INFORME SOBRE LOS TRABAJOS REALIZADOS POR

LA UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

EN EL MARCO DEL:

‘Proyecto piloto para analizar la capacidad depuradora de un filtro flotante de *Typha domingensis* sobre la contaminación difusa en el regadío del río Alagón y estudio de su material vegetal como posible alimento para el ganado’

Proyecto financiado por el Programa Operativo del Fondo Europeo de Desarrollo Regional -FEDER- de Extremadura

Grupo de Agroenergética

Madrid, 30 septiembre 2021

ÍNDICE

1.Introducción ……. 5

2. Actuaciones de GA-UPM ……. 6
2.1. Actuaciones proyectadas para GA-UPM …….. 6
2.2. Actuaciones realizadas por el GA-UPM …….. 6

3. Descripción del trabajo realizado por el GA-UPM…….. 8
3.1. Dimensionamiento e implantación del sistema …….. 8
3.2. Monitoreo de la capacidad depuradora del filtro …….. 12
3.2.1. Seguimiento analítico de las aguas muestreadas ……. 13
3.2.2. Estimación del N eliminado en base a la biomasa producida …….. 15
3.2.3. Estimación de la producción de forrajes por siega de la parte aérea …….. 17
3.2.4. Estimación del agua evapotranspirada por el filtro …….. 18
3.3. Análisis del ciclo de vida ambiental y económico …….. 20

4. Logros alcanzados …….. 20
4.1. Logros en *PT3-Implantación del filtro flotante de depuración*…… 20
4.2. Logros en PT4-*Monitoreo continuo del desarrollo de la fito-depuración* …….. 24
4.3. Logros en *PT8-Análisis de sostenibilidad de ciclo de vida (ASCA) y estudio de viabilidad* …….. 24
4.4 Logros en *PT9-Dirección científica del Proyecto* …….. 25
4.5. Logros en *PT10-Procesado de datos y elaboración de la memoria final* …….. 25

5. Conclusiones y recomendaciones …….. 25

ANEXO: Análisis ambiental y económico del ciclo de vida de un filtro flotante de *Typha domingensis* (57 páginas) …….. A-1 a A-57

Índice de Tablas

Tabla I.- Características de los canales empleados para el establecimiento del filtro de helófitas 9

Tabla II.- Resultados analíticos de las diversas formas de nitrógeno obtenidos en los distintos muestreos realizados durante el año 2021. La localización de los puntos de muestreo se indica en la Figura 1 14

Tabla III.- Productividad de biomasa de *Typha domingensis* estimada en los distintos canales en base seca. Se ha estimado la productividad media y máxima en base a los resultados de los muestreos obtenidos 16

Tabla IV.- Productividad de biomasa aérea cosechable de *Typha domingensis* estimada en los distintos canales al final del ciclo de desarrollo del primer año. Se ha estimado la productividad media y máxima en base a los resultados de los muestreos obtenidos 18

Tabla V.- Estimación de los volúmenes mensuales de agua que entran y salen del filtro, así como la estimación del agua de lluvia aportada al filtro en pase a los datos pluviométricos aportados por la estación meteorológica (L/m^2) y la superficie total del filtro que recibe la lluvia (1.884 m^2) 19

Tabla VI.- Balances hídricos del sistema y estimación de la evapotranspiración diaria media (ETP) del filtro de *Typha domingensis.* Se ha considerado toda la superficie del filtro (1.884 m^2), aunque había partes del sistema que carecían de plantas 19

Índice de Figuras

Figura 1.- Disposición de los canales en el filtro experimental de Valdeobispo …… 9

Figura 2.- Toma de agua del arroyo de la Capilla. Al fondo se ve la parte superior del azud construido para la retención del agua …… 10

Figura 3.- Vista de la instalación fotovoltaica utilizada para el bombeo de las aguas desde el azud del arroyo a la cabecera del primer canal …….. 11.

Figura 4.- Vista de la estación meteorológica instalada en la propia parcela 11

Figura 5.- Detalle de la plantación de los canales …… 12

Figura 6.- Detalle de los restos de biomasa aérea que queda en un filtro de *Typha domingensis* después de la siega mecánica para obtención de forraje …… 17

Figura 7.- Fotografías del filtro de *Typha domingensis* de Valdeobispo tomadas en diferentes épocas del año …….. 21-23

1. Introducción

En este informe se presentan las actuaciones realizadas por la Universidad Politécnica de Madrid (UPM) en el marco del convenio suscrito entre la Empresa Hábitat Recurso Natural S.L., como participante en el Proyecto de título: 'Proyecto piloto para analizar la capacidad depuradora de un filtro flotante de *Typha domingensis* sobre la contaminación difusa en el regadío del río Alagón y estudio de su material vegetal como posible alimento para el ganado' (número de expediente IDA2-18-0018-3, Consejería de Economía, Ciencia y Agenda Digital de la Junta de Extremadura), y el Grupo de Agroenergética (GA-UPM) de la Universidad Politécnica de Madrid, como centro público de investigación no perteneciente al SECTI.

El papel desempeñado por el GA-UPM en el Proyecto fue el de proporcionar el servicio de soporte científico-técnico a las empresas solicitantes del Proyecto, Viveros Forestales La Dehesa S.L. (empresa líder del proyecto) y Hábitat Recurso Natural S.L., quedando especificadas las actuaciones a realizar por el GA-UPM en la Memoria del Proyecto.

En el artículo 19 de las bases reguladoras de la convocatoria dirigida a empresas de la Comunidad Autónoma de Extremadura, convocatoria a la que se concurrió para la financiación del presente Proyecto (Decreto 113/2017, de 18 de julio, DOE núm. 141 de 24 de julio de 2017) se señala que la memoria científico técnica de justificación del proyecto debe realizarse '*confrontando lo realizado con lo proyectado conforme a la memoria presentada en la fase de solicitud de la ayuda y que sirvió de base para la aprobación del proyecto'*.

Por esta razón, y aunque este documento se refiera a únicamente a los trabajos realizados por uno de los centros públicos de investigación contratados para el proyecto, se ha optado por una estructura en secciones separadas de actuaciones previstas para el GA-UPM, y actuaciones efectivamente realizadas por el GA-UPM, además de incluir las secciones de descripción del trabajo realizado, logros alcanzados y conclusiones y recomendaciones. Además, se incluye como Anexo el documento completo de análisis ambiental y económico de ciclo de vida del filtro flotante de *Typha domingensis*.

Las personas que han contribuido al desarrollo del Proyecto por parte del Grupo de Agroenergética han sido las siguientes: D. Jesús Fernández González, Dª Mª Dolores Curt Fernández de la Mora, D. Guillermo San Miguel Alfaro, D. Pedro Luis Aguado Cortijo, Dª María Isabel Martín Girela, D. Albert Martínez Moltó y Dª Gema Sánchez Cordero. Además, en lo que se refiere a este Informe, se desea reseñar la colaboración de D. César Martín y D. Javier Miranda, de Viveros Forestales La Dehesa S.L., en la construcción del filtro, seguimiento del desarrollo de las plantas, obtención de datos diarios de contadores y meteorológicos para el balance hídrico, muestras de aguas, y muestreos de biomasa para la evaluación de la producción, así como la contribución de D. Gregorio Molina de Hábitat Recurso Natural S.L., en la instalación y programación de la estación meteorológica, y en la evaluación de la producción de biomasa.

2. Actuaciones del GA-UPM

2.1. Actuaciones proyectadas para el GA-UPM

La Memoria del Proyecto presentada al amparo del (DOE número 141, pp. 24525-24633) especifica que la contribución del GA-UPM estará encuadrada en cinco de los 10 Paquetes de Trabajo (PT) que comprende el Proyecto. A continuación, se indican los PTs que incluyen la contribución del GA-UPM, y las empresas/centros que intervienen en dichas actuaciones.

PT3. Implantación del filtro flotante de fitodepuración [VFD, HRN, UNEX, GA-UPM]
PT4. Monitoreo continuo del desarrollo de la fitodepuración [VFD, UNEX, GA-UPM]
PT8. Análisis de sostenibilidad de Ciclo de Vida (ASCA) y estudio de viabilidad [VFD, HRN, GA-UPM]
PT9. Dirección científica del proyecto [GA-UPM]
PT10. Procesado de datos y elaboración de la memoria final [UNEX, GA-UPM]

Donde:

VFD = Viveros Forestales La Dehesa S.L.

HRN = Hábitat Recurso Natural S.L.

UNEX = Universidad de Extremadura

GA-UPM = Grupo de Agroenergética de la Universidad Politécnica de Madrid

2.2. Actuaciones realizadas por el GA-UPM

Todas las actuaciones que se proyectaron para el GA-UPM en la fase de solicitud de la ayuda han sido acometidas y llevadas a término.

Se ha mantenido contacto permanente con las empresas participantes (visitas, reuniones presenciales y telemáticas, conversaciones telefónicas y correo electrónico) y se ha logrado una eficaz interacción buscando soluciones y superando de la mejor manera posible las dificultades derivadas de la irrupción y larga duración de la pandemia, especialmente por limitaciones al movimiento habidas hasta septiembre 2021.

A continuación, se indican brevemente los trabajos realizados por el GA-UPM, en los que siempre se contó con la eficaz puesta en práctica y ejecución de las empresas VFD y HRN.

PT3. Implantación del filtro flotante de fitodepuración

- Diseño del sistema flotante. Análisis de opciones respetuosas con el entorno.
- Adopción de solución para el soporte de helófitas en la implantación.

- Dimensionamiento del filtro de helófitas.
- Replanteo en campo.
- Guía para la implantación de helófitas. Toma de decisiones sobre tamaño de planta adecuado, manejo de planta, densidad de plantación, nivel de agua y circulación.
- Derivación del caudal del arroyo hacia el filtro. Toma de decisiones sobre elementos y ensamblaje.
- Seguimiento de los trabajos de implantación.

PT4. Monitoreo continuo del desarrollo de la fitodepuración

- Adecuación de metodologías para el monitoreo de influente y efluente del filtro
- Análisis de muestras de influente y efluente recepcionadas en laboratorio GA-UPM.

PT8. Análisis de sostenibilidad de Ciclo de Vida (ASCA) y estudio de viabilidad

- Toma de decisiones sobre normativas, metodologías de evaluación y estructura de análisis a seguir
- Definición de etapas y procesos considerados para ASCA
- Realización de los inventarios de materiales, energía y económicos
- Realización del análisis de ciclo de vida ambiental
- Realización del análisis de costes de ciclo de vida

PT9. Dirección científica del proyecto

- Asesoramiento científico y técnico a las empresas participantes
- Dirección científica para la toma de decisiones y ejecución de los trabajos proyectados en el proyecto global

PT10 Procesado de datos y elaboración de la memoria final

- Procesado de lecturas en los procedimientos de análisis de aguas
- Interpretación de analíticas de aguas

- Procesado de datos de análisis de ciclo de vida ambiental y económico
- Elaboración del informe de trabajos realizados. Presentación del informe.
- Elaboración y presentación del documento de análisis ambiental y económico del ciclo de vida del filtro flotante.

3. Descripción del trabajo realizado por el GA-UPM

3.1. Dimensionamiento e implantación del sistema

De acuerdo con la memoria del proyecto, el problema a solucionar en el proyecto piloto era la potencial presencia de fertilizantes solubilizados en aguas de arrastre (escorrentía y arroyos), por lo que la metodología para el dimensionamiento de los canales se basó en la capacidad de extracción de nutrientes por parte de las eneas, calculada en base a densidad de plantación, producción potencial de biomasa aérea cosechada y contenido medio en elementos nutrientes de dicha biomasa. Se tomaron como referencia los datos de experiencias previas y la caracterización del agua de escorrentía. La bondad de las asunciones hechas para la implantación (i.e. comparación con los datos reales del Proyecto Piloto) se pudo realizar al finalizar el Proyecto, y se utilizó para el análisis de ciclo de vida.

El diseño consistió en 3 canales paralelos conectados en serie, de 6 m de anchura, 60 cm de altura y longitud de 100, 106 y 108 m respectivamente, según se muestra en la **Figura 1**. Los canales se revistieron con una lámina de malla antihierba, que estaba en contacto con el suelo y se impermeabilizaron mediante el revestimiento con una lámina de polietileno. El agua entraba por la cabecera del primer canal y salía a través de una arqueta situada al final del tercer canal.

En una etapa previa al establecimiento del filtro, se analizaron ventajas e inconvenientes de soportes flotantes no biodegradables (planchas perforadas de polietileno expandido reciclado o de poliestireno expandido, en diferentes densidades) y biodegradables (planchas perforadas de corcho) utilizados por el GA-UPM en proyectos anteriores, y la posibilidad de utilizar métodos más respetuosos con el entorno. Se decidió optar por esta solución, utilizando paja de cereal en el fondo del canal como soporte de las plantas, en evitación de residuos plásticos. La paja, aunque sea un material orgánico, acaba mineralizándose.

Así pues, el suelo de los canales se cubrió con paja de cereal hasta una altura de unos 5 cm aproximadamente, para que hiciera de soporte y sustrato a los plantones de helófitas. En algunos lugares la acumulación de paja tuvo una altura mayor, lo que dio problemas de desarrollo de las plantas.

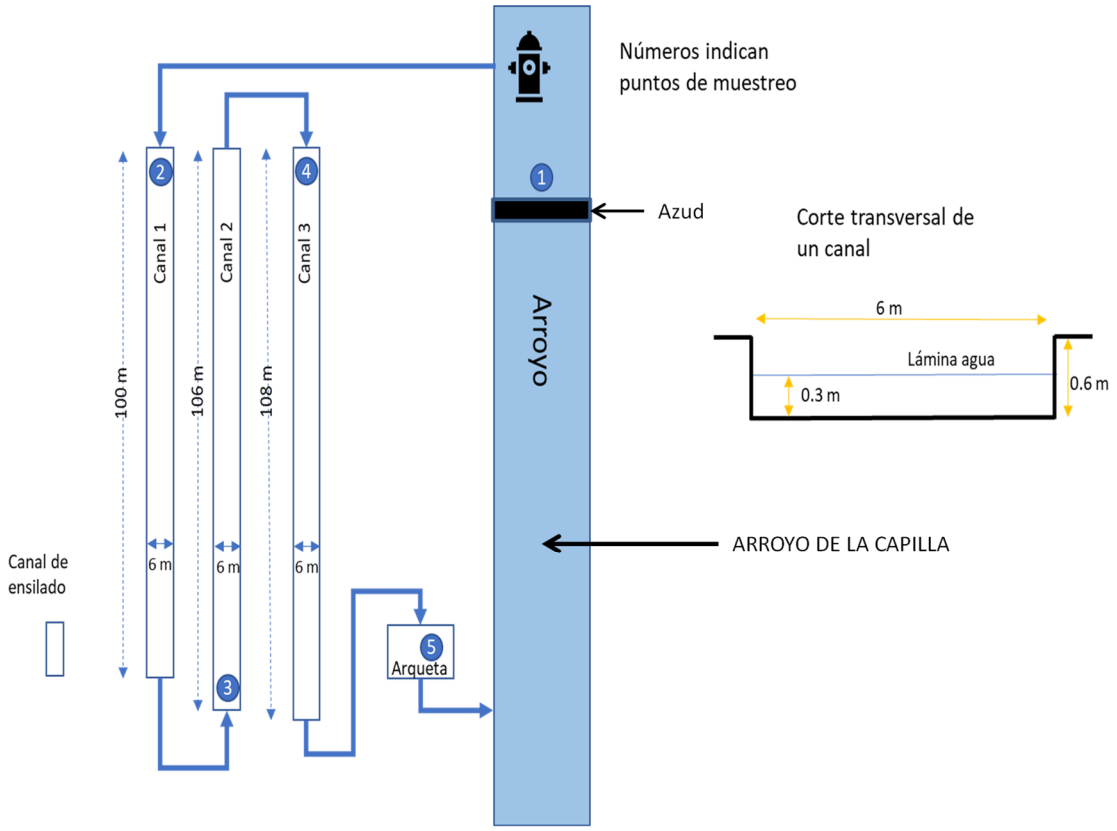


Figura 1.- Disposición de los canales en el filtro experimental de Valdeobispo.

La altura que alcanzó el agua en los canales fue de 30 cm, quedando el resto hasta 60 cm como resguardo y para absorber las fluctuaciones de nivel que se pudieran producir si la evacuación era inferior al aporte de agua de bombeo y las posibles precipitaciones. En la **Tabla I** se pueden observar las características de los canales con la superficie ocupada (referida al fondo de los canales) y los volúmenes de agua contenidos en los mismos.

Tabla I.- Características de los canales empleados para el establecimiento del filtro de helófitas.

	Ancho	Largo	Altura del canal	Volumen del canal	Altura del agua	Volumen ocupado por el agua	Volumen neto de agua (sin raíces)	Superficie lámina de agua
	m	m	m	m^3	m	m^3	m^3	m^2
Canal 1	6	100	0.6	360	0.3	180	90	600
Canal 2	6	106	0.6	382	0.3	190.8	95.4	636
Canal 3	6	108	0.6	389	0.3	194.4	97.2	648
TOTAL		**314**		**1130**		**565.2**	**282.6**	**1884**

Para la toma del agua se construyó un azud en el Arroyo de la Capilla que pasa al borde de la parcela donde se realizó la instalación (**Figura 2**), que lleva el agua de escorrentía de los regadíos de la zona y también las aguas residuales del municipio de Valdeobispo. El agua se suministraba a los canales por medio de una bomba sumergida de 0,75 kW movida por energía solar, para lo que se proyectó y construyó una estación fotovoltaica compuesta por 5 paneles de 330 Wp cada uno (**Figura 3**). El caudal de bombeo se reguló mediante un variador de frecuencias. El proyecto se diseñó para un bombeo diario medio de 60 m^3, para días de verano sin nubosidad con un tiempo medio de funcionamiento de 10 h/día.

Se instalaron 2 contadores volumétricos, uno a la entrada y otro a la salida, para poder controlar el flujo de agua influente y efluente, y establecer los correspondientes balances hídricos si se deseaba.

Con objeto de controlar las condiciones meteorológicas en que se desarrollaba el experimento, se instaló también una estación meteorológica autónoma (**Figura 4**) que proporcionaba los siguientes parámetros:

- Temperatura del aire
- Temperatura del agua de los canales
- radiación solar (W/m^2)
- Radiación PAR **(**$\mu Mol/m^2/s$)
- Pluviometría (L/m^2)
- Velocidad del viento (km/h)

Figura 2.- Toma de agua del arroyo de la Capilla. Al fondo se ve la parte superior del azud construido para la retención del agua. (Fotografía: GA-UPM).

Figura 3.- Vista de la instalación fotovoltaica utilizada para el bombeo de las aguas desde el azud del arroyo a la cabecera del primer canal. (Fotografía: GA-UPM).

Figura 4.- Vista de la estación meteorológica instalada en la propia parcela. (Fotografía: Javier Miranda).

Con objeto de asegurar un aporte de nitrógeno controlado, se utilizó un sistema de inyección de fertilizante concentrado en la tubería inicial, con objeto de lograr una concentración media de unas 20 ppm de N.

Los plantones de *Typha domingensis* se instalaron en el fondo de los canales a una densidad de 16 unidades por metro cuadrado (**Figura 5**)

Figura 5.- Detalle de la plantación de los canales. (Fotografía: César Martín)

3.2. Monitoreo de la capacidad depuradora del filtro

El objetivo del proyecto se centró en estimar la capacidad depuradora del filtro con relación al nitrógeno contenido en las aguas del Arroyo de la Capilla que recoge las aguas de escorrentía de los regadíos de la zona. La estimación se realizó de 2 maneras:

a) Mediante el muestreo del agua de los canales tomados en distintos puntos, según se indica en la **Figura 1**, seguida de los correspondientes análisis. Este

procedimiento dio resultados dispares debido a la interferencia que producía la descomposición del sustrato empleado (paja de cereal), principalmente durante el primer año de la implantación del filtro. Por otra parte, como el caudal de entrada y el de salida no eran iguales, debido a la evapotranspiración de las plantas o por efecto de las lluvias caídas en los canales, se hizo preciso conocer el flujo de entrada y de salida para poder establecer la cantidad de nitrógeno eliminado.

b) Mediante la estimación del contenido total de nitrógeno en la biomasa producida por las plantas que constituían el filtro, tanto en la biomasa sumergida como en la biomasa aérea que se retiraba mediante siegas periódicas.

3.2.1. Seguimiento analítico de las aguas muestreadas

A continuación, se indican los métodos y equipos utilizados en el laboratorio del GA-UPM, desglosados por parámetros analizados. El detalle de procedimientos (métodos estándar) puede consultarse en: *Manual técnico Degrémont®*, 2016; *Análisis del agua*, J. Rodier, Ed. Omega, 2011. Los métodos se adaptaron a los equipos de laboratorio.

- pH.- Medido en la muestra filtrada utilizando pH-metro GLP21 de Crison con compensación de temperatura a 20ºC.
- Conductividad eléctrica.- Medida en la muestra filtrada utilizando conductímetro MM 40 con compensación de temperatura a 25ºC. Lectura expresada en µS/cm.
- Nitrógeno amoniacal.- Método Kjeldahl. Destilación del nitrógeno amónico de la muestra en medio alcalino, en unidad destiladora Kjeltec, recogido en ácido bórico con indicador. Valoración posterior con ácido sulfúrico diluído.
- Nitrógeno nítrico.- Método Kjeldahl. A la muestra (tras la destilación anterior de la fracción amoniacal) se le añade aleación Devarda para reducir el nitrógeno nítrico a nitrogeno amoniacal, y se procede a la destilación y valoración según se reseña en el punto anterior. Esta determinación comprendería también la fracción de nitritos (no detectado en las aguas analizadas).
- Nitrógeno orgánico.- Método Kjeldahl. La muestra de agua a analizar se somete a una etapa previa de digestión en medio ácido con catalizador para reducir el nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal. Después se procede a destilación y valoración, según se reseña en el punto dedicado a nitrógeno amoniacal. Esta determinación comprendería la suma de nitrógeno orgánico y amoniacal. La fracción de nitrógeno orgánico se calcula restando la fracción amoniacal, previamente analizada.
- Nitrógeno total.- La suma de los nitrógenos orgánico, nítrico y amoniacal.

En la **Tabla II**, se muestran algunos de los resultados analíticos obtenidos en las muestras tomadas en distintas fechas de 2021 en los distintos puntos de muestreo. Es interesante contrastar la concentración de entrada y la de salida. En 2020 también se realizaron muestreos, pero dadas las interferencias que se producían por efecto de la degradación del sustrato, los resultados no se pudieron considerar significativos, por lo que no se muestran.

Tabla II.- Resultados analíticos de las diversas formas de nitrógeno obtenidos en los distintos muestreos realizados durante el año 2021. La localización de los puntos de muestreo se indica en la Figura 1.

