



**UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE CARTAGENA**

**Escuela Técnica Superior de Ingeniería Industrial**

**Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura  
(CEBAS-CSIC)**

**Máster en Ingeniería Ambiental y Procesos Sostenibles**

**TRABAJO FIN DE MÁSTER:**

***“Análisis de la calidad del agua regenerada  
almacenada en un embalse de riego”***

**Sandra Martínez Navarro**

**Murcia, 2014**



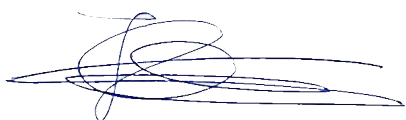
*José Francisco Maestre Valero* y *Francisco Pedrero Salcedo* del Departamento de Riego del Centro de Edafología y Biología aplicada del Segura del Consejo Superior de Investigaciones y *Juan Ignacio Moreno Sánchez* profesor titular del Departamento de Ingeniería Química y Ambiental de la Universidad Politécnica de Cartagena

CERTIFICAN:

Que el presente Trabajo Fin de Máster: “**Análisis de la calidad del agua regenerada almacenada en un embalse de riego**” presentado por *Sandra Martínez Navarro*, ha sido realizado bajo nuestra dirección para optar al título de Máster en Ingeniería Ambiental y Procesos Sostenibles.

Y para que conste a los efectos oportunos, firmamos la presente en Murcia a 25 de Septiembre de 2014.

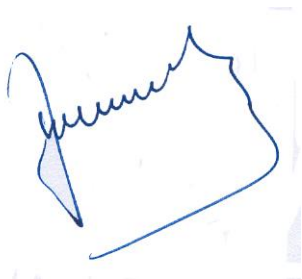
Fdo:



Fdo: José Francisco Maestre Valero



Fdo: Francisco Pedrero Salcedo



Fdo: Juan Ignacio Moreno Sánchez



Fdo: Sandra Martínez Navarro



## AGRADECIMIENTOS

*La realización del presente trabajo final de Máster es fruto de las orientaciones, sugerencias y estímulo de los investigadores del CEBAS-CSIC, Francisco Pedrero Salcedo y José Francisco Maestre Valero y del profesor de la UPCT Juan Ignacio Moreno Sánchez, quienes me han conducido durante estos meses con un talante abierto y generoso, y mostrándome en cada momento una inmejorable disposición ante las dudas que durante la realización del mismo me surgieron, aportando valiosas observaciones que en todo momento guiaron esta investigación.*

*La concepción de este proyecto está dedicada a mis padres y a mi hermano, pilares fundamentales en mi vida. Sin ellos, jamás hubiese podido conseguir lo que hasta ahora.*

*Y, por supuesto a mis amig@s que supieron respetar durante este tiempo mis horas de “aislamiento”, aunque, a decir verdad, yo nunca me sentí aislada en el ciberespacio.*

*Gracias a todos los que habéis formado parte de mi vida, espero que lo sigáis siendo.*



## ÍNDICE

1.	Antecedentes y estado del arte .....	1
1.1.	La escasez de agua. Un problema generalizado .....	1
1.2.	Soluciones ante la escasez de agua para riego.....	3
1.2.1.	Reutilización de aguas residuales tratadas (aguas regeneradas) ..	4
1.2.2.	Normas de calidad aplicadas al agua regenerada.....	5
1.2.3.	Ventajas e inconvenientes del agua regenerada .....	6
1.2.4.	Los embalses de riego.....	8
1.2.5.	Tipos de algas .....	11
1.3.	Técnicas para mejorar la calidad del agua en embalses de riego ...	16
2.	Objetivos .....	19
3.	Materiales y Métodos .....	21
3.1.	Descripción y localización de los embalses .....	21
3.2.	Determinación de la calidad del agua .....	23
3.2.1.	Análisis químico.....	24
3.2.2.	Análisis microbiológico .....	25
3.2.3.	Análisis in situ mediante sonda multiparamétrica .....	26
3.3.	Análisis químico y nutricional de las algas en los embalses .....	27
3.3.1.	Análisis químico.....	27
3.3.2.	Análisis nutricional .....	27
4.	Resultados y discusión.....	29
4.1.	Datos climáticos.....	29
4.2.	Calidad del agua .....	30
4.2.1.	Temperatura del agua .....	30
4.2.2.	Conductividad del agua .....	31
4.2.3.	Microalgas (Clorofila-a) en el agua .....	32
4.2.4.	Oxígeno disuelto en el agua .....	39
4.2.5.	Sólidos en suspensión .....	40
4.2.6.	E-coli.....	41
4.2.7.	pH y turbidez.....	42
4.3.	Otras relaciones de interés .....	43
4.3.1.	Sólidos en suspensión vs clorofila .....	43
4.3.2.	Algas vs clorofila.....	44

4.4.	Concentraciones de macronutrientes, micronutrientes y metales pesados en el agua .....	45
4.5.	Análisis químico y nutricional de las algas en los embalses .....	47
4.5.1.	Análisis químico.....	48
4.5.2.	Análisis nutricional.....	48
5.	Conclusiones.....	51
6.	Bibliografía .....	53



## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la Cuenca del Segura. ....	2
Figura 2. Distribución territorial porcentual de la Cuenca del Segura.....	2
Figura 3. Resumen del balance hídrico en la Cuenca del Segura.....	3
Figura 4. Balsas de riego de la Cuenca del Segura. ....	9
Figura 5. Temperatura del aire media (°C) y precipitaciones (mm) en la estación TP73.....	29
Figura 6. Evolución de la temperatura del agua durante el periodo de estudio en los dos embalses. En esta figura se muestra también la temperatura del aire registrada en la estación agroclimática TP73.....	30
Figura 7. Evolución de la conductividad eléctrica del agua durante el periodo de estudio para los dos embalses. ....	31
Figura 8. Evolución de la clorofila-a (estimador de la presencia de algas en la balsa) presente en los dos embalses durante el periodo estudiado.....	32
Figura 9. Evolución de las microalgas analizadas en laboratorio en los dos embalses en los tres meses de estudio. ....	38
Figura 10. Evolución del oxígeno disuelto en los dos embalses durante los tres meses de estudio. ....	39
Figura 11. Evolución de los sólidos en suspensión para los dos embalses durante los tres meses de estudio. La línea horizontal denota el máximo nivel de sólidos en suspensión para riego calidad 2.1 según Real Decreto 1620/2007. ....	40
Figura 12. Diagrama de bloques de los sólidos en suspensión en el efluente de la EDAR de SJ y de los SS en el embalse de SJ. ....	41
Figura 13. Evolución de la E-coli en los dos embalses durante los tres meses de estudio. La Línea horizontal denota el máximo nivel de E-Coli para riego calidad 2.1 según Real Decreto 1620/2007.....	42
Figura 14. Sólidos en suspensión (mg/L) vs Clorofila (microalgas) (µg/L) .....	43
Figura 15. Sólidos en suspensión (mg/L) vs Clorofila (microalgas) (µg/L) .....	43
Figura 16. Algas (unidades/mL) vs clorofila (µg/L) .....	44
Figura 17. Algas (unidades/mL) vs clorofila (µg/L) .....	44
Figura 18 a-f. Evolución de distintos elementos químicos en el agua de los dos embalses durante el periodo de estudio.....	46

Figura 19. Evolución del caudal a lo largo del año. ....	47
--	----

## ÍNDICE DE IMÁGENES

Imagen 1. Balsas de riego afectadas por el crecimiento de algas (Maestre, 2011). ....	10
Imagen 2. Emisores y elementos auxiliares de la instalación de riego afectados por un agua de baja calidad. ....	11
Imagen 3. Imágenes de <i>Potamogeton pectinatus</i> . ....	12
Imagen 4. Imágenes de <i>Cladophora glomerata</i> . ....	13
Imagen 5. Imágenes de Clorofíceas. ....	13
Imagen 6. Imagen de <i>Chlorella sorokiniana</i> . ....	14
Imagen 7. Imágenes de cianobacterias. ....	15
Imagen 8. Imagen de micrasterias. ....	15
Imagen 9. Sustancias químicas denominadas alguicidas. ....	17
Imagen 10. Tecnología de ultrasonidos. ....	18
Imagen 11. Tecnologías de sombreo. ....	18
Imagen 12. Mapa de localización de la depuradora de San Javier y embalse la Trinchera. ....	21
Imagen 13. Depuradora de San Javier (Murcia). ....	22
Imagen 14. Embalse de San Javier (Murcia). ....	22
Imagen 15. Embalse la Trinchera (Torre Pacheco, Murcia) ....	23
Imagen 16. Equipos para la evaluación de la calidad del agua: a) pH-metro y conductivímetro, b) turbidímetro. ....	24
Imagen 17. Filtros empleados en la determinación de los sólidos en suspensión. Los dos filtros de arriba corresponden al embalse de San Javier y los dos de abajo al embalse la Trinchera. ....	25
Imagen 18. Sistema de filtración por membranas que se utiliza para la determinación de E. Coli. ....	26
Imagen 19. Placas Petri con filtros tras el periodo de incubación. Las tres placas Petri de arriba corresponden al embalse de San Javier y las tres de abajo, al embalse la Trinchera. ....	26
Imagen 20. Sonda multiparamétrica y sensores. ....	27
Imagen 21. Limpieza manual del embalse de SJ. ....	33

Imagen 22. Secuencia fotográfica de la evolución de las algas en el embalse de San Javier (SJ) durante los tres meses de estudio. ....	34
Imagen 23. Secuencia fotográfica de la evolución de las algas en el embalse la Trinchera (TR) durante los tres meses de estudio. ....	35

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Tabla del Decreto 1620/2007 para el uso del agua agrícola. ....	6
Tabla 2. Métodos físicos, químicos, biológicos para reducir la evaporación y mejorar la calidad del agua. ....	17
Tabla 3. Modelos publicados en la bibliografía para relacionar la concentración de clorofila-a y el bio-volumen de algas. ....	36
Tabla 4. Bio-volumen de algas en el embalse de SJ.....	36
Tabla 5. Bio-volumen de algas en el embalse de TR. ....	37
Tabla 6. Tabla orientativa de nivel de algas existentes para producir obturación de filtros.....	38
Tabla 7. Valores obtenidos en el análisis de ICP de las algas .....	48
Tabla 8. Resultados del análisis nutricional de los dos tipos de algas presentes en los embalses del estudio. ....	49
Tabla 9. Composición química de algas (g/100 g base seca) .....	49



## RESUMEN

En las regiones áridas y semiáridas, como el sureste de España, la disponibilidad de agua de riego en cantidad y calidad suficiente se ha convertido en un factor limitante de la actividad agrícola que ha potenciado la competitividad por los recursos hídricos. Esta situación ha fomentado (i) la construcción masiva de embalses para almacenar agua y garantizar el suministro de los cultivos y (ii) la reutilización de aguas no-convencionales como son las aguas regeneradas que complementen y/o sustituyan los recursos hídricos tradicionales.

Las aguas regeneradas suelen contener mayores niveles de nutrientes que las aguas de buena calidad, y por tanto, cuando se almacenan en un embalse de riego, y las condiciones climáticas son favorables, el agua experimenta notables crecimientos de algas y bacterias que pueden perjudicar y reducir la eficiencia de los sistemas de riego.

El objetivo de este estudio ha sido evaluar el efecto del almacenaje de un agua regenerada en un embalse de riego sobre la calidad físico-química-microbiológica. Los resultados se han comparado con los obtenidos en un embalse que almacenó agua de buena calidad.

Se seleccionaron dos embalses: (i) embalse ubicado en la EDAR de San Javier (SJ) que almacenó agua regenerada y (ii) embalse que recoge agua de buena calidad del trasvase Tajo-Segura situada en Torre Pacheco (TR) .

Las variables temperatura del agua, conductividad eléctrica, pH, concentración de clorofila y de oxígeno disuelto se analizaron con una sonda multiparamétrica OTT-DS5. En el laboratorio, se determinó turbidez, sólidos en suspensión y macro y micronutrientes. Finalmente, se realizó el recuento e identificación de algas y se determinó la *E-coli*.

TR mostró una temperatura más reducida durante el experimento como consecuencia de su mayor volumen de almacenamiento. SJ mostró una conductividad eléctrica muy elevada como resultado de las filtraciones de agua salina en los colectores de admisión de agua a la depuradora (proximidad al mar). Durante el primer mes de muestreo, SJ presentó una concentración de clorofila-a elevada (40  $\mu\text{g/L}$ ), sin embargo, a partir de este momento, las limpiezas progresivas manuales del embalse SJ redujeron la clorofila-a hasta

valores similares a los observados en TR. El Oxígeno disuelto se mantuvo en valores próximos a saturación durante la experimentación. La turbidez, la concentración de sólidos en suspensión y *E-coli*, fueron inferiores a los límites marcados por el Real Decreto 1620/2007 de 7 de diciembre por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, para el uso agrícola más restrictivo (2.1); excepto sólidos en suspensión el primer mes de muestreo.

Generalmente, la concentración de macronutrientes (Na, K, Ca, Mg), micronutrientes (Fe, B, Mn) y metales pesados (Ni, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) fue superior en SJ como consecuencia del almacenamiento del agua regenerada. Además, en SJ se observaron comunidades de macroalgas (*Potamogeton pectinatus* y *Cladophora glomerata*). El análisis nutricional de las mismas mostró composiciones nutricionales muy bajas en comparación con otros estudios realizados sobre algas.

Los resultados de este estudio, principalmente el desarrollo de micro y macroalgas en el embalse que almacenó agua regenerada con elevada carga de nutrientes, ha permitido justificar la necesidad de adoptar medidas dirigidas a la mejora de la calidad del agua para su uso posterior en riego.

## **1. Antecedentes y estado del arte**

### **1.1. La escasez de agua. Un problema generalizado**

El informe de la FAO 'Climate Smart Agriculture Sourcebook' (FAO, 2014) estima para el año 2050 un incremento de la población mundial del 30% (incremento de dos billones de personas) que requerirá un aumento de la producción agrícola del 60% para asegurar una demanda creciente de alimentos y establecer una cierta seguridad alimentaria. Este incremento en la producción agrícola de alimentos se verá afectado significativamente por los efectos adversos del cambio climático que pueden empeorar la situación; aumento de la temperatura y reducción de la precipitación. La mayoría de estudios coinciden en que el cambio climático tendrá las siguientes consecuencias comunes en Europa:

- a) aumento de la demanda de agua para la agricultura.
- b) aumento de la escasez de agua especialmente en zonas semiáridas.
- c) aumento del deterioro de la calidad del agua, principalmente provocada por el incremento de la salinidad.

De forma generalizada, la escasez de agua está generando una gran competencia por los recursos hídricos disponibles, produciéndose importantes recortes que afectan principalmente al sector agrícola, pues es el principal demandante de recursos hídricos. Concretamente, en algunas zonas áridas y semiáridas, la agricultura requiere cerca del 80% de los recursos hídricos disponibles (Ferreres y Soriano, 2007).

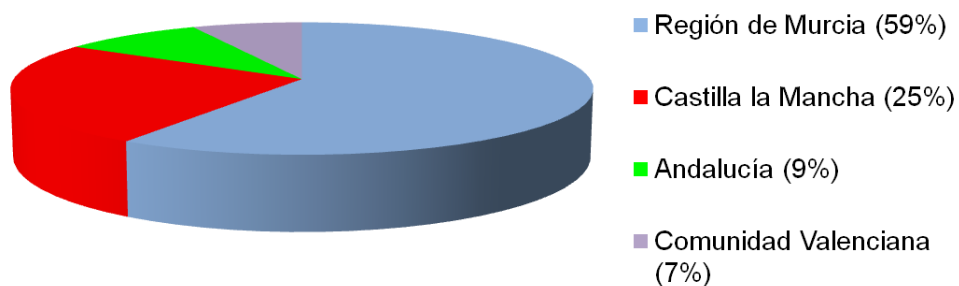
Como consecuencia, la adaptación a la escasez de agua constituye uno de los principales desafíos del siglo XXI al que se están enfrentando ya numerosas sociedades de todo el mundo (Naciones unidas, 2014).

