivo por parte de las plantas en el tratamiento de aguas residuales en humedales artificiales de flujo horizontal en un experimento realizado en Tanzania, donde la concentración de la DQO fue reducida cerca de un 33% en una celda sin plantación, mientras que en las celdas plantadas este descenso alcanzó entre el 56% y el 60%. Igualmente, Mbuligwe (2004) reportó muy buenos resultados en un estudio donde fue evaluada una celda plantada con *Typha latifolia* y *Colocasia esculenta*, en comparación con una celda sin plantación. En este humedal se llevó a cabo el tratamiento de aguas residuales pretratadas anaeróbicamente en Tanzania. En general los principales mecanismos involucrados en la reducción de la DBO₅ y DQO en el humedal pueden ser: sedimentación, filtración, hidrólisis, oxidación/reducción y metabolismo bacteriano (aerobio/anaerobio/anóxico) (Terzakis *et al.*, 2008; Kadlec y Wallace, 2009; Polprasert y Kittipongvises, 2011; Gill *et al.*, 2017) infiriendo que todos ellos pudieron sucederse en nuestro estudio. Sin embargo, es necesario hacer estudios más detallados para comprobar cual o cuales de estos procesos son los que más inciden en la reducción de estos parámetros.

La carga de fósforo total eliminada en el humedal fue considerable, con valores medios de 1093 mg L⁻¹ en la entrada y 59,4 mg L⁻¹ a la salida de C1. De igual modo, en C2 se reportaron concentraciones medias de 1398 y 44,1 mg L⁻¹, que mostraron diferencias significativas ($P < 0,05$) en la entrada y la salida.

Verma y Suthar (2018) concluyeron que los principales parámetros que controlan la disminución del fósforo son el potencial redox, el pH y la temperatura, mientras que Vohla *et al.* (2011) indicaron que el fósforo se queda adherido a los sustratos de arena y grava como consecuencia de la precipitación con el calcio, el aluminio y el hierro en el humedal con un pH por encima de 7. En nuestro estudio se ha

considerado que la reducción de P está asociada principalmente a la coprecipitación con el Ca y el Mg, debido a la capa de grava limosa calcárea del que están compuestas las celdas del humedal. Algunos autores indican otros mecanismos que pueden ocurrir en la eliminación del fósforo en el humedal, tales pueden ser: adsorción, precipitación, disolución, absorción por las plantas, fragmentación, lixiviación, mineralización y sedimentación (Kadlec y Knight, 1997; Verma y Suthar, 2018), no descartando que estos procesos también hayan contribuido a la disminución del P en nuestro estudio.

Los contenidos de Cu, Fe, Mn y Zn se redujeron a la salida de las celdas C1 y C2, excepto el Cu en C2 que, por el contrario, aumentó tras su paso por este humedal. Los valores medios de estos parámetros mostraron cierta variabilidad, así los resultados obtenidos a la entrada y la salida para C1 fueron 1,5-0,6 mg L⁻¹ de Cu, 18,1-7,0 mg L⁻¹ de Fe, 2,2-0,3 mg L⁻¹ de Mn y 8,2-3,0 mg L⁻¹ de Zn, de igual modo en C2, 1,6-2,3 mg L⁻¹ de Cu, 17,3-8,5 mg L⁻¹ de Fe, 1,8-0,3 mg L⁻¹ de Mn y 9,8-5,9 mg L⁻¹ de Zn. El humedal resultó ser muy eficiente en la remoción de estos elementos, aunque Fe y Mn fueron los únicos que presentaron diferencias significativas ($P < 0,05$) en la entrada respecto de la salida en ambas celdas (C1 y C2). Los procesos intrínsecos que tienen lugar en la disminución de los metales incluyen sedimentación, precipitación y adsorción (intercambio catiónico), además de la absorción por las plantas (Kadlec y Wallace, 2009). Terzakis *et al.* (2008) y Gill *et al.* (2017) lograron porcentajes de eficiencias más altos en el tratamiento de agua de escorrentía de lluvia con humedales artificiales plantados en Irlanda y Creta, respectivamente. Además, Terzakis *et al.* (2008) encontraron una correlación entre la disminución de los STS y los metales, explicando que la reducción de los metales presumiblemente podría deberse a la unión de estos a los sólidos, de este modo los sólidos que sedimentaron o percolaron, arrastraron también a los metales adheridos a estos, por tanto, probablemente este fenómeno contribuyó a la remoción de los metales en nuestro estudio, junto con la posible precipitación del P con el Fe, como se comentó anteriormente.

Los cationes Ca⁺², Mg⁺² y K⁺ mostraron un comportamiento similar tanto en C1 como en C2, observándose una disminución después de que el purín pasara a través del humedal. Sin embargo, el comportamiento del Na⁺ fue inverso, aumentando a la salida del humedal. Los valores medios conseguidos en C1 fueron 90,6-15,7 mg L⁻¹ de Ca⁺², 149-43,2 mg L⁻¹ de Mg⁺², 347-455 mg L⁻¹ en el Na⁺ 1316-1110 mg L⁻¹ en el K⁺, por su

parte los valores medios reflejados en C2 fueron 107-53,0 mg L⁻¹ en el Ca⁺², 158-82,0 mg L⁻¹ de Mg⁺², 371-720 mg L⁻¹ de Na⁺ y 1855-738 mg L⁻¹ de K⁺, a la entrada y a la salida, respectivamente

Aunque en algunos estudios no se observaron diferencias significativas en los contenidos de cationes Na⁺ y K⁺ en el efluente depurado con humedal artificial (Finlayson *et al.*, 1987; Caballero-Lajarín *et al.*, 2015), en nuestro estudio se encontraron diferencias significativas ($P < 0,05$) cuando se compararon la entrada y la salida de C2 al igual que para el Ca⁺² en C1.

Balsa de almacenamiento

Los resultados obtenidos en la balsa de almacenamiento después de 7 días de TRH, se compararon con los valores de salida del humedal artificial, que constituyeron los valores de inicio en dicha balsa.

En la salida de balsa de almacenamiento la temperatura descendió tanto en C1 como en C2, mostrando diferencias significativas ($P < 0,05$) en el tratamiento con policultivo (C2) cuando fue comparada con el purín de salida del humedal. Los valores medios fueron 18,5-15,5 en C1 y 19,8-16,0 en C2. En bien sabido que la temperatura es uno de los factores influyentes en la producción de algas, y por tanto incide en el ratio de biodegradación de la materia orgánica (Polprasert y Kittipongvises, 2011). Estos autores sugieren que las reacciones fotosintéticas y bacterianas dependen de las condiciones climatológicas, por lo que en áreas tropicales donde tienen mucha luz solar y altas temperaturas poseen las condiciones ideales para que estos sistemas (CWs y BA) funcionen más efectivamente.

El pH aumentó en la balsa, aunque lo hizo de manera ligera, presentando valores medios de 7,6-7,8 en la celda C1 y de 7,6-8,0 en la celda C2, sin diferencias significativas. Por su parte, la CE mostró diferencias significativas ($P < 0,05$) en la entrada respecto de la salida de la balsa tanto, en C1 como en C2, con valores medios de 16,9-12,2 dS m⁻¹ y de 20,4-14,4 dS m⁻¹, respectivamente. En algunos estudios la disminución de sales se vio beneficiada por la acción de las algas, ya que son capaces de absorberlas e inmovilizarlas (Mashauri *et al.*, 2000). Los sólidos totales en suspensión descendieron en la balsa de almacenamiento, mostrando unos valores medios a la

entrada y la salida de 2,2-1,5 g L⁻¹, respectivamente en C2, mientras que se mantuvieron constantes en C1, con valores de 2,1-2,1 g L⁻¹.

En el nitrógeno total se apreció un descenso después de la balsa, disminuyendo en todas sus formas en C1, aunque fue en el amonio donde se detectaron diferencias significativas ($P < 0,05$) cuando se compararon los resultados obtenidos después de la balsa de almacenamiento y cuyas concentraciones medias fueron 1,1-0,4 g L⁻¹ de NH₄⁺, 0,3-0,1 g L⁻¹ de NO, 36,1-28,4 mg L⁻¹ de NO₃⁻ y 1464-1200 mg L⁻¹ de NO₂⁻. En la celda con policultivo, a excepción de los nitratos, todas las demás formas que componen el NT disminuyeron. Los valores medios producidos en C2 fueron 1,6-0,8 g L⁻¹ de NH₄⁺, 0,3-0,2 g L⁻¹ de NO, 28,0-31,0 mg L⁻¹ de NO₃⁻ and 4,2-4,1 mg L⁻¹ de NO₂⁻.

La causa principal de la eutrofización en los ríos, estuarios y aguas costeras es la concentración de nitrógeno (Elser *et al.*, 1990). Bachand y Horne (2000) observaron que los nitratos se redujeron en 1400 mg m⁻³ al día en un estudio realizado en California, USA. Estos autores atribuyen este descenso a la desnitrificación bacteriana aunque otro posible mecanismo de pérdida de nitratos pudo ser debido a la absorción de las plantas. Por su parte, Polprasert y Kittipongvises (2011) señalan que el crecimiento de las bacterias nitrificantes (condiciones óxicas) y las bacterias desnitrificantes (condiciones anóxicas), bajo adecuadas condiciones ambientales, son las encargadas de la reducción del nitrógeno. En este ensayo el proceso de desnitrificación se vio más efectivo en ambos tratamientos (C1 y C2) lo cual puede explicarse por lo establecido por Liang *et al.* (2017a), que las bacterias desnitrificantes son sensibles a las sales, por tanto, los procesos biológicos de transformación de NH₄⁺ a NO₃⁻ (nitrificación) pudo ser completado, pero la transformación de NO₃⁻ a NH₄⁺ (desnitrificación) pudo ser fácilmente afectado por el contenido de sales en el purín (Dinçer y Kargi, 1999). Otra razón que podríamos inferir puede ser que en la celda con policultivo, la demanda de O₂ de las bacterias nitrificantes pudo ser provista por las plantas, no siendo el caso de la celda sin vegetación.

Los parámetros DBO₅, DQO y PT disminuyeron para el efluente proveniente de las dos celdas, tanto en el tratamiento sin plantas como con policultivo. Aunque en ningún caso se observaron diferencias significativas, no obstante las reducciones en estos parámetros se vieron reflejadas a la salida de la balsa de almacenamiento, siendo sus concentraciones medias de 1,0-0,6 g L⁻¹ de DBO₅, 4,9-2,8 g L⁻¹ de DQO y 59,4-21,8

mg L⁻¹ de PT en C1, mientras que en el efluente de C2 los valores registrados fueron 1,5-0,9 g L⁻¹ de DBO₅, 6,5-5,6 g L⁻¹ de DQO y 44,1-31,4 mg L⁻¹ de PT .

Valores bastante más altos de fósforo, comparados a los de nuestro estudio, fueron registrados por [Lobera et al. \(1998\)](#), en la fase líquida de purín tratado disminuyendo de 410 a 307 mg L⁻¹ de PT, después de almacenar la fracción líquida del purín durante 15 días.

Los sistemas naturales, como los humedales y las balsas, tienen el potencial de utilizar las reacciones fotosintéticas de las plantas y las algas para producir O₂ empleado por las bacterias para degradar la materia orgánica. Estos procesos también reducen significativamente la DBO₅, STS, N, P, así como también los metales, elementos traza y patógenos ([Polprasert y Kittipongvises, 2011](#)). La disminución de DBO₅ depende en gran medida del crecimiento de estas bacterias en la balsa, las cuales tienen la capacidad de desarrollar una barrera lateral de un biofilm bacteriano, aunque en nuestro estudio este efecto no se ha observado de forma significativa a tenor de los resultados obtenidos.

Los metales Fe y Mn presentaron diferencias significativas ($P < 0,05$) en los resultados de la entrada a la balsa con respecto de la salida del sistema sin plantación, siendo estos valores medios de 7,0-2,4 mg L⁻¹ de Fe y 0,3-0,1 mg L⁻¹, aunque el Cu aumentó ligeramente de 0,6-0,7 mg L⁻¹, mientras que el Zn disminuyó (3,0-1,1 mg L⁻¹). En C2, donde el tratamiento contaba con el efecto de las plantas, los metales analizados disminuyeron, con contenidos medios para el Cu de 2,3-1,8 mg L⁻¹, para el Mn de 0,3-0,2 mg L⁻¹ y para el Zn de 5,9-5,4 mg L⁻¹, a excepción del Fe que sufrió un ligero aumento a la salida de 8,5-8,7 mg L⁻¹.

Los metales en la balsa respondieron de manera diferente, con un comportamiento análogo para el Cu y Fe después del almacenamiento en la balsa en ambas celdas C1 y C2, mientras que el comportamiento para el Zn y Mn fue similar, disminuyendo después de la balsa. El Fe y el Mn fueron los únicos parámetros que presentaron diferencias significativas ($P < 0,05$) a la salida de la BA en C1. La disminución observada en este estudio se puede atribuir probablemente al fenómeno de la precipitación asociado al ligero aumento del pH en la BA ([Polprasert y](#)

Kittipongvises, 2011) o también a la sedimentación de estos elementos con la materia orgánica coloidal (Borne *et al.*, 2013).

El contenido de zinc está directamente relacionado con la cantidad que se adiciona al pienso de los animales, ya que el Zn es un elemento esencial para el crecimiento y desarrollo del ganado (Lobera *et al.*, 1998). Naves y Torres (1994) y Pereda y Carbonell (1996) encontraron valores medios de 64,6 y 11 mg L⁻¹ de Zn en purines procedentes de granjas de ciclo cerrado, con muy pocas variaciones después de la fase de almacenamiento, lo que da a entender que este elemento es más estable explicando así que las variaciones en la balsa de almacenamiento de nuestro estudio fueran inferiores en comparación con las de otros metales.

4.4.2. *Parámetros microbiológicos*

Además de los parámetros que se encuentran presentados en la **Tabla 4.5** y **Tabla 4.6**, también fue determinada la presencia de *Salmonella spp.* y *Shigella spp.*, resultando ausentes para todos los casos.

A continuación se describe la variación de los parámetros microbiológicos estudiados en los módulos de pretratamiento. Tras el separador de fases, la mayoría de los parámetros aumentaron, mientras que después de pasar el módulo de aireación (DA) disminuyeron las cargas microbiológicas en ambos tratamientos a excepción de los AM (aerobios mesófilos), que experimentaron un incremento de $1,5 \times 10^6$ a $4,6 \times 10^6$ UFC L⁻¹ en la C1 (**Tabla 4.5**). Todos los patógenos disminuyeron después de su paso por C2, la celda con policultivo; sin embargo, después de pasar por C1, disminuyeron solamente los EF (estreptococos fecales), AM y *E. coli*. El tratamiento en la balsa de almacenamiento con el efluente de la C2, resultó más efectivo frente al tratamiento en la balsa del efluente de C1, eliminando al 100 % de los EF, CF (coliformes fecales) y CT (coliformes totales).

Tabla 4.5. Características microbiológicas (media± desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en la celda sin plantación (C1).

Parametro*	Módulos (n=3)					
	FPB	SF	TA	C1-E	C1-S	BA
EF (UFCL ⁻¹)	6,1 x 10 ⁴ ± 9,2 x 10 ³	6,6 x 10 ⁴ ± 1,6 x 10 ⁴	1,9 x 10 ⁴ ± 1,9 x 10 ⁴	7,5 x 10 ⁴ ± 8,4 x 10 ⁴	5,1 x 10 ³ ± 4,2 x 10 ³	7,7 x 10 ³ ± 8,5 x 10 ³
AM (UFCL ⁻¹)	1,5 x 10 ⁶ ± 3,5 x 10 ⁵	2,1 x 10 ⁶ ± 6,0 x 10 ⁵	4,6 x 10 ⁶ ± 1,7 x 10 ⁶	3,7 x 10 ⁶ ± 2,2 x 10 ⁶	2,3 x 10 ⁶ ± 2,0 x 10 ⁶	3,2 x 10 ⁶ ± 5,5 x 10 ⁵
CF (UFCL ⁻¹)	1,7 x 10 ⁵ ± 4,6 x 10 ⁴	2,0 x 10 ⁵ ± 0	5,7 x 10 ⁴ ± 1,6 x 10 ⁴	1,4 x 10 ⁴ ± 1,2 x 10 ⁴	5,5 x 10 ³ ± 1,1 x 10 ⁴	2,7 x 10 ⁴ ± 7,6 x 10 ³
CT (UFCL ⁻¹)	1,2 x 10 ⁴ ± 3,1 x 10 ³	1,2 x 10 ⁴ ± 3,2 x 10 ³	1,1 x 10 ⁴ ± 7,6 x 10 ³	4,4 x 10 ³ ± 3,2 x 10 ³	0 ± 0	0 ± 0
<i>E. coli</i> (UFCL ⁻¹)	8,5 x 10 ⁴ ± 7,6 x 10 ³	1,3 x 10 ⁵ ± 1,5 x 10 ⁴	1,2 x 10 ⁵ ± 1,5 x 10 ⁴	1,2 x 10 ⁴ ± 1,5 x 10 ⁴	1,7 x 10 ³ ± 4,2 x 10 ²	0 ± 0

FPB: foso de purín bruto, SF: separador de fases, DA: depósito de aireación, C1-E: entrada a celda 1, C1-S: salida de la celda 1, BA: balsa de almacenamiento. EF: estreptococos fecales, AM: aerobios mesófilos, CF: coliformes fecales, CT: coliformes totales, *E. coli*: *Escherichia coli*.

Los resultados obtenidos en este ensayo fueron semejantes a los registrados en estudios anteriores. Massé *et al.* (2011) encontraron valores medios similares, con porcentajes de reducción del 99% para los CT y *E. coli*, tratando purín bruto con bioreactores. La eliminación de patógenos puede ser favorecida por el aumento del pH cuando ocurre la fotosíntesis de las algas, o bien se alimenta el zooplancton o se produce la sedimentación (Polprasert y Kittipongvises, 2011). En nuestro estudio, el pH de C1 y C2 estuvo entre el rango de 7,6 y 8,2, lo que pudo favorecer en este módulo del tratamiento la eliminación de algunos de estos patógenos, subrayando la importancia de este descenso en relación a la mejora de la seguridad para el manejo y aplicación del purín tratado como fertilizante orgánico.

Los módulos donde se observó un mejor comportamiento en la eliminación de los parámetros microbiológicos en el sistema sin plantación fueron el depósito aireador (DA) donde a excepción de los AM todos los demás (EF, CF, CT y *E. coli*) fueron reducidos y después del paso del purín a través del humedal (C1-S) fueron disminuidos sin excepción. Kaseva (2004) señala que los humedales actúan como biofiltros donde interactúan procesos físicos, químicos y biológicos que contribuyen a la reducción del número de bacterias que se generan en estos sistemas mediante mecanismos, tales como: filtración, sedimentación, oxidación, adsorción, muerte natural, antibiosis, fotólisis, etc.

Tabla 4.6. Características microbiológicas (media± desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en la celda con policultivo (C2).

Parametro*	Módulos (n=3)						
	PB	SF	TA	C2-E	C2-S	BA	
EF (UFC L ⁻¹)	1,7 x 10 ⁴ ± 1,7 x 10 ³	1,4 x 10 ⁴ ± 5,6 x 10 ³	3,5 x 10 ³ ± 1,0 x 10 ³	3,5 x 10 ⁴ ± 7,6 x 10 ⁴	5,2 x 10 ² ± 7,6 x 10 ²	0 ± 0	
MA (UFC L ⁻¹)	1,1 x 10 ⁶ ± 3,9 x 10 ⁵	1,6 x 10 ⁶ ± 2,9 x 10 ⁵	8,9 x 10 ⁵ ± 5,2 x 10 ⁵	1,0 x 10 ⁶ ± 6,6 x 10 ⁵	8,1 x 10 ⁵ ± 4,3 x 10 ⁵	1,6 x 10 ⁶ ± 7,4 x 10 ⁵	
FC (UFC L ⁻¹)	1,0 x 10 ³ ± 1,5 x 10 ³	2,0 x 10 ³ ± 4,0 x 10 ²	0 ± 0	4,7 x 10 ² ± 1,2 x 10 ²	9,0 x 10 ² ± 9,3 x 10 ²	0 ± 0	
TC (UFC L ⁻¹)	1,7 x 10 ³ ± 2,6 x 10 ³	1,1 x 10 ⁴ ± 5,2 x 10 ³	0 ± 0	1,6 x 10 ³ ± 7,3 x 10 ²	2,5 x 10 ³ ± 2,3 x 10 ³	0 ± 0	
<i>E. coli</i> (UFC L ⁻¹)	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	2,9 x 10 ² ± 1,1 x 10 ²	0 ± 0	0 ± 0	

FPB: foso de purín bruto, SF: separador de fases, DA: depósito de aireación, C2-E: entrada a celda 2, C2-S: salida de la celda 2, BA: balsa de almacenamiento. EF: estreptococos fecales, AM: aerobios mesófilos, CF: coliformes fecales, CT: coliformes totales, *E. coli*: *Escherichia coli*.

Arthurson (2008) y Sahlström (2003) indicaron que la temperatura y el tiempo de retención hidráulico son los parámetros críticos para la eliminación de los patógenos. Por ejemplo, la eliminación de *E. coli* y *Salmonella* es más rápida a 35 °C que a temperatura ambiente. La inactivación bacteriana vía temperatura necesita tiempo, a menos que procedimientos mesofílicos (30-38 °C) o termofílicos (50-60 °C) sean aplicados, en los que los patógenos pueden ser eliminados hasta en 24 h para sistemas termofílicos, y semanas en ambientes mesofílicos (Sahlström, 2003; Arthurson, 2008). Sin embargo en nuestro estudio con temperaturas alrededor de los 20 °C, el sistema fue capaz de elevar la calidad microbiológica del purín, asegurando que el subproducto sea seguro y apropiado para la aplicación como fertilizante orgánico. El TRH = 7 días resultó adecuado en la disminución de los patógenos, así autores como Massé *et al.* (2011) reportaron que no tuvieron impacto significativo cuando cambiaron el TRH de 7 a 14 días en la remoción de patógenos y carbono, en tratamiento de purines con bioreactores.

En los módulos de depósito de aireación (DA) y la balsa de almacenamiento (BA) se observaron los mejores rendimientos del sistema C2. Todos los parámetros (EF, AM CF, CT y *E. coli*) fueron reducidos en el DA, en la BA también fueron reducidos a excepción de las AM. Wu *et al.* (2014) destacan que la aireación artificial incrementa significativamente la remoción de los coliformes, lo cual se confirma los resultados obtenidos en este estudio en el módulo DA.

4.4.3. Eficiencia del sistema

En la Figura 4.4 y Figura 4.5 se muestra la eficiencia de cada módulo respecto de cada uno de los parámetros analizados en este estudio. Así mismo en la Figura 4.7 y Figura 4.7, se presentan las eficiencias totales alcanzadas al final del tratamiento, estas eficiencias totales han sido

calculadas comparando el purín de salida en la balsa de almacenamiento con los valores iniciales del purín bruto.

Los porcentajes de eficiencia variaron entre un módulo y otro durante todo el tratamiento. Pero en el conjunto del tratamiento se han conseguido porcentajes de eficiencia óptimos gracias a que los módulos de pretratamiento, humedal artificial y balsa de almacenamiento, se complementan entre sí funcionando como un sistema integral de depuración.

El separador de fases, como uno de los módulos de tratamiento previo al humedal, convenientemente usado como técnica de separación de la fase sólida (rica en materia seca y nutrientes) y fase líquida (rica en nutrientes y escasa en materia seca) (Møller *et al.*, 2000), juega un papel fundamental en términos de eficiencia para la remoción de STS, NT y Na, como se ha puesto de manifiesto en C1 y C2. También actuó sobre la disminución de PT marcadamente en C2, además de que previene la obstrucción del humedal y prolonga su vida útil (de la Varga *et al.*, 2013; Vymazal, 2018).

Entre los factores que contribuyen en la eliminación de los contaminantes y favorecen la eficiencia de los humedales, están: el diseño, el tipo de sustrato, la vegetación utilizada y el clima, entre otros. Un diverso rango de interacciones envuelve la depuración de aguas residuales incluyendo el sustrato, los microorganismos, las plantas y la atmósfera que actúan dentro del humedal promoviendo su depuración; por consiguiente, esta dinámica tiene una influencia significativa cuando el agua a tratar atraviesa el sistema. En este estudio, los mejores resultados, en cuanto a eficiencias se refiere, se vieron reflejados en los módulos C1, C2 y BA, señalando la importancia del humedal artificial en el conjunto del sistema integral de tratamiento.

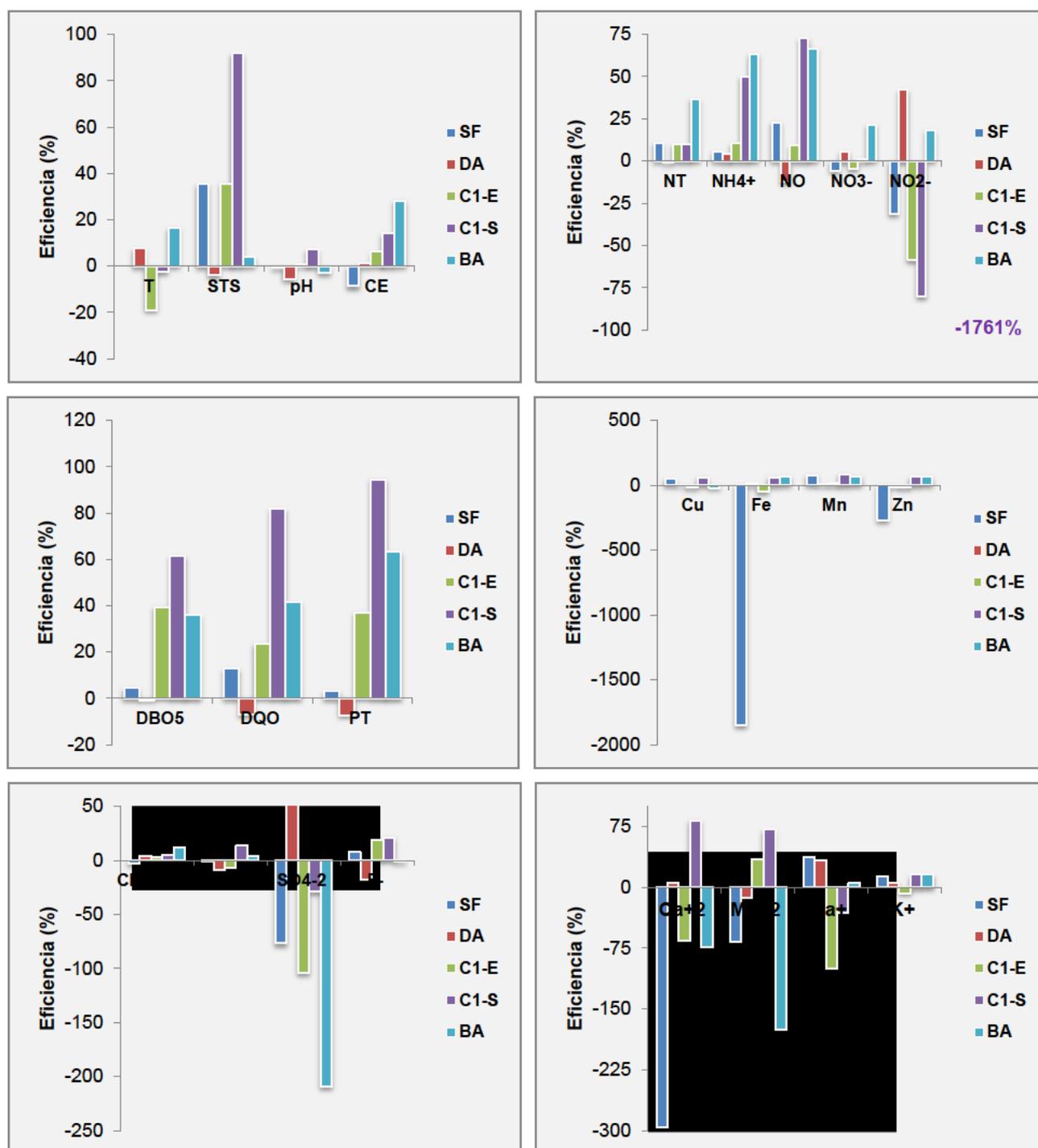


Figura 4.4. Eficiencia de cada módulo del sistema de depuración en C1.

SF: separador de fases, DA: depósito de aireación, C1-E: entrada a celda 1, C1-S: salida de la celda 1, BA: balsa de almacenamiento. La eficiencia de cada módulo está calculada respecto del módulo que le precede. Los valores negativos indican que el parámetro aumenta.

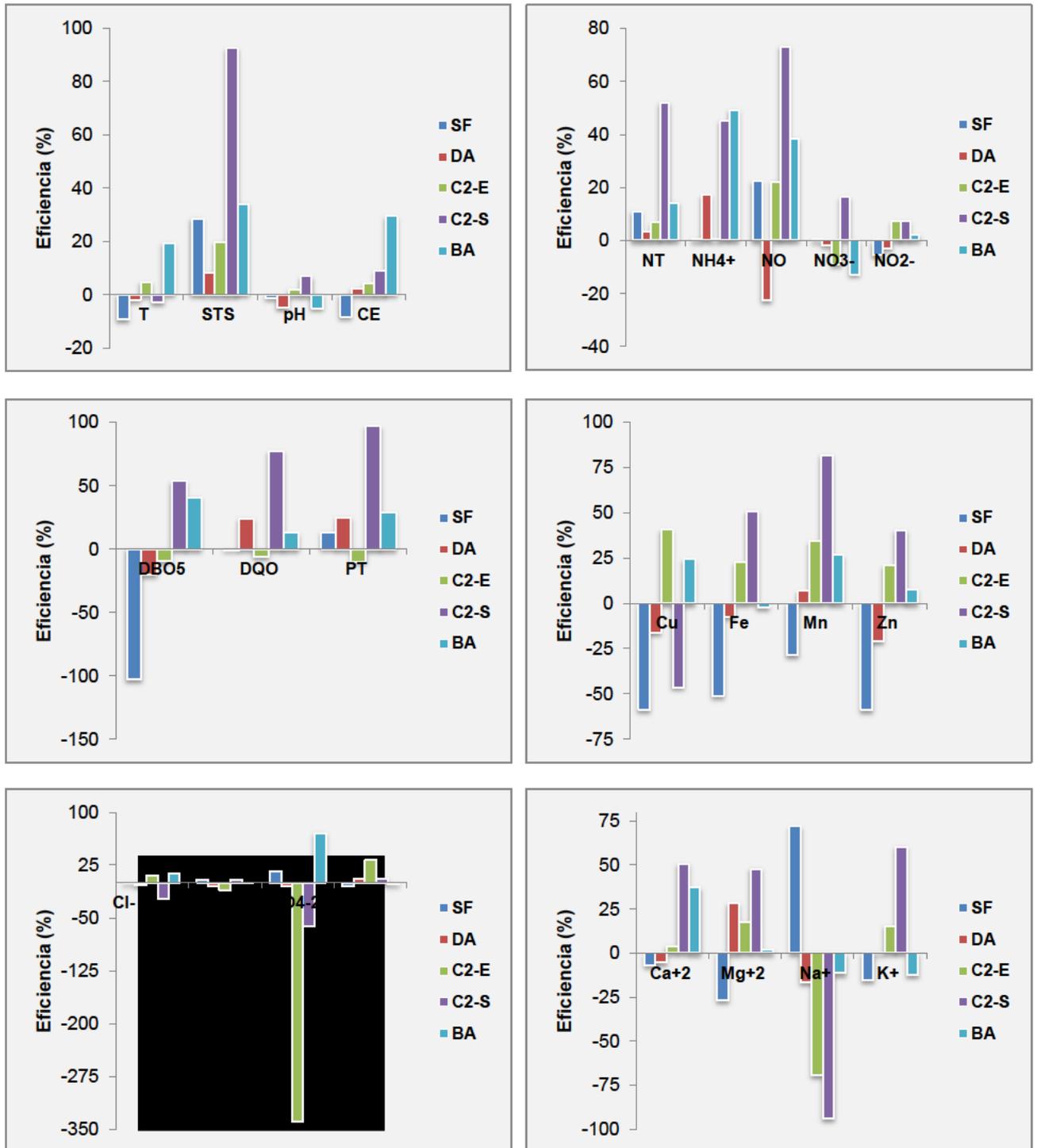


Figura 4.5. Eficiencia de cada módulo del sistema de depuración en C2

SF: separador de fases, DA: depósito de aireación, C1-E: entrada a celda 1, C1-S: salida de la celda 1, BA: balsa de almacenamiento. La eficiencia de cada módulo está calculada respecto del módulo que le precede. Los valores negativos indican que el parámetro aumenta.

