



FOTOBIORREACTOR CERRADO COMO MÉTODO DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

Memoria presentada para optar al grado
de *Doctor en Ciencias Químicas*,
presenta y firma

Alberto Moreno Marín

DIRECTORES

Dra. Dña. Rosario Vaz Pardal

Dr. D. Julián Lebrato Martínez

Sevilla, Mayo 2008



FACULTAD DE QUÍMICA
Departamento de Cristalografía,
Mineralogía y Química Agrícola

**DÑA. ROSARIO VAZ PARDAL, SECRETARIA DEL
DEPARTAMENTO DE CRISTALOGRAFÍA, MINERALOGÍA Y
QUÍMICA AGRÍCOLA DE LA FACULTAD DE QUÍMICA DE LA
UNIVERSIDAD DE SEVILLA**

CERTIFICA:

Que la presente memoria de investigación titulada: “Fotobiorreactor cerrado como método de depuración de aguas residuales urbanas”, presentada por D. Alberto Moreno Marín para optar al grado de Doctor en Ciencias Químicas, ha sido realizada en el Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, bajo la dirección de la Dra. M^a del Rosario Vaz Pardal y el Dr. Julián Lebrato Martínez, reuniendo todas las condiciones exigidas a los trabajos de Tesis Doctorales.

Lo que firmo en Sevilla, a doce de abril de dos mil ocho, para que conste a los efectos oportunos.

A Lola, Ángela y Elena

La “ingeniería” del agua necesita del ingenio y aporte de todas las ciencias y disciplinas, que de manera directa e indirecta intervienen en el análisis de su problemática, por lo que asumen un COMPROMISO PÚBLICO de trabajar activamente en la construcción de propuestas alternativas y soluciones integrales que estén al servicio del desarrollo humano.

Carta de los Palacios.

El presente trabajo de investigación ha sido realizado en el seno del Grupo de Tratamiento de Aguas residuales (TAR), en la Escuela Universitaria de Ingenieros Técnicos Agrícolas de la Universidad de Sevilla.

Quisiera mostrar mi agradecimiento a la Dra. Dña. Rosario Vaz Parda y al Dr. D. Julián Lebrato Martínez, directores de esta Tesis, por el apoyo recibido durante los años en los que he realizado este trabajo y que me facilitaran todos los medios necesarios para su realización.

Al Profesor, y próximamente Dr., D. Alfonso J. Gutiérrez Cotro por el ánimo, el empuje y la colaboración para que iniciara y concluyera este proyecto. Asimismo, por la labor que ha realizado incorporando el área de la Depuración de Aguas Residuales a este Departamento y a esta Escuela.

A la Empresa Municipal de Abastecimiento y Saneamiento de Aguas de Sevilla, S.A. (EMASESA). Y especialmente a la EDAR de Ránilla y a su Director D. Enrique Toro por las facilidades para los muestreos necesarios en la realización de esta investigación.

A los compañeros del Grupo TAR, con los que he compartido vivencias e investigación que han resultado muy gratificantes.

Al Centro Experimental de Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA), y en especial a Isabel y a Nieves, por los conocimientos y la colaboración prestada en el ámbito de las Tecnologías No Convencionales de Depuración.

A la profesora Dña. Zoila Díaz Lifante, por su orientación y ayuda en el área de la microbiología y las microalgas.

A mis compañeros de investigación del laboratorio, especialmente a Ángela, por su apoyo y ayuda, y los momentos de café y tertulia.

A mis compañeros de trabajo, profesores del Área y amigos que me han dado el ánimo suficiente para llevar a cabo esta tarea, pese a los condicionantes laborales y personales.

A mi mujer y mis hijas, por el tiempo que no hemos compartido, por tener la cabeza “en el agua” y estar tantas horas en “el cuarto de papá”.

I INTRODUCCIÓN

I.1.	JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS DEL TRABAJO	3
I.2.	AGUAS RESIDUALES URBANAS	7
I.2.1.	Revisión de la legislación aplicable	7
I.2.2.	Composición de las aguas residuales urbanas	8
I.3.	DESINFECCIÓN DE AGUAS RESIDUALES	11
I.3.1.	Microorganismos patógenos	11
I.3.2.	Bioindicadores de contaminación por patógenos	13
I.3.3.	Sistemas de desinfección de aguas residuales	18
I.4.	DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS	31
I.5.	TRATAMIENTOS DE DEPURACIÓN DE BAJO COSTE	36
I.6.	DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES POR MICROALGAS Y ASOCIACIONES MICROALGAS /BACTERIAS	39
I.6.1.	Interacción alga-bacteria	40
I.6.2.	Algas presentes en las aguas residuales	48
I.6.3.	Depuración en sistemas basados en microalgas	54
I.6.4.	Depuración por bacterias	61
I.7.	SISTEMAS DE DEPURACIÓN BASADOS EN LA ACCIÓN DE MICROALGAS	64
I.7.1.	Sistemas abiertos	65
I.7.2.	Sistemas cerrados	71
I.7.3.	Parámetros de diseño de reactores cerrados	74
I.7.4.	Limitaciones que presentan las aguas depuradas por microalgas	86

I.8.	FOTOBIORREACTORES (FBR) A ESCALA DE LABORATORIO	89
I.9.	REUTILIZACIÓN AGRÍCOLA DE AGUAS RESIDUALES URBANAS REGENERADAS	91
I.9.1.	Pautas de control	92
I.9.2.	Medidas de control para la aplicación agrícola	100
I.9.3.	Consecuencias de la reutilización agrícola para el suelo y recursos hídricos	106
 II MATERIALES Y MÉTODOS		
II.1.	MUESTRAS	111
II.2.	MÉTODOS ANALÍTICOS	117
II.2.1.	Métodos de determinación de parámetros microbiológicos.	117
II.2.2.	Métodos de determinación de parámetros físico-químicos	120
II.3.	REACTOR Y CONDICIONES DE EXPERIMENTACIÓN	127
II.3.1.	Requerimientos iniciales	127
II.3.2.	Descripción del reactor	129
II.3.3.	Condiciones de experimentación	133
II.4.	DISEÑO EXPERIMENTAL	134
 III RESULTADOS Y DISCUSIÓN		
III.1.	MICROALGAS	145
III.2.	FOTOBIORREACTOR CERRADO COMO MÉTODO Terciario de depuración de aguas residuales urbanas	158
III.2.1.	Caracterización del agua procedente del decantador secundario	160
III.2.2.	Caracterización del efluente tratado en fotobiorreactor y rendimientos de depuración	162

III.2.3.	Metales	168
III.2.4.	Formación de H ₂ O ₂	170
III.2.5.	Parámetros físico-químicos medidos en continuo	171
III.2.5.1.	Discusión de los parámetros medidos en continuo	180
III.2.5.2.	Etapas del proceso	189
III.3.	FOTOBIOREACTOR CERRADO COMO MÉTODO SECUNDARIO Y TERCIARIO DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS	190
III.3.1.	Caracterización del agua procedente del decantador primario	192
III.3.2.	Caracterización del efluente tratado en fotobiorreactor y rendimientos de depuración	194
III.3.3.	Metales	198
III.3.4.	Parámetros físico-químicos medidos en continuo	199
III.3.4.1.	Discusión de los parámetros medidos en continuo	207
III.3.4.2.	Etapas del proceso	212
III.4.	EVALUACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE INTERÉS AGRÍCOLA	213
III.5.	CONSIDERACIONES FINALES	217
IV	CONCLUSIONES	223
V	BIBLIOGRAFIA	229
VI	ACRÓNIMOS	249
VII	ANEXOS	251

I. INTRODUCCIÓN

I.1. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS DEL TRABAJO

Las necesidades crecientes de agua para consumo implican un gasto cada vez mayor de un bien que se presenta como un recurso limitado. La demanda de aguas continentales se distribuye por usos tradicionales del agua entre los sectores:

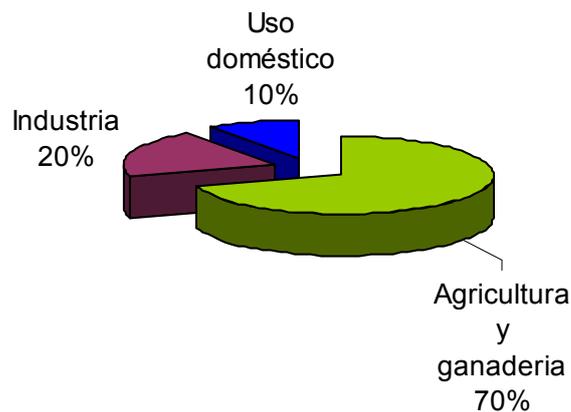


Figura I.1. Distribución porcentual de la utilización del agua por sectores.

Actualmente, la problemática existente en cuanto a las limitaciones de agua en muchos territorios, hace que las políticas de la mayoría de los países tengan líneas de actuación preferentes para la conservación de la calidad de las aguas continentales, el control en la emisión de residuos a los medios acuáticos y la gestión del uso y reutilización de los recursos hídricos.

La legislación española (R.D.L 11/1995) establece las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, obligando a depurar las aguas efluentes de todos los municipios con poblaciones superiores a 2000 habitantes-equivalentes, que debería haber sido de obligado cumplimiento antes del 1 de enero de 2006. Dichas aglomeraciones urbanas deberían contemplar la implantación de un sistema de depuración, que implique al menos un tratamiento secundario o equivalente de las aguas residuales.

Sin embargo, las características específicas de estos núcleos, en cuanto a bajo caudal efluente pero con grandes variaciones estacionales, limitaciones presupuestarias y falta de personal cualificado para el mantenimiento, hace que a menudo se presenten problemas en la implantación de los sistemas más indicados.

Los sistemas de depuración de aguas residuales urbanas basados en tecnologías que pueden llamarse como de bajo coste, no convencionales o ecológicas (dando nombre así a los tratamientos), basados en procesos naturales de autodepuración de las aguas, representan una opción para el tratamiento de los efluentes urbanos. Estos métodos incorporan una serie de ventajas por los menores requerimientos exigidos en cuanto a costes de construcción, gasto energético, mantenimiento y formación del personal de control del proceso, en comparación con los sistemas convencionales.

Los procesos de depuración basados en la acción de las microalgas consiguen resultados óptimos en la eliminación de microorganismos patógenos, presentes en las aguas residuales y procedentes de la actividad humana y animal, principalmente. Así, las lagunas de maduración, empleadas por el hombre desde hace muchos siglos como sistema de depuración, consiguen por la acción conjunta de las microalgas y la luz, el abatimiento de los agentes patógenos. Sin embargo, los altos requerimientos de superficie necesarios para este tratamiento, la alta influencia de la climatología y el tiempo de retención hidráulica alto, hace que solo pueda ser utilizado en pequeñas poblaciones que dispongan de grandes superficies de terreno para su utilización en depuración de aguas. Las referencias muestran resultados alentadores en la reducción de la carga orgánica en determinados medios colonizados por microalgas, por asimilación directa de compuestos orgánicos.

Por otra parte, los vertidos de las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas, tanto convencionales como no convencionales, que no están equipadas con tratamientos terciarios de desinfección, presentan el problema de la incorporación al medio acuático de gran cantidad de microorganismos. Entre esta población microbiológica se encuentran especies potencialmente patógenas para los seres humanos, que incluyen virus, bacterias y protozoos de procedencia fecal así como de otras contaminaciones posibles. La incorporación de estos organismos a los ecosistemas en que son vertidas estas aguas supone a menudo una contaminación que no es susceptible de control legal. La incorporación de sistemas de depuración de aguas residuales que conlleven un alto grado de desinfección suponen un paso adelante en el desarrollo de las técnicas de tratamiento de aguas residuales urbanas.

Esta contaminación microbiológica limita en gran medida la reutilización de las aguas regeneradas, para aplicaciones donde existe una gran demanda. Entre ellas cabe destacar en primer lugar la utilización agrícola, así como en acuicultura.

La aireación de la masa de agua en los procesos aeróbicos de tratamiento de agua residuales representa un alto gasto energético, que puede alcanzar el 50% de la energía utilizada en una planta (Tchobanoglous, 2003). Por este motivo, los sistemas de aireación fotosintética generada en el empleo de asociaciones alga/bacteria, suponen una opción a tener en cuenta. En estos sistemas las algas producen el O₂ requerido por las bacterias heterótrofas para su respiración, mientras que estas generan CO₂, que es utilizado por las microalgas como fuente de C para su fijación como C orgánico mediante los procesos fotosintéticos.

Otro problema importante relacionado con el tratamiento de las aguas microbiológicamente contaminadas, se encuentra en determinadas zonas de países que no cuentan con medios económicos ni infraestructuras básicas para la adecuación de la calidad de las aguas. En estas zonas, los problemas de disponibilidad de agua de calidad pueden englobarse en dos grupos. Por una parte las aguas de consumo humano están fuertemente contaminadas por patógenos, metales pesados y otros compuestos, y por otra no hay posibilidad de implantar sistemas de tratamientos para mejorar la calidad de las aguas vertidas en cauces que posteriormente se utilizarán para consumo humano. En este sentido, una solución viable sería la implantación de sistemas no convencionales de tratamiento.

La introducción de nuevos métodos más avanzados de depuración, o la mejora de los ya existentes con objeto de optimizar los rendimientos o los plazos de tratamiento, suponen ventajas respecto a la implantación de estos sistemas de tratamiento de aguas residuales.

OBJETIVOS

En este trabajo de investigación se plantea como **objetivo general el estudio a nivel de laboratorio de un método de depuración de bajo coste para aguas residuales, basado en la actividad de las microalgas en un sistema cerrado, y aplicado a aguas residuales urbanas.**

Se partirá de los estudios previos realizados por Baccou (Baccou, 2003), sobre la desinfección de aguas residuales urbanas por la acción de las microalgas en sistema cerrado, utilizando canales cubiertos como base para el tratamiento.

Como condicionantes para la investigación cabe destacar:

- Desarrollo a escala de laboratorio del método de depuración.
- Funcionamiento del reactor en régimen discontinuo.
- Mínimo intervencionismo en el desarrollo del proceso, similar a un tratamiento basado en un sistema de depuración de bajo coste.

En base a estas consideraciones iniciales, se fijaron como objetivos de desarrollo para la presente Tesis:

1. Determinar los parámetros fundamentales y las fases para el funcionamiento del sistema de depuración.
2. Aplicar a aguas residuales urbanas en distintos grados de contaminación.
3. Estudiar la eliminación de patógenos.
4. Estudiar el rendimiento de depuración.
5. Evaluar las aplicaciones del sistema de depuración basado en el reactor cerrado, en función de los resultados obtenidos.