La Cuenca del Segura, región ubicada en el sureste del territorio español (Figura 1), que abarca una superficie aproximada de 18.208 km<sup>2</sup> (CHS, 2014), es un claro ejemplo de zona afectada por una marcada escasez hídrica. Su distribución territorial se muestra en la Figura 2.



**Figura 1.** Localización de la Cuenca del Segura.

## Distribución Territorial



**Figura 2.** Distribución territorial porcentual de la Cuenca del Segura.

Esta cuenca recibe agua de cinco fuentes diferentes (i) recursos ordinarios superficiales, (ii) subterráneos, (iii) aportaciones recibidas desde el río Tajo a través del acueducto Tajo-Segura, (iv) reutilización de las aguas residuales depuradas y (v) desalinización (CHS, 2014). Su balance hídrico pone de manifiesto un déficit hídrico próximo a  $460 \text{ hm}^3/\text{año}$  que afecta a  $2,7 \cdot 10^5$  ha de regadío (CHS, 2007) (Figura 3).



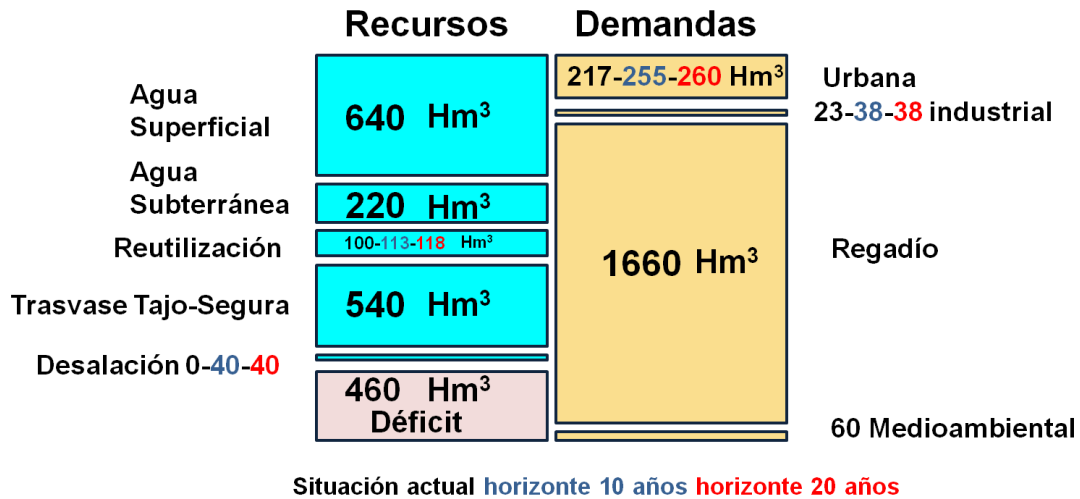


Figura 3. Resumen del balance hídrico en la CS.

## 1.2. Soluciones ante la escasez de agua para riego

Con objeto de reducir la escasez de agua para la agricultura, (FAO, 2014) propone cuatro opciones para gestionar la demanda de agua total dentro del dominio hídrico:

- reducir las pérdidas de agua;
- aumentar la productividad y eficiencia del agua; y
- re-asignar el agua.

La primera opción consiste en aumentar la eficiencia del uso del agua reduciendo las pérdidas en el proceso de producción. Generalmente se aplica a cualquier gestión que reduzca el uso no beneficioso del agua. La segunda opción, supone obtener más producción por volumen de agua aplicado; i.e. aumentar la productividad. La tercera opción consiste en la ejecución de transferencias intersectoriales o transferencias intrasectoriales, limitando el área regada para un determinado cultivo para reducir la evapotranspiración o desviando el agua a cultivos más valiosos.

La respuesta agrícola a la escasez de agua se encuentra, al menos en parte, fuera del dominio hídrico. En este punto, se pueden identificar otras medidas que pueden ayudar a gestionar la demanda de agua:

- reducción de las pérdidas en la cadena de valor post-cosecha;

- reducción de la demanda de producción de regadío sustituyéndola por importaciones de secano;
- reducción de la demanda de agua agrícola per cápita; y
- utilización de nuevas fuentes de agua no convencionales como las aguas regeneradas o la desalación.

Finalmente de todas las soluciones posibles ante la escasez de agua que existe para riego, en este estudio, el uso de aguas regeneradas y su almacenamiento en balsas para abastecer cultivos a demanda son las técnicas que se van a analizar.

### **1.2.1. Reutilización de aguas residuales tratadas (aguas regeneradas)**

Se entiende por “agua regenerada” el agua residual que después de ser sometida a un proceso de tratamiento, adquiere una calidad satisfactoria para un uso en particular (Asano, 1998), es decir, el agua regenerada no es otra que “agua residual tratada” o “efluente tratado”, que satisface los criterios para poder ser usada nuevamente. Sin embargo, se prefiere el término agua regenerada porque conlleva una connotación ambiental positiva y evita las connotaciones sociales negativas que provocan los términos “reutilización de las aguas residuales” o “reutilización del efluente tratado de las aguas residuales” (Grobicki y Cohen, 1999).

El desarrollo actual en el campo de la tecnología de regeneración permite obtener efluentes de agua regenerada de diversas calidades, incluso hasta un nivel tan alto como la del agua potable. La finalidad es conseguir un producto que sea adecuado para ser empleado en diferentes usos (agrícola, industrial, recreativo, municipal, etc.). La regeneración y reutilización de aguas residuales tienen un papel cada vez más importante dentro de la administración y manejo del agua, especialmente en aquellos países y regiones donde existen problemas de escasez, o bien en los que las fuentes convencionales de suministro han sido contaminadas. La práctica de regenerar y reutilizar aguas residuales está surgiendo como una fuente de suministro técnicamente viable. Esto conlleva que esta práctica debe ser incluida dentro de la gestión integral del agua y asumida dentro de la estructura de las instituciones del sector

hídrico (Seguí, 2004).

La reutilización de aguas residuales regeneradas constituye un recurso hídrico no convencional cuyo volumen se ha incrementado en los últimos años debido a la preocupación por el medio ambiente y al cumplimiento del reglamento europeo (91/271/EEC).

Actualmente en España se reutiliza un volumen de 408 hm<sup>3</sup>/año (13% del total de agua disponible), de los cuales se destinan a riego agrícola el 79% (320 hm<sup>3</sup>/año), siendo la zona del levante español la que utiliza más de la mitad (57%) del agua regenerada en España. Cabe destacar que la Región de Murcia aprovecha el 100% de las aguas regeneradas para regadío (sobre 100 hm<sup>3</sup>/año), que supone el 17% de los recursos renovables de la Cuenca del Segura, si se incluye la dotación de agua trasvasada, y el 13% del total de agua utilizada en el regadío murciano (Iglesias y Ortega, 2008).

### **1.2.2. Normas de calidad aplicadas al agua regenerada**

En España, el Real Decreto-Ley 11/95 de Saneamiento y el Plan Nacional de Tratamiento de Agua (1995), elaborado en el contexto de la aplicación de la Directiva 91/271/CEE Europea, ha sido la principal herramienta de planificación para el desarrollo de las diferentes infraestructuras relativas a alcantarillado/aguas residuales municipales y tratamiento de aguas.

En 1996, el Ministerio de Medio Ambiente elaboró el primer borrador de las regulaciones en el uso del agua regenerada. Después de años de debate en diversas comisiones y foros, este proyecto se ha convertido en el Real Decreto-Ley 1620/2007 (Iglesias y Ortega, 2008).

Se establecen doce usos y se agrupan en 5 grandes apartados: urbanos, agricultura, industriales, las opciones de ocio y ambientales. Los niveles mínimos aceptables de calidad se establecen para cada tipo de uso sobre la base de los siguientes parámetros:

- a) biológica: huevos de nematodos intestinales y *Escherichia coli*.
- b) fisicoquímicos: sólidos en suspensión y turbidez.

Por otra parte, también se han incluido como parámetros adicionales:

- a) *Legionella* spp. en el uso de la refrigeración industrial o en aquellos casos en

los que se espera un riesgo de aerosoles, en cumplimiento del Real Decreto 865/2003.

b) *Taenia saginata* y *Taenia solium*, en los casos de los pastos para consumo de animales, productores de leche o de carne.

c) Fósforo total en usos ambientales y recreativos (estanques, cuerpos de agua y los vertidos que fluyen).

d) Nitrógeno total en el caso de la recarga de acuíferos.

Para el caso del uso más estricto del agua regenerada para el riego se establecen los siguientes umbrales de calidad (Tabla 1).

**Tabla 1.** Tabla del Decreto 1620/2007 para el uso del agua agrícola.

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
<b>2.- USOS AGRÍCOLAS<sup>1</sup></b>					
<b>CALIDAD 2.1<sup>2</sup></b> a) Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco.	1 huevo/10 L	100 UFC/100 mL Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases <sup>3</sup> con los siguientes valores: n = 10 m = 100 UFC/100 mL M = 1.000 UFC/100 mL c = 3	20 mg/L	10 UNT	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <i>Legionella spp.</i> 1.000 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización) Es obligatorio llevar a cabo la detección de patógenos Presencia/Ausencia (Salmonella, etc.) cuando se repita habitualmente que c=3 para M=1.000

### 1.2.3. Ventajas e inconvenientes del agua regenerada

Las aplicaciones potenciales de las aguas regeneradas se dividen en uso potable y no potable. A su vez, el uso potable del agua regenerada también se divide en directo e indirecto. El uso potable directo es el uso de agua regenerada para aumentar el suministro de agua potable después de altos niveles de tratamiento. En cambio, el uso potable indirecto es el uso de agua regenerada después de pasar por el medio ambiente natural. El uso no potable es el desvío inmediato de efluentes tratados al riego agrícola, al riego de jardines, a los usos recreativos y ambientales y a la industria y asentamientos urbanos.

Los principales beneficios del uso de agua regenerada para el riego son la conservación del agua dulce para otros usos, el uso potencial de los nutrientes contenidos en el agua regenerada para servir como abono para las plantas y la reducción de la descarga de aguas residuales al medio acuático ecológicamente sensibles de manejo de nutrientes (Asano, 1998; Queensland

Water Recycling, 2001; Mantovani et ál., 2001).

De acuerdo con Murcott (1995) las características ideales de agua que se utilizará en el riego de cultivos son: (a) alto contenido orgánico; (b) alto contenido de nutrientes (N, P, K); (c) un bajo contenido de patógenos y (d) bajo contenido en metales y compuestos orgánicos tóxicos.

Mujeriego (1990) y Asano et ál. (2007) indicaron que la utilización de aguas regeneradas puede tener múltiples beneficios. En primer lugar, la reducción del aporte de contaminantes a los cursos naturales del agua, en particular cuando la utilización se efectúa mediante riego agrícola, de jardinería o forestal. En segundo lugar, se tendría una mayor fiabilidad y regularidad del caudal de agua disponible ya que el flujo de agua regenerada es generalmente mucho más controlable que el de la mayoría de los cauces naturales de agua. Por último, la utilización de aguas regeneradas supone el aprovechamiento de los elementos nutritivos contenidos en el agua, sobre todo para usos de riego (agrícola y de jardinería), constituyendo una aportación de fertilizantes a las plantas.

En contraposición, existen riesgos si la aportación adicional sobrepasara las necesidades de la planta ya que originarían problemas en los cultivos relacionados con crecimientos vegetativos excesivos, maduración tardía o desigualdad de los frutos, o una calidad inferior de éstos. Siguiendo con los riesgos de utilización de estas aguas regeneradas, hay que destacar la presencia de altos contenidos de sales (Ramos, 1996) que pueden provocar efectos fisiológicos y agronómicos negativos sobre los cultivos y deteriorar la estructura del suelo.

Las aguas regeneradas suelen contener mayores niveles de nutrientes que las aguas de buena calidad, y por tanto, cuando se almacenan durante un periodo determinado en un embalse de riego, y las condiciones climáticas son favorables, el agua almacenada experimenta notables crecimientos de algas y bacterias que pueden perjudicar y reducir la eficiencia de los sistemas de riego.

En cuanto al riesgo sanitario que presentarían estas aguas regeneradas, es evidente que su utilización comporta un alto riesgo, tanto para el público como para los trabajadores del sistema, ya que la exposición a microorganismos patógenos y a sustancias tóxicas es más elevada en estos casos que en aquellos en los que se utilizan aguas de buena calidad. En

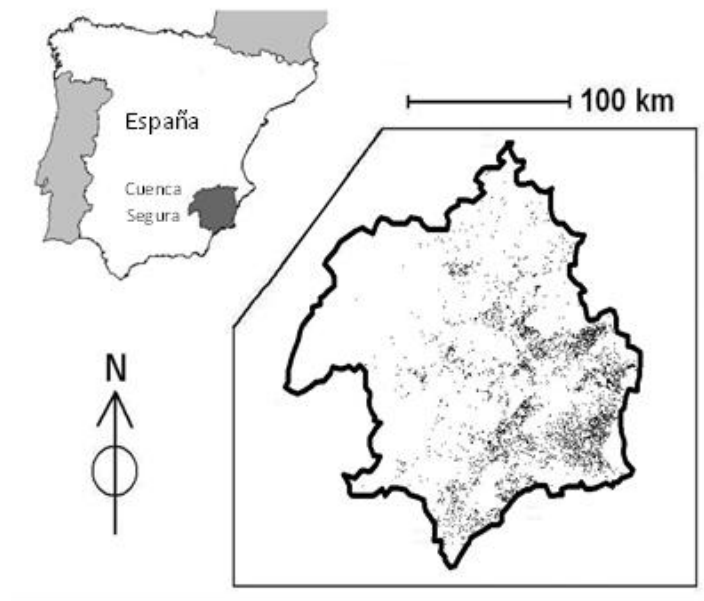
general, los agricultores que riegan con aguas regeneradas tienen mayores tasas de infecciones por helmintos que los agricultores que utilizan agua dulce (Trang et ál., 2006). Además, se pueden presentar problemas de la piel y de las uñas, entre los agricultores que usan aguas residuales (Van der Hoek et ál., 2002; Trang et ál., 2007).

#### **1.2.4. Los embalses de riego**

Actualmente los embalses de regulación son la construcción agraria más característica del sureste español. La Cuenca del Segura se caracteriza por tener una gran cantidad de pequeños embalses de riego que son un componente importante de los sistemas de distribución de agua y permiten amortiguar el desfase temporal que se produce entre la disponibilidad de los recursos y la demanda como consecuencia del servicio de las dotaciones de agua a los comuneros mediante turnos.

Para pequeños volúmenes de agua almacenada utilizados principalmente para el suministro de explotaciones agrícolas, se construyen almacenamientos de poca profundidad, con taludes en tierra impermeabilizados mediante geomembranas, popularmente conocidos como balsas de riego. Estas ofrecen notables ventajas frente a otras soluciones como las obras de hormigón, de fábrica o de mampostería (bajo coste, rápida construcción y sencillez de trámites administrativos).

En la Cuenca del Segura, Martínez-Alvarez et ál. (2008) identificaron 14.145 embalses (Figura 4), con un área total de 4.901 ha, equivalente al 0,26% del total de la superficie de la cuenca y al 1,81% de la superficie total de regadío en la cuenca. En cuanto al tamaño de los almacenamientos cabe señalar que el tamaño más frecuente (más del 75%) oscila entre 0,05 y 0,5 ha, mientras que aquellos de más de 0,5 ha (0,5 a 5 ha) suelen ser almacenamientos de agua colectivos (Comunidades de Regantes y Confederación Hidrográfica) que distribuyen agua a las pequeños embalses de las explotaciones.