Eficiencia de depuración para cada parámetro

La temperatura experimentó muy pocas variaciones, especialmente en los módulos antes de la BA, siendo bastante estable en las celdas del humedal, donde aumentó un 2% y 3 % para C1 y C2, respectivamente. [Kadlec y Wallace \(2009\)](#) señalan que la eliminación de los nutrientes depende, en gran medida, de la estación; en consecuencia, la absorción por parte de la vegetación en climas templados es máxima durante la primavera, con temperaturas moderadas, mientras que la liberación de contaminantes siguiendo la ruta de la descomposición es máxima en otoño, también bajo condiciones de temperaturas moderadas.

Este ensayo fue llevado a cabo en primavera, donde el rango de temperaturas en todo el proceso de depuración osciló entre 15-18 °C, en C1 y 18-20 °C en C2, temperaturas que son considerados adecuadas para un desarrollo óptimo de las plantas, fomentando el proceso de depuración en el humedal. En consonancia con lo comentado en el párrafo anterior podemos inferir que en nuestro estudio la estación en que se llevó a cabo el estudio influyó en la remoción de los contaminantes y confirma que a mayor temperatura (en el caso C2) se logró mayores porcentajes de eficiencia (**Figura 4.6**), demostrando también que en el sistema con policultivo fue más efectivo, tal como le ocurrió a [Kaseva \(2004\)](#) en su ensayo llevado a cabo en humedales con y sin vegetación.

Los sólidos totales en suspensión fueron eliminados en >90% en ambas celdas C1 y C2, esto puede explicarse por el efecto filtrante de la grava y la arena en el humedal. Además, de acuerdo a lo que afirma [Brix \(1997\)](#), la presencia de vegetación en los humedales distribuye y reduce la velocidad del agua, lo que crea mejores condiciones para la sedimentación de los sólidos en suspensión, de modo que en nuestro estudio pudo producirse este efecto en C2.

El nitrógeno total fue eliminado en un 37% y 52% en C1 y C2, respectivamente. Así mismo el proceso de depuración continuó en la balsa de almacenamiento con unos porcentajes de eliminación en el purín depurado procedente de C1 y de C2 de 54% y 14%, respectivamente. Estos porcentajes de remoción hacen pensar que uno de los contaminantes potenciales del purín de cerdo se ve claramente controlado gracias a este tratamiento. En el [Real Decreto 506 \(2013\)](#) en su Anexo I establece que el contenido

mínimo de N tiene que ser de 35% (en forma nítrica, amoniacal y ureica) en abono inorgánico nitrogenado. Así también en abono orgánico nitrogenado de origen animal establece un mínimo de 6% de contenido de N. En nuestro estudio el contenido de nitrógeno osciló entre 0,5% y 0,19%, lo que indica que el subproducto obtenido con el tratamiento viene a ser casi como agua de riego.

Los porcentajes de disminución de la DBO₅ y la DQO más altos se obtuvieron en el humedal, resultando bastante similares en ambas celdas, C1 y C2. Estos porcentajes de remoción fueron para la DBO₅ del 61% y 54% en C1 y C2, respectivamente. Así mismo la DQO logró unos porcentajes de 82% y 77% a la salida de C1 y C2, respectivamente. Estos valores son comparables con los resultados obtenidos en estudios anteriores (Gray *et al.*, 2000; Vymazal, 2005; Tsihrintzis *et al.*, 2007; Babatunde *et al.*, 2008), los cuales alcanzaron porcentajes de remoción alrededor de 70-80% en la DBO₅ y la DQO, respectivamente, mediante el uso de humedales artificiales plantados.

En este estudio pudo observarse unos porcentajes de eliminación bastante notables en el contenido de PT. La remoción más acusada se observó en el humedal, con porcentajes del 95% y 97% en C1 y C2, respectivamente, con respecto de los contenidos de PT a la entrada del humedal. Algunos autores, en estudios previos, reportaron alrededor de un 49%. (Kadlec y Knight, 1997; Verma y Suthar, 2018). Otros autores lograron porcentajes de remoción del fosfato de 96% mediante centrifugación (Karakashev *et al.*, 2008) y 68% mediante precipitación con estruvita (Luján-Facundo *et al.*, 2017).

Como pudo observarse en apartados anteriores, los contenidos en metales (Cu, Fe, Mn y Zn), variaron en cada módulo del sistema. En el ensayo piloto pudieron observarse porcentajes de remoción homogéneos a la salida del humedal, siendo estos porcentajes de eliminación entre 60-85% para C1-S y 40-82% para C2-S, lo que señala la importancia del policultivo para depurar estos contaminantes potenciales que podrían afectar tanto al suelo como al cultivo. Xu y Mills (2018) reportaron unas eficiencias de >60%, tratando aguas residuales pluviales con humedales artificiales, siendo éstas equiparables a las obtenidas en nuestro estudio.

Los cationes Ca^+ , Mg^+ y K^+ presentaron porcentajes de reducción de 83%, 71%, y 16%, respectivamente, en C1-S y de 51%, 48% y 60%, respectivamente, en C2-S, para los tres ciclos de tratamiento realizados en cada celda. Por su parte, el Na^+ aumentó para ambos casos, en un 31% y 90% para C1-S y C2-S, respectivamente, estando relacionado con el incremento de CE observado a lo largo de los módulos de tratamiento, a excepción del SF. Esto podría constituir un “hándicap” de la calidad del efluente tratado si se emplea en suelos agrícolas sin control, ya que podría derivar en la salinización y degradación de los mismos. Es muy usual que los iones se liberen al medio por la solubilidad que poseen, por esta razón es posible que aumente, en los humedales, con el riesgo de causar obstrucción (efecto “clogging”) en el sustrato, lo cual puede afectar el rendimiento y la eficiencia del humedal y en definitiva la vida útil del mismo (Aiello *et al.*, 2016).

En general, en cuanto a la eficiencia total del sistema (**Figura 4.6**), se registraron valores más altos de eficiencia en el tratamiento que incluía la celda sin plantación (C1). Aunque se observó que para ciertos parámetros limitantes para la valorización agronómica del purín tratado, como N y K, se lograron porcentajes más altos de remoción en la celda con policultivo, exceptuando el PT. Estos porcentajes han sido de 67% de N, 57% K y 98% de PT en el tratamiento con la celda C2 (**Figura 4.7**), en comparación con 54% de N, 38% de K y 99% de PT en el tratamiento con la celda C1. En este estudio pudo observarse unos porcentajes de eliminación bastante notables en el contenido de PT. La remoción más acusada se observó en el humedal, con porcentajes del 95% y 97% en C1 y C2, respectivamente, con respecto de los contenidos de PT a la entrada del humedal. Algunos autores, en estudios previos, reportaron alrededor de un 49% (Kadlec y Knight, 1997; Verma y Suthar, 2018).

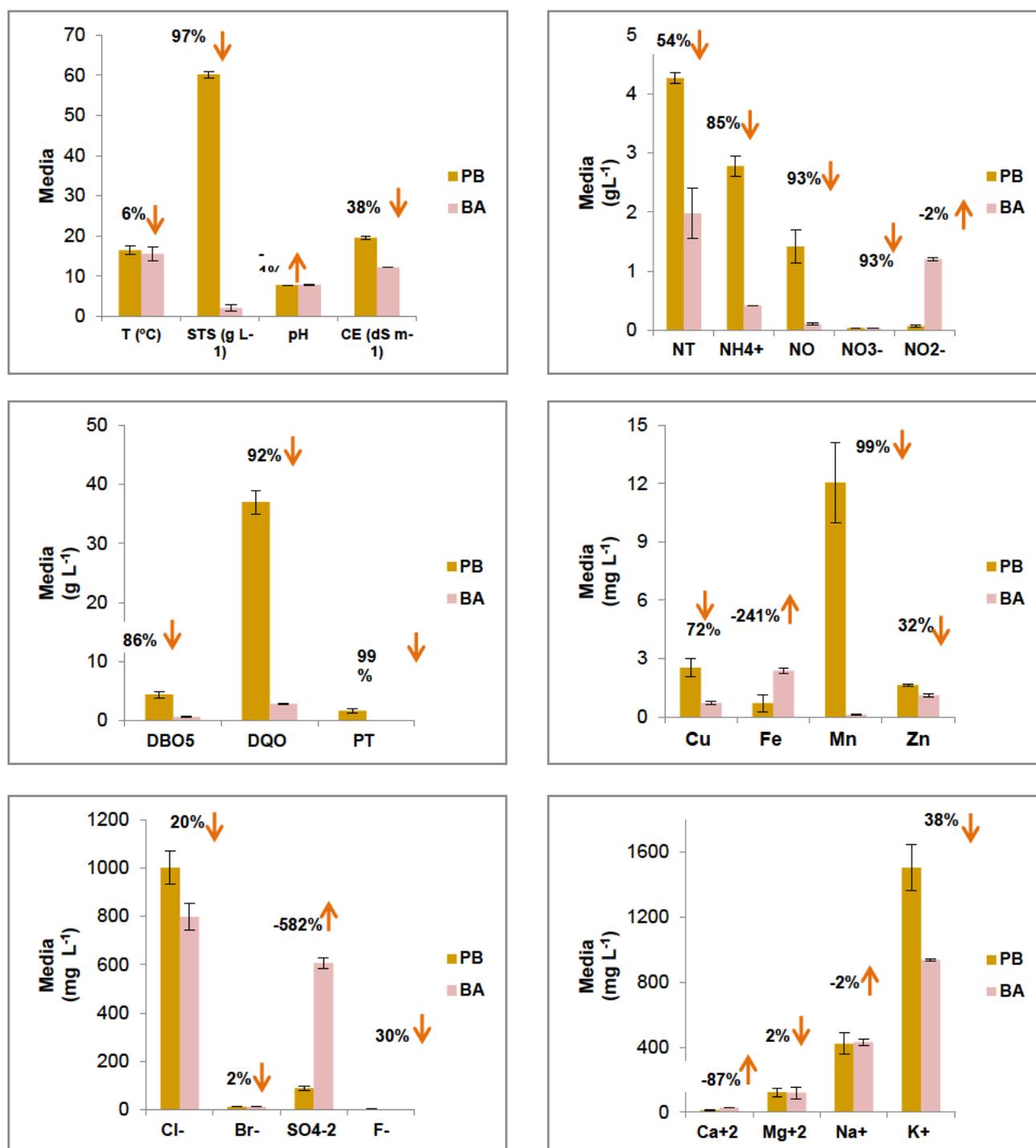


Figura 4.6. Eficiencia total del sistema para cada parámetro en C1.

La eficiencia total está calculada en la balsa de almacenamiento respecto del purín bruto. Las barras representan los valores medios en el depósito de recepción del purín bruto (PB) y la balsa de almacenamiento (BA) y las barras de error representan la desviación estándar. Los valores negativos indican que el parámetro aumenta.

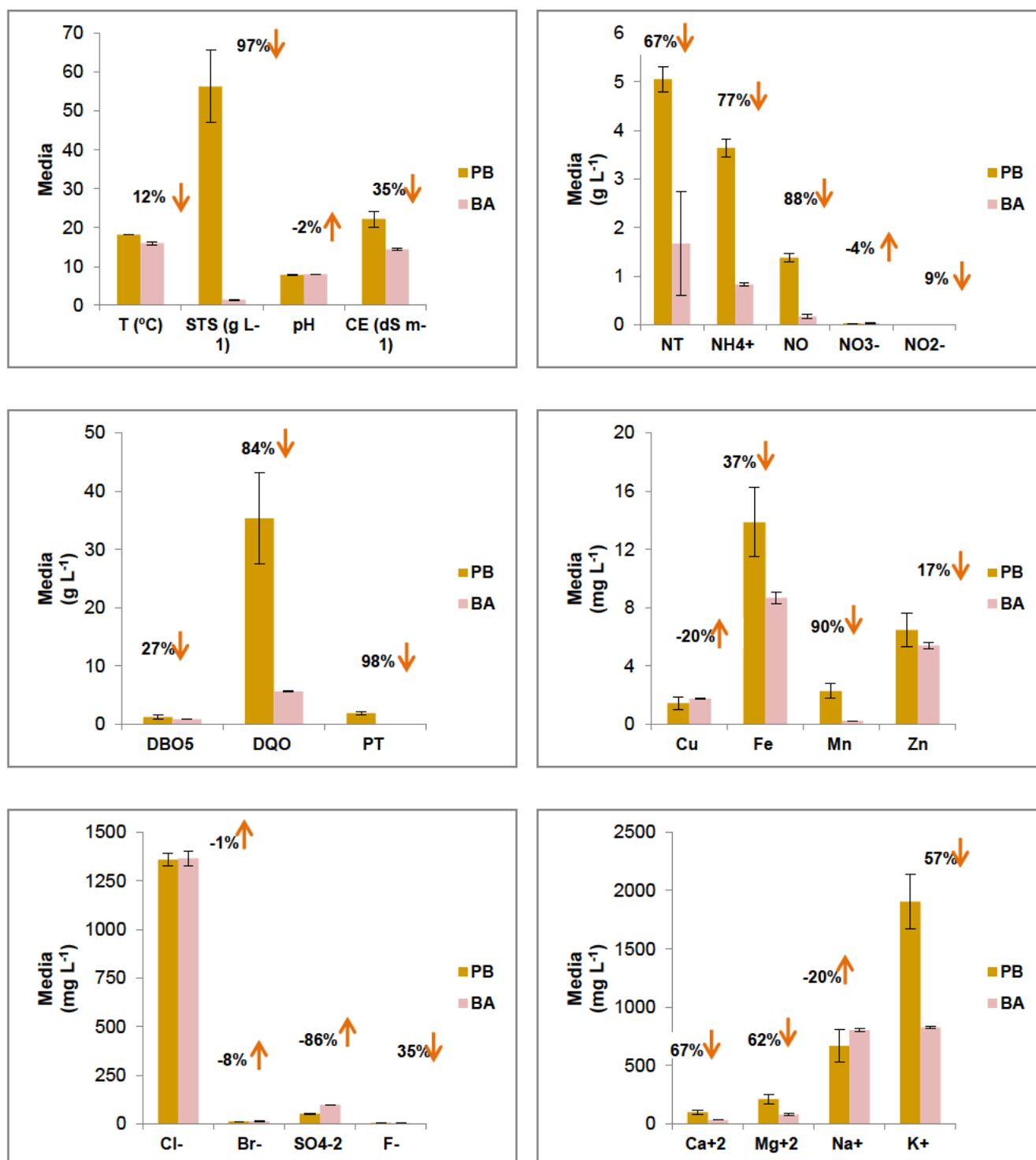


Figura 4.7. Eficiencia total del sistema para cada parámetro en C2.

La eficiencia total está calculada en la balsa de almacenamiento respecto del purín bruto. Las barras representan los valores medios en el depósito de recepción del purín bruto (PB) y la balsa de almacenamiento (BA) y las barras de error representan la desviación estándar. Los valores negativos indican que el parámetro aumenta.

En relación a la eliminación de los potenciales patógenos (**Tabla 4.7** y **Tabla 4.8**) en el tratamiento de la celda sin plantación (C1), los porcentajes que resultaron más altos se observaron a la salida de la celda C1 con un 93 % para EF, 38 % para AM y 100 % para CT. Sin embargo, en el tratamiento con policultivo (C2), fue el módulo de la BA el que mostró los porcentajes de eficiencia más altos, siendo eliminados al 100% EF, CF y CT. En la totalidad del sistema se observó un aumento de AM, con un 113 % en el sistema sin plantación y un 52 % para el sistema con plantación. Contrariamente, los demás parámetros (EF, CF, CT y *E. coli*) disminuyeron muy marcadamente, presentando porcentajes de eliminación en un rango de 87-100 % para C1 y 100 % en C2. [Molleda et al. \(2008\)](#) obtuvieron porcentajes similares (>90 %), en la eliminación de EF, y *E. coli*, y del 74,7% para los CT en un estudio realizado en España, en el tratamiento de aguas residuales municipales y procedentes de ganadería para la eliminación de patógenos mediante humedales artificiales.

Uno de los aspectos más importantes cuando se diseña un humedal es definir la presencia o ausencia de vegetación. [Wu et al. \(2016\)](#) indica que la vegetación constituye un componente esencial de los humedales porque las plantas cumplen unas funciones significativas en el contexto del proceso de pretratamiento, así como en la eficiencia de remoción de los patógenos.

Tabla 4.7. Eficiencia de los parámetros microbiológicos en la celda sin plantación C1.

Parametro*	Módulos C1 (n=3) Eficiencia (%)				
	SF	DA	C1	BA	Total
EF (UFC L ⁻¹)	-8	71	93	-50	87
AM (UFC L ⁻¹)	-40	-119	38	-42	-113
CF (UFC L ⁻¹)	-18	72	62	-391	84
CT (UFC L ⁻¹)	0	8	100	0	100
<i>E. coli</i> (UFC L ⁻¹)	-53	8	87	100	100

SF: separador de fases, DA: depósito de aireación, C1: celda 1, BA: balsa de almacenamiento. La eficiencia de cada módulo está calculada respecto del módulo que le precede y la eficiencia total está calculada en la balsa de almacenamiento respecto del purín bruto. Los valores negativos indican que el parámetro aumenta.

Tabla 4.8. Eficiencia de los parámetros microbiológicos en la celda con plantación C2.

Parametro*	Módulos C2 (n=3) Eficiencia (%)				
	SF	DA	C2	BA	Total
EF (UFC L ⁻¹)	19	75	99	100	100
AM (UFC L ⁻¹)	-55	46	22	-97	-52
CF (UFC L ⁻¹)	-95	100	-93	100	100
CT (UFC L ⁻¹)	-557	100	-57	100	100
<i>E. coli</i> (UFC L ⁻¹)	0	0	100	0	0

SF: separador de fases, DA: depósito de aireación, C1: celda 1, BA: balsa de almacenamiento. La eficiencia de cada módulo está calculada respecto del módulo que le precede y la eficiencia total está calculada en la balsa de almacenamiento respecto del purín bruto. Los valores negativos indican que el parámetro aumenta

Con el fin de evaluar el efluente como fertilizante orgánico, se ha realizado una comparativa en cuanto a calidad y cantidad de los fertilizantes convencionales frente a al purín bruto y depurado (**Tabla 4.9**). Tomando en consideración las recomendaciones del RD 506/2013 se ha calculado el contenido en nitrógeno y el volumen de aplicación de distintos tipos de fertilizantes (convencional nitrogenado, abono compuesto líquido NPK, orgánico nitrogenado y orgánico NPK de origen animal), respetando la dosis de 170 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (según establece el RD 261/1996, de 16 de febrero para zonas vulnerables). De igual modo se realizaron los cálculos para el purín bruto y depurado del ensayo piloto (C2), así como las cantidades de fósforo y potasio contenidas en el volumen de aplicación de purín bruto y depurado.

De estos cálculos y tomando como referencia los 170 kg N ha⁻¹ año⁻¹, podemos deducir, por ejemplo, que podríamos aplicar un volumen 10 veces mayor (34.000 L) de nuestro purín bruto y 26 veces (89.473 L) de purín depurado frente a un abono compuesto líquido NPK (3.400 L) en una hectárea por año en zonas vulnerables. Además, la eficiencia del sistema integral en la remoción de N se hace patente ya que se podrían aplicar 2,6 veces más volumen de purín depurado frente a purín bruto, según el RD 261/1996, de 16 de febrero para zonas vulnerables, lo que mejoraría sin duda la gestión del purín de cerdo minimizando su problemática. Resulta interesante, por tanto, la aplicación de un sistema de tratamiento como el que se plantea en este estudio, pues presenta una alternativa sostenible medioambiental, económica y socialmente creando, además, nexos positivos entre sector ganadero y agrícola.

Por otra parte, la deficiencia que tiene el efluente en cuanto a los contenidos de fósforo fue un inconveniente que pudo observarse en la evaluación del efluente como fertilizante orgánico (Tabla 4.9). Esta falta de macronutrientes podría ser complementada combinando diferentes fertilizantes a ser posible de tipo orgánico. Por su parte, El contenido en K_2O del purín depurado, resulta mayor que el del abonado compuesto líquido NPK y similar al del abonado orgánico NPK de origen animal, por lo que no habría que complementarlo con otros aportes.

Es relevante destacar que el empleo del purín depurado supone un ahorro importante tanto en agua de riego, recurso valioso para zonas semi-áridas que, por lo general, tienen déficit de agua para regadío como también en nitrógeno, con el consiguiente ahorro de otro tipo de fertilizantes, lo que incidiría positivamente no sólo en la gestión económica de las explotaciones agrícolas sino también en la medio ambiental, evitando la fertilización de síntesis.

Tabla 4.9. Volumen de aplicación de fertilizantes convencionales y de origen orgánico. Ensayo piloto.

Tipo de fertilizante	Nutriente	Contenido mínimo/determinado en laboratorio*		Cantidad de aplicación kg ha ⁻¹ año ⁻¹	Volumen de aplicación** L ha ⁻¹ año
		%	g L ⁻¹		
Convencional nitrogenado	N	35	350	170	486
Abono compuesto líquido NPK	N+ P ₂ O ₅ + K ₂ O = 7%				
	N	5	50	170	3400
	P ₂ O ₅	1	10	34	3400
	K ₂ O	1	10	34	3400
Orgánico nitrogenado	N	6	60	170	2833
Orgánico NPK de origen animal	N+ P ₂ O ₅ + K ₂ O = 6%				
	N	3	30	170	5667
	P ₂ O ₅	1,5	15	85	5667
	K ₂ O	1,5	15	85	5667
Purín bruto	N	0,5	5	170	34.000
	P	0,19	1,9	65	34.000
	P ₂ O ₅	0,4351	4,351	148	34.000
	K	0,19	1,9	65	34.000
	K ₂ O	0,228	2,28	78	34.000
Purín depurado con humedales	N	0,19	1,9	170	89.473
	P	0,004	0,044	4	89.473
	P ₂ O ₅	0,010	0,10076	9	89.473

K	0,074	0,74	66	89.473
K ₂ O	0,089	0,888	79	89.473

*El contenido mínimo de los fertilizantes han sido extraídos del RD 506/2013, exceptuando el purín bruto y depurado que provienen de los resultados obtenidos en este estudio.

(**) El contenido en N según el RD261/1996 de 16 de diciembre para zonas vulnerables marca el volumen de aplicación para todos los casos.

4.5. Conclusiones del ensayo piloto

El ensayo piloto realizado para esta tesis ha mostrado ser efectivo en ambos tratamientos, tanto en la celda sin plantar como en la celda con policultivo. Los resultados obtenidos en el pretratamiento mostraron altos porcentajes de eliminación de STS, resultando entre un 20-36 %, mientras que después de su paso por el humedal se logró >90 %. El separador de fases fue capaz de eliminar el PT y el NT en un 13 % y 11 %, respectivamente.

Los valores ligeramente alcalinos del pH (7,8-8,3) fueron determinantes en el desarrollo de los procesos que implican la reducción de los parámetros analizados en cada uno de los módulos implicados en la depuración del purín. La conductividad eléctrica mostró una tendencia a la disminución en la secuencia de módulos separador de fases, depósito aireador, entrada en el humedal, salida del humedal y balsa de almacenamiento. En la balsa de almacenamiento en C2 se observó el mayor porcentaje de eliminación (29%), que pudo ser beneficiada por la acción de las algas capaces de absorberlas e inmovilizarlas.

Se observaron porcentajes de eliminación ligeramente mayores en el tratamiento C1 en el conjunto de los módulos, lo que se vio reflejado en la eficiencia total de los parámetros analizados, aunque muchos de ellos presentaban poca diferencia con respecto de C2.

Es importante resaltar que en C2 la disminución en el contenido del nitrógeno total en un 52% frente a un 10% logrado en C1. Inferimos que la presencia de *P. australis* y *S. vera* en la celda proveyó superficie y oxígeno que permite el desarrollo de microorganismos, suministro de carbono dando lugar a los procesos de nitrificación y desnitrificación. Estos fenómenos beneficiaron también la disminución de los nitratos y nitritos. Cabe mencionar que la reducción tan acusada del fósforo y el potasio en el módulo del humedal 95% y 16% en C1 y 97% y 60% en C2 podría presentar inconvenientes en la calidad del efluente para su valorización agronómica.

La reacción de biodegradación de las bacterias dentro del humedal, así como la simbiosis entre las bacterias y las plantas explica los porcentajes de reducción alcanzados en la DBO₅ (54-61 %) y DQO (77-82 %).

De este modo, puede concluirse que las plantas constituyen un factor fundamental en los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales, jugando un rol fundamental en el proceso de depuración. Entre las funciones físicas como la transpiración, la resistencia al flujo; funciones ecológicas mejorando el hábitat del entorno; funciones químicas como la provisión de oxígeno y carbono, cooperan en la mejora de la calidad del efluente.

De este modo, el sistema de policultivo constituye un factor fundamental en los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales, jugando un rol primordial en el proceso de depuración. En la bibliografía consultada autores afirman que sistemas mixtos funcionan mejor que los sistemas simples gracias a la función cooperativa entre las plantas. Entre las funciones físicas como la transpiración, la resistencia al flujo; funciones ecológicas que mejoran el hábitat del entorno; funciones químicas como la provisión de oxígeno y carbono, enriquecen la diversidad microbiológica, colaboran en la depuración de la calidad del efluente.

Los parámetros microbiológicos estudiados, en su mayoría fueron reducidos prácticamente en su totalidad después de su paso por las celdas del humedal, con mayor eficiencia de depuración después de la C2. Por su parte, la balsa de almacenamiento ha mostrado ser efectiva en ambos tratamientos, gracias a los procesos de biodegradación por la actividad de las microalgas complementando el rendimiento del humedal y, por tanto, optimizando la calidad del efluente.

Finalmente, destacar que en este ensayo se ha podido demostrar que un sistema de depuración integral basado en humedales artificiales con policultivo, mejoró notablemente la calidad del influente tratado. Se ha demostrado que esta tecnología optimizada, es una alternativa económica y sostenible de la que se obtiene un efluente para ser aplicado en dosis adecuadas, según establece la legislación, similar a otros fertilizantes comercializados, al tiempo que mitiga los impactos ambientales, económicos y sociales producidos por la ganadería porcina. Sin embargo, el uso de esta tecnología presenta aún algunas deficiencias relacionadas, por ejemplo, con los elevados

contenidos en Na del purín tratado, lo que podría suponer un riesgo para la calidad de los suelos agrícolas y, como consecuencia para los cultivos, si su manejo no se realiza de forma sostenible y acompañado de un seguimiento. Por tanto, son necesarios nuevos estudios que coadyuven ciertas mejoras de esta tecnología con el fin de obtener un fertilizante orgánico totalmente seguro para el sistema suelo-planta.

5. Ensayo del tratamiento de purines en un sistema a escala real

5. EXPERIENCIA DEL TRATAMIENTO DE PURINES EN UN SISTEMA A ESCALA REAL

5.1. Introducción

Las características de las deyecciones de ganadería porcina son notablemente heterogéneas y dependen de muchos factores (Hjorth *et al.*, 2010; Kowalski *et al.*, 2013), incluyendo la alimentación, el estado fisiológico en que se encuentran los animales, el tipo de abrevadero, las formas de limpieza, así como también la edad del animal, lo que influye en la forma de absorción de los nutrientes, por lo que esto definirá la calidad de las deyecciones emitidas e inclusive, la época del año. Por tanto el rango de valores en que se encuentran los principales parámetros que componen el purín de cerdo es muy amplio. En la siguiente tabla se muestran los intervalos típicos donde suelen estar dichos parámetros **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.:**

Tabla 5.1. Composición química de purines de cerdo sobre materia fresca.

Parámetro	Unidades	Mínimo	Máximo	media
Sólidos totales (ST)	g kg ⁻¹	13,68	169	62,16
Sólidos volátiles (SV)	g kg ⁻¹	6,45	121,34	42,33
Porcentaje (SV/ST)	%	46	76	65
Demanda química de oxígeno (DQO)	g kg ⁻¹	8,15	191,23	73,02
Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)	g kg ⁻¹	2,03	10,24	5,98
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	g kg ⁻¹	1,65	7,99	4,54
Nitrógeno orgánico (NO)	g kg ⁻¹	0,40	3,67	1,54
Porcentaje N-NH ₄ ⁺ / NTK	%	57	93	75
Fósforo (P)	g kg ⁻¹	0,09	6,57	1,38
Potasio (K)	g kg ⁻¹	1,61	7,82	4,83
Cobre (Cu)	mg kg ⁻¹	9	192	40
Zinc (Zn)	mg kg ⁻¹	7	131	66

Fuente: Guía de los tratamientos de las deyecciones ganaderas. Campos, et al., 2004.