Canal	pH	C.E.	Contenido en nitrógeno (mg/l)			N total (mg/L)	
		µS/cm	Orgánico	Amoniacal	Nítrico	mg/l	%
				Fecha: 19/02/2021			
1	7,81	257	2,71	3,36	4,48	10,55	100
2	7,13	120	5,04	0,56	2,24	7,85	74,4
3	7,08	102	3,74	0	0,56	4,3	40,8
4	6,97	86,4	2,34	0	0	2,34	22,2
5	6,95	68,1	4,67	0	0	4,67	44,3
				Fecha: 5/03/2021			
1	7,5	368	1,26	5,04	1,12	7,42	100
2	6,9	279	0,28	1,12	2,24	3,64	49,1
3	6,8	243	0,14	0,56	0	0,7	9,4
4	6,71	219	0,47	0	1,68	2,15	29,0
5	6,87	223	0,61	0,56	0	1,17	15,8
				Fecha: 6/04/2021			
1	8,35	480	3,83	13,45	2,24	19,52	100
2	7,95	291	2,38	1,12	0	3,5	17,9
3	7,94	246	0,14	0,56	1,68	2,38	12,2
4	7,96	229	0,14	0,56	2,24	2,94	15,1
5	8,1	236	0,14	0,56	0,56	1,26	6,5
				Fecha: 9/06/2021			
1	6,94	119	2,14	6,69	1,67	10,5	100
2	6,9	127	4,23	3,9	0	8,13	77,4
3	6,7	100	1,21	1,12	0	2,32	22,1
4	6,85	142	4,32	0,56	0	4,88	46,5
5	6,9	102	1,16	0	0	1,16	11,0

La eliminación máxima se produjo en el muestreo de abril (muestreo del 06-04-2021), con las plantas en pleno crecimiento obteniéndose una reducción entre la

concentración de entrada (19,52 g/m^3) y la de salida (1,26 g/m^3) de 18,26 g/m^3, equivalente al 93,5 %.

Según el registro diario de la lectura de contadores, en dicho día el volumen de entrada fue de 52,056 m^3 y el de salida 47,812 m^3, por lo que la cantidad de nitrógeno influente fue de:

19,52 g/m^3 x 52,056 m^3 = 1.016 g, y la cantidad vertida fue de 1,2 g/m^3 x 47,812 m^3 = 57 g, lo que supuso una eliminación diaria de 959 g de nitrógeno, que representa un 94,3 % de eliminación.

3.2.2. Estimación del N eliminado en base a la biomasa producida

Para estimar el nitrógeno eliminado en un ciclo de desarrollo del filtro se consideró el contenido en nitrógeno de la biomasa producida.

Para ello se realizó un muestreo de la biomasa producida el 27-10-2020, al final del periodo de crecimiento del primer año en cada uno de los canales. Se tomaron 3 muestras de cada canal (al principio, en el medio y al final), cada una de ellas de 3 m^2 para estimar el peso de la biomasa aérea producida susceptible de ser segada. Aparte se tomaron 3 submuestras de 1 m^2 para determinar el peso fresco y el peso seco de la biomasa aérea y de la sumergida de cada uno de ellas, y como consecuencia se estableció la proporción de biomasa aérea y biomasa sumergida en la producción global.

Se tomaron muestras para determinar el contenido en humedad de las distintas fracciones (aérea y sumergida). Como valores medios de la relación biomasa seca/biomasa fresca se obtuvo un valor de 0,15 (85 % de humedad) para la biomasa aérea y 0,1 (90% de humedad) para la biomasa sumergida. Los resultados medios y máximos obtenidos, expresados en materia seca, se indican en la **Tabla III**.

Tabla III.- Productividad de biomasa de *Typha domingensis* estimada en los distintos canales en base seca. Se ha estimado la productividad media y máxima en base a los resultados de los muestreos obtenidos.

Valores estimados para cada canal, referidos a materia seca			
Canal	Productividad total g/m^2	Productividad de la parte aérea g/m^2	Productividad de raíces + rizomas g/m^2
	Valores medios (materia seca)		
Canal 1	3.727,89	1.418,46	2.309,43
Canal 2	989,73	376,59	613,14
Canal 3	643,29	244,77	398,52
	Valores máximos (materia seca)		
Canal 1	6.199,29	2.358,83	3.840,46
Canal 2	1.386,00	527,37	858,63
Canal 3	1.289,30	490,58	798,72

El contenido en nitrógeno de la parte aérea y de la parte sumergida se determinó mediante la técnica de Kjeldahl obteniéndose por término medio un 2,5 % para la biomasa aérea y un 2,0 % para la biomasa sumergida, ambos en base seca.

Para estimar el nitrógeno total eliminado se consideró un valor medio de productividad para todos los canales de 4,96 kg/m^2 de materia seca de los que 1,89 correspondían a la parte aérea y 3,07 a la parte sumergida. Estos valores se obtuvieron de hacer una media entre los valores medio y máximo del primer canal, ya que se consideró que cuando el filtro estuviera bien establecido se debería llegar a esas producciones.

Teniendo en cuenta que la superficie total de los canales era de 1.884 m^2, la cantidad total de nitrógeno contenido en la biomasa del filtro sería de:

- N en la biomasa aérea: 1.884 m^2 x 1,89 kg/m^2 X 0,025 = 89,019 kg de N
- N en la biomasa sumergida: 1.884 m^2 x 3,07 kg/m^2 x 0,020 = 115,678 kg de N
- N en toda la biomasa del filtro: 89,019 + 115,678 = 204,697 kg de N

Suponiendo que el agua influente tuviera una concentración de nitrógeno total de 20 ppm (<> 20 g/m^3), y que la concentración deseada en el vertido fuera como máximo de 5 ppm, el volumen de agua que podría tratarse durante un período de crecimiento del filtro sería de 204.697 g N/15 g.m^{-3} = 13.664,7 m^3, y teniendo en cuenta la superficie

del filtro (1884 m^2), la capacidad depuradora de dicho filtro durante el periodo de crecimiento sería de 7,24 m^3 por cada m^2 de filtro.

Todos estos datos son los que se tuvieron en cuenta para la elaboración del ACV.

3.2.3. Estimación de la producción de forrajes por siega de la parte aérea.

La siega de la biomasa aérea de los canales deja siempre en el filtro una parte de la biomasa emergida (**Figura 6**), por lo que los valores de biomasa aprovechable como forraje por siega de la biomasa aérea serían inferiores a los presentados en la **Tabla III.** Para evaluar la producción potencial de forraje por los canales que componen el filtro se realizaron siegas de la parte aérea de distintas zonas de cada canal, se pesaron en fresco y se determinó su contenido en humedad. Los resultados referidos a materia fresca y seca se indican en la **Tabla IV**, en la que se reflejan los resultados medios obtenidos para cada canal y los máximos. Para el caso de que el filtro en todos los canales tuviera un buen desarrollo, la productividad estimada podría considerarse como una media entre la media y la máxima del primer canal, por lo que la producción potencial de forraje obtenido en la siega de la biomasa aérea podrá ser de 9,5 kg/m^2 de materia fresca, con un contenido en humedad del 87 %, lo que representa una producción en materia seca de 1,24 kg/m^2.

Figura 6.- Detalle de los restos de biomasa aérea que queda en el filtro de *Typha domingensis* después de la siega mecánica para obtención de forraje. (Fotografía GA-UPM).

Tabla IV.- Productividad de biomasa aérea cosechable de *Typha domingensis* estimada en los distintos canales al final del ciclo de desarrollo del primer año. Se ha estimado la productividad media y máxima en base a los resultados de los muestreos obtenidos.

PRODUCTIVIDAD DE LA COSECHA AÉREA		
	Valores medios del peso obtenido en cada canal (g/m^2)	
	Peso fresco	Peso seco
Canal 1	6.512,22	930,85
Canal 2	1.636,67	247,14
Canal 3	853,33	160,63
	Valores máximos del peso obtenido en cada canal (g/m^2)	
	Peso fresco	Peso seco
Canal 1	12.433,33	1547,96
Canal 2	2.560,0	346,08
Canal 3	1.750,0	321,04

3.2.4. Estimación del agua evapotranspirada por el filtro

Para estimar la cantidad de agua evapotranspirada por las plantas se estableció el balance diario entre el volumen de agua influente, más el agua recogida en el filtro por pluviometría menos el volumen del agua que salió del filtro en el mismo periodo.

Para ello se tomaron diariamente las medidas de los contadores de entrada y de salida y se midió la pluviometría registrada en la estación meteorológica.

Aunque la toma de datos de contadores y de la estación meteorológica fue diaria, para la presentación de los resultados se han agrupado por meses y dentro de éstos se han elegido los que cubrían el ciclo de crecimiento durante 2021, hasta el día 9 de agosto en que se dio por finalizado el proyecto. En la **Tabla V** se indican las lecturas mensuales de los contadores en el período marzo - agosto de 2021 y la pluviometría mensual recibida en los 1.884 m^2 de filtro. A partir de estos valores se ha confeccionado la **Tabla VI**, en la que se muestra el balance hídrico del sistema para estimar el agua evapotranspirada por el sistema según la fórmula:

Agua evapotranspirada = volumen de entrada + pluviometría – volumen de salida

En esta fórmula se supone que todas las pérdidas de agua del sistema son debidas a la evapotranspiración. Es de destacar que para la estimación de la evapotranspiración diaria (ETP) se ha considerado toda la superficie de filtro (1.884 m^2), aunque algunas partes estaban desprovistas de vegetación, motivo por el cual los valores obtenidos son inferiores a los que proporcionaría un filtro totalmente cubierto.

Tabla V.- Estimación de los volúmenes mensuales de agua que entran y salen del filtro, así como la estimación del agua de lluvia aportada al filtro en base a los datos pluviométricos aportados por la estación meteorológica (L/m^2) y la superficie total del filtro que recibe la lluvia (1.884 m^2).

Mes	día	Lecturas contador		Volumen en el mes (m^3)		Agua de Lluvia m^3/mes
		Entrada	Salida	Entrada	Salida	
Marzo	1	10.374,34	9.707,26	1154,95	1069,22	266,4
Abril	1	11.529,29	10.776,48	1276,26	1167,70	90
Mayo	1	12.805,54	11.944,18	871,48	231,13	0
Junio	1	13.677,03	12.175,31	1024,80	416,65	110,4
Julio	1	14.701,82	12.591,96	1076,20	729,12	5,6
Agosto	1	15.778,02	13.321,08	751,63	313,37	0
Agosto	29	16.529,65	13.634,45			

Tabla VI.- Balances hídricos del sistema y estimación de la evapotranspiración diaria media (ETP) del filtro de *Typha domingensis.* Se ha considerado toda la superficie del filtro (1.884 m^2), aunque había partes del sistema que carecían de plantas.

Mes	Días considerados	Balance hídrico		ETP diaria L/(m^2.día)
		mensual m^3/mes	Medio diario m^3/día	
Marzo	31	352,131	11,359	6,0
Abril	30	198,552	6,618	3,5
Mayo	31	640,351	20,656	11,0
Junio	30	718,554	23,952	12,7
Julio	31	352,671	11,376	6,0
Agosto	29	438,26	15,112	8,0

3.3. Análisis del ciclo de vida ambiental y económico

Tanto para el análisis de ciclo de vida ambiental (ACV-A) y como para el análisis de coste de ciclo de vida (ACCV) se siguieron las directrices de la normativa ISO 14040/14044. El inventario se realizó desglosando por conceptos de materias primas y construcción, operación y mantenimiento y fin de vida.

Los datos utilizados para realizar este estudio fueron obtenidos a partir de los resultados experimentales obtenidos en el Proyecto.

Los detalles de metodologías e inventario pueden consultarse en el documento que se presenta como Anexo a este documento: "Análisis ambiental y económico del ciclo de vida de un filtro flotante de *Typha domingensis*".

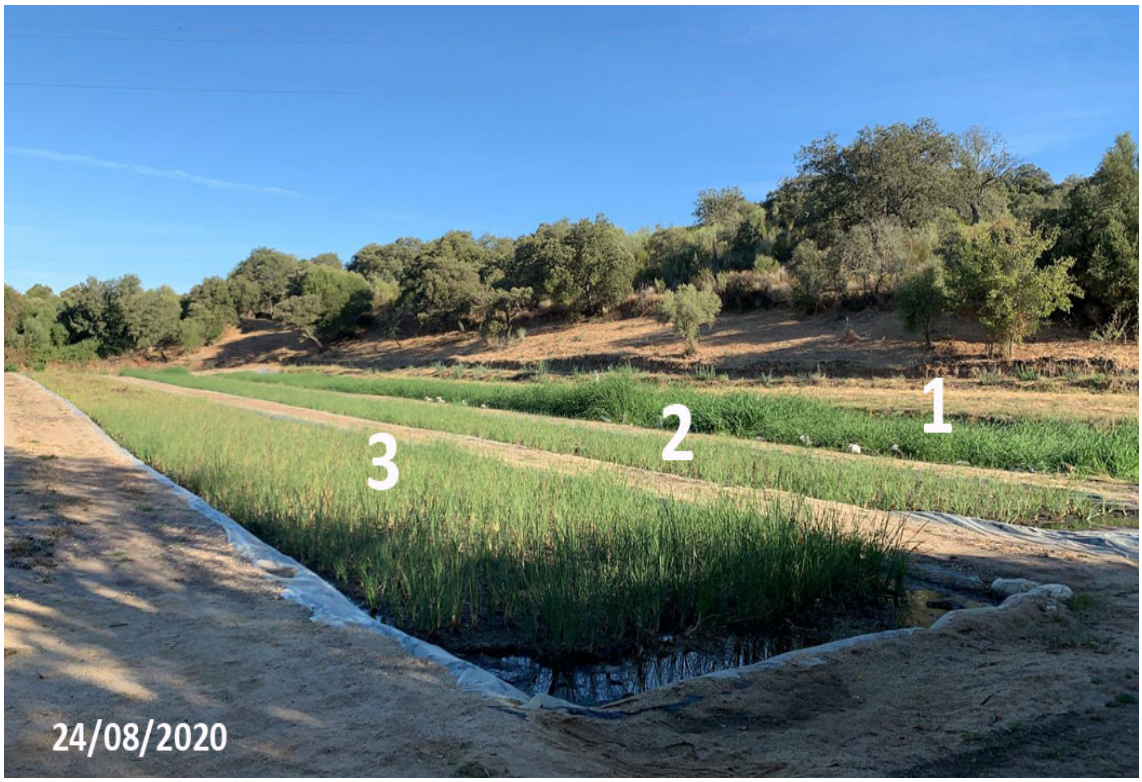
4. Logros alcanzados

Se reseñan en epígrafe separados por paquetes de trabajo, los principales logros conseguidos. Se destaca que estos logros no pueden considerarse individuales, sino que son fruto de la colaboración estrecha con las entidades participantes.

4.1. Logros en *PT3- Implantación del filtro flotante de fitodepuración*

- Adopción de una solución respetuosa con el medio ambiente para el soporte de helófitas en la implantación, basado en la utilización de paja de cereal dispuesta en el fondo de los canales que mantuviera las plántulas en posición erecta, sin volcar.
- Dimensionamiento del filtro de helófitas en tres canales consecutivos con una superficie total efectiva de filtro de 1.884 m^2.
- Adopción del sistema de captación y entrada del influente en el sistema de fitodepuración, y de circulación por flujo-pistón entre canales. Entrada de influente por bombeo alimentado por un sistema fotovoltaico instalado a tal propósito. Circulación de agua por tuberías de PVC, conectadas en 'ese' entre canales.
- Sistema totalmente establecido, y en funcionamiento, desde el 13 de mayo, 2020.

A continuación, se presenta una serie de fotografías que muestran el desarrollo del filtro en distintas épocas del primer y segundo año.


1
2
3
24/08/2020

3
2
1
3/12/2020

1
2
3
21/03/2021

1
2
3
4/04/2021

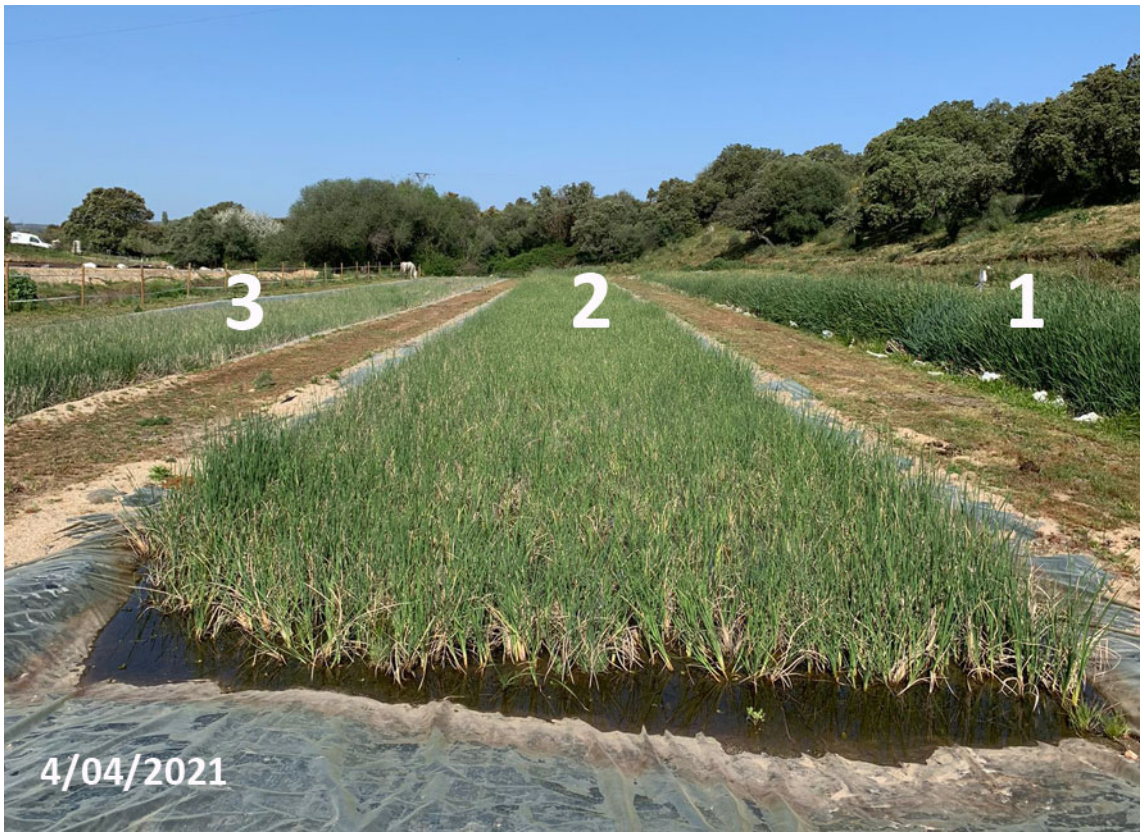


Figura 7.- Fotografías del filtro de *Typha domingensis* de Valdeobispo tomadas en diferentes épocas del año (Fotografías de César Martín, excepto la del 3/12/20, del GA-UPM).

4.2. Logros en *PT4- Monitoreo continuo del desarrollo de la fitodepuración*

- Análisis de todas las muestras recepcionadas en laboratorio GA-UPM. En total, se han realizado 600 analíticas.
- Se han estimado los valores de nitrógeno total eliminado por el filtro por medio de dos metodologías:
  a) Mediante análisis químico del agua de entrada y salida del filtro, teniendo en cuenta los volúmenes respectivos. En los resultados obtenidos por este método se llegó a conseguir la estimación de una eliminación diaria de 959 g de nitrógeno total, que representaba el 94,3 % del nitrógeno influente.
  b) Mediante la estimación del nitrógeno contenido en la biomasa producida por el filtro. En los resultados obtenidos se pudo estimar la eliminación de 204,697 kg de nitrógeno en todo el ciclo del primer año de implantación del filtro, con una capacidad de tratamiento de 13.664,7 m^3 de agua con un contenido en nitrógeno en el efluente de 20 ppm (vertido a 5 ppm).
- En cuanto a la producción de forraje obtenido en la siega de la biomasa aérea se estimó en 9,5 kg/m^2 de materia fresca, con un contenido en humedad del 87 %, lo que representa una producción en materia seca de 1,24 kg/m^2.
- En cuanto al volumen de agua evapotranspirada por el filtro, se obtuvieron valores variables durante el desarrollo del filtro a lo largo del año. En el periodo considerado en 2021, de marzo a agosto, la evapotranspiración media diaria máxima fue de 12,7 L/m^2 correspondiente al mes de junio y la mínima de 6,03 L/m^2, ocurrió en el mes de marzo.

4.3. Logros en *PT8-Análisis de sostenibilidad de Ciclo de Vida (ASCA) y estudio de viabilidad*

- Inventario de materiales, energía y económicos completados para el sistema en estudio.
- Análisis de ciclo de vida ambiental para el sistema en estudio, completado.
- Análisis de costes de ciclo de vida para el sistema en estudio, completado.
- Los resultados concretos del estudio pueden consultarse en el documento Anexo: "Análisis ambiental y económico del ciclo de vida de un filtro flotante de *Typha domingensis*"

4.4. Logros en *PT9- Dirección científica del proyecto*

- Dirección científica realizada durante toda la duración del Proyecto.

4.5. Logros en *PT10-Procesado de datos y elaboración de la memoria final*

- Procesado de datos e interpretación de análisis de aguas, estimación de la capacidad depuradora para el nitrógeno, producción de forraje y evaluación del agua evapotranspirada por el filtro finalizados
- Análisis de ciclo de vida ambiental y económico finalizado.
- Documento de análisis ambiental y económico del ciclo de vida del filtro flotante presentado en plazo.
- Informe de trabajos realizados presentado en plazo.

5. Conclusiones y recomendaciones

Con la ejecución de este Proyecto se ha logrado demostrar en instalación piloto el concepto de fitodepuración aplicado a la captación de nutrientes solubilizados por la aplicación de fertilizantes.

Los análisis de aguas realizados confirmaron la hipótesis inicial de que se trataba a aguas sin contaminación orgánica que, si bien podían arrastrar aguas de escorrentía y/o lixiviación de nutrientes, la concentración de nutrientes era baja.

En cuanto al diseño y dimensionamiento del sistema, se ha visto que la utilización de paja como soporte para las plántulas es viable, y esa utilización permitiría un concepto circular en la zona -incluso podría utilizarse como soporte paja de las propias eneas-, pero con la recomendación de que se controlaran y ajustaran al mínimo las cantidades a utilizar. Así pues, de manera cualitativa fue visible a lo largo de toda la duración del Proyecto la heterogeneidad en la aplicación de la paja (cantidad de paja por unidad de superficie).

El dimensionamiento del sistema, sobre la base de un contenido en nitrógeno total del 2.5% en la biomasa aérea verde, y un influente en torno a 20 ppm de N, permitió la extracción de nutrientes hasta niveles compatibles con directrices medioambientales (N< 15 ppm) para el efluente, demostrando la viabilidad del sistema.

La producción de forraje aprovechable por segado de la biomasa aérea se estimó en 9,5 kg/m^2 de materia fresca, con un contenido en humedad del 87 %, lo que representa una producción en materia seca de 1,24 kg/m^2.

En cuanto al volumen de agua evapotranspirada por el filtro, se obtuvieron valores variables durante el desarrollo del filtro a lo largo del año. En el periodo considerado en 2021, de marzo a agosto, la evapotranspiración media diaria máxima fue de 12,7 L/m^2 correspondiente al mes de junio y la mínima de 6,03 L/m^2, ocurrió en el mes de marzo.

Por último, el análisis ambiental y económico del ciclo de vida del filtro ha permitido caracterizar muy detalladamente el sistema cuantitativamente. Estos análisis y sus conclusiones pueden consultarse en detalle en el documento Anexo a este Informe.