**Figura 4.** Balsas de riego de la Cuenca del Segura.

Los embalses de riego se pueden clasificar atendiendo al tipo de regulación realizada y también pueden señalarse otros usos adicionales:

- Regulación estacional. El agua se almacena cuando los recursos hídricos superan a la demanda de la zona de cultivo, para poder ser utilizada cuando ocurre lo contrario.
- Regulación funcional. Se utilizan para el ajuste temporal entre demandas de cultivos y distribución de recursos.
- Reserva de seguridad. Existen balsas cuyo fin es garantizar la supervivencia del cultivo ante cualquier fallo en las instalaciones de suministro de agua o antes de periodos de escasez no previstos.
- Dominio de cota. Los embalses de riego se sitúan en zonas elevadas respecto de las tierras a regar, para disponer de presión en la red de riego sin necesidad de contar con estaciones de bombeo para inyección directa a red.
- Oxigenación y decantación. El agua de riego, en función de su origen, puede contener químicos que en presencia de oxígeno precipiten en forma de sales, como es el caso de los iones de hierro, azufre, manganeso o sílice, cuya concentración puede disminuir de 1 a 5 ppm hasta 0,1 ppm tras su almacenamiento temporal en embalses. En el

caso de aguas procedentes de depuración, también se pueden conseguir disminuciones adicionales en el contenido de bacterias.

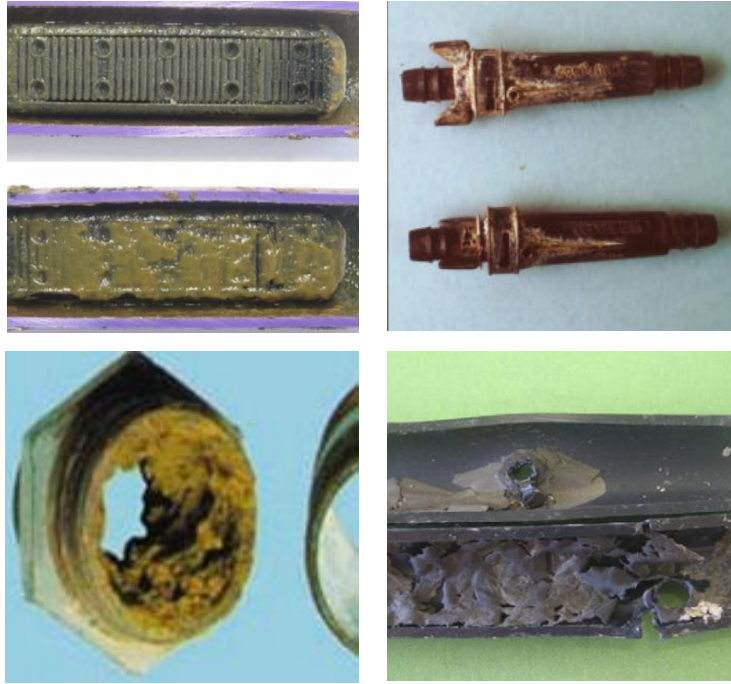
- Mezcla. En muchas ocasiones los agricultores tienen acceso a distintas fuentes de abastecimiento con diferentes calidades de agua. Los embalses pueden ser utilizados para mezclar aguas de diferente calidad con el fin de incrementar la disponibilidad de recursos.

A pesar de los beneficios expuestos del uso de los embalses de riego y de que son requisito fundamental para la sostenibilidad del riego en esta cuenca deficitaria, éstas presentan dos inconvenientes importantes: (i) experimentan elevadas pérdidas de agua por evaporación (sobre 1,4 m de lámina de agua al año en la Cuenca del Segura) y (ii) favorecen la proliferación de algas provocando serios problemas en la calidad del agua que afectan negativamente a los sistemas de aplicación mediante riego localizado (filtración, emisores, elementos auxiliares,...). Este último inconveniente se agudiza más aún cuando existe una concentración disponible de nutrientes elevada para el desarrollo de algas como es frecuente en las aguas regeneradas. La Imagen 1 muestra un embalse de riego eutrofizado y muy deteriorado por la presencia de algas. La Imagen 2 muestra el efecto de las algas y las bacterias en los emisores de riego y en los elementos auxiliares de las instalaciones.



**Imagen 1.** Balsas de riego afectadas por el crecimiento de algas (Maestre, 2011).





**Imagen 2.** Emisores y elementos auxiliares de la instalación de riego afectados por un agua de baja calidad.

### 1.2.5. Tipos de algas

En los embalses de riego se pueden diferenciar tanto macroalgas como microalgas. Las macroalgas son ampliamente conocidas como los vegetales más sencillos. Se caracterizan por una estructura formada por una agrupación de células con cierta diferenciación (Chapman & Chapman, 1980), donde ciertas partes de la planta asumen funciones específicas. Poseen plastos ricos en clorofila y otros pigmentos; y se reproducen, generalmente en fases alternas, sexual y asexualmente. Las algas marinas viven hasta la profundidad donde llega la luz solar; salvo algunas algas rojas, que pueden habitar a 100 m. En un sentido amplio y desde el punto de vista biotecnológico, el término microalga hace referencia a aquellos microorganismos unicelulares que contienen clorofila a y/u otros pigmentos fotosintéticos similares, capaces de realizar fotosíntesis oxigénica. Las microalgas, seres unicelulares muy variados en tamaño y forma, existen en casi todos los hábitats conocidos. Ante la dificultad de determinar la concentración de algas en el agua y puesto que las algas son organismos fotoautótrofos, es habitual la determinación de la clorofila-a como indicador de la presencia de algas.

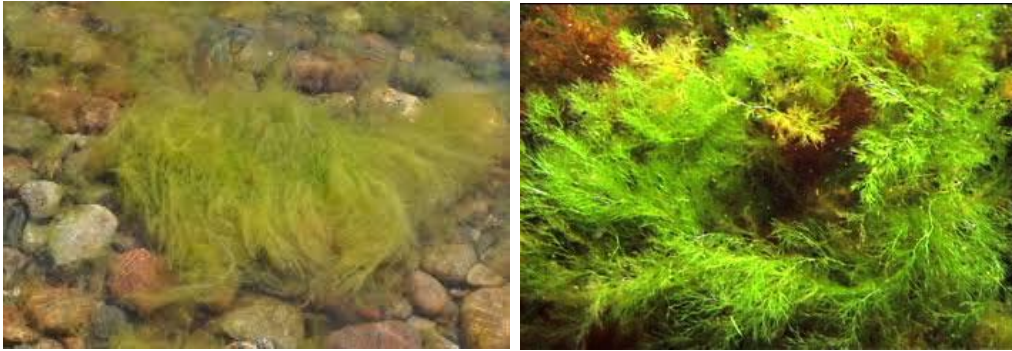
En la Cuenca del Segura, *Potamogeton pectinatus* y la *Cladophora glomerata* son los dos tipos más comunes de macroalgas en las aguas dulces.

*Potamogeton pectinatus* (Imagen 3) es un alga acuática enraizada en fondos poco profundos. Su forma es la de una cabellera ramificada y peinada por la corriente. Vive en charcas, acequias, estanques, albuferas tanto en agua dulce como salobre, desde el nivel del mar hasta 800 metros de altitud (Bentivegna et al., 1997).



**Imagen 3.** Imágenes de *Potamogeton pectinatus*.

El alga verde *Cladophora glomerata* (Imagen 4) es de crecimiento rápido, oportunista. Es una de las algas más comunes en el norte del Mar Báltico. *Cladophora glomerata* alberga un gran número de invertebrados y sirve como área de refugio y alimentación para pequeños peces y crustáceos. Esta alga crece rápidamente en la primavera y principios del verano, luego comienza a degradarse y finalmente muere liberándose del sustrato para formar tapices de algas a la deriva. A finales de verano y otoño, puede encontrarse *Cladophora glomerata* en tres etapas diferentes: saludable y fija al sustrato, en degradación pero todavía fija al sustrato y en descomposición y liberada del sustrato. Estas etapas a menudo coexisten en el tiempo, proporcionando tres hábitats alternativos para la fauna asociada (Instituto Español de Oceanografía, 2014).



**Imagen 4.** Imágenes de *Cladophora glomerata*.

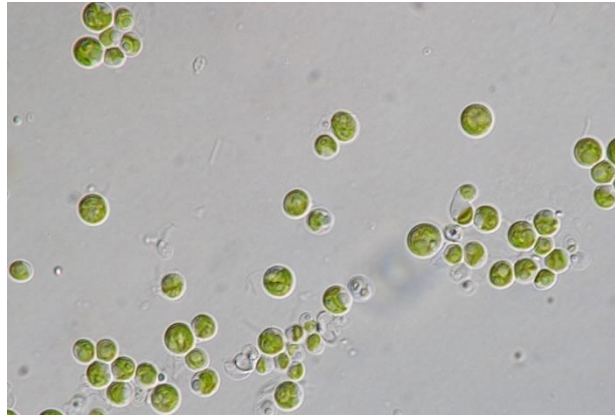
También se pueden encontrar en la Cuenca del Segura microalgas como clorofíceas, cianofíceas (cianobacterias) y las euglenofíceas.

Las clorofíceas (algas verdes) es un grupo muy heterogéneo de algas con clorofila a y b, algunas xantófilas tales como luteína, violaxantina, neoxantina y enteroxantina. Una característica biológica importante de este grupo es el almidón que almacenan como material de reserva en sus células, (Santelices, 1991). Morfológicamente son muy variadas, desde algas unicelulares a pluricelulares bastante complejas. Son muy importantes porque constituyen el primer eslabón en la cadena alimenticia de su hábitat y contribuyen al aporte de oxígeno atmosférico. Son algas que han colonizado todos los ambientes, encontrándose el 90% de las especies en agua dulce y el 10% restante en aguas marinas; siendo en los mares fríos y templados donde se produce la mayor cantidad de especies. En la Imagen 5 se representan dos imágenes de clorofíceas. La imagen de la izquierda representa una *Chlamydomona angulosa* y la imagen de la derecha, representa una *Chaetophora elegans*.



**Imagen 5.** Imágenes de Clorofíceas.

*Chlorella sorokiniana* (Imagen 6) es un tipo de clorofícea que se caracteriza por tener células esféricas (4 – 12  $\mu\text{m}$  de diámetro). El género *Chlorella* es cosmopolita y por ello, se adapta a diversas condiciones ambientales y nutricionales (Wehr y Sheath, 2003). Ha sido ampliamente estudiada por su producción de biomasa con alto contenido de lípidos, especialmente ácidos grasos insaturados omega 3, 6 y 9, empleados en la obtención de suplementos nutricionales, cosméticos, farmacéuticos y biocombustibles (Ugwu et ál., 2005; Spolaore et ál., 2006; Singh y Goyal, 2007; Chisti, 2007).



**Imagen 6.** Imagen de *Chlorella sorokiniana*.

Las cianofíceas (algas verde-azuladas) son organismos procariotas fotosintéticos que poseen clorofila a, están más próximos a las otras bacterias fotosintéticas que a las algas eucariotas, por lo que también se les denomina cianobacterias (Santelices, 1991). Las cianobacterias son en general organismos fotosintetizadores, pero algunas viven heterotróficamente, como descomponedoras, o con un metabolismo mixto. Las cianobacterias comparten con algunas otras bacterias la capacidad de usar  $\text{N}_2$  atmosférico como fuente de nitrógeno. Algunas cianobacterias producen toxinas y pueden envenenar a los animales que habitan el mismo ambiente o beben el agua. Las cianobacterias colonizan numerosos ecosistemas terrestres y acuáticos. Sin embargo, en ambientes acuáticos es donde especialmente se agregan, dando lugar a formaciones típicas conocidas como floraciones o blooms. Estas



proliferaciones en masa ocurren en aguas eutróficas ricas en nutrientes (particularmente fosfatos, nitratos y amoníaco) bajo temperaturas medianamente altas (15 a 30°C) y dónde el pH oscila entre 6 y 9. Con todo, las afloraciones cianobacterianas necesitan aguas poco removidas y sin vientos para poder desarrollarse. La imagen 7 representa dos tipos de cianobacterias. La imagen de la izquierda es *Oscillatoria limosa* y la imagen de la derecha es *Anabaena* sp.



**Imagen 7.** Imágenes de cianobacterias.

Dentro de las euglenofíceas se incluyen todas las formas unicelulares, solitarias, desnudas o loricadas, que nadan libremente, provistas de 1, 2, 3 ó 7 flagelos dispuestos de forma variada. Se distinguen varios tipos como *Euglena oxyuris*, *Euglena oxyuris*, *Micrasterias* (Imagen 8), entre otros (Ortiz, 2011).



**Imagen 8.** Imagen de micrasterias.

Las microalgas son un alimento equilibrado nutricional y funcionalmente y que pueden factiblemente ser utilizadas para el desarrollo de alimentos funcionales capaces de prevenir enfermedades de la sociedad moderna, algunas alternativas de aplicación para la industria de alimentos y producción animal son utilización de algas como pellets para alimentación animal, productos alimenticios para el control de peso y fortificación de productos alimenticios orientados especialmente hacia la población mayor (Ortiz, 2011).

### **1.3. Técnicas para mejorar la calidad del agua en embalses de riego**

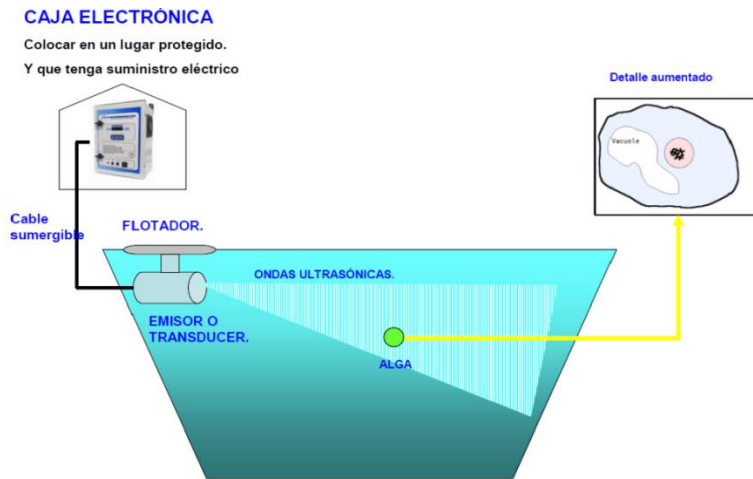
Actualmente, los tratamientos para mejorar la calidad del agua en embalses de riego se basan fundamentalmente en el control del crecimiento y desarrollo de algas en el embalse para evitar problemas posteriores por obturaciones de emisores durante el riego. Los tratamientos principales que se emplean se estructuran en (i) aplicación de sustancias químicas denominadas alguicidas tales como sulfato de cobre, quelatos, hipoclorito sódico o permanganato potásico que en una concentración adecuada previenen el desarrollo de cualquier clase de alga, pero contribuyen al aumento de la concentración de sales en la balsa (Imagen 9), (ii) uso de tecnología de ultrasonidos que provoca la implosión de la vacuola celular (cavitación acústica) de las algas y por tanto su muerte (Imagen 10) y (iii) instalación de sistemas de sombreado que reducen la incidencia de la radiación solar limitando los procesos de fotosíntesis (muerte del alga) y reduciendo los efectos del viento (Imagen 11), entre otros. La tabla 2 muestra los diferentes tratamientos que en la actualidad existen para la eliminación de las algas en una balsa de riego.

**Tabla 2.** Métodos físicos, químicos, biológicos para reducir la evaporación y mejorar la calidad del agua.

		% Reducción de evaporación	% reducción de algas
<b>Trat. Químico</b>	CuSO <sub>4</sub> (0,05 a 2 mg/L)	No	Si -
<b>Trat. Físico</b>	Coberturas suspendidas	Si 85%	Si ≈95%
	Coberturas flotantes	Si 90%	Si -
	Coberturas modulares	Si 85%	Si -
	Bolas flotantes	Si 90%	Si -
	Ultrasonidos	No	Si -
<b>Trat. Biológico</b>	Bacterias	No	Si -



**Imagen 9.** Sustancias químicas denominadas alguicidas.



*Imagen 10. Tecnología de ultrasonidos.*



*Imagen 11. Tecnologías de sombreo.*



## 2. Objetivos

El objetivo de este estudio fue evaluar la evolución de la calidad físico-química-microbiológica de un agua regenerada almacenada en un embalse de riego. Para ello, se evaluó adicionalmente la calidad del agua de un embalse que almacenó agua de buena calidad (tratamiento control; agua del Tajo-Segura), justificando por tanto la necesidad de adoptar medidas dirigidas a la mejora de la calidad del agua para su uso posterior en riego.