I.2. AGUAS RESIDUALES URBANAS

I.2.1. REVISIÓN DE LA LEGISLACIÓN APLICABLE

Las aguas residuales urbanas engloban un flujo de aguas que proceden de las casas, locales y comercios, pequeñas industrias y lluvia, en caso de no contarse con red de canalización independiente. Aunque normalmente la composición varía dentro de unos rangos determinados para la mayoría de los contaminantes, la existencia de zonas industriales o de vertidos incontrolados por la red doméstica puede ocasionar niveles anormalmente alto de determinados parámetros. Este fenómeno puede tener carácter continuado o estar centrado en episodios esporádicos.

Estos desechos son recogidos por la red de canalización de aguas fecales y residuales del sistema sanitario urbano, y conducidos hasta una planta de tratamiento, en caso de estar equipada la comunidad con una estación de este tipo.

En la actualidad, las actuaciones prioritarias en cuanto a conservación del medio, han propiciado la implantación de exigencias referentes a la calidad de los efluentes urbanos (*Directiva Marco del Agua 2000/60/CE, de 23 de octubre de 2000*, que establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas dentro de la Unión Europea). En la Unión Europea, se impone como uno de los principales objetivos la reducción de la contaminación de las aguas superficiales comunitarias procedentes de las aguas depuradas en las plantas de tratamiento municipales. En este sentido, la directiva del Consejo de las Comunidades Europeas (*Directiva 91/271/CEE de 21 de mayo de 1991 sobre el "Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas"*) exige a los Estados Miembros el control de las descargas de aguas residuales procedentes de las plantas municipales de tratamiento, así como sus efectos sobre el medio ambiente.

El tratamiento de las aguas residuales en las estaciones depuradoras tiene por objetivo fundamental el disminuir la carga orgánica y la materia en suspensión, pudiendo según los requerimientos incluirse sistemas de desinfección. Estas aguas ya depuradas son vertidas en ríos, lagos, mares, etc., o bien son objeto de reutilización.

El tratamiento para su depuración de las aguas residuales domésticas incluye procesos físicos, químicos y biológicos, que tienen por objeto tratar y reducir el contenido de contaminantes que el uso cotidiano del agua en las poblaciones aporta, y que pueden ser clasificados como contaminantes físicos, químicos y biológicos (*R.D.L. 1/2001*).

La elección, diseño y dimensionado de los sistemas de depuración elegidos están dirigidos a tratar el volumen de agua afluyente descargada por la red domestica, obteniendo una calidad que debe cumplir la normativa vigente que, sobre vertidos deba aplicarse (*R.D.L. 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la nueva “Ley de Aguas”*, con transposición a la normativa española; *R.D.L. 11/1995 de 28 de diciembre*, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, desarrollado en el *R.D.509/1996 de 15 de marzo*, y modificado por el *R.D.2116/1998 de 2 de octubre*; y la *Directiva 86/280/CEE de 12 de junio* relativa al vertido a aguas interiores o al mar de efluentes que contengan o puedan contener sustancias peligrosas, desarrollados *por R.D. 258/1989 de 10 de marzo*, para vertidos de sustancias peligrosas al mar; para vertidos a aguas continentales, el *R.D. 995/2000 de 2 de junio*, fija los objetivos de calidad para determinadas sustancias contaminantes vertidas en aguas superficiales continentales.)

Para aguas residuales procedentes de zonas industrializadas que generen residuos especiales, bien sea por su composición o la cantidad en que son producidos, y que no puedan ser asumidos por la estación depuradora correspondiente, suele ser necesario el tratamiento por parte de la empresa implicada. Estos procedimientos suelen estar legislados y penados por la ley. Existe una Propuesta de las Comunidades Europeas (*2001/C 154 E/11, de 29 de mayo de 2001*), que indica la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas.

Todos los sistemas de depuración generan además una cantidad variable de residuos sólidos procedentes del tratamiento que deben ser retirados periódicamente, y que deben ser a su vez tratados o almacenados, pudiendo a su vez ser reutilizados.

I.2.2. COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS

Las aguas residuales urbanas son el resultado del uso del agua en los núcleos de población. Está formada por la mezcla de las suspensiones acuosas procedentes de la excreción, residuos domésticos, arrastres de lluvia, infiltraciones y residuos industriales. Se caracterizan por la presencia de determinados contaminantes que, con carácter general, forman parte de los residuos urbanos.

Entre estos componentes se encuentran los contaminantes fisicoquímicos. En este grupo se encuentran todas las sustancias químicas disueltas y en suspensión procedentes del uso habitual en los hogares:

- **Sólidos.** Se clasifican según su presentación en:

- Sólidos solubles
- Sólidos coloidales
- Sólidos en suspensión
- Sólidos sedimentables

Y por su naturaleza en:

- Sólidos orgánicos
- Sólidos inorgánicos

- **Líquidos**

El agua es el principal componente líquido de las aguas residuales urbanas, sin embargo, puede contener pequeñas cantidades de aceites, u otros líquidos de origen doméstico. Además, en zonas donde existan núcleos industriales se pueden encontrar vertidos puntuales de gasolinas, aceites, etc.

- **Gases**

Las aguas residuales presentan gases en disolución entre los que caben destacar:

- Oxígeno: indicador de la contaminación microbiana, alcanzando valores cercanos a 0 mg L^{-1} en aguas contaminadas por bacterias y otros organismos debido a su respiración.
- CO_2 : producido en la fermentación de compuestos orgánicos y respiración de microorganismos.
- SH_2 : procedente de la descomposición anaerobia de compuestos orgánicos e inorgánicos que contienen azufre.
- Metano: generado en la descomposición anaerobia de la materia orgánica.
- Otros gases.

El otro grupo fundamental de componentes lo conforman los contaminantes microbiológicos. Las aguas residuales urbanas contienen altas concentraciones de microorganismos procedentes de los desechos fecales, fermentación y descomposición de la materia orgánica, arrastre por lluvias y riegos, entre otras actividades. Estos organismos vivos son los que mantienen la actividad biológica, produciendo fermentaciones, descomposición y degradación de la materia orgánica e inorgánica. Pueden clasificarse de manera general como:

- Animales
- Vegetales
- Virus
- Mohos.
- Bacterias

I.3. DESINFECCIÓN DE AGUAS RESIDUALES

Algunos de los microorganismos enumerados se consideran patógenos para los seres humanos, entre los que se encuentra virus, bacterias y protozoos. Por este motivo, dentro de los tratamientos de depuración de las aguas se incluyen sistemas de eliminación de microorganismos o desinfección.

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales urbanas comúnmente utilizados, están basados en la aplicación de un proceso primario de decantación y uno secundario con la participación de un digestor aerobio con fangos activados. Estos sistemas muestran una alta efectividad en la eliminación de la materia orgánica y materia en suspensión presente en los afluentes a la planta depuradora, sin embargo no consiguen la eliminación de los microorganismos patógenos (Moreno, 2006_a; Moreno, 2006_b; Howard, 2004; Gantzer, 1998; Griffin, 1999).

I.3.1. MICROORGANISMOS PATÓGENOS

Las aguas residuales urbanas contienen una gran variedad de microorganismos patógenos, por lo que suponen un alto riesgo para la salud pública y medioambiental. Por tanto, un sistema de depuración integral del agua debería estar concebido como el tratamiento hasta la obtención de un efluente libre de microorganismos patógenos.

Sin embargo, los requerimientos exigidos según la normativa de vertidos, esta desarrollada en función de la materia en suspensión y carga orgánica, controladas por los sólidos en suspensión y por las DBO y DQO.

La reducción de la carga de patógenos, por tanto, permite que los efluentes depurados puedan ser vertidos con un mínimo impacto ambiental. El mayor problema de salud relativo a los tratamientos de las aguas residuales es el relativo a la potencial transmisión de las enfermedades por los residuos tratados, y que son típicamente indicados por la *Escherichia coli* (Oswald, 2003).

Los organismos potencialmente problemáticos en el agua residual doméstica incluyen a las bacterias entéricas, los virus y los quistes de protozoarios. La Tabla I.1 resume los microorganismos más comunes que se encuentran en el agua residual doméstica y los tipos de enfermedades humanas asociadas con los mismos.

Tabla I.1. Agentes potencialmente infecciosos presentes en aguas residuales no tratadas.

Organismo	Enfermedad Causada
Bacterias	
<i>Escherichia coli</i>	Gastroenteritis
<i>Leptospira</i> (spp.)	Leptospirosis
<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea
<i>Salmonella</i> (2,100 serotipos)	Salmonelosis
<i>Shigella</i> (4 spp.)	Shigelosis (disentería bacilar)
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
Protozoos	
<i>Balantidium coli</i>	Balantidiasis
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidiasis
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiasis (disentería amoébrica)
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis
Helmintos	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis
<i>T. solium</i>	Teniasis
<i>Trichuris trichiura</i>	Tricuriasis
Virus	
Virus entéricos (72 tipos, como virus <i>echo</i> y <i>coxsackie</i> de la polio)	Gastroenteritis, anomalías del corazón y meningitis.
Hepatitis A	Hepatitis de tipo infeccioso
Agente de Norwalk	Gastroenteritis
Rotavirus	Gastroenteritis

Fuente: Tabla adaptada de Crites y Tchobanoglous.

Mientras que los rendimientos de eliminación hasta tratamiento secundario son del orden de 70-95%, según los indicadores biológicos estudiados, los contenidos finales sigue siendo altos, del orden de 10^6 para CF (Howard, 2004; Moreno, 2006). El contenido de microorganismos patógenos en los efluentes de tratamientos secundarios depende, además, de la eficacia de los tratamientos.

En la actualidad se están implantando tratamientos terciarios de depuración en algunas plantas de tratamiento de residuos urbanos, que tienen por objeto la desinfección del efluente.

I.3.2. BIOINDICADORES DE CONTAMINACIÓN POR PATÓGENOS

Las aguas residuales están constituidas por una gran cantidad de compuestos de diversa naturaleza. Uno de los principales constituyentes son las heces fecales, que aportan gran cantidad de microorganismos fecales. Estos dependen de la dieta, el clima y el estado sanitario de la población.

La presencia de patógenos como contaminantes en las aguas residuales urbanas supone un riesgo de contaminación, tanto a nivel humano como ambiental. Por ello, el control de la presencia y cantidad de los microorganismos de origen fecal existentes, representa una valiosa herramienta a la hora de evaluar la calidad sanitaria del agua, la eficacia de los procesos de depuración, el control de vertidos y las posibilidades de reutilización.

Sin embargo, la determinación y cuantificación de todos los microorganismos patógenos suponen un gasto de tiempo y medios que no siempre son compatibles con la rapidez requerida para la toma de decisiones de actuación o las necesidades de la investigación. El uso de organismos indicadores (Campos, 1999; Howard, 2004), permite una evaluación rápida y fiable de la presencia y el contenido de patógenos en aguas.

Los microorganismos indicadores son aquellos que poseen características de comportamiento similares a los organismos patógenos en cuanto a concentración, supervivencia a procesos de desinfección y reacción a variaciones de factores ambientales. Pero además ofrecen la posibilidad de una identificación y cuantificación rápida, económica y fiable.

En la actualidad se trabaja con diferentes microorganismos representantes de los patógenos de origen fecal. Los principales patógenos y sus correspondientes indicadores son los siguientes: bacterias (coliformes fecales, *E. coli*, *Streptococcus* fecales y *Clostridium perfringens*), virus (fagos somáticos, F+ y de *Bacteroides fragilis*), Huevos de helminto (*Ascaris lumbricoides*) y quistes (*Giardia* y *Cryptosporidium*).

Los requerimientos necesarios para que un microorganismo sea considerado indicador biológico bacteriano de contaminación fecal son (Campos, 1999):

1. Ser un constituyente normal de la flora intestinal de individuos sanos.
2. Estar presente, de forma exclusiva, en las heces de animales homeotérmicos.
3. Estar presente cuando los microorganismos patógenos intestinales lo están.
4. Presentarse en número elevado, facilitando su aislamiento e identificación.
5. Debe ser incapaz de reproducirse fuera del intestino de los animales homeotérmicos.
6. Su tiempo de supervivencia debe ser igual o un poco superior al de las bacterias patógenas (su resistencia a los factores ambientales debe ser igual o superior al de los patógenos de origen fecal).
7. Debe ser fácil de aislar y cuantificar.
8. No debe ser patógeno.

No existe ningún microorganismo que reúna todos los criterios de un indicador ideal, por lo que se toman los más cercanos a este comportamiento.

La Tabla I.2, (Jofre y Lucena, 2005) muestra la concentración promedio de los indicadores bacterianos, virales y parasitarios en aguas residuales.

Tabla I.2. Concentración promedio de los indicadores de contaminación fecal en aguas residuales.

CF	EC	ENT	CP	SOM	F+	RYC	GYA	CRY
6.99	7.27	6.07	5.44	6.35	5.58	4.26	3.03	2.55

Resultados expresados como Log 10 de U.F.C. /100 mL.

CF: Coliformes fecales, EC: *E. Coli*, ENT: Enterococos, CP: *Clostridium perfringens*, SOM: Fagos somáticos, F+: Fagos F+, RYC: Fagos de *Bacteroides fragilis*, GIA: *Giardia ssp*, CRY: *Cryptosporidium ssp*.

El orden de prevalencia en los indicadores microbiológicos es el siguiente:

EC>CF>SOM>ENT>CP>RYC

Los sistemas de tratamiento desarrollados para la depuración de las aguas residuales urbanas, no específicos de desinfección (terciarios), presentan diferentes grados de reducción de los indicadores de contaminación fecal (Tabla I.3) (Jofre y Lucena, 2005), en función de los diferentes procesos físicos, químicos y biológicos que los caracterizan.

Tabla I.3. Reducción de los indicadores de contaminación en los distintos sistemas de tratamiento de aguas residuales urbanas.

Sistema	CF	ENT	CP	SOM	F+	RYC	GIA	CRY
Sedimentación	0.5	0.4	0.4	0.3	0.3	0.4	0.7	-
Lodos activados	1.6	1.4	1.0	1.5	1.6	1.4	1.5	1.1
Lagunas de estabilización	3.0	2.6	1.5	2.4	2.3	1.3	2.0	2.0
Filtros de arena	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	<0.1	<0.1	-	-
Filtros de anillos	0.2	<0.1	<0.1	0.3	0.5	0.3	-	-

Los resultados están expresados como log10 de U.F.C. / 100 ml.