Análisis ambiental y económico del ciclo de vida de un filtro flotante de *Typha domingensis*

Título del proyecto: “Proyecto piloto para analizar la capacidad depuradora de un filtro flotante de *Typha domingensis* sobre la contaminación difusa en el regadío del río Alagón y estudio de su material vegetal como posible alimento para el ganado”.

Proyecto financiado por el Programa Operativo del Fondo Europeo de Desarrollo Regional -FEDER- de Extremadura

Grupo de Agroenergética
UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

19 de mayo, 2021

Índice

Índice A2

Índice de tablas A4

Índice de figuras A5

Acrónimos y abreviaciones A6

1. Introducción A7

1.1. Humedales artificiales flotantes A8

1.2. Análisis de sostenibilidad ambiental de humedales artificiales A9

1.3. Análisis de sostenibilidad y viabilidad económica A10

1.4. Entorno de investigación A10

2. Metodología A11

2.1. Objetivos y alcance del estudio A11

2.1.1. Objetivos del estudio A11

2.1.2. Descripción del sistema A11

2.1.3. Producción de biomasa A16

2.1.4. Depuración de nitrógeno en disolución A18

2.1.5. Función del sistema y unidad funcional A19

2.2. Definición y límites del sistema A20

2.2.1. Materias Primas y Construcción A20

2.2.2. Operación y Mantenimiento A20

2.2.3. Etapa de fin de vida A20

2.3. Evaluación de impacto de ciclo de vida A21

2.4. Análisis de Coste de Ciclo de Vida A21

2.4.1. Preferencia temporal A21

2.4.2. Monetización de externalidades A22

2.4.3. Análisis de Coste Beneficio A22

2.5. Inventarios de Ciclo de Vida A22

2.5.1. Inventarios ambientales genéricos A22

3. Resultados y discusión A23

3.1. ACV ambiental del filtro flotante A23

3.2. Análisis de Coste de Ciclo de Vida A38

3.2.1.ACCV del filtro flotante A38

3.2.2.Ingresos vs costes en etapa de operación 41

3.2.3.Externalidades 42

4. Conclusiones A44

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA AMBIENTAL A44

ANÁLISIS DE COSTES DE CICLO DE VIDA A45

Referencias A46

ANEXO 1 ..... A54

ANEXO 2 ..... A56

ANEXO 3 ..... A57

Índice de tablas

Tabla 1 Dimensio del filtro flotante de *Typha domingensis* 12
Tabla 2 Parámetros de diseño del filtro flotante de *Typha dominguensis* 15
Tabla 3 Productividad biomásica media por ciclo (base fresca) 16
Tabla 4 Productividad biomásica media por ciclo (base seca) 16
Tabla 5 Producción y extracción de biomasa (aérea, sumergida, ensilada) en cada uno de los 10 ciclos anuales que conforman el ciclo de vida del filtro flotante 17
Tabla 6 Estimación del nitrógeno fijado y eluido del filtro flotante 18
Tabla 7 Constante de depuración de N del filtro flotante en tres escenarios de ciclo anual 19
Tabla 8 Etapas y procesos considerados en el ciclo de vida del filtro flotante 20
Tabla 9 Impactos caracterizados totales asociados a los 10 años de operación del filtro flotante 24
Tabla 10 Impactos caracterizados totales por unidad de contaminante extraído del agua (1 kg de N) 25
Tabla 11 Impactos caracterizados totales por unidad de volumen de agua tratada (1000 m3 de agua) 26
Tabla 12 Impactos caracterizados totales por unidad de volumen de agua tratada (1000 m3 de agua) de distintas plantas depuradoras convencionales (Ecoinvent 3.7), comparadas con el filtro flotante 27
Tabla 13 Origen de las emisiones totales de GEI en la categoría de cambio climático del filtro flotante de Valdeobispo, caracterizados por unidad de volumen de agua tratada (1000 m3 de agua) 28
Tabla 14 Descripción de flujos de caja generales en términos de Valor Presente Neto (VPN) para el filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura) (tasa de descuento = 2.5%) 40
Tabla 15 Desglose de gastos e ingresos en la etapa de operación 41
Tabla 16 Valor anual y total de las externalidades generadas por la planta de fitodepuración de Valdeobispo 43

Índice de figuras

Figura 1 Configuración de un humedal artificial flotante (Lucke et al., 2019) 8
Figura 2 Estructura del filtro flotante de *Typha domingensis* investigado en este estudio 12
Figura 3 Construcción del filtro flotante de *Typha domingensis* objeto de investigación 13
Figura 4 Detalle de uno de los canales del filtro flotante de *Typha domingensis* desarrollado por el GA en el marco del proyecto de investigación 14
Figura 5 Detalle de las placas fotovoltaicas (PV) empleadas para el bombeo de agua al filtro flotante 15
Figura 6 Contribución a los impactos ambientales caracterizados de las etapas de ciclo de vida del filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura) 30
Figura 7 Contribución ambiental de distintos procesos de la etapa de construcción del filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura) 31
Figura 8 Contribución ambiental de distintos procesos de la etapa de operación del filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura) 32
Figura 9 Impactos normalizados asociados al ciclo de vida del filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura) 33
Figura 10 Agregación ponderada de impactos ambientales asociados al ciclo de vida del filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura) por categoría de impacto 34
Figura 11 Agregación ponderada de impactos ambientales asociados al ciclo de vida del filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura) por etapa de ciclo de vida 35
Figura 12 Gráfico de red mostrando la contribución de distintos procesos del ciclo de vida de la planta de fitodepuración de Valdeobispo (Extremadura) al indicador de cambio climático (valor de corte = 5 %) 36
Figura 13 Gráfico de red mostrando la contribución de distintos procesos del ciclo de vida de la planta de fitodepuración de Valdeobispo (Extremadura) al indicador de puntuación única (valor de corte = 5 %) 37
Figura 14 Distribución de costes de la planta de fitodepuración de Valdeobispo (Extremadura) 39
Figura 15 Distribución total de cotes e ingresos (en términos de VPN) de la planta de fitodepuración de Valdeobispo (Extremadura) 41
Figura 16 Balance anual de ingresos y gastos de la planta de fitodepuración de Valdeobispo (Extremadura) 42

Acrónimos y abreviaciones

ACV	Análisis de Ciclo de Vida
ACV-A	Análisis de Ciclo de Vida Ambiental
ACCV	Análisis de Coste de Ciclo de Vida
CH_4	Metano
CO_2	Dióxido de carbono
COT	Carbono oxígeno total
DAP	Declaración Ambiental de Producto
DBO5	Demanda Biológica de Oxígeno (5 días)
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EICV	Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida
EIACV	Evaluación de Impacto Ambiental de Ciclo de Vida
eq.	Equivalente
FCW	Floating Constructed Wetlands
FWSW	Free Water Surface Wetlands
GA	Grupo Agroenergética
GEI	Gases de Efecto Invernadero
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
JRC	Joint Research Center
O&M	Operación y Mantenimiento
PCG	Potencial de Calentamiento Global
PE	Polietileno
PEF	Product Environmental Footprint
PP	Polipropileno
PV	Fotovoltaico
RCP	Regla de Categoría de Producto
SFW	Surface Flow Wetlands
SSFW	Subsurface Flow Wetlands -
TOC	Total Organic Carbon
UF	Unidad Funcional
UNEP	UN Environment Programme
UPM	Universidad Politécnica de Madrid
VPN	Valor Presente Neto

1. Introducción

El tratamiento de aguas residuales es un problema de gran relevancia global, tanto por sus repercusiones sanitarias como ambientales. Existen distintas tecnologías comerciales desarrolladas para reducir la carga contaminante de estas aguas. La aplicación de una u otra depende de las características del efluente, principalmente el caudal (intensidad, variabilidad) y su carga contaminante. Otros aspectos como el coste, la disponibilidad de espacio, accesibilidad tecnológica o disponibilidad de personal pueden condicionar también esta decisión (Rodriguez, Diego J.; Serrano, Hector A.; Delgado, Anna; Nolasco, Daniel; Saltiel, 2020; UNESCO, 2021).

Existen algunas tecnologías especialmente indicadas para su aplicación en entornos rurales y/o económicamente desfavorecidos. Estas actuaciones deben compatibilizar una capacidad de depuración adecuada a las características del efluente, la normativa de descarga, un funcionamiento sencillo, reducido gasto energético, un coste de explotación limitado y una óptima integración en el entorno natural. Estas tecnologías transcurren a velocidad natural, sin aporte de energía ni productos químicos, requiriendo normalmente extensiones superficiales mayores que las tecnologías intensivas (Ortega et al., 2010; Rodriguez, Diego J.; Serrano, Hector A.; Delgado, Anna; Nolasco, Daniel; Saltiel, 2020).

Un ejemplo típico de este tipo de tecnologías extensivas son los humedales artificiales (*constructed wetlands* en terminología inglesa), que reproducen los procesos físicos, químicos y biológicos de eliminación de contaminantes típicos de los húmedas naturales (Joan Garcia Serrano, 2008; Verma & Suthar, 2018; Vymazal, 2014). En función del modelo de circulación del agua, los humedales artificiales se suelen clasificar en dos categorías. Los humedales artificiales de flujo superficial o flujo libre (Surface Flow Wetlands,- SFW- o Free Water Surface Wetlands – FWSW) son aquellos en los que el agua contaminada circula por encima del sustrato. En los humedales artificiales de flujo subsuperficial (Subsurface Flow Wetlands - SSFW) el agua inunda los espacios intersticiales del lecho filtrante, fluyendo por debajo de la superficie del suelo bien en sentido horizontal o vertical (García et al., 2005). El diseño, operación y capacidad depurativa de este tipo de sistemas se describe en varias publicaciones (García et al., 2010; Ingrao et al., 2020; Kataki et al., 2021; Wu et al., 2015). Estos sistemas pueden funcionar de forma aislada o integrados en sistemas que incorporan otras tecnologías complementarias para el tratamiento de efluentes (Corbella et al., 2017; Resende et al., 2019).

Estos humedales artificiales han demostrado su capacidad para el tratamiento de una gran variedad de contaminantes (Saggaï et al., 2017; Verma & Suthar, 2018) como la carga orgánica (DBO5, DQO, TOC), nitrógeno en sus distintas formas, partículas en suspensión, e incluso metales pesados (Vymazal & Březinová, 2016; Xu & Mills, 2018). Es por ello que se consideran adecuados para el tratamiento de efluentes domésticos (Hickey et al., 2018; Jácome et al., 2016), ganaderos (Arden & Ma, 2018), agrícolas, de la industria alimentaria (Flores et al., 2020) e incluso industriales (Riggio et al., 2018; Saeed et al., 2018; Vymazal, 2014). Debido a su bajo coste, se ha descrito su idoneidad en entornos menos avanzados desde el punto de vista económico y tecnológico, como ocurre en países en vías de desarrollo o en zonas remotas rurales (Gallego-Schmid & Tarpani, 2019; Vymazal & Březinová, 2014; Zhang et al., 2014, 2015).

La viabilidad de estos humedales artificiales en entornos extremos como las aguas salinas (Liang et al., 2017) o en climas fríos (M. Wang et al., 2017) ha sido evaluado con éxito. También se ha descrito su potencial para la generación de biomasa energética (Gizińska-Górna et al., 2016) y se ha reportado su capacidad para promover la biodiversidad en los ecosistemas de su entorno (Hsu et al., 2011; Masi et al., 2018).

1.1. Humedales artificiales flotantes

Una innovación relativamente reciente y menos estudiada a los humedales artificiales de flujo superficial o flujo libre son los humedales artificiales de tipo flotante (Floating Constructed Wetlands – FCW). Como se muestra en la Figura 1, se trata de un dispositivo hidropónico que tiene la capacidad para moverse hacia arriba y hacia abajo en función de los niveles de agua. Esta capacidad de flotación genera un entramado de rizomas en la parte sumergida que mejora la eficiencia de eliminación de contaminantes (Barco & Borin, 2017; Fernández & Doménech, 2017; Garcia Chance & White, 2018; Jones et al., 2017; Lucke et al., 2019; Pavlineri et al., 2017; Yeh et al., 2015).

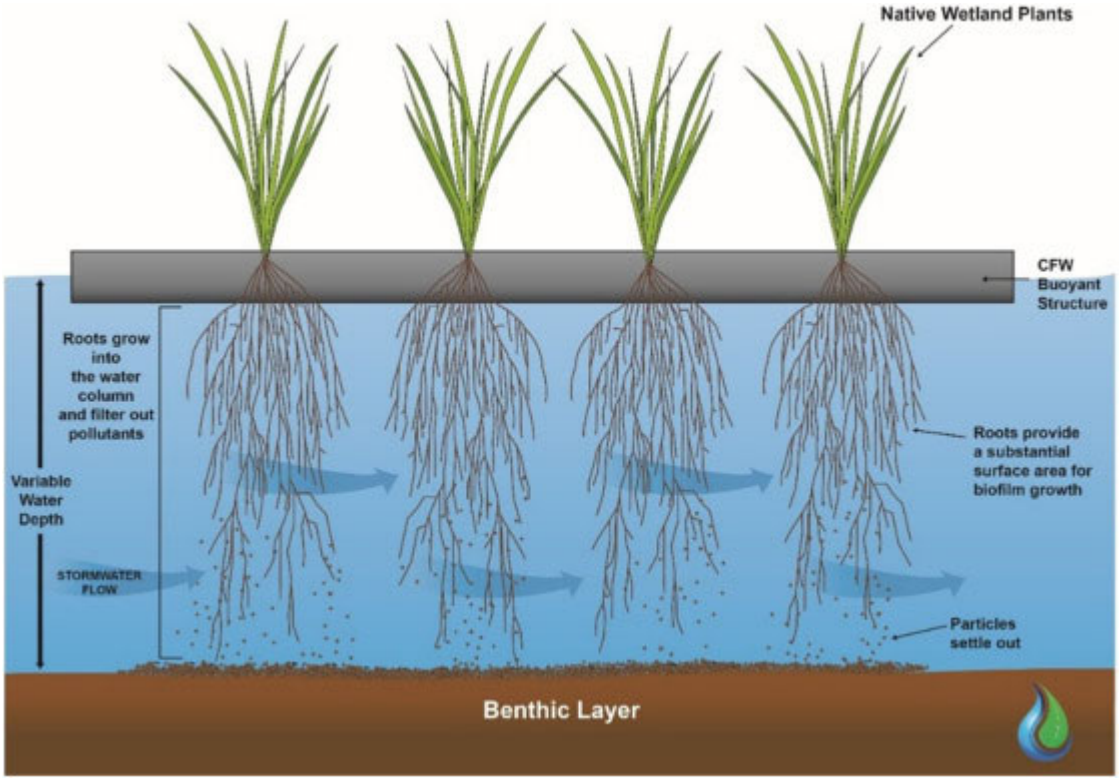


Figura 1 Configuración de un humedal artificial flotante (Lucke et al., 2019)

La eficacia de este tipo de diseño se ha confirmado en aplicaciones como la eliminación de materia orgánica, partículas en suspensión y nutrientes (W. Cao et al., 2016; Jiang et al., 2016; Y. Wang et al., 2019; West et al., 2017). Además del tratamiento de efluentes, este tipo de diseño es aplicable al tratamiento de ríos naturales y estanques (Jones et al., 2017; Olguín et al., 2017; Saeed et al., 2016).

1.2. Análisis de sostenibilidad ambiental de humedales artificiales

Debido a su carácter extensivo y al limitado consumo energético y de productos químicos que requiere, existe la percepción de que los humedales flotantes son dispositivos sostenibles y ecológicos. Sin embargo, cualquier actuación humana genera necesariamente impactos sobre el entorno ambiental que es necesario evaluar y cuantificar antes de poder emitir un juicio objetivo sobre estas atribuciones. En este contexto, se está extendiendo el uso de la herramienta de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para evaluar la sostenibilidad de bienes y servicios de todo tipo (European Commission, 2018). El uso de metodologías estandarizadas (ISO 14040-14044) está favoreciendo la coherencia de estos estudios y su validación a nivel internacional (ISO, 2006b, 2006c). La herramienta de ACV sirve de base para la realización de Declaraciones Ambientales de Producto (DAP), que permiten la concesión de eco-etiquetas de tipo III, de acuerdo con la normativa internacional (UNE-EN ISO 14025) (ISO, 2006a).

Existen un gran número de estudios dedicados a cuantificar el impacto ambiental de humedales artificiales de distintos tamaños y diseños. La mayoría de ellos se enfoca en el análisis de la huella de carbono de humedales de flujo superficial y subsuperficial de distinta escala, diseño y construcción, y operando en distintos entornos (Andreo-Martínez et al., 2021; Bhatt et al., 2019; Z. Cao et al., 2021; Corbella et al., 2017; Flores et al., 2019, 2020; Forchino et al., 2017; Garfí et al., 2017; Lopes et al., 2020; Lutterbeck et al., 2017; Mander et al., 2014; Morrison et al., 2016; Resende et al., 2019; Yao et al., 2021). Otros autores analizan comparativamente la huella de carbono de distintas tecnologías para el tratamiento de aguas residuales, incluyendo los humedales artificiales (Flores et al., 2019; Garfí et al., 2017; Pan et al., 2011). Algunos de estos estudios también consideran impactos relacionados con la emisión de nutrientes (N, P) (Fuchs et al., 2011). Algunos estudios se enfocan al análisis de indicadores energéticos de este tipo de sistemas (Casas Ledón et al., 2017; Zhou et al., 2009). El uso de ACV se aplica también al análisis de efectos de bioacumulación de metales descritos para humedales artificiales (Zhao et al., 2017)

Los resultados de estos estudios describen una gran variabilidad en la huella de carbono de distintos tipos de humedales construidos en función de su diseño, escala, tipo de aguas, entorno de operación, etc. En términos generales, la huella de carbono de los humedales de flujo superficial o flujo libre (FWSW) es significativamente menor que en los de flujo subsuperficial (SF). Los valores medios de C en forma de CO_2 (CO_2-C) son de entre 95.8 y 137.0 mg m^{-2} h^{-1}. En los humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical (VSSF) la emisión de carbono en forma de metano (CH_4-C) es significativamente menor que en los de flujo subsuperficial horizontal (HSSF) (valores medios de 3.0 y 6.4 mg m^{-2} h^{-1}, respectivamente). Las diferencias en cuanto a las emisiones de N_2O de distintos tipos de humedales son menos significativas, con valores que reportados entre 0.09 y 0.13 mg m^{-2} h^{-1} (Mander et al., 2014).

También se han descrito una elevada variabilidad en los factores de emisión de GEI para este tipo de dispositivos. Por ejemplo, la media reportada de los factores de emisión de metano (CH_4) en relación con el flujo entrante ((CH4-C/flujo entrante TOC_{in}) * 100%) para sistemas de flujo libre (FWS) fue del 18.0%, para subsuperficial de flujo horizontal (HSSF) fue de 3.8% y de flujo vertical (VSSF) de 1.28%. Las medianas de los flujos de emisión de N_2O ((N_2O-N/flujo entrante TN_{in}) * 100%) difieren notablemente en los tres tipos de humedales: 0.34% para HSSF, 0.11% para FWS y 0.018% para VSSF. En todos los casos se observa una correlación notable entre la carga

contaminante en el efluente (TOC_{in} en materia orgánica y TN_{in} para nutrientes) y los factores de emisión (CH_4-C y N_2O-N) para todos los tipos de humedales considerados en estos estudios.

1.3. Análisis de sostenibilidad y viabilidad económica

Además de su extensión ambiental, un análisis de sostenibilidad debería considerar también aspectos relacionados con el alcance económico y social objeto de estudio. En la última década, se han ido abriendo camino herramientas enfocadas a evaluar desde una perspectiva de ciclo de vida la dimensión económica. UN Environment Programme (UNEP) ha propuesto la herramienta de Análisis de Coste de Ciclo de Vida (ACCV) para evaluar la sostenibilidad económica (Swarr et al., 2011; UNEP/SETAC, 2011).

La incorporación de aspectos de sostenibilidad en sistemas de depuración de aguas residuales se describe en un amplio número de publicaciones (Harris et al., 2021; Ilyas et al., 2021; Rebitzer et al., 2003). Existe un número más reducido de trabajos en los que se describe el coste de ciclo de vida y la viabilidad económica de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales (Awad et al., 2019; Ilyas et al., 2021; Laitinen et al., 2017; Ortega et al., 2010; Resende et al., 2019). En estos trabajos se justifica su implantación principalmente en entornos rurales, económicamente desfavorecidos y/o en países en vías de desarrollo.

1.4. Entorno de investigación

Como se describe en la Sección 2.1 de este informe, el objetivo de este trabajo es aportar información cuantitativa sobre la sostenibilidad ambiental y económica de los sistemas de depuración de aguas mediante filtros flotantes. Este trabajo está realizado por el Grupo Agroenergética (GA) de la Universidad Politécnica de Madrid (UPM) y se enmarca en el proyecto titulado "*Proyecto piloto para analizar la capacidad depuradora de un filtro flotante de Typha domingensis sobre la contaminación difusa en el regadío del río Alagón y estudio de su material vegetal como posible alimento para el ganado*", financiado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional.

2. Metodología

El Análisis de Ciclo de Vida Ambiental (ACV-A) de sistema de depuración ha sido realizado siguiendo los requerimientos marcados en la normativa ISO14040/14044 (ISO, 2006b, 2006c). En ausencia de una RCP específica para sistemas de depuración de aguas residuales, se ha optado por seguir una estructura estandarizada que comprende las etapas de extracción de materias primas, construcción del sistema de depuración, operación y mantenimiento, y fin de vida.

El ACCV se ha realizado también sobre la base de la normativa ISO14040/14044 (ISO, 2006b, 2006c), siguiendo las recomendaciones propuestas por UNEP y otros autores relevantes para sistemas similares de tratamiento de aguas residuales (Harris et al., 2021; Hoogmartens et al., 2014; Rebitzer et al., 2003; Swarr et al., 2011). Con el fin de aportar coherencia y facilitar el análisis conjunto de resultados, el estudio de ACCV se ha realizado teniendo en cuenta la estructura, límites del sistema y otras decisiones metodológicas aplicadas al ACV-A. Aspectos metodológicos del ACV-A y ACCV se desarrollan en más detalle en las Secciones que se describen a continuación.

2.1. Objetivos y alcance del estudio

2.1.1. Objetivos del estudio

El objetivo principal de este estudio es evaluar la sostenibilidad ambiental y económica del ciclo de vida de un filtro flotante de *Typha domingensis* desarrollado para reducir la contaminación difusa en el regadío del río Alagón. Este sistema incorpora también la funcionalidad adicional de producir material vegetal con potencial para su uso como alimento animal.

La información generada en este estudio permitirá definir de forma cuantitativa la sostenibilidad ambiental y económica de esta tecnología, así como determinar su viabilidad económica. Esta información será de utilidad en la toma de decisiones relativa a la reducción de impactos, identificación de aspectos ambientales relevantes, identificación de estrategias de mejora y comparación con otros sistemas de depuración con funcionalidades similares. Los impactos ambientales y económicos de otros sistemas de depuración de aguas se obtendrán de publicaciones científicas.