Adicionalmente, se evaluó el potencial nutricional de las algas presentes en el embalse de riego (cationes, aniones, proteínas, fibra, grasa, carbohidratos, etc.) con el objeto de evaluar su aplicación como fertilizantes orgánicos y/o la fabricación de compuestos para la nutrición animal.

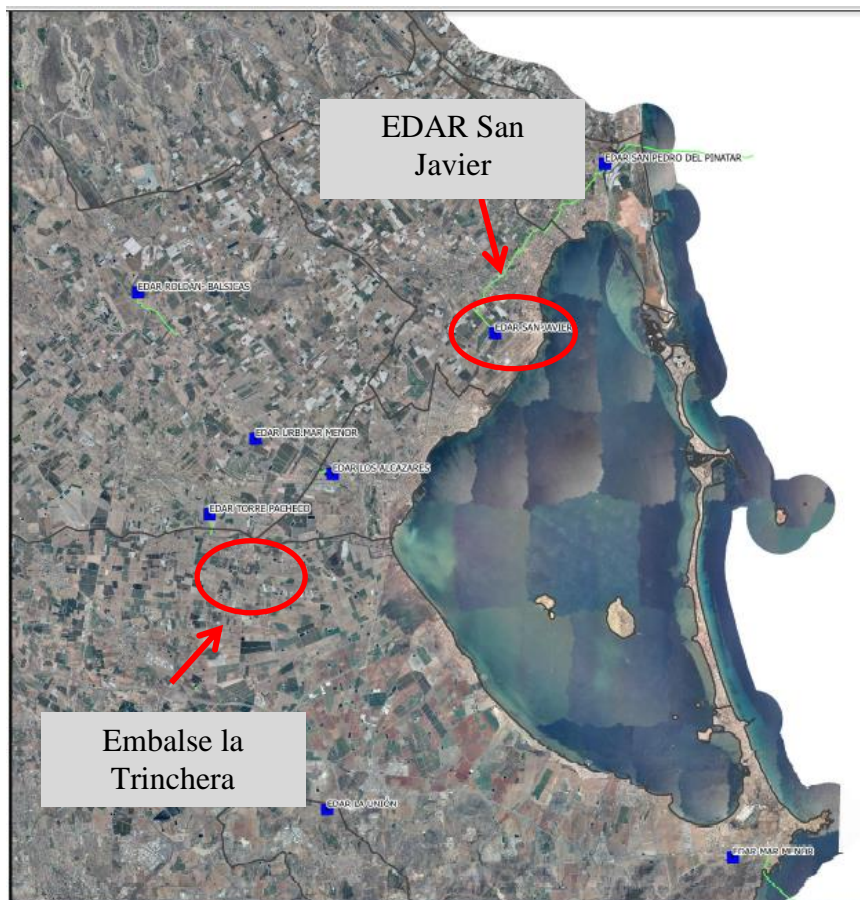


### 3. Materiales y Métodos

#### 3.1. Descripción y localización de los embalses

El experimento se llevó a cabo durante tres meses consecutivos desde junio hasta agosto de 2014. Se seleccionó este periodo por ser el más propenso al desarrollo de algas en los embalses como consecuencia de las temperaturas que se alcanzan, realizándose la toma de muestras un día, normalmente miércoles, cada dos semanas. Las muestras de agua se tomaron de dos embalses, una muestra de un embalse en la EDAR de San Javier (Murcia) y la otra de un embalse que recoge agua del trasvase Tajo-Segura situada en Torre Pacheco (Murcia) cuyo embalse recibe el nombre de la Trinchera. Se designa SJ al embalse de San Javier y TR al embalse de la Trinchera.

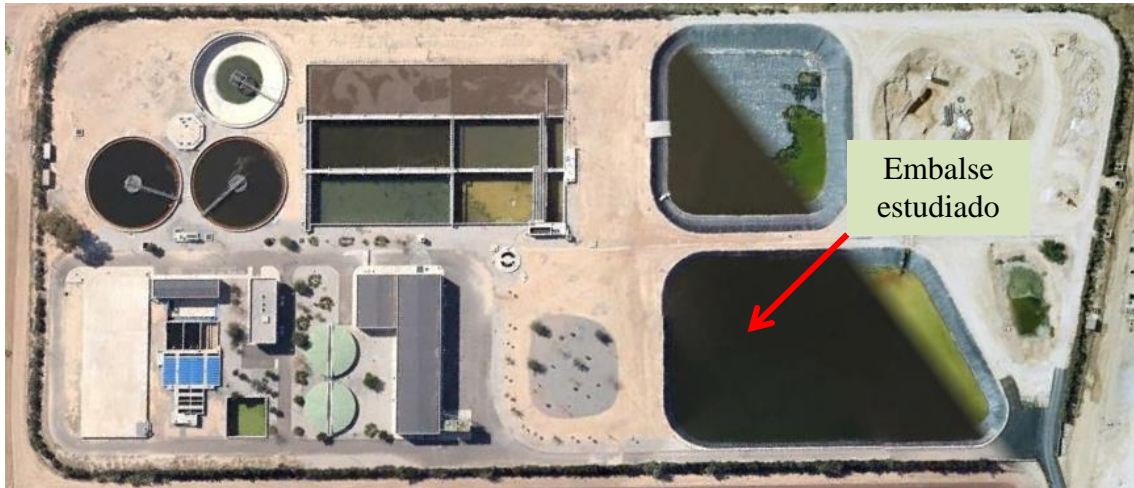
La localización (Imagen 12) del embalse de San Javier (SJ) es  $37^{\circ} 47' N$  y  $0^{\circ} 49' W$  y del embalse de la Trinchera (TR) es  $37^{\circ} 48' N$  y  $0^{\circ} 55' W$ .



**Imagen 12.** Mapa de localización de la depuradora de San Javier y embalse la Trinchera.

La EDAR de San Javier (Imagen 13) posee un caudal de diseño de 9.000 m<sup>3</sup>/año en invierno y de 22.500 m<sup>3</sup>/año en verano.

Esta EDAR posee un tratamiento terciario (UV) y su tratamiento es aireación prolongada, físico-químico, filtros de arena y ultravioleta.



*Imagen 13. Depuradora de San Javier (Murcia)*

El embalse SJ (Imagen 14), donde se tomaron las muestras, recoge el agua de salida de la depuradora, cuya profundidad es de 4 m y el nivel del agua es de 2 m aproximadamente. Este embalse se encuentra impermeabilizado con una geomembrana y sus dimensiones son 120 m x 70 m x 5 m.



*Imagen 14. Embalse de San Javier (Murcia)*

El embalse TR (Imagen 15) pertenece a la comunidad de regantes del campo de Cartagena. El agua de este embalse proviene del trasvase Tajo-

Segura. Este embalse es de hormigón y posee unas dimensiones de 450 m x 120 m x 6m.



*Imagen 15. Embalse la Trinchera (Torre Pacheco, Murcia)*

Con el fin de estudiar los periodos de residencia del agua en el embalse, se analizaron los volúmenes de agua de entrada y salida de los embalses.

### **3.2. Determinación de la calidad del agua**

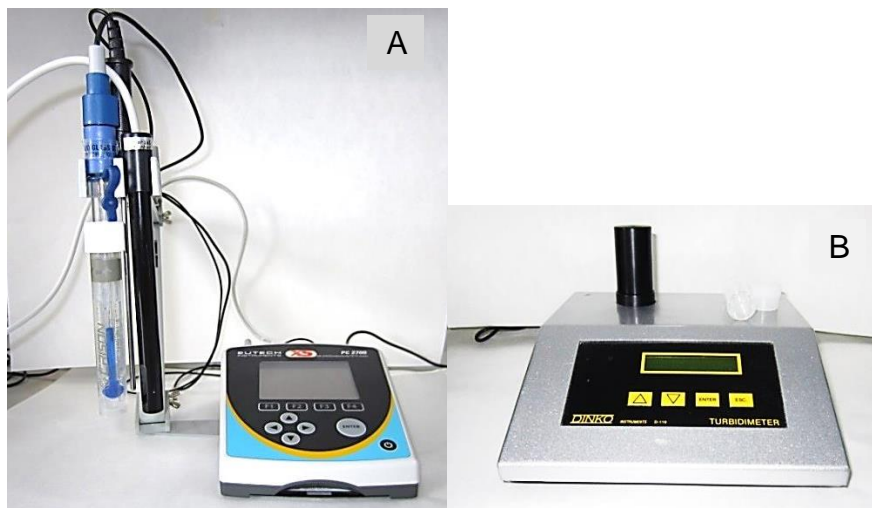
Con objeto de caracterizar la calidad del agua, cada dos semanas se recogieron muestras de agua de cada embalse (recogidas en el centro en SJ y mediante el uso de una plataforma en TR) con botellas de vidrio autoclavadas, que se transportaron directamente al laboratorio en nevera portátil y se almacenaron a 5°C antes de ser procesadas. Se realizaron análisis en el laboratorio tanto físico-químico como microbiológico.

Adicionalmente, se realizaron registros para el perfil de profundidad de la calidad del agua in situ mediante una sonda multiparamétrica modelo Hidrolab DS.5 (OTT hidromet, Kempten, Alemania) dotada de sensores para determinar temperatura, conductividad eléctrica, clorofila-a, turbidez y oxígeno disuelto.



### 3.2.1. Análisis químico

Las concentraciones de los macronutrientes (Na, K, Ca, Mg), micronutrientes (Fe, B, Mn) y metales pesados (Ni, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) se determinaron mediante espectroscopia de emisión de plasma acoplada (ICP-OES ICAP 6500 Duo Thermo, Inglaterra). Los aniones (cloruros, nitratos, fosfatos y sulfatos) se analizaron por cromatografía de intercambio iónico (Metrohm, Suiza). El pH y la conductividad eléctrica (Imagen 16a) del agua se determinaron con una equipo de medición multiparamétrico de laboratorio (Eutech Instruments PC2700 Thermo Scientific, EE.UU) y la turbidez (Imagen 16b) se midió con un turbidímetro Dinko D-110 (Dinko Instruments S.A. Barcelona, España).

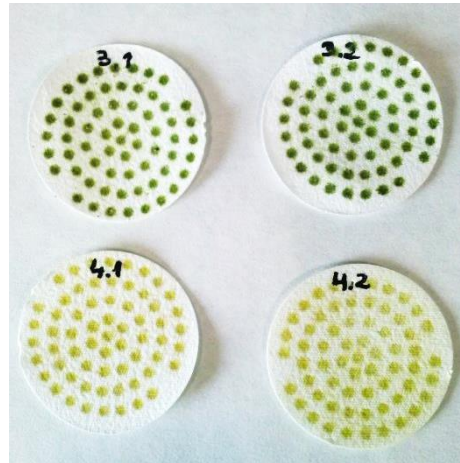


**Imagen 16.** Equipos para la evaluación de la calidad del agua: a) pH-metro y conductivímetro, b) turbidímetro.

Los valores de conductividad eléctrica empleados en este estudio fueron los obtenidos a partir de la sonda multiparamétrica, no obstante, este parámetro también se determinó en el laboratorio obteniéndose resultados similares con ambos equipos.

Los sólidos en suspensión (SS) se determinaron mediante un sistema de filtración a vacío. Para ello se introdujeron los filtros, a emplear en el ensayo cuyo tamaño de partícula es de  $0.47 \mu\text{m}$ , en la estufa a  $105 \text{ }^\circ\text{C}$  durante 90 min., para eliminar la humedad, pesándose posteriormente en la balanza de precisión (serie PCE-AB C). Mediante un equipo de filtración a vacío, se filtró

un volumen de 200 ml del agua objeto de estudio. Una vez filtrada la muestra, se introdujeron los filtros durante 90 min. de nuevo en la estufa. Finalizado este tiempo, se pesaron los filtros de nuevo y mediante diferencia de pesada se determinó la cantidad de sólidos en suspensión presentes en la muestra de agua (Imagen 17).



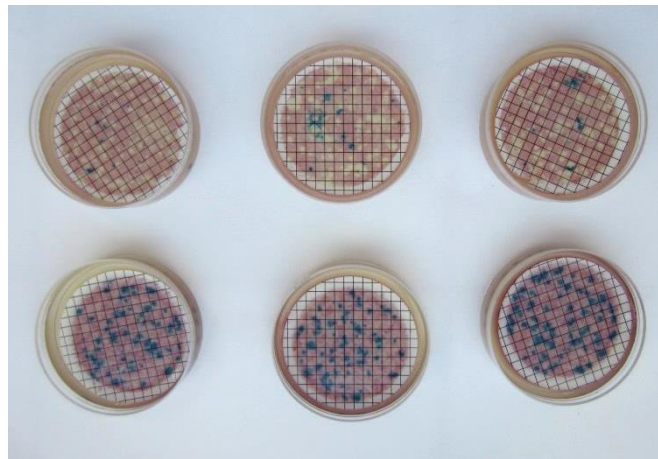
**Imagen 17.** Filtros empleados en la determinación de los sólidos en suspensión. Los dos filtros de arriba corresponden al embalse de San Javier y los dos de abajo al embalse la Trinchera.

### 3.2.2. Análisis microbiológico

La calidad microbiológica del agua de riego se determinó por el número total de *E. coli* presente en un volumen de 100 mL. Las muestras se filtraron con un sistema a vacío (Imagen 18) a través de un filtro de membrana estéril de 0,45  $\mu\text{m}$  de tamaño de poro (Millipore, Billerica, EE.UU). La formación de colonias tuvo lugar en la parte superior de las placas Petri (Imagen 19) con agar Chromocult (Merk, Darmstadt, Alemania) durante 24 horas. La temperatura de incubación fue de 37°C. Los recuentos microbianos se expresaron como UFC/mL.



**Imagen 18.** Sistema de filtración por membranas que se utiliza para la determinación de *E. Coli*.



**Imagen 19.** Placas Petri con filtros tras el periodo de incubación. Las tres placas Petri de arriba corresponden al embalse de San Javier y las tres de abajo, al embalse la Trinchera.

### 3.2.3. Análisis in situ mediante sonda multiparamétrica

Para analizar la calidad del agua, se evaluaron, para el perfil de profundidad del embalse, los principales parámetros de calidad de agua ( $T_w$ , CE, clorofila-a, pH y oxígeno disuelto) mediante una sonda multiparamétrica (Imagen 20) modelo Hidrolab DS.5 (OTT hidromet, Kempten, Alemania). Los sondeos se realizaron cada dos semanas a las 14:00 h. (hora local) aproximadamente. En el caso de San Javier, la profundidad máxima del agua fue de 2 m y por tanto, se seleccionó un dato del perfil 0.5 – 1 m para no alcanzar el fondo del embalse y contaminar la sonda con lodos. En el caso de la Trinchera, se realizó un perfil en profundidad. Puesto que no se observaron



diferencias significativas en profundidad, se seleccionó el valor medio del perfil. Además, se registraron dos perfiles y se realizó la media de ellos al no encontrar diferencias significativas.



*Imagen 20. Sonda multiparamétrica y sensores.*

### **3.3. Análisis químico y nutricional de las algas en los embalses**

#### **3.3.1. Análisis químico**

Las concentraciones de los macronutrientes (Na, K, Ca, Mg), micronutrientes (Fe, B, Mn) y metales pesados (Ni, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) se determinaron mediante espectroscopia de emisión de plasma acoplada (ICP-OES ICAP 6500 Duo Thermo, Inglaterra).