CF: coliformes fecales, ENT: enterococos, CP: *Clostridium perfringens*, SOM: fagos somáticos, F+: fagos F+, RYC: fagos de *Bacteroides fragilis*, GIA: *Giardia spp*, CRY: *Cryptosporidium spp*.

Teniendo en cuenta estos criterios, los indicadores bacterianos de contaminación fecal clásicos han sido aquellas bacterias entéricas que colonizan el tracto intestinal del hombre, muy abundantes, que se encuentran en el mayor número de individuos de la población y que son eliminadas a través de la materia fecal.

Los grupos de microorganismos que con mas frecuencia se encuentra en las heces humanas son *Bacteroides fragilis*, coliformes totales y coliformes fecales. La experiencia ha demostrado que la densidad del grupo de las coliformes es un indicador del grado de contaminación, y por tanto de la calidad sanitaria de un agua.

Las bacterias del grupo de las coliformes se han seleccionado con frecuencia como indicadores de contaminación bacteriana por:

- Son contaminantes comunes del tracto gastrointestinal tanto del hombre como de los animales de sangre caliente.
- Están presentes en el tracto gastrointestinal en grandes cantidades.
- Permanecen por más tiempo en el agua que las bacterias patógenas.
- Se comportan de igual manera que los patógenos en los sistemas de desinfección.

Un resultado positivo en la determinación de coliformes totales en un agua indica que ha ocurrido una contaminación, sin embargo no confirma el origen fecal de la misma.

Por estos motivos, dentro del grupo de las coliformes se ha seleccionado el subgrupo de los coliformes fecales por:

- Las coliformes fecales son microorganismos presentes en la materia fecal, formados en, aproximadamente, el 95% por *Escherichia coli*, y ciertas especies de *Klebsiella*, capaces de fermentar con producción de gas la lactosa en un medio de cultivo adecuado a $44.5 \pm 0.2^\circ\text{C}$. Dado que los bacilos coliformes procedentes de otras fuentes no suelen producir gas en estas condiciones, tal criterio se utiliza para diferenciar el componente fecal del grupo coliforme. Debido a esta capacidad de reproducción a alta temperatura, se denominan también como la fracción termotolerante de los coliformes totales.

- Los coliformes fecales, y en concreto la *Escherichia coli*, están relacionada con el grupo tifoide-paratifoidea.
- Además, algunos de coliformes englobados en los coliformes totales, que pueden no ser de origen fecal, presentan capacidad de multiplicación en el agua (Madigan, 1997).

Los trabajos existentes de evaluación de indicadores de contaminación para aguas residuales, indican a las coliformes fecales como uno de los más idóneos (Howard, 2004; Campos, 1999).

Las bacterias coliformes fecales presentan además una serie de características propias, que muestran interés en relación con las aguas residuales urbanas:

- En fenómenos de lluvias o nevadas, los contaminantes como coliformes fecales y los microorganismos en general, pueden ser arrastrados hasta ríos, lagos, aguas subterráneas, etc. Si estas aguas son usadas como fuentes de aguas potables, y en caso de no ser debidamente tratadas, se pueden dar casos de problemas de contaminación con graves consecuencias.
- Generalmente, las bacterias coliformes se encuentran en mayor abundancia en la superficie del agua o en los sedimentos del fondo.
- La capacidad de reproducción de los coliformes fuera de los intestinos de los animales homeotérmicos se ve favorecida por la existencia de condiciones adecuadas de materia orgánica, pH, humedad, etc. Así, algunos géneros de coliformes son característicos de aguas con residuos vegetales, y en concreto en depósito de microalgas (Oswald, 1988), así como son capaces de colonizar las biopelículas formadas en las tuberías de distribución de aguas potables o destinadas a riego y uso recreativo. Además, la existencia de bacteria clasificadas como coliformes pueden tener un origen distinto de la contaminación fecal, y presentarse en una cantidad suficiente, hace que el grupo de las coliformes totales no sea un indicador idóneo como indicador de la contaminación fecal de las aguas.

Debido al amplio uso que se hace del agua como consumo directo, aplicación agrícola, de recreo, etc., esta supone un importante vehículo de entrada para los patógenos en el organismo humano.

Además de las enfermedades clásicas causadas por patógenos presentes en las aguas, actualmente cobran importancia relevante, otro tipo de

enfermedades llamadas emergentes y reemergentes. Entre las enfermedades emergentes se encuentran aquellas que presentan una incidencia que ha ido en aumento en los seres humanos en las dos últimas décadas, como el dengue, el cólera y la resistencia microbiana. Las enfermedades reemergentes son aquellas que reaparecen después de una disminución significativa de su incidencia, como la malaria, tuberculosis o peste.

En el presente trabajo se evalúan la presencia y eliminación de la población bacteriana como contaminantes de las aguas residuales urbanas, por lo que se estudian como principales indicadores las bacterias indicadoras de contaminación fecal.

I.3.3. SISTEMAS DE DESINFECCIÓN DE AGUAS RESIDUALES

Entre los sistemas de desinfección de aguas residuales urbanas más utilizados se encuentran:

CLORO

El cloro es el desinfectante más usado para el tratamiento del agua residual doméstica, actuando por destrucción de los organismos al ser inactivados mediante la oxidación del material celular.

El cloro puede ser suministrado en muchas formas que incluyen el gas de cloro, las soluciones de hipoclorito y otros compuestos clorinados en forma sólida o líquida (Crites y Tchobanoglous, 1998).

El cloro es un desinfectante que tiene ciertos limitantes en términos de salubridad y seguridad, sin embargo ha sido ampliamente utilizado desde hace mucho tiempo. Antes de decidir si el cloro reúne las condiciones para su uso por parte de una municipalidad es necesario entender las ventajas y desventajas de este producto (EPA, 1999).

Ventajas

- La cloración es una tecnología bien establecida, conocida y estudiada.
- En la actualidad la cloración es más eficiente en términos de costo que la radiación UV o la desinfección con ozono (excepto cuando la descloración y el cumplimiento con requisitos de la prevención de incendios son requeridos).
- El cloro residual que permanece en el efluente del agua residual puede prolongar el efecto de desinfección aún después del tratamiento inicial, y puede ser medido para evaluar su efectividad
- La desinfección con cloro es fiable y efectiva para un amplio espectro de organismos patógenos.
- Es efectivo en la oxidación de compuestos orgánicos e inorgánicos.
- La cloración permite un control flexible de la dosificación.
- El cloro puede eliminar ciertos olores molestos durante la desinfección.

Desventajas

- El cloro residual, aún a bajas concentraciones, es tóxico a los organismos acuáticos, y por ello puede requerirse la descloración.
- Todas las formas de cloro son muy corrosivas y tóxicas. Como consecuencia, el almacenamiento, el transporte y el manejo presentan riesgos cuya prevención requiere normas más exigentes de seguridad industrial.
- El cloro oxida ciertos tipos de materiales orgánicos del agua residual generando compuestos más peligrosos, como los metanos trihalogenados (MTH).
- El nivel total de sólidos disueltos se incrementa en el agua efluente.
- El cloro residual es inestable en presencia de altas concentraciones de materiales con demanda de cloro, por lo cual pueden requerirse mayores dosis para lograr una desinfección adecuada.
- Algunas especies parásitas muestran resistencia a dosis bajas de cloro, como los oocistos de *Cryptosporidium parvum*, quistes de *Entamoeba histolytica* y *Giardia lamblia*, y los huevos de gusanos parásitos.
- Se desconocen los efectos a largo plazo de la descarga de compuestos de la descloración al medio ambiente.

Además, existen una serie de compuestos y condicionantes que limitan la eficacia del tratamiento de cloración (Tabla I.4).

Tabla I.4. Características del agua residual que afectan la eficiencia de la cloración.

Característica del agua residual	Efecto en la desinfección con cloro
Amoníaco	Forma cloraminas cuando se combina con cloro
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	El grado de interferencia depende de los grupos funcionales y la estructura química
Dureza del agua, hierro, nitratos	De presentarse, sus efectos son menores
Nitrito	Reduce la efectividad del cloro
pH	Afecta la distribución entre el ácido hipocloroso y los iones de hipoclorito, y entre las varias especies químicas de cloraminas
Sólidos suspendidos totales	Aísla las bacterias que se encuentran incorporadas y que representan demanda de cloro

OZONO

El ozono se produce cuando las moléculas de oxígeno (O_2) son disociadas por medio de una fuente de energía produciendo átomos de oxígeno, que posteriormente chocan con una molécula de oxígeno para formar un gas inestable, el ozono (O_3), que se utiliza para desinfección de las aguas residuales.

La mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales generan ozono mediante la aplicación de una corriente alterna de alto voltaje (6 a 20 kilovoltios) a través de un espacio entre placas dieléctricas de descarga, donde se encuentra un gas de alimentación que contiene el oxígeno. El ozono es generado en la planta debido a que el gas es inestable y se descompone en oxígeno elemental en un período corto de tiempo después de su generación.

El ozono es un oxidante y agente germicida de virus muy fuerte. Los mecanismos de desinfección asociados con el uso del ozono incluyen:

- La oxidación o destrucción directa de la pared de la célula, con la salida de componentes celulares fuera de la misma.
- Las reacciones con los subproductos radicales de la descomposición del ozono.
- El daño a los componentes de los ácidos nucleicos (bases púricas y pirimidínicas).
- La ruptura de las uniones de carbono-nitrógeno que conduce a la despolimerización.

Cuando el ozono se descompone en agua, los radicales libres del peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y del hidroxilo (OH^\cdot) que se forman tienen gran capacidad de oxidación, y desempeñan un papel activo en el proceso de desinfección. En general se cree que las bacterias son destruidas debido a la oxidación protoplasmática, dando como resultado la desintegración de la pared de la célula (rotura o lisis de la célula).

La desinfección con ozono se utiliza generalmente en plantas de tamaño mediano o grande, una vez que el agua residual haya recibido por lo menos tratamiento secundario. Además de la desinfección, otro uso común del ozono en el tratamiento del agua residual es el control de malos olores.

La elección de este sistema de tratamiento se realiza en función de una serie de ventajas y desventajas derivadas de su aplicación.

Ventajas:

- El ozono es más eficaz que la utilización del cloro para la desinfección o destrucción de virus y bacterias.
- El proceso de ozonización utiliza un período corto de contacto (aproximadamente de 10 a 30 minutos).
- No existen residuos peligrosos que necesiten ser removidos después del proceso de ozonización, porque el ozono se descompone rápida y espontáneamente.
- Después del proceso de ozonización, los microorganismos no crecen nuevamente, a excepción de aquellos que están protegidos por las partículas en la corriente de agua residual.

- El ozono es generado dentro de la planta, existiendo así muy pocos problemas de seguridad industrial asociados con el envío y el transporte.
- El proceso de ozonización eleva la concentración de oxígeno disuelto del efluente. El incremento OD puede eliminar la necesidad de aireación y también puede incrementar el nivel de OD de la masa de agua.

Desventajas

- La baja dosificación puede no desactivar efectivamente algunos virus, esporas o quistes.
- El proceso de ozonización es una tecnología más compleja que la cloración o la desinfección con luz ultravioleta, por lo cual se requieren equipos complicados y sistemas de contacto eficientes.
- El ozono es muy reactivo y corrosivo, requiriendo así de materiales resistentes a la corrosión, tales como el acero inoxidable.
- El proceso de ozonización no es económico para las aguas residuales con altas concentraciones de SS, DBO₅, DQO o COT.
- El ozono es extremadamente irritante y tóxico, así que los gases de escape que salen de la cámara de contacto deben ser destruidos para evitar que los trabajadores estén expuestos a ellos.
- El costo del tratamiento puede ser relativamente alto en cuanto a la inversión de capital y la demanda de energía eléctrica.

RADIACIÓN UV

El sistema de desinfección con luz ultravioleta (UV) transfiere energía electromagnética desde una lámpara de vapor de mercurio al material genético del organismo (ADN o ARN). Cuando la radiación UV penetra en las paredes de la célula de un organismo, esta destruye la habilidad de reproducción de la célula.

La eficacia del sistema de desinfección con luz ultravioleta depende de las características del agua residual, la intensidad de la radiación, el tiempo de exposición de los microorganismos a la radiación y la configuración del reactor.

Para cualquier planta de tratamiento, el éxito de las actividades de desinfección está directamente relacionado con la concentración de los componentes coloidales y de partículas en el agua residual.

La longitud de onda óptima para desactivar eficazmente los microorganismos se encuentra en el rango de 250 a 270 nm. La intensidad de la radiación emitida por la lámpara se disipa a medida que la distancia de la lámpara aumenta.

Este método de desinfección presenta una serie de ventajas y desventajas que determinan su aplicación frente a otros tratamientos.

Ventajas:

- La desinfección con luz UV es eficaz para la desactivación de la mayoría de los virus, esporas y quistes.
- Es más un proceso físico que una desinfección química, lo cual elimina la necesidad de generar, manejar, transportar, o almacenar productos químicos tóxicos, peligrosos o corrosivos.
- No existe ningún efecto residual que pueda afectar a los seres humanos o cualquier organismo acuático.
- Su uso fácil para los operadores.
- Se requiere de un período de contacto más corto en comparación con otros desinfectantes (aproximadamente de 20 a 30 segundos con la utilización de las lámparas de baja presión).
- El equipo de desinfección con luz UV requiere menos espacio que otros métodos.

Desventajas:

- La baja dosificación puede no desactivar efectivamente algunos virus, esporas y quistes.
- Algunas veces los organismos pueden reparar o invertir los efectos destructivos de la radiación UV mediante un “mecanismo de reparación”, también conocido como fotoreactivación o, en ausencia de radiación, como “reparación en oscuro”.

- Es necesario un programa de mantenimiento preventivo para controlar la acumulación de sólidos en la parte externa de los tubos de luz.
- La turbidez y los SS del agua residual hacen que la desinfección con luz UV sea ineficaz. El uso de lámparas de UV de baja presión no es tan efectivo en el caso de efluentes secundarios con niveles de SS mayores a 30 mg L^{-1} .
- La desinfección con luz UV no es tan económica como la desinfección con cloro, pero los costos son competitivos cuando la cloración requiere descloración y se cumple con los códigos de prevención de incendios.