Este estudio incorpora también un análisis de externalidades tanto de la funcionalidad generada por el sistema de depuración como de los impactos asociados a su ciclo de vida. La monetización de estos impactos ambientales será de utilidad para determinar su contribución a los costes de mercado y para definir el margen de ayudas que podría requerir este tipo de tecnologías.

2.1.2. Descripción del sistema

El sistema analizado es un filtro flotante de *Typha domingensis* desarrollado por el Grupo de Agroenergética (GA) de la Universidad Politécnica de Madrid (UPM) en el marco del proyecto titulado “Proyecto piloto para analizar la capacidad depuradora de un filtro flotante de *Typha domingensis* sobre la contaminación difusa en el regadío del río Alagón y estudio de su material vegetal como posible alimento para el ganado”, financiado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional y desarrollado entre 2019-2021.

Figura 2 y Tabla 1 muestran la estructura y dimensiones del filtro flotante que consta de 3 canales de 100, 106 y 108 m de longitud, respectivamente, y 6 de anchura. Los canales tienen una profundidad de 0.6 m con una altura de la lámina de agua situada a 30 cm del fondo. El agua entra en el sistema ayudada por una bomba conectada a un sistema fotovoltaico. Los canales están conectados por tuberías de PVC y el movimiento de las aguas se realiza por gravedad. La salida del canal 3 está conectado a una arqueta donde se localiza un caudalímetro y sirve para homogeneización antes de vertido al arrollo. Juan al filtro hay una estructura de menor tamaño diseñada para ensilar la biomasa para su transformación en forraje para alimentación animal. Los valores cuantitativos de diseño y operación del sistema se describen en la Sección 2.5 de Inventario de Ciclo de Vida. Las

Figura 3, Figura 4 y Figura 5 muestran imágenes del filtro flotante objeto de investigación.

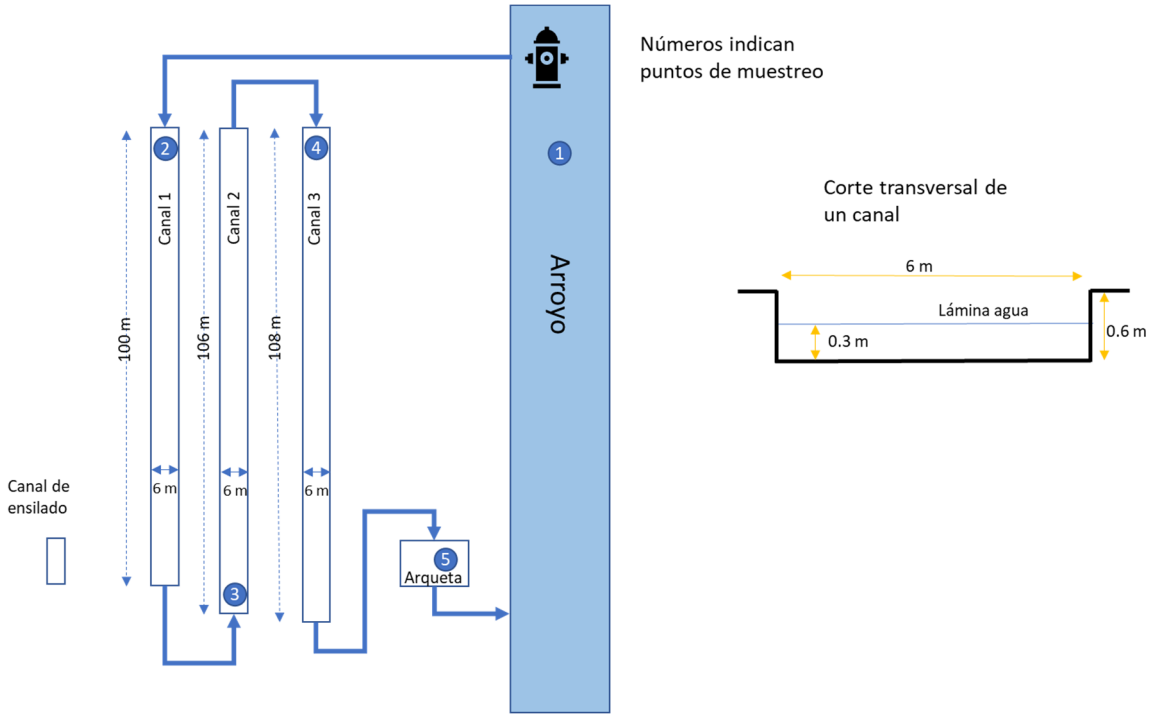


Figura 2 Estructura del filtro flotante de *Typha domingensis* investigado en este estudio

Tabla 1 Dimensiones del filtro flotante de *Typha domingensis*

	ancho	largo	alto canal	Vol. canal	alto agua	Vol. agua total	Vol. agua (ex. raíces)	Superficie lámi. agua
	m	m	m	m3	m	m3	m3	m2
canal 1	6	100	0.6	360	0.3	180	90	600
canal 2	6	106	0.6	382	0.3	190.8	95.4	636
canal 3	6	108	0.6	389	0.3	194.4	97.2	648
TOTAL, Canales		**314**		**1130**		**565.2**	**282.6**	**1884**
Arqueta	1	1.5	0.6	0.9				
Canal de ensilado	4	10	1	40				

Figura 3 Construcción del filtro flotante de *Typha domingensis* objeto de investigación

Figura 4 Detalle de uno de los canales del filtro flotante de *Typha domingensis* desarrollado por el GA en el marco del proyecto de investigación

Figura 5 Detalle de las placas fotovoltaicas (PV) empleadas para el bombeo de agua al filtro flotante

Tabla 2 Parámetros de diseño del filtro flotante de *Typha domingensis*

Caudal entrada		60.00	m3/día
Tiempo operación diario		12.00	h/día
Caudal horario en operación		5.00	m3/h
Pérdidas por evapotranspiración		40.80%	
		24.48	m3/día
Caudal salida		35.52	m3/día
Tiempo retención		4.71	días
PROCESO DEPURATIVO			
El filtro opera mayo-octubre (primavera y verano)		6	meses/año
Vida útil media		10	años
Volumen agua tratada/año		10800	m3/año
Volumen agua tratada/vida útil		108000	m3/vida útil

Tabla 2 muestra los parámetros de diseño del filtro, con un caudal de entrada medio diario de 60 m3 por cada día de operación, que se consigue operando la bomba durante una media de 12 h diarias con un caudal de 5 m3/h. Se consideran unas pérdidas por evaporación y evapotranspiración de 24.48 m3/día, equivalente al 40.8% del caudal de entrada. El filtro tiene un tiempo de retención de 4.71 días y opera durante 6 meses al año, con una vida útil media estimada de 10 años. Tras este periodo se asume que se debería realizar una reforma integral que daría initio a una nueva etapa de uso. Considerando estos parámetros, se puede calcular un volumen de agua tratada de 10,800 m^3/anuales, lo que equivale a 108,000 m^3 a lo largo de la vida útil del sistema.

2.1.3. Producción de biomasa

La capacidad de depuración del filtro flotante de *Typha domingensis* está relacionada directamente con su producción de biomasa, tanto aérea como sumergida. Los valores recogidos en esta sección se han calculado extrapolando los valores experimentales de producción de biomasa y de depuración de nitrógeno estimados durante la primera anualidad de operación y también sobre la base de la experiencia del equipo de investigación sobre sistema similares de fitodepuración.

Tabla 3 Productividad biomásica media por ciclo (base fresca)

	AÉREA	SUMER-GIDA	TOTAL		Superficie	AÉREA	SUMER-GIDA	TOTAL
	kg/m2	kg/m2	kg/m2		m2	kg	kg	kg
Balsa 1	12.60	30.75	43.35		600	7560	18450	26010
Balsa 2	12.60	30.75	43.35		636	8014	19557	27571
Balsa 3	12.60	30.75	43.35		648	8165	19926	28091
TOTAL	**12.60**	**30.75**	**43.35**		**1884**	**23738**	**57933**	**81671**

Tabla 4 Productividad biomásica media por ciclo (base seca)

	AÉREA	SUMER-GIDA	TOTAL		Superficie	AÉREA	SUMER-GIDA	TOTAL
	kg/m2	kg/m2	kg/m2		m2	kg	kg	kg
Balsa 1	1.89	3.08	4.97		600	1134	1845	2979
Balsa 2	1.89	3.08	4.97		636	1202	1956	3158
Balsa 3	1.89	3.08	4.97		648	1225	1993	3217
TOTAL	1.89	3.08	4.97		1884	3561	5793	9354

Tabla 3 y Tabla 4 muestran la productividad estimada de biomasa aérea y sumergida por cada ciclo anual en términos de masa fresca y masa seca, respectivamente. Este cálculo supone una relación masa fresca/seca de 0.15 para la biomasa aérea de 0.10 para la biomasa seca. Estos valores se emplean para calcular la producción y la extracción de biomasa en cada uno de los 10 ciclos anuales que conforman el ciclo de vida del filtro flotante, como se describe en la Tabla 5. Esta estimación supone una reducción del rendimiento del 80% si hay dos cortes anuales, un rendimiento de 150% anual debido a que sólo se corta una vez cada 10 años, un rendimiento del 75% en la biomasa ensilada, una densidad de biomasa ensilada de 0.75 t/m^3 y un precio de biomasa ensilada de 0.11 €/kg.

Tabla 5 Producción y extracción de biomasa (aérea, sumergida, ensilada) en cada uno de los 10 ciclos anuales que conforman el ciclo de vida del filtro

	Anualidad									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Número de cortes										
Biomasa aérea	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Biomasa sumergida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
BIOMASA AÉREA										
Generación anual (kg)										
Biomasa aérea (materia seca)	3561	5697	5697	5697	5697	5697	5697	5697	5697	5697
Biomasa aérea (materia fresca)	23738	37981	37981	37981	37981	37981	37981	37981	37981	37981
Extracción anual (kg)										
Biomasa aérea (materia seca)	3561	5697	5697	5697	5697	5697	5697	5697	5697	5697
Biomasa aérea (materia fresca)	23738	37981	37981	37981	37981	37981	37981	37981	37981	37981
Remanente tras extracción (kg)										
Biomasa aérea (materia seca)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biomasa aérea (materia fresca)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BIOMASA SUMERGIDA										
Generación anual (kg)										
Biomasa sumergida (materia seca)	5793	2897	0	0	0	0	0	0	0	0
Biomasa sumergida (materia fresca)	57933	28967	0	0	0	0	0	0	0	0
Extracción anual (kg)										
Biomasa sumergida (materia seca)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8690
Biomasa sumergida (materia fresca)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	86900
Remanente tras extracción (kg)										
Biomasa sumergida (materia seca)	5793	8690	8690	8690	8690	8690	8690	8690	8690	0
Biomasa sumergida (materia fresca)	57933	86900	86900	86900	86900	86900	86900	86900	86900	0
BIOMASA ENSILADA										
materia fresca (kg)	17804	28486	28486	28486	28486	28486	28486	28486	28486	93661
volumen (m3)	23.7	38.0	38.0	38.0	38.0	38.0	38.0	38.0	38.0	124.9
Ingresos biomasa ensilada (€)	1,958 €	3,133 €	3,133 €	3,133 €	3,133 €	3,133 €	3,133 €	3,133 €	3,133 €	10,303 €

flotante

2.1.4. Depuración de nitrógeno en disolución

La capacidad de depuración del filtro se ha calculado considerando un contenido de N en la biomasa aérea del 2.5% y de la biomasa sumergida del 2.0% (ambos en base seca). La carga de N media de entrada se ha estimado en 20 ppm (g/m^3). Considerando el volumen diario de tratamiento de 60 m^3/día, esto supone una carga total de 1200 g/día, que multiplicado por los 180 días de funcionamiento por cada ciclo anual supone una carga de 216 kg/ciclo anual.

Tabla 6 Estimación del nitrógeno fijado y eluido del filtro flotante

AÑO 1	Considera crecimiento de biomasa aerea (equivalente a 1 corta) y sumergi				
			aérea	sumergida	TOTAL
Productividad biomasa (base seca)		kg/año	3561	5793	
N%			2.50%	2.00%	
N fijado		kg/año	89.02	115.87	204.89
N no fijado (queda contaminante)			11.12	kg/año	
Concentración de N media			1.0292	ppm	
AÑO 2	Considera crecimiento de biomasa aerea (equivalente a 2 cortas) y sumerg				
			aérea	sumergida	TOTAL
Productividad biomasa (base seca)		kg/año	5697	2897	
N%			2.50%	2.00%	
N fijado		kg/año	142.43	57.93	200.36
N no fijado (queda contaminante)			15.64	kg/año	
Concentración de N media			1.4478	ppm	
AÑOS SUCESIVOS	Considera crecimiento de biomasa aerea (equivalente a 2 cortas) y sumerg				
			aérea	sumergida	TOTAL
Productividad biomasa (base seca)		kg/año	5697	0	
N%			2.50%	2.00%	
N fijado		kg/año	142.43	0.00	142.43
N no fijado (queda contaminante)			73.57	kg/año	
Concentración de N media			6.8120	ppm	

Tabla 6 muestra la cantidad de nitrógeno fijado por la biomasa (aérea y sumergida) en cada uno de los ciclos anuales diferenciados (1, 2 y sucesivos) y la concentración estimada de descarga. Los resultados describen una concentración en el efluente de 1.03 ppm el primer año debido a la elevada capacidad de fijación asociada con la producción de biomasa aérea (89.0 kg N/ciclo) y sumergida (115.9 kg N/ciclo), para un total de 204.9 kg N/ciclo.

En el segundo ciclo anual, la capacidad de fijación de la biomasa aérea es más elevada debido a que se realizan dos cortas. Sin embargo, la capacidad de fijación de la biomasa sumergida disminuye al llegar a su límite de crecimiento. En su conjunto, la capacidad de fijación de N en este segundo ciclo anual es algo inferior al primero, y la concentración del efluente sería superior (1.45 ppm de media).

En los ciclos sucesivos, la capacidad de fijación del filtro en su conjunto disminuye hasta 142.4 kg/ciclo debido a la no extracción de biomasa sumergida. De esta forma, la cantidad de N no fijada queda en 73.6 kg/ciclo, que para un caudal de 10,800 m3/ciclo supone una concentración media de descarga de 6.8 ppm de N.

El límite de vertido de N que marca la normativa es de 10 ppm para zonas sensibles y hasta 15 ppm para entornos no sensibles, por lo que la capacidad de depuración del filtro sería suficiente como para cumplir estos requisitos.

Esta capacidad de depuración se podría calcular según la ecuación de (Joan Garcia Serrano, 2008):

$$k_A = \frac{Q}{S} \ln \left[\frac{C_0}{C_1}\right]$$

k_A = constante de primer orden para eliminación de N (m/día)
Q describe el caudal de entrada al sistema de depuración (m_3/día)
S = superficie del filtro (m_2)
C_o = concentración de entrada (mg/l)
C_1 = concentración de salida (mg/l)

Tabla 7 Constante de depuración de N del filtro flotante en tres escenarios de ciclo anual

			Anualidad		
			1	2	Sucesivos
N (mg/l)	Influente		20	20	20
	Efluente		1.0292	1.4478	6.8120
	Reducción (%)		94.85%	92.76%	65.94%
	k_A		0.0944899	0.083619875	0.0343008

Tabla 7 describe las capacidades de depuración del filtro en los tres ciclos diferenciados (año 1, 2 y sucesivos). Como se describe anteriormente, se observa una mayor capacidad de depuración en los dos primeros años debido a una mayor producción de biomasa causada por el ciclo vital y las estrategias de extracción consideradas (biomasa aérea 1 corta en ciclo 1 y 2 cortas en años sucesivos; biomasa sumergida 1 sola corta en año 10).

2.1.5. Función del sistema y unidad funcional

El filtro de *Typha domingensis* tiene un carácter multifuncional. La función más importante que considera este estudio es la eliminación de nitrógeno disuelto en agua. Otra función considerada en este estudio es la producción de biomasa para alimentación animal. Una función que no se considera es la eliminación de materia orgánica.

El análisis ambiental y económico de ciclo de vida se ha realizado considerando distintas unidades funcionales. Por un lado, se han calculado las emisiones asociadas al sistema en su conjunto a lo largo de los 10 años de vida útil. Los valores de impacto ambiental y económico han sido referidos también a una unidad de depuración que ha sido la extracción del agua de 1 kg de nitrógeno. Otra

unidad funcional posible, pero no considerada en este estudio, podría ser el tratamiento de 1 m^3 de agua. La transformación de estas dos últimas unidades funcionales se puede realizar considerando la capacidad de depuración del sistema, como se describe más adelante.

2.2. Definición y límites del sistema

Tabla 8 describe las etapas del ciclo de vida y los procesos considerados en el ACV ambiental y económico del filtro flotante de *Typha domingensis.* Los inventarios de materia, energía y económicos que se describen en la Sección 2.5 cuantifican cada uno de los procesos considerados.

Tabla 8 Etapas y procesos considerados en el ciclo de vida del filtro flotante

MATERIAS PRIMAS Y CONSTRUCCIÓN	• Uso y transformación del suelo • Construcción de canales • Construcción canal ensilado • Construcción arqueta • Tuberías de conexión PVC • Sistma de bombeo fotovoltaico • Malla antihierba • Plástico Amarillo • Paja soporte • Plantas • Transporte de elementos
OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO	• Mantenimiento general instalaciones • Mantenimientos periódicos • Corte mecanizado de biomasa aérea • Corte mecanizado de biomasa sumergida • Ensilado • Análisis
FIN DE VIDA	• No actuación sobre infraestructuras construidas • Reciclado de materiales plásticos • Vertido de bombas y equipos electrónicos

2.2.1. Materias Primas y Construcción

La etapa de Materias Primas y Construcción incluye procesos relacionados con la construcción de infraestructuras y equipamientos necesarios para tener la planta operativa. En el análisis económico, se podría considerar que esta etapa se asocia con la de inversión inicial de capital.

2.2.2. Operación y Mantenimiento

Esta etapa considera principalmente las actividades de mantenimiento general de las instalaciones, el corte mecanizado de la biomasa aérea y sumergida, y el ensilado de dicha biomasa para la producción de follaje para alimentación animal. En esta etapa se consideran algunos procesos (contratación de personal, análisis de aguas, ingeniería, etc.) que son considerados en del análisis económico, pero no tienen cabida en el análisis ambiental.

2.2.3. Etapa de fin de vida

Debido a su carácter preliminar, este análisis no considera la gestión de fin de vida de los materiales empleados en la construcción del filtro flotante. En función de los resultados, si los impactos asociados con algunos de estos productos (plásticos, bomba, PV, etc.) es muy elevado,

se podría considera la ampliación en el alcance del estudio para considerar esta etapa del ciclo de vida.

2.3. Evaluación de impacto de ciclo de vida

El ACV-A del filtro flotante se ha enfocado preferente a la cuantificación del impacto en la categoría de cambio climático. Este impacto se ha calculado como la suma del Potencial del Calentamiento Global (PCG) a 100 años en unidades de CO_2 equivalente. El método de evaluación para esta categoría ha sido el desarrollado por el *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) de referencia IPCC 2013 GWP 100a (IPCC, 2013).

Para otras categorías de impacto se ha optado por la metodología de evaluación de impacto EF 3.0 Method (adapted) v1.0, según se describe en (Fazio et al., 2018). Este método considera 16 categorías de impacto: Cambio climático; Reducción de la capa de ozono; Radiación ionizante; Formación fotoquímica de ozono; Partículas en suspensión;
Toxicidad humana, no cancerígena; Toxicidad humana, cáncer; Acidificación; Eutrofización, agua dulce; Eutrofización marina; Eutrofización terrestre; Ecotoxicidad, agua dulce; Uso del suelo; Uso del agua; Uso de recursos, fósiles; Uso de recursos, minerales y metales. Por defecto, se muestran en el análisis los indicadores de impacto asociados a las 16 categorías ambientales. En este informe se hace una breve descripción de los resultados más significativos en cada una de estas, centrándose la discusión principalmente en la categoría de cambio climático. SimaPro 9.1.1 se ha empleado para procesar los datos de inventario ambiental.

2.4. Análisis de Coste de Ciclo de Vida

Como se explica en la Sección 2, el análisis de la dimensión económica de la planta de fitodepuración se ha realizado mediante la herramienta de ACCV siguiendo el procedimiento estándar descrito en la norma ISO 14040-14044 (ISO, 2006b, 2006c). Con el fin de facilitar el análisis comparativo de resultados ambientales y económicos, e identificar correlaciones entre estas dos dimensiones de la sostenibilidad del producto analizado, el ACCV sigue la misma estructura organizativa que el ACV-A.

El análisis económico no ha considerado el impuesto de sociedades ni otras tasas locales o nacionales que pudieran ser aplicables sobre las actividades económicas, o los beneficios brutos generados en este tipo de actividad. Tampoco ha considerado otras ayudas o subvenciones a este tipo de actividad.

2.4.1. Preferencia temporal

La tasa de descuento real considerada para el análisis económico es del 2.5%. Este valor se ha considera que es adecuado para proyectos de interés social, como es el caso de una planta de depuración de aguas. Esta tasa de descuento real se calcula como la resta de la tasa de descuento nominal menos la tasa de inflación.

El análisis económico considera que la construcción del filtro se realiza en forma de proyecto “llave en mano” (*Engineering Procurement and Construction - EPC*). La empresa de diseño y construcción se ha considerado que incurre un sobrecoste del 50% sobre el coste de materiales y

personal. Para simplificar el análisis, se ha considerado que el proyecto se financia con capital propio de la empresa contratante, sin necesidad de crédito.

2.4.2. Monetización de externalidades

El análisis económico incorpora un estudio de los ingresos potenciales asociados al impacto evitado por el proceso de fijación del nitrógeno y también de los costes potenciales asociados a la emisión de GEI. El coste ambiental asociado a la emisión de gases de efecto invernadero ha sido extraído de (Ponsioen et al., 2020), considerando un valor medio de 0.15 €/kg CO_2 eq.

El coste ambiental asociado a la emisión de contaminantes eutrofizantes ha sido analizado por distintos autores (Arendt et al., 2020; Bowers & Young, 2000; Bruyn et al., 2018; Canaj et al., 2021; Folkens et al., 2020; Moxey, 2012; Ponsioen et al., 2020; US EPA, 2015). El valor considerado en este estudio se basa en las conclusiones de (Bruyn et al., 2018) que considera un valor de 3.11 €/kg N eq.

2.4.3. Análisis de Coste Beneficio

El análisis económico se completó con un Análisis de Coste Beneficio (ACB), desarrollado de acuerdo a la metodología descrita en el informe "*Guide to Cost-benefit Analysis of Investment Projects: Economic appraisal tool for Cohesion Policy 2014-2020*" (European Commission, 2014). Los ingresos asociados a la venta de biomasa ensilada como alimentación animal han sido calculados considerando un precio de mercado de 0.11 €/kg.

2.5. Inventarios de Ciclo de Vida

Los inventarios de materia, energía y financieros necesarios para realizar el ACV-A y el ACCV han sido suministrados por el Grupo de Agroenergética (GA-UPM), responsables del diseño y construcción de la planta de fitodepuración. La información general de los inventarios de materia, energía y económico de la etapa de construcción se encuentran en el Anexo 1, Los inventarios de la etapa de operación y mantenimiento están en el Anexo 2 y los inventarios de ingresos por venta de biomasa ensilada de la etapa de operación y mantenimiento están en el Anexo 3.