#### **3.3.2. Análisis nutricional**

Se analizaron los parámetros que se muestran a continuación:

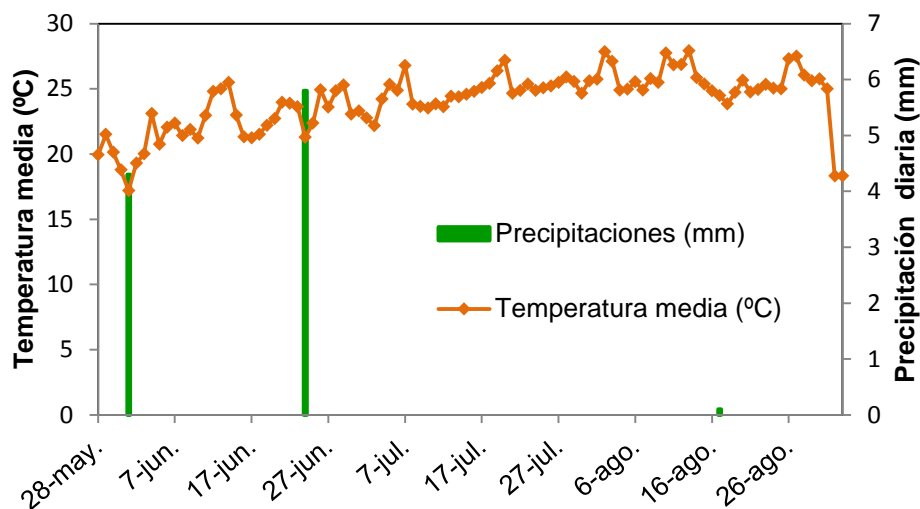
- Cenizas analizadas por el método de gravimetría (923.03 de la AOAC, 1999).
- Fibras alimentarias totales analizadas por el método de gravimetría, digestión enzimática, (985.29 de la AOAC, 1999).
- Grasa bruta analizada por el método de gravimetría, extracción de éter, (920.39 de la AOAC, 1999).
- Proteínas analizadas por el método de titulometría, digestión Kjeldahl, (955.04 de la AOAC, 1999 (empleando el coeficiente 6,25)).

- Humedad analizada por el método de destilación con tolueno (934.01 de la AOAC, 1999).
- Hidratos de carbono calculados por diferencia de los parámetros anteriores.

## 4. Resultados y discusión

### 4.1. Datos climáticos

Las figura 5 muestra la temperatura del aire y precipitación diaria, desde el 28 de mayo al 31 de agosto de 2014 (periodo del estudio), registrados por la estación TP73 que se sitúa en el término municipal de Los Infiernos, Torre Pacheco (Murcia).



**Figura 5.** Temperatura del aire media (°C) y precipitación (mm) en la estación TP73.

Durante el ensayo, el rango de temperatura media del aire fue de 17-27°C. En cuanto a precipitaciones diarias, sólo se observaron tres días con una precipitación máxima de 6 mm.

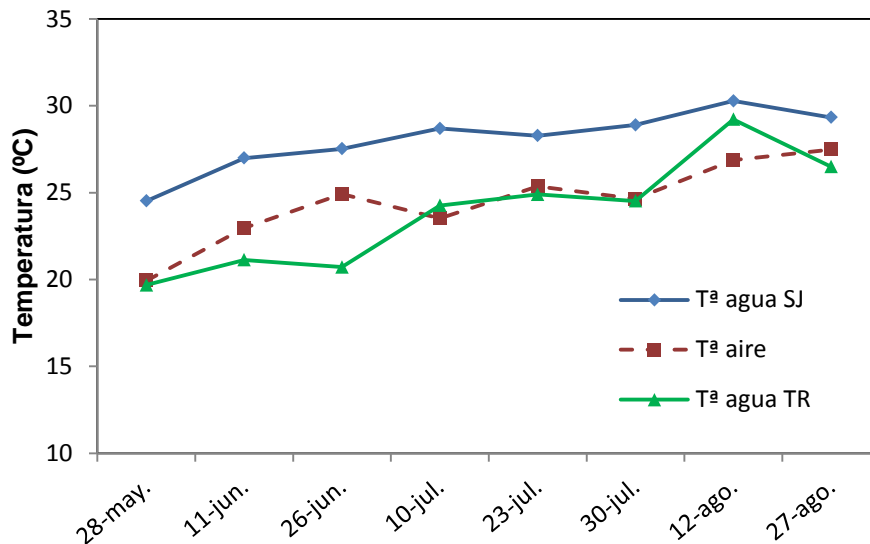
En este estudio, la temperatura ambiente se encontró dentro del rango óptimo (8-32°C) para el crecimiento de algas según el estudio de Steller et ál., 2007.

A causa de la escasez de precipitaciones que presenta la zona donde se sitúan los embalses objeto de estudio, se puede concluir que las precipitaciones no fueron un parámetro que afectó al crecimiento de las algas en los embalses.

## 4.2. Calidad del agua

### 4.2.1. Temperatura del agua

La figura 6 muestra la evolución de la temperatura del agua, registrada con la sonda multiparamétrica, en los dos embalses de estudio.



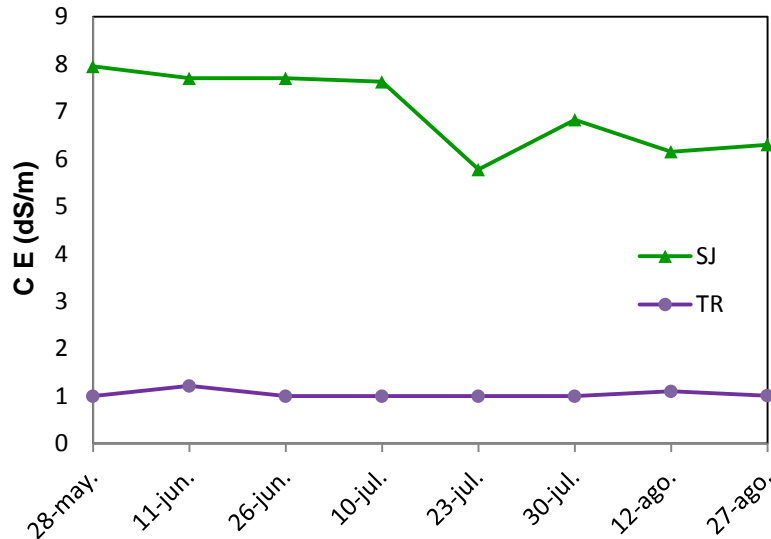
**Figura 6.** Evolución de la temperatura del agua durante el periodo de estudio en los dos embalses. En esta figura se muestra también la temperatura del aire registrada en la estación agroclimática TP73.

El embalse TR presentó temperaturas del agua inferiores (diferencia media aproximada de 5°C con respecto a SJ) debido a que este, almacenó un mayor volumen de agua con respecto al embalse SJ y requirió por tanto, más tiempo y energía para calentarse. La temperatura del agua en los embalses se mantuvo dentro del rango beneficioso para el desarrollo de algas (17°C- 25°C) (Ballart, X., 2005).

Con respecto a la temperatura del aire, esta presentó un aumento durante el periodo de muestreo de forma similar al que presentaron los dos embalses siendo siempre la temperatura del agua del embalse de SJ superior.

#### 4.2.2. Conductividad del agua

La figura 7 muestra la evolución de la conductividad eléctrica, registrada con la sonda multiparamétrica, para los dos embalses estudiados.



**Figura 7.** Evolución de la conductividad eléctrica del agua durante el periodo de estudio para los dos embalses.

La conductividad eléctrica (CE) del embalse de SJ (valor medio de 6,23 dS/m), que almacenó agua regenerada, fue superior durante todo el experimento con respecto al embalse de TR (valor medio de 1 dS/m) que almacenó agua del trasvase.

Según Lazarova and Bahri, 2005, una agua cuya CE está entre 3-6 dS/m se considera de salinidad media mientras que si se encuentra entre 6-14 dS/m, se considera altamente salina, por tanto, el embalse de SJ presenta alta salinidad y el embalse de TR, baja salinidad.

Probablemente, la proximidad al mar de SJ, también provocó un incremento de CE con respecto a TR como consecuencia de las infiltraciones de agua salada a través de los colectores de admisión de agua a la depuradora, ya que en algunos municipios costeros, las entradas directas de agua del mar al alcantarillado ocurren al encontrarse parte de la red de alcantarillado por debajo de la cota cero y existiendo deficiencias en el diseño, ejecución o deterioro de la red (ESAMUR, 2014).

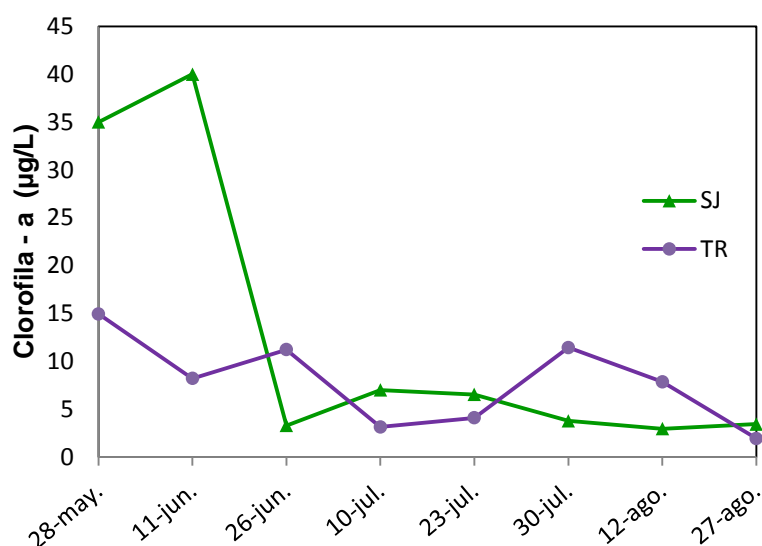
Puesto que el destino del agua regenerada es la agricultura, el agua regenerada producida en SJ deberá ser mezclada con agua de buena calidad

para reducir la CE hasta valores no dañinos para los cultivos (<0,7 dS/m). En Ayers and Westcot (1985) se puede observar la tolerancia a la salinidad para una gran variedad de cultivos.

De los dos tipos de algas presentes en el embalse de SJ, *Potamogeton pectinatus* crece en un agua con una CE de 8 dS/m, aproximadamente (Menéndez M. y Sánchez A., 1998) en cambio, *Cladophora glomerata* crece en un agua con una CE de entre 0,6-2,2 dS/m (García M.E. y Aboal M., 2014). Esto justifica la mayor presencia de *Potamogeton pectinatus* en SJ.

#### 4.2.3. Microalgas (Clorofila-a) en el agua

La Figura 8 muestra la evolución de la clorofila-a (Cl-a) (estimador de la presencia de microalgas en la balsa), presente en los dos embalses de estudio.



**Figura 8.** Evolución de la clorofila-a (estimador de la presencia de algas en la balsa) presente en los dos embalses durante el periodo estudiado.

En SJ, se observó una reducción considerable de la Cl-a (91,79%) que se atribuyó a una limpieza manual de las macroalgas (Imagen 21) del embalse entre la fecha 11 de junio y 26 de junio por lo que se podría decir que entre las macroalgas y las microalgas existe una cierta relación. A partir de ese momento, la concentración de Cl-a se mantuvo constante para ambos embalses y dentro de un rango entre 5-10 µg/L, considerado alto (Ramírez B. y

Pizarro E., 2005). A partir de lo observado en la figura 8, se podría decir que entre las macroalgas y las microalgas existe una cierta relación.



**Imagen 21.** Limpieza manual del embalse de SJ.

En la siguiente secuencia fotográfica (Imagen 22) se observan los cambios en las macroalgas presentes en el embalse SJ durante el periodo de muestreo.



11-6-2014



10-7-2014





23-7-2014



30-7-2014



12-8-2014



27-8-2014

**Imagen 22.** Secuencia fotográfica de la evolución de las algas en el embalse de San Javier (SJ) durante los tres meses de estudio.

La Imagen 22 muestra una evolución del crecimiento de macroalgas en el embalse de SJ, observándose un aumento de estas hasta el día 23 de julio, que fue el día de mayor crecimiento. A partir de esa fecha, se produjo una leve disminución de macroalgas en el embalse pero sin quedar totalmente eliminadas, a pesar de que una vez al mes, aproximadamente, este embalse es limpiado de forma manual, aunque este hecho solo se puede apreciar entre el día 23 y 30 de julio.

La Imagen 23, muestra la secuencia fotográfica para el embalse TR.





11-6-2014



10-7-2014



23-7-2014



30-7-2014



12-8-2014



27-8-2014

**Imagen 23.** *Secuencia fotográfica de la evolución de las algas en el embalse la Trinchera (TR) durante los tres meses de estudio.*

En la imagen 23, se muestra una evolución del crecimiento de macroalgas en el embalse de TR. Solo se pudo observar un poco de suciedad los días 11 de junio y 12 de agosto. Esto puede ser debido a los vientos predominantes.

Para determinar el bio-volumen de biomasa (algas) que puede quedar retenida en los filtros durante el filtrado, se puede aplicar un modelo empírico que relacione el pigmento clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ ) y el bio-volumen geométrico algal

(mm<sup>3</sup>/L). En la literatura, existen una gran variedad de modelos para determinar biomasa a partir de registros de Cl-a. La tabla 3 presenta alguno de los modelos publicados en la bibliografía.

**Tabla 3.** Modelos publicados en la bibliografía para relacionar la concentración de clorofila-a y el bio-volumen de algas.

Autor	Modelo	R <sup>2</sup>
Hernández et ál. (2008)	Cl-a = 0,82 * BV + 0,24	0,72
Vörös y Padisák (1991)	Cl-a = 2,32 * BV + 0,77	0,70
Vörös y Padisák (1991)	Cl-a = 3,55 * BV - 0,17	0,92
Vörös y Padisák (1991)	Cl-a = 2,74 * BV + 13,64	0,84
Vörös y Padisák (1991)	Cl-a = 3,88 * BV + 0,86	0,81
Felip y Catalán (2000)	Cl-a = 4,036 * (BV) <sup>0,66</sup>	0,70

En este estudio, se ha determinado el bio-volumen de algas del embalse mediante el modelo propuesto por Felip y Catalán, 2000. La tabla 4 muestra el bio-volumen de algas en el embalse de SJ y la tabla 5 en el embalse de la TR. El volumen del embalse de SJ es 42.000 m<sup>3</sup> y el de la TR es 324.000 m<sup>3</sup>.