Asimismo, en el purín destaca el alto contenido de agua, que oscila alrededor del 90%, lo que implica gestionar un gran volumen cuando hay que transportarlo. La materia orgánica se considera poca y está relacionada con los sólidos y la DQO. El nitrógeno se encuentra básicamente en forma amoniacal, representando el 60-75% del

nitrógeno total. Los nitratos en el purín se forman a partir del proceso de nitrificación, cuando las bacterias nitrificantes en un medio aerobio transforman el nitrógeno amoniacal en nitratos, por tanto, cualquier proceso que ralentice la nitrificación, contribuirá a la reducción de la contaminación producida por nitratos. El fósforo y el potasio son macroelementos esenciales para los cultivos y, debido a que el contenido de fósforo es relativamente alto en los purines de cerdo comparado con otras deyecciones, una de las alternativas a la problemática de la contaminación derivada de la aplicación al suelo del purín de forma insostenible, es el control en la alimentación de los animales, es decir, abordar el problema en origen.

La Región de Murcia para el año 2016 según MAPAMA (2016) ocupó el quinto lugar de las 6 primeras Comunidades Autónomas con un 6,4%, detrás de Cataluña, Aragón, Castilla y León y Andalucía, con una cabaña ganadera porcina de 1.862.519 cabezas lo que representó un volumen de purín de 5.380.602 m³ en ese año, lo que indicó que 17.764.115 kg de nitrógeno tuvieron que ser gestionados para ese mismo año. En la **Figura 5.1** se ha hecho una estimación de la superficie agrícola necesaria para gestionar el purín producido en el año 2016.

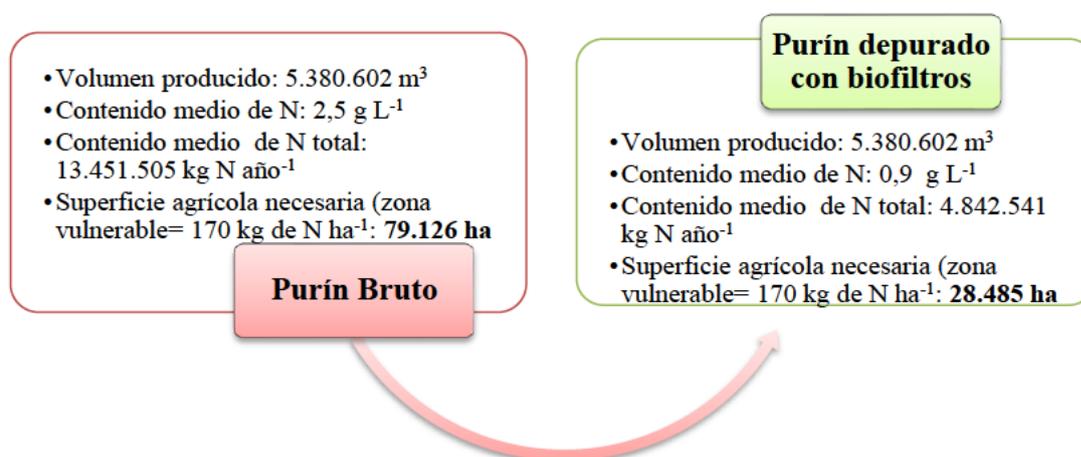


Figura 5.1. Estimación del área necesaria para gestionar el volumen de purín producido en la Región de Murcia (2016).

Por otro lado, la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca de la Región de Murcia en su informe sobre la estadística agraria (2016-2017) de la región, reporta una superficie agrícola total de 512.663 ha, de las que 377.362 ha son superficie

agrícola utilizadas (SAU), por lo que se supone que la región contaba con superficie suficiente para la aplicación del purín.

5.2. Objetivos específicos en el ensayo a escala real

1. Diseñar un sistema de tratamiento integral para purines de cerdo en una explotación ganadera, teniendo en cuenta los resultados del ensayo piloto.
2. Caracterizar el purín antes y después del tratamiento mediante el análisis de sus propiedades físico-químicas y microbiológicas.
3. Determinar los procesos y mecanismos involucrados en el proceso de depuración en cada uno de los módulos del sistema.
4. Evaluar los porcentajes de eficiencia total del sistema, así como las eficiencias obtenidas en cada módulo de tratamiento.
5. Establecer condiciones de calidad para valorización agronómica del purín depurado.
6. Plantear posibles mejoras en el sistema de tratamiento como líneas nuevas de investigación.

5.3. Material y métodos

5.3.1. *Diseño experimental*

El sistema de tratamiento consiste en el proceso de depuración basado en una separación física combinada con un humedal artificial, con el fin de producir un efluente depurado para ser aplicado a un suelo agrícola, reduciendo los consumos de agua y fertilizantes inorgánicos y minimizando las emisiones de gases y el consumo energético.

Las infraestructuras comprenden una red de tuberías soterrada que conecta los núcleos de producción de las explotaciones con la planta de tratamiento, así como los depósitos necesarios, una estación de bombeo, tanques y balsas de almacenamiento para los diferentes tipos de purín, incluyendo procesos de agitación, decantación y degradación biológica, un separador de fases, un humedal artificial compuesto por 29 celdas, una balsa de almacenamiento del purín tratado y un sistema de riego localizado, alimentado por otra balsa de almacenamiento donde el purín tratado se mezcla con agua de riego.

El purín a tratar procede de una serie de núcleos ganaderos que pertenecen a una empresa privada, ubicados en las inmediaciones de la pedanía de Barranco Hondo, en Lorca. Los referidos núcleos ganaderos que abarcan este proyecto son:

- Quinquilla
- Capricho
- Jurramenta
- Perejil

En la **Figura 5.2** se detalla el volumen total de purín producido por cada explotación, con una estimación de producción anual de purín de estos núcleos que se sitúa en torno a los 59.573 m³ en su conjunto, lo cual se traduce en una producción anual de nitrógeno (N) de los cuatro núcleos de 50.453 kg año⁻¹. Estos resultados han sido obtenidos después de haber realizado análisis adecuados previos al diseño.

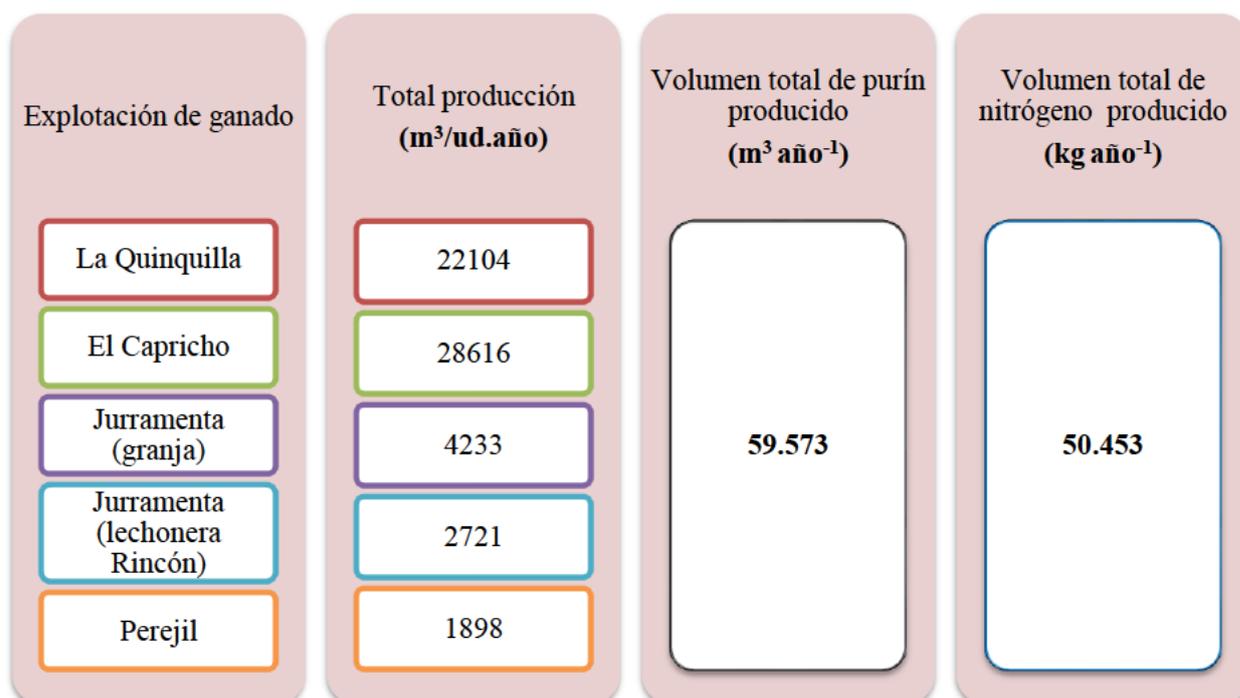


Figura 5.2. Volumen de purín producido anual en las explotaciones ganaderas.

El sistema de depuración de purines a escala real, llamado Jurramenta (**Figura 5.3**), está compuesto por un módulo de pretratamiento mediante separación física combinada con un tratamiento avanzado de depuración física y biológica mediante biofiltros. La dimensión de los módulos de pretratamiento así como sus características

técnicas se ha calculado en función del volumen de purín a tratar que se estimó en 80.000 m³ frente a los 59.573 m³ producidos anualmente ya que la empresa tenía previsto adquirir nuevas granjas que pudieran llegar a tener un pico de producción cercano a 80.000 m³.

Planteamiento de depuración de purín y valorización agronómica

EXPLOTACIÓN: Las Jirramentas

Producción estimada de purín bruto en la explotación: 58.017 m³

Dimensionamiento del sistema de depuración para **80.000 m³**

Se planteó realizar tres tipos de aplicación agronómica: purín bruto, purín del separador de fases y purín depurado en humedales artificiales. Con este planteamiento se hicieron los cálculos del volumen de aplicación y la superficie necesaria para dicha aplicación.

- **Aplicación de purín bruto**

De los 80.000 m³ con los que se contaría, se propuso la aplicación de **20.000 m³**.

Contenido medio en N estimado del purín bruto: 2,5 g L⁻¹

Contenido medio N en 20.000 m³ = 50.000 kg N año⁻¹

Superficie agraria necesaria (zona vulnerable, 170 kg N ha⁻¹) = 294 ha

Superficie agraria necesaria (dosis 340 kg N ha⁻¹) = 147 ha

Superficie agraria necesaria (dosis 510 kg N ha⁻¹) = 98 ha

- **Tratamiento con el separador de fases**

Se planteó el tratamiento de los 60.000 m³ restantes con el separador de fases. Se estimó que un 10% de dicho volumen será reducido al eliminar los sólidos, por lo que quedarían **54.000 m³**.

Contenido medio en N estimado del purín del separador: 1,25 g L⁻¹ (50% del bruto)

Contenido medio en N en 54.000 m³ = 67.500 kg N año⁻¹

De los 54.000 m³, se propuso emplear la depuración con humedales artificiales en 34.500 m³; el resto (**33.000 m³**) se aplicarían en superficie agraria útil.

Contenido medio en N en 33.000 m³ = 41.250 kg N año⁻¹

Superficie agraria necesaria (zona vulnerable, 170 kg N ha⁻¹) = 242,6 ha

Superficie agraria necesaria (dosis 340 kg N ha⁻¹) = 121,3 ha

Superficie agraria necesaria (dosis 510 kg N ha⁻¹) = 80,9 ha

- **Depuración con humedales artificiales y balsa de almacenamiento.**

Se planteó la depuración en humedales artificiales de **34.500 m³**, previamente tratados en el separador de fases.

Contenido medio estimado de N tras la depuración (TRH = 3 días) = 0,6 g L⁻¹. (75% del bruto)

Contenido medio de N en 34.500 m³ = 20.700 kg N año⁻¹

Superficie agraria necesaria (zona vulnerable, 170kg N ha⁻¹) = 121,8 ha

Superficie agraria necesaria (dosis 340 kg N ha⁻¹) = 60,9 ha

Superficie agraria necesaria (dosis 510 kg N ha⁻¹) = 40,6 ha

Capacidad media depuradora por celda: 12 m³

Tiempo de retención hidráulica (TRH) optimizado: 3 días

Capacidad depuradora teórica anual/celda (365 días, TRH = 3 días) = 1460 m³/año

Capacidad depuradora real anual/celda (345 días, TRH = 3 días) = 1380 m³/año

Nº de celdas necesarias (34.500 m³) = 25

Superficie necesaria para 25 celdas (27 m x (2,5 m+ 3 m)) = 3713 m²

Por su parte, el biofiltro se diseñó considerando el contenido en N del purín a tratar, siendo éste el principal factor a tener en cuenta, así como los resultados de remoción del estudio piloto. Posteriormente al tratamiento de depuración, el efluente tratado se almacenó en una balsa de almacenamiento y, a continuación, en una balsa de

mezcla del purín tratado con agua de riego para alimentar al cabezal de riego y una subsiguiente valorización agronómica del purín depurado.

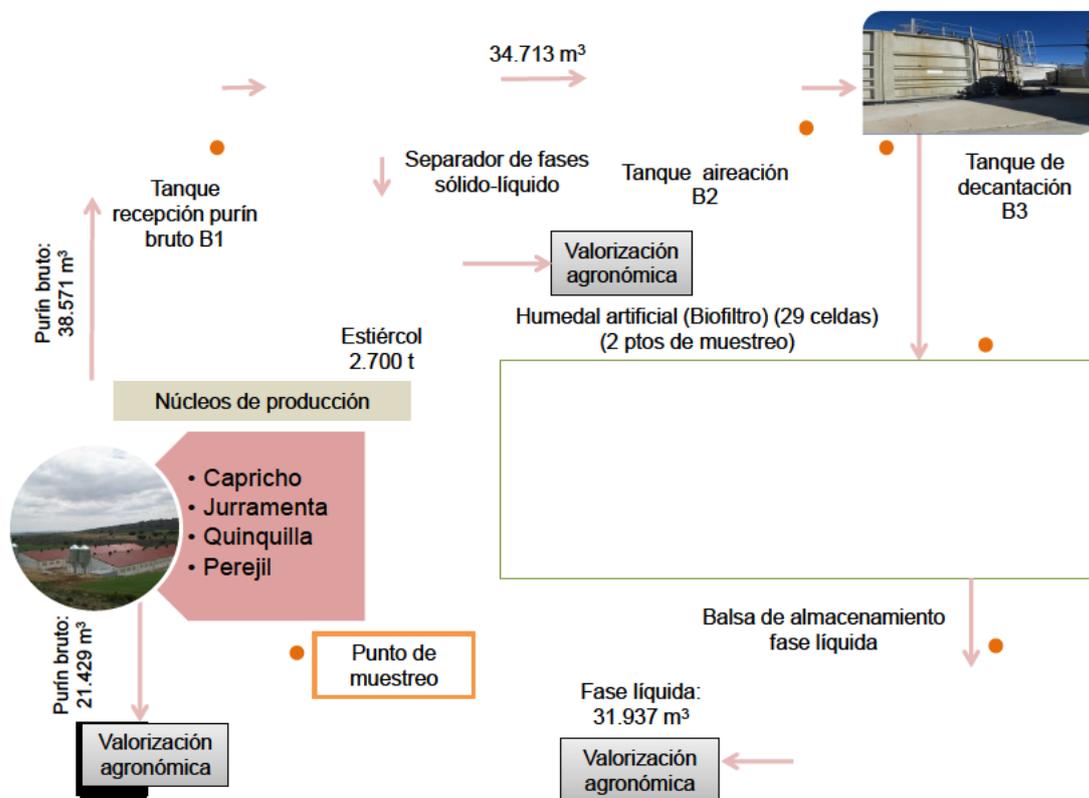


Figura 5.3. Esquema sistema de tratamiento Jurramenta.

A continuación se detallan los diferentes módulos de tratamiento:

Tanque de recepción del purín bruto (B1) (Imagen 5.1). Este tanque tenía una capacidad de 1200 m^3 y constaba de un agitador automático para la homogenización del purín, este depósito era llenado mediante un sistema de bombeo que impulsaba el purín de las diferentes explotaciones ganaderas.

Imagen 5.1. Tanque de recepción del purín bruto

Separador de fases (SFJ) (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). Desde el tanque B1 el purín era impulsado hasta el SFJ, este separador de fases estaba compuesto por dos equipos de filtración. Cada equipo estaba constituido por un filtro de malla de 400 μm y dos de 100 μm consecutivamente. Estos filtros estaban montados sobre respectivos tambores rotativos, accionados por un moto-reductor y soportados con una estructura de acero inoxidable. También contaba con un sistema de auto-limpieza frecuente para el mantenimiento del sistema. En la **Tabla 5.2** se muestra las características del separador de fases.



Imagen 5.2. Separador de fases de filtro de malla.

Tabla 5.2. Principales características del equipamiento de separación de fases

Separación de fases	
Capacidad de tratamiento	22 m ³ /h
Potencia de las bombas	13,2 kWh
Luz de malla de los filtros	400-100 (µm)
Potencia del agitador (tanque B1)	7,5 kW/h
Nº membranas aireación (tanque B2)	64
Superficie de la solera de compostaje	320 m ²

Después de pasar por el separador de fases, la fracción sólida caía libremente en una solera (**Imagen 5.3**) diseñada para tal fin, luego se disponía para su posterior compostaje y aplicación en parcelas agrícolas. Esta solera estaba provista de un depósito de recogida de los lixiviados (**Imagen 5.4**) del compost, que eran recirculados con una bomba de impulsión hacia el depósito B1. La parte líquida era vertida mediante un sistema de bombeo en el tanque de aireación (B2), descrito a continuación.



Imagen 5.3. Solera para compostaje.



Imagen 5.4. Recogida de lixiviado.

Tanque de aireación con membranas (B2) (Imagen 5.5). Cuando la fracción líquida del purín era vertida en el depósito B2 sufría una aireación a través de membranas colocadas en su base, con el fin de evitar el incremento del pH y, como consecuencia, el aumento de amonio (N-NH_4^+) y su volatilización en forma de óxido de nitrógeno (NO_x) y amoniaco (NH_3). Pasado el tiempo establecido para la aireación, el purín líquido pasaba al depósito B3 y la fracción más gruesa del depósito B2 era recirculada de nuevo al depósito B1.



Imagen 5.5. Membranas de aireación en la base del depósito B2.

Decantador en tanque cónico B3 y decantador rectangular D1 (Imagen 5.6). Se realizaba una decantación primaria de las partículas pesadas que puedan quedar en el

B3; posteriormente, mediante equipo de bombeo, el purín era vertido en el decantador rectangular (D1). El objetivo principal de este decantador era aumentar la capacidad de decantación gracias a la superficie disponible en el mismo. A partir de este decantador el purín líquido pre-tratado pasaba por gravedad al llenado de las celdas que componían el sistema de biofiltros a través de una tubería soterrada.



Imagen 5.6. Tanque de decantación cónico (B3) y tanque de regulación (D1)

Humedal artificial o Biofiltro (BF) (Figura 5.4). En esta investigación el sistema de tratamiento contaba con un BF compuesto por 29 celdas, habiendo realizado el cálculo según los resultados del estudio piloto y los parámetros más representativos una vez realizada la caracterización preliminar del purín a tratar (como los contenidos de N, DBO₅ o la cantidad de STS) presentes en el purín a tratar, dispuestas de manera contigua una al lado de las otras, suficientemente impermeabilizadas y con bordillos que las delimitaban en la superficie habilitada para tal fin. Cada celda tenía una longitud de 27 m, 2 m de ancho y una profundidad de 80 cm, con una pendiente del 1%, simulando las condiciones del estudio piloto.

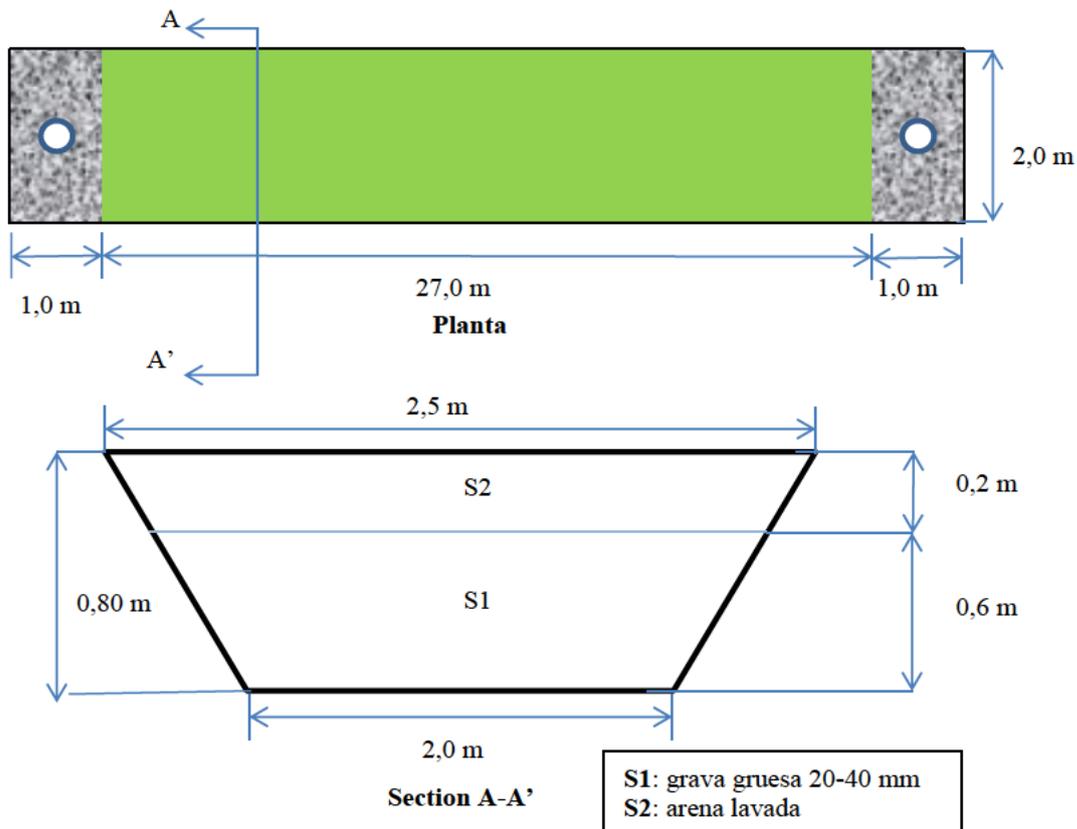


Figura 5.4. Composición del humedal artificial o Biofiltro.

Las 29 celdas del humedal fueron plantadas con la especie macrófitas (especie que pueden vivir en terrenos inundados por largo período o toda su vida) *Phragmites australis* (**Imagen 5.7**), con una densidad de plantación de $10 \text{ plantas m}^{-2}$. Esta densidad se tomó como referencia estudios previos (Caballero-Lajarín, 2013) y el planteamiento en el ensayo piloto de este estudio por resultar más efectivo en la remoción de contaminantes. La selección de esta especie se realizó teniendo en consideración la alta adaptabilidad al clima local, su capacidad de transportar oxígeno desde las hojas hasta la raíz, su tolerancia a concentraciones elevadas de contaminantes, su capacidad de asimilar los mismos, su tolerancia a condiciones climáticas diversas, su resistencia a las plagas y enfermedades, a su fácil adquisición y manejo, así como los resultados derivados del estudio piloto para la remoción de los potenciales contaminantes estudiados.



Imagen 5.7. *Phragmites australis*.
Especie de plantación en biofiltros.

Balsa de almacenamiento del purín depurado (BA) (Imagen 5.8). Después de efectuarse el proceso de tratamiento, el efluente depurado fue almacenado en una balsa abierta de nueva construcción, situada en las cercanías del humedal, con una capacidad aproximada de 12.000 m³. Desde esta balsa el purín fue transferido a una segunda balsa donde se mezcló con agua de riego para su posterior valorización agronómica. En estas balsas ocurren nuevos procesos físico-químicos y microbiológicos que son fomentados gracias a la aparición de una microalga del género *Scenedesmus spp.*, que contribuyen al incremento de depuración del purín según los resultados del estudio piloto.



Imagen 5.8. Balsa de almacenamiento del purín depurado.

El funcionamiento del sistema comienza en las explotaciones ganaderas donde el purín era conducido a través de una red de tuberías soterradas desde los fosos de recogida hasta la planta de tratamiento que estaba situada a unos 1500 m en línea recta desde los núcleos, se construyó además una estación de bombeo (**Imagen 5.9**) para impulsar el purín desde los núcleos de producción a la planta de tratamiento, salvando el desnivel del terreno.



Imagen 5.9. Arqueta general (izda.) y estación bombeo (dcha.).

5.3.2. Valorización agronómica del purín tratado

Este ensayo incluyó un plan de gestión para valorizar el purín depurado mediante su aplicación en parcela agrícola de 15 ha, donde se caracterizó tanto el suelo como el cultivo de brócoli, lo que permitió realizar un seguimiento para el uso sostenible del subproducto obtenido en el proceso de depuración.

Esta parcela de 15 ha estaba ubicada en zona no vulnerable de acuerdo a la Orden de 26 de junio de 2009, BORM nº 151, 03/07/2009, por tanto el ensayo planteó el cultivo de brócoli en época de invierno con unos requerimientos superiores a los establecidos para zonas vulnerables ($170 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). En concreto se estableció

310 kg N ha⁻¹ (MAGRAMA, 2010) por ser los requeridos para este tipo de cultivo. De manera que se necesitó un volumen de 2735 m³ de purín depurado con un contenido de nitrógeno de 1,7 g L⁻¹, valor obtenido tras su análisis en la balsa de almacenamiento del ciclo 2 y elegido por ser el más representativo.

5.3.3. Plan de muestreo

En el ensayo para esta tesis se realizaron dos ciclos de ensayo y se tomaron muestras de purín (por triplicado) en los puntos indicados en la **Figura 5.3** para cada ciclo de tratamiento, siendo estos:

- ✓ 3 muestras de purín bruto (tanque B1).
- ✓ 3 muestras en el tanque de aireación (tanque B2).
- ✓ 3 muestras a la entrada de los humedales (tanque B3).
- ✓ 6* muestras a la salida del humedal.
- ✓ 3 muestras en la balsa de almacenamiento del purín depurado.
- ✓ 3 muestras en la balsa de riego.

Total de muestras: 18 x 2 ciclos= 36 muestras.

*El humedal constaba de dos puntos de recogida, por tanto, dos puntos de muestreo con 3 réplicas cada uno.

Para realizar un seguimiento de la valorización del purín cuando fue aplicado al suelo agrícola, se realizaron dos muestreos de suelo, uno antes de la aplicación del purín y otro después de la aplicación del purín. Se establecieron 3 puntos de muestreos en la parcela de estudio con 3 muestras a modo de réplicas por punto de muestreo, de modo que se tomaron 18 muestras de suelo, tomadas a una profundidad entre 0-30 cm.

De igual modo se realizó un muestreo de planta, en este caso, del cultivo de brócoli (*Brassica oleracea var. Itálica*). Se seleccionó esta especie por varios motivos:

- ✓ Se desarrolla bien ante altos contenidos de N en el suelo
- ✓ Es un cultivo muy habitual en la zona, adaptado a las condiciones climáticas de Lorca, con buenos rendimientos productivos y buena calidad de la pella
- ✓ La empresa propietaria de los terrenos lo seleccionó frente a otras especies que podrían haber tenido una buena respuesta por su facilidad de comercialización a través de cooperativas implantadas en la zona.

Se hizo una selección de plantas representativas, que se agruparon en 3 grupos para obtener un total de 3 muestras de plantas. Se analizó la pella (parte comestible), la raíz y la hoja.

5.3.4. Análisis de laboratorio

En el purín se analizaron los siguientes parámetros usando la metodología descrita en el apartado 4.3.2.

Parámetros físicos-químicos:

- Temperatura (T)
- pH
- Conductividad eléctrica (CE).
- DBO₅
- DQO
- Sólidos totales en suspensión (STS)
- Nitrógeno Kjeldahl (NK)
- Nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺)
- Nitrógeno orgánico
- Nitratos (NO₃⁻)
- Nitrógeno total
- Fósforo total
- Análisis de iones, cationes (Na⁺, K⁺, Mg⁺² y Ca⁺²), y aniones (Cl⁻, Br⁻, SO₄⁻², F⁻, NO₂⁻, PO₄⁻³)
- Cu, Fe, Mn y Zn solubles

Parámetros microbiológicos:

- Aerobios mesófilos
- Coliformes totales
- Coliformes fecales
- *Escherichia coli*
- *Streptococos fecales*
- *Salmonella* y *Shigella*

Los parámetros analizados en el suelo fueron seleccionados considerando la importancia del equilibrio los mismos en suelos agrícolas y su repercusión en la fertilidad del suelo:

Parámetros físicos-químicos:

- pH
- Conductividad eléctrica
- Carbonato cálcico equivalente
- Carbono orgánico
- Nitrógeno total Kjeldahl
- Relación C/N
- Cu, Fe, Mn y Zn bioasimilables

Los parámetros analizados en el cultivo fueron los más representativos para evaluar el estado fisiológico y la relación de nutrientes en la planta:

Parámetros físicos-químicos:

- Cationes (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ y K^+)
- Nitrógeno total
- Fósforo (P_2O_5)
- Oligoelementos (Cu, Fe, Mn y Zn)

Los parámetros microbiológicos en el purín, el suelo y planta fueron determinados basados en la metodología descrita en el **apartado 4.3.6**.

La metodología de análisis utilizada para la determinación los estos parámetros en suelo fue aquella recogida en “Métodos de análisis de suelo” (Acosta *et al.*, 2018), y se describen de forma resumida a continuación:

- *pH*. Método de Peech (1965), realizando la medida en suspensión 1:1 de suelo en agua. El pH determina el grado de acidez o alcalinidad de un suelo, también permite establecer la aproximación de la disponibilidad de nutrientes para las plantas, ya que influye en aspectos como la solubilidad, movilidad y disponibilidad de otros constituyentes presentes en el suelo.

- *Conductividad eléctrica (CE)*. La medición consiste en determinar la mayor o menor facilidad de la solución para conducir la corriente eléctrica empleando una solución 1:5 de suelo: agua, y midiendo con un conductivímetro Crison GLP 31.
- *Carbonato cálcico equivalente (CaCO_3)*. El interés de la determinación del carbonato cálcico (CaCO_3) contenido en un suelo radica en el diagnóstico que permite hacer de diversas propiedades del suelo: estructura, actividad biológica, bloqueo de nutrientes, análisis granulométrico, etc. (Cobertera, 1993). El método volumétrico del calcímetro de Bernard basado en el descrito por Porta *et al.* (1986), consiste en la medida de la liberación de CO_2 por el ataque de ácido clorhídrico. Se describe en la **Tabla 5.3** la clasificación de los suelos según el contenido de carbonato cálcico.

Tabla 5.3. Clasificación del suelo según el porcentaje de CaCO_3

% en CaCO_3	Clasificación
< 1%	No se considera calizo
2-5%	Poco calizo
5-80%	Calizo
>80%	Caliza excesiva

Fuente: Porta *et al.*, 1986

Las diferentes fracciones del nitrógeno total (NT) en el suelo fueron determinadas como se describe a continuación:

- *Nitrógeno Kjeldahl*. Siguiendo el método descrito por Duchaufour (1970), que consiste en una digestión en medio ácido, seguida de una destilación y valoración. Para la destilación se emplea un equipo Büchi, modelo KjelFlex K-360.
- *Carbono orgánico*. La determinación del contenido del carbono orgánico de un suelo corresponde a la forma húmica y materia orgánica del carbono total. El método se basa en la oxidación húmeda del carbono orgánico con una cantidad conocida de oxidante $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, el cual reaccionará con el carbono contenido en el suelo oxidándolo y a su vez lo transforma en CO_2 (Walkley y Black, 1934).