En cualquiera de los casos, cabe incidir en que este es un estudio preliminar y que sería necesario realizar análisis de sensibilidad en aquellos procesos que tengan una mayor contribución en el impacto ambiental y económico del sistema. También sería prudente revisar la estructura de costes propuesta por el GA-UPM y el contenido de las partidas para asegurar que se adapta a un escenario de operación comercial de la planta.

A pesar de que su contribución es menor, para aumentar la precisión del estudio sería útil completar el análisis ambiental y económico con información sobre la etapa de fin de vida. Esto requeriría definir la contribución y los factores de emisión y coste de los procesos de recuperación, reciclado y disposición final.

2.5.1. Inventarios ambientales genéricos

Los inventarios genéricos empleados en este estudio se han recogido de las siguientes bases de datos: Ecoinvent 3.7 (Wernet et al., 2016), ELCD (European Commission, 2020) a Agri-footprint

(Durlinger et al., 2014), Agribalyse (Colomb et al., 2014) y antis World Food LCA Database (WFLDB) (Bengoa et al., 2019).

3. Resultados y discusión

3.1. ACV ambiental del filtro flotante

Tabla 9, Tabla 10, Tabla 11 muestran los impactos caracterizados de la planta de fitodepuración de Valdeobispo (Extremadura) descritos en base a distintas unidades funcionales: toda su vida útil (10 años), unidad de contaminación extraída (1 kg N); y volumen de agua tratada (1000 m3). La transformación de un valor a otro se realiza considerando un volumen anual de tratamiento de 10,800 m3/año, lo que supone un volumen en su vida útil (10 años) de 108,000 m3/vida útil, y un valor de extracción de nitrógeno que varía anualmente, según se describe en la Sección 2.1.4. Según los parámetros de diseño, la extracción de nitrógeno es de 204.9 kg el primer año, 200.4 kg el segundo y 142.4 kg en los años sucesivos, para un total de 1545 kg de N en su vida útil.

Tabla 12 muestra de forma comparativa los resultados para 4 plantas convencionales de tratamiento de aguas residuales extraídas de Ecoinvent 3.7.

Los resultados muestran una huella de carbono del filtro flotante de 3.16E+04 kg CO_2 eq a lo largo de su vida útil, lo que representa un valor de 2.04E+01 kg CO2 eq./kg N extraído o 2.92E+02 kg CO_2 eq./1000 m^3 de agua tratada. Por falta de espacio, este informe no considera un análisis individualizado de cada una de las categorías de impacto del método PEF 3.0.

Comparando los valores de agua tratada con otras tecnologías convencionales, el filtro genera ahorros de entre 5.9% y el 48.6% en huella de carbono, en función del proceso de referencia. En cualquiera de los casos, sería necesario un análisis más detallado para estudiar la funcionalidad y comparabilidad de estas plantas de referencia, que están diseñadas en principio para el tratamiento de aguas residuales urbanas.

Tabla 13 muestra el origen de estas emisiones de GEI. En relación con las emisiones difusas, se puede considerar que el 100% de ellas son de origen biogénico. Para el resto, existe una distribución heterogénea, con predominancia de emisiones de origen fósiles asociadas a las etapas de construcción y operación.

Tabla 9 Impactos caracterizados totales asociados a los 10 años de operación del filtro flotante

Categoría de impacto	Unidades	Total	CONSTRUCCIÓN	OPERACIÓN	DIFUSAS
Cambio climático	kg CO_2 eq	3.16E+04	1.06E+04	6.94E+03	1.40E+04
Reducción de la capa de ozono	kg CFC11 eq	1.85E-03	7.20E-04	1.13E-03	0.00E+00
Radiación ionizante	kBq U-235 eq	1.06E+03	5.71E+02	4.90E+02	0.00E+00
Formación fotoquímica de ozono	kg NMVOC eq	9.63E+01	5.70E+01	3.63E+01	2.95E+00
Partículas en suspensión	disease inc.	1.57E-03	1.21E-03	3.61E-04	0.00E+00
Toxicidad humana, no cancerígena	CTUh	7.50E-04	6.83E-04	5.22E-05	1.44E-05
Toxicidad humana, cáncer	CTUh	3.86E-05	3.44E-05	4.21E-06	0.00E+00
Acidificación	mol H+ eq	1.64E+02	1.30E+02	3.38E+01	0.00E+00
Eutrofización, agua dulce	kg P eq	6.14E+00	5.41E+00	7.24E-01	0.00E+00
Eutrofización marina	kg N eq	7.94E+01	6.81E+01	1.13E+01	0.00E+00
Eutrofización terrestre	mol N eq	5.57E+02	4.34E+02	1.23E+02	0.00E+00
Ecotoxicidad, agua dulce	CTUe	1.60E+06	1.54E+06	6.38E+04	9.34E+01
Uso del suelo	Pt	6.41E+05	6.16E+05	2.50E+04	0.00E+00
Uso del agua	m3 depriv.	3.36E+04	3.23E+04	1.39E+03	0.00E+00
Uso de recursos, fósiles	MJ	2.70E+05	1.42E+05	1.27E+05	0.00E+00
Uso de recursos, minerales y metales	kg Sb eq	0.57056491	0.5388718	0.031693108	0

Tabla 10 Impactos caracterizados totales por unidad de contaminante extraído del agua (1 kg de N)

Categoría de impacto	Unidades	Total	CONSTRUCCIÓN	OPERACIÓN	DIFUSAS
Cambio climático	kg CO_2 eq	2.04E+01	6.87E+00	4.50E+00	9.08E+00
Reducción de la capa de ozono	kg CFC11 eq	1.20E-06	4.66E-07	7.29E-07	0.00E+00
Radiación ionizante	kBq U-235 eq	6.87E-01	3.70E-01	3.17E-01	0.00E+00
Formación fotoquímica de ozono	kg NMVOC eq	6.23E-02	3.69E-02	2.35E-02	1.91E-03
Partículas en suspensión	disease inc.	1.02E-06	7.82E-07	2.33E-07	0.00E+00
Toxicidad humana, no cancerígena	CTUh	4.85E-07	4.42E-07	3.38E-08	9.32E-09
Toxicidad humana, cáncer	CTUh	2.50E-08	2.23E-08	2.72E-09	0.00E+00
Acidificación	mol H+ eq	1.06E-01	8.44E-02	2.19E-02	0.00E+00
Eutrofización, agua dulce	kg P eq	3.97E-03	3.50E-03	4.68E-04	0.00E+00
Eutrofización marina	kg N eq	5.14E-02	4.41E-02	7.30E-03	0.00E+00
Eutrofización terrestre	mol N eq	3.60E-01	2.81E-01	7.96E-02	0.00E+00
Ecotoxicidad, agua dulce	CTUe	1.04E+03	9.97E+02	4.13E+01	6.04E-02
Uso del suelo	Pt	4.15E+02	3.98E+02	1.62E+01	0.00E+00
Uso del agua	m3 depriv.	2.18E+01	2.09E+01	8.97E-01	0.00E+00
Uso de recursos, fósiles	MJ	1.74E+02	9.21E+01	8.24E+01	0.00E+00
Uso de recursos, minerales y metales	kg Sb eq	3.69E-04	3.49E-04	2.05E-05	0.00E+00

Tabla 11 Impactos caracterizados totales por unidad de volumen de agua tratada (1000 m3 de agua)

Categoría de impacto	Unidades	Total	CONSTRUCCIÓN	OPERACIÓN	DIFUSAS
Cambio climático	kg CO_2 eq	2.92E+02	9.82E+01	6.43E+01	1.30E+02
Reducción de la capa de ozono	kg CFC11 eq	1.71E-05	6.67E-06	1.04E-05	0.00E+00
Radiación ionizante	kBq U-235 eq	9.82E+00	5.29E+00	4.54E+00	0.00E+00
Formación fotoquímica de ozono	kg NMVOC eq	8.92E-01	5.28E-01	3.36E-01	2.73E-02
Partículas en suspensión	disease inc.	1.45E-05	1.12E-05	3.34E-06	0.00E+00
Toxicidad humana, no cancerígena	CTUh	6.94E-06	6.33E-06	4.84E-07	1.33E-07
Toxicidad humana, cáncer	CTUh	3.57E-07	3.18E-07	3.90E-08	0.00E+00
Acidificación	mol H+ eq	1.52E+00	1.21E+00	3.13E-01	0.00E+00
Eutrofización, agua dulce	kg P eq	5.68E-02	5.01E-02	6.70E-03	0.00E+00
Eutrofización marina	kg N eq	7.35E-01	6.31E-01	1.04E-01	0.00E+00
Eutrofización terrestre	mol N eq	5.15E+00	4.02E+00	1.14E+00	0.00E+00
Ecotoxicidad, agua dulce	CTUe	1.48E+04	1.43E+04	5.90E+02	8.64E-01
Uso del suelo	Pt	5.93E+03	5.70E+03	2.31E+02	0.00E+00
Uso del agua	m3 depriv.	3.12E+02	2.99E+02	1.28E+01	0.00E+00
Uso de recursos, fósiles	MJ	2.50E+03	1.32E+03	1.18E+03	0.00E+00
Uso de recursos, minerales y metales	kg Sb eq	5.28E-03	4.99E-03	2.93E-04	0.00E+00

Tabla 12 Impactos caracterizados totales por unidad de volumen de agua tratada (1000 m3 de agua) de distintas plantas depuradoras convencionales (Ecoinvent 3.7), comparadas con el filtro flotante

Categoría de impacto	Unidades	Total Filtro flotante	Wastewater, average {Europe without Switzerland}| market for wastewater, average | Cut-off, U	Wastewater, from residence {RoW}| market for wastewater, from residence | Cut-off, U	Wastewater, unpolluted {RoW}| market for wastewater, unpolluted | Cut-off, U	Wastewater, unpolluted, from residence {RoW}| market for wastewater, unpolluted, from residence | Cut-off, U
Cambio climático	kg CO_2 eq	2.92E+02	4.99E+02	5.69E+02	3.11E+02	3.39E+02
Reducción de la capa de ozono	kg CFC11 eq	1.71E-05	4.20E-05	3.72E-05	1.99E-05	2.39E-05
Radiación ionizante	kBq U-235 eq	9.82E+00	6.66E+01	3.96E+01	1.49E+01	1.61E+01
Formación fotoquímica de ozono	kg NMVOC eq	8.92E-01	2.35E+00	2.64E+00	1.21E+00	1.32E+00
Partículas en suspensión	disease inc.	1.45E-05	8.08E-05	6.48E-05	3.06E-05	4.31E-05
Toxicidad humana, no cancerígena	CTUh	6.94E-06	1.01E-04	6.21E-05	8.99E-06	9.07E-06
Toxicidad humana, cáncer	CTUh	3.57E-07	3.46E-06	2.36E-06	9.86E-07	1.15E-06
Acidificación	mol H+ eq	1.52E+00	5.68E+00	5.37E+00	1.46E+00	1.56E+00
Eutrofización, agua dulce	kg P eq	5.68E-02	1.14E+00	1.14E+00	9.61E-02	9.66E-02
Eutrofización marina	kg N eq	7.35E-01	2.05E+01	2.06E+01	3.77E-01	4.12E-01
Eutrofización terrestre	mol N eq	5.15E+00	1.61E+01	1.40E+01	3.81E+00	4.18E+00
Ecotoxicidad, agua dulce	CTUe	1.48E+04	4.02E+05	2.60E+05	7.51E+03	7.63E+03
Uso del suelo	Pt	5.93E+03	7.36E+03	3.50E+03	3.00E+03	2.98E+03
Uso del agua	m3 depriv.	3.12E+02	-3.85E+04	-3.85E+04	-3.86E+04	-3.85E+04
Uso de recursos, fósiles	MJ	2.50E+03	5.62E+03	5.96E+03	3.19E+03	3.69E+03
Uso de recursos, minerales y metales	kg Sb eq	5.28E-03	1.51E-02	1.54E-02	1.20E-02	1.28E-02

Tabla 13 Origen de las emisiones totales de GEI en la categoría de cambio climático del filtro flotante de Valdeobispo, caracterizados por unidad de volumen de agua tratada (1000 m3 de agua)

Categoría de impacto	Unidades	Total	CONSTRUCCIÓN	OPERACIÓN	DIFUSAS
Climate change - Fossil	kg CO_2 eq	2.00E+02	9.80E+01	6.42E+01	0.00E+00
Climate change - Biogenic	kg CO_2 eq	9.21E+01	1.71E-01	4.81E-02	1.30E+02
Climate change - Land use and LU change	kg CO_2 eq	8.80E-02	7.20E-02	1.61E-02	0.00E+00
TOTAL	kg CO_2 eq	2.92E+02	9.82E+01	6.43E+01	1.30E+02

Categoría de impacto	Unidades	Total	CONSTRUCCIÓN	OPERACIÓN	DIFUSAS
Climate change - Fossil	%	68.46%	99.75%	99.90%	0.00%
Climate change - Biogenic	%	31.51%	0.17%	0.07%	100.00%
Climate change - Land use and LU change	%	0.03%	0.07%	0.03%	0.00%
TOTAL	%	100%	100%	100%	100%

Figura 6 muestra la contribución de distintas etapas de ciclo de vida a los impactos considerados. Los resultados describen cómo en la categoría de cambio climático existe una distribución de impactos entre las etapas de construcción (33.6%), operación (22.0%) y difusas (44.4%). La mayor parte de las emisiones de esta categoría están relacionadas con las emisiones difusas de CH4 y N2O en la etapa de operación. Hay que tener en cuenta que el cálculo de estas emisiones incorpora una gran incertidumbre y que existe una gran variabilidad en los valores reportados por distintos autores. También que los valores medios de emisión considerados en esta cuantificación derivan de valores reportados para otros diseños de humedales artificiales (flujo superficial libre, sub-superficial de flujo horizontal y vertical). Más investigación sería necesaria para evaluar estas emisiones difusas, cuya contribución parece no ser menor. Para el resto de los impactos ambientales, las emisiones parece que están relacionadas principalmente con la etapa de construcción del filtro.

Figura 7 muestra una amplia contribución de distintos procesos a la etapa de construcción en la mayoría de las categorías de impacto. En la categoría de cambio climático, se observa que el principal contribuyente es el sistema de bombeo. La contribución asociada a la construcción de los canales y arqueta es muy limitada. La contribución de los plásticos también es muy limitada. Sin embargo, la contribución de la paja de cereal ocupa el segundo lugar. Habría que analizar esta situación ya que es posible que esta situación se debe a una asignación en el proceso de cuantificación de huella de carbono en esta paja de cereal.

Figura 8 muestra una contribución bastante distribuida de distintos procesos en la etapa de operación y mantenimiento, liderando las emisiones en la mayoría de las categorías el proceso de corte mecánico de la biomasa (tanto aérea como sumergida).

Figura 9 muestra en términos normalizados la prevalencia del impacto en la categoría de ecotoxicidad de agua dulce (0.39). Este impacto está relacionado con la producción de la paja empleada como substrato en la etapa de construcción. El contenido de este proceso (Barley grain, at farm/ES Economic) habría que analizarlo en más detalle antes de llegar a conclusiones. En términos normalizados, se observa como el cambio climático es una de las categorías más afectadas por el sistema evaluado, aunque existe una contribución notable por parte de muchas otras categorías de impacto.

Figura 10 muestra esta prevalencia de la categoría de cambio climático en el indicador de puntuación única. El mismo indicador describe que la etapa de construcción es la que genera más carga ambiental en su conjunto. En términos agregados, esta etapa genera una carga 4-5 superior (en mPt) que las etapas de operación y emisiones difusas (esta última sólo afectando a la categoría de cambio climático). En cualquier caso, sería necesario profundizar en el proceso de asignación de factores de ponderación para en entorno de operación concreto de esta planta antes de llegar a decisiones concluyentes.

Figura 12 y Figura 13 muestran los diagramas de red en los que se ilustra la contribución de distintas etapas y procesos de ciclo de vida en la categoría de cambio climático y en el indicador agregado de puntuación única.

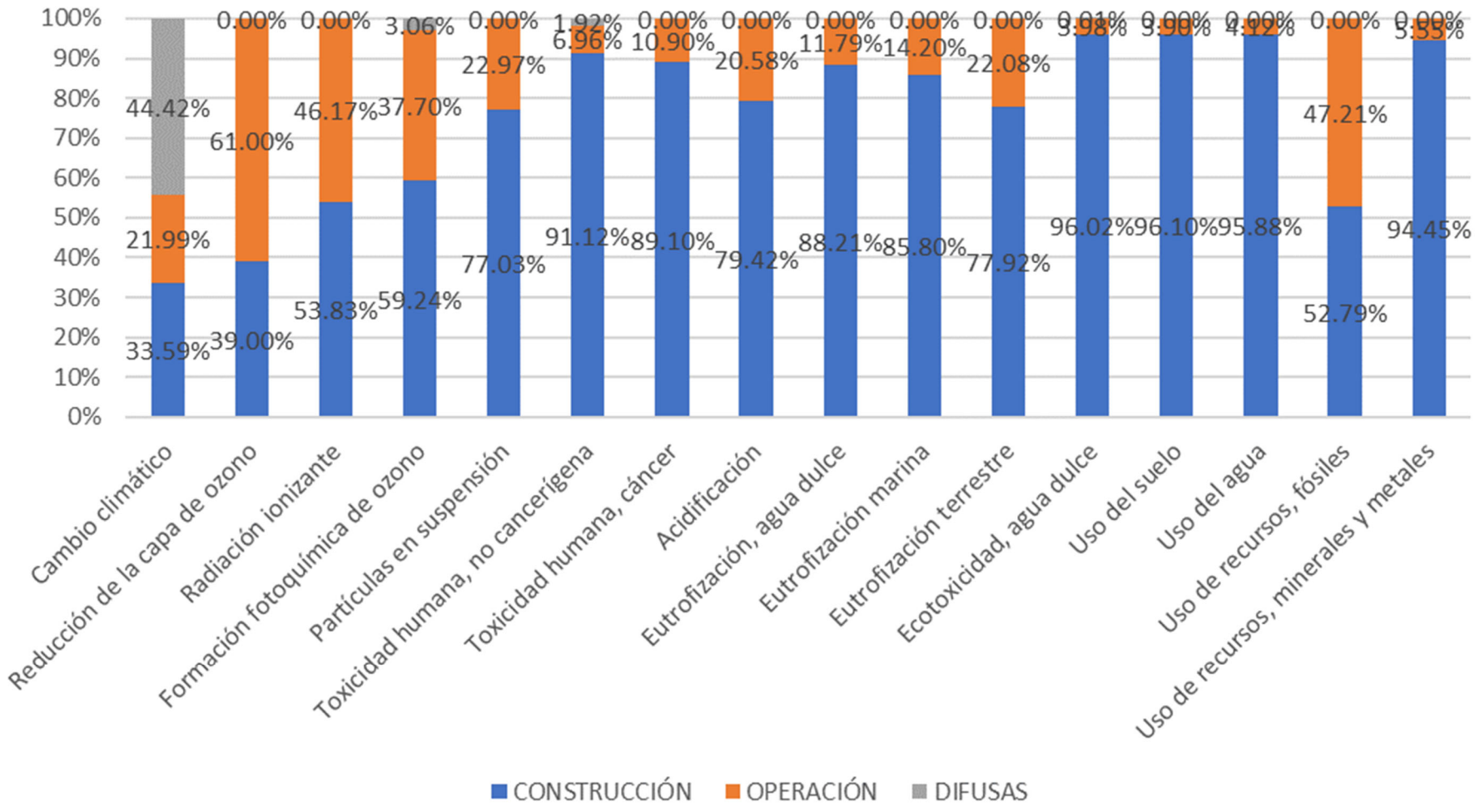


Figura 6 Contribución a los impactos ambientales caracterizados de las etapas de ciclo de vida del filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura)

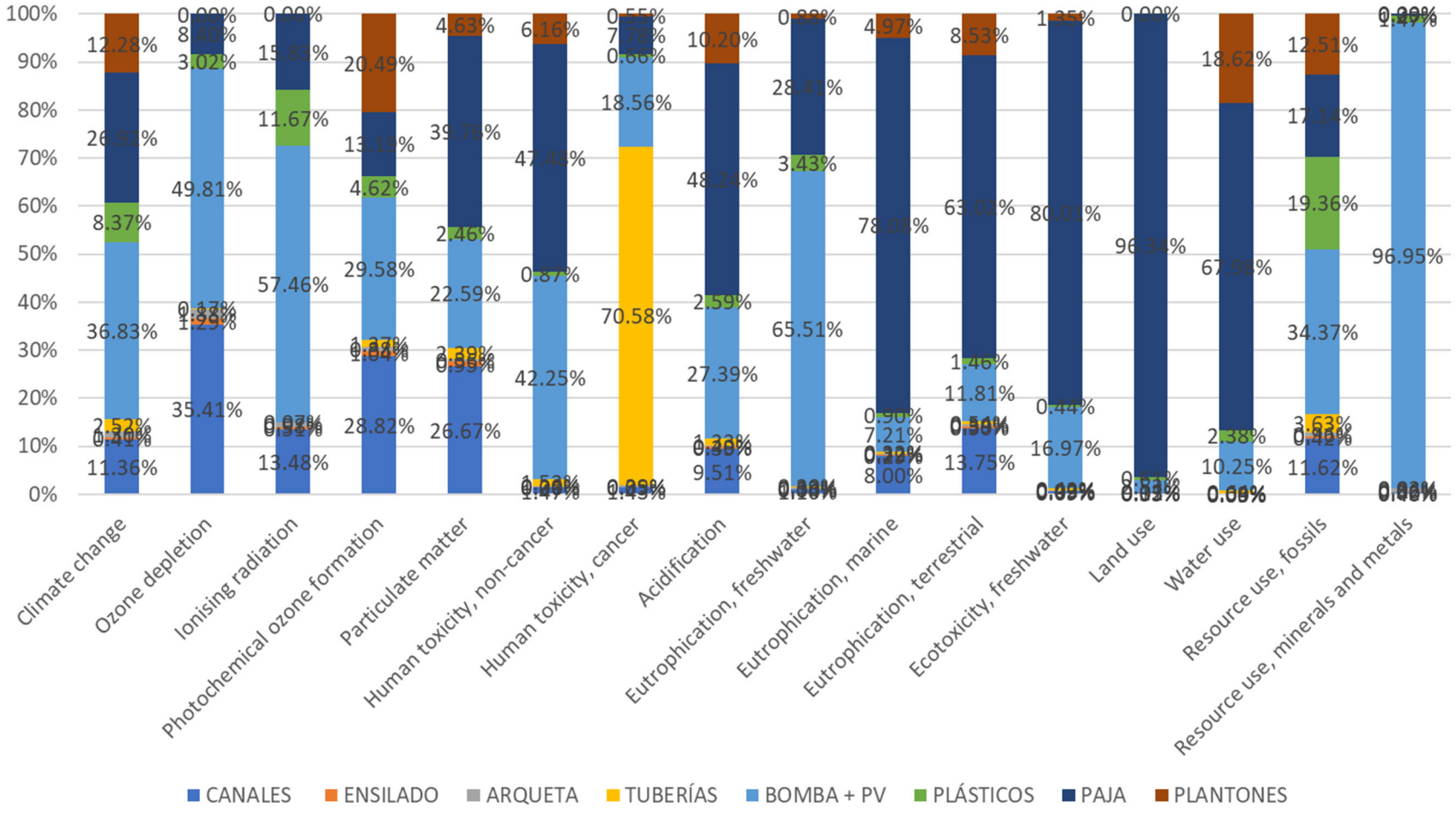


Figura 7 Contribución ambiental de distintos procesos de la etapa de construcción del filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura)