**Tabla 4.** Bio-volumen de algas en el embalse de San Javier.

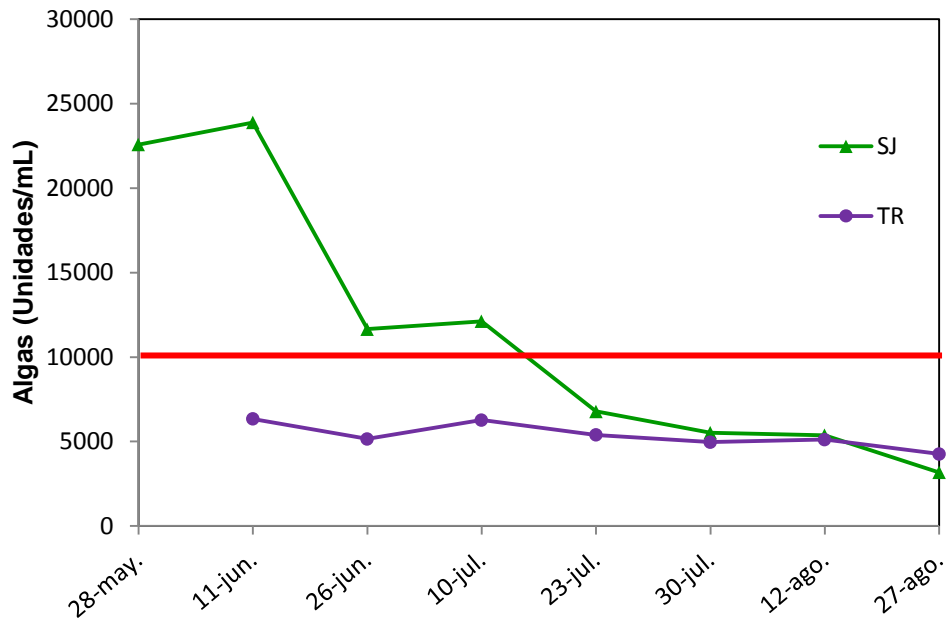
Fecha muestreo	Clorofila-a (µg/L)	Bio-volumen algas (mm <sup>3</sup> /L)	Bio-volumen algas en balsa (m <sup>3</sup> )
28 de mayo	35,00	26,39	1,11
11 de junio	40,00	32,30	1,36
26 de junio	3,29	0,73	0,031
10 de julio	7,00	2,30	0,10
23 de julio	6,54	2,08	0,087
30 de julio	3,78	0,91	0,038
12 de agosto	2,96	0,62	0,026
27 de agosto	3,44	0,78	0,033

**Tabla 5.** Bio-volumen de algas en el embalse Trinchera.

Fecha muestreo	Clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ )	Bio-volumen algas ( $\text{mm}^3/\text{L}$ )	Bio-volumen algas en balsa ( $\text{m}^3$ )
28 de mayo	1,93	0,33	0,11
11 de junio	14,94	7,27	2,36
26 de junio	8,20	2,93	0,95
10 de julio	11,22	4,71	1,53
23 de julio	3,14	0,68	0,22
30 de julio	4,10	1,02	0,33
12 de agosto	11,44	4,85	1,57
27 de agosto	7,85	2,74	0,89

Es interesante señalar que el embalse SJ obtuvo una reducción del bio-volumen de algas de aproximadamente el 97%, debido principalmente a las limpiezas manuales efectuadas cada mes aproximadamente, mientras que el embalse de la TR presentó altos incrementos. Estos datos hacen referencia a microalgas que como se ha observado en la Figura 8, el embalse TR presentó valores ligeramente superiores a los del embalse SJ. No obstante, en cuanto a macroalgas, a nivel visual, el embalse de SJ normalmente presentó una cantidad significativamente mayor que el embalse TR.

La Figura 9 muestra la concentración de microalgas (analizadas en laboratorio) presentes en los dos embalses en el periodo del estudio.



**Figura 9.** Evolución de las microalgas analizadas en laboratorio en los dos embalses en los tres meses de estudio.

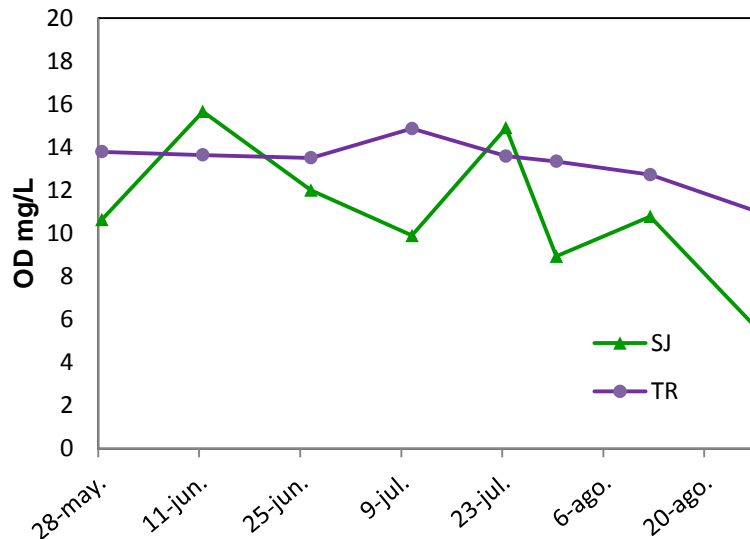
Según los valores de la Tabla 6 (Nakayama, 1986; Nakayama and Bucks, 1981; Nakayama and Bucks, 1991), se puede observar que en el embalse SJ se obtuvieron concentraciones de microalgas que entrañan un peligro de obturación de filtros medio, mientras que en el embalse TR, se obtuvieron concentraciones de microalgas que suponen un riesgo bajo de obturación de filtros. Estos valores coinciden con los valores de clorofila presentados en la figura 8.

**Tabla 6.** Tabla orientativa de nivel de algas existentes para producir obturación de filtros.

Tabla orientadora	PELIGRO DE OBTURACIÓN DE FILTROS		
Muestra	BAJO	MEDIO	ALTO
NIVEL DE ALGAS	0-10.000	10.000-50.000	>50.000

#### 4.2.4. Oxígeno disuelto en el agua

La figura 10 muestra la evolución del oxígeno disuelto (OD), registrado con la sonda multiparamétrica, en los dos embalses analizados durante el periodo de estudio.



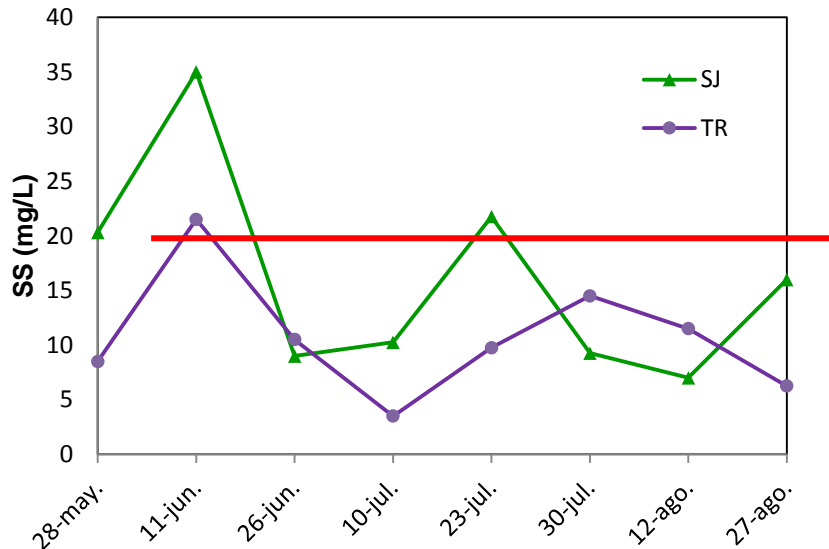
**Figura 10.** Evolución del oxígeno disuelto en los dos embalses durante los tres meses de estudio.

La concentración de OD se mantuvo a niveles cercanos a la saturación (>5 mg/L) (Montalvo, et ál., 2008). Esto se atribuyó a las frecuentes renovaciones del agua en los embalses. En el embalse TR, se obtienen valores más estables de OD debido a que su volumen es mayor y por lo tanto, su regulación es más homogénea. En cambio, el embalse SJ presenta valores inferiores de OD, posiblemente debido al consumo de oxígeno producido por la descomposición de la materia orgánica que proviene de las macroalgas muertas (Maestre-Valero y Martínez-Álvarez, 2010).

Aunque al final de la experimentación, se observó un valor de OD cercano a 4 mg/L en SJ, estos valores continúan siendo superiores a los indicados en bibliografía para una situación de hipoxia (2 mg/L) (Maestre-Valero et ál., 2009).

#### 4.2.5. Sólidos en suspensión

La Figura 11 muestra los valores de los sólidos en suspensión (SS) para cada día de muestreo durante los tres meses de estudio.

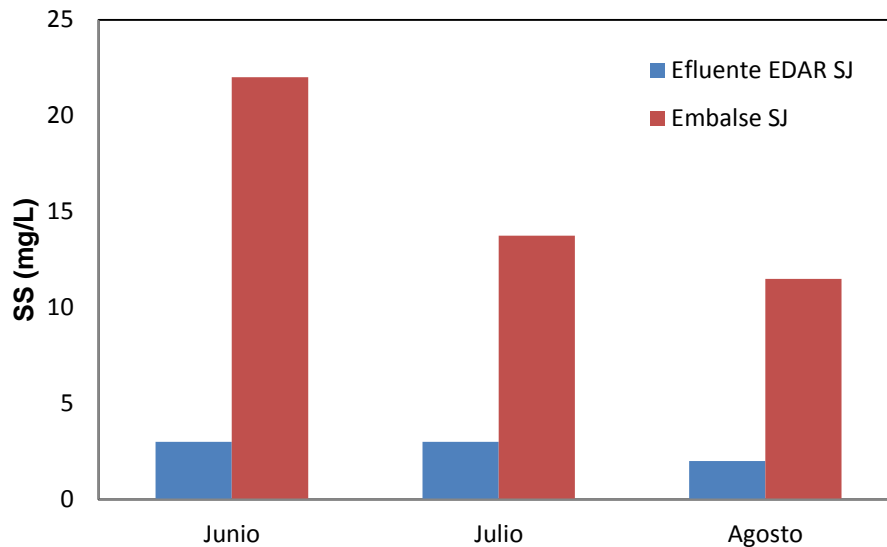


**Figura 11.** Evolución de los sólidos en suspensión para los dos embalses durante los tres meses de estudio. La Línea horizontal denota el máximo nivel de sólidos en suspensión para riego calidad 2.1 según Real Decreto 1620/2007.

Durante el periodo de experimentación, los sólidos en suspensión variaron entre 3-35 mg/L. El valor máximo admisible, según el Real Decreto 1620/2007 de 7 de diciembre por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, para el uso agrícola más restrictivo (2.1) es de 20 mg/L. Este valor se supera en el embalse de SJ hasta un valor de 35 mg/L, correspondiente a valores elevados de micro y macroalgas antes de la limpieza de la balsa en Junio (Figura 11). Aunque según Lazarova and Bahri (2005), los sólidos en suspensión y la demanda de oxígeno se reducen durante el almacenamiento de las aguas regeneradas, en nuestra experiencia, al comparar los valores obtenidos de los efluentes de la depuradora y los obtenidos en el embalse (Figura 12), se detectó un aumento de los SS durante el almacenamiento. Éste se atribuyó principalmente al crecimiento de algas que durante el proceso de limpieza manual del embalse se rompieron y quedaron suspendidas y a la ubicación del embalse en una zona agrícola de gran actividad donde existe un intensivo laboreo que provoca gran cantidad de

suciedad en suspensión que se arrastra hasta el embalse provocando el aumento de sólidos en el mismo.

En la Figura 12 se muestra un diagrama de barras comparativo de los sólidos en suspensión del efluente de la EDAR de SJ y de los sólidos en suspensión presentes en el embalse de SJ durante los tres meses del estudio.



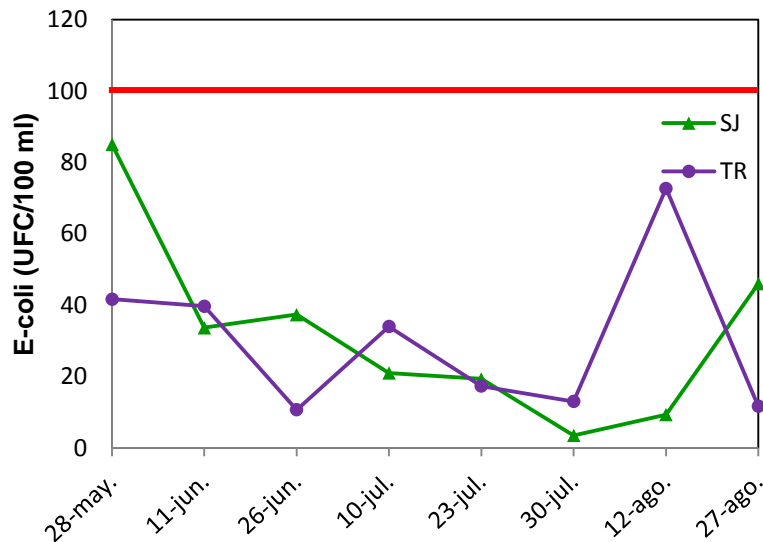
**Figura 12.** Diagrama de bloques de los SS en el efluente de la EDAR de SJ y de los SS en el embalse de SJ.

Se puede observar que durante el almacenamiento del agua regenerada en el embalse SJ, aumentó la cantidad de SS con respecto a los observados en el agua regenerada a la salida de la EDAR, tal y como se ha comentado anteriormente.

La cantidad de SS disminuyó a lo largo de la experimentación debido probablemente a la frecuente renovación del agua en el embalse y al aumento de los volúmenes de agua gestionados por la EDAR en la época estival.

#### 4.2.6. Presencia de *E-coli*

La figura 13 muestra los valores obtenidos para cada muestreo en el análisis microbiológico.



**Figura 13.** Evolución de la *E-coli* en los dos embalses durante los tres meses de estudio. La recta horizontal denota el máximo nivel de *E-Coli* para riego calidad 2.1 según Real Decreto 1620/2007.

En la Figura 13, se observa que todos los valores de *E-coli* registrados en los dos embalses para cada día de muestreo, se encuentran bajo el valor máximo admisible del Real Decreto 1620/2007 de 7 de diciembre (100 UFC/100 mL).

Según los datos de *E-Coli* que se obtuvieron del efluente de la depuradora (<100UFC/100 mL) (ESAMUR, 2014), se pudo observar que no se produce un aumento de la *E-Coli* en el almacenaje del agua en el embalse SJ.

#### 4.2.7. pH y turbidez

El pH se mantuvo estable, para los dos embalse estudiados, en torno a un valor de pH = 8 (datos no mostrados). El pH del agua en los embalses experimentados se mantuvo dentro del rango beneficioso para el desarrollo de algas (pH entre 7 y 9) (Ballart, X., 2005) y típico de las aguas de riego de la Región de Murcia (Nolasco, et ál., 2005).

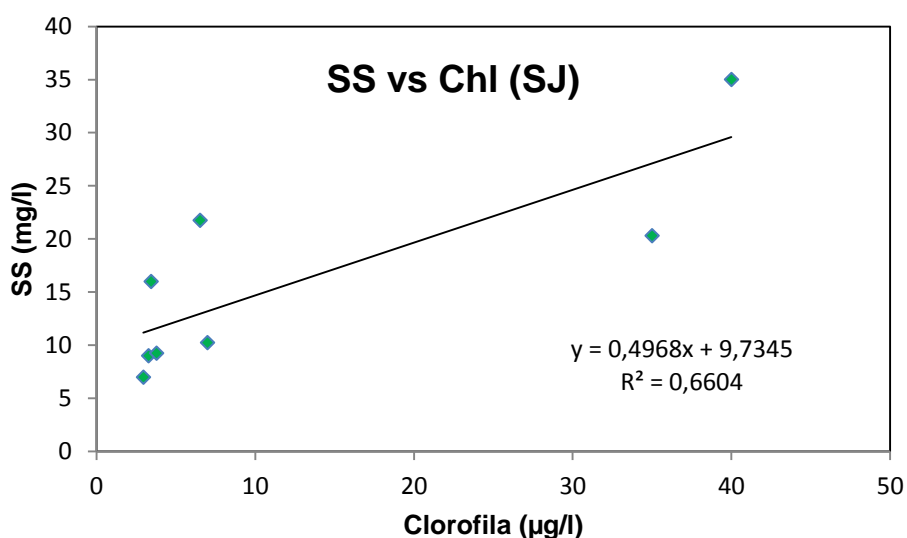
En cuanto a la turbidez, se obtuvieron durante toda la experiencia valores inferiores a 7,5 NTU, siendo el valor máximo admisible, según el Real Decreto 1620/2007 de 7 de diciembre, de 10 NTU (datos no mostrados).