PERÓXIDO DE HIDRÓGENO

La utilización del peróxido de hidrógeno como agente en la desinfección y tratamiento de las aguas presenta una serie de ventajas (Fochtman, 1988; Ahn, 2005). El agua oxigenada es un poderoso oxidante, de aspecto físico similar agua que puede ser utilizado como producto químico para desinfección de las aguas residuales. Supone un efectivo y versátil oxidante. El H_2O_2 es uno de los oxidantes más potentes, más fuerte que el cloro, el dióxido de cloro y el permanganato potásico.

Tabla I.5. Potenciales de oxidación de distintos compuestos oxidantes.

Oxidante	Potencial de Oxidación (V)
Fluor	3.0
Radical hidroxilo	2.8
Ozono	2.1
H_2O_2	1.8
Permanganato potásico	1.7
Dióxido de cloro	1.5
Cloro	1.4

El H_2O_2 es un desinfectante que ha sido ampliamente utilizado. Para el control de la polución, el agua oxigenada ha sido utilizada desde la década de los setenta para el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Además desde la década de los ochenta se utiliza en residuos industriales y

aguas residuales industriales, así como para contaminantes que forman parte del aire desde la década de los noventa.

Presenta una gran versatilidad, ya que además de sus aplicaciones para desinfección de aguas residuales contaminadas microbiológicamente, inhibe el crecimiento microbiano (utilizado en los circuitos de conducción de agua) y retarda el crecimiento microbiano (vía remediación de aguas contaminadas subterráneas y suelos).

El agua oxigenada puede ser utilizada selectivamente para diversas aplicaciones ya que modificando algunas condiciones de reacción (pH, temperatura, dosis, tiempo de relación y adición de catalizadores), puede oxidar un contaminante u otro, o producir distintos productos de oxidación a partir del mismo contaminante. Se comercializa con fines de desinfección y tratamiento de residuos al 35% o 50% en peso.

Su utilización en desinfección de aguas residuales presenta como ventajas y desventajas:

Ventajas

- Aplicaciones en desinfección / biocontrol:
- El empleo de agua oxigenada como tratamiento terciario de desinfección no implica además problemas posteriores de contaminación o medio ambientales. A pesar de su capacidad desinfectante, es un metabolito natural de muchos organismos, cuyo producto de descomposición origina agua y oxígeno. El H_2O_2 se forma además de forma natural en el agua por la acción de la luz solar (sistema natural de depuración del medio ambiente).
- No presenta problemas de emisiones gaseosas o residuos químicos que están asociado a otros oxidantes químicos.
- El agua oxigenada es totalmente miscible con el agua.
- Control del olor: compuestos que presentan olores desagradables en las aguas residuales, como sulfuro de hidrógeno, mercaptanos, aminas y aldehídos son oxidados mediante la adición directa de agua oxigenada. Cuando la presencia de olores son el resultado de la actividad biológica, el agua oxigenada se adiciona como prevención para eliminar las condiciones anóxicas que favorecen la generación de compuestos que presentan olores desagradables.

En la reducción de olores están involucradas reacciones como:



Para el tratamiento de olores en las aguas residuales orgánicas la dosificación del agua oxigenada típica está en el rango comprendido entre 5-10 mg L⁻¹.

- Reduce la coloración de las aguas residuales.
- Eliminación de la DBO y DQO ya que produce la oxidación de compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales, como formaldehído, CS₂, carbohidratos, organofosforados y compuestos nitrogenados, polímeros solubles en agua y en procesos catalizados es capaz de eliminar fenoles, BTEX pesticidas, disolventes, plastificantes, quelatantes y en general compuestos orgánicos que requieran tratamiento.
- Oxidación de compuestos inorgánicos, ya que es capaz de oxidar cianuros, NO_x/SO_x, nitritos, hidracina, carbonil sulfuros y otros compuestos reducidos del azufre, asociados a la presencia de malos olores y de la corrosión de los equipos.
- Oxidación de metales: los medios en los que aparece agua oxigenada se produce la oxidación del hierro ferroso, manganeso, arsénico y selenio, mejorando así los procesos de adsorción, filtración o precipitación en tratamientos de aguas residuales.
- Reducción de la toxicidad y mejora de la biodegradabilidad.

Desventajas

- El agua oxigenada al ser un oxidante fuerte requiere una serie de manipulaciones especiales en su aplicación.
- Para aumentar su eficacia, puede requerir la utilización de algunos metales, como Ag⁺ o Cu²⁺ (Liberti, 2000; Armon, 2000). Dependiendo del objetivo, se utiliza sólo o en combinación con otros compuestos para optimizar el proceso.

OTROS MÉTODOS

Para la eliminación de bacterias y otros organismos patógenos contenidos en las aguas residuales urbanas se han ensayado además otros sistemas como:

- Filtración por membrana (Ottoson, 2006)
- Compuestos químicos con cargas positivas (Jiménez, 2002)
- Aplicación de campos eléctricos (Sánchez, 2007).
- Radiación solar (Marín, 1999)

MICROALGAS

La implantación de los sistemas de desinfección anteriormente descritos supone un coste importante de instalación y fungibles, así como la necesidad de un mantenimiento y control de procesos que implican la participación de personal especializado. Las ciudades donde se encuentran en funcionamiento E.D.A.R. convencionales, pueden incluir tratamientos de desinfección (Cl_2 , UV, O_3 o H_2O_2) como parte de la inversión de la planta, ya que cuentan con la estructura y medios necesarios para controlar su funcionamiento.

En el caso de los núcleos de población pequeños o medios, que no cuentan todavía con ningún sistema de depuración, o bien los sistemas que poseen están basados en tecnologías no convencionales o convencionales adaptadas, los sistemas anteriores no se consideran una opción viable.

Sin embargo, los tratamientos biológicos que conlleven altos rendimientos de desinfección son idóneos para estas poblaciones por los mínimos requerimiento de instalación y mantenimiento.

Entre los sistemas de depuración ecológicos basados en tecnologías no convencionales, ocupan un lugar importante los métodos basados en la utilización de microalgas. Entre estos destacan las lagunas de maduración, por los altos rendimientos de desinfección obtenidos (Oswald, 1987; Araki, 2001; Nelson, 2003; León, 1995, Moreno, 2006), así como otros sistemas posteriormente desarrollados, que conllevan la optimización en el desarrollo del diseño y las condiciones de aplicación.

Existen diversos factores característicos de los sistemas de desinfección mediante la utilización de microalgas (Ronzaro, 2002), que

intervienen en el decaimiento de las poblaciones de microorganismos patógenos, como:

- **Radiación solar**

La radiación solar afecta a la población bacteriana en aspectos diferentes, que implican todas las condiciones adversas para el desarrollo bacteriano. La radiación UV posee un importante poder germicida, conocido desde antiguo, que puede ser utilizado para la desinfección de las aguas residuales. Las lagunas de maduración, por su gran superficie (11 m^2 habitante equivalente⁻¹) y baja profundidad (<50cm), son el sistema clásico, que permiten la exposición de las aguas tratadas a la radiación UV solar.

El aumento de la radiación solar incidente favorece el desarrollo de las algas, que está implicado en el decaimiento bacteriano.

Además, la radiación incidente en el medio está relacionada con la síntesis de formas reactivas del oxígeno, que resultan destructivas para las bacterias. Algunos compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales urbanas absorben la luz solar, originándose mediante reacciones fotocatalizadas compuestos como radicales libres de oxígeno, peróxido de hidrógeno, y probablemente superóxidos y radicales hidroxilo. Estos compuestos, ejercen un efecto negativo sobre las bacterias. Estos procesos de foto-oxidativos se ven favorecidos por la radiación UV, pH y el OD, que actúan de forma sinérgica en el abatimiento bacteriano (Curtis, 1992).

- **Oxígeno disuelto**

Los medios en los que existe unas altas concentraciones de microalgas se caracterizan por una alta producción de O₂. En principio el aporte de OD al medio supone una activación de la población microbiana, pero en estos sistemas pueden alcanzarse situaciones de sobresaturación de OD, que por sí solas ejercen una acción desinfectante de las aguas tratadas.

Además, estas concentraciones de oxígeno favorecen procesos de eliminación de patógenos en los que están involucradas la radiación UV y el agotamiento de los nutrientes.

- **pH**

El desarrollo masivo de microalgas conlleva el aumento de pH. Este incremento supone una ventaja para la desinfección de las aguas, ya que las bacterias son muy sensibles a los cambios de pH (Mara y Pearson, 1986;

Oswald, 1988; Perhad y Rao, 1974; Saqqar y Pescod, 1991; Curtis, 1992). En sistemas cerrados, se superan valores de pH superiores a 10 ud (Moreno, 2006_a; Moreno, 2006_b).

Las variaciones de pH conllevan, además, una serie de variaciones en el medio que influyen en el crecimiento bacteriano. El pH tiene una influencia directa en las formas en las que se encuentran las especies ácido/base presentes en el sistema. Debido a que el aumento de pH es consecuencia del consumo de CO₂, el principal equilibrio afectado es el que se refiere a las especies CO₂/HCO₃⁻/CO₃²⁻.

- **DBO y nutrientes**

Las bacterias, como organismos heterótrofos, requieren de formas orgánicas de carbono, así como de nitrógeno orgánico, entre otros nutrientes. Los sistemas con alta producción de biomasa, utilizada como fase final de un proceso de depuración se caracterizan por las bajas tasas de DBO y DQO, por lo que los suministros de estos nutrientes no siempre resultan suficientes para el desarrollo óptimo de las bacterias.

Sin embargo, en afluentes con una alta carga orgánica los nutrientes no suponen un factor limitante para el desarrollo bacteriano. En este caso, la presencia de algas implica un aporte de oxígeno al medio, permitiendo así un rápido desarrollo de las bacterias, mientras que las demás modificaciones producidas en el medio por las algas no modifiquen de forma negativa las condiciones ambientales (Moreno, 2006_b).

- **Concentración de algas**

El abatimiento bacteriano en los sistemas de depuración de aguas basados en la acción de las microalgas está afectado por la concentración de algas, ya que afecta a la intensidad de la variación de los parámetros modificados por su presencia en el medio (Pearson y col., 1987). Así, la concentración del oxígeno disuelto, el consumo de CO₂, el aumento del pH, y los demás fenómenos de interacción alga/bacteria, se ven potenciados por el aumento del número de algas por unidad de volumen.

- **Temperatura del agua**

La temperatura es uno de los factores mas estudiados en cuanto a su influencia en el decaimiento bacteriano. Los aumentos de T suponen un cambio beneficioso en la remoción bacteriana por el incremento de la

actividad metabólica de los microorganismos, que aumenta su susceptibilidad a las sustancias tóxicas presentes del medio (Pearson, 1987).

- **Predación**

En los sistemas de depuración de aguas por microalgas se dan ecosistemas donde las bacterias forman parte de la cadena alimenticia, y gran número de estos organismos son consumidos por protozoarios u otras formas más evolucionadas de vida animal. Así, algunos bacteriófagos específicos también se alimentan de las bacterias fecales (Gloyna, 1971).

- **Sedimentación**

En la eliminación de los patógenos parecen estar involucrados los procesos de sedimentación por la adsorción y posterior arrastre mediante las partículas sedimentables, apareciendo poblaciones de los indicadores bacterianos utilizados para el control de la contaminación fecal formando parte de los sedimentos (Nelson y col., 2004).

- **Tiempos de retención**

La permanencia prolongada de los organismos dentro del reactor (tiempos largos de retención hidráulica), favorecen la muerte natural en las condiciones del medio, como se verifica en las lagunas de estabilización.

- **Diseño**

El diseño de la planta de tratamiento representa un papel importante en la eliminación de los patógenos. Así por ejemplo, el aumento de la relación longitud/anchura del sistema conlleva el aumento en los rendimientos de abatimiento de CF, hasta el 99.84% (Bracho y col., 2006).

I.4. DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

La contaminación de las aguas, a efectos de la Ley de Aguas, es la acción y el efecto de introducir materias o formas de energía, o inducir condiciones en el agua que, de modo directo o indirecto, implique una alteración de su calidad en relación con los usos posteriores o con su función ecológica.

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales tienen como base procesos físicos, químicos y biológicos que reproducen en corto tiempo, y en un espacio reducido, las etapas que ocurren en los procesos naturales de autodepuración de los sistemas acuáticos. El conjunto de estos procesos sucede en el interior de reactores, generalmente dispuestos en serie que constituyen los procesos unitarios de tratamiento de depuración de las aguas residuales.

Pueden definirse como objetivos fundamentales para cualquier acción relativa a la depuración de las aguas (Hernández, 2004):

- Prevenir y reducir al máximo la contaminación y sus molestias.
- Mantener un balance ecológico satisfactorio y asegurar la protección de la biosfera.
- Prever el desarrollo urbano, teniendo en cuenta la calidad.
- Asegurar una atención especial a los aspectos ambientales en la planificación del suelo y de las ciudades.

Para los procesos de depuración se utilizan procesos que pueden clasificarse como:

- Físicos (desbaste, desengrasado, sedimentación, flotación, adsorción).
- Químicos (floculación y coagulación, neutralización, oxidación, reducción, intercambio iónico,...).
- Biológicos (fangos activos, lechos bacterianos, microalgas,...).

Respecto a los rendimientos de depuración, clásicamente se definen una serie de fases en los procesos de tratamiento:

- Depuración primaria o física.
- Depuración secundaria, normalmente por procesos biológicos.
- Depuración terciaria.

PARÁMETROS DE CONTROL DE LA DEPURACIÓN

El sistema de control de vertidos de las aguas residuales urbanas que más se emplea consiste en establecer limitaciones de la calidad de los efluentes. En España, este control se realiza mediante la aplicación de la normativa y los permisos de vertido. Se esta forma, se conceden permisos que controlan la cantidad y calidad de los efluentes (Anexos, Tablas 2 y 3).

Como parámetros fundamentales del control de la contaminación, a efectos de control de procesos y vertidos, se utilizan (Hernández, 2004):

Sólidos

El contenido en materia sólida contenida en el agua residual está formado por varias fracciones (Tabla I.6), en las que se engloban tanto los sólidos orgánicos como inorgánicos.

Tabla 1.6. Clasificación de los sólidos.