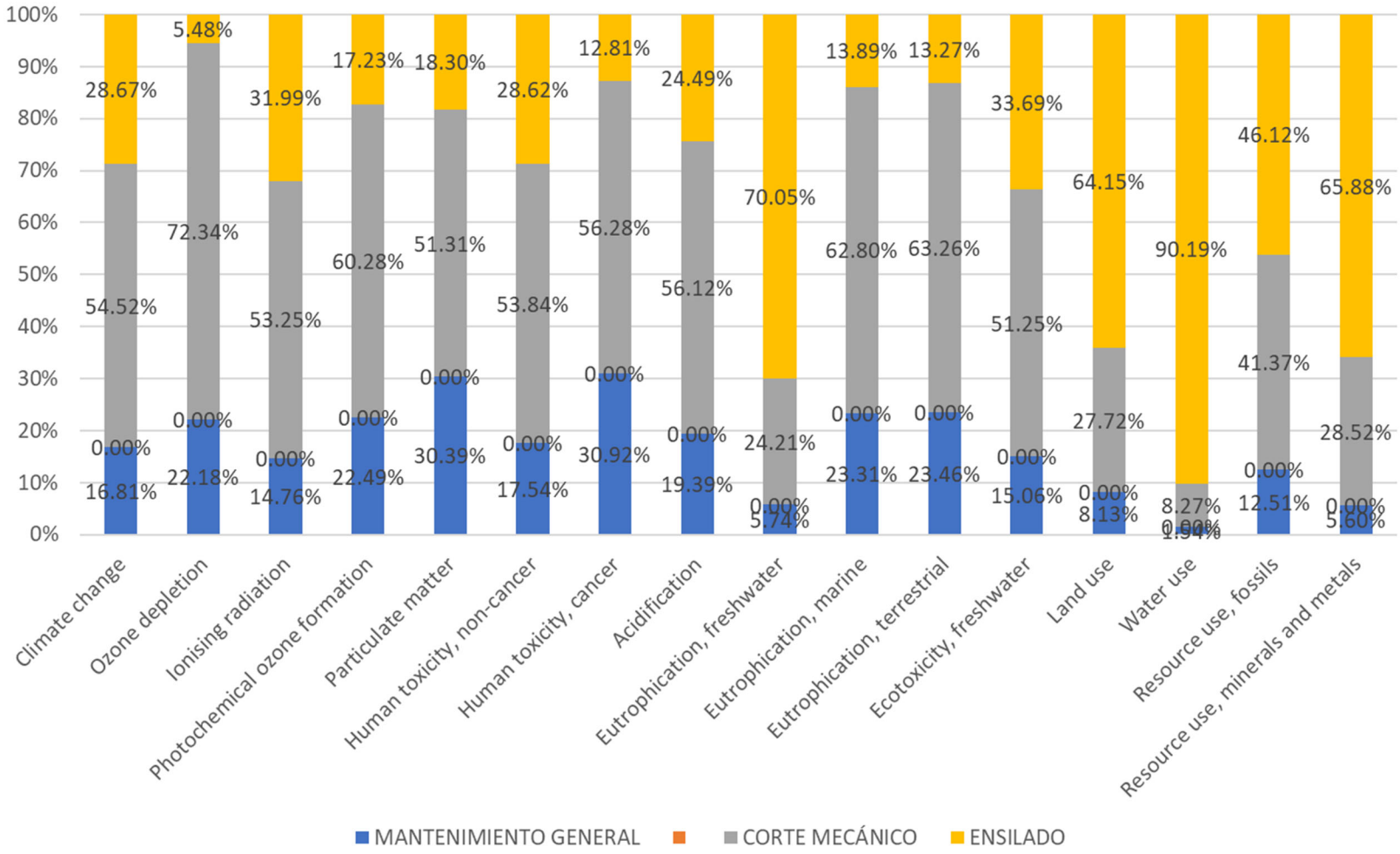


Figura 8 Contribución ambiental de distintos procesos de la etapa de operación del filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura)

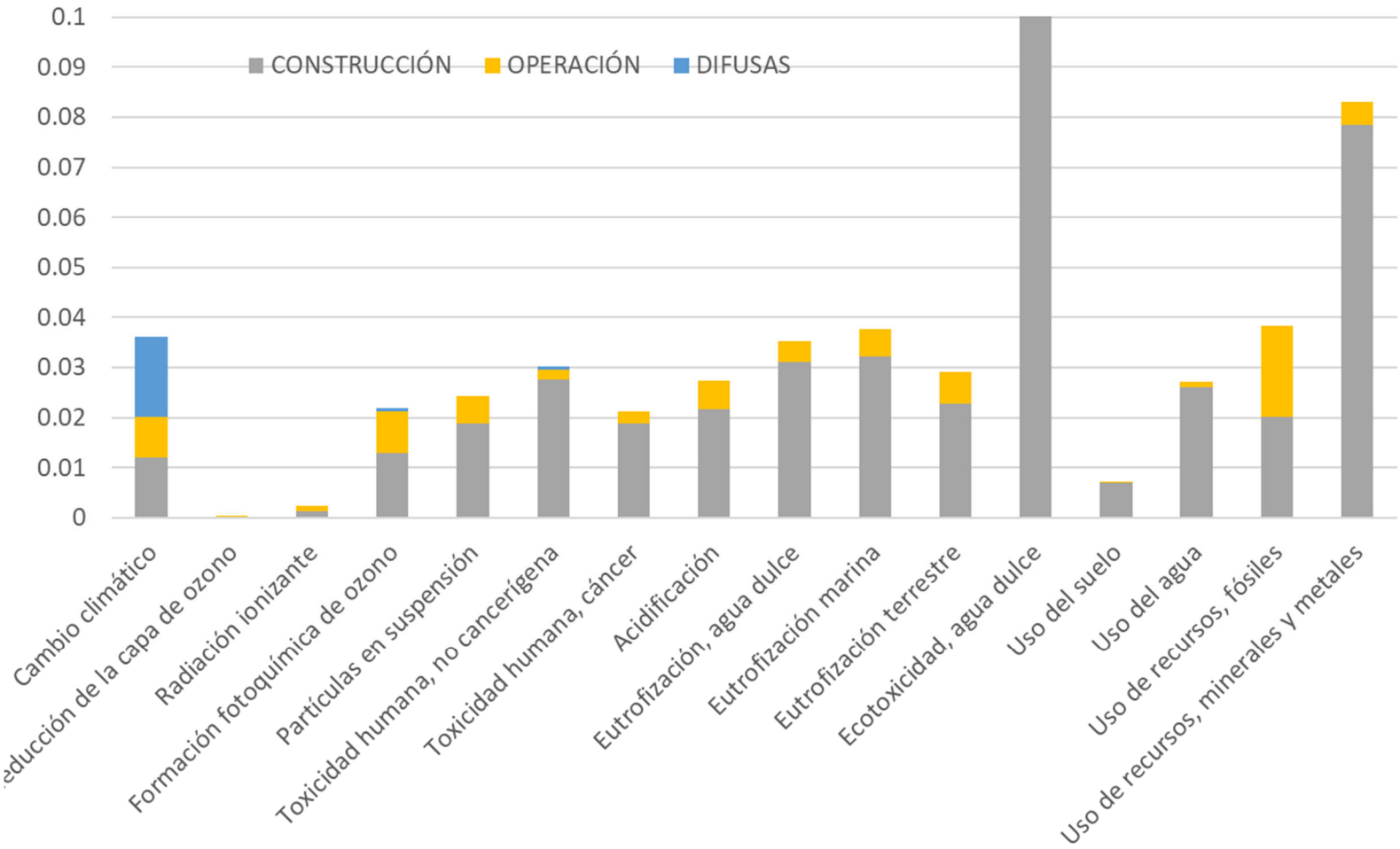


Figura 9 Impactos normalizados asociados al ciclo de vida del filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura)

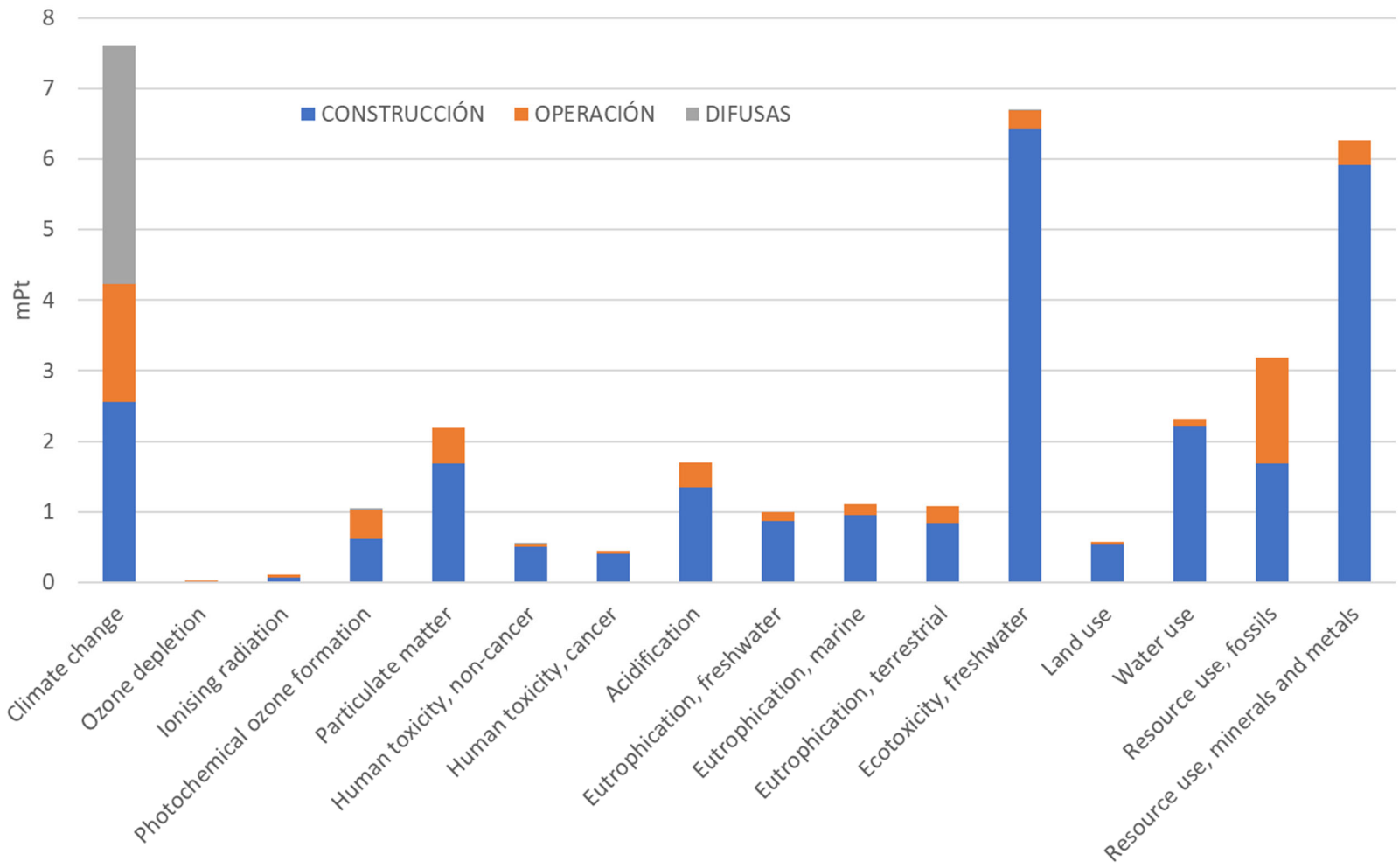


Figura 10 Agregación ponderada de impactos ambientales asociados al ciclo de vida del filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura) por categoría de impacto

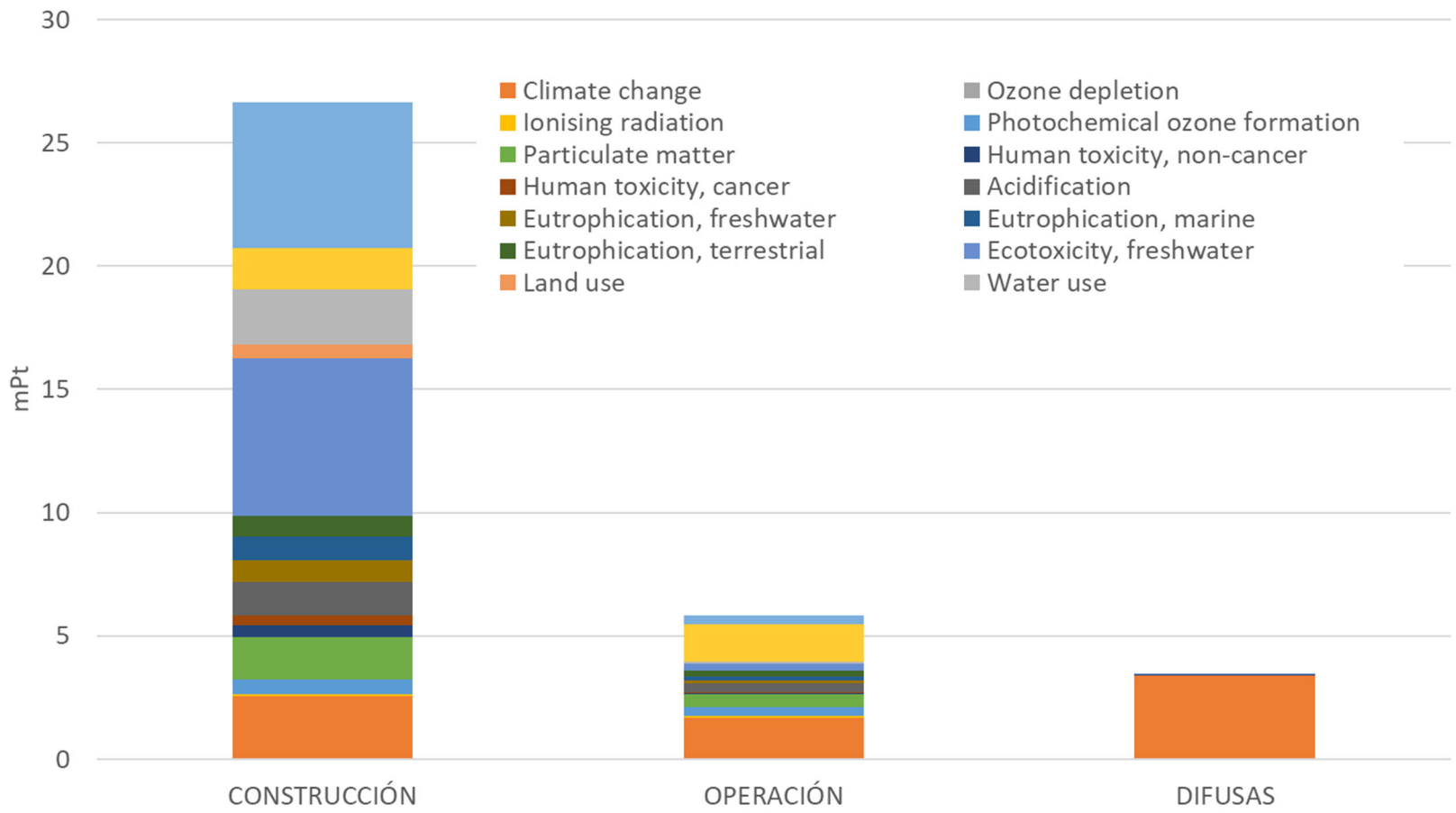


Figura 11 Agregación ponderada de impactos ambientales asociados al ciclo de vida del filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura) por etapa de ciclo de vida

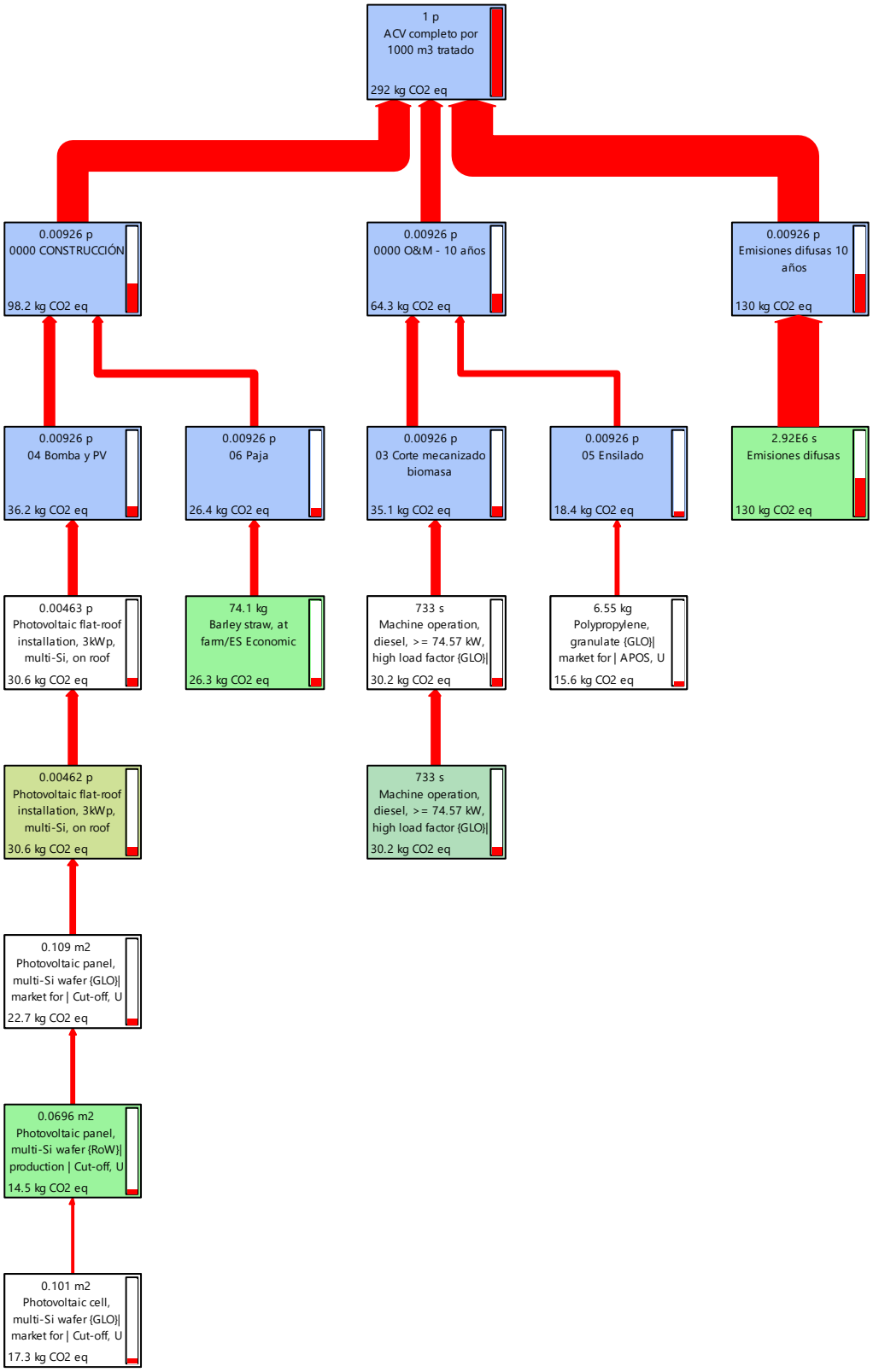


Figura 12 Gráfico de red mostrando la contribución de distintos procesos del ciclo de vida de la planta de fitodepuración de Valdeobispo (Extremadura) al indicador de cambio climático (valor de corte = 5 %)

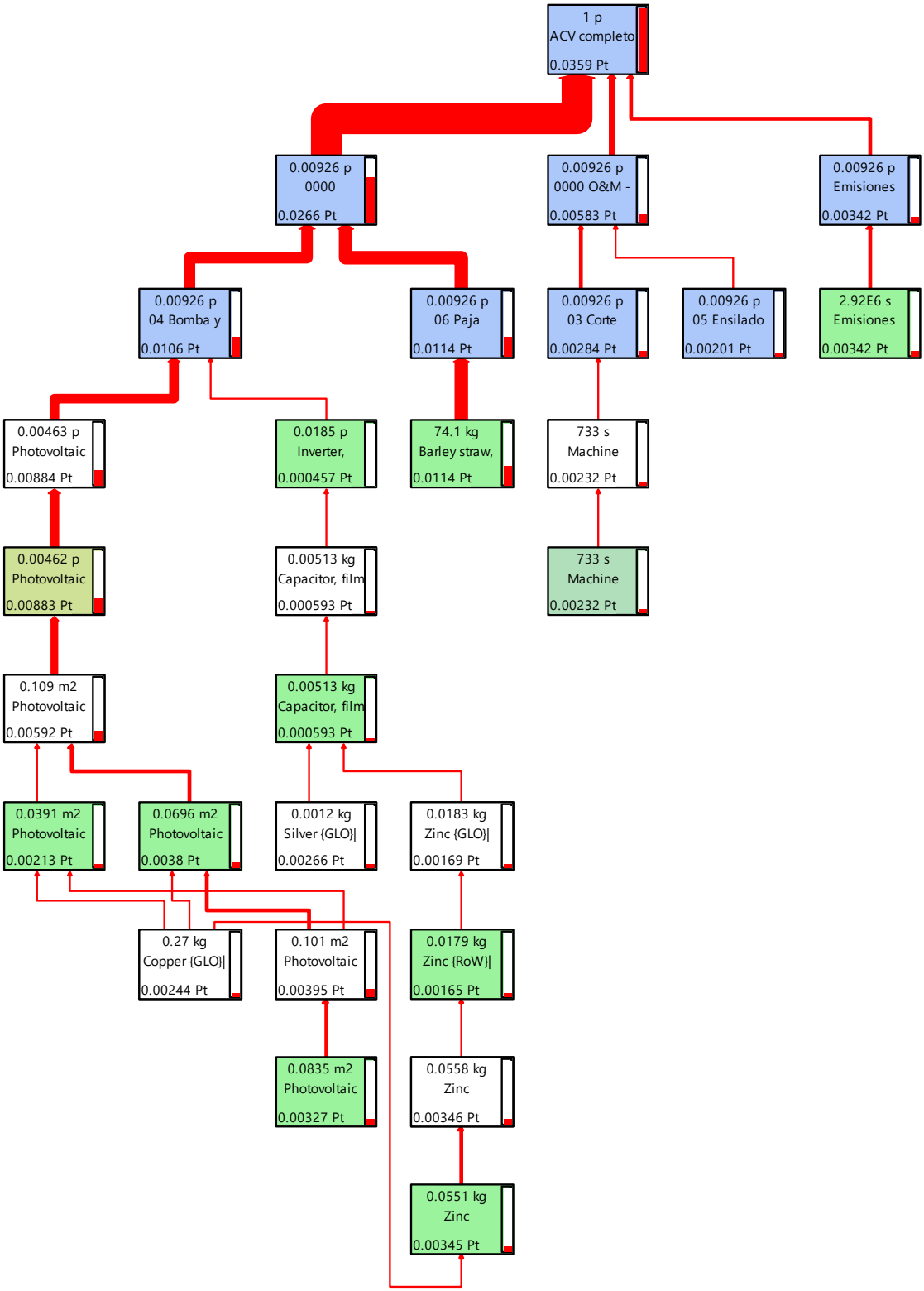


Figura 13 Gráfico de red mostrando la contribución de distintos procesos del ciclo de vida de la planta de fitodepuración de Valdeobispo (Extremadura) al indicador de puntuación única (valor de corte = 5 %)

3.2. Análisis de Coste de Ciclo de Vida

En esta sección se muestran los resultados del análisis de la dimensión económica del filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura). Se ha procurado que la estructura de este análisis de Análisis de Coste de Ciclo de Vida (ACCV) sea similar a la del Análisis de Ciclo de Vida Ambiental (ACV-A) con el fin de poder analizar estas dos dimensiones de la sostenibilidad de forma comparativa.