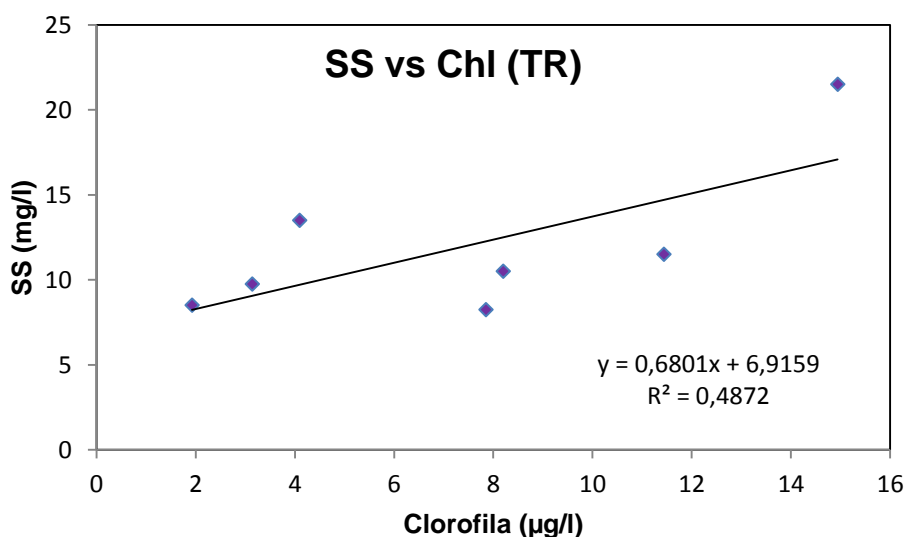
### 4.3. Otras relaciones de interés

#### 4.3.1. Sólidos en suspensión vs clorofila

Las figura 14 y 15 muestran la relación entre los sólidos en suspensión y la clorofila-a para los dos embalses estudiados.



**Figura 14.** Sólidos en suspensión (mg/L) vs Clorofila (microalgas) (µg/L)



**Figura 15.** Sólidos en suspensión (mg/L) vs Clorofila (microalgas) (µg/L)

Se observó que el aumento de SS es directamente proporcional al aumento de la Cl-a. En el caso del embalse SJ, esta relación SS vs Cl-a permitió explicar un 66% de la varianza, correspondiéndose el otro 34% con

suciedad y otras partículas diferentes a elementos fotosintéticos en la balsa. En el caso del embalse TR, estas dos variables presentaron un porcentaje de explicación de la varianza del 49%.

### 4.3.2. Algas vs clorofila

Las figura 16 y 17 representan la concentración de algas medidas en el laboratorio con el valor de la Cl-a obtenida con la sonda multiparamétrica.

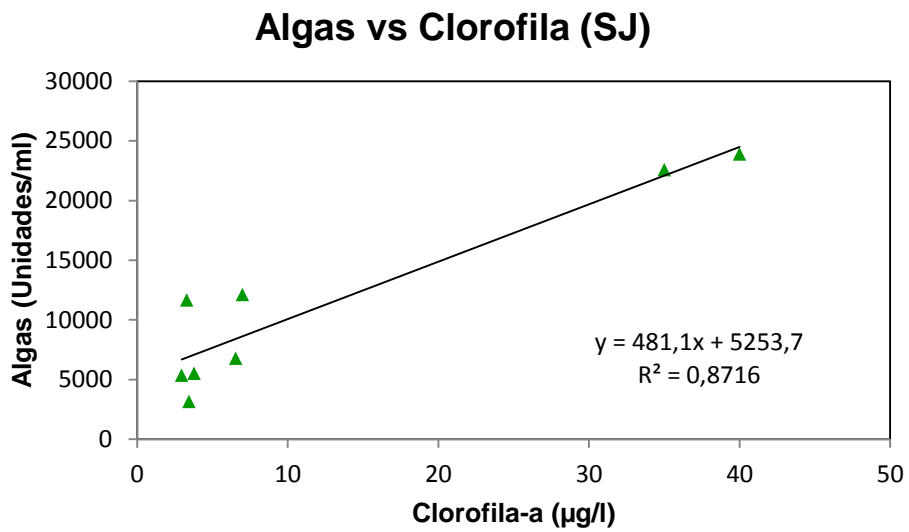


Figura 16. Algas (unidades/mL) vs clorofila-a (µg/L)

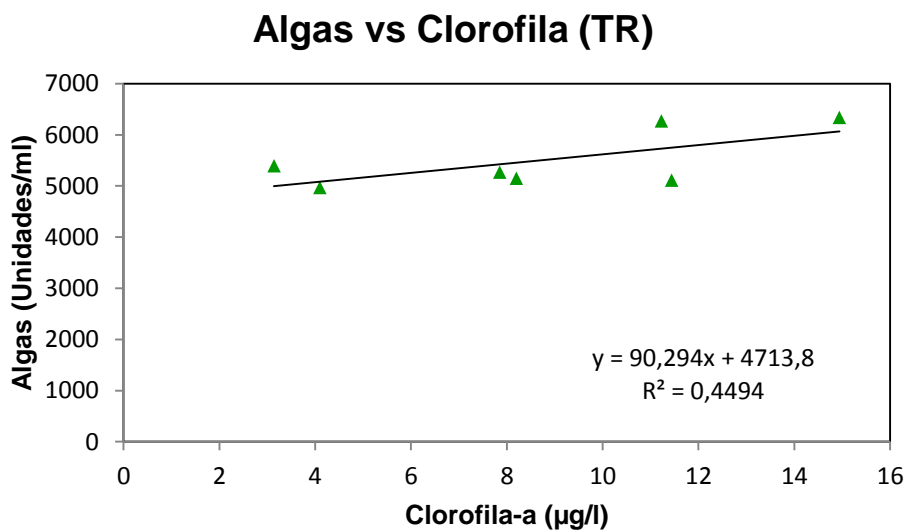
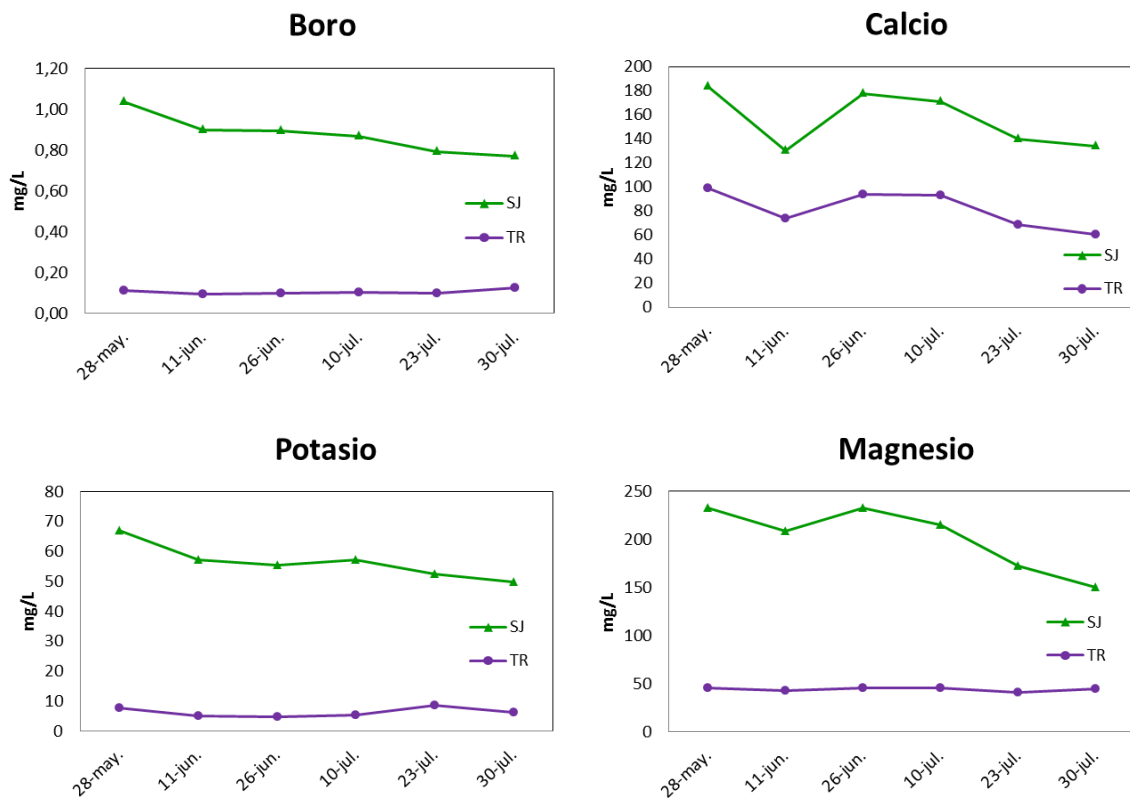


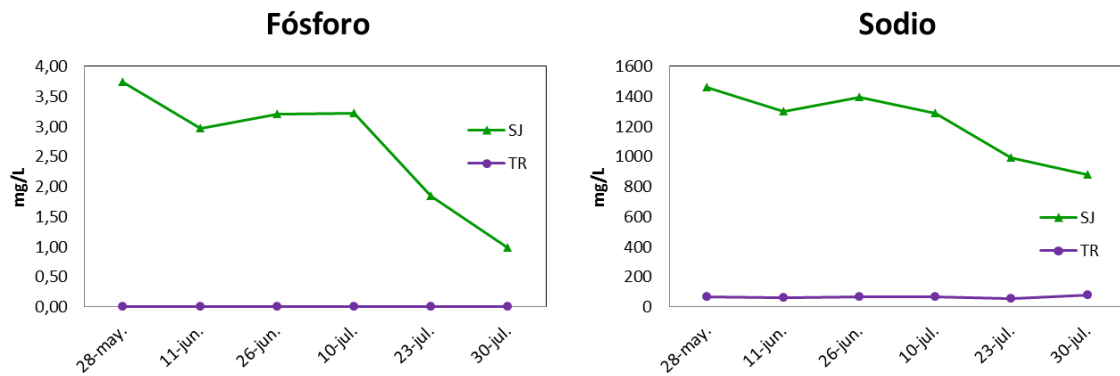
Figura 17. Algas (unidades/mL) vs clorofila-a (µg/L)

En la figura 16 y 17 se observó una buena correlación entre los valores de Cl-a registrados con la sonda multiparamétrica, y los medidos en el laboratorio, siendo para SJ, el porcentaje de explicación de la varianza del 87% y para la TR, del 45%.

#### 4.4. Concentraciones de macronutrientes, micronutrientes y metales pesados en el agua

La Figura 18 a-f muestra las concentraciones de algunos macronutrientes (Na, K, Ca, Mg), micronutrientes (Fe, B, Mn) y metales pesados (Ni, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) presentes en el agua de los embalses SJ y TR durante los tres meses de estudio.





**Figura 18 a-f.** Evolución de distintos elementos químicos en el agua de los dos embalses durante el periodo de estudio.

La concentración de macronutrientes, micronutrientes y metales pesados en el embalse SJ fue siempre superior a los del embalse de TR debido a la presencia en el embalse SJ de agua regenerada.

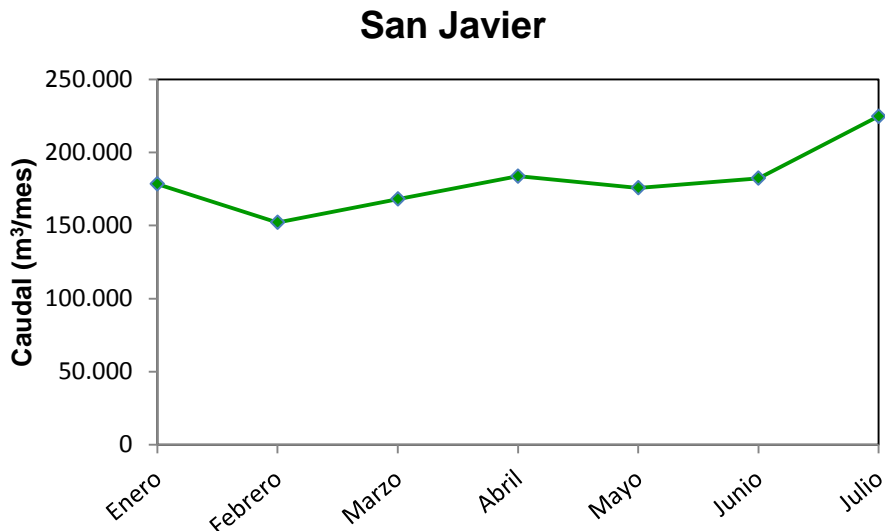
Los nitratos en el embalse de SJ (dato no mostrado) presentaron valores menores (<4 mg/L) a los valores presentes en el efluente de la depuradora de SJ (ESAMUR, 2014). Al igual que los nitratos, los fosfatos (dato no mostrado) que se encontraban en el efluente de la depuradora, presentaban valores menores que los que se encontraban en el embalse de SJ (>4 mg/L).

En el caso de los elementos fitotóxicos, los cloruros ( $\approx 2000$  mg/L) y el sodio ( $\approx 1300$  mg/L) presentaron concentraciones muy superiores en el embalse SJ, a los descritos por Pound and Crites, 1973, para efluentes de depuradoras cuyos rangos son entre 40-200 mg/L para los cloruros, y entre 50-250 mg/L para el sodio. En cuanto al boro, el máximo valor en el embalse de SJ alcanzó el valor de 1 mg/L. Cuando el agua de riego contiene concentraciones de boro similares al valor registrado, en algunos de ellos como naranjo, melocotonero, alcachofa, etc. estos pueden mostrar toxicidad (Navarro, 2010).

La concentración de estos iones fitotóxicos ya comentados, B y Cl, en el embalse SJ se encontraron por encima de los umbrales para la restricción de su uso (<0,7 mg/L y <140 mg/L, respectivamente) según lo sugerido por Ayers y Wetcot (1985). Las concentraciones de metales pesados (Co, Ni, Pb, Zn, Cd

y Cr) se encontraron todas ellas por debajo de los niveles tóxicos (<0,05, <0,2, <5, <2, <0,010 y <0,10 mg/L, respectivamente) (Navarro, 2010).

Se observa en la Figura 18, que la concentración de todos los elementos químicos disminuye con el tiempo debido al aumento del caudal de los embalses (Figura 19).



**Figura 19.** Evolución del caudal a lo largo del año.

Los elementos químicos presentaron mayores concentraciones en el embalse SJ al ser agua regenerada. Para el caso de los macronutrientes, el agua del embalse SJ es beneficiosa ya que al presentar mayor valor de nutrientes puede permitir ahorrar en fertilizantes. Por el contrario, en el caso de Na, Cl y B, su alta presencia puede provocar efectos perjudiciales en las plantas y en el suelo, reducción de la permeabilidad del suelo, toxicidad en plantas con pérdida de rendimiento, (Navarro, 2010).

Al presentar las aguas regeneradas altas concentraciones de elementos químicos, se debe recurrir a mezclar esta agua con un agua de una fuente de buena calidad para poder utilizarla para riego.

#### **4.5. Análisis químico y nutricional de las algas en los embalses**

Durante el periodo de ensayo, se localizaron dos tipos de algas distintas (*Potamogeton pectinatus* y *Cladophora glomerata*), las cuales se procedió a su identificación y caracterización.

#### 4.5.1. Análisis químico

*Potamogeton pectinatus* y *Cladophora glomerata*, son las dos algas presentes en los embalses SJ y TR. La Tabla 7 muestra los valores de macronutrientes, micronutrientes y metales pesados obtenidos en el análisis de ICP que se realizó a los dos tipos de algas.

**Tabla 7.** Macronutrientes y micronutrientes de las algas obtenidos mediante ICP

Alga	B (mg/Kg)	Ca (g/100g)	Cu (mg/Kg)	Fe (mg/Kg)	K (g/100g)
<i>Cladophora glomerata</i>	90,1	5,04	8,8	150,0	3,18
<i>Potamogeton pectinatus</i>	44,3	1,04	10,4	378,3	6,33
Alga	Mg (g/100g)	Mn (mg/Kg)	Na (g/100g)	P (g/100g)	S (g/100g)
<i>Cladophora glomerata</i>	1,24	158,5	0,43	0,69	1,66
<i>Potamogeton pectinatus</i>	0,54	2141,5	2,95	0,72	0,78

Los dos elementos fitotóxicos presentes en los dos tipos de algas, boro y sodio, mostraron el boro mayor concentración para *Cladophora glomerata* y el sodio, para *Potamogeton pectinatus*.

La existencia de estos elementos químicos en los dos tipos de algas, se verificó previamente en la bibliografía (Quiral, et ál., 2012).