- *Cu, Fe, Mn y Zn bioasimilables*. Estos micronutrientes se determinan empleando el extractante DTPA (Lindsay y Norvell, 1978), y la medida se realiza en absorción atómica con el equipo AAnalysit 800

La determinación de los parámetros analizados en la planta, siguieron la metodología de análisis utilizada en los laboratorios del grupo GARSA, adaptada de para plantas (Madrid et al., 1996).

- *Ca, Mg, Na y K*. Se mineraliza la planta y se obtiene un extracto con medio ácido en el que se miden el Ca y Mg por absorción atómica de llama, mientras que el Na y el K se midieron por emisión utilizando un equipo Unicam 969-AA.
- *Fósforo (P_2O_5)*. Basado en la reacción de los fosfatos con el metavanadato y molibdato en el medio nítrico. En el extracto se mide el fósforo por espectrofotometría de infrarrojo.
- *Nitrógeno Kjeldahl*. Siguiendo el método descrito por Duchaufour (1970), que consiste en una digestión en medio ácido, seguida de una destilación y valoración. Para la destilación se emplea un equipo Büchi, modelo KjelFlex K-360.
- *Cu y Fe*. En el extracto obtenido después de la mineralización se miden por absorción atómica de llama utilizando un equipo Unicam 969-AA.

5.3.5. Tratamiento estadístico de datos

Al igual que se describió en el capítulo anterior, el análisis estadístico de este estudio fue realizado usando la herramienta estadística SPSS (SPSS Versión 23.0, Chicago, IL. EE UU). Para comprobar la normalidad de los datos se aplicó el test de Kolmogorov-Smirnov en todas las variables de estudio. Aquellas que resultaron no paramétricas, es decir, que no seguían una distribución normal, se procedió a su transformación mediante ln y se comprobó nuevamente, resultando normales. La homogeneidad de la varianza fue confirmada mediante el test de Bartlett. Asimismo, el análisis de la varianza de un factor fue realizado mediante el Post-Hoc test de Tukey para $P < 0,05$, el cual fue completado para identificar las diferencias significativas a través de la comparación de todos los posibles pares de medias, a la entrada y a la salida del biofiltro, en cada ciclo ensayado para cada celda (C1 y C2).

5.4. Diseño de un sistema de tratamiento de purines por medio de biofiltros

El sistema de tratamiento diseñado para esta tesis utilizará el criterio de técnicas extensivas o convencionales (Comisión Europea, 2001). En la **Tabla 5.4** se muestra las características de los biofiltros:

Tabla 5.4. Principales características de los biofiltros utilizados en el ensayo a escala real.

	Cantidad	Unidad
Número de biofiltros	29	ud
Longitud/biofiltro	27	m
Ancho	2	m
Profundidad	80	cm
Grava gruesa (2-4 cm)	60	cm
Arena lavada	20	cm
Especie vegetal	<i>Phragmites australis</i>	10 plantas/m ²

Fuente: Elaboración propia

Es conveniente destacar que para el diseño de este humedal se han utilizado los criterios expuestos por [Delgadillo et al. \(2010\)](#). Estos autores señalan que el diseño hidráulico de un humedal debe realizarse cuidadosamente y con métodos constructivos apropiados, ya que es crucial para obtener buenos rendimientos de la eficiencia en la remoción de contaminantes. Tres criterios principales deben ser considerados para el diseño de humedales:

1. Se consideran reactores biológicos.
2. Se considera que el flujo a través del medio poroso es flujo pistón y en forma uniforme.
3. Se consideran los principio de La Ley de Darcy que describe el flujo a través del medio poroso.

En el diseño de los biofiltros se deben conocer algunos datos y criterios de partida:

- ✓ Caudales de las aguas a tratar: caudal medio diario, Q_{md} ($m^3 d^{-1}$), caudal máximo horario, Q_{max} ($m^3 h^{-1}$) y caudal mínimo horario, Q_{min} , ($m^3 h^{-1}$), estos dos últimos deben ser precisos para el dimensionamiento del pretratamiento y del tratamiento primario.

- ✓ Concentración de las aguas a tratar: DBO₅ (e) (mg L⁻¹) y N(e) (mg L⁻¹) (si se precisa su eliminación).
- ✓ Concentración a alcanzar en las aguas tratada: DBO₅(s), (mg L⁻¹) y N(s) (mg L⁻¹) (si se precisa su eliminación).
- ✓ Temperatura de operación (°C): generalmente se emplea la temperatura media del mes más frío.

En la **Tabla 5.5** se muestran los parámetros de diseño más utilizados comúnmente para las dos modalidades básicas de humedales artificiales de flujo subsuperficial.

Tabla 5.5. Parámetros de diseño de los Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial

Parámetros	Valor	
	Horizontal	Vertical
Carga orgánica (kg DBO₅/ha·d)	8*	14*
Profundidad media del sustrato (m)	0,4 – 0,6	0,5 – 0,8

*Referida al efluente del tratamiento primario

Una vez se han conocido los datos de partida para el diseño del humedal artificial horizontal de flujo subsuperficial, se procede al cálculo de las características del biofiltro:

- ◆ Área superficial necesaria.
- ◆ Relación longitud/anchura.
- ◆ Profundidad.
- ◆ Pendiente de fondo.
- ◆ Especie vegetal.
- ◆ Sustratos a emplear.

A continuación, se hace una descripción detallada de los mismos, indicando los métodos de cálculo de la superficie necesaria para el biofiltro, así como de la relación longitud/anchura.

Cálculo del área superficial del biofiltro

Para el diseño del dimensionamiento de los *Humedales Artificiales*, se toma como base los modelos más usados que emplean el criterio de considerarlos como reactores de flujo pistón, estos principios siguen cinéticas de primer orden para la eliminación de los distintos contaminantes, este criterio es válido tanto en *Humedales*

Horizontales de Flujo Superficial como Subsuperficial. La energía para romper las resistencias creadas por la vegetación, capa de sedimentos, raíces y sólidos acumulados en los humedales está dada por la pérdida de carga entre el flujo de entrada y salida, para lograr esta energía se le da una pendiente de fondo al humedal.

Mediante la siguiente ecuación se calcula el área superficial superficie necesaria de establecimiento del *Humedal Artificial o Biofiltro*:

Ecuación 5.1

$$S = L \times A = \frac{Q_{m,d} \cdot \ln(C_{(e)}/C_{(s)})}{K_T \cdot h \cdot \varphi_s}$$

Donde:

S = superficie necesaria del humedal (m^2).

L = longitud del humedal (m).

A = anchura del humedal (m).

$Q_{m,d}$ = caudal medio diario de alimentación ($m^3 s^{-1}$).

$C_{(e)}$ = concentración del contaminante en agua de entrada ($mg L^{-1}$).

$C_{(s)}$ = concentración del contaminante en el agua de salida ($mg L^{-1}$).

K_T = constante de reacción (d^{-1}).

h = profundidad del humedal (m).

φ_s = porosidad del medio granular (tanto por uno).

La constante de reacción (K_T) depende de la temperatura del agua, T , ($^{\circ}C$) y se obtiene de la siguiente expresión empírica:

Ecuación 5.2

$$K_t = 1,104 * 1,06^{T-20}$$

Donde:

T = temperatura del agua

La profundidad del humedal generalmente varía de 0,3 a 1 m, para este proyecto se usará 0,80 m. La pendiente de 0,1 a 1%, en este estudio usaremos 1%

Asimismo la porosidad del medio filtrante se puede obtener de la siguiente tabla (Tabla 5.6) donde se presentan los valores de porosidad para distintos tipos de sustrato.

Tabla 5.6. Valores de la porosidad para distintos tipos de sustrato.

Tipo de material	Tamaño efectivo d_{10}^* (mm)	Porosidad (ϕ_s)
Arena gruesa	2	0,28 – 0,32
Arena gravosa	8	0,30 – 0,35
Grava fina	16	0,35 – 0,38
Grava media	32	0,36 – 0,40
Roca gruesa	128	0,38 – 0,45

* d_{10} = diámetro para el que el 10% del sustrato es más fino.

Fuente: (Delgadillo *et al.*, 2010)

Para los valores de porosidad, considerando que en los humedales se empleará arena gravosa, así consideraremos un valor medio de porosidad de:

$$\phi_s = 0,32$$

Cálculo de la relación longitud/anchura:

Para determinar las dimensiones de longitud y ancho del humedal, se determinará como un parámetro arbitrario que se decide en función de:

- ✓ Área necesaria de humedal para llevar a cabo la depuración esperada.
 - ✓ Relación largo/ancho deseada en función de la disponibilidad de terreno.
- Cuando mayor es la relación largo/ancho se tiene un mayor rendimiento en la depuración, pero se pueden tener problemas de flujos preferenciales. La relación largo/ancho recomendable es de 4:1, aunque hay muchos humedales construidos con relaciones muy diferentes, alcanzando valores 12:1.

Una vez seleccionado la relación largo/ancho, y conociendo la superficie (A) del humedal, se calcula el largo y el ancho del humedal mediante la siguiente expresión:

Ecuación 5.3

$$(P \cdot X) * (X) = S$$

Ecuación 5.4

$$X = \sqrt{\frac{S}{P}}$$

Donde:

X = Anchura del humedal (m).

S = Superficie del humedal (m²).

P = Relación largo/ancho (m/m).

Tiempo de Retención Hidráulico (TRH):

El Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) se define como el tiempo que permanece el agua residual en el humedal. Dicho parámetro se obtiene a partir de la siguiente expresión:

Ecuación 5.5

$$TRH = \frac{S \cdot h}{Q}$$

Donde:

S = Superficie del humedal (m²).

Q = Caudal de diseño del humedal (m³ día⁻¹).

h = Profundidad del humedal (m).

Resultados obtenidos para este ensayo

Para el dimensionamiento de las celdas de los biofiltros se aplicarán las ecuaciones descritas anteriormente. Para calcular el caudal de diseño, en litros día⁻¹, se obtiene a partir de la siguiente expresión:

$$Q_{m,d} = V_{purin} \left(\frac{m^3}{año} \right) * \% Humedad \rightarrow Q_{m,d} = 40000 * 0,95 = 38000 \frac{m^3}{año} = \mathbf{104,1 m^3/día}$$

Los valores de concentración en el efluente como en el influente, se han obtenido de los valores de DBO₅ de la **Tabla 5.5**.

Para la determinar la constante *Kt* de la **Ecuación 5.2**, se tiene en cuenta que el valor medio de temperatura del purín bruto es 15 °C, obtenemos su valor:

$$K_t = 1,104 * 1,06^{15-20} \rightarrow K_t = 0,825$$

Para nuestro caso de la profundidad seleccionada ha sido de **0,80 m**.

Luego la superficie requerida es:

Ecuación 5.6

$$S = L \times A = \frac{Q_{m,d} \cdot \ln(C_{(e)}/C_{(s)})}{K_T \cdot h \cdot \varphi_s} \rightarrow S = \frac{104,1 * \ln(3300/3966.7)}{0,825 * 0,80 * 0,32} \rightarrow S = 90,70 \text{ m}^2$$

Para comprobar la superficie dimensionada para los humedales como correcta, hay que tener en cuenta el Tiempo de Retención Hidráulico (TRH), que se calculó empleando la **Ecuación 5.5**. Se recomienda que el valor del TRH no sea inferior a 3 días, por tanto la superficie calculada ha sido:

$$TRH = \frac{S \cdot h}{Q} \rightarrow TRH = \frac{90,70 * 0,80}{104,1} \rightarrow TRH = 0,697 \text{ días}$$

Dado que este valor es inferior al mínimo TRH=3 días, calcularemos la superficie en función de este tiempo. Si despejamos la superficie de la **Ecuación 5.6**, obtenemos:

$$S = \frac{Q_{m,d} \cdot 3}{h} \rightarrow S = \frac{104,1 * 3}{0,8} \rightarrow S = 390,37 \text{ m}^2$$

Esta superficie resulta muy extensa e inviable para la construcción de un único biofiltro, por tanto se considerará un área aproximada de 54 m² (relación largo-ancho 12:1) por celda, así el número de humedales será:

$$N^{\circ} \text{ celdas} = \frac{S}{A} = \frac{390,37 \text{ m}^2}{48 \text{ m}^2} = 8,13 \approx 8 \text{ ud}$$

Para las dimensiones de largo y ancho de cada celda del biofiltro se utilizará la **Ecuación 5.4**, utilizando la relación largo/ancho 12/1

$$X = \sqrt{\frac{S}{P}} \rightarrow X = \sqrt{\frac{48}{12/1}} \rightarrow X = 2.0 \text{ m}$$

$$Y = X \cdot P \rightarrow Y = 2,0 * \frac{12}{1} \rightarrow Y = 24,0 \text{ m}$$

El volumen total de cada celda sería:

$$V_{total} = X \cdot Y \cdot h \rightarrow V_{total} = 2,0 * 24,0 * 0,80 \rightarrow V_{total} = 38,40 \text{ m}^3 \approx 40 \text{ m}^3$$

Este volumen no es el volumen real a tratar por cada celda del humedal, pues hay que descontar el volumen del material de relleno. De acuerdo a la patente número **ES 2 363 363 B2** obtenida por el grupo GARSA, los humedales son capaces de depurar entre un tercio y una sexta parte de su volumen, por tanto, recalculemos el número de celdas tomando en cuenta el volumen ocupado por el sustrato.

$$V_{1real} = \frac{1}{3} * V_{total} \rightarrow V_{1real} = \frac{1}{3} * 40 \rightarrow V_{1real} = 13,33 \text{ m}^3$$

$$V_{2real} = \frac{1}{6} * V_{total} \rightarrow V_{2real} = \frac{1}{6} * 40 \rightarrow V_{2real} = 6,66 \text{ m}^3$$

Haciendo los cálculos nuevamente del número de celdas necesarias para tratar un volumen de purín producido en 3 días, tenemos que:

$$V_{tratar} = Q \cdot TRH \rightarrow V_{tratar} = 104,1 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} * 3 \text{ días} \rightarrow V_{tratar} = 312,3 \text{ m}^3$$

$$N^{\circ} \text{ celdas} = \frac{s}{A} = \frac{312,3}{13,33} = 23,42 \approx 23 \text{ ud}$$

$$N^{\circ} \text{ celdas} = \frac{s}{A} = \frac{312,3}{6,66} = 46,89 \approx 47 \text{ ud}$$

En el proyecto se construyeron 29 celdas adaptando la superficie disponible a los resultados del diseño.

5.5. Resultados y discusión

5.5.1. Parámetros físico-químicos

En las

Tabla 5.7 y **Tabla 5.8** se muestran los valores medios obtenidos para cada uno de los parámetros analizados en el proyecto a escala real llevado a cabo en las instalaciones de Jurramenta.

Como puede observarse en la

Tabla 5.7 el rango de temperatura osciló entre 15,0-16,3 °C en el ciclo 1 y entre 8,7-10,9 °C en el ciclo 2 (**Tabla 5.8**). Aunque no se experimentaron grandes variaciones, las diferencias han sido alrededor de 2 °C entre los valores máximo y mínimo, estadísticamente se encontraron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre el módulo B1 y el resto de módulos para el primer ciclo (C1), mientras que en el segundo ciclo (C2) las diferencias se encontraron entre el B1 con el resto de módulos (B2, B3, BF y BA) y entre BF con el resto de los módulos (B1, B2, B3 y BA).

La temperatura en el sistema de depuración es un parámetro que depende en gran medida de la temperatura ambiente (Mashauri *et al.*, 2000), es determinante para la actividad metabólica de los microorganismos que residen en los humedales. Shingare *et*

al. (2019) en un estudio sobre el uso de humedales artificiales para la eliminación de patógenos en aguas residuales concluyeron que la temperatura estacional puede producir cambios en la activación de los microorganismos, eliminándose mejor los patógenos en altas temperaturas. Los rangos de temperatura observados en nuestro estudio en el ciclo 1 resultaron más altos comparados con el ciclo 2, lo que pudo influir en el porcentaje de eficiencia para la remoción de parámetros como fueron el NT, DBO₅, DQO, PT y K⁺.

Los contenidos en sólidos totales en suspensión han sido muy variables en el ciclo C1, aumentando en el módulo B2 (15,1 g L⁻¹) y ligeramente en el BF (4,9 g L⁻¹) comparados con los módulos precedentes, pero con una importante disminución en el depósito B3 (3,7 g L⁻¹) (

Tabla 5.7). En el ciclo C2 el comportamiento fue más característico de estos tipos de sistemas de tratamiento, disminuyendo conforme iba pasando por cada uno de los módulos (26,7-10,4-2,1-1,6-1,2 g L⁻¹ en B1-B2-B3-BF-BA, respectivamente), con un rendimiento de remoción muy acusado en el módulo B2, después de haber pasado por el separador de fases (**Tabla 5.8**). Frecuentemente la eficiencia y lo complejo de una técnica de separación reflejan el coste del mismo. Sedimentación, centrifugación y separadores mecánicos de tornillo de prensa/tamices son técnicas de coste bajo, mientras que los tratamientos biológicos, evaporación, ultrafiltración, y ósmosis inversa son técnicas costosas y complejas (Møller *et al.*, 2000; Hjorth *et al.*, 2010). En el ensayo a gran escala el separador de fases con filtros de malla utilizado ha resultado muy efectivo en la eliminación de los sólidos del purín bruto, como se verá posteriormente, al igual que también lo fue en el estudio piloto.

Los valores medios del pH oscilaron entre 7,7 y 8,2 para ambos ciclos ensayados, resultando ligeramente alcalinos, lo que puede considerarse adecuado para la reutilización del purín depurado en suelos agrícolas, ya que los valores de pH recomendados para estos fines suelen estar entre 7 a 8. Los niveles de pH en agua utilizada para riego alteran también el pH del sustrato, por tanto, con un pH muy ácido (< 4) afecta el desarrollo de las raíces de las plantas además de que los nutrientes se disuelven con mucha más facilidad, siendo absorbidos por las plantas más rápidamente y provocando un exceso de minerales como aluminio o hierro, así como la carencia de otros componentes esenciales como magnesio, potasio y fósforo (Scholz, 2015). Por otro lado, un pH muy alcalino causa el efecto contrario, los nutrientes no se disuelven fácilmente, lo que puede provocar una deficiencia de nutrientes en las plantas, afectando su desarrollo.

La concentración de hidrógeno, como medida de pH influye en muchas transformaciones tales como el reparto de las formas ionizadas y no ionizadas de carbonatos y amoníaco, y controla la solubilidad de los gases como el amoníaco, y los sólidos como la calcita. El dióxido de carbono disuelto, un componente principal de la alcalinidad, es una fuente de carbono para los microbios autótrofos y es el componente fundamental de la vegetación de los humedales (Kadlec y Wallace, 2009). Este fenómeno puede quizás explicar el aumento de iones como el Ca^+ , Mg^+ y Na^+ que aumentaron en los módulos B2 y BA donde se registró un aumento del pH, para los ciclos 1 y 2.

La conductividad eléctrica del ciclo C1 resultó más alta que en el ciclo C2, esto pudo deberse a la alimentación de los cerdos o puede estar relacionado con la evaporación, que en el ciclo 1 resultaron más altas. En los dos ciclos de tratamiento se observó que la CE disminuyó tras el paso del purín bruto a través de los módulos de depuración. En el ciclo C1 los valores medios descendieron de 24 dS m^{-1} en el B1 a 21 dS m^{-1} en el BF, de forma similar y en los mismos módulos, en el ciclo C2 disminuyó de 18 a 15 dS m^{-1} . El rango de valores para purín bruto puede ser muy amplio, estudios previos han encontrado valores de 23 dS m^{-1} (Suresh *et al.*, 2009) 32 dS m^{-1} (De la Fuente *et al.*, 2010), 26 dS m^{-1} (Bayo *et al.*, 2012), y 16 dS m^{-1} (Gomez-Garrido *et al.*, 2014) en el purín como input en sus tratamientos.

El descenso tan escaso en la CE se podría ver afectado posiblemente por la liberación de sales mediante la interacción entre el sustrato y el biofilm dentro del humedal, de esta forma aumenta la CE en el medio acuoso, lo que a la vez provoca que el pH se mantenga neutro (Kadlec y Knight, 1997). Por otro lado, el alto contenido de sales en el purín de inicio, pudo impedir el desarrollo óptimo de las plantas (Burdick *et al.*, 2001), entorpeciendo la absorción de sales por no tener suficiente biomasa radicular.

Suresh *et al.* (2009) encontraron una correlación positiva entre la CE con el K^+ y Na^+ . En esta tesis, este patrón de comportamiento de la CE fue similar, en el ciclo 1 disminuyendo ligeramente en los módulos de pretratamiento B2 y B3, pero en el ciclo 2 en los módulos B3 y BF.

El comportamiento del NT fue semejante en los ciclos C1 y C2, el NT disminuyó su contenido con respecto a los valores iniciales en el purín bruto en el tanque de recepción (B1). En el ciclo 1 el contenido medio fue de $2,7 \text{ g L}^{-1}$ en el B1, reduciendo este valor hasta $0,2 \text{ g L}^{-1}$ en la BA, donde se observó la mayor eficiencia y diferencias significativas ($P < 0,05$) entre estos estos módulos. En el ciclo 2, el mayor porcentaje de eficiencia se produjo en el tanque de aireación, donde el purín con un contenido de NT de $2,9 \text{ g L}^{-1}$ en el B1 decreció hasta $1,9 \text{ g L}^{-1}$ en el B2, presentando diferencias significativas ($P < 0,05$) entre estos estos módulos.

Sawattayothin y Polprasert (2007) lograron reducir el NT de $13,74 \text{ mg L}^{-1}$ a $2,31 \text{ mg L}^{-1}$ en un tratamiento de lixiviado de vertedero con humedales artificiales de flujo subsuperficial, debido a la absorción de las plantas.

La nitrificación y desnitrificación son las reacciones más significantes en el proceso de remoción del nitrógeno en los humedales y las balsas, por supuesto siempre y cuando las condiciones ambientales favorezcan el crecimiento de la bacterias nitrificantes capaces de reproducirse bajo condiciones aerobias y las bacterias desnitrificantes que tienen la capacidad de reproducirse en condiciones anaerobias (Polprasert y Kittipongvises, 2011). En nuestro ensayo a escala real estos procesos tal vez no se completaron para reducir eficazmente el NT en el ciclo 2, aunque se puede mencionar que en la BA en el ciclo 1 sí se produjo tales descensos como se ha mencionado en el párrafo anterior. Además al compararlo con el ensayo a escala piloto se observó que el sistema con policultivo fue más efectivo en la disminución del

contenido de nitrógeno total, de lo que podemos deducir que la depuración con humedales con policultivo resultan más beneficiosos en la remoción del NT frente a humedales con monocultivo, como afirman investigaciones previas (Arias *et al.*, 2010; Huang *et al.*, 2019).

De acuerdo con Asaeda y Karunaratne (2000) y González-Alcaraz *et al.* (2012) el aumento de la temperatura favorece los procesos de mineralización y nitrificación, permitiendo el aumento de los nitratos y a la vez el descenso del nitrógeno amoniacal. En nuestro estudio a escala real entre el 65-70% del nitrógeno total contenido en el purín fue amoniacal y pudo observarse que tanto el NH_4^+ como los nitratos disminuyeron su concentración en el BF, cuando aumentó la T en el ciclo C1, mientras que en el ciclo C2, sorprendentemente estos parámetros mantuvieron sus valores medios tras pasar por el B3 y BF. Esto puede explicarse por un lado las bajas temperaturas cuando se realizó el ciclo 2 que impide un desarrollo óptimo de los microorganismos que fomentan el proceso nitrificación-desnitrificación en el biofiltro, así como también la baja biomasa radicular, que no permitió la producción de oxígeno en el medio y por tanto limitando el accionamiento de las bacterias nitrificantes.

La aireación en el B2 favoreció la disminución del nitrógeno en el ciclo C2, Wu *et al.* (2016b) observaron que los sistemas aireados presentaron mejores resultados, no solamente en cuanto a los porcentajes de remoción del nitrógeno, sino también de otros parámetros como la DBO_5 y la DQO frente a sistemas sin aireación.

El patrón de los parámetros DBO_5 , la DQO y PT en el ciclo C1 fue el aumento el tanque B2, pero a partir del siguiente módulo disminuyó de manera progresiva hasta la BA. Los valores medios que se observaron han sido para DBO_5 de 8,8, 4,4, 3,1 y 0,2 g L^{-1} en los módulos B2, B3, BF y BA, respectivamente. La DQO presentó valores de 22,7, 9,0, 7,1 y 1,1 g L^{-1} en los módulos B2, B3, BF y BA, respectivamente. El PT mostró las siguientes concentraciones medias: 177, 38,3, 29,7 y 3,2 mg L^{-1} en los módulos B2, B3, BF y BA, respectivamente. Se encontraron diferencias significativas ($P < 0,05$) cuando se hizo la comparación estadística entre los módulos, excepto entre el B3 y BF.

En el ciclo 2 la tendencia fue disminuir sucesivamente a medida que el purín pasaba a través de cada uno de los módulos del tratamiento. Los valores medios que se

obtuvieron han sido a la entrada en el B1 y a la salida en la BA de 4,7-1,0 g L⁻¹ para la DBO₅, 21,0-3,9 g L⁻¹ para la DQO y 1028-17,9 mg L⁻¹ de PT, respectivamente. Los módulos presentaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre sí, exceptuando B2 y B3 en la DQO; B2, B3 y BF en la DQO; B3 y BF en el PT.

En la bibliografía consultada, autores tales como Kaseva (2004) y Vymazal y Kröpfelová (2009) destacan la influencia de la vegetación en la remoción de compuestos orgánicos. Así, en un estudio para el tratamiento de aguas residuales municipales de agricultura y lixiviado, obtuvieron valores medios de 652 mg L⁻¹ y 1865 mg L⁻¹ para la DBO₅ y la DQO, respectivamente, y porcentajes de remoción entre 60-80 %. Vymazal (2013) también observó mejores resultados en los sistemas plantados en comparación a los que se dejaron sin plantación, usando sistemas híbridos y realizando distintas combinaciones de humedales verticales y horizontales, que mostraron porcentajes >90 % para la DBO₅ y >40 % para la DQO. Por otro lado el efecto del proceso de decantación conjuntamente con la acción de los microorganismos que tienen lugar en la balsa de almacenamiento usan los nutrientes como fuente de alimentación pudieron promover la reducción de DBO₅, la DQO y PT (Caballero-Lajarín, 2013).

El contenido del P conjuntamente con el K y el N, hacen del purín un recurso valioso con propósito fertilizante, equiparable a los fertilizantes minerales comerciales (Hjorth *et al.*, 2010). En el proceso de separación mecánica se asume que el efluente tratado mejorará en cuanto a los contenidos de PT, (Guilayn *et al.*, 2019) de cara a su aplicación en suelos agrícolas (Möller y Müller, 2012).

Hjorth *et al.* (2010) y Christensen *et al.* (2009) han descrito el proceso de transformación del PT durante el almacenamiento, estos autores manifiestan que del PT ingerido por los cerdos en la alimentación, el 50-60% es excretado entre heces y orina, de forma que el 80% de este fósforo está en forma de ortofosfato en el purín. Esta fracción de ortofosfato varía durante el almacenamiento, alcanzando sus valores máximos al principio para descender de manera ligera posteriormente. A este fenómeno se le puede atribuir del descenso en los tanques B1-B3 y BA en los ciclos C1 y C2.

Los contenidos de Cu, Fe, Mn y Zn fueron muy variables, en ambos ciclos, no obstante comparando las medias de entrada en B1 con los valores medios a la salida de la BA, se encontraron diferencias significativas ($P < 0,05$) en todos los casos,

disminuyendo en el ciclo C1 de 1,5-0,3 mg L⁻¹ en el Cu, de 5,0 mg L⁻¹-<LD (límite de detección) en el Fe y de 7,9-0,3 mg L⁻¹ en el Zn. De, de igual forma en el ciclo C2 también se encontraron descensos de 1,5-0,5 mg L⁻¹ en el Cu, 9,9-2,4 mg L⁻¹ en el Fe y de 11,7-2,4 mg L⁻¹ en el Zn.

Koretsky *et al.* (2008) afirman que el potencial redox y el pH de los sedimentos que componen el sistema, son los responsables de la movilidad de los metales en los humedales. Sin embargo, Vymazal *et al.* (2010) encontraron que un pH aproximadamente alcalino en aguas residuales municipales tratadas con humedales no tuvo mucha influencia, de modo que no afectó la movilidad y retención de los metales. Por otro lado, el zinc bajo condiciones aeróbicas es comúnmente asociado con los óxidos de Fe y Mn, siendo retenido por las partículas de hierro en la superficie donde se encuentran las raíces de las plantas y bajo condiciones anóxicas, donde el Zn forma sulfuro muy insoluble y carbonatos (Kosolapov *et al.*, 2004). En nuestro estudio llevado a cabo a escala real pudimos observar un aumento en el Fe y un descenso en el Zn tras el paso por el biofiltro con un pH ligeramente alcalino en ambos casos (C1 y C1), lo que pudiéramos atribuir a la disminución de este parámetro (pH), a la posible asociación y retención de las plantas o a la posible conversión a sulfuro en el caso del Zn.

Uno de los procesos más conocidos en la reducción de metales en los humedales es la absorción a través de las plantas, sin embargo la absorción directa por la biomasa de la planta representa la menor proporción de la remoción de los metales totales en algunos humedales (Kosolapov *et al.*, 2004). En cualquier caso, la vegetación juega un papel crítico en la disminución de los metales vía filtración, adsorción e intercambio catiónico a través de los cambios químicos inducidos por las plantas en la rizosfera. Las plantas también proveen hábitat y compuestos orgánicos, los cuales estimulan la actividad microbiana en los suelos y la formación de complejos con metales (Dunbabin y Bowmer, 1992; Mays y Edwards, 2001).

La remoción de metales en el estudio a escala real en los biofiltros pudo estar asociada a la retención en el sustrato por los mecanismos de intercambio catiónico, precipitación y complejación con la materia orgánica según describe Dunbabin y Bowmer (1992), efecto que pudo verificarse en el estudio a escala piloto en el que la celda sin vegetación que aumentaron ligeramente los porcentajes de reducción de los metales. Estos autores argumentan que la absorción y retención de las plantas

generalmente es menor comparado con lo que adsorben los sedimentos, más aún en nuestro estudio donde contabamos con vegetación poco próspera.