3.2.1. ACCV del filtro flotante

Tabla 14 muestra el resultado agregado de flujos de caja y de costes por unidad funcional (UF) de la planta de depuración de Valdeobispo (Extremadura). Las UF consideradas son la extracción de 1 kg de N y el tratamiento de 1000 m3 de agua. Los resultados muestran un valor presente neto (VPN) para la planta de depuración en su conjunto de 32,413 € distribuidos en 10 años. Representado por unidad funcional, este coste total toma la forma de 20.98 €/kg N extraído o 0.300 €/m3 agua tratada.

Figura 14 muestra como la distribución de costes se reparte entre la inversión inicial (55.8%) y la etapa de operación (41.5%). El valor de las externalidades (tanto el potencial ingreso asociado a extracción de N como el coste asociado a emisión de GEI) es limitado (2.76% del total). Dentro de la etapa de costes de inversión se observa que la principal contribución proviene del acopio de plantones (48.2%), seguido de la adquisición del terreno (16.7%) y los elementos construidos (canales, arqueta) (12.9%). Sería conveniente en un estudio más detallado analizar la sensibilidad de algunas de estas partidas, así como considerar escenarios en los que algunos de estos costes puedan no ser considerados (proyecto de la administración en suelo público). Según el escenario descrito, el coste

En la etapa de Operación se observa que la mayor parte del coste proviene del mantenimiento general y de los análisis, con una contribución significativamente menor de los procesos de corte de biomasa aérea. Sería necesario revisar estas partidas, sobre todo la de análisis, para asegurar que se adaptan a un escenario de operación comercial.

Figura 15 muestra la distribución total de cotes e ingresos (en términos de VPN) de la planta de fitodepuración de Valdeobispo a lo largo de su vida útil. Los resultados muestran un ingreso total de -32,675 € (VPN) para unos costes totales de 65,088 €, lo que supone un beneficio bruto negativo de 32,413 €.

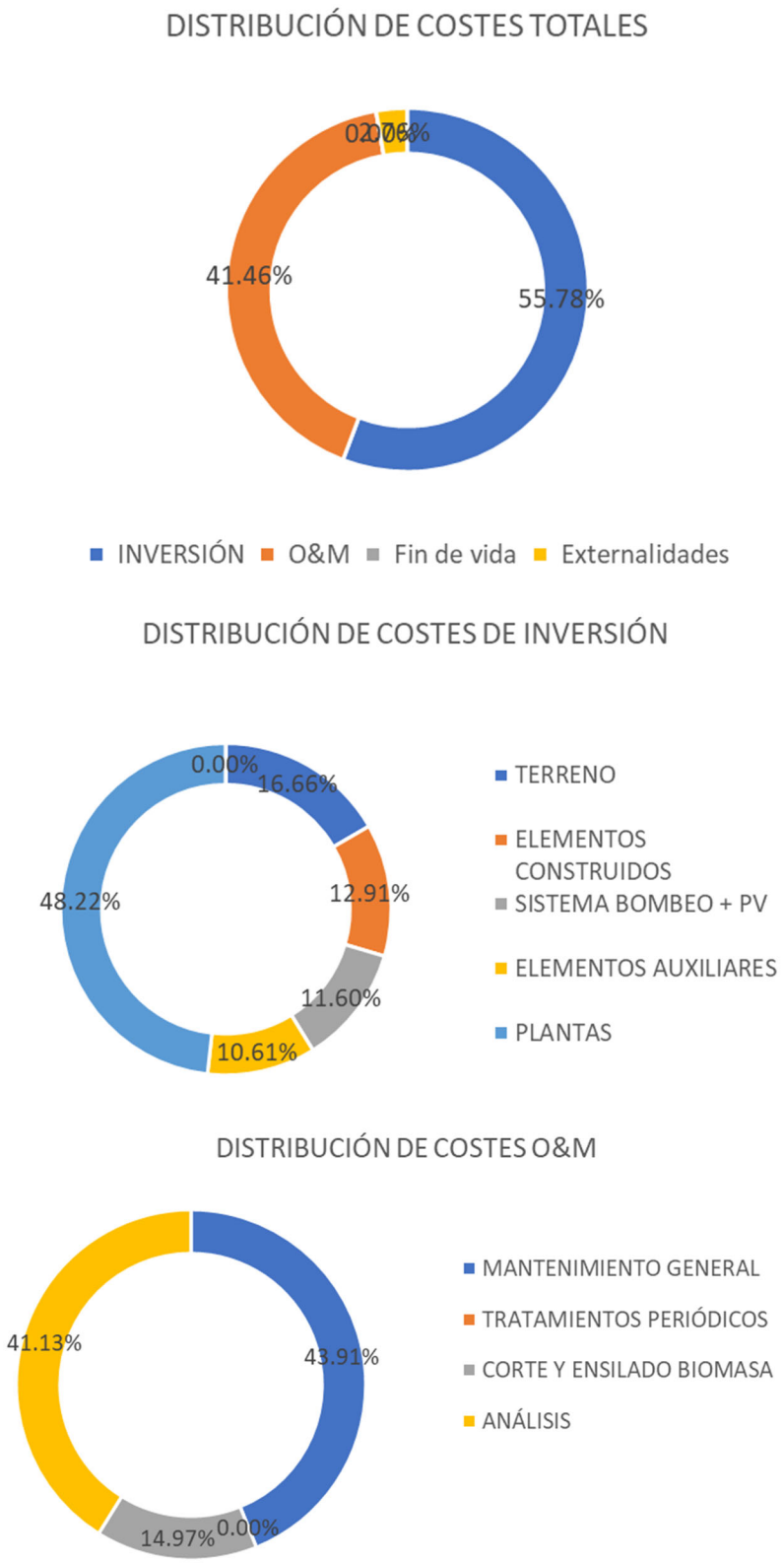


Figura 14 Distribución de costes de la planta de fitodepuración de Valdeobispo (Extremadura)

Tabla 14 Descripción de flujos de caja generales en términos de Valor Presente Neto (VPN) para el filtro flotante de Valdeobispo (Extremadura) (tasa de descuento = 2.5%)

AÑO	INVERSIÓN	O&M	Fin de vida	Externalidades	COSTE TOTAL	INGRESOS TOTAL	BENEFICIOS
2020	36,309 €	2,700 €	- €	2,183 €	41,192 €	- 1,958 €	39,233 €
2021	- €	2,934 €	- €	- 203 €	2,731 €	- 3,057 €	- 326 €
2022	- €	2,863 €	- €	- 23 €	2,840 €	- 2,982 €	- 143 €
2023	- €	2,793 €	- €	- 23 €	2,770 €	- 2,910 €	- 140 €
2024	- €	2,725 €	- €	- 23 €	2,702 €	- 2,839 €	- 137 €
2025	- €	2,658 €	- €	- 23 €	2,636 €	- 2,770 €	- 134 €
2026	- €	2,594 €	- €	- 23 €	2,571 €	- 2,702 €	- 131 €
2027	- €	2,530 €	- €	- 23 €	2,507 €	- 2,636 €	- 129 €
2028	- €	2,469 €	- €	- 23 €	2,446 €	- 2,572 €	- 126 €
2029	- €	2,717 €	- €	- 23 €	2,694 €	- 8,250 €	- 5,556 €
TOTAL	36,309 €	26,983 €	- €	1,796 €	65,088 €	- 32,675 €	32,413 €
Contribución de etapa							
Contribución del total	55.78%	41.46%	0.00%	2.76%			
Coste/UF (Euro/kg N)	23.51	17.47	-	1.16	42.14	- 21.15	20.98
Coste/UF (Euro/1000 m3)	336.19	249.85	-	16.63	602.67	- 302.55	300.12

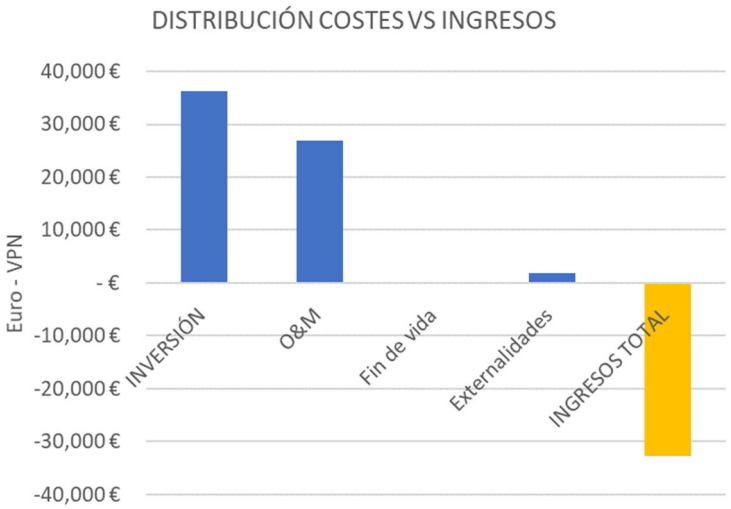


Figura 15 Distribución total de cotes e ingresos (en términos de VPN) de la planta de fitodepuración de Valdeobispo (Extremadura)

3.2.2. Ingresos vs costes en etapa de operación

La principal fuente de ingresos de la planta de depuración es la venta de biomasa ensilada para alimentación animal. Para este análisis, se ha considerado un precio de mercado para este producto de 0.11 €/kg, para el cual sería conveniente realizar un análisis de sensibilidad en función de distintas condiciones de mercado.

Tabla 15 Desglose de gastos e ingresos en la etapa de operación

TOTAL	MANTENIMIENTO GENERAL	TRATAMIENTOS PERIÓDICOS	CORTE Y ENSILADO BIOMASA	ANÁLISIS		BIOMASA ENSILADA
O&M						
2,700 €	1321	0	143	1237		-1958
2,934 €	1288	0	439	1207		-3057
2,863 €	1257	0	428	1177		-2982
2,793 €	1226	0	418	1149		-2910
2,725 €	1196	0	408	1121		-2839
2,658 €	1167	0	398	1093		-2770
2,594 €	1139	0	388	1067		-2702
2,530 €	1111	0	379	1041		-2636
2,469 €	1084	0	369	1015		-2572
2,717 €	1057	0	669	991		-8250
26,983 €	**11,847 €**	**- €**	**4,038 €**	**11,098 €**		**- 32,675 €**
	43.91%	0.00%	14.97%	41.13%		
	18.20%	0.00%	6.20%	17.05%		

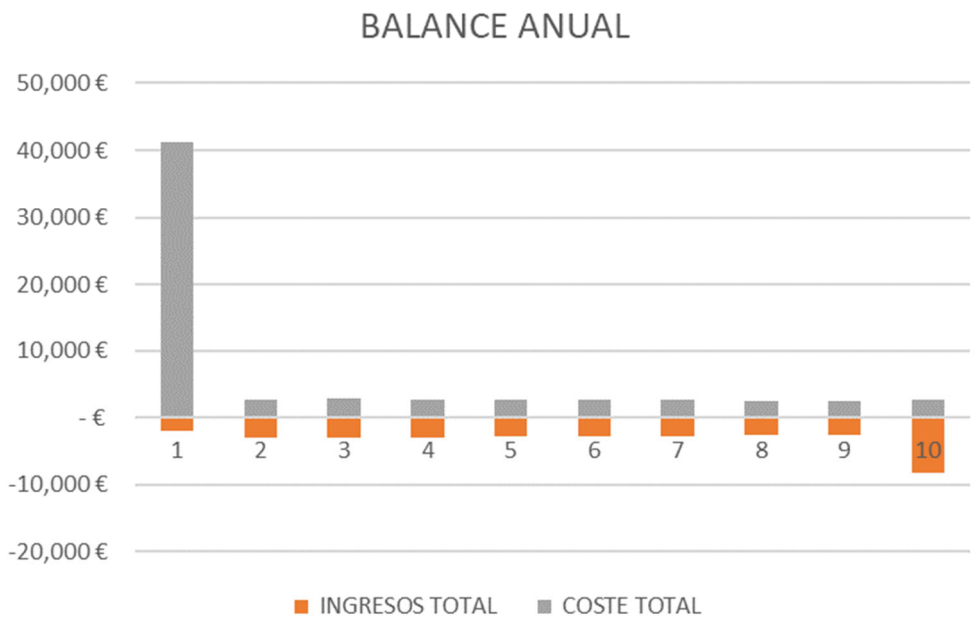


Figura 16 Balance anual de ingresos y gastos de la planta de fitodepuración de Valdeobispo (Extremadura)

Según la
Tabla 15, los costes de esta etapa suman un total de 26,983 € a lo largo de los 10 años de vida útil del sistema, con ciertas variabilidades anuales en función de la etapa biológica del filtro, las actividades de corte de biomasa y la preferencia temporal que determina la tasa de descuento aplicada (2.5%). La venta de biomasa ensilada supone un ingreso total en términos de VPN de -32,675 €, lo que supone un superávit de -5,692 € en los 10 años considerados.

Se observa que, según los escenarios considerados, los ingresos por venta de biomasa compensarían los gastos de operación y mantenimiento, dejando como coste residual la inversión de capital necesaria para construir la planta.

3.2.3. Externalidades

Tabla 16 muestra el valor de las externalidades ambientales generadas por el filtro flotante de Valdeobispo. Estos valores se han calculado considerando las emisiones anuales asociadas al ciclo de vida del sistema en las categorías de eutrofización de aguas dulces y cambio climático. Para la primera, se ha considerado una externalidad positiva debido a la reducción de impacto que supone la actividad de la planta (Bruyn et al., 2018). Para la segunda, se ha considerado una externalidad negativa de 0.15 €/kg CO_2 eq. asociada a los efectos perjudiciales asociado a las emisiones de GEI (Ponsioen et al., 2020).

Tabla 16 Valor anual y total de las externalidades generadas por la planta de fitodepuración de Valdeobispo

Eutrofización	Cambio climático	TOTAL
-637	2820	2183
-623	420	-203
-443	420	-23
-443	420	-23
-443	420	-23
-443	420	-23
-443	420	-23
-443	420	-23
-443	420	-23
-443	420	-23
- 4,804 €	**6,600 €**	1796

Los valores calculados no son muy significativos, suponiendo un coste adicional potencial de 1796 € a lo largo de los 10 años de operación de la planta. Este coste proviene sobre todo de las emisiones GEI asociadas a la etapa de construcción de la planta. Sin embargo, durante la etapa de operación, el coste anual de las externalidades es negativo, lo que describe una reducción de la carga neta anual generada por la planta.

4. Conclusiones

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA AMBIENTAL

- Se ha estimado que el filtro flotante de *Typha domingensis* instalado en Valdeobispo (Extremadura) genera una huella de carbono de 3.16E+04 kg CO_2 eq. Durante los 10 años que dura su vida útil. Esto representa un valor de 2.04E+01 kg CO_2 eq./kg N extraído o 2.92E+02 kg CO_2 eq./1000 m^3 de agua tratada.

- Comparando los valores de agua tratada con otras tecnologías convencionales, el filtro genera ahorros de entre 5.9 % y el 48.6% en huella de carbono por unidad de volumen de agua tratada, en función del proceso de referencia. Sería conveniente realizar un análisis más amplio sobre las huellas ambientales de distintos tipos de tecnologías que marcaran una referencia más clara respecto a los beneficios ambientales de la tecnología de filtros flotantes.

- La mayor parte de esa huella de carbono (44.4%) proviene de las emisiones difusas de metano y N_2O que se generan durante la etapa de operación. La etapa de construcción contribuye a un 33.6% y la de operación al restante 22.0%. Sería necesario realizar un análisis más detallado sobre las emisiones difusas asociadas a este tipo de actividades ya que los factores de emisión considerados en este estudio se basan en publicaciones que describen muy elevadas incertidumbres y variaciones para humedales de distinto tipo (flujo superficial, subsuperficial horizontal, vertical). No hay información precisa sobre emisiones difusas para filtros flotantes.

- Para otras categorías de impacto y para el indicador agregado de puntuación única, se observa que la etapa que más carga ambiental la genera con diferencia es la de construcción.

- Dentro de la etapa de construcción, existe una amplia contribución de procesos para distintas categorías de impacto. Por ejemplo, para cambio climático, el principal contribuyente es el equipo de bombeo (bomba + sistema fotovoltaico), seguido de la paja como estructura de soporte y la producción de los plantones. La contribución de elementos plásticos es bastante limitada.

- Dentro de la etapa de operación, se observa que el corte mecánico es un contribuyente mayoritario en la mayoría de las categorías de impacto. La contribución del ensilado y el mantenimiento general no es ni mucho menos despreciable.

- Los valores normalizados sugieren que la categoría de cambio climático es una de las más afectadas por el ciclo de vida del filtro flotante. El uso de recursos (fósiles, minerales y metales) también resaltan en los valores de intensidad de impacto normalizado. El impacto en ecotoxicidad asociado al uso de paja como material de soporte habría que evaluarlo en más detalle.

ANÁLISIS DE COSTES DE CICLO DE VIDA

- Los resultados muestran un valor presente neto (VPN) para la planta de depuración en su conjunto de 32,413 € distribuidos en 10 años. Representado por unidad funcional, este coste total toma la forma de 20.98 €/kg N extraído o 0.300 €/m^3 agua tratada.

- Los resultados muestran un ingreso total de -32,675 € (VPN) para unos costes totales de 65,088 €, lo que supone un beneficio bruto negativo de 32,413 €.

- La distribución de costes se reparte entre la inversión inicial (55.8%) y la etapa de operación (41.5%).

- El valor de las externalidades (tanto el potencial ingreso asociado a extracción de N como el coste asociado a emisión de GEI) es limitado (2.76% del total).

- Dentro de la etapa de costes de inversión se observa que la principal contribución proviene del acopio de plantones (48.2%), seguido de la adquisición del terreno (16.7%) y los elementos construidos (canales, arqueta) (12.9%). Sería conveniente en un estudio más detallado analizar la sensibilidad de algunas de estas partidas, así como considerar escenarios en los que algunos de estos costes puedan no ser considerados (proyecto de la administración en suelo público).

- En la etapa de Operación se observa que la mayor parte del coste proviene del mantenimiento general y de los análisis, con una contribución significativamente menor de los procesos de corte de biomasa aérea. Sería necesario revisar estas partidas, sobre todo la de análisis, para asegurar que se adaptan a un escenario de operación comercial

- Según los escenarios considerados, los ingresos por venta de biomasa compensarían los gastos de operación y mantenimiento, dejando como coste residual la inversión de capital necesaria para construir la planta.

- Las externalidades asociadas al filtro flotante de Valdeobispo no son muy significativas, suponiendo un sobrecoste adicional potencial de 1796 € a lo largo de los 10 años de operación de la planta. Este sobrecoste deriva sobre todo de las emisiones GEI asociadas a la etapa de construcción de la planta. Durante la etapa de operación, el coste anual de las externalidades es negativo, debido a la fijación de nitrógeno que redunda en una reducción de impacto en la categoría de eutrofización de aguas dulces.

Referencias

Andreo-Martínez, P., Ortiz-Martínez, V. M., Muñoz, A., Menchón-Sánchez, P., & Quesada-Medina, J. (2021). A web application to estimate the carbon footprint of constructed wetlands. *Environmental Modelling & Software*, *135*, 104898. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104898

Arden, S., & Ma, X. (2018). Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: A review. *Science of the Total Environment*, *630*, 587–599. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.218

Arendt, R., Bachmann, T. M., Motoshita, M., Bach, V., & Finkbeiner, M. (2020). Comparison of different monetization methods in LCA: A review. *Sustainability (Switzerland)*, *12*(24), 1–39. https://doi.org/10.3390/su122410493

Awad, H., Gar Alalm, M., & El-Etriby, H. K. (2019). Environmental and cost life cycle assessment of different alternatives for improvement of wastewater treatment plants in developing countries. *Science of the Total Environment*, *660*, 57–68. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.386

Barco, A., & Borin, M. (2017). Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Ecological Engineering*, *107*, 160–171. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.004

Bengoa, X., Chappuis, C., Guignard, C., Liernur, A., Kounina, A., Papadimitriou, C., Rossi, V., & Bayart, J.-B. (2019). *World Food LCA Database Documentation. Version 3.5, November 2019. Quantis, Lausanne, Switzerland.*

Bhatt, A., Bradford, A., & Abbassi, B. E. (2019). Cradle-to-grave life cycle assessment (LCA) of low-impact-development (LID) technologies in southern Ontario. *Journal of Environmental Management*, *231*, 98–109. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.033

Bowers, J., & Young, M. (2000). Valuing externalities: A methodology for urban water use. *CSIRO Urban Water Program*, 1–45. https://publications.csiro.au/rpr/pub?list=BRO&pid=procite:4ae911e6-91bc-4508-a24c-0f0e97930960

Bruyn, S. de, Bijleveld, M., Graaff, L. de, Schep, E., Schroten, A., Vergeer, R., & Ahdour, S. (2018). Environmental Prices Handbook. *Delft, CE Delft, October 2018 Publication*.

Canaj, K., Mehmeti, A., Morrone, D., Toma, P., & Todorović, M. (2021). Life cycle-based evaluation of environmental impacts and external costs of treated wastewater reuse for irrigation: A case study in southern Italy. *Journal of Cleaner Production*, *293*. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126142

Cao, W., Wang, Y., Sun, L., Jiang, J., & Zhang, Y. (2016). Removal of nitrogenous compounds from polluted river water by floating constructed wetlands using rice straw and ceramsite as substrates under low temperature conditions. *Ecological Engineering*, *88*, 77–81. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.019

Cao, Z., Zhou, L., Gao, Z., Huang, Z., Jiao, X., Zhang, Z., Ma, K., Di, Z., & Bai, Y. (2021).