Sólidos Totales ST* (Fijos-STF) (Volátiles-STV)	Sólidos en Suspensión SS* (Fijos-SSF) (Volátiles-SSV)	Sedimentables SSs* (Fijos-SSsF) (Volátiles-SSsV) No Sedimentables SSn* (Fijos-SSnF) (Volátiles-SSnV)
	Sólidos Disueltos SD* (Fijos-SDF) (Volátiles-SDV)	

*Determinados en muestras secadas a 105°C, Fijos: secados a 500°C,
 Volátiles: diferencias entre muestras secadas a 105°C y 500°C.

Los sólidos mas utilizados en control de depuración son los sólidos en suspensión totales (SST), que incluyen todas las formas de sólidos en suspensión.

Materia orgánica

La MO de las aguas residuales se constituye básicamente (Crites y Tchobanoglous, 2000) de proteínas (40-60%), carbohidratos (25-50%) y grasas/aceites (8-12%). La urea, el mayor constituyente de la orina, es otro de los componentes importantes de las aguas residuales urbanas frescas, y dada su rápida descomposición no es habitual en otro tipo de aguas.

Existen además un gran número de moléculas orgánicas sintéticas, con estructuras que van desde las más simples a las más complejas.

En base a los parámetros que cuantifican la carga orgánica de las aguas se consideran:

- **Materia orgánica oxidable biológicamente**

La materia de tipo orgánico que se degrada por procesos biológicos puede cuantificarse mediante la DBO: cantidad de O₂ disuelto consumido por un agua residual durante la oxidación por vía biológica de la materia orgánica biodegradable, en unas determinadas condiciones de ensayo.

Para el control de la autodepuración natural o control de procesos de depuración suele adoptarse la DBO₅, correspondiente a su medida a los 5 días a una temperatura de 20°C.

Refleja la materia orgánica que existe en el agua, indicando el oxígeno necesario para alimentar a los microorganismos y las reacciones químicas involucradas en su degradación.

Este ensayo representa una alta correspondencia con la situación real de la materia orgánica, sin embargo, las condicionantes de tiempo y temperatura requeridos hacen que se adopten otros métodos, que si bien no reflejan la realidad del hecho en la naturaleza, permiten usarse por su rapidez para el control de vertidos y procesos de depuración.

- **Materia orgánica oxidable químicamente**

En este caso, la oxidación se realiza químicamente con reactivos oxidantes de uso en análisis, y el tiempo se reduce a 1-2 h.

La demanda química de oxígeno (DQO) representa la cantidad de oxígeno disuelto consumida por un agua residual durante la oxidación por vía química provocada por un agente químico fuertemente oxidante.

Las relaciones entre estos dos parámetros varían en función de la degradación de las formas en que se encuentran los compuestos orgánicos (Critos y Tchobanoglous, 2000). Los valores de DBO_5/DQO entre 0.3-0.8 corresponden a aguas no tratadas y 0.1-0.3 para efluentes finales. Esta relación da idea de la biodegradabilidad de la materia orgánica en los vertidos, clasificándose como poco biodegradable (<0.2), biodegradable (0.2-0.4) y muy biodegradable (>0.4).

Oxígeno disuelto

Este gas en su forma disuelta se considera la fuente energética de los seres vivos, por lo que se convierte en un índice fundamental para la definición y el control de las aguas residuales.

La cantidad de oxígeno presente en el agua se incrementa por:

- Captación de oxígeno a través de la superficie de interfase aire-agua.
- Acción fotosintética, debida principalmente a las algas verdes.
- Descenso de la temperatura, por cinética de gases.
- Dilución.

Sin embargo, el contenido en OD puede disminuir por los procesos de:

- Respiración de los microorganismos, algas y organismos macroscópicos.
- Elevación de la temperatura.
- Reacciones químicas espontáneas de oxidación.
- Acción metabólica de los microorganismos regidos por la acción enzimática.

Ciclo del nitrógeno

Las formas amoniacales, nitritos y nitratos indican los estados de la primera, segunda y tercera etapa del ciclo del nitrógeno, relacionados con el aumento de la distancia del punto de vertido y la evolución del tratamiento de depuración.

Su contenido en agua procede de compuestos como la urea, compuestos orgánicos degradados por las bacterias, y utilización agrícola (nitratos).

El nitrógeno supone uno de los parámetros fundamentales para el control de vertidos en áreas sensibles, por la incidencia en fenómenos de eutrofización.

Fósforo total

El fósforo es un elemento imprescindible para el desarrollo de los microorganismos de las aguas y en consecuencia para los procesos de depuración biológica.

Procede de los vertidos urbanos (detergentes, fosas sépticas, etc.), así como de la industria agroalimentaria (abonos, piensos, etc.).

La relación P/N es un parámetro fundamental para el desarrollo de las algas y bacterias, influyendo además en los procesos e eutrofización.

pH

En la naturaleza, así como en los vertidos urbanos e industriales, se encuentran sustancias con carácter ácido y básico que modifican ampliamente el pH de las aguas.

Las aguas urbanas suelen tener un pH próximo al valor 7, por lo que son adecuadas para el desarrollo de los microorganismos neutrófilos. Las oscilaciones significativas son indicativas de vertidos industriales (ácidos o básicos), así como de determinados procesos biológicos, como los desplazamientos en los equilibrios en los que esta involucrado el CO₂, debido a la proliferación de microalgas (Moreno, 2006).

Las variaciones importantes de pH respecto de los valores iniciales pueden producir problemas de inhibición en el desarrollo de determinados microorganismos.

I.5. TRATAMIENTOS DE DEPURACIÓN DE BAJO COSTE

El desarrollo de este trabajo se basa en la evaluación de un método de depuración de aguas residuales urbanas que, por sus características, se encuentra incluido dentro de los métodos clásicamente denominados no convencionales. Sin embargo, la amplia implantación de que están siendo objeto en pequeñas poblaciones, hace que en la actualidad se plantee si es adecuado de este calificativo, sustituyéndose por el de bajo coste.

La Directiva de la Comunidad Económica Europea sobre aguas residuales de 1991 (91/271/CEE), regula y exige la resolución de la depuración de las mismas entre los años 2000 y 2005, en función del tamaño de la población y de la zona de vertido, según diferentes criterios en cuanto a su nivel de exigencia. En la actualidad, la realidad en que se están construyendo un gran número de depuradoras en nuestro país, especialmente en los núcleos medios y grandes (Pob. > 10.000 hab.), sin embargo, en los pequeños quedan por tratar en torno al 50 % de las aguas residuales.

Las tecnologías convencionales son prácticamente imprescindibles en los núcleos medianos y grandes, ya que las necesidades de un mínimo espacio utilizado y las altas exigencias de velocidad y rendimiento los hacen insustituibles (Collado, 2002).

Las soluciones que se adoptan respecto a la depuración de aguas residuales para núcleos de población pequeños, de entre 2000 y 5000 habitantes (>95% de los municipios), deben considerar parámetros económicos y de operación, ya que normalmente los costes por habitante de las instalaciones pequeñas puede ser mayor que en las instalaciones mayores.

Las instalaciones de pequeñas poblaciones se encuentran a menudo con grandes fluctuaciones del afluente, tanto entre los valores máximos y mínimos diarios, como entre distintas épocas del año, debido fundamentalmente al turismo. Normalmente, los equipos y maquinarias suelen dar más problemas en las instalaciones pequeñas que en las grandes.

La mayoría de los municipios no cuenta con personal especializado en sistemas de tratamiento, ni partidas presupuestarias que permitan disponer de la plantilla necesaria para en mantenimiento de procesos de depuración. Por ello, el equipo instalado debe ser escaso y con bajo mantenimiento, y los procesos en los que se base la depuración deben ser simples de controlar, evitando las automatizaciones complejas.

Un problema que suele aparecer en las pequeñas poblaciones son los aportes no urbanos característicos de zonas rurales a las redes de saneamiento, procedentes de pequeñas industrias, como granjas, lecherías, producciones azucareras, vinícolas, aceituneras, etc. Estos residuos pueden sobrecargar fácilmente las instalaciones, ya que representan un porcentaje elevado del caudal.

La aplicación de procesos naturales de depuración suelen dar buenos resultados en cuanto a respuesta a variaciones en los flujos, carga orgánica, salinidad, etc. (Lebrato y col., 2004).

Los sistemas de bajo coste de tratamiento de aguas residuales urbanas para pequeños núcleos deben resolver las necesidades de depuración con la misma eficacia que se hace en los grandes, si bien deben caracterizarse por (EPA, 1977):

- Prioridad de procesos que requieren un tiempo mínimo de actuación del operador.
- Equipos que requieran un mínimo mantenimiento.
- Funcionamiento eficaz ante un amplio rango de caudal y carga.
- Gasto mínimo de energía.
- Instalaciones donde los posibles fallos de equipos y proceso causen mínimo deterioro de la calidad en el efluente.
- Máxima integración en el medio ambiente.

Las posibilidades de tratamiento son variadas (Boller, 1989; Fastenau, 1989; Collado, 1991), donde se incluyen tratamientos primarios, tratamientos “in situ”, fangos activos, lechos bacterianos, biodiscos, lechos de turba, lechos intermitentes de arena, filtros verdes, lagunaje natural y aireado, etc.

Esta amplia gama de tratamientos, unido a las características específicas de cada uno de ellos, implica la aplicación de unos cuidadosos criterios de selección, para asegurar la viabilidad en la implantación y correcto funcionamiento, actuación que no siempre se realiza correctamente.

A continuación (Tabla I.7) se indican la aplicación y superficie necesaria por habitante para cada una de las posibilidades de tratamiento (Collado, 1991).

Tabla I.7. Campo poblacional de aplicación y superficie necesaria para las alternativas de depuración.

Sistema	Población equivalente								Superficie necesaria
	100	200	500	1000	2000	5000	10.000	>10000	
Fosa séptica	+++	++	+						0.1-0.5
Tanque Imhoff	+++	+++	++	+					0.05-0.1
Zanja filtrante	+++	+++	+++	++	++	+			6-66
Lecho filtrante	+++	+++	+++	++	++	+			2-25
Filtro de arena	+++	+++	+++	++	+				1-9
Lecho de turba	++	+++	+++	+++	+++	++	+		0.6-1.0
Pozo filtrante	+++	+++	+++	++	++	+			1-14
Filtro verde	+	++	+++	+++	+++	++	++	+	12-110
Lecho juncos	+	++	+++	+++	+++	++	+	+	2-8
Filtra. rápida	+	++	+++	+++	+++	++	+	+	2-22
Esc. Superficial	++	+++	+++	+++	++	+	+	+	5-15
Lag. Aireada			+	++	+++	+++	+++	+++	1-3
Lag. Aerobia	+	+	++	+++	+++	+++	++	++	4-8
Lag. Facultativ.	+	++	+++	+++	+++	+++	++	++	2-20
Lag. Anaerobia	++	++	+++	+++	+++	+++	+++	++	1-3
Lag. Anae. Modificada				++	++	+++	+++	++	1-5
Lecho bacteria.	+	++	+++	+++	++	++	++	++	0.5-0.7
Biodisco	+	+	++	+++	+++	+++			0.5-0.7
Aireación prolongada	++	++	+++	+++	+++	+++	+++	++	0.2-1.0
Canal de oxidación			++	+++	+++	+++	+++		1.2-1.8
Trat. Físico químico	+	+	++	+++	+++	+++	++		0.1-0.2

Adecuado: (+):poco, (++):medio, (+++):mucho

I.6. DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES POR MICROALGAS Y ASOCIACIONES MICROALGAS / BACTERIAS

Los sistemas de depuración de aguas residuales por la acción de algas y bacterias se basan en los procesos metabólicos de estos microorganismos.

Los principales nutrientes inorgánicos, generalmente en forma iónica, que requieren los microorganismos son N, S, P, K, Mg, Ca, Fe, Na y Cl. Los micronutrientes más importantes son Zn, Mn, Mo, Se, Co, Cu, Ni y W (Madigan, 1997).

En cuanto a los requerimientos de carbono, los organismos que utilizan el carbono orgánico como fuente de C se denominan heterótrofos, mientras que en los que el C celular deriva del CO₂, se conocen como autótrofos. Además del C, otros muchos nutrientes orgánicos e inorgánicos son requeridos para un apropiado crecimiento y síntesis celular. Aquellos nutrientes orgánicos llamados factores de crecimiento, que no pueden ser sintetizados a partir de las fuentes de carbono, pueden ser requeridos por los organismos como precursores o constituyentes del material celular orgánico. La mayoría son catalogados dentro de tres clases: aminoácidos, purinas y pirimidinas, y vitaminas (Madigan, 1997)

Respecto a los requerimientos de oxígeno se pueden clasificar metabólicamente por su habilidad para crecer en ausencia o presencia de oxígeno molecular. La clasificación más común es: aeróbicos obligados (sólo se desarrollan en presencia de oxígeno), anaerobios obligados (sólo existen en ambientes carentes de oxígeno), y anaeróbicos tolerantes (insensibles a la presencia de oxígeno).

Las bacterias y las algas son los microorganismos numéricamente predominantes en el plancton tanto de aguas dulces (lagos, ríos, etc.) como en los mares y océanos. Sus procesos metabólicos son fundamentales en el control de la energía pelágica así como en los ciclos de los distintos nutrientes. En el estudio de la interacción entre algas y bacterias los medios acuosos se puede definir la FICOSFERA, por analogía a la rizosfera (Bell, 1972) a nivel terrestre, como la zona que rodea un alga celular, y en el cual los microorganismos pueden estar influenciados por los productos generados por esta alga.

En estudios relacionados se han establecido correlaciones entre la producción primaria del fitoplancton y la abundancia de bacterias (Overbeck, 1979; Safanova, 2004).

I.6.1. INTERACCIÓN ALGA-BACTERIA

Los procesos de interacción entre algas y bacterias en este medio en que conviven estas especies son variados y complejos (Figura I.2). Las relaciones establecidas entre ellas pueden estar encaminadas a la estimulación o inhibición en el desarrollo de las otras comunidades que se encuentran dentro de este espacio.