En relación a los cloruros (Cl^-) y los sulfatos (SO_4^{-2}), estos presentaron un aumento a lo largo del tratamiento en los dos ciclos, salvo en el caso de los SO_4^{-2} , que tras su paso por el biofiltro disminuyó en el ciclo C1 y en el B2 y B3 para el ciclo C2, aunque para ambos casos aumento después de pasar por la BA. Tanto los Cl^- como los SO_4^{-2} , mostraron diferencias significativas ($P < 0,05$) en la BA con respecto del módulo previo, el BF y también con relación a los valores de inicio en el B1 para el ciclo C1 y el ciclo C2.

Scholz (2015) explica que los sulfatos depositados en los suelos de los humedales pueden sufrir una reducción por una reacción con los sustratos orgánicos formando sulfuros insolubles. En los humedales el azufre se transforma mediante procesos microbiológicos que ocurren en varias etapas de oxidación, las bacterias usan los sulfuros como aceptores de electrones terminales en la respiración anaeróbica bajo condiciones de pH neutro-alkalino. Dicho autor también indica que la oxidación de los sulfatos ocurre en la capa aeróbica de algunos suelos, llevada a cabo por microorganismos quimio autotróficos (p.ej. *Thiobacillus spp.*) y fotosintéticos.

Los sulfatos (SO_4^{-2}) aumentaron en el ciclo 2 después de su paso por el biofiltro, lo que es comparable con lo verificado en el ensayo piloto, que además fue observado un aumento en los cloruros. Inferimos que como sugieren algunos autores (Chen *et al.*, 2016) que la cantidad de carbono interno en la rizosfera y el carbono externo del efluente secundario no fueron suficientes para estimular los microorganismos reductores del sulfato. Estos factores pudieron contribuir al aumento de las sales en los humedales y por consiguiente explicar las reducciones no significativas de la CE en el ensayo a escala real y el aumento en el ensayo piloto.

Las concentraciones de Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ y K^+ mostraron unas variaciones considerables durante todo el proceso en los dos ciclos ensayados. Comparando los valores medios a la entrada del sistema en el ciclo C1, B1 presentó concentraciones de 210 y 1637 mg L^{-1} mientras que a la salida, en BF las concentraciones fueron de 137 y 1339 mg L^{-1} para el Ca^{+2} y el K^+ , respectivamente, por lo que se observó una cierta disminución. Por su parte, las concentraciones de Mg^{+2} y Na^+ aumentaron en estos

mismos módulos, resultando los valores medios en el B1 de 85,4 y 693 mg L⁻¹ y en el BF de 138 y 799 mg L⁻¹ para el Mg⁺² y Na⁺, respectivamente. Para estos módulos (B1 y BF) se encontraron diferencias significativas ($P < 0,05$) solamente para Mg⁺² y K⁺.

En el ciclo 2 se observó el comportamiento contrario, es decir, el Ca⁺² y el K⁺ aumentaron, mostrando valores medios en el B1 de 59,5 y 1314 mg L⁻¹ y valores de salida en BF 75,4 y 1412 mg L⁻¹ para el Ca⁺² y el K⁺, respectivamente, mientras que el Mg⁺² y Na⁺ disminuyeron sus concentraciones tras el paso por el humedal siendo los valores medios al inicio del tratamiento en B1 de 66,2 y 533 mg L⁻¹ y a la salida en el BF de 36,7 y 502 mg L⁻¹ para el Mg⁺² y Na⁺, respectivamente. En este ciclo de ensayo solamente presentó diferencias significativas ($P < 0,05$) el Mg⁺² cuando se compararon los módulos B1 y BF.

Suaire *et al.* (2016) atribuyen a las plantas un potencial para acumular sales, especialmente si son especies halófitas. Por otro lado Suresh *et al.* (2009) encontraron una correlación positiva entre los iones K⁺ y Na⁺ con la CE. Asimismo Burton (2007) sugiere que la remoción del sodio y el potasio puede realizarse en la fase de pretratamiento vía separación con membrana como única opción, mientras que el calcio y el magnesio pueden precipitar en presencia de ciertos aniones tales como el carbonato y el fosfato, fenómeno que tuvo lugar en el ciclo 1 de nuestro estudio después del módulo de aireación (B3) y en el ciclo 2 después de la separación de fases con filtro de malla (B2).

Tabla 5.7. Características físico-químicas (media± desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en el Ciclo 1 (C1).

Parámetro	Módulos Ciclo 1 (n=3)									
	B1		B2		B3		BF		BA	
T °C	15,0 ± 0,2	a	16,0 ± 0,3	b	15,9 ± 0,3	b	16,3 ± 1,1	b	15,7 ± 0,1	ab
STS (g L ⁻¹)	6,1 ± 0,8	bc	15,1 ± 1,5	d	3,7 ± 0,5	a	4,9 ± 0,6	b	7,0 ± 0,5	c
pH	7,7 ± 0	a	8,2 ± 0	b	8,1 ± 0	b	7,8 ± 0,1	a	8,1 ± 0	b
CE (dS m ⁻¹)	23,7 ± 0,3	c	21,8 ± 0,1	b	21,9 ± 0,2	b	21,1 ± 0,6	a	21,1 ± 0,2	a
NT (g L ⁻¹)	2,7 ± 0,1	d	2,8 ± 0	d	2,2 ± 0,1	c	1,8 ± 0,1	b	0,2 ± 0	a
NK (g L ⁻¹)	2,5 ± 0,2	d	2,6 ± 0	d	1,9 ± 0,1	c	1,5 ± 0,1	b	0,2 ± 0	a
N-NH ₄ ⁺ (g L ⁻¹)	1,9 ± 0,1	b	2,0 ± 0,1	b	1,8 ± 0	b	1,5 ± 0,1	b	0,2 ± 0,1	a
NO (g L ⁻¹)	0,5 ± 0,2	a	0,5 ± 0,1	a	0,2 ± 0,1	a	0,1 ± 0,1	b	0,1 ± 0,1	b
DBO ₅ (g/L)	4,3 ± 0,3	c	8,8 ± 0,4	d	4,0 ± 0,1	b	3,1 ± 0,2	b	0,2 ± 0,1	a
DQO (g L ⁻¹)	10,3 ± 1,5	b	22,7 ± 4,0	c	9,0 ± 0,2	b	7,1 ± 0,6	b	1,1 ± 0,3	a
PT (mg L ⁻¹)	111 ± 3,2	cd	177 ± 109	d	38,3 ± 1,7	bc	29,7 ± 8,9	b	3,2 ± 0,1	a
PO ₄ ⁻³ (mg L ⁻¹)	303 ± 72,0	a	926 ± 60,8	b	<LD		<LD		<LD	
Cu (mg L ⁻¹)	1,5 ± 0,2	c	1,6 ± 0,2	c	1,0 ± 0,1	b	0,7 ± 0,1	b	0,3 ± 0,1	a
Fe (mg L ⁻¹)	5,0 ± 0,5	c	8,2 ± 0,5	a	1,9 ± 0,1	b	3,8 ± 0,7	c	<LD	
Mn (mg L ⁻¹)	<LD		0,6 ± 0,1	a	<LD		<LD		<LD	
Zn (mg L ⁻¹)	7,9 ± 1,4	cd	9,9 ± 2,0	d	5,0 ± 1,1	bc	3,3 ± 0,6	ab	0,3 ± 0,2	a
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	825 ± 82,8	a	856 ± 35,0	ab	950 ± 56,1	ab	1034 ± 105	b	6081 ± 204	c
SO ₄ ⁻² (mg L ⁻¹)	3247 ± 2367	ab	4328 ± 145	bc	4144 ± 125	bc	754 ± 182	a	12230 ± 947	c
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	226 ± 0,5	a	227 ± 1,7	a	227 ± 0,4	a	225 ± 0,7	a	0 ± 0	b
NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	2,7 ± 4,7	a	2,7 ± 4,8	a	2,6 ± 4,5	a	0 ± 0	b	0 ± 0	b
Ca ⁺² (mg L ⁻¹)	210 ± 61,7	bc	231 ± 22,2	c	99,3 ± 6,4	a	137 ± 24,5	ab	539 ± 11,6	d
Mg ⁺² (mg L ⁻¹)	85,4 ± 13,0	b	235 ± 7,9	d	31,1 ± 1,6	a	138 ± 43,7	c	967 ± 11,3	e
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	693 ± 169	b	614 ± 174	b	535 ± 27,0	b	799 ± 131	b	2710 ± 44,4	a
K ⁺ (mg L ⁻¹)	1673 ± 99,6	c	1627 ± 7,7	c	1564 ± 21,7	c	1339 ± 77,7	b	210 ± 4,1	a

B1: tanque de recepción de purín bruto, B2: tanque de aireación, B3: tanque de decantación, BF: biofiltros, BA: balsa de almacenamiento Las letras indican las diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los valores, si son iguales no hay diferencias significativas estadísticamente.

Tabla 5.8. Características físico-químicas (media± desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en el Ciclo 2 (C2).

Parámetro	Módulos Ciclo2 (n=3)									
	B1		B2		B3		BF		BA	
T °C	9,8 ± 0,2	b	8,9 ± 0,2	a	8,8 ± 0,1	a	10,9 ± 0,4	c	8,7 ± 0,3	a
STS (g L ⁻¹)	26,7 ± 5,6	d	10,4 ± 0,2	c	2,1 ± 0,1	b	1,6 ± 0,9	ab	1,2 ± 0,2	a
pH	7,7 ± 0,1	a	7,9 ± 0	bc	8,0 ± 0	bc	7,8 ± 0,1	ab	8,0 ± 0	c
CE (dS m ⁻¹)	18,0 ± 0,4	b	18,9 ± 0,1	c	19,8 ± 0,1	d	19,1 ± 0,4	c	15,1 ± 0,1	a
NT (g L ⁻¹)	2,9 ± 0,1	c	1,9 ± 0,1	b	1,9 ± 0	b	1,8 ± 0,1	b	1,7 ± 0,1	a
NK (g L ⁻¹)	2,7 ± 0,1	c	1,8 ± 0,1	b	1,8 ± 0,1	b	1,7 ± 0,1	b	1,0 ± 0	a
N-NH ₄ ⁺ (g L ⁻¹)	1,9 ± 0	d	1,5 ± 0	bc	1,5 ± 0	c	1,5 ± 0,1	b	0,9 ± 0	a
NO (g L ⁻¹)	0,8 ± 0	c	0,3 ± 0	b	0,2 ± 0,1	ab	0,2 ± 0,1	ab	0,1 ± 0	a
DBO ₅ (g L ⁻¹)	4,7 ± 0,2	d	3,6 ± 0,2	c	3,2 ± 0,1	c	2,4 ± 0,3	b	1,0 ± 0,1	a
DQO (g L ⁻¹)	21,0 ± 8,2	c	7,8 ± 1,3	b	8,6 ± 0,2	b	6,8 ± 0,8	b	3,9 ± 0,1	a
PT (mg L ⁻¹)	1028 ± 81,0	d	72,7 ± 13,8	c	46,6 ± 1,5	b	43,2 ± 2,9	b	17,9 ± 1,4	a
PO ₄ ⁻³ (mg L ⁻¹)	683 ± 143	c	142 ± 31,6	b	145 ± 3,4	b	142 ± 3,9	b	112 ± 0,5	a
Cu (mg L ⁻¹)	1,5 ± 0,3	b	1,2 ± 0,1	b	1,4 ± 0,1	b	1,1 ± 0,1	c	0,5 ± 0	a
Fe (mg L ⁻¹)	9,9 ± 1,2	c	6,6 ± 0,2	b	5,4 ± 0	b	5,6 ± 0,2	a	2,4 ± 0	a
Mn (mg L ⁻¹)	1,3 ± 0,2	c	1,0 ± 0,1	c	0,6 ± 0	b	0,4 ± 0	d	0,2 ± 0	a
Zn (mg L ⁻¹)	11,7 ± 2,4	c	7,8 ± 0,7	b	9,0 ± 0,7	b	6,4 ± 0,7	a	2,4 ± 0	a
Cl (mg L ⁻¹)	936 ± 12,0	b	905 ± 12,4	b	892 ± 44,8	ab	865 ± 44,1	a	1042 ± 7,1	c
SO ₄ ⁻² (mg L ⁻¹)	133 ± 19,4	b	91,0 ± 44,3	b	81,5 ± 1,5	b	85,4 ± 6,5	a	619 ± 58,9	c
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	22,7 ± 0,4	a	34,2 ± 10,8	ab	39,9 ± 3,0	b	39,3 ± 0,4	b	38,8 ± 1,9	b
NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)*	0		0		0		0		0	
Ca ⁺² (mg L ⁻¹)	59,5 ± 5,4	a	144 ± 21,7	b	140 ± 6,7	b	75,4 ± 9,8	a	146 ± 9,1	b
Mg ⁺² (mg L ⁻¹)	66,2 ± 3,7	c	49,0 ± 1,3	b	32,5 ± 3,7	a	36,7 ± 7,5	a	188 ± 9,6	d
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	533 ± 47,8	a	511 ± 3,6	a	518 ± 22,2	a	502 ± 10,1	a	828 ± 65,4	b
K ⁺ (mg L ⁻¹)	1314 ± 129	b	1333 ± 19,9	b	1489 ± 52,7	b	1412 ± 77,1	b	850 ± 86,6	a

B1: tanque de recepción de purín bruto, B2: tanque de aireación, B3: tanque de decantación, BF: biofiltros, BA: balsa de almacenamiento Las letras indican las diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los valores, si son iguales no hay diferencias significativas estadísticamente.

5.5.2. Parámetros microbiológicos

Muchos patógenos son los principales indicadores de la contaminación fecal en las aguas residuales, típicamente incluyen los coliformes fecales (CF), coliformes totales (CT), *Escherichia coli* (*E. coli*), Estreptococos fecales (EF) (Molleda *et al.*, 2008; Wu *et al.*, 2016a). A veces los patógenos están presentes en bajas concentraciones lo cual hace difícil o lenta su detección, por tanto las bacterias indicadoras son normalmente usadas para detectar la posible presencia de patógenos fecales, también son usadas para definir un tratamiento como higiénico de aguas residuales (Sahlström, 2003). La valorización agronómica del purín de forma controlada debe contemplar la seguridad en su manejo, eliminando cualquier factor de riesgo en el proceso de aplicación, de ahí la importancia de la determinación de estos parámetros.

Al inicio del tratamiento se encontraron organismos microbiológicos para los ciclos C1 y C2 (**Tabla 5.9** y **Tabla 5.10**). Las bacterias aerobias mesófilas (BAM) mostraron un descenso sucesivo a lo largo del tratamiento en el ciclo C1, con valores medios al inicio de $5,2 \times 10^3$ (UFC L⁻¹) y $2,6 \times 10^3$ (UFC L⁻¹) en la BA. Valores bastante más bajos que los conseguidos en el estudio piloto que fueron de $3,2 \times 10^6$ y $1,6 \times 10^6$ (UFC L⁻¹) en la balsa de almacenamiento de la celda sin plantación y policultivo, respectivamente. En términos de eficiencia de remoción las BAM fueron reducidas hasta un 50% al final del tratamiento.

Los coliformes totales y estreptococos fecales disminuyeron ligeramente en el B2 del ciclo C1, con valores medios de $3,7 \times 10^3$ a $3,6 \times 10^3$ (UFC L⁻¹) y $3,7 \times 10^3$ a $3,4 \times 10^3$ (UFC L⁻¹), respectivamente. Posteriormente a partir del B3, BF y BA no se detectaron en ningún caso. En cambio, los coliformes fecales y la *E. coli* aumentaron ligeramente con valores medios de $3,4 \times 10^3$ y $3,5 \times 10^3$ (UFC L⁻¹) en el B1 y $3,5 \times 10^3$ (UFC L⁻¹) para ambos parámetros en B2, a pesar de este ligero incremento, en el resto de módulos (B3, BF y BA) no fueron detectados en ningún caso. La *Salmonella* y *Shigella* resultaron ausentes en todos los módulos del ciclo C1.

En el ciclo 2 las bacterias aerobias mesófilas aumentaron en el biofiltro aunque disminuyeron en la BA, valores medios de $4,6 \times 10^3$ (UFC L⁻¹) en B1 y $4,1 \times 10^3$ (UFC L⁻¹) en la BA. En el estudio a escala piloto para la celda con policultivo las BAM fueron eliminadas en su totalidad en la BA. Los coliformes totales, coliformes fecales, *E. coli* y estreptococos fecales disminuyeron en el módulo de BF. Los valores medios observados fueron $3,6 \times 10^3$, $3,7 \times 10^3$, $3,5 \times 10^3$, $4,6 \times 10^3$ (UFC L⁻¹) respectivamente en B1, disminuyendo hasta $2,5 \times 10^3$, 0, $2,5 \times 10^3$, $3,0 \times 10^3$ (UFC L⁻¹) para los CT, CF, *E. coli* y EF, respectivamente, que luego en la balsa de almacenamiento fueron eliminados a excepción de los EF. Los coliformes totales resultaron comparables con el ensayo a escala piloto que a la salida de la celda 2 (policultivo), también se obtuvieron $2,5 \times 10^3$ (UFC L⁻¹). Asimismo los coliformes fecales en el estudio a escala real los biofiltros resultaron más efectivos eliminándolos en su totalidad al compararlos con lo logrado en el estudio a escala piloto que en el humedal aún tenía un $2,9 \times 10^2$ (UFC L⁻¹) que posteriormente fue eliminado en la balsa de almacenamiento.

Con respecto a la *Salmonella* y *Shigella* en el ciclo C2 se encontraron presentes en los primeros módulos B1 y B2, pero a partir del B3 y los subsiguientes módulos se detectó ausencia. En nuestro ensayo piloto no se encontraron estos organismos, no obstante en el estudio a escala real este sistema de tratamiento se demostró la capacidad de eliminación tanto de la *Salmonella* como de la *Shigella*.

Tabla 5.9. Características microbiológicas (media± desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en el Ciclo 1 (C1).

Parámetro	Módulos Ciclo 1 (n=3)					
	B1	B2	B3	BF	BA	Efi total (%)
BAM (UFC L ⁻¹)	5,2 x 10 ³ ± 1,0 x 10 ²	5,1 x 10 ³ ± 1,3 x 10 ²	4,5 x 10 ³ ± 9,3 x 10	3,0 x 10 ³ ± 1,7 x 10 ²	2,6 x 10 ³ ± 2,1 x 10 ²	50
CT (UFC L ⁻¹)	3,7 x 10 ³ ± 2,5 x 10 ²	3,6 x 10 ³ ± 2,3 x 10 ²	ND	ND	ND	100
CF (UFC L ⁻¹)	3,5 x 10 ³ ± 3,2 x 10	3,5 x 10 ³ ± 3,9 x 10	ND	ND	ND	100
<i>E. coli</i> (UFC L ⁻¹)	3,4 x 10 ³ ± 2,4 x 10	3,5 x 10 ³ ± 1,2 x 10 ²	ND	ND	ND	100
EF (UFC L ⁻¹)	3,6 x 10 ³ ± 1,8 x 10	3,4 x 10 ³ ± 1,2 x 10 ²	ND	ND	ND	100

B1: tanque de recepción de purín bruto, B2: tanque de aireación, B3: tanque de decantación, BF: biofiltros, BA: balsa de almacenamiento. BAM: bacterias aerobias mesófilas, CT: coliformes totales, CF: coliformes fecales, *E. coli*: *Escherichia coli*. EF: estreptococos fecales. ND: no detectado.

Tabla 5.10. Características microbiológicas (media± desviación estándar) del purín para cada módulo de tratamiento en el Ciclo 2 (C2).

Parámetro	Módulos Ciclo 2 (n=3)					
	B1	B2	B3	BF	BA	Efi total (%)
BAM (UFC L ⁻¹)	4,6 x 10 ³ ± 3,6 x 10	4,4 x 10 ³ ± 1,0 x 10 ²	5,2 x 10 ³ ± 4,6 x 10	5,1 x 10 ³ ± 7,3 x 10	4,1 x 10 ³ ± 3,4 x 10 ²	17
CT (UFC L ⁻¹)	3,6 x 10 ³ ± 3,9 x 10 ²	2,9 x 10 ³ ± 5,3 x 10 ²	0	2,5 x 10 ³ ± 0	0	100
CF (UFC L ⁻¹)	3,7 x 10 ³ ± 8,3 x 10 ²	2,8 x 10 ³ ± 4,8 x 10 ²	2,0 x 10 ³ ± 0	0	0	100
<i>E. coli</i> (UFC L ⁻¹)	3,5 x 10 ³ ± 1,8 x 10 ²	2,7 x 10 ³ ± 3,0 x 10 ²	2,9 x 10 ³ ± 2,1 x 10 ²	2,5 x 10 ³ ± 2,2 x 10 ²	0	100
EF (UFC L ⁻¹)	4,6 x 10 ³ ± 1,3 x 10 ²	4,4 x 10 ³ ± 1,3 x 10 ²	3,2 x 10 ³ ± 4,0 x 10 ²	3,0 x 10 ³ ± 1,9 x 10 ²	2,5 x 10 ³ ± 2,8 x 10 ²	46

B1: tanque de recepción de purín bruto, B2: tanque de aireación, B3: tanque de decantación, BF: biofiltros, BA: balsa de almacenamiento. BAM: bacterias aerobias mesófilas, CT: coliformes totales, CF: coliformes fecales, *E. coli*: *Escherichia coli*. EF: estreptococos fecales. ND: no detectado.

5.5.1. Eficiencia del sistema

En la **Figura 5.5** y la **Figura 5.7** puede observarse la eficiencia en cada módulo del sistema de los parámetros analizados, asimismo en la **Figura 5.6** y la **Figura 5.8** se muestran las eficiencias totales logradas al final del tratamiento.

La eficiencia obtenida para la T, STS pH y CE en el ciclo C1 ha sido muy variable. Los porcentajes mayores que se lograron en el sistema han sido del 3% para la T en la BA, lo cual era de esperar ya que la temperatura no varió significativamente en el sistema. Por su parte, se observó una remoción del 75% para los STS en el B3; del 4% para el pH en el BF y del 8% para la CE en el B2, después del paso por el separador

de fases. En cuanto a la eficiencia total, resultó negativa para los STS, pH y CE, de modo que aumentaron todos sus valores en la BA respecto a los valores de entrada en el B1, con excepción de la CE que disminuyó en la BA presentando una eficiencia total del 11%. En el ciclo 2 estos parámetros también variaron entre módulos, p.ej. la T bajó un 20% en la balsa de almacenamiento, los STS un 80% en el tanque de decantación, el pH un 2% en el BF y la CE un 21% en la balsa de almacenamiento, sin embargo, las eficiencias totales pueden considerarse buenas para parámetros determinantes como son los STS que descendieron un 96% y la CE con un 16%. Partiendo de estos porcentajes de reducción el efluente tratado presenta este hándicap constatado en el ensayo piloto, por lo que no podría considerarse adecuado para aplicarse como fertilizante orgánico en términos de la salinidad de acuerdo con lo establecido por el [Real Decreto 506 \(2013\)](#) de 4 dS m^{-1} para la CE como valor máximo.

La remoción del nitrógeno en todas sus formas ha sido adecuada en el ciclo C1, ya que los porcentajes superan el 80%, el NT mostró un 88% de disminución y los nitratos se eliminaron en un 100% en la BA. La eficiencia total alcanzada a través de todo el sistema de tratamiento para el NT fue del 92%. En cambio, en el ciclo C2, el porcentaje mayor de remoción fue logrado en el B2, después que el purín pasó por el separador de fases, mostrando un 34% de reducción y una eficiencia total del 42%. Esta diferencia entre eficiencia en el ciclo 1 y el ciclo 2 podría justificarse debido a que algunos humedales sufrieron una obstrucción en el primer ciclo, aun así bajo esas circunstancias, el sistema resultó efectivo. [Polprasert y Kittipongvises \(2011\)](#) reportaron un 20-40% y 10-30% de reducción del N en humedales y balsa de almacenamiento, respectivamente, debido a los procesos de nitrificación y desnitrificación

Unos elevados porcentajes de eliminación fueron obtenidos en la BA en el ciclo C1 para la DBO₅, DQO y PT, del 93%, 85% y 89%, respectivamente. La eficiencia total mostró valores entre 89-97% para estos parámetros. Estos porcentajes resultaron muy similares a los obtenidos en el estudio piloto. En el ciclo C2 los porcentajes exhibidos fueron más bajos, entre 43 y 59%, y las eficiencias totales resultaron similares entre 78-98%. Algunos autores han encontrado porcentajes similares usando agentes químicos, lo que indica que el sistema usado en esta tesis ha resultado efectivo y eficiente. Por ejemplo, [Vanotti et al. \(2005\)](#) en un tratamiento de separación sólido-líquido de deyecciones porcinas mediante la aplicación de poliacrilamida y luego filtro de arena

lograron reducir los STS en 97%, la DBO₅ en un 85% y la DQO en 83%. Mientras que [Hjorth et al. \(2010\)](#) logró reducir el P en un 64% también con la técnica de coagulación con FeCl₃, considerado uno de los mejores floculantes en la actualidad.

[Kaseva \(2004\)](#) argumentó que otro factor influyente en el descenso de los nutrientes se debe a la presencia de vegetación en los humedales como sistema de depuración. En su estudio tratando aguas residuales con humedales, los porcentajes de reducción alcanzados para la DQO fueron entre el 56-60% en humedales plantados frente a un 33% conseguido en el control. [Sehar et al. \(2015\)](#) confirman este criterio reportando porcentajes de 65% en la DBO₅ y 81% en la DQO en el tratamiento de aguas residuales domésticas en humedales con plantación.

Los porcentajes de remoción más acusados para los metales se produjeron al final del tratamiento en la balsa de almacenamiento para ambos ciclos (C1 y C2), estos porcentajes alcanzaron el 81 y 68% para el Cu, el 100 y 76% para el Fe, el 100 y 82% para el Mn, y el 96 y 80% para el Zn en los ciclos C1 y C2, respectivamente. Los cloruros y los sulfatos aumentaron en los dos ciclos mostrando un mismo comportamiento al final del sistema. Los procesos más importantes que afectan la acumulación/movilización en los humedales bajo condiciones anóxicas y aeróbicas son la creación de sulfuros vía la reducción de los sulfatos y la disolución de óxidos hidratados de Fe y Mg. Condición que fue observada en los resultados de este estudio, tanto a escala piloto como a escala real

Los cationes Ca⁺², K⁺, Mg⁺² y Na⁺ presentaron una misma tendencia cuando se calculó la eficiencia total, aumentando en un 157% y 146% para el Ca⁺², 1032% y 184% para el Mg⁺², 291% y 55% para el Na⁺ y disminuyendo en un 87 y 35% para el K⁺ en el ciclo C1 y C2, respectivamente. Esta tendencia fue observada en el ensayo piloto para el Na⁺ y el K⁺ y contrariamente para Ca⁺², y Mg⁺². [Max Finlayson y Chick \(1983\)](#) encontraron reducciones entre 7-34% para el sodio y 9-56% en el potasio, tales valores son semejantes a los encontrados en esta tesis.

Los coliformes totales, coliformes fecales y la *E. coli* fueron totalmente eliminados (100% de reducción) debido al efecto del conjunto de los módulos del sistema en los dos ciclos que fueron experimentados. Por otra parte, las bacterias

aerobias mesófilas descendieron en un 50 y un 17%, mientras que los estreptococos fecales descendieron en un 100 y 46% en los ciclos C1 y C2, respectivamente.

Los tratamientos basados en separación de fases pueden tener un efecto pronunciado, ya que los microorganismos que no suelen exceder 1 mm, siendo muchas veces más pequeños, tienen la tendencia de formar flóculos, o bien quedarse atrapados o adheridos a otras materias sólidas (Burton, 2007). Estos mecanismos son pasos cruciales para la retención de la biomasa en el proceso de tratamiento de aguas por el efecto de la sedimentación (Tchobanoglous *et al.*, 2002). Los porcentajes de reducción de los patógenos pueden resultar muy variables, en la bibliografía consultada algunos autores han llegado a obtener >95% en la remoción de los mismos, comparados con otros que apenas alcanzan <20%, esto depende de varios factores, la calidad del influente, los sistemas de pretratamiento usados, la solubilidad, y el diseño del humedal (Burton, 2007; Wu *et al.*, 2016a; Shingare *et al.*, 2019). Por tanto, los porcentajes de remoción totales conseguidos en este ensayo se encuentran dentro de estos rangos.

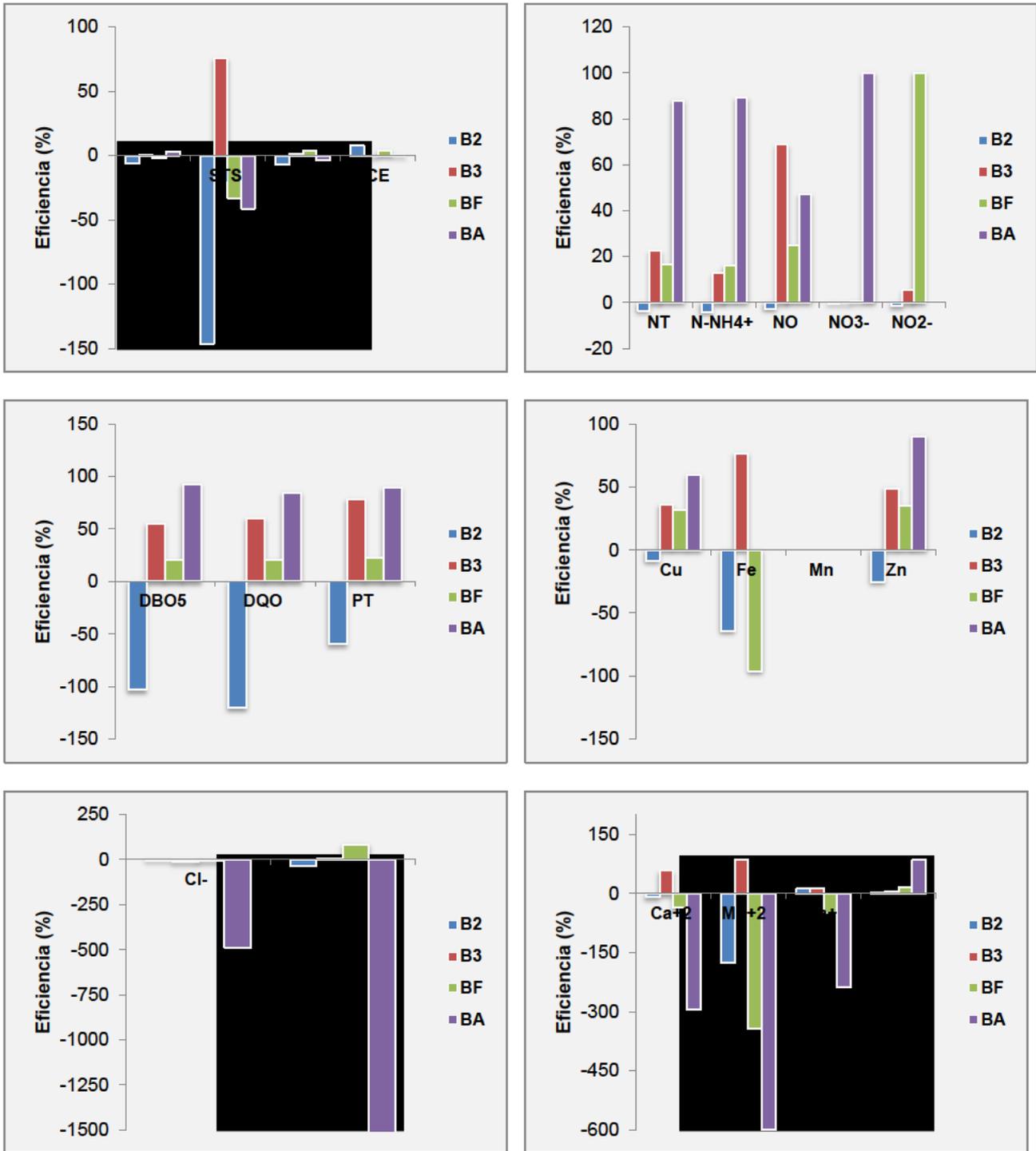


Figura 5.5. Eficiencia de cada módulo del sistema de depuración en el Ciclo 1

B2: tanque de aireación, B3: tanque de decantación, BF: biofiltros, BA: balsa de almacenamiento. La eficiencia de cada módulo está calculada respecto del módulo que le precede. Los valores negativos indican que el parámetro aumenta.