Comprehensive benefits assessment of using recycled concrete aggregates as the substrate in constructed wetland polishing effluent from wastewater treatment plant. *Journal of Cleaner Production*, *288*, 125551. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125551

Casas Ledón, Y., Rivas, A., López, D., & Vidal, G. (2017). Life-cycle greenhouse gas emissions assessment and extended exergy accounting of a horizontal-flow constructed wetland for municipal wastewater treatment: A case study in Chile. *Ecological Indicators*, *74*, 130–139. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.014

Colomb, V., Amar, S., Basset-Mens, C., Gac, A., Gaillard, G., Koch, P., Mousset, J., Salou, T., Tailleur, A., & van der Werf, H. (2014). AGRIBALYSE®, the French LCI Database for agricultural products: High quality data for producers and environmental labelling. *OCL - Oleagineux Corps Gras Lipides*, *22*, D104. https://doi.org/10.1051/ocl/20140047

Corbella, C., Puigagut, J., & Garfí, M. (2017). Life cycle assessment of constructed wetland systems for wastewater treatment coupled with microbial fuel cells. *Science of the Total Environment*, *584–585*, 355–362. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.186

Durlinger, B., Tyszler, M., Scholten, J., Broekema, R., & Blonk, H. (2014, October 8). *Agri-Footprint; a Life Cycle Inventory database covering food and feed production and processing. 9th International Conference LCA of FoodAt: San Francisco, USA*.

European Commission. (2014). Guide to Cost-benefit Analysis of Investment Projects: Economic appraisal tool for Cohesion Policy 2014-2020. In D. Sartori, G. Catalano, M. Genco, C. Pancotti, E. Sirtori, S. V. Bo, & C. Del (Eds.), *EU Commission* (Issue December). https://doi.org/10.2776/97516

European Commission. (2018). *Sustainable food*. http://ec.europa.eu/environment/eussd/food.htm

European Commission. (2020). *ILCD International Life Cycle Data system. European Platform on Life Cycle Assessment*. https://eplca.jrc.ec.europa.eu/ilcd.html

Fazio, S., Biganzioli, F., De Laurentiis, V., Zampori, L., Sala, S., & Diaconu, E. (2018). *Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods, version 2, from ILCD to EF 3.0, EUR 29600 EN. PUBSY No. JRC114822*. https://doi.org/10.2760/002447

Fernández, J., & Doménech, F. (2017). *La fitodepuradora de Fabara , 10 años de funcionamiento de un filtro verde flotante*. *3 (Mayo/Ju*, 44–51. www.retema.es

Flores, L., García, J., Pena, R., & Garfí, M. (2019). Constructed wetlands for winery wastewater treatment: A comparative Life Cycle Assessment. *Science of The Total Environment*, *659*, 1567–1576. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.348

Flores, L., García, J., Pena, R., & Garfí, M. (2020). Carbon footprint of constructed wetlands for winery wastewater treatment. *Ecological Engineering*, *156*, 105959. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105959

Folkens, L., Wiedemer, V., & Schneider, P. (2020). Monetary valuation and internalization of externalities in German agriculture using the example of nitrate pollution: A case-study.

Sustainability (Switzerland), *12*(16). https://doi.org/10.3390/su12166681

Forchino, A. A., Lourguioui, H., Brigolin, D., & Pastres, R. (2017). Aquaponics and sustainability: The comparison of two different aquaponic techniques using the Life Cycle Assessment (LCA). *Aquacultural Engineering*, *77*, 80–88. https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2017.03.002

Fuchs, V. J., Mihelcic, J. R., & Gierke, J. S. (2011). Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. *Water Research*, *45*(5), 2073–2081. https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.12.021

Gallego-Schmid, A., & Tarpani, R. R. Z. (2019). Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: A review. *Water Research*, *153*, 63–79. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.010

Garcia Chance, L. M., & White, S. A. (2018). Aeration and plant coverage influence floating treatment wetland remediation efficacy. *Ecological Engineering*, *122*(July), 62–68. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.011

García, J., Aguirre, P., Barragán, J., Mujeriego, R., Matamoros, V., & Bayona, J. M. (2005). Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, *25*(4), 405–418. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.06.010

García, J., Rousseau, D. P. L., Morató, J., Lesage, E., Matamoros, V., & Bayona, J. M. (2010). Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *40*(7), 561–661. https://doi.org/10.1080/10643380802471076

Garfí, M., Flores, L., & Ferrer, I. (2017). Life Cycle Assessment of wastewater treatment systems for small communities: Activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds. *Journal of Cleaner Production*, *161*, 211–219. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.116

Gizińska-Górna, M., Czekała, W., Jóźwiakowski, K., Lewicki, A., Dach, J., Marzec, M., Pytka, A., Janczak, D., Kowalczyk-Juśko, A., & Listosz, A. (2016). The possibility of using plants from hybrid constructed wetland wastewater treatment plant for energy purposes. *Ecological Engineering*, *95*, 534–541. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.055

Harris, S., Tsalidis, G., Berzosa, J., Jorge, J., & Gallart, E. (2021). Application of LCA and LCC in the early stages of wastewater treatment design : A multiple case study of brine effluents. *Journal of Cleaner Production*, *307*, 127298. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127298

Hickey, A., Arnscheidt, J., Joyce, E., O'Toole, J., Galvin, G., O' Callaghan, M., Conroy, K., Killian, D., Shryane, T., Hughes, F., Walsh, K., & Kavanagh, E. (2018). An assessment of the performance of municipal constructed wetlands in Ireland. *Journal of Environmental Management*, *210*, 263–272. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.079

Hoogmartens, R., Van Passel, S., Van Acker, K., & Dubois, M. (2014). Bridging the gap between LCA, LCC and CBA as sustainability assessment tools. *Environmental Impact Assessment*

Review, *48*, 27–33. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2014.05.001

Hsu, C. Bin, Hsieh, H. L., Yang, L., Wu, S. H., Chang, J. S., Hsiao, S. C., Su, H. C., Yeh, C. H., Ho, Y. S., & Lin, H. J. (2011). Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, *37*(10), 1533–1545. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.002

Ilyas, M., Kassa, F. M., & Darun, M. R. (2021). Life cycle cost analysis of Wastewater Treatment: A systematic review of literature. *Journal of Cleaner Production*, *in press*. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127549

Ingrao, C., Failla, S., & Arcidiacono, C. (2020). A comprehensive review of environmental and operational issues of constructed wetland systems. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, *13*, 35–45. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.10.007

IPCC. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/

ISO. (2006a). *ISO 14025:2006(es) Etiquetas y declaraciones ambientales — Declaraciones ambientales tipo III — Principios y procedimientos*.

ISO. (2006b). *ISO 14040: Environmental Management e Life Cycle Assessment e Principles and, Framework.*

ISO. (2006c). *ISO 14044: Environmental Management e Life Cycle Assessment e Requirements and Guidelines*.

Jácome, J. A., Molina, J., Suárez, J., Mosqueira, G., & Torres, D. (2016). Performance of constructed wetland applied for domestic wastewater treatment: Case study at Boimorto (Galicia, Spain). *Ecological Engineering*, *95*, 324–329. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.049

Jiang, J., Zhang, C., Zeng, G.-M., Gong, J.-L., Chang, Y.-N., Song, B., Deng, C.-H., & Liu, H.-Y. (2016). The disinfection performance and mechanisms of Ag/lysozyme nanoparticles supported with montmorillonite clay. *Journal of Hazardous Materials*, *317*, 416–429. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.05.089

Joan Garcia Serrano, A. C. H. (2008). Depuración con Humedales Construidos. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. *Universidad Politecnica de Cataluña*, 1–96. http://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/2474/JGarcia_and_ACorzo.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Jones, T. G., Willis, N., Gough, R., & Freeman, C. (2017). An experimental use of floating treatment wetlands (FTWs) to reduce phytoplankton growth in freshwaters. *Ecological Engineering*, *99*, 316–323. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.002

Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Dwivedi, S. K., & Gupta, D. K. (2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biolfilm and substrate). *Journal of Environmental Management*, *283*, 111986.

https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986

Laitinen, J., Moliis, K., & Surakka, M. (2017). Resource efficient wastewater treatment in a developing area—Climate change impacts and economic feasibility. *Ecological Engineering*, *103*, 217–225. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.017

Liang, Y., Zhu, H., Bañuelos, G., Yan, B., Zhou, Q., Yu, X., & Cheng, X. (2017). Constructed wetlands for saline wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, *98*, 275–285. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.005

Lopes, T. A. S., Queiroz, L. M., Torres, E. A., & Kiperstok, A. (2020). Low complexity wastewater treatment process in developing countries: A LCA approach to evaluate environmental gains. *Science of The Total Environment*, *720*, 137593. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137593

Lucke, T., Walker, C., & Beecham, S. (2019). Experimental designs of field-based constructed floating wetland studies: A review. *Science of the Total Environment*, *660*, 199–208. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.018

Lutterbeck, C. A., Kist, L. T., Lopez, D. R., Zerwes, F. V., & Machado, E. L. (2017). Life cycle assessment of integrated wastewater treatment systems with constructed wetlands in rural areas. *Journal of Cleaner Production*, *148*, 527–536. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.024

Mander, Ü., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S. F., Jamsranjav, B., Kasak, K., Truu, J., Tournebize, J., & Mitsch, W. J. (2014). Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, *66*, 19–35. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.006

Masi, F., Rizzo, A., & Regelsberger, M. (2018). The role of constructed wetlands in a new circular economy, resource oriented, and ecosystem services paradigm. *Journal of Environmental Management*, *216*, 275–284. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.086

Morrison, M., Srinivasan, R. S., & Ries, R. (2016). Complementary life cycle assessment of wastewater treatment plants: An integrated approach to comprehensive upstream and downstream impact assessments and its extension to building-level wastewater generation. *Sustainable Cities and Society*, *23*, 37–49. https://doi.org/10.1016/j.scs.2016.02.013

Moxey, A. (2012). Agriculture and water quality: monetary costs and benefifts across OECD countries. *Organization for Economic Co-Operation and Development*, 1–68. https://www.oecd.org/tad/sustainable-agriculture/49841343.pdf

Olguín, E. J., Sánchez-Galván, G., Melo, F. J., Hernández, V. J., & González-Portela, R. E. (2017). Long-term assessment at field scale of Floating Treatment Wetlands for improvement of water quality and provision of ecosystem services in a eutrophic urban pond. *Science of the Total Environment*, *584–585*, 561–571. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.072

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

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

Pavlineri, N., Skoulikidis, N. T., & Tsihrintzis, V. A. (2017). Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. *Chemical Engineering Journal*, *308*, 1120–1132. https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.140

Ponsioen, T., Nuhoff-isakhanyan, G., Vellinga, T., Baltussen, W., Boone, K., & Woltjer, G. (2020). *Monetisation of sustainability impacts of food production and consumption*. 24.

Rebitzer, G., Hunkeler, D., & Jolliet, O. (2003). LCC - The economic pillar of sustainability: Methodology and application to wastewater treatment. *Environmental Progress*, *22*(4), 241–249. https://doi.org/10.1002/ep.670220412

Resende, J. D., Nolasco, M. A., & Pacca, S. A. (2019). Life cycle assessment and costing of wastewater treatment systems coupled to constructed wetlands. *Resources, Conservation and Recycling*, *148*, 170–177. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.04.034

Riggio, V. A., Ruffino, B., Campo, G., Comino, E., Comoglio, C., & Zanetti, M. (2018). Constructed wetlands for the reuse of industrial wastewater: A case-study. *Journal of Cleaner Production*, *171*, 723–732. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.081

Rodriguez, Diego J.; Serrano, Hector A.; Delgado, Anna; Nolasco, Daniel; Saltiel, G. (2020). From waste to resource recovery. *Water and Wastes Digest*, 62.

Saeed, T., Muntaha, S., Rashid, M., Sun, G., & Hasnat, A. (2018). Industrial wastewater treatment in constructed wetlands packed with construction materials and agricultural by-products. *Journal of Cleaner Production*, *189*, 442–453. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.115

Saeed, T., Paul, B., Afrin, R., Al-Muyeed, A., & Sun, G. (2016). Floating constructed wetland for the treatment of polluted river water: A pilot scale study on seasonal variation and shock load. *Chemical Engineering Journal*, *287*, 62–73. https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.10.118

Saggaï, M. M., Ainouche, A., Nelson, M., Cattin, F., & El Amrani, A. (2017). Long-term investigation of constructed wetland wastewater treatment and reuse: Selection of adapted plant species for metaremediation. *Journal of Environmental Management*, *201*, 120–128. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.040

Swarr, T. E., Hunkeler, D., Klöpffer, W., Pesonen, H. L., Ciroth, A., Brent, A. C., & Pagan, R. (2011). Environmental life-cycle costing: A code of practice. *International Journal of Life Cycle Assessment*, *16*(5), 389–391. https://doi.org/10.1007/s11367-011-0287-5

UNEP/SETAC. (2011). *Towards a Life Cycle Sustainability A ssessment: Making informed choices on products*. https://doi.org/DTI/1412/PA

UNESCO. (2021). *The United Nations World Water Development Report 2021 VALUING WATER*.

Routledge. https://en.unesco.org/themes/water-security/wwap/wwdr/series

US EPA. (2015). *A compilation of cost data associated with the impacts and control of nutrient pollution. Office of Water. EPA 820-F-15-096*. https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/compilation-cost-data-associated-impacts-and-control-nutrient-pollution

Verma, R., & Suthar, S. (2018). Performance assessment of horizontal and vertical surface flow constructed wetland system in wastewater treatment using multivariate principal component analysis. *Ecological Engineering*, *116*(February), 121–126. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.022

Vymazal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, *73*, 724–751. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.034

Vymazal, J., & Březinová, T. (2014). Long term treatment performance of constructed wetlands for wastewater treatment in mountain areas: Four case studies from the Czech Republic. *Ecological Engineering*, *71*, 578–583. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.075

Vymazal, J., & Březinová, T. (2016). Accumulation of heavy metals in aboveground biomass of Phragmites australis in horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*, *290*, 232–242. https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.12.108

Wang, M., Zhang, D. Q., Dong, J. W., & Tan, S. K. (2017). Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate — A review. *Journal of Environmental Sciences (China)*, *57*, 293–311. https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.12.019

Wang, Y., Sun, B., Gao, X., & Li, N. (2019). Development and evaluation of a process-based model to assess nutrient removal in floating treatment wetlands. *Science of the Total Environment*, *694*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133633

Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *21*(9), 1218–1230. https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8

West, M., Fenner, N., Gough, R., & Freeman, C. (2017). Evaluation of algal bloom mitigation and nutrient removal in floating constructed wetlands with different macrophyte species. *Ecological Engineering*, *108*(November 2016), 581–588. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.033

Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., & Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, *175*, 594–601. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068

Xu, X., & Mills, G. L. (2018). Do constructed wetlands remove metals or increase metal bioavailability? *Journal of Environmental Management*, *218*, 245–255. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.014

Yao, X., Cao, Y., Zheng, G., Devlin, A. T., Yu, B., Hou, X., Tang, S., Xu, L., & Lu, Y. (2021). Use of life cycle assessment and water quality analysis to evaluate the environmental impacts of the bioremediation of polluted water. *Science of The Total Environment*, *761*, 143260.

https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143260

Yeh, N., Yeh, P., & Chang, Y. H. (2015). Artificial floating islands for environmental improvement. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *47*, 616–622. https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.090

Zhang, D. Q., Jinadasa, K. B. S. N., Gersberg, R. M., Liu, Y., Ng, W. J., & Tan, S. K. (2014). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - A review of recent developments (2000-2013). *Journal of Environmental Management*, *141*, 116–131. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.015

Zhang, D. Q., Jinadasa, K. B. S. N., Gersberg, R. M., Liu, Y., Tan, S. K., & Ng, W. J. (2015). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000-2013). *Journal of Environmental Sciences (China)*, *30*, 30–46. https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.10.013

Zhao, X., Yang, J., Zhang, X., Wang, L., & Ma, F. (2017). Evaluation of bioaugmentation using multiple life cycle assessment approaches: A case study of constructed wetland. *Bioresource Technology*, *244*(July), 407–415. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.170

Zhou, J. B., Jiang, M. M., Chen, B., & Chen, G. Q. (2009). Emergy evaluations for constructed wetland and conventional wastewater treatments. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, *14*(4), 1781–1789. https://doi.org/10.1016/j.cnsns.2007.08.010

ANEXO 1

Inventario de materia, energía y económico de la etapa de construcción

CONSTRUCCIÓN = COSTES DE INVERSIÓN

SUELO - TERRENO			EUROS (€)	IVA	EUROS (€)/ proceso	EUROS (€)/ categoría
Superficie total de terreno para planta	3000	m2				
Cambio uso del suelo de	agrícola	a agrícola				
				IVA		
Compra de solar			5,000 €	21%	6,050 €	
TOTAL						***6,050 €***
CONSTRUCCIÓN DE CANALES						
Superficie de canales	1884	m2				
Profundidad de canales	0.6	m				
Volumen movimiento de tierras	1130	m3				
Cavar canales			1,400 €	21%	1,694 €	
Nivelado de pasillos			1,200 €	21%	1,452 €	
Otros gastos			900 €	21%	1,089 €	
TOTAL						***4,235 €***
CONSTRUCCIÓN ARQUETA						
LADRILLOS						
Tamaño ladrillo (8*11*24 cm)						
Área unitaria de ladrillo	0.0192	m2				
Número de ladrillos en arqueta	234.375	#				
Peso ladrillos en arqueta	351.5625	kg	47 €	21%	57 €	
CEMENTO						
Consumo unitario cemento	5	kg/m2				
Consumo en arqueta	22.5	kg	1.67 €	21%	2.01 €	
ARENA						
Consumo unitario arena	4	kg arena/kg cemento				
Consumo en arqueta	90	kg	13.01 €	21%	15.74 €	
AGUA						
Consumo unitario agua	1	l agua/kg cemento				
Consumo en arqueta	22.5	l	0.0450 €	21%	0.05 €	
MAQUINARIA	1	h			58 €	
PERSONAL	4	h			160 €	
TOTAL						***293 €***
CANAL DE ENSILADO						
Superficie de canales	40	m2				
Profundidad de canales	1	m				
Volumen movimiento de tierras	40	m3				
Maquinaria para cavar canales			50 €	21%	60 €	
Nivelado de pasillos			42 €	21%	51 €	
Otros gastos			32 €	21%	39 €	
TOTAL						***150 €***
TUBERÍAS DE CONEXIÓN ENTRE CANALES						
Material	PVC corrugado saneamiento DN 400 mm					
Diámetro exterior tubo	300	mm				
Grosor medio	3	mm				
Densidad	1.4	g/cm3				
Volumen	0.02261952	m3				
Peso	31.667328	kg				
Tubería canal 1 a canal 2	2	m			2.17 €	
Tubería canal 2 a canal 3	2	m			2.17 €	
Tubería canal 3 a arqueta	2	m			2.17 €	
Tubería arqueta a arroyo	2	m			2.17 €	
TOTAL	***8***	***m***				***8.69 €***

SISTEMA DE BOMBEO						
Bomba (0.75 kW, 50 Hz 400V)	2	#	250 €	21%	303 €	
Horas de funcionamiento	12.00	h/día				
Placa fotovoltaica 330 W	5	#	750 €	21%	908 €	
Sistema eléctrico					500 €	
Instalación					1,400 €	
TOTAL						***3,110 €***
CAUDALÍMETROS						
Contador volumétrico por pulsos DN40	2	#	455 €	21%	1,101 €	
TOTAL						***1,101 €***
OTROS ELEMENTOS AUXILIARES						
Malla antihierba (7.5 m ancho 105 galgas)	Polipropileno					
Ancho	7.5	m				
Grosor	0.02625	mm				
Densidad	0.92	g/cm3				
Longitud canales	314	m				
Superficie total plástico	2355	m2				
Volumen total plástico	0.0618	m3				
Masa total plástico	56.87	kg				
Costes			817 €	10%	898.43 €	
Plástico amarillo (8.0 m ancho 500 galgas)	Polipropileno					
Ancho	8	m				
Grosor	0.125	mm				
Densidad	0.92	g/cm3				
Longitud canales	314	m				
Superficie total plástico	2512	m2				
Volumen total plástico	0.314	m3				
Masa total plástico	288.88	kg				
Costes			802 €	10%	882.20 €	
Transporte malla y plástico						
Distancia	50	km				
Volumen de transporte	17.29	km*t				
Coste			120 €	21%	145.20 €	
Personal para poner otros elementos auxiliares						
Siembra	30	per*h			450 €	
Limpieza pasillos	4	per*h			60 €	
Colocación malla y plástico	30	per*h			450 €	
Paja para soporte						
Paja	8	t	800 €	21%	968 €	
Transporte paja soporte						
Distancia	15	km				
Volumen de transporte	120.00	km*t				
Coste			100 €	21%	121.00 €	transporte incluido
TOTAL						***3,854 €***
PLANTAS						
Plantas	30144	#				
			14,469 €	21%	17,508 €	
TOTAL						***17,508 €***
COSTE TOTAL IMPLANTACIÓN						***36,309 €***
COSTES DE DIESEÑO E INGENIERÍA			***50%***			***18,154 €***
COSTE TOTAL LLAVE EN MANO LISTO PARA OPERAR						***54,463 €***

ANEXO 2

Inventario de materia, energía y económico de la etapa de operación y mantenimiento

COSTES - OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

MANTENIMIENTO GENERAL INSTALACIONES	valores anuales			EUROS (€)/año /proceso	EURO (€)/año /categoría
Desbrozado del entorno	32 per*h	salario mínimo		240.64 €	
Mantenimiento general instalaciones	72 per*h	salario mínimo		1,080.00 €	
TOTAL					***1,321 €***

TRATAMIENTOS PERIÓDICOS		
Hierbas	desbrozado manual en mantenimiento general	
Plagas	no permitido uso de fitosanitarios en espacios naturales	
TOTAL		***0 €***

CORTE MECANIZADO Y ENSILADO DE BIOMASA AEREA					Año 1 sólo	Años siguientes	
AÑO 1 sólo	1	número de cortes	1	h/corte	50.00 €		
	1	recogida, ensilado y compactado	0.5	h/corte	25.00 €		
	1	operario	1	h/corte	7.52 €		
	1	plástico ensilado	60	m2	60.00 €		
			30	kg			
AÑOS sucesivos	2	número de cortes	2	h/corte		200.00 €	
	2	recogida, ensilado y compactado	1	h/corte		100.00 €	
	2	operario	2	h/corte		30.08 €	
	2	plástico ensilado	120	m2		120.00 €	
			60	kg			
TOTAL						***año 1 sólo***	***143 €***
TOTAL						***años sucesivos***	***450 €***

CORTE MECANIZADO Y ENSILADO DE BIOMASA SUMERGIDA					Año 10 sólo	
Año 10 sólo	1	número de cortes	3	h/corte	150.00 €	
	1	recogida, ensilado y compactado	1.5	h/corte	75.00 €	
	1	operario	3	h/corte	22.56 €	
	2.287946	plástico ensilado	274.55	m2	137 €	
			137.28	kg		
TOTAL					***año 10 sólo***	***385 €***

ANÁLISIS	pH, SS, conductividad, DBO, DQO, P y N (Norg, N amoniacal y nitratos)		Euros/año	IVA	Euros/año	
Coste unitario			85.2	21%	103.092	
Número de análisis anuales	6	#/año				
Número de puntos análizados	2	puntos/análisis	1022.4	21%	1237.104	
TOTAL						***1,237 €***

ANEXO 3

Inventario de ingresos de la etapa de operación y mantenimiento

	Anualidad									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
BIOMASA ENSILADA										
materia fresca (kg)	17804	28486	28486	28486	28486	28486	28486	28486	28486	93661
volumen (m3)	24	38	38	38	38	38	38	38	38	125
Ingresos biomasa ensilada (€)	**1958**	**3133**	**3133**	**3133**	**3133**	**3133**	**3133**	**3133**	**3133**	**10303**