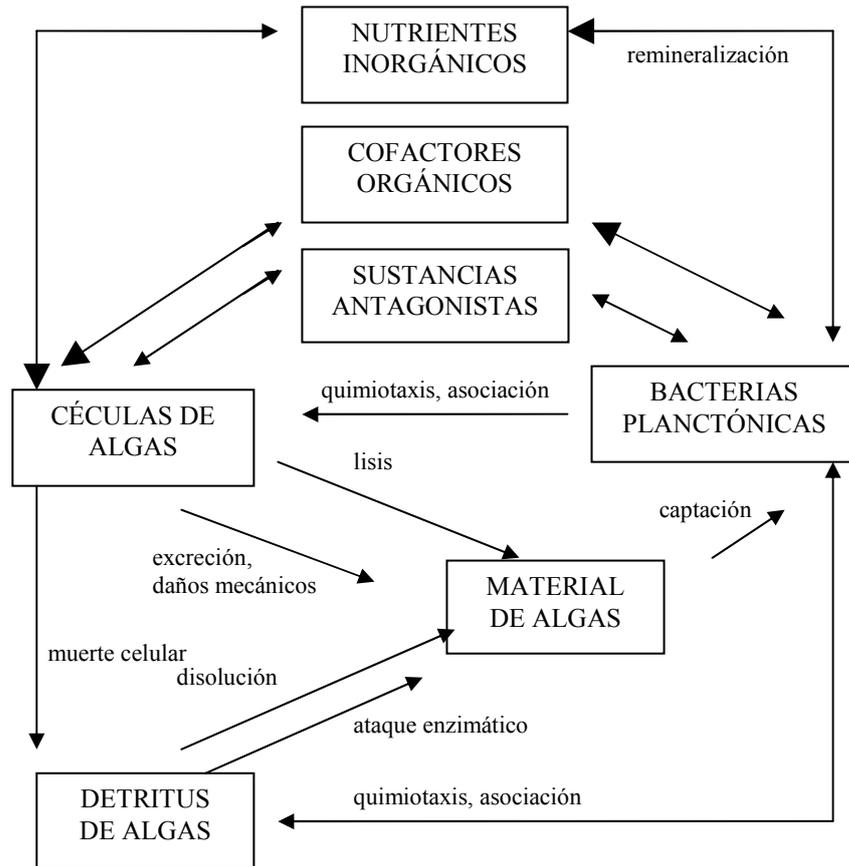


Figura I.2. Esquema simplificado de algunas interacciones que tienen lugar en la ficosfera (Cole, 1982).

Estas relaciones, si bien se establecen claramente a nivel de laboratorio, pueden ser un tanto teóricas si se estudian en ecosistemas naturales, debido a que se trata de sistemas abiertos en los que hay entrada y salida de posibles elementos (compuestos segregados, agua, gases

solubles,...), y a que están sujetas a factores que presentan una gran variabilidad, como:

- Dimensiones del sistema
- Población de individuos por unidad de volumen
- Concentración de sustancias segregadas por las distintas especies
- Movimientos y desplazamientos a que pueden verse sometidos
- Estacionalidad de los fenómenos
- Aporte de nutrientes exógenos.

Sin embargo en sistemas cerrados, donde se encuentran en condiciones de aislamiento tanto a nivel atmosférico como a nivel acuático, estas interacciones cobrarían una especial relevancia ya que podrían determinar fenómenos como una rápida sucesión de especies, la inhibición en el desarrollo de determinados individuos o la proliferación de otros.

En las aguas continentales y sistemas marinos las bacterias se encuentran en número aproximado de 10^6 células mL^{-1} , por conteo directo sobre microscopio (que pueden ser varios órdenes menores en caso de recuento en medios de cultivo). Las bacterias planctónicas presentes en aguas naturales suelen ser muy pequeñas, normalmente menores de $0.5 \mu\text{m}$ de diámetro (Azan, 1977; Bowden, 1977; Cole, 1979, 1982).

Las algas de tamaño celular varían en cuanto a concentración en los medios acuáticos, generalmente de $10^2 - 10^5$ individuos mL^{-1} . El fitoplancton está compuesto por individuos mayores de $2 \mu\text{m}$ en su lado menor. Sin embargo, existen algas verdeazuladas más pequeñas, sobre $0.8 \mu\text{m}$ de diámetro (Waterbury, 1979). La biomasa del fitoplancton puede exceder los 300 mg m^{-3} para aguas eutrofizadas, y el rango de producción primaria puede alcanzar valores entre 10 y $1000 \text{ mg C m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, para los diferentes sistemas (González, 1988).

Normalmente en una masa de agua, el máximo valor para la actividad microbiana ocurre durante la fase de decadencia del desarrollo de un bloom de algas (Coveney, 1977; Jones, 1976). Sin embargo, ya que las bacterias pueden asimilar tanto los compuestos de carbono procedentes de las algas como los ya presentes en el agua (Goldman, 1968), las aguas contaminadas pueden presentar un desarrollo bacteriano sin necesidad de que se produzca un desarrollo de algas.

El desarrollo conjunto de algas-bacterias que coexisten en un medio viene determinado por factores específicos del medio (Cole, 1982) como:

- Composición del medio
- Población de algas
- Población bacteriana

A continuación se detallan las interacciones fundamentales que tienen lugar en la coexistencia de algas/bacterias en los ecosistemas acuáticos.

INHIBICIÓN DEL CRECIMIENTO DE LAS ALGAS POR LAS BACTERIAS.

En sistemas donde conviven algas y bacterias, la inhibición del crecimiento de las algas por procesos protagonizados por las bacterias presentes pueden ser debidos a:

- **Modificación del medio**

La población de bacterias en un determinado medio puede ejercer un efecto inhibitorio en el crecimiento de las algas (Cole, 1982). Cuando el índice de materia orgánica disuelta es suficientemente alto, predomina un crecimiento bacteriano cuyos procesos metabólicos pueden modificar el sistema en detrimento de las algas. La respiración aeróbica bacteriana requiere de prácticamente todo el oxígeno disuelto presente en el medio, lo que impide el posible desarrollo de algas. Aunque algunos tipos de algas son capaces de realizar la fotosíntesis bajo condiciones anaerobias (por el uso del fotosistema I), la mayoría son inhibidas por la falta de oxígeno, pese a que el resto de condiciones sean favorables.

En la mayoría de los sistemas acuáticos abiertos el agotamiento del oxígeno disuelto no supone un problema, ya que el intercambio de gases con el medio permite una mínima incorporación de oxígeno a la masa acuática.

Durante el día, el descenso del contenido en el OD no alcanza niveles críticos que supongan una inhibición total en desarrollo de las algas, debido a los aportes atmosféricos y de las algas/plantas presentes. Sin embargo, el consumo de oxígeno nocturno en sistemas muy poblados de plancton puede suponer un problema para las algas.

El pH del medio puede verse también afectado por la presencia de una elevada población bacteriana, descendiendo por la producción de ácidos orgánicos y por las reacciones de oxidación de compuestos como NH_4^+ y H_2S , donde un aislamiento del sistema (sistemas cerrados) provocaría un descenso del OD suficientemente importante como para inhibir el desarrollo de algas.

Sin embargo, en los océanos o en aguas donde los compuestos presentes actúen tamponando el medio, la acidificación ejerce un efecto despreciable para el fitoplancton.

- **Lisis bacteriana**

En la bibliografía están descritos casos en los que bacterias acuáticas causan la lisis de las células de las algas unicelulares, así como determinados virus (Steward y Brown, 1969).

Las bacterias que rompen las algas verdeazuladas han sido estudiadas con detalle respecto a los dos mecanismos de lisis (Daft, 1973) en condiciones de laboratorio y en el medio natural (Daft, 1973, 1975). Los sistemas de actuación pueden ser por secreción de enzimas de determinadas bacterias, que suele atacar a cianofíceas en condiciones de bloom, y que destruyen las membranas celulares de las algas. Por otro lado, hay bacterias pueden penetrar la pared celular de las algas, infectándolas y digiriendo su contenido por completo desde dentro (Schnepf, 1974).

Otro tipo de lisis de algas se produce por la acción de determinadas sustancias de bajo pesos molecular segregadas por las bacterias (Granhall, 1972; Burnham, 1976).

- **Competencia por los nutrientes limitantes**

El crecimiento de las algas en las aguas naturales puede verse limitado por la disponibilidad de determinados nutrientes inorgánicos esenciales para su desarrollo, como N o P (Likens, 1972). En aguas residuales urbanas este problema deja de existir, ya que el aporte tanto de sustancias orgánicas como inorgánicas procedentes de los desechos está asegurado. Por el contrario, los principales problemas a los que nos enfrentamos en el almacenamiento o vertido de aguas con una alta carga contaminante es la posibilidad de desarrollo de un bloom. La existencia de nutrientes unido a las altas temperaturas y la radiación, son el origen los fenómenos de eutrofización, caracterizados por un desarrollo de algas que colapsa el ecosistema acuático.

Sin embargo en sistemas caracterizados por una alta actividad bacteriana, el requerimiento de determinadas sustancias por las bacterias podría ralentizar o inhibir el crecimiento de las algas.

- **Otros fenómenos de inhibición**

Aparte de los casos anteriormente citados, existen circunstancias en que el crecimiento de las algas está condicionado por la presencia o el desarrollo de determinadas bacterias. Así, determinadas sustancias solubles segregadas por las *Pseudomonas*, *Xantomonas* y *Flavobacterium* son inhibitorias o estimulatorias para diferentes especies de algas (Delucca, 1978).

ESTIMULACIÓN DEL CRECIMIENTO DE LAS ALGAS POR BACTERIAS

- **Regeneración de nutrientes**

En el funcionamiento general de los ecosistemas cerrados, el crecimiento autótrofo característico de las algas está limitado en el tiempo en ausencia de actividad heterótrofa. El desarrollo de las algas está sujeto a los procesos de remineralización que suponen un aporte de nutrientes básicos. Aunque hay precedentes de remineralización de compuestos orgánicos debido a la actividad propia de las algas (Droop, 1966; Satoh, 1976), la mayoría corresponde procesos inherentes a los microorganismos heterótrofos (Bloesch, 1977).

- **Producción de vitaminas**

En lagos y demás sistemas acuáticos el crecimiento de las microalgas se ve favorecido por la presencia de determinadas vitaminas en el medio. Los requerimientos de vitaminas del grupo B, y en concreto de la B₁₂, son comunes para el fitoplancton. Así en estudios realizados para poblaciones planctónicas, el crecimiento masivo de fitoplancton conlleva descensos de las cantidades solubles de esta vitamina en las estaciones en que se registran intensos periodos de crecimiento de algas. La mayor fuente de vitamina B₁₂ en sistemas acuáticos corresponde a las bacterias heterótrofas (Cavari, 1977).

- **Otros procesos estimuladores**

Se han descrito otros procesos de estimulación por determinados autores, aunque no todos ellos se encuentran debidamente documentados sobre los fenómenos responsables. Entre los más estudiados cabe destacar la degradación por parte de las bacterias existentes en un medio acuático de sustancias inhibitorias del crecimiento de otras algas. Este sistema es propio de las cianobacterias, capaces de evitar la competencia con otras microalgas (Keating, 1978).

INHIBICIÓN DEL CRECIMIENTO DE BACTERIAS POR LAS ALGAS

Entre los principales procesos de por los que las algas son capaces de limitar e incluso inhibir el desarrollo de las bacterias se encuentran:

- **Antibióticos**

Las algas que componen el fitoplancton poseen la capacidad de segregar sustancias inhibitorias de bacterias, y que tienen el objetivo de regular la competencia por los nutrientes limitantes.

El primer antibiótico aislado de un organismo autótrofo (*Chlorella*) fue la clorelina, que presenta una efectividad comprobada frente a bacterias gram positivo y gram negativo (Pratt, 1944). Otros ensayos basados en test realizados en placas de agar han mostrado la existencia de sustancias producidas por determinados taxones de algas que presentan efecto inhibitorio para el crecimiento de bacterias (Gupta, 1965, Schumacher, 2003). En estos estudios se muestran resultados que requieren de altas concentraciones de algas en el medio para que puedan observarse los efectos de inhibición (Duff, 1966). Por este motivo, se indica por determinados autores que estas sustancias pudieran estar presentes en la superficie celular de las algas o el moco que las recubre.

Otras sustancias procedentes de las algas podrían presentar influencia en los procesos respiratorios de las bacterias (Steeman-Nielsen, 1955).

Como conclusión sobre este apartado de especial relevancia en el presente trabajo cabría destacar la posibilidad de control de la población bacteriana en presencia de altas concentraciones de algas que forman el fitoplancton por la secreción de determinadas sustancias que pueden ser el resultado de productos procedentes de las rutas metabólicas propias de las microalgas, o bien un sistema de adaptación que le permitiría la

supervivencia en sistemas en los que compitan con poblaciones abundantes de bacterias, e incluso ser una conjunción de ambos (Whittaker, 1971).

- **Alteración del macrosistema**

Los sistemas acuáticos donde hay altas concentraciones de nutrientes que favorecen el crecimiento de las algas (N, F, K) propician los procesos de eutrofización. En periodos de crecimiento masivo de algas, como los que se producen en los bloom los procesos fotosintéticos, podrían agotar las existencias de carbono inorgánico. Este descenso debería ir acompañado de aumento en los valores de pH en al menos una unidad, entre los rangos de 6-8. Estas variaciones afectarían a la mayoría de las poblaciones bacterianas presentes en el medio, pudiendo algunas no ser tolerantes a los valores de pH alcanzados.

Por otro lado, también podrían darse casos en que el aumento del pH estimulase el metabolismo de determinadas bacterias, debido a que su desarrollo fuese óptimo a los nuevos valores.

ESTIMULACIÓN DE LAS BACTERIA POR LAS ALGAS

- **Aporte de oxígeno**

La proliferación de altas concentraciones de microalgas en sistemas acuáticos representa un aporte de O₂ al medio. Esta aireación fotosintética oxigena la masa de agua de forma homogénea, facilitando la respiración de los organismos heterótrofos y estimulando el crecimiento bacteriano (Moreno, 2006).

- **Aporte de materia orgánica**

El fitoplancton supone, directa o indirectamente, una importante fuente de materia orgánica en el crecimiento de las bacterias planctónicas. En sistemas acuáticos caracterizados por una alta actividad referida a las microalgas, y por tanto un alto cociente de producción primaria, suele presentarse alta actividad microbiana (Hobbie, 1977).