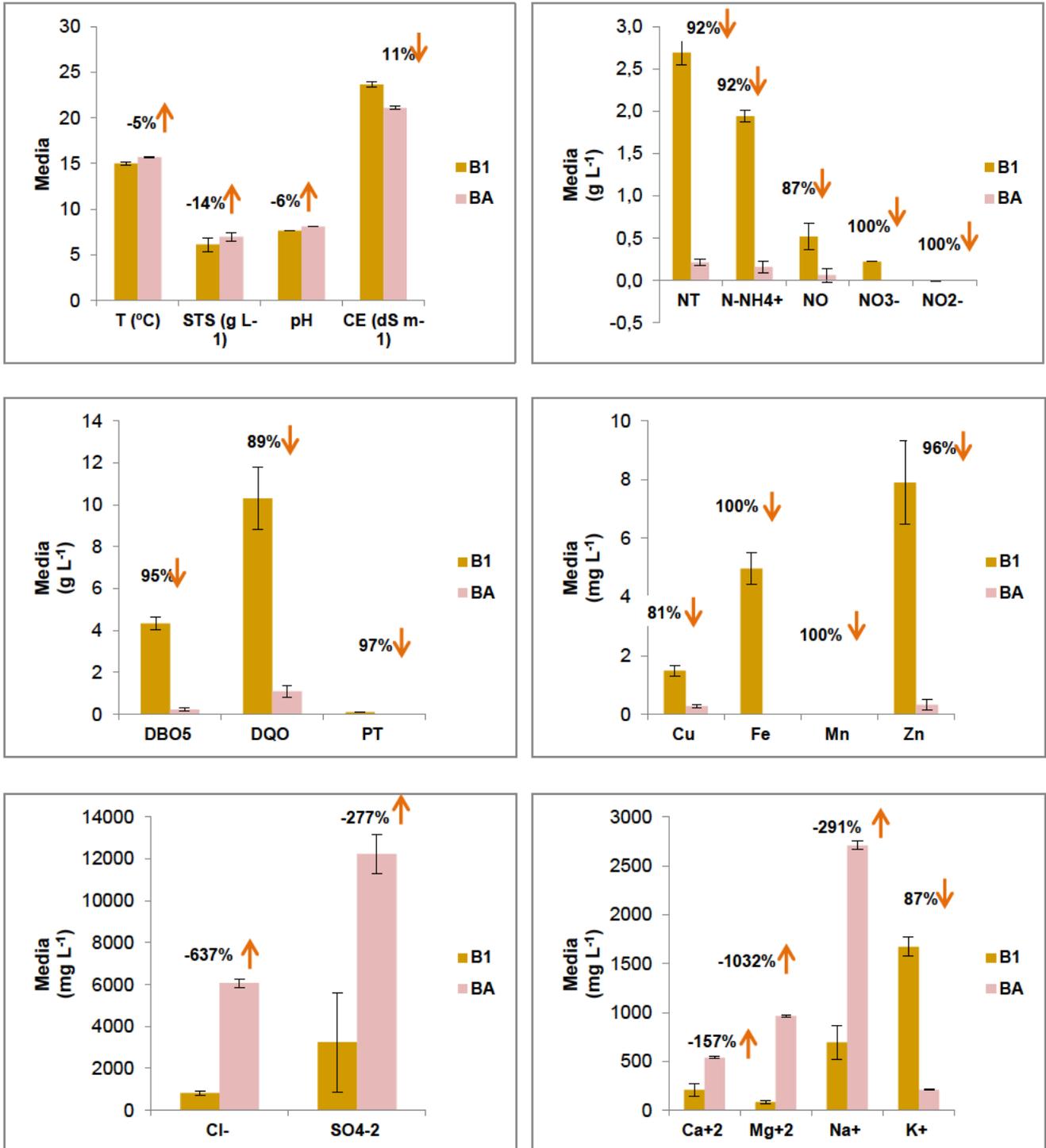


Figura 5.6. Eficiencia total del sistema para cada parámetro en el Ciclo 1.

La eficiencia total está calculada en la balsa de almacenamiento respecto del purín bruto. Las barras representan los valores medios en el depósito de recepción del purín bruto (B1) y la balsa de almacenamiento (BA) y las barras de error representan la desviación estándar. Los valores negativos indican que el parámetro aumenta.

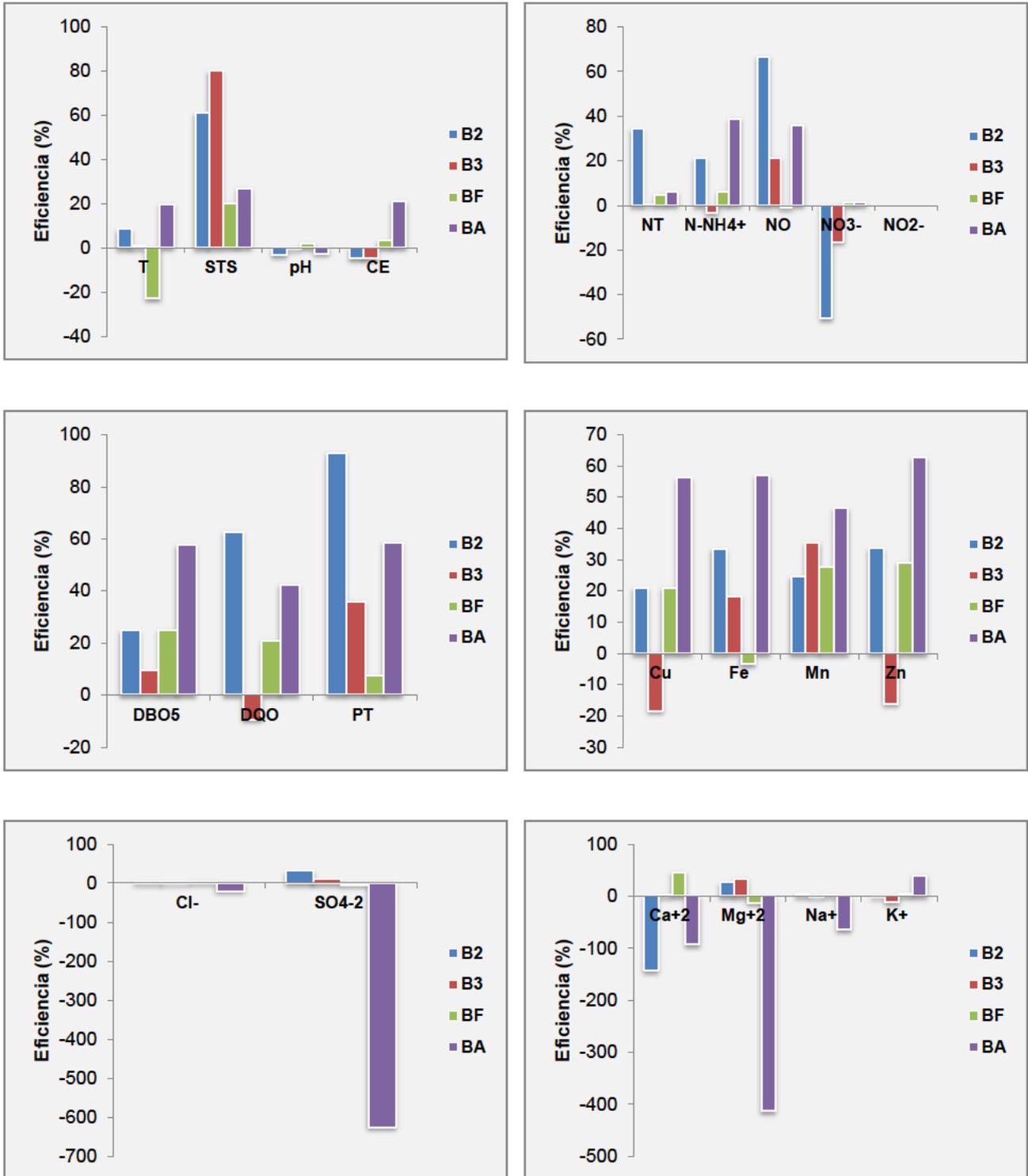


Figura 5.7. Eficiencia de cada módulo del sistema de depuración en el Ciclo 2.

B2: tanque de aireación, B3: tanque de decantación, BF: biofiltros, BA: balsa de almacenamiento. La eficiencia de cada módulo está calculada respecto del módulo que le precede. Los valores negativos indican que el parámetro aumenta.

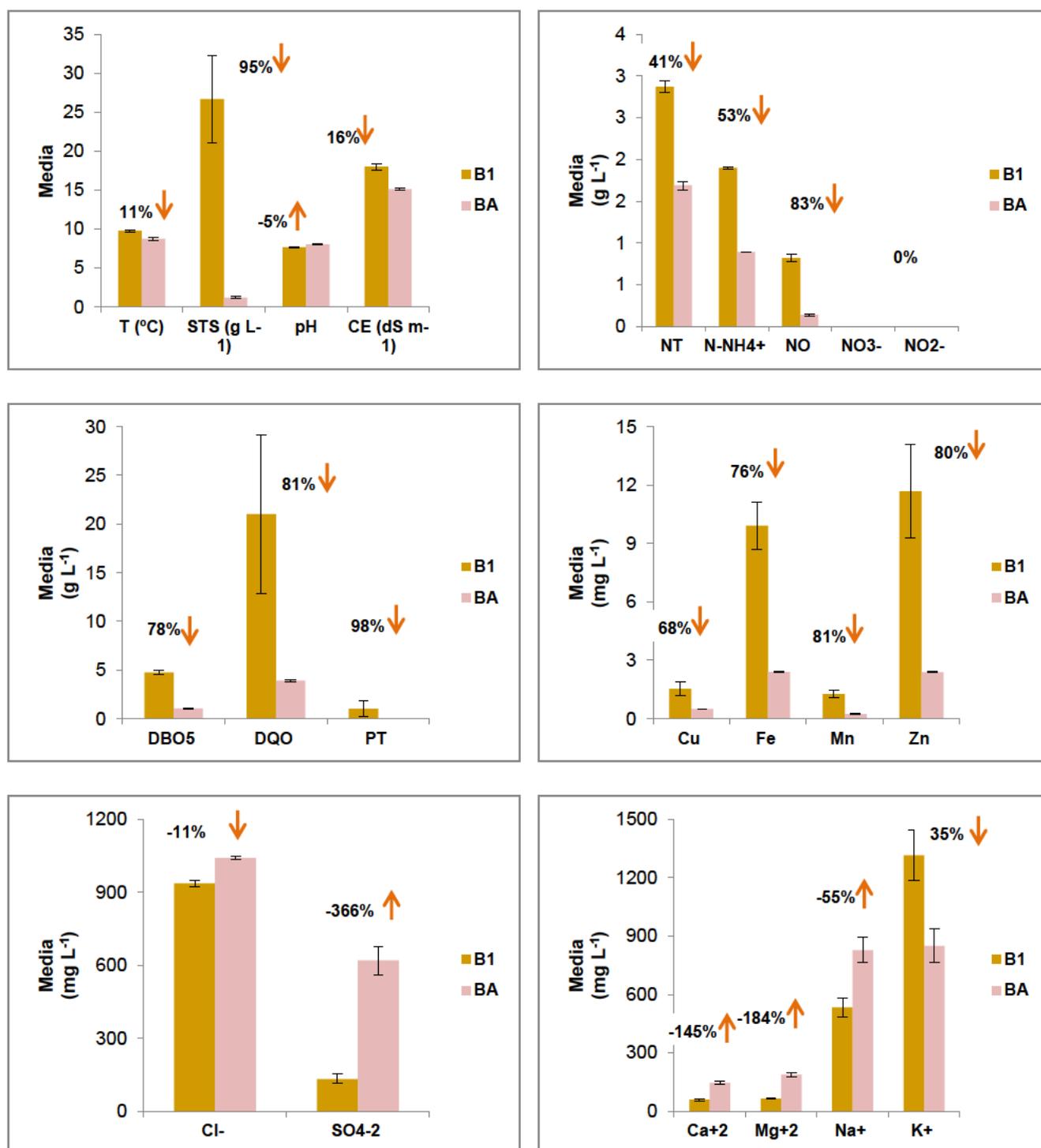


Figura 5.8. Eficiencia total del sistema para cada parámetro en el Ciclo 2.

La eficiencia total está calculada en la balsa de almacenamiento respecto del purín bruto. Las barras representan los valores medios en el depósito de recepción del purín bruto (B1) y la balsa de almacenamiento (BA) y las barras de error representan la desviación estándar. Los valores negativos indican que el parámetro aumenta.

Tal como se hizo en el ensayo piloto, en la **Tabla 5.11** se ha realizado una comparativa en cuanto a calidad y cantidad de los fertilizantes convencionales frente a

al purín bruto y depurado del ensayo a escala real. Se tomó en consideración las recomendaciones del RD 506/2013 y se ha calculado el contenido de nitrógeno y el volumen de aplicación de distintos tipos de fertilizantes (convencional nitrogenado, abono compuesto líquido NPK, orgánico nitrogenado y orgánico NPK de origen animal) respetando la normativa que establece la dosis de $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. De igual modo se realizaron los cálculos para el purín bruto y depurado del ensayo a escala real del ciclo 2 por ser más representativo en cuanto a contenido de nitrógeno, calculando además las proporciones de fósforo y potasio en cada uno de los casos, para el volumen de aplicación marcado por el contenido de N para zonas vulnerables (RD 261/1996 de 16 de diciembre).

De estos cálculos podemos deducir por ejemplo que podríamos aplicar un volumen 17 veces mayor (58.621 L) de nuestro purín bruto y 29 veces (100.000 L) de purín depurado frente a un abono compuesto líquido NPK (3.400 L) en una hectárea por año en zonas vulnerables. Se infiere también, que se podría aplicar prácticamente el doble de volumen de purín depurado frente a purín bruto. Esta comparativa nos da a entender que un sistema de tratamiento como el que se ha planteado en este estudio representa una alternativa sostenible que permite por un lado dar salida a los purines producidos en explotaciones porcinas minimizando los riesgos de contaminación, proporcionando nutrientes como N y K, principalmente y, por otro lado, suministrando agua de riego en una explotación agrícola con grandes demandas, como la estudiada, situada en una zona semi-árida.

En relación a la carencia que tiene el efluente en cuanto a los contenidos de P, inconveniente que pudo observarse de manera similar en el estudio piloto, puede complementarse con otros fertilizantes orgánicos como ya se comentó. En este ensayo a escala real la conclusión a la que llegamos es semejante a la del ensayo piloto, es decir, los contenidos de P pueden ser complementados y a pesar de esta limitación el purín depurado con este tipo de tratamiento integral constituye un recurso muy útil para ser valorizado agrónomicamente.

Tabla 5.11. Volumen de aplicación de fertilizantes convencionales y de origen orgánico. Ensayo escala real.

Tipo de fertilizante	Nutriente	Contenido mínimo/determinado en laboratorio*		Cantidad de aplicación kg ha ⁻¹ año ⁻¹	Volumen de aplicación** L ha ⁻¹ año
		%	g L ⁻¹		
Convencional nitrogenado	N	35	350	170	486
Abono compuesto liquido NPK	N+ P ₂ O ₅ + K ₂ O = 7%				
	N	5	50	170	3400
	P ₂ O ₅	1	10	34	3400
	K ₂ O	1	10	34	3400
Orgánico nitrogenado	N	6	60	170	2833
Orgánico NPK de origen animal	N+ P ₂ O ₅ + K ₂ O = 6%				
	N	3	30	170	5667
	P ₂ O ₅	1,5	15	85	5667
	K ₂ O	1,5	15	85	5667
Purín bruto	N	0,29	2,9	170	58.621
	P	0,10	1,03	60	58.621
	P ₂ O ₅	0,24	2,36	138	58.621
	K	0,13	1,3	76	58.621
	K ₂ O	0,16	1,56	91	58.621
Purín depurado con humedales	N	0,17	1,7	170	100.000
	P	0,002	0,018	2	100.000
	P ₂ O ₅	0,004	0,041	4	100.000
	K	0,085	0,85	85	100.000
	K ₂ O	0,102	1,02	102	100.000

*El contenido mínimo de los fertilizantes han sido extraídos del RD 506/2013, exceptuando el purín bruto y depurado que provienen de los resultados obtenidos en este estudio.

(**) El contenido en N según el RD261/1996 de 16 de diciembre para zonas vulnerables marca el volumen de aplicación para todos los casos.

5.6. Resultados del ensayo en la valorización agronómica del purín en suelo agrícola

Como se ha descrito y calculado en el apartado 5.3.2 la dosis de aplicación establecida para la valorización agronómica del purín fue como se detalla a continuación:

Dosis de aplicación: 310 kg N ha¹

Área de aplicación: 15 ha

Volumen de aplicación: 2735 m³

Contenido de nitrógeno: 1,7 g L⁻¹

pH

El pH del suelo constituye una información clave para poder decidir qué determinaciones deben realizarse y cuales metodologías usar. Los efectos nocivos de la acidez de un suelo no se ponen de manifiesto hasta valores de pH inferiores a 5,5 causados por la toxicidad de aluminio y la poca biodisponibilidad de los nutrientes. Los suelos con carbonato cálcico, característicos de zonas semiáridas y áridas, como la de este estudio, tienen un valor de pH del orden de 7,5 a 8,5, catalogándose como suelos sódicos o alcalinos aquellos con pH superiores a 8,5 (Porta *et al.*, 1999).

En este estudio después de la aplicación del purín en suelo el pH aumentó de 7,8 a 8,1 (**Figura 5.9**), tratándose de un suelo básico. Estudios previos (Hernández, 2006; Llona, 2005) afirman que la aplicación de purín de cerdo el suelo incrementa los valores de pH, debido a diversos y complejos mecanismos que se ven involucrados para la regulación del mismo, como el aporte de carbonato cálcico y otros cationes básicos que se encuentran en altas concentraciones en el purín, los cuales ejercen una fuerte influencia sobre el pH de suelos ácidos. Por otro lado Wong *et al.* (1998) afirma que otros compuestos químicos como aniones de ácidos orgánicos con carboxilos e hidroxilos fenólicos, juegan un papel importante en el taponamiento de la acidez del suelo que puede ser promovido por el consumo de protones de los grupos funcionales asociados a componentes orgánicos. Por otro lado algunos autores (Kabas *et al.*, 2012) reportan que la aplicación de dosis adecuadas al suelo contribuyen en el equilibrio del pH y por tanto inciden en la revegetación en el caso de suelos degradados. Soto-Mora *et al.* (2016) también indican que un intervalo de pH entre 5,8-7,5 se considera adecuado para la movilidad de los nutrientes para la mayoría de los cultivos.

Conductividad eléctrica

Los suelos salinos son aquellos en los que se produce una acumulación de sales más solubles que el yeso, suficiente para interferir en el crecimiento de la mayoría de los cultivos. La conductividad eléctrica de un suelo es proporcional a la concentración de sales en la solución y es función de la temperatura

La acumulación de sales en suelos mediterráneo es un proceso natural, en primer lugar fomentado por las condiciones ecológicas de la región y luego por el impacto que ejerce la práctica de la agricultura sobre la calidad del suelo y los recursos hídricos (Zalidis *et al.*, 2002).

El purín de cerdo normalmente se caracteriza por tener una alta concentración de sales, por tanto su aplicación en suelos como enmienda puede suponer un riesgo de salinización por aplicación continuada (Hernández, 2006), es decir, por acumulación, como fue el caso experimentado en el estudio realizado por Llona (2005), que comprobó que los valores obtenidos tras un segundo y tercer año de aplicación de purín, daban a entender que se había producido un efecto acumulativo, que fue más alto y con diferencias significativas frente el efecto residual.

Sin embargo, estudios como el de Murcia (2003) mostraron un descenso en la CE después de la aplicación de purín en suelo agrícola para cultivos hortícolas, lo que indica que esta disminución puede estar relacionada con la absorción por parte del cultivo o efecto de dilución con el agua de riego. Estos efectos justifican una disminución de la CE observada después de la aplicación del purín en esta tesis, resultando los valores medios de 2,8-1,9 dS m⁻¹, antes y después de la aplicación respectivamente, considerándose que ha pasado de ligeramente salino a no salino (<http://www.fao.org/3/x5871e/x5871e04.htm#3.1%20Characteristics>).

Carbonato cálcico

El carbonato cálcico constituye la fuente principal de calcio en los suelos. Los carbonatos tienen una acción positiva en la estructura del suelo y en la actividad de los microorganismos, pero cuando el contenido de CaCO₃ se encuentra en exceso puede provocar problemas en la nutrición de las plantas por antagonismo con otros elementos, mientras que la deficiencia de este elemento los convierte en suelos ácidos. Los suelos con pH próximo a 8 suelen tener alto contenido de carbonato cálcico (Andrades y Martínez, 2001).

En el estudio realizado por Llona (2005) se observó un aumento en el contenido de CaCO₃ en el suelo tras la aplicación continuada de purín. Este aumento se atribuyó a tres factores principales, a la composición iónica del purín de cerdo, la humedad del suelo y la transformación del suelo después de estar cinco años sin cultivar ni arar. En

este proyecto el CaCO_3 tuvo un comportamiento totalmente inverso, disminuyendo ligeramente después de la aplicación del purín, lo que contribuye a la formación y estabilización de los macroagregados formados de la descomposición de la materia fresca (Yagüe *et al.*, 2012; Zornoza *et al.*, 2013). De acuerdo a la clasificación de Andrades y Martínez (2001) ha pasado de tener un contenido muy alto (43%) a alto (23%) en la concentración de los carbonatos,.

Carbono orgánico

El carbono orgánico es uno de los principales constituyentes del suelo que contribuye a la fertilidad del mismo (Llona, 2005). El carbono orgánico total procede principalmente de dos fuentes: el carbono orgánico (residuos de plantas, restos de animales, humus, carbón y microorganismos) y el carbono inorgánico (presente en forma de carbonatos y bicarbonatos). El término carbono orgánico total contiene todas las sustancias que resultan de la humificación del carbono (residuos microbianos, sustancias húmicas) influenciados por reacciones químicas y bioquímicas (Acosta *et al.*, 2018).

El contenido de carbono orgánico y, por tanto, de materia orgánica en los suelos suele ser muy variable, ya que varía en función de sus características y de las condiciones climáticas, así como del manejo que se le dé al suelo. En zonas áridas como la de este estudio, el carbono orgánico resulta ser escaso y, por tanto, es necesario revertir esta deficiencia mediante aplicación de enmiendas orgánicas (Llona, 2005).

No obstante, debido al bajo contenido en materia orgánica en el purín tratado (ya que prácticamente se trata de una fracción líquida en su totalidad) no era esperable un aumento de este constituyente, teniendo en cuenta una única aplicación, lo que podría cambiar con sucesivas aplicaciones (Hernández, 2006). La disminución del contenido en C del suelo, pudo deberse a un incremento en la actividad microbiana del mismo como consecuencia de la aplicación del purín y de los nutrientes contenidos en el que, junto con una temperatura alta (verano, 2016), pudieron activar la microbiota (conjunto de microorganismos que coadyuvan en la transformación de los componentes orgánicos e inorgánicos) del suelo.

Nitrógeno total

El nitrógeno es el nutriente limitante más crítico en el ecosistema terrestre y juega un papel muy importante en el funcionamiento del ecosistema (Hou *et al.*, 2020). La mineralización del nitrógeno orgánico en el suelo es una parte fundamental en el ciclo del nitrógeno y su transformación, siendo este proceso controlado por las actividades microbianas y las condiciones ambientales del suelo.

Las dosis de purín aplicadas al suelo no deben sobrepasar las necesidades de los cultivos o lo que el suelo es capaz de amortiguar, de lo contrario la cantidad excedente de nitrógeno se puede acumular en el suelo para servir de reservorio para futuros cultivos, lixiviar a través de las aguas subterráneas, contaminar las aguas superficiales o liberarse hacia la atmósfera por sus compuestos volátiles (Carpenter *et al.*, 1998). El nitrógeno es uno de los componentes que en el suelo actúa con rapidez, por tanto, sus efectos se hacen evidentes a corto plazo (Llona, 2005).

En la **Figura 5.9** se muestra las concentraciones de nitrógeno, siendo estas 1,4 g kg⁻¹ antes de la aplicación y 0,3 g kg⁻¹ después de la aplicación del purín. Esta pérdida en la concentración de nitrógeno detectada en el suelo después de la aplicación de purín de acuerdo a lo sugerido por Hernández *et al.* (2013) pudo estar generada, principalmente, por la absorción del cultivo, recordando que el brócoli es bastante tolerante a altos contenidos de N en suelo.

Relación carbono/nitrógeno (C/N)

La relación carbono/nitrógeno es un índice que se utiliza como indicador de la descomposición de la materia orgánica del suelo (Soto-Mora *et al.*, 2016). En la descomposición de la materia orgánica hay dos etapas, una en que los organismos desintegradores de materiales orgánicos tienen poca actividad biológica, por tanto, una alta mineralización de nitrógeno y baja en carbono (baja relación C/N). Pero si se activa la actividad microbiana por la incorporación de tejido orgánico fresco, baja la concentración de nitrógeno y los microorganismos consumen CO₂ bajando la cantidad de carbono, por tanto la relación C/N es alta (Llona, 2005).

Algunos autores (Terrero *et al.*, 2018) reportaron en un estudio donde se aplicó purín bruto, del separador de fases y depurado en parcelas de ensayo, que no se

observaron diferencias significativas en el suelo antes y después de su aplicación para la relación C/N. Esto se explica considerando que el purín normalmente presenta altos valores de nitrógeno inorgánico y bajos valores de carbono, por tanto, un bajo ratio C/N, de ahí la escasa variación de este parámetro en el suelo donde se aplicó el purín do que el purín normalmente presenta altos valores de nitrógeno inorgánico y bajos valores de carbono, entonces un bajo ratio C/N y por tanto poca variación en el suelo de aplicación.

Los valores medios de la relación C/N oscilan entre 8,5-11,5. Donde los valores <8,5 reflejan una falta de energía, los valores dentro del rango 8,5-11,5 son propios de un suelo equilibrado, mientras que los valores >11,5 corresponden a suelos con exceso de carbono y energía. En este estudio nos encontramos con un valor de 7 antes de la aplicación y 11,6 después de la aplicación del purín, lo que indicó una recuperación de energía y equilibrio en el suelo.

Micronutrientes (cobre, hierro, manganeso y zinc)

En relación a los microelementos Cu, Fe, Mn y Zn, todos han sufrido una disminución en sus concentraciones en el suelo después de la aplicación de la dosis de purín (**Figura 5.9**). El aumento del pH, favorecido por la aplicación de purín al suelo, pudo incentivar la oxidación de formas disponibles de los metales, disminuyendo de esta manera la fracción fácilmente asimilable de hierro y manganeso de estos suelos ([Moreno-Caselles et al., 2005](#)). La baja concentración de estos microelementos se relaciona con la concentración de estos elementos en el purín y por supuesto con los cambios producidos en las propiedades en los suelos enmendados, lo cual potencia su biodisponibilidad. En este estudio los contenidos de dichos metales han sido bajos, en algunos casos por debajo de los límites de detección en los instrumentos de análisis.

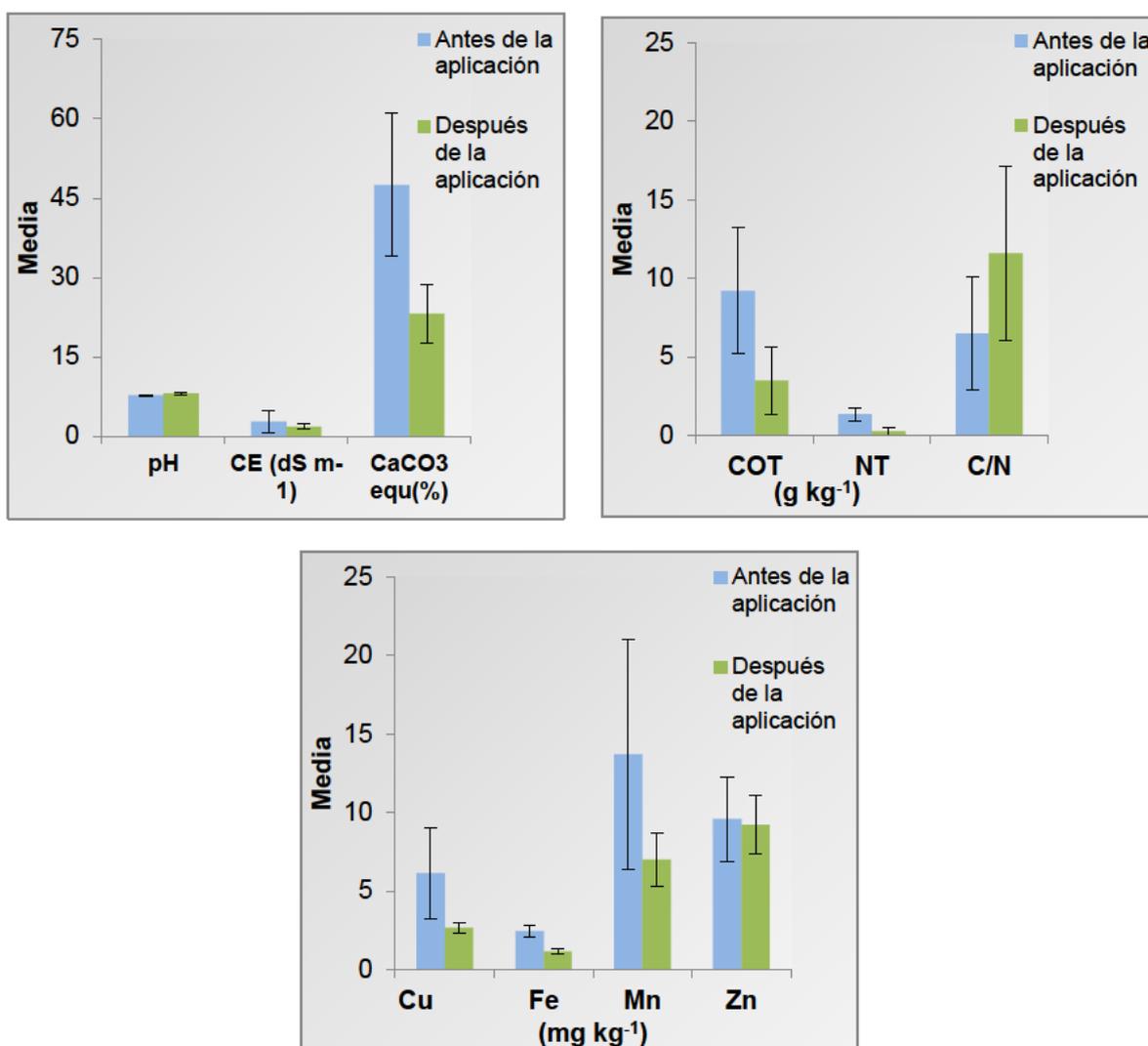


Figura 5.9. Valores medios de los parámetros analizados en el suelo antes y después de la aplicación de perlita. Las barras de error indican la desviación estándar.