#### 4.5.2. Análisis nutricional

Los valores que se han obtenido (Tabla 8), en el análisis nutricional, para *Potamogeton pectinatus* y *Cladophora glomerata* son:

**Tabla 8.** Análisis nutricional de los dos tipos de algas presentes en los embalses del estudio.

Tipo alga	% humedad	% proteínas	% grasa	% fibra	% cenizas	% hidratos de carbono
<i>Potamogeton pectinatus</i>	94,54	1,00	0,12	2,47	1,29	3,05
<i>Cladophora glomerata</i>	94,30	1,04	0,06	2,36	1,59	3,02

Como se observa en la Tabla 8, ambos tipos de algas presentaron composiciones nutricionales similares aunque con porcentajes muy bajos; excepto para la humedad.

Con respecto a otros estudios (Quiral, et ál., 2012), las algas en general, contienen una alta concentración de hidratos de carbono (20-70%) valor muy superior al de nuestras algas (3%), una proporción de fibra dietética considerable (36-60% de su materia seca) con respecto al que presentaron estos las de los embalses de estudio (2,4%).

La tabla 9 muestra los valores obtenidos en otros estudios realizados a distintos tipos de algas.

**Tabla 9.** Composición química de algas (g/100 g base seca)

Alga	Proteínas	Lípidos	Cenizas	Fibra dietética total	Referencia
<i>Grateloupia turuturu</i>	22,9±2,0	2,6±0,1	18,5±0,6	60,4±2,3	Denis, 2010
<i>Ulva clathrata</i>	20,1±0,1	2,2±0,1	27,5±0,2	40,6	Peña-Rodriguez, 2011
<i>Ulva lactuca</i>	27,2±1,1	0,3±0,0	11,0±0,1	60,5	Ortiz, 2006
<i>Ulva lactuca</i>	8,46±0,01	7,87±0,1	19,59±0,51	54,90±0,95	Yaich, 2011
<i>Durvillaea antártica (tallo)</i>	11,6±0,9	4,3±0,6	25, ±2,5	-	Ortiz, 2006
<i>Laminaria saccharina</i>	25,70±0,11	0,79±0,07	34,78±0,08	-	Gómez-Ordóñez, 2010
<i>Hizikia fusiforme</i>	10,9±1,0	1,4±0,1	-	62,5±0,7	Dawczynski, 2007

Comparando los valores nutricionales de algunas algas (Tabla 9) con los que se obtuvieron para los dos tipos de algas presentes en los embalses de este estudio (Tabla 8), se pueden observar valores inferiores, para todos los parámetros nutricionales analizados, en nuestros dos tipos de algas con respecto a los tipos de algas presentes en la Tabla 9.

La calidad nutritiva de algas marinas junto al alto contenido de compuestos bioactivos con efecto saludable, son dos razones importantes para aumentar su consumo. Además, las algas poseen propiedades tecnológicas propias de estructuras proteicas lo que permite su incorporación en alimentos cárnicos y en pastas, manteniendo o mejorando su calidad sensorial, nutritiva y saludable (Quiral, et ál., 2012). Sin embargo, estos dos tipos de algas estudiados, no desempeñarían un papel importante desde el punto de vista nutricional para alimentación por sus bajos valores pero por ser su composición pobre, posiblemente si se podrían emplear como fertilizantes para los cultivos dada su composición nutricional.



## 5. Conclusiones

- El agua regenerada producida en la Región de Murcia contiene elevada concentración de sales. Se recomienda la mezcla con agua de buena calidad para su uso en la agricultura. Por tanto, el uso del agua regenerada podría aconsejarse bajo un manejo adecuado de la misma.
- El uso del agua regenerada no entraña ningún riesgo microbiológico por *E-coli* o por turbidez pues sus valores se encuentran por debajo del valor máximo admisible, según el Real Decreto 1620/2007 de 7 de diciembre durante el periodo experimental. La concentración de sólidos en suspensión también se encontró por debajo del valor de dicho Real Decreto.
- Los micronutrientes, macronutrientes y metales pesados presentaron un aumento de su concentración en el almacenaje con respecto a la que presentaron en el efluente de la depuradora.
- Los registros de clorofila-a son un buen indicador de los sólidos en suspensión y de microalgas en los embalses.
- *Potamogeton pectinatus* y la *Cladophora glomerata*, son pobres desde el punto de vista nutricional no siendo su uso en fertilización o como alimento animal beneficioso.



## 6. Bibliografía

- Asano, T., 1998. Editor. Wastewater Reclamation and Reuse. Vol. 10. Water Quality Management Library. Technomic Publishing Inc. Lancaster, PA EE.UU.
- Asano, T., Metcalfe & Eddy/Aecom 2007. Water reuse: issues, technologies, and applications, New York [etc.], McGraw-Hill.
- Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1985. Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage. Paper 29, FAO, Rome, 174 pp.
- Ballart-Guasch, X., 2005. Revista profesional de tecnología y equipamiento de ingeniería ambiental, ISSN 1133-4665, Año nº 15, Nº 155, 2005. Págs. 37-40.
- Bentivegna D. J., Sabbatini M. R., Fernández O.A. and Svachka O., 1997. Control de Potamogeton pectinatus L. con acroleína en canales de riego del valle inferior del Río Colorado, Argentina. SBCPD.
- Chapman, V. & Chapman, D.J. (1980). "Seaweeds and their uses". Ed. Chapman and Hall, 3ª Edición, Nueva York.
- Chisti Y. Biodiesel from microalgae. Biotechnology Advances, 2007; 25: 294-306.
- CHS, 2007. Estudio General sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura. Confederación Hidrográfica del Segura, Murcia. Disponible en: [www.chsegura.es](http://www.chsegura.es)
- CHS, 2014. Estudio General sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura. Confederación Hidrográfica del Segura, Murcia. Disponible en: [www.chsegura.es](http://www.chsegura.es)
- Dawczynski, C.; Schubert, R.; Jahreis, G., 2007. Amino acids, fatty acids and dietary fibre in edible seaweed products. Food Chem; 103:891-9.
- Denis, C.; Moránçais, M.; Li, M.; Deniaud, E.; Gaudin, P.; Wielgosz-Collin, G.; Barnathan, G.; Jaouen, P.; Fleurence, J., 2010. Study of the chemical composition of edible red macroalgae Grateloupia turuturu from Brittany (France). Food Chem; 119:913-7.
- Entidad Regional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales de Murcia (ESAMUR), 2014. Disponible en: [www.esamur.com](http://www.esamur.com)

- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2014. Disponible en: [www.fao.org](http://www.fao.org)
- FAO, informe sobre temas hídricos, 2014. Afrontar la escasez de agua. Un marco de acción para la agricultura y la seguridad alimentaria.
- Felip, M., & Catalan, J., 2000. The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima. *Journal of Plankton Research* 1 91–105.
- Fereres, E. y Soriano, M<sup>a</sup> A., 2007. Deficit irrigation for reducing agricultural water use. Instituto de Agricultura sostenible, CSIC, Córdoba y Departamento de Agronomía, Universidad de Córdoba, España.
- García, M.E. y Aboal, M., 2014. Environmental gradients and macroalgae in Mediterranean marshes: the case of Pego-Oliva marsh (East Iberian Peninsula). *Science of the Total Environment*, 475, 216-224.
- Gómez-Ordóñez, E.; Jiménez-Escrig, A.; Rupérez, P., 2010. Dietary fibre and physicochemical properties of several edible seaweeds from the northwestern Spanish coast. *Food Res Int*; 43:2289-94.
- Grobicki, A. y Cohen, B., 1999. A flow balance approach to scenarios for water reclamation. *Water SA*. Vol. 25. No. 4.
- Hernández, E., Aguirre, N.J., Palacio. J.A., 2011. Relationship between chlorophyll a pigment and algal geometric biovolume determination in a floodplain lake (Ciénaga Ayapel, Córdoba- Colombia). *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia* N.º 60 pp. 159-169.
- Iglesias, R. and Ortega E., 2008. Present and future of wastewater reuse in Spain. *Desalination*. 218: 105-119.
- Instituto Español de Oceanografía. La fauna asociada al alga verde *Cladophora glomerata* es mayor de lo considerado hasta ahora. 2014. Ministerio de Economía y Competitividad.
- Lazarova, V. y Bahri, A. 2005. *Water reuse for irrigation: agriculture, landscapes and turf grass*. CRC Press. USA.
- Maestre Valero, José Francisco (2011). Efectos de la aplicación de coberturas de sombreado suspendidas sobre balsas de riego. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena.

- Maestre-Valero, J. F., Martínez-Alvarez, V., 2010. Effectos of drip irrigation systems on the recovery of dissolved oxygen from hypoxic water.
- Maestre-Valero, J. F., Martínez-Alvarez, V., Gallego-Elvira, B., 2009. Effects of suspended shade-cloth cover on the water quality of agricultural water reservoirs for irrigation, International Symposium of the Australian Society for Engineering in Agriculture. Personal communication.
- Mantovani, P., Asano, T. and Okum, D.A. 2001. Managing practices for Nonpotable Water Reuse, Project 97-IRM-6, Water Environmental Research Foundation, Alexandria, VA.
- Martínez-Alvarez, V., González-Real, M. M., Baille, A., Maestre-Valero, J. F., Gallego-Elvira, B., 2008. Regional assessment of evaporation from agricultural irrigation reservoirs in a semiarid climate. *Agr. Water Manage.* 29, 1056–1066.
- Menéndez, M. y Sánchez, A., 1998. Season variations in P-I responses of *Chara hispida* L. and *Potamogeton pectinatus* L. from stream mediterranean ponds. Department Ecology, University of Barcelona. Elsevier, *Aquatic botany* 61, 1-15.
- Montalvo, J.F.; García, I.; Loza, S.; Esponda, S.C.; César, M. E.; González, R.; Hernández, L., 2008. Oxígeno disuelto y materia orgánica en cuerpos de aguas interiores del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. Serie Oceanológica. No. 4.
- Mujeriego, R. (ed.) 1990. Manual Práctico de Riego con Agua Residual Municipal Regenerada, Edicions de la Universitat Politécnica de Catalunya, Barcelona (Traducción al español por Pettygrove and Asano, 1985).
- Murcott, T.S., 1995. Ecatepec Pilot Plant and jar test results with aluminium sulphate and polymer, Massachusetts Institute of Technology.
- Naciones unidas, Departamento de asuntos económicos y sociales de Naciones Unidas, 2014. [www.un.org/es](http://www.un.org/es)
- Nakayama, F. S. and Bucks, D.A., 1981. Emitter clogging effects on trickle irrigation uniformity. *Trans. ASAE* 24(1): 77-80.

- Nakayama, F.S. and Bucks, D.A., 1991. Water quality in drip/trickle irrigation: A review, *Irrig. Sci.* 12:187-192.
- Nakayama, F.S., 1986. Water treatment. In: Nakayama, F. S. and Bucks, D.A. (Eds.). *Trickle Irrigation for Crop Production*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, Netherlands. Pp. 164-187.
- Navarro, T.M., 2010. Reutilización de aguas regeneradas. Aspectos tecnológicos y jurídicos. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua.
- Nolasco, J.; Outeiriño, A.; Monzó, J.; González, A.; López, J., 2005. Fertilización en hortalizas de hoja. Aplicación de fertilizantes de liberación controlada en el cultivo de lechuga de la Región de Murcia.
- Ortiz, J.; Romero, N.; Robert, P.; Araya, J.; López-Hernández, J.; Bozzo, C.; Navarrete, E.; Osorio, A.; Rios, A., 2006. Dietary fiber, amino acid, fatty acid and tocopherol contents of the edible seaweeds *Ulva lactuca* and *Durvillaea antártica*. *Food Chem*; 99: 98-104.
- Ortiz, J., 2011. Composición Nutricional y Funcional de las Algas Clorofíceas Chilenas: *Codium fragile* y *Ulva lactuca*. Facultad de ciencias químicas y farmacéuticas. Universidad de Chile.
- Peña-Rodríguez, A.; Mawhinney, T.; Ricque-Marie, D.; Cruz-Suárez, E., 2011. Chemical composition of cultivated seaweed *Ulva clathrata* (Roth) C. Agardh. *Food Chem*; 129:491-8.
- Pound, C.E. and Crites, R., 1973. *Wastewater Treatment and Reuse by Land Application*, Volume I, 96p.
- Queensland Water Recycling Strategy, 2001. Queensland Water Recycling Strategy: An Initiative of the Queensland Government, The State of Queensland, Environmental Protection Agency, Queensland, Australia.
- Quiral, V., Morales, C., Sepúlveda, M. y Schwartz, M., 2012. Propiedades nutritivas y saludables de algas marinas y su potencialidad como ingrediente funcional.
- Ramírez, B. y Pizarro, E., 2005. Distribución de clorofila a y feopigmentos en los canales australes chilenos comprendidos entre Puerto Montt y la Laguna San Rafael, Chile. *Escuela de las Ciencias del Mar, Universidad Católica de Valparaíso. Cienc. Tecnol. Mar*, 28(1): 45-62.

- Ramos, C., 1996. El riego con aguas residuales. Aprovechamiento del agua depurada en la Comunidad Valenciana. Sanejament d'Aigües-Generalitat Valenciana (eds) pp. 49-63.
- Real Decreto 1620/2007 de 7 de diciembre por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, 2014.
- Santelices, Bernabé. (1991). "Catálogo de las algas marinas bentónicas de la costa temperada del Pacífico de Sudamérica". Ed. Universidad Católica de Chile; 1º Edición; Chile.
- Seguí, L.A. 2004. Sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales. Metodología para el análisis Técnico-Económico y casos. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Cataluña, España. 256pp.
- Singh S, Goyal D. Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Bioresources Technology*. 2007; 98:2343-2357.
- Spolaore P, Joannis-Cassan C, Duran E, Isambert A., 2006. Commercial applications of microalgae. *Journal of Biosciences and Bioengineering*. 101:87-96.
- Steller, DL; Hernández-Ayón, JM; Cabello-Pasini, A., 2007. Efecto de la temperatura sobre las tasas de fotosíntesis, crecimiento y calcificación del alga coralina de vida libre *Lithophyllum margaritae*. *Ciencias Marinas*, 33(4): 441-456.
- Trang, D.T., Van der Hoek, W., Cam, P.D., Vinh, K.T., Hoa, N.V. and Dalsgaard, A., 2006. Low risk for helminth infection in wastewater-fed rice cultivation in Vietnam. *J. Water Health*. 4: 321–331.
- Trang, D.T., Van Der Hoek, W., Tuan, N.D., Cam, P.D., Viet, V.H., Luu, D.D., Konradsen, F. and Dalsgaard, A., 2007. Skin disease among farmers using wastewater in rice cultivation in Nam Dinh, Vietnam. *Trop. Med. Int. Health*, 12 (s2): 51-58.
- Ugwu C, Ogbonna J, Takana H., 2005. Characterization of light utilization and biomass yields of *Chlorella sorokiniana* in inclined outdoor tubular photobioreactors equipped with static mixers. *Proceeds on Biochemistry*. 40:3406-3411.
- Van der Hoek, W., Ul Hassan, M., Ensink, J.H.J., Feenstra, S., Rashid-Sally, L., Munir, S., Aslam, M.R., Ali, N., Hussain, R., Matsuno, Y., 2002.

- Urban wastewater: a valuable resource for agriculture. In: Research Report 63, IWMI, Sri Lanka.
- Vörös, L. & Padisák, J., 1991. Phytoplankton biomass and chlorophyll-a in some shallow lakes in central Europe. *Hydrobiologia* 215, 111–119.
  - Wehr J, Sheath R. 2003, *Freshwater algae of North America: Ecology and classification*, Aquatic Ecology Series, Academic Press, San Diego.
  - Yaich, H.; Garna, H.; Besbes, S.; Paquot, M.; Blecker, C.; Attia, H., 2011. Chemical composition and functional properties of *Ulva lactuca* seaweed collected in Tunisia. *Food Chem*; 128:895-901.