En la transferencia de materia orgánica desde el alga a la bacteria están involucrados procesos como:

- Bacterias que parasitan las células de las algas

- Bacterias que se nutren de los productos procedentes de la descomposición de las células de algas muertas.
- Bacterias que utilizan como recurso los subproductos resultantes del metabolismo de las algas.
- Descomposición

Los productos procedentes de la descomposición de las algas planctónicas, y concretamente determinados compuestos orgánicos, son metabolizados por las bacterias, que los utilizan como nutrientes. La presencia de bacterias en sistemas acuosos condiciona la transformación del contenido celular orgánico vertido al medio. Una fracción de los compuestos orgánicos se degrada hasta compuestos orgánicos solubles, sin que para ello sea necesaria la presencia bacteriana (Cole, 1982; Cole, 1979). Por el contrario otra fracción en que intervienen los procesos metabólicos bacterianos pasa a formar parte del material orgánico propio de la bacteria, o bien sufre un proceso de mineralización, pasando a CO₂, compuestos nitrogenados y sales minerales, entre otras sustancias.

Estos procesos sin embargo requieren de condiciones favorables para el desarrollo bacteriano, ya que aunque la descomposición del fitoplancton propicie la proliferación de bacterias, un desarrollo masivo puede ser causa de inhibición en su desarrollo.

- **Liberación de compuestos**

Las algas, en sus procesos metabólicos, producen determinados compuestos que pueden ser asimilados por las bacterias. El empleo como nutrientes de estas sustancias puede suponer la estimulación en la proliferación bacteriana (Herbst, 1978).

- **Crecimiento de organismos entéricos y patogénicos en la materia orgánica del alga**

En general, las bacterias entéricas y los microorganismos patógenos no se desarrollan en medios acuáticos. Sin embargo en presencia de determinadas microalgas se observa la supervivencia y proliferación de determinados microbios de estas características.

Las bacterias coliformes, y en particular las coliformes fecales, están normalmente asociadas al tracto intestinal de los animales de sangre

caliente, incluido los humanos, y están presentes en las aguas residuales urbanas en cantidades del orden de 10^5 U.F.C. 100 mL^{-1} (Moreno, 2006).

Sin embargo, se han hallado altas densidades de bacterias coliformes aguas no contaminadas, y que se han relacionado con blooms de *Chlorella* (McFetters, 1978).

Otros organismos como la *Legionella pneumofila* puede ser detectada en sistemas acuáticos, asociada a la presencia del alga verdeazulada *Fischerella* (Tison, 1980).

I.6.2. ALGAS PRESENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES

Las aguas residuales urbanas contienen poblaciones de microalgas que dependen de las condiciones ambientales y de la procedencia, aunque se encuentran en bajas concentraciones. Sin embargo, el establecimiento de las condiciones idóneas para su desarrollo (luz, nutrientes, ausencia de turbulencia, balance favorable de CO_2/O_2), permite su proliferación, hasta alcanzar poblaciones del orden de 10^9 células mL^{-1} (Borowitzka, 1988; Grobbelaar, 2000).

La composición y la concentración de los nutrientes presentes en el sistema, así como otros condicionantes medioambientales, pueden determinar el tipo de algas que se desarrollan. En presencia de niveles medios de nutrientes, la población de algas está dominada por las algas filamentosas, sobre todo en verano, con altas temperaturas y radiación solar. Pero para niveles muy altos de nutrientes, los blooms de algas están caracterizados por algas planctónicas. En el proceso de un bloom, se produce además una secuencia en la población de algas, donde las algas verdes que se desarrollan inicialmente, son desplazadas por un incremento en la población de las algas verdeazuladas, como las cianobacterias (Moreno, 2006).

Sorprendentemente, el crecimiento de una unidad de peso seco de alga se acompaña de un aumento de una vez y media el oxígeno disuelto molecular (Oswald, 1988).

Normalmente se encuentran géneros de algas como *Chlorella*, *Scenedesmus* y *Micractinium*, además de *Euglena*, *Chlamydomonas* y *Oscillatoria*, que están en lagunas con excesiva carga o tiempos de residencia muy altos (Oswald, 1988; 1995, Streble, 1987).

Las funciones de estas algas en depuración son principalmente la producción de O_2 , como soporte de crecimiento bacteriano, consumo de

nutrientes, adsorción de metales pesados y la desinfección (Oswald, 1988; 1995).

Los términos eutrófico y oligotrófico fueron introducidos por Weber en 1907, para calificar pantanos más o menos ricos en nutrientes. Los factores más importantes de la eutrofización por contaminación son las aguas residuales domésticas e industriales y los sobrantes del riego en agricultura enriquecidos con abonos.

Por otra parte el agua de escorrentía después de talas, incendios o del uso de herbicidas, provocan la aparición de una elevada proporción de nutrientes en las aguas de arrastre.

A través de una elevación del contenido mineral, las corrientías sobre superficies pavimentadas de ciudades, la sal para combatir la nieve y el hielo, y evacuaciones de la industria y automóviles a la atmósfera también influyen.

El uso masivo de detergentes fosforados (polifosfatos) ha enriquecido en fósforo las aguas. Los fosfatos inorgánicos que no forman precipitado movilizan además calcio, magnesio, hierro y manganeso.

Generalmente el desarrollo de las algas está condicionada por la relación N:P. La producción de algas esta, por tanto, correlacionada con los niveles y las cantidades relativas de N y P en el agua.

Para relaciones de N:P en un sistema que alcance valores 10:1, normalmente no se produce desarrollo de algas, ya que aparecen limitaciones de P. Para relaciones superiores a 10:1 Así, cuando la relación N:P excede de 29, se produce un cambio en el predominio de las cianobacterias a algas y diatomeas (Smith, 1983).

Generalmente, para concentraciones de P menores de 0.01 mg L^{-1} , el desarrollo de fitoplancton no se ve favorecido. Sin embargo, para concentraciones de P de entre $0.03 - 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ o mayores, pueden desarrollarse blooms (USEPA, 1986).

Algunas limitaciones existentes en cuanto al contenido de algas para el uso de aguas en función del contenido de clorofila-a.

- Consumo humano (antes del tratamiento) 0.015 mg L^{-1}
- Recreativo 0.025 mg L^{-1}

Los efectos perjudiciales que pueden suponer el desarrollo masivo de algas engloban aspectos tan dispares como:

- Efectos estéticos (lagos artificiales, recreo, etc.)
- Efectos para la salud: aunque normalmente las algas no poseen efectos perjudiciales para la salud, algunas especies producen endo- o exotoxinas que pueden ser acumuladas en partes comestibles de pescados u otros individuos que pueden ser consumidos por los seres humanos, creando un posible riesgo.
- Efectos medioambientales: igualmente un bloom de algas puede infectar a otras especies produciendo efectos indeseables por la acumulación de endo- o exotoxinas (Charmichael, 1981).

Para la puesta en marcha de las lagunas facultativas (con desarrollo de algas en la capa superior) y de maduración (aerobias) para el tratamiento de las aguas residuales urbanas, es suficiente con cargar los sistemas con aguas naturales o los propios afluentes para el desarrollo de las algas y de las bacterias heterótrofas (Moreno, 2006; UNEP, 2005; Mara y Pearson, 1998; Lavoie y de la Noüe, 1985).

Por otra parte, se pueden utilizar inóculos de otros sistemas (lagunas o reactores) para activar la aparición de microalgas (Lavoie, 1985; Moreno, 2006). Esto permite que la compatibilidad de los microorganismos con el medio sea muy alta, así como ventajas en la velocidad de proliferación.

Las poblaciones de microalgas de interés en depuración de residuos urbanos que naturalmente se encuentran en los efluentes urbanos, y que se desarrollan en condiciones ambientales son:

- *Scenedesmus sp.* (Lavoie, 1985, Moreno, 2006; Chacón, 2004; Abeliovich, 1978; Kaya, 1995, Oron, 1980;)
- *Chlorella sp.* (Lau, 1988 de Olguin; Chacón, 2004,)
- *Euglena sp.*()
- *Spirulina sp.* (Olguin, 2003;)
- Cianofitas.

La composición variable del efluente, así como la variación estacional de las condiciones ambientales ejercen una gran influencia sobre la predominancia de microalgas (Largo, 1997; Mara y Pearson, 1986).

Generalmente las especies *Chlorella sp.* y *Scenedesmus sp.* dominan naturalmente la mayoría de los sistemas de tratamiento continuos basados en microalgas (García 2000; Martínez, 1993), siendo consideradas las especies *Chlorella sp.* como las más altamente resistentes (Palmer, 1969; Muñoz, 2003).

El género *Scenedesmus* contiene un número enorme de especies, diferenciadas en muchas variedades, por multitud de características de detalle. Según las condiciones del medio, las células alteran su forma o se disgregan con facilidad (Oron, 1979). Las formas aisladas se asemejan a *Chlorella*. Entre otras dificultades para su identificación, sea ya la variación en el número medio de células de cada cenobio. Según las poblaciones y según la época del año. Estas variaciones dependen además de factores ambientales o del envejecimiento del medio. Para tasas de multiplicación alta, los cenobios suelen tener mayor número de células, aunque la acumulación de sustancias en el medio tienden a acelerar la formación de esporas y nuevos cenobios, con lo que desciende el número de células. La duración del período de iluminación y la concentración del fósforo parecen estar implicados. La forma de la célula también depende de la temperatura (Margalef, 1953).

La *Chlorella* puede producir clorelina, ácido graso foto oxidado que inhibe otras algas (Pratt, 1944). Pueden confundirse con *Scenedesmus* redondeadas, pero la estructura de las membranas (más complicada en *Scenedesmus*) suele bastar para diferenciarlas. Se pueden cultivar en oscuridad total, con iluminación ocasional, en sustratos orgánicos. En varios géneros la pared celulósica de la célula madre se hincha y persiste, englobando los nuevos individuos.

Las cianobacterias forman una sola clase, las Cianofitas. Son clasificadas como algas, concretamente algas verdeazuladas, por los cloroplastos que contiene en su interior.

Las Cianofitas se desarrollan en condiciones ambientales que se desvían notablemente de las relaciones habituales. Los cambios en la relación entre nitrógeno y fósforo acaban manifestandose en un avance o retroceso en el desarrollo de las cianofíceas.

Su posición como procariotas les confiere propiedades ecológicas distintivas en relación a los otros grupos de algas, lo cual tiene importancia para explicar su ocurrencia en ambientes definidos. Se caracterizan porque sólo tienen clorofila a.

Este grupo diverso es capaz de desarrollarse desde condiciones oligotrópicas, caracterizadas por el bajo contenido en nutrientes, hasta

hipereutróficas, con las concentraciones de nutrientes. Algunas especies de estas algas presentan ventajas en competencia con otras algas, ya que poseen la capacidad de fijar nitrógeno directamente a partir del nitrógeno gaseoso solubilizado en el agua, transformándolo en nitrógeno amoniacal biológicamente aprovechable. Así, en presencia de fósforo, pero condiciones limitantes de N, puede desarrollarse, frente a otras especies. Presentan además la capacidad de almacenar fósforo, para utilizarlo posteriormente, por lo que puede desplazar a otras especies.

En sistemas de agua dulce, gran cantidad de blooms son debidos a proliferación de miembros de la familia de las cianobacterias. Pueden tener un crecimiento muy rápido, presentando, según las especies problemas como mal olor, sabor o aspecto de las aguas colonizadas. Además, algunas de estas cianobacterias son capaces de liberar al medio toxinas que pueden afectar a animales o seres humanos, que pueden presentar irritaciones alérgicas, síntomas gastrointestinales y problemas respiratorios.

Los medios en los que se desarrollan las cianobacterias suelen estar caracterizados por:

- estabilidad física, ya que las turbulencias o corrientes normalmente previenen o eliminan los blooms.
- Son capaces de desarrollarse en habitats extremos, siempre que presenten estabilidad
- Condiciones de pH neutro o ácido
- Desarrollo favorecido por altas cargas orgánicas, altas relaciones P:N (por la capacidad de fijar N), y baja concentración de metales.
- Presencia de hepato/neurotoxinas producidas por las cianobacterias
- Suelen ser el alimento preferido de otros seres, como microcrustaceos, rotíferos, etc.
- Pueden permanecer en estado de letargo durante años, desarrollándose cuando las condiciones son favorables
- Forman blooms donde los individuos flotan libremente, distribuyéndose por toda la masa de agua.

Algunas de las especies de cianobacterias más comunes son:

- Oscillatoriales –filamentosas, sin producción de endo/exosporas, como *Oscillatorias*, *Lingbya* y *Anabaena*.
- *Microcistis*
- *Cilindrospermopsis*
- *Afanizomenon*

En los ecosistemas, las especies de microalgas pequeñas y de rápido crecimiento predominan frente a las de crecimiento lento (Hoffman, 1998). Así, por ejemplo, los géneros *Euglena* y *Scenedesmus* son los más abundantes en los medios cargados (Martínez y Sancho, 1993). Además, son predominantes frente a *Chlorella* por debajo de los 15°C, debido a su alta tolerancia a las bajas temperaturas (Mara y Pearson, 1986).

La operación en fotobiorreactores cerrados permite, la selección de los especies con las que se pretende trabajar, mediante la inoculación de los cultivos y el control de las variables de operación (tiempo de retención, temperatura, recirculación,...). Esto sin embargo es un proceso limitado en el caso de las aguas residuales urbanas, ya que la entrada de un afluente variable implica un aporte continuo de microorganismos.

La concentración de las microalgas en un cultivo de algas en aguas enriquecidas en nutrientes necesarios para su desarrollo, como es el caso de las aguas residuales urbanas, presenta densidades promedio de 10^7 células mL^{-1} , equivalentes a 0.15-0.20 g de peso seco L^{-1} o menores. Hay descritas excepciones para estudios realizados (McGriff y McKinney, 1972; McKinney., 1971; Hendridcks y Bosman, 1980; Doran and Boyle, 1979; y Humenick y Hanna, 1971), que alcanzan concentraciones que se encuentran alrededor de 1g de peso seco L^{-1} . Estos valores se consideran los valores de densidades máximas de enriquecimiento de cultivos de microalgas desarrolladas en las condiciones fisiológicas óptimas.

Las condiciones normales de trabajo en estudios basados en el uso de concentrados de algas para depuración de aguas residuales (Lavoie, 1985), pasa por varias etapas. Una primera etapa de cultivo, en la que una muestra de agua que contiene las algas es sometida en un tanque a tratamiento de aireación (burbujeo de aire) e iluminación artificial, con objeto de obtener un primer medio caracterizado por una alta población de algas. Posteriormente se obtiene un concentrado de las algas cultivadas haciéndolas decantar por floculación química, utilizando para ello Chitosán

(polisacárido obtenido partir de un extracto de crustáceos) u otros floculantes comerciales. Como ultimo paso, este extracto se emplea para la inoculación de los sistemas pilotos que se ensayaran para la depuración, adicionando diferentes cantidades para obtener diferentes concentraciones.