5.7. Resultados del ensayo en el sistema de cultivo de brócoli

La producción de brócoli en la Región de Murcia alcanzaba las 100.000 toneladas anuales a principios del siglo XX. Durante los años 2003-2004 había sobrepasado las 150.000 toneladas, este crecimiento se produjo gracias a la producción intensiva promovida por la puesta en marcha del Tránsito Tajo-Segura y el potencial económico del brócoli en el mercado europeo (Murcia Digital, 2020). Las áreas de mayor densidad de cultivo de brócoli son (Imagen 5.10): el Valle de Guadalentín, principalmente en Lorca y Totana, el Campo de Cartagena, El Mojón de Beniel y Archivel de Caravaca de la Cruz.



Imagen 5.10. Principales localidades de producción de brócoli en la Región de Murcia.

Fuente: (Murcia Digital, 2020)

5.7.1. Características y requerimientos nutricionales del brócoli

El brócoli (*Brassica oleracea*) es una planta que requiere de climas frescos y húmedos, aunque capaces de tolerar temperaturas relativamente bajas, de modo que se cultivan mucho mejor en otoño e invierno. La humedad del suelo es un factor importante para su germinación, si el aporte de agua es excesiva se disminuye el aporte de oxígeno y las semillas son susceptibles de podrirse (Llona, 2005). En esta tesis se evaluaron los contenidos de nutrientes en la pella, hoja y raíz (**Imagen 5.11**).



Imagen 5.11. Partes del brócoli.

Partiendo de las características iniciales del suelo, la época del año y la variedad de cultivo, [Maroto \(2002\)](#) sugiere las siguientes dosis de fertilización (kg ha^{-1}): N:175, P_2O_5 : 60, K_2O :200, CaO: 115 MgO: 15 y S:45. En la **Tabla 5.12** se muestra los requerimientos de los principales nutrientes para el desarrollo del brócoli sugerido por [MAGRAMA \(2010\)](#).

Tabla 5.12. Requerimientos nutricionales del brócoli.

Nutriente	Necesidades (kg ha^{-1})
Nitrógeno (N)	200-310
Fósforo (P_2O_5)	80-100
Potasio (K_2O)	370-450

Fuente: [MAGRAMA, 2010](#).

Los parámetros analizados en el ensayo a escala real en el cultivo de brócoli tras la aplicación de purín tratado, mostraron contenidos más altos en las hojas, luego en la pella y los menores contenidos fueron observados en la raíz (**Figura 5.10**). [Rincon et al. \(1999\)](#) tuvieron una experiencia similar siendo las hojas las que mayor porcentaje de calcio y magnesio acumularon. Sin embargo, el potasio resultó más elevado en la parte de la raíz, a diferencia de los resultados de estos autores, que manifestaron que la mayor absorción es producida en el período de máximo crecimiento de la inflorescencia, tal vez por el efecto de la dilución después del trasplante. Esto podría deberse a la disponibilidad del potasio (K_2O) suministrada por el purín líquido.

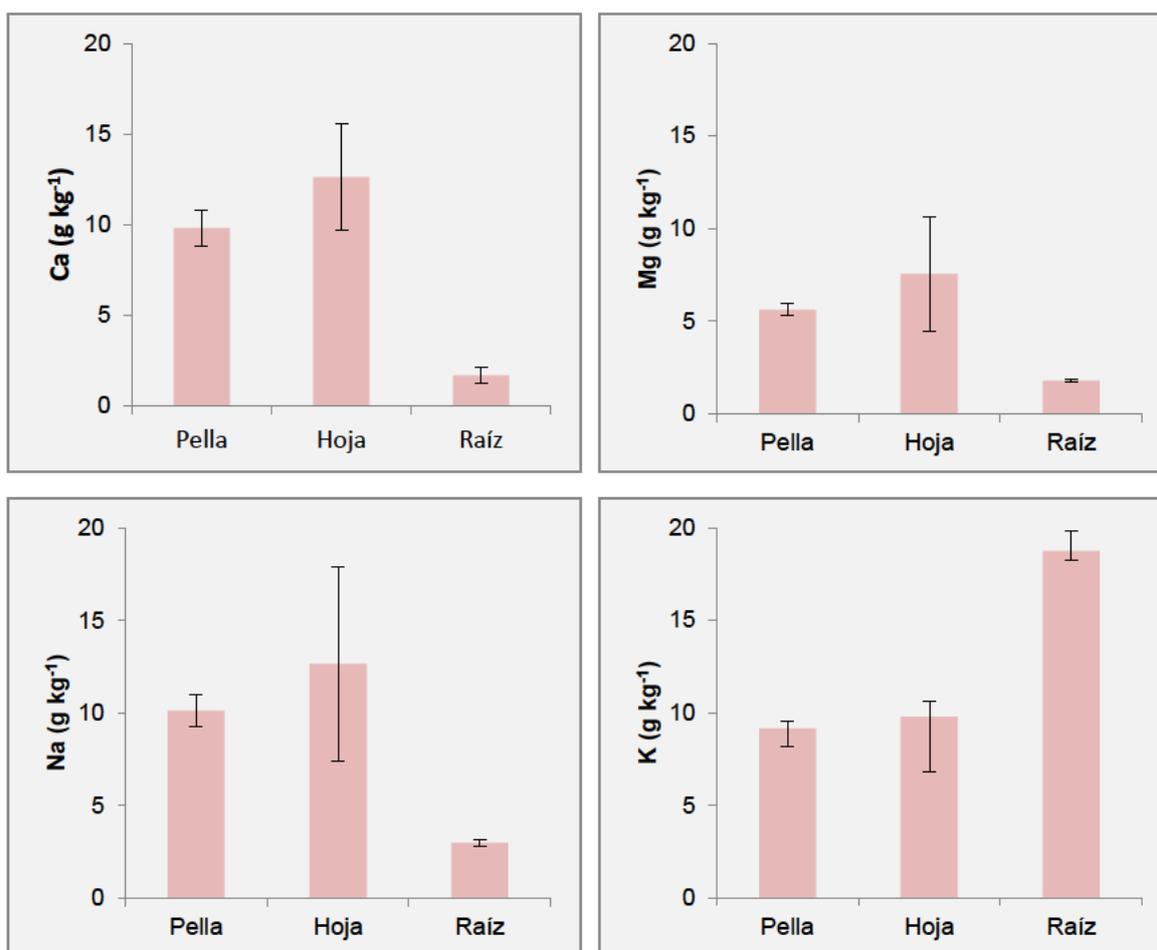


Figura 5.10. Valores medios de Ca, Mg, Na y K obtenidos en las diferentes partes del cultivo (brócoli). Las barras de error indican la desviación estándar.

Los contenidos de nitrógeno y fósforo presentes en la planta exhibieron un comportamiento similar con los valores medios más altos en la pella, seguidos por la hoja, y finalmente en la raíz (**Figura 5.11**). [Calvache \(2004\)](#) explica que el contenido de fósforo actúa conjuntamente con el nitrógeno favoreciendo el crecimiento de la planta, el desarrollo radicular y el incremento de la masa de los pelos radiculares, en consecuencia un desarrollo radicular óptimo lo hace menos sensible a los ataques de los parásitos. Este autor observó un incremento en el rendimiento del brócoli en biofertilización frente a fertilización química. También indica una correlación altamente significativa entre la producción de brócoli y la extracción del nitrógeno y el fósforo por los requerimientos del cultivo, lo que pudo explicar el descenso del N después de la aplicación del purín que pudo ser absorbido por la planta. En otro orden, el hierro y el cobre se concentraron en la parte radicular de la planta.

Los parámetros que definen la calidad del brócoli son el peso y el diámetro. En este estudio se determinó el peso medio de una pella de brócoli resultando 437 g y un diámetro medio de 14,2 cm (para $n=9$). Estos valores son comparables a los conseguidos por Pérez-Olvera *et al.* (2014) y Calvache (2004) empleando fertilización orgánica y convencional, valorando como producto de primera calidad los rangos entre 8 y 20 cm y peso >250 g, característica especialmente importante para su comercialización en fresco.

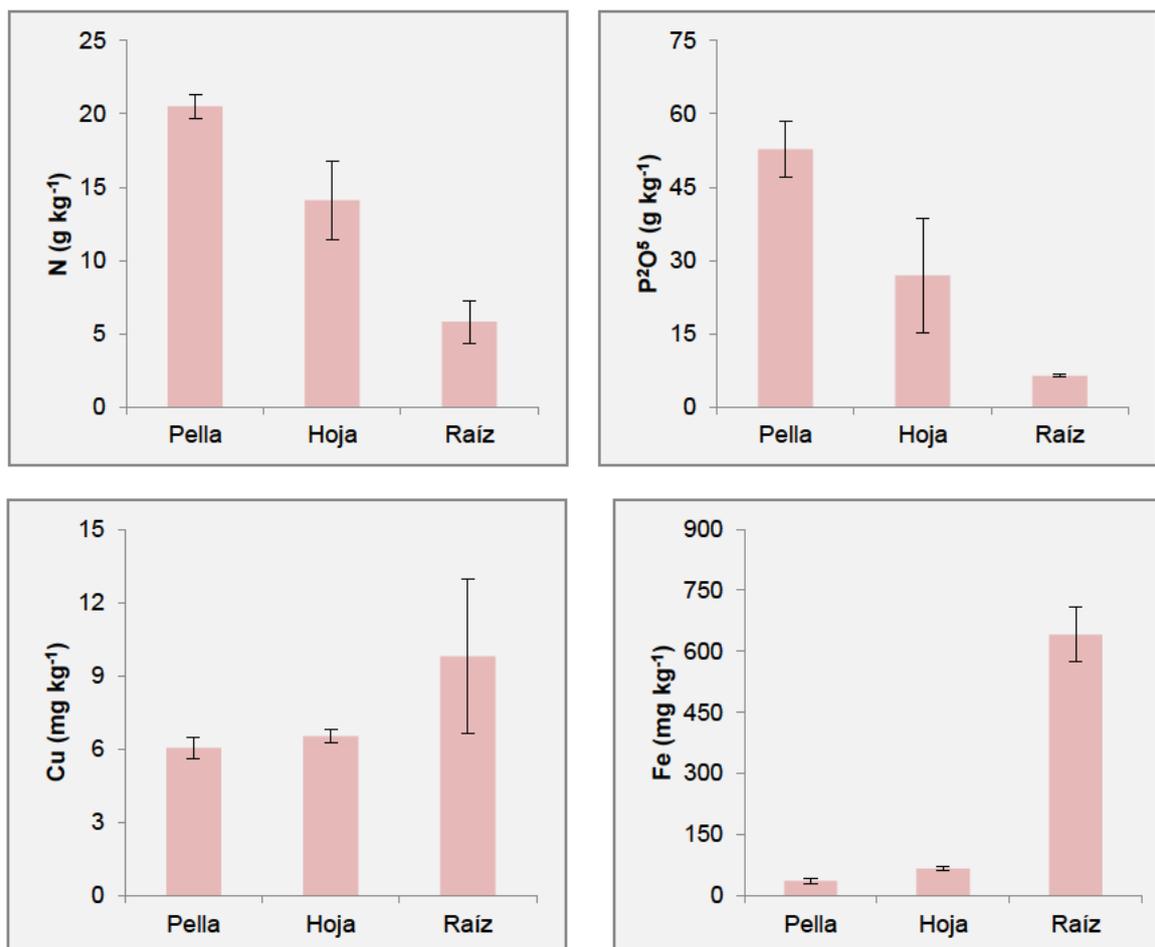


Figura 5.11. Valores medios de N, P₂O₅, Cu y Fe obtenidos en las diferentes partes del cultivo (brócoli). Las barras de error indican la desviación estándar.

5.8. Conclusiones del ensayo a escala real

El ensayo realizado a escala real ha demostrado que el sistema de tratamiento integral ha resultado eficiente en la depuración del purín de cerdo.

Los rangos de temperatura registrados en este estudio han sido propios de la estación en que se llevó a cabo el ensayo (otoño-invierno), sin grandes variaciones en

los módulos de cada ciclo, oscilando entre 15,0-16,3 °C en el ciclo 1 y entre 8,7-10,9 °C en el ciclo 2. La temperatura que es determinante para la actividad metabólica de los microorganismos que residen en los humedales pudo influir en el porcentaje de eficiencia para la remoción de parámetros como fueron el NT, DBO₅, DQO, PT y K⁺.

Los sólidos totales en suspensión presentaron un comportamiento heterogéneo en el ciclo 1 comparado con el segundo ciclo que fue más característico de estos tipos de sistemas de tratamiento, disminuyendo a medida que iba pasando por cada módulo, no obstante, los porcentajes de reducción en el tanque de decantación B3 fueron similares para ambos ciclos alrededor de 80%.

El pH fue adecuado para el purín y recomendado para reutilización con fines agronómicos, siendo neutro-alcalino con valores entre 7 y 8 en ambos ciclos. Sin embargo la CE uno de los parámetros más difíciles de tratar con estos sistemas, descendió ligeramente después del biofiltro en el C1 y en la balsa de almacenamiento en el C2, aunque estos descensos no fueron suficientes para considerar el efluente adecuado en términos de CE, lo que sugiere que es necesario seguir profundizando en cuanto a la investigación y comportamiento de este parámetro en los humedales y estudiar alternativas para lograr una mayor reducción.

En relación a la remoción del nitrógeno fue más efectivo en el primer ciclo, mientras que el segundo ciclo, los mecanismos que promueven esta reducción pudieron ser impedidos debido a una obstrucción en algunas celdas del humedal, aunque la simbiosis sustrato-planta-microorganismos fomentó la reducción del N en los biofiltros.

La disminución de DBO₅, DQO y PT se han visto favorecidos por la influencia de la vegetación y más acusadamente por los procesos de degradación, decantación y acción de los microorganismos que tienen lugar en la balsa de almacenamiento.

La reducción de metales en los biofiltros pudo estar asociada a la retención en el sustrato por los mecanismos de intercambio catiónico, precipitación y complejación con la materia orgánica que se vio más marcado en el ciclo 2 y más acusado en la BA.

Los parámetros microbiológicos que pudieron presentar un factor de riesgo en el manejo del purín para su aplicación fueron reducidos y en algunos casos eliminados

durante el proceso de tratamiento como fue el caso de los coliformes totales, fecales y *E.coli*.

La mayoría de los parámetros analizados han sido reducidos más del 80% en el primer ciclo y más del 40% en el segundo ciclo, cuando se determinó la eficiencia total del procedimiento llevado a cabo en este ensayo. Esta diferencia tan marcada entre las eficiencias de un ciclo y otro pudo estar relacionada con la obstrucción que sufrieron algunos de los humedales durante la realización del ciclo 2. Entre los parámetros que respondieron a estos porcentajes están los STS, NT, DBO, DQO, PT, Cu, Fe, Mn y Zn. La conductividad eléctrica fue reducida al final del tratamiento entre un 11-16% en los ciclos ensayados no pudiendo alcanzar el límite establecido de 4 dS m^{-1} , mientras que los nitratos y el manganeso resultaron por debajo del límite de detección en el ciclo C1 y los nitritos en el ciclo C2 pudiendo repercutir en el ciclo del nitrógeno al no ser completada la desnitrificación.

En la balsa de almacenamiento se observaron los mayores porcentajes de remoción, debido a los procesos de precipitación química, decantación física y la acción de los microorganismos que se presupone tuvieron lugar en este módulo.

En este ensayo se pudo comprobar que en el efluente depurado los contenidos de nutrientes N y K eran similares a los de otros fertilizantes comerciales, siendo deficitario en P, limitación que pudo observarse de manera similar en el estudio piloto, pudiendo ser complementado con otros fertilizantes orgánicos. Sin embargo, el purín depurado con este tipo de tratamiento integral constituye un recurso útil para ser valorizado agrónomicamente.

En la experiencia de esta tesis con relación a la aplicación del purín de cerdo al suelo se ha observado un aumento del pH después de la aplicación. A pesar de que la CE del purín aplicado en el suelo, ésta disminuyó, convirtiéndolo en un suelo básico no salino producido quizás por dilución con el agua de riego o por la absorción de las plantas. Los metales, por su parte, disminuyeron después de la incorporación del purín en el suelo. No obstante, es recomendable realizar estudios más detallados y a largo plazo a este respecto para llegar a unas conclusiones más objetivas sobre la aplicación reiterada del purín tratado bajo estas condiciones.

Con respecto al cultivo de brócoli, pudo observarse que el Ca, Mg y Na se acumularon mayoritariamente en las hojas, mientras que los mayores contenidos de N y P₂O₅ se encontraron en la pella y, Cu y Fe, en la raíz. Concluimos que el aporte de nutrientes por medio de la aplicación de purín al suelo contribuyó de manera positiva en el cultivo del brócoli. Según lo comparado con otros autores el peso y diámetro cumple con los requisitos de calidad para ser comercializado, aunque consideramos que sería necesario realizar un seguimiento de varios ciclos de cultivo y evaluar parámetros de calidad y producción para alcanzar conclusiones más objetivas.

6. Conclusiones generales

6. CONCLUSIONES GENERALES

Los resultados obtenidos en esta tesis permitieron llegar a las siguientes conclusiones:

En el ensayo piloto

- ❖ Se logró disminuir significativamente los contenidos de ciertos elementos (STS, CE, NT y Mn) que podrían ser contaminantes potenciales, poniendo de manifiesto que todos los módulos del sistema integral eran esenciales para optimizar su funcionamiento.
- ❖ El pretratamiento, compuesto por el separador de fases, depósitos de aireación y decantación, jugó un papel muy importante en el proceso de depuración ya que, además de reducir la materia orgánica en el purín líquido (20-36% de reducción de los STS, para la C1 y C2, respectivamente), protegió al humedal de futuras obstrucciones, permitiendo alargar su vida útil.
- ❖ Para la mayoría de parámetros, se observaron porcentajes de remoción algo mayores en la celda sin plantación, aunque similares a los de la celda con policultivo, lo que hace pensar que el sustrato del humedal tenía una actividad depurativa fundamental en el conjunto del sistema integral.
- ❖ Sin embargo, los contenidos de macronutrientes N, P y K se vieron disminuidos 67, 98 y 57%, respectivamente, mayoritariamente en la celda con policultivo; es decir, la vegetación contribuyó decisivamente en la remoción del exceso de estos macronutrientes, lo que permitiría aplicar un mayor volumen de purín tratado en suelo agrícola sin riesgos para el entorno.
- ❖ En relación a los parámetros microbiológicos, el sistema integral demostró ser muy eficaz. Gracias al policultivo se eliminó completamente estreptococos fecales, coliformes fecales y totales.
- ❖ Los procesos de biodegradación que tuvieron lugar en la balsa de almacenamiento complementaron el rendimiento total del tratamiento integral, gracias a la actividad de las microalgas junto con otros procesos como la precipitación y la decantación, obteniendo un efluente con mejores características para su valorización agronómica.
- ❖ Los niveles de remoción en la celda con policultivo podrían incrementarse con un mayor desarrollo de la biomasa de *P. australis* y *S. vera*, aunque según la normativa

el volumen de purín depurado de la aplicación superaría en 2,6 veces al de purín bruto. Por otro lado, el sistema integral debería ser más eficiente en la eliminación de sales, requiriendo de nuevos estudios que incidan en este aspecto.

En el ensayo a escala real

- ❖ La temperatura y el pH se mantuvieron en rangos adecuados para favorecer los mecanismos que intervienen en la remoción de contaminantes en los biofiltros. Por otro lado, algunos parámetros más que en el ensayo piloto tales como CE, NT, DBO₅, DQO, Cu, Zn Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ se vieron reducidos significativamente al final del tratamiento en la balsa del almacenamiento.
- ❖ De los dos ciclos analizados, el primer ciclo mostró las eficiencias más acusadas, siendo éstas > 80% para la mayoría de los parámetros evaluados. Causado por el efecto del primer uso del sustrato como material filtrante fue responsable de este incremento en las eficiencias observadas.
- ❖ El purín de inicio fue muy variable si se comparan los dos ciclos experimentados, que de acuerdo a la bibliografía consultada, es un factor clave en la eficiencia de los sistemas de depuración.
- ❖ La CE no disminuyó considerablemente, como se observó en el ensayo piloto, lo que pudo verse agravado por la liberación de sales mediante la interacción con el sustrato en el humedal, señalando la importancia del mantenimiento del sustrato en condiciones óptimas.
- ❖ En el pretratamiento se pudo evidenciar el potencial del separador de fases, con una eliminación en un 80% de los STS, porcentaje muy superior al logrado con el separador de fases del ensayo piloto (~30%).
- ❖ La balsa de almacenamiento ha sido el módulo que exhibió los porcentajes más altos eficiencia en la mayoría de los parámetros. El nitrógeno fue reducido hasta un 87%, el fósforo total un 89% y el potasio hasta un 84% en el ciclo 1.
- ❖ Los parámetros microbiológicos fueron reducidos y en algunos casos eliminados totalmente durante el proceso de tratamiento como fue el caso de los coliformes totales, fecales y *E.coli*.
- ❖ La CE y los metales disminuyeron tras la aplicación del purín depurado al suelo. Asimismo, el carbono orgánico y el nitrógeno también descendieron debido tal vez a la absorción por el cultivo y la lixiviación en el caso del nitrógeno.

- ❖ En relación a los resultados obtenidos en el cultivo, pudo observarse que Ca, Mg y Na, fueron acumulados en las hojas. Por su parte, las concentraciones de N y P₂O₅ fueron retenidos en la pella del brócoli, mientras que el cobre y el hierro fueron acumulados principalmente por la raíz.
- ❖ El aporte de nutrientes por medio de la aplicación de purín al suelo contribuyó de manera positiva en el cultivo del brócoli; el peso y diámetro cumplen con los requisitos de calidad para ser comercializado, aunque consideramos que sería necesario realizar un seguimiento de varios ciclos de cultivo y evaluar parámetros de calidad y producción para alcanzar conclusiones más objetivas.
- ❖ Con un correcto manejo y limpieza de los biofiltros y una optimización del sistema de pretratamiento evitando obturaciones futuras, el sistema es capaz de tratar 348 m³ de purín por cada ciclo de tratamiento. En un año podría llegar a tratar 8.352 m³ si se realizan dos ciclos por mes, pudiendo aplicar 100 000 L ha⁻¹ año⁻¹ según la legislación, con contenidos en N y K similares a los de algunos fertilizantes comerciales.

En ambos casos, tanto en el ensayo a escala piloto como a escala real, el sistema integral compuesto por humedales artificiales resultó ser eficiente en el tratamiento de las deyecciones porcinas. A pesar de la gran variabilidad de los purines, la estrategia de tratamiento basado en humedales artificiales complementado con un tratamiento previo de separación sólido-líquido y sistema de plantación, es capaz de producir un efluente con una calidad/composición apropiadas para ser valorizadas agrónomicamente. Además, este tipo de tratamiento constituye una solución a la gestión de purines, siendo tecnologías con las que es posible generar un subproducto reutilizable incentivando la economía circular.

7. Referencias

7. REFERENCIAS

- Acosta, J.A., Carmona, D.M., Faz, A., Gabarrón, M., Gómez-Garrido, M., Martínez-Martínez, S., Moreno, J., Muñoz, M.Á., Rosales, R.M., Soriano, M., Terrero, M.A., Zornoza, R., 2018. Método de análisis de suelos. DM, Cartagena, Murcia. España.
- Aiello, R., Bagarello, V., Barbagallo, S., Iovino, M., Marzo, A., Toscano, A., 2016. Evaluation of clogging in full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 95, 505–513. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.113>
- Akratos, C.S., Tsihrintzis, V.A., 2007. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 29, 173–191. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2006.06.013>
- Andrades, M., Martínez, M.E., 2001. Fertilidad del suelo y parámetros que la definen, in: Rioja, U. de la (Ed.), *Revista de Ciencias Agrícolas*. Logroño, p. 34.
- Andreo-Martínez, P., García-Martínez, N., Quesada-Medina, J., Almela, L., 2017. Domestic wastewaters reuse reclaimed by an improved horizontal subsurface-flow constructed wetland: A case study in the southeast of Spain. *Bioresour. Technol.* 233, 236–246. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.123>
- APHA, AWWA, W., 2005. APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association. Am. Public Heal. Assoc. Washingt.
- Arias, S., Bentancur, F., Gomez, G., Salazar, J., Hernandez, M., 2010. Fitorremediación con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales porcinas. *Inf. Técnico* 74, 12–22.
- Arthurson, V., 2008. Proper Sanitization of Sewage Sludge: a Critical Issue for a Sustainable Society. *Appl. Environ. Microbiol.* 74, 5267–5275. <https://doi.org/10.1128/AEM.00438-08>
- Asaeda, T., Karunaratne, S., 2000. Dynamic modeling of the growth of *Phragmites australis*: model description. *Aquat. Bot.* 67, 301–318. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(00\)00095-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00095-4)
- Atlas, 2020. Atlas global de la Región de Murcia [WWW Document]. URL <https://www.atlasdemurcia.com/index.php/secciones/7/comarca-de-lorca/index.html>
- Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q., O'Neill, M., O'Sullivan, B., 2008. Constructed wetlands for environmental pollution control: A review of developments, research and practice in Ireland. *Environ. Int.* 34, 116–126. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2007.06.013>
- Bachand, P.A., Horne, A.J., 2000. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: I. Very high nitrate removal rates in a macrocosm study. *Ecol. Eng.* 14, 9–15.
- Barco, A., Borin, M., 2017. Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 107, 160–171. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.004>
- Bayley, M.L., Davison, L., Headley, T.R., 2003. Nitrogen removal from domestic effluent using subsurface flow constructed wetlands: influence of depth, hydraulic residence time and pre-nitrification. *Water Sci. Technol.* 48, 175–182. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0313>
- Bayo, J., Gómez-López, M.D., Faz, A., Caballero, A., 2012. Environmental assessment of pig slurry management after local characterization and normalization. *J. Clean. Prod.* 32, 227–235. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.04.003>
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100, 5444–5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Borin, M., Politeo, M., De Stefani, G., 2013. Performance of a hybrid constructed wetland treating piggery wastewater. *Ecol. Eng.* 51, 229–236. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.064>
- Borne, K.E., Fassman, E.A., Tanner, C.C., 2013. Floating treatment wetland retrofit to improve stormwater pond performance for suspended solids, copper and zinc. *Ecol. Eng.* 54, 173–182. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2013.01.031>

- Brix, H., 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Technol.* 35, 11–17. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00047-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00047-4)
- Burdick, D.M., Buchsbaum, R., Holt, E., 2001. Variation in soil salinity associated with expansion of *Phragmites australis* in salt marshes. *Environ. Exp. Bot.* 46, 247–261. [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(01\)00099-5](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(01)00099-5)
- Burton, C.H., 2007. The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. *Livest. Sci.* 112, 208–216. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.004>
- Burton, C.H., 2006. Manure management - treatment strategies for sustainable agriculture, 2nd edition. *Livest. Sci.* 102, 256–257. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2006.04.001>
- Caballero-Lajarín, A., 2013. Sistema de depuración de aguas residuales de origen ganadero. Humedales artificiales. Universidad Politécnica de Cartagena.
- Caballero-Lajarín, A., Zornoza, R., Faz, A., Lobera, J.B., Muñoz, M.A., Domínguez-Oliver, S.G., 2015. Combination of Low-Cost Technologies for Pig Slurry Purification under Semiarid Mediterranean Conditions. *Water. Air. Soil Pollut.* 226. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2606-0>
- Calvache, M., 2004. Fertilización en brócoli. ResearchGate. Universidad Central de Ecuador.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Carpenter_et_al-1998-Ecological_Applications. *Ecology* 8, 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Caselles-Osorio, A., Villafañe, P., Caballero, V., Manzano, Y., 2011. Efficiency of Mesocosm-Scale Constructed Wetland Systems for Treatment of Sanitary Wastewater Under Tropical Conditions. *Water Air Soil Pollut* 220, 161–171. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0743-7>
- Chen, Y., Wen, Y., Zhou, Q., Huang, J., Vymazal, J., Kuschik, P., 2016. Sulfate removal and sulfur transformation in constructed wetlands: The roles of filling material and plant biomass. *Water Res.* 102, 572–581. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.07.001>
- Christensen, M.L., Hjorth, M., Keiding, K., 2009. Characterization of pig slurry with reference to flocculation and separation. *Water Res.* 43, 773–783. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.010>
- Chung, A.K., Y., W., Tam, N.F., Wong, M.H., 2008. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. *Ecol. Eng.* 32, 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.09.007>
- Cobertera, E., 1993. Edafología aplicada, 1ª edición. ed. Madrid.
- Comisión Europea, 2001. Procesos extensivos de depuración de las aguas residuales.
- Corbella, C., Guivernau, M., Viñas, M., Puigagut, J., 2015. Operational, design and microbial aspects related to power production with microbial fuel cells implemented in constructed wetlands. *Water Res.* 84, 232–242. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.005>
- De Jong, J., 1976. The purification of wastewater with the aid of rush or reed ponds. In: Tourbier, J., Pierson, R.W., in: *Biological Control of Water Pollution*. Pennsylvania University Press, Philadelphia, pp. 133–139.
- De la Fuente, C., Clemente, R., Martínez, J., Pilar Bernal, M., 2010. Optimization of pig slurry application to heavy metal polluted soils monitoring nitrification processes. *Chemosphere* 81, 603–610. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.08.026>
- de la Varga, M.A., Díaz, M.A., Ruiz, I., Soto, M., 2013. Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pre-treatment. *Ecol. Eng.* 52, 262–269. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2012.11.005>
- Delgadillo, O., Camacho, A., Andrade, M., 2010. Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales.
- Digital, M., 2020. Región de Murcia Digital [WWW Document]. URL https://www.regmurcia.com/servlet/s.SI?sit=a,82,c,373,m,1871&r=ReP-7278-DETALLE_REPORTAJESPADRE
- Dinçer, A.R., Kargi, F., 1999. Salt Inhibition of Nitrification and Denitrification in Saline Wastewater. *Environ. Technol.* 20, 1147–1153. <https://doi.org/10.1080/09593332008616912>

- Directive 91/676/EEC, 1991. of 12 December 1991. Concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Of. J. Eur. Communities L 375, 1–8. <https://doi.org/10.1039/ap9842100196>
- Duchaufour, P., 1970. *Precis de Pedologie*. Paris: Masson.
- Dunbabin, J.S., Bowmer, K.H., 1992. Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals. *Sci. Total Environ.* 111, 151–168. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90353-T](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90353-T)
- Elser, J., Marzolf, E.R., Goldman, C.R., 1990. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: A review and critique of experimental enrichments. *Can J. Fish Aquat. Sci.* 47, 1468–1477.
- EUROSTAT, 2018. European Statistics [WWW Document]. URL https://ec.europa.eu/eurostat/search?p_auth=YRkGb3tR&p_p_id=estatsearchportlet_WAR_estatsearchportlet&p_p_lifecycle=1&p_p_state=maximized&p_p_mode=view&_estatsearchportlet_WAR_estatsearchportlet_theme=empty&_estatsearchportlet_WAR_estatsearchportlet_actio
- FAO, 2020. Food and Agriculture Organization of the United Nations. [WWW Document]. URL <http://www.fao.org/3/x5871e/x5871e04.htm#3.1> Characteristics
- Finlayson, M., Chick, A., von Oertzen, I., Mitchell, D., 1987. Treatment of piggery effluent by an aquatic plant fiber. *Biol. Wastes* 19, 179–196. [https://doi.org/10.1016/0269-7483\(87\)90051-6](https://doi.org/10.1016/0269-7483(87)90051-6)
- Flotats, R., Lyngsø Foged, H., Bonmati Blasi, A., Palatsi, J., Magri, A., Martin, K., 2011. Manure processing technologies to the European Commission, Directorate-General Environment concerning Manure Processing Activities in Europe-Project reference: ENV.B.1/ETU/2010/0007 2 Title Manure processing technologies to the European Commission, Direct.
- García-Ávila, F., Patiño-Chávez, J., Zhinín-Chimbo, F., Donoso-Moscoso, S., Flores del Pino, L., Avilés-Añazco, A., 2019. Performance of *Phragmites Australis* and *Cyperus Papyrus* in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 7, 286–296. <https://doi.org/10.1016/J.ISWCR.2019.04.001>
- Gill, L.W., Ring, P., Casey, B., Higgins, N., Johnston, P.M., 2017. Long term heavy metal removal by a constructed wetland treating rainfall runoff from a motorway. *Sci. Total Environ.* 601–602, 32–44. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.182>
- Gómez-Garrido, M., Faz-Cano, Á., Martínez-Martínez, S., Carmona-Garcés, D.M., Büyükkiliç-Yanardag, A., 2018. Nitrogen Dynamic and Leaching in Calcareous Soils Amended With Pig Slurry, in: *Soil Management and Climate Change: Effects on Organic Carbon, Nitrogen Dynamics, and Greenhouse Gas Emissions*. Elsevier Inc., pp. 171–187. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812128-3.00012-4>
- Gomez-Garrido, M., Martinez-Martinez, S., Faz Cano, A., Buyukkilic-Yanardag, A., M. Arocena, J., 2014. Soil fertility status and nutrients provided to spring barley (*Hordeum distichon* L.) by pig slurry. *Chil. J. Agric. Res.* 74, 73–82. <https://doi.org/10.4067/s0718-58392014000100012>
- González-Alcaraz, M.N., Egea, C., Jiménez-Cárceles, F.J., Párraga, I., María-Cervantes, A., Delgado, M.J., Álvarez-Rogel, J., 2012. Storage of organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil-plant system of *Phragmites australis* stands from a eutrophicated Mediterranean salt marsh. *Geoderma* 185–186, 61–72. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.03.019>
- Gray, S., Kinross, J., Read, P., Marland, A., 2000. The nutrient assimilative capacity of maerl as a substrate in constructed wetland systems for waste treatment. *Water Res.* 34, 2183–2190. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00414-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00414-5)
- Guilayn, F., Jimenez, J., Rouez, M., Crest, M., Patureau, D., 2019. Digestate mechanical separation: Efficiency profiles based on anaerobic digestion feedstock and equipment choice. *Bioresour. Technol.* 274, 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.090>
- Hernández, D., 2006. UTILIZACIÓN DEL PURÍN DE CERDO COMO ENMIENDA ORGÁNICA EN SUELOS DEGRADADOS: VALORACIÓN AGRONÓMICA Y

- AMBIENTAL. Universidad Autónoma de Madrid.
- Hernández, D., Polo, A., Plaza, C., 2013. Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. *Eur. J. Agron.* 44, 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.09.001>
- Hjorth, M., Christensen, K. V., Christensen, M.L., Sommer, S.G., 2010. Soli-liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 153–180.
- Hou, R., Li, T., Fu, Q., Liu, D., Li, M., Zhou, Z., Li, Q., Zhao, H., Yu, P., Yan, J., 2020. The effect on soil nitrogen mineralization resulting from biochar and straw regulation in seasonally frozen agricultural ecosystem. *J. Clean. Prod.* 255, 120302. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.120302>
- Huang, X., Ye, G., Yi, N., Lu, L., Zhang, L., Yang, L., Xiao, L., Liu, J., 2019. Effect of plant physiological characteristics on the removal of conventional and emerging pollutants from aquaculture wastewater by constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 135, 45–53. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2019.05.017>
- INE, 2019. Instituto Nacional de Estadística. [WWW Document]. URL https://www.ine.es/nomen2/index.do?accion=busquedaAvanzada&entidad_amb=no&codProv=30&codMuni=24&codEC=0&codES=0&codNUC=0&denominacion_op=like&denominacion_txt=&L=0 (accessed 3.13.20).
- Jiang, X., Tian, Y., Ji, X., Lu, C., Zhang, J., 2020. Influences of plant species and radial oxygen loss on nitrous oxide fluxes in constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 142, 105644. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2019.105644>
- Kabas, S., Faz, A., Acosta, J.A., Zornoza, R., Martínez-Martínez, S., Carmona, D.M., Bech, J., 2012. Effect of marble waste and pig slurry on the growth of native vegetation and heavy metal mobility in a mine tailing pond. *J. Geochemical Explor.* 123, 69–76. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.07.008>
- Kadlec, H.R., Wallace, D.S., 2009. *Treatment Wetlands*, 2nd Editio. ed. Taylor & Francis Group, Boca Ratón, Fl.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., 1997. *Treatment Wetland*. *Ecol. Eng.* 8, 173–175.
- Karakashev, D., Schmidt, J.E., Angelidaki, I., 2008. Innovative process scheme for removal of organic matter, phosphorus and nitrogen from pig manure. *Water Res.* 42, 4083–4090. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.021>
- Kaseva, M.E., 2004. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater - A tropical case study. *Water Res.* 38, 681–687. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.041>
- Knight, R.L., Payne Jr., V.W., Borer, R.E., Clarke Jr., R.A., Pries, J.H., 2000. Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecol. Eng.* 15, 41–55. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00034-8](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00034-8)
- Knowles, P., Dotro, G., Nivala, J., García, J., 2011. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecol. Eng.* 37, 99–112. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2010.08.005>
- Koretsky, C.M., Haveman, M., Cuellar, A., Beuving, L., Shattuck, T., Wagner, M., 2008. Influence of *Spartina* and *Juncus* on Saltmarsh Sediments. I. Pore Water Geochemistry. *Chem. Geol.* 255, 87–99. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMGEO.2008.06.013>
- Kosolapov, D.B., Kuschik, P., Vainshtein, M.B., Vatsourina, A. V., Wießner, A., Kästner, M., Müller, R.A., 2004. Microbial processes of heavy metal removal from carbon-deficient effluents in constructed wetlands. *Eng. Life Sci.* 4, 403–411. <https://doi.org/10.1002/elsc.200420048>
- Kowalski, Z., Makara, A., Fijorek, K., 2013. Changes in the properties of pig manure slurry*.
- Lassaletta, L., Estellés, F., Beusen, A.H.W., Bouwman, L., Calvet, S., van Grinsven, H.J.M., Doelman, J.C., Stehfest, E., Uwizeye, A., Westhoek, H., 2019. Future global pig production systems according to the Shared Socioeconomic Pathways. *Sci. Total Environ.* 665, 739–751. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.079>
- Lens, P., Hamelers, B., Hoitink, H., Bidlingmaier, W., 2004. Resource recovery and reuse in organic solid waste management. IWA Publish- ing.

- Liang, Y., Zhu, H., Bañuelos, G., Yan, B., Shutes, B., Cheng, X., Chen, X., 2017a. Removal of nutrients in saline wastewater using constructed wetlands: Plant species, influent loads and salinity levels as influencing factors. *Chemosphere* 187, 52–61. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.087>
- Liang, Y., Zhu, H., Bañuelos, G., Yan, B., Zhou, Q., Yu, X., Cheng, X., 2017b. Constructed wetlands for saline wastewater treatment: A review. *Ecol. Eng.* 98, 275–285. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.005>
- Lindsay, W.L., Norvell, W.A., 1978. Development of a DTPA soil test for Zn, Fe, Mn, and Cu. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42, 421–428.
- Llona, M., 2005. UTILIZACIÓN AGRONÓMICA DE PURINES DE CERDO EN BRÓCOLI Y SANDÍA EN CONDICIONES MEDITERRÁNEAS SEMIÁRIDAS. INFLUENCIA EN EL SISTEMA SUELO - PLANTA. Universidad Politécnica de Cartagena.
- Lobera, J., Martínez, P., Ferrández, F., Martín, J., 1998. Reutilización agronómica de los purines de cerdo 3–162.
- Lopez-Ridaura, S., Werf, H. van der, Paillat, J.M., Le Bris, B., 2009. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *J. Environ. Manage.* 90, 1296–1304. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.008>
- Luján-Facundo, M.J., Iborra-Clar, M.I., Mendoza-Roca, J.A., Also-Jesús, M., 2017. Alternatives for the management of pig slurry: Phosphorous recovery and biogas generation. *J. Water Process Eng.* <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.08.011>
- Madrid, J., Hernández, F., Pulgar, M.A., Cid, J.M., 1996. Dried lemon as energetic supplement of diet based on urea-treated barley straw: effects on intake and digestibility in goats. *Anim. Feed Sci. Technol.* 63, 89–98. [https://doi.org/10.1016/S0377-8401\(96\)01025-5](https://doi.org/10.1016/S0377-8401(96)01025-5)
- MAGRAMA, 2015. EVALUACIÓN DE TÉCNICAS DE GESTIÓN DE DEYECCIONES EN GANADERÍA.
- MAGRAMA, 2010. GUÍA PRÁCTICA DE LA FERTILIZACIÓN RACIONAL DE LOS CULTIVOS EN ESPAÑA. PARTE I Y PARTE II.
- MAPA, 2020. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación [WWW Document]. URL <https://www.mapa.gob.es/es/>
- MAPAMA, 2017. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y Medio Ambiente. Bases zootécnicas para el cálculo del balance alimentario de nitrógeno y fósforo.
- MAPAMA, 2016. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y Medio Ambiente. Resultados de la encuesta nacional de ganado porcino. Informe a 1 de noviembre de 2016., in: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. p. 14.
- MARM, 2017. GUÍA DE MEJORES TÉCNICAS DISPONIBLES DEL SECTOR PORCINO.
- MARM, 2010. GUÍA DE MEJORES TÉCNICAS DISPONIBLES DEL SECTOR PORCINO.
- Maroto, J. vicente, 2002. Horticultura herbácea especial. Madrid, España.
- Martelo, J., Lara, J., 2012. Floating macrophytes on the wastewater treatment: a state of the art review. *Ing. y Cienc.* 8, 221–243.
- Mashauri, D.A., Mulungu, D.M.M., Abdulhussein, B.S., 2000. Constructed wetland at the University of Dar es Salaam. *Water Res.* 34, 1135–1144. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00238-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00238-9)
- Massé, D., Gilbert, Y., Topp, E., 2011. Pathogen removal in farm-scale psychrophilic anaerobic digesters processing swine manure. *Bioresour. Technol.* 102, 641–646. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.020>
- Max Finlayson, C., Chick, A.J., 1983. Testing the potential of aquatic plants to treat abattoir effluent. *Water Res.* 17, 415–422. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90138-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90138-0)
- Mays, P., Edwards, G., 2001. Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage. *Ecol. Eng.* 16, 487–500. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00112-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00112-9)
- Mbuligwe, S.E., 2004. Comparative effectiveness of engineered wetland systems in the treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater. *Ecol. Eng.* 23, 269–284. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.09.009>
- Meers, E., Rousseau, D.P.L., Blomme, N., Lesage, E., Du Laing, G., Tack, F.M.G., Verloo,

- M.G., 2005. Tertiary treatment of the liquid fraction of pig manure with *Phragmites australis*. *Water. Air. Soil Pollut.* 160, 15–26. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-3428-2>
- Molleda, P., Blanco, I., Ansola, G., de Luis, E., 2008. Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain. *Ecol. Eng.* 33, 252–257. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2008.05.001>
- Møller, H.B., Lund, I., Sommer, S.G., 2000. Solid-liquid separation of livestock slurry: efficiency and cost. *Bioresour. Technol.* 74, 223–229.
- Møller, H.B., Sommer, S.G., Ahring, B.K., 2002. Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. *Bioresour. Technol.* 85, 189–196.
- Möller, K., Müller, T., 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Eng. Life Sci.* 12, 242–257. <https://doi.org/10.1002/elsc.201100085>
- Monteiro, A.N.T.R., Wilfart, A., Utzeri, V.J., Batorek Lukač, N., Tomažin, U., Costa, L.N., Čandek-Potokar, M., Fontanesi, L., Garcia-Launay, F., 2019. Environmental impacts of pig production systems using European local breeds: The contribution of carbon sequestration and emissions from grazing. *J. Clean. Prod.* 237, 117843. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117843>
- Moreno-Caselles, J., Moral, R., Perez-Murcia, M.D., Perez-Espinosa, A., Paredes, C., Agulló, E., 2005. Fe, Cu, Mn, and Zn input and availability in calcareous soils amended with the solid phase of pig slurry, in: *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. pp. 525–534. <https://doi.org/10.1081/CSS-200043279>
- Muñoz, M.A., Rosales, R.M., Gabarrón, M., Faz, A., Acosta, J.A., 2016. Effects of the Hydraulic Retention Time on Pig Slurry Purification by Constructed Wetlands and Stabilization Ponds. *Water. Air. Soil Pollut.* 227:293. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2993-x>
- Murcia, J.F., 2003. Utilización del purín para fertilización en cultivo de brócoli y su comparación con la fertilización química convencional.
- Oba, G., 2011. Steinfeld, H., Mooney, H.A., Schneider, F. and Neville, L. E. *Livestock in a changing landscape: Drivers, consequences, and responses (Volume 1)* and Gerber, P., Mooney, H. A., Dijkman, J., Tarawali, S. and de Haan, C. *Experiences and Regional perspective*. *Pastor. Res. Policy Pract.* 1, 10. <https://doi.org/10.1186/2041-7136-1-10>
- Pérez-Olvera, M.A., García-Mateos, R., Pérez Grajales, M., Navarro-Garza, H., 2014. Sistema de producción y parámetros de calidad agronómica de brócoli en Mixquic, D. F. *Rev. Mex. ciencias agrícolas* 5, 1459–1468.
- Pinney, M.L., Westerhoff, P.K., Baker, L., 2000. Transformations in dissolved organic carbon through constructed wetlands. *Water Res.* 34, 1897–1911. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00330-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00330-9)
- Polprasert, C., Kittipongvises, S., 2011. *Constructed Wetlands and Waste Stabilization Ponds*. *Treatise Water Sci.* <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00090-7>
- Popovic, O., Gioelli, F., Dinuccio, E., Balsari, P., 2014. Improved pig slurry mechanical separation using chitosan and biochar. *Biosyst. Eng.* 127, 115–124. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2014.08.009>
- Popovic, O., Jensen, L.S., 2012. Storage temperature affects distribution of carbon, VFA, ammonia, phosphorus, copper and zinc in raw pig slurry and its separated liquid fraction. *Water Res.* 46, 3849–3858. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.020>
- Porta, J., López-Acevedo, M., Rodríguez, C., 1986. *Técnicas y Experimentos en Edafología*. Col.legi Oficial d'Enginyers Agrònoms de Catalunya, Barcelona.
- Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero, C., 1999. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Madrid, España.
- Ramprasad, C., Smith, C.S., Memon, F.A., Philip, L., 2017. Removal of chemical and microbial contaminants from greywater using a novel constructed wetland: GROW. *Ecol. Eng.* 106, 55–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.022>
- 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 Of. del Estado.
- Real Decreto 506, 2013. de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Boletín Of. del Estado 1–24. [https://doi.org/Ley 24/2013](https://doi.org/Ley%2024/2013), de 26 de diciembre, del Sector Eléctrico.
- Real Decreto 871, 2015. de 2 de octubre, por el que se crean Centros de Referencia Nacional. Disposición 10985 del BOE núm. 245 de 2015.
- Real Decreto 980, 2017. de 10 de noviembre, por el que se modifican los Reales Decretos 1075/2014, 1076/2014, 1077/2014 y 1078/2014, todos ellos de 19 de diciembre, dictados para la aplicación en España de la Política Agrícola Común.
- Reilly, J.F., Horne, A.J., Miller, C.D., 2000. Nitrate removal from a drinking water supply with large free-surface constructed wetlands prior to groundwater recharge. *Ecol. Eng.* 14, 33–47.
- 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. *J. Environ. Manage.* 132, 87–93. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2013.10.014>
- Rincon, L., Saez, J., Crespo, J.A.P., Gomez Lopez, M.D., Pellicer, C., 1999. Crecimiento y absorcion de nutrientes del brocoli. *Invest. Agr.Prod. Prot. Veg.* 14, 1–10.
- Saeed, T., Sun, G., 2012. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *J. Environ. Manage.* 112, 429–448. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>
- Sahlström, L., 2003. A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants. *Bioresour. Technol.* 87, 161–166. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00168-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00168-2)
- Sánchez, M., González, J.L., 2005. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. *Bioresour. Technol.* 96, 1117–1123. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.10.002>
- Santonja, G.G., Georgitzikis, K., Scalet, B.M., Montobbio, P., Roudier, S., Sancho, L.D., 2017. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2760/020485>
- Sawattayothin, V., Polprasert, C., 2007. Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate. *Bioresour. Technol.* 98, 565–570. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2006.02.002>
- Scholz, M., 2015. Constructed Wetlands, in: *Wetlands for Water Pollution Control*. pp. 137–155. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382182-9.00053-0>
- Sehar, S., Sumera, Naeem, S., Perveen, I., Ali, N., Ahmed, S., 2015. A comparative study of macrophytes influence on wastewater treatment through subsurface flow hybrid constructed wetland. *Ecol. Eng.* 81, 62–69. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2015.04.009>
- Seidel, K., 1961. Zur Problematik der Keim- und Pflanzengewässer. *Verh Internat. Verein. Limnol* 14, 1035–1039.
- Shingare, R.P., Thawale, P.R., Raghunathan, K., Mishra, A., Kumar, S., 2019. Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens. *J. Environ. Manage.* 246, 444–461. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.05.157>
- Sørensen, C.G., Jacobsen, B.H., Sommer, S.G., 2003. An Assessment Tool applied to Manure Management Systems using Innovative Technologies. *Biosyst. Eng.* 86, 315–325. [https://doi.org/10.1016/S1537-5110\(03\)00137-5](https://doi.org/10.1016/S1537-5110(03)00137-5)
- Soto-Mora, E., Hernández-Vázquez, M., Luna-Zendejas, H., Ortiz-Ortíz, E., García-Gallegos, E., 2016. Evaluación del contenido de materia orgánica en suelos agrícolas y su relación carbono/nitrógeno. *Rev. Iberoam. Ciencias* 3, 8.
- Suaire, R., Durickovic, I., Framont-Terrasse, L., Leblain, J.-Y., De Rouck, A.-C., Simonnot, M.-O., 2016. Phytoextraction of Na⁺ and Cl⁻ by *Atriplex halimus* L. and *Atriplex hortensis* L.: A promising solution for remediation of road runoff contaminated with deicing salts. *Ecol. Eng.* 94, 182–189. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2016.05.055>

- Suresh, A., Choi, H.L., Oh, D.I., Moon, O.K., 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>
- Tanner, C.C., 1996. Plants for constructed wetland treatment systems — A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecol. Eng.* 7, 59–83. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(95\)00066-6](https://doi.org/10.1016/0925-8574(95)00066-6)
- Tchobanoglous, G., Burton, F., Stensel, H.D., 2002. Wastewater engineering: Treatment, reuse, and recycling, in: Inc., M. and E. (Ed.), *Advanced Wastewater Treatment*. McGraw-Hill Series in Civil and Environmental Engineering, New York, p. 1,830 pp.
- Terrero, M.A., Faz, Á., Ondoño, S., Muñoz, M.Á., 2018. Impacts of Raw and Purified Pig Slurry on Carbon and Nitrogen Contents in Mediterranean Agricultural Soil, in: *Soil Management and Climate Change: Effects on Organic Carbon, Nitrogen Dynamics, and Greenhouse Gas Emissions*. Elsevier Inc., pp. 207–219. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812128-3.00014-8>
- Terzakis, S., Fountoulakis, M.S., Georgaki, I., Albantakis, D., Sabathianakis, I., Karathanasis, A.D., Kalogerakis, N., Manios, T., 2008. Constructed wetlands treating highway runoff in the central Mediterranean region. *Chemosphere* 72, 141–149. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2008.02.044>
- Tsalkatidou, M., Gratziou, M., Kotsovinos, N., 2009. Combined stabilization ponds-constructed wetland system. *Desalination* 248, 988–997. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.10.015>
- Tsihrintzis, V.A., Akrotos, C.S., Gikas, G.D., Karamouzis, D., Angelakis, A.N., 2007. Performance and cost comparison of a FWS and a VSF constructed wetland system. *Environ. Technol.* 28, 621–628. <https://doi.org/10.1080/09593332808618820>
- UNE-EN, 77047:, 1983. Normas de Calidad del agua. Determinación de fósforo total por espectrofotometría UV- VIS, (método del ácido ascórbico).
- Vanotti, M.B., Rice, J.M., Ellison, A.Q., Hunt, P.G., Humenik, F.J., Baird, C.L., 2005. SOLID-LIQUID SEPARATION OF SWINE MANURE WITH POLYMER TREATMENT AND SAND FILTRATION, *Transactions of the ASAE*.
- Verma, R., Suthar, S., 2018. Performance assessment of horizontal and vertical surface flow constructed wetland system in wastewater treatment using multivariate principal component analysis. *Ecol. Eng.* 116, 121–126. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.022>
- Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H.J., Chazarenc, F., Mander, Ü., 2011. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review. *Ecol. Eng.* 37, 70–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.08.003>
- Vymazal, J., 2018. Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in gravel-based horizontal subsurface flow constructed wetlands? *Chem. Eng. J.* 331, 663–674. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.048>
- Vymazal, J., 2014. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecol. Eng.* 73, 724–751. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2014.09.034>
- Vymazal, J., 2013. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. *Water Res.* 47, 4795–4811. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2013.05.029>
- Vymazal, J., 2011. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience †. *Environ. Sci. Technol.* 45, 61–69. <https://doi.org/10.1021/es101403q>
- Vymazal, J., 2009. Horizontal sub-surface flow constructed wetlands Ondřejov and Spálené Poříčí in the Czech Republic - 15 years of operation. *Desalination* 246, 226–237. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.02.042>
- Vymazal, J., 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 25, 478–490. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.010>
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2009. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. *Sci. Total Environ.* 407, 3911–3922.

- <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.032>
- Vymazal, J., Švehla, J., Kröpfelová, L., Němcová, J., Suchý, V., 2010. Heavy metals in sediments from constructed wetlands treating municipal wastewater. *Biogeochemistry* 101, 335–356. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9504-8>
- Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 37, 29–38.
- Wang, R., Baldy, V., Périsol, C., Korboulewsky, N., 2012. Influence of plants on microbial activity in a vertical-downflow wetland system treating waste activated sludge with high organic matter concentrations. *J. Environ. Manage.* 95, S158–S164. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.03.021>
- Wang, Z., Liu, C., Liao, J., Liu, L., Liu, Y., Huang, X., 2014. Nitrogen removal and N₂O emission in subsurface vertical flow constructed wetland treating swine wastewater: Effect of shunt ratio. *Ecol. Eng.* 73, 446–453. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.109>
- Williams, L.G., 1964. Relative strontium and calcium uptake by green algae. *Science* (80-.). 146, 1488. <https://doi.org/10.1126/science.146.3650.1488>
- Winkler, T., Schopf, K., Aschemann, R., Winiwarter, W., 2016. From farm to fork - A life cycle assessment of fresh Austrian pork. *J. Clean. Prod.* 116, 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.005>
- Wong, M.T.F., Nortcliff, S., Swift, R.S., 1998. Method for determining the acid ameliorating capacity of plant residue compost, urban waste compost, farmyard manure, and peat applied to tropical soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29, 2927–2937. <https://doi.org/10.1080/00103629809370166>
- Wu, S., Carvalho, P.N., Müller, J.A., Manoj, V.R., Dong, R., 2016a. Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. *Sci. Total Environ.* 541, 8–22. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2015.09.047>
- Wu, S., Kusch, P., Brix, H., Vymazal, J., Dong, R., 2014. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Water Res.* 57, 40–55. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2014.03.020>
- Wu, S., Lei, M., Lu, Q., Guo, L., Dong, R., 2016b. Treatment of pig manure liquid digestate in horizontal flow constructed wetlands: Effect of aeration. *Eng. Life Sci.* 16, 263–271. <https://doi.org/10.1002/elsc.201500030>
- Xu, X., Mills, G.L., 2018. Do constructed wetlands remove metals or increase metal bioavailability? *J. Environ. Manage.* 218, 245–255. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.014>
- Yagüe, M.R., Bosch-Serra, A.D., Antúnez, M., Boixadera, J., 2012. Pig slurry and mineral fertilization strategies' effects on soil quality: Macroaggregate stability and organic matter fractions. *Sci. Total Environ.* 438, 218–224. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.063>
- Yao, K.-M., Habibian, M.T., O'Melia, C.R., 1971. Water and waste water filtration: concepts and applications. *Environ. Sci. Technol.* 5, 1105–1112.
- Zalidis, G., Stamatiadis, S., Takavakoglou, V., Eskridge, K., Misopolinos, N., 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agric. Ecosyst. Environ.* 88, 137–146. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00249-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00249-3)
- Zornoza, R., Faz, A., Carmona, D.M., Acosta, J.A., Martínez-Martínez, S., De Vreng, A., 2013. Carbon mineralization, microbial activity and metal dynamics in tailing ponds amended with pig slurry and marble waste. *Chemosphere* 90, 2606–2613. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.107>

8. Anexo fotográfico

8. ANEXO FOTOGRÁFICO

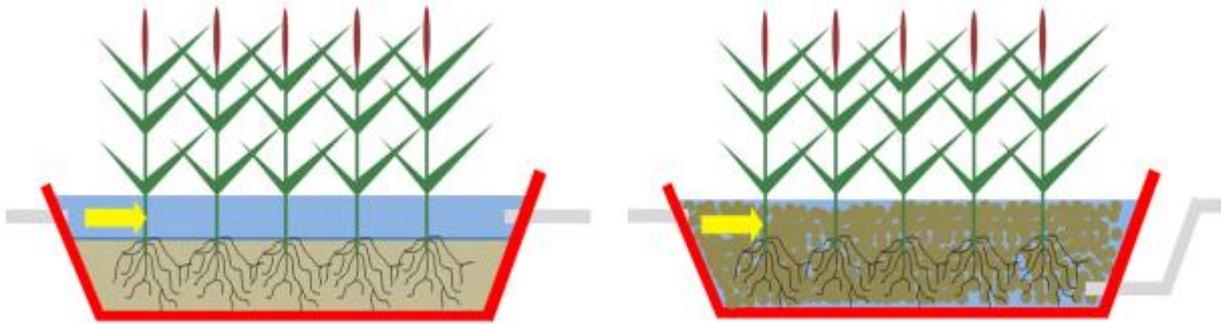


Foto 8.1. Ilustración de humedal artificial de flujo superficial (izda.) y flujo subsuperficial (dcha.).

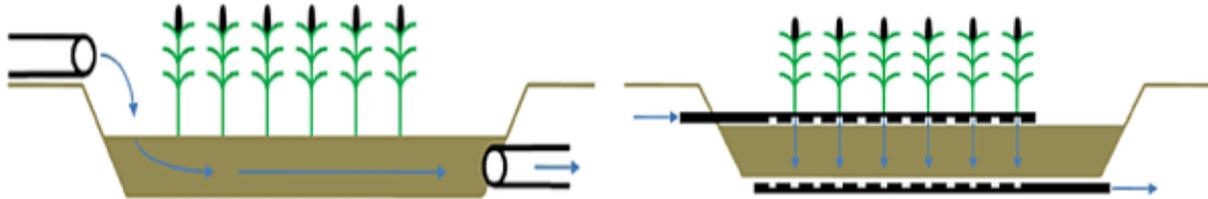


Foto 8.2. Ilustración de humedal de flujo horizontal (izda.) y flujo vertical (dcha.).



Foto 8.3. Macrófitas flotantes y sumergidas.



Foto 8.5. pH-metro.



Foto 8.4. Sonda de temperatura.



Foto 8.7. Determinación de sólidos sedimentables.



Foto 8.6. Conducivímetro.



Foto 8.8. Equipo de medida DQO.



Foto 8.9. Biómetros e incubador para medida de DBO₅.



Foto 8.10. Equipo para determinación de Nitrógeno.



Foto 8.11. Equipo de absorción atómica.



Foto 8.12. Equipo de cromatografía iónica.



Foto 8.13. Instalaciones sistema de tratamiento ensayo piloto.



Foto 8.14. Acondicionamiento celdas del humedal y plantación policultivo.



Foto 8.15. Humedal y balsa de almacenamiento ensayo piloto.



Foto 8.16. Equipos y materiales usados para los análisis microbiológicos.



Foto 8.17. Construcción biofiltros proyecto a escala real.



Foto 8.18. Muestreo en los diferentes módulos del ensayo piloto.



Foto 8.19. Muestreo ensayo escala real.