I.6.3. DEPURACIÓN EN SISTEMAS BASADOS EN MICROALGAS

La utilización de microalgas presenta un gran potencial para el desarrollo de procesos biotecnológicos, tanto con fines de depuración de aguas contaminadas como para la producción de sustancias de alto valor con fines cosméticos, farmacéuticos, agrícolas, alimentarios o medioambientales (Soeder, 1986; Borowitzka and Borowitzka, 1988; Borowitzka, 1992; Sirenko and Pulz, 2000; Tsoglin and Gabel, 2000).

Como sistema de depuración se ha utilizado por el hombre desde hace tiempo, por imitación de los procesos naturales que se dan espontáneamente en lagunas y medios acuáticos ricos en nutrientes. La capacidad que presentan en la eliminación de nutrientes, metales pesados y patógenos ha sido aprovechada para el tratamiento de las aguas residuales urbanas así como residuos industriales.

Supone una importante opción para el desarrollo de sistemas de depuración de aguas residuales urbanas, que han sido objeto de estudio desde hace más de 60 años (Caldwell, 1946; Oswald y Gotaas, 1957; Lavoie y Noüe, 1985; Abeliovich, 1986; Mara y Person, 1986; Oswald, 1988, 1995; Aziz and Ng, 1993). Las microalgas han jugado un importante papel en los tratamientos terciarios de las aguas residuales domésticas en las lagunas de maduración, o en los tratamientos a pequeña-media escala de aguas residuales de núcleos urbanos en lagunas facultativas o aerobias.

Su aplicación en depuración abarca varios aspectos de los tratamientos de residuos tanto urbanos como industriales (Tabla I.8).

Tabla I.8 .aplicaciones de las microalgas en de tratamientos de aguas residuales.

Aplicación	Comentario	Referencias
Eliminación de DBO	Las microalgas proporcionan oxígeno al medio. Concentraciones de 1.5-1.92 Kg O ₂ Kg ⁻¹ , y producciones de 0.48-1.85 kg O ₂ m ⁻³ d ⁻¹ , se han descrito para lagunas de escala piloto y fotobiorreactores a escala de laboratorio para aguas residuales urbanas o contaminadas artificialmente.	Grobbelaar, 1988; Martínez, 1993; McGriff, 1972; Muñoz et al., 2004; Oswald, 1988
Eliminación de nutrientes	Las microalgas asimilan una significativa cantidad de de nutrientes ya que requieren grandes cantidades de nitrógeno y fósforo para la formación de proteínas (45-60% de peso en seco de microalgas), ácidos nucleicos y síntesis de fosfolípidos. La eliminación de nutrientes puede verse además incrementada por la volatilización de NH ₃ o la precipitación de P debido al aumento de pH asociado a la fotosíntesis.	Laliberte', 1994; Oswald, 2003; McGriff, 1972; Nurdogan, 1995; Vollenweider, 1985
Eliminación de metales pesados	Los organismos fotosintéticos pueden acumular metales pesados por procesos de adsorción física, intercambio iónico y quimisorción, unión covalente, precipitación superficial, reacciones redox o cristalización en la superficie de las células. La reducción de la concentración puede involucrar también el transporte de metales entro de la célula como un sistema de defensa ante los metales en disolución o bien como reserva de oligoelementos. Las microalgas pueden además segregar metabolitos capaces de formar quelatos con los iones metálicos. El aumento de pH asociado al crecimiento de microalgas puede producir la precipitación de metales pesados como hidroxiaácidos o hidróxidos.	Chojnacka, 2005 Kaplan, 1995; Kaplan., 1987; Rose, 1998; Travieso, 1996; Van Hille, 1999. Wilde, 1993; Yu 2004; Mallick, 2002
Eliminación de patógenos	Las microalgas producen la desactivación de patógenos por el aumento de pH, temperatura y concentración del oxígeno disuelto en la masa de agua tratada. Además pueden darse relaciones antagónicas alga / bacteria.	Aiba, 1982; Mezrioui, 1994 ; Schumacher, 2003; Moreno, 2006.
Eliminación de heterótrofos	Algunas algas y cianobacterias son capaces de utilizar compuestos tóxicos de difícil eliminación como fuente de C, N, S o P.	Semple., 1999; Subaramaniana, 1997
Producción de biogas	La producción de CH ₄ en la digestión anaerobia de la biomasa de algas/bacterias conlleva una ventaja económica a nivel energético	Eisenberg., 1981; Oswald, 1976
Monitorización de toxicidad de un medio	las microalgas se utilizan en pruebas de toxicidad o en estudios de ecología microbiana ya que son unos indicadores muy sensibles a los cambios ecológicos	Day, 1999

Las microalgas se encuentran involucradas en la depuración de aguas residuales a través de procesos caracterizados por:

ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA

La disminución del contenido en materia orgánica en disolución de las aguas residuales, debida a la actuación de las microalgas se basa en dos procesos fundamentales:

- **Nutrición heterótrofa de las algas**

Las algas son organismos autótrofos, sin embargo existen microalgas que debido a la simplicidad de sus estructuras, requieren o son capaces de realizar la asimilación directa de compuestos orgánicos presentes en el medio para completar su metabolismo (Abeliovich, 1978; Chacón, 2004).

Un gran número de algas pueden desarrollarse en la oscuridad, cuando se les proporcionan determinados compuestos orgánicos del carbono (Margalef, 1983). Algunas algas, creciendo en presencia de luz, pueden asimilar compuestos orgánicos de carbono, si estos son capaces de atravesar la membrana y se incorporan a los ciclos metabólicos. En estos casos la heterotrofia es o puede ser facultativa. Existen, además unas pocas algas unicelulares de aguas oligotróficas que son heterótrofas.

Existe una gran variedad de compuestos orgánicos que pueden sustentar la nutrición heterótrofa de las microalgas (Neilson, 1974). Las aguas residuales urbanas, por su alto contenido en materia orgánica, suponen un medio idóneo para su crecimiento, al favorecer estos procesos.

Las algas utilizan distintos sustratos como fuentes de carbono, aunque fundamentalmente se basan en la asimilación de glúcidos. Se pueden distinguir distintos tipos según los hidratos de carbono empleados, como:

- Glucosa únicamente: *Scenedesmus*, *Oocystis*, *Stichococcus*.
- Acetato exclusivamente: euglenales (*Euglena*), volvocales y criptomonadales.
- Glucosa y acetato alternativa o simultáneamente, incluso otros glúcidos: diatomeas (*Amphora*, *Nitzschia*), clorofíceas (*Chlorella*, *Chlamydomona*) y cianofíceas.

Desde el punto de vista de la evaluación de la producción primaria, tiene interés el conocimiento de la relación existente entre el crecimiento de la población de microalgas que presentan actividad heterotrófica y su dependencia de la materia orgánica disuelta. Probablemente, la nutrición heterótrofa solo representa una fracción importante para condiciones en las que la concentración MO es elevada, como ocurre en las aguas residuales urbanas. Hay otras situaciones especiales en las que la heterotrofia es decisiva, presentando una ventaja selectiva para las especies en las que se da.

En estas consideraciones, hay que tener en cuenta la competencia con las bacterias, y el hecho de que a bajas concentraciones de sustrato, las bacterias siempre presentan una actividad preferente. Así, hay constantes de saturación (K_s) en la utilización de diversos glúcidos que toman valores de entre 2-20 mg L⁻¹ para las bacterias, pero entre 57-100mg L⁻¹ para las algas heterótrofas (Rahart, 1965).

En este sentido, se han evaluado (Droop, 1974) las tasas de multiplicación para cultivos de especies por asimilación de CO₂, crecimiento heterotrófico con un glúcido, o bien ambos simultáneamente.

- **Aireación fotosintética**

La mayoría de los sistemas de depuración de aguas residuales urbanas requieren para su tratamiento de la aireación de la masa de agua. Este manejo tiene por objeto suministrar oxígeno para activar el desarrollo de las bacterias aerobias heterótrofas que forman parte de los fangos activados. La aireación mecánica supone más del 50 % del consumo total de energía de una planta tipo de tratamiento aerobio de aguas residuales urbanas (Tchobanoglous, 2003).

Como sistema de suministro de O₂ a la masa de agua, se han ensayado la utilización de microalgas que, como subproducto de la actividad fotosintética, producen oxígeno, mediante una relación sinérgica alga/bacteria. Este sistema facilita la oxigenación homogénea del medio y aumenta el contenido en oxígeno disuelto (Moreno, 2006).

En los tratamientos de depuración de aguas residuales urbanas basados en la aplicación directa de algas suponen un aumento de la eficiencia energética en la reducción de DBO (Figura I.3), por la generación de oxígeno que es utilizado por las bacterias aerobias heterótrofas (Lavoie y de la Noüe, 1985).

La utilización de microalgas como método de aporte de O_2 al medio supone una opción que aporta ventajas:

- Económicas: por reducción de costes de operación, ya que permite disminuir o prescindir de la aireación mecánica forzada.
- Medioambientales: al evitar la formación de aerosoles contaminantes originados por la aireación mediante bombas de inyección de aire.

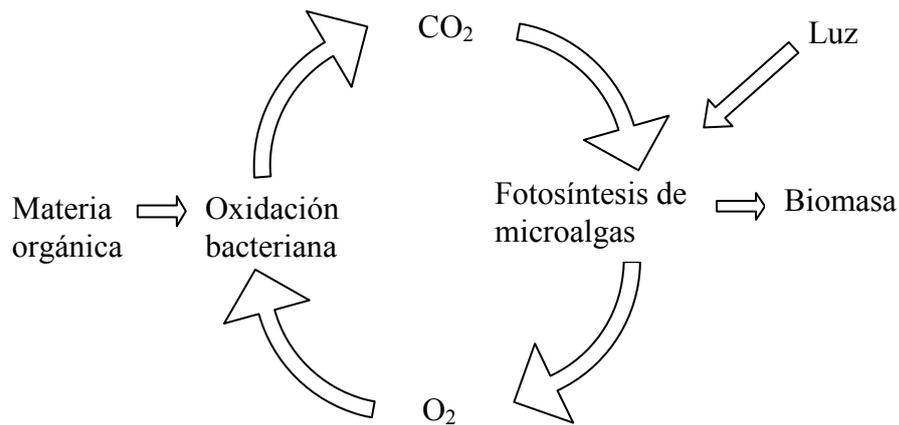


Figura I. 3 .Principio de la oxigenación fotosintética en los procesos de reducción de DBO.

ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES

Las aguas procedentes de tratamientos secundarios de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas de ciudades de tamaño medio correspondiente a nuestra latitud, presentan contenidos de N y P del orden de $N-NH_3$ (50 mg L^{-1}), $N-NO_3^-$ (6 mg L^{-1}), $P-PO_4^{3-}$ (30 mg L^{-1}) (Howard, 2004). Los vertidos conteniendo estos compuestos, representan un medio enriquecido en nutrientes que favorece la proliferación de microalgas. Si estos efluentes se acumulan con las condiciones propicias de temperatura, luz, estanqueidad, etc., pueden generarse blooms de algas, que conllevan la eutrofización de ríos y lagunas.

Este mismo proceso natural puede utilizarse para la depuración de aguas residuales, permitiendo el desarrollo del fitoplancton en recintos y

condiciones controladas, que consumen estos nutrientes, depurando por tanto estas aguas.

El tratamiento mediante algas supone un sistema (Lavoie y de la Nouë, 1985) de gran capacidad de eliminación de N-NH_4^+ y P-PO_4^{3-} , que representan problemas en los vertidos de aguas residuales urbanas. Este trabajo se desarrolla con cultivos donde la población mayoritaria del fitoplancton corresponde a *Scenedesmus obliquus*.

La reducción del contenido de N-NH_4^+ mediante este proceso se produce de una forma rápida, con eliminación completa en 15 minutos, descrito para concentraciones de N-NH_4^+ de $0.06 \mu\text{mol L}^{-1}$, y concentraciones de algas correspondientes a $2.6 \text{ g de peso seco L}^{-1}$. Los trabajos muestran relaciones e eliminación de N/concentración de algas directamente proporcionales al aumento de la población de algas en el medio.

Para la eliminación del P-PO_4^{3-} , los ensayos mostraron reducciones de las concentraciones iniciales ensayadas ($21 \mu\text{mol L}^{-1}$), que alcanzaron el 75%, aunque hay descritos rendimientos del 90% (de la Noüe, 1980) para tiempos de retención mayores. Se presentan reducciones con relaciones que son inversamente proporcionales a las concentraciones de microalgas presentes en el medio.

Sin embargo, para los mecanismos involucrados en la eliminación de nutrientes por parte de las microalgas para las aguas residuales urbanas y para el tratamiento de las aguas residuales industriales, estos compuestos que hacen el papel de nutrientes no son considerados como contaminantes peligrosos bajo el aspecto de la contaminación, a pesar de que pueden originar problemas en las masas de agua en las que son vertidas, como eutrofización, influencia en la fauna, etc. Para los procesos de depuración de aguas o producción de algas que conllevan un crecimiento masivo de las microalgas, estos compuestos representan el aporte necesario de P, N, sales solubles, metales macro y micronutrientes, etc.

ELIMINACIÓN DE RIESGOS POR AIREACIÓN

La utilización de algas como suministro de oxígeno en el tratamiento de aguas residuales supone además una ventaja sanitaria respecto a los sistemas de aireación de basados en bombas conectadas a soplantes que inyectan aire a los reactores biológicos. Estos sistemas proyectan al ambiente una nube de agua en proceso de depuración en forma

de aerosol, que puede presentar problemas para el personal de la planta, así como ser arrastrada hasta núcleos de población cercanos.

Los aerosoles son una importante forma de contaminación, ya que la formación de microgotas presenta una gran capacidad de desplazamiento al ser arrastrados por las corrientes de aire, así como la posibilidad de interacción con humanos por las vías respiratoria, cutánea y ocular. Los contenidos en microorganismos patógenos favorecen los riesgos de infección, además de la distribución al medio tanto de los mismos por el medio.

En el caso de aguas contaminadas con compuestos químicos tóxicos o peligrosos, la capacidad de contaminación humana y distribución en las zonas colindantes, supone un factor de control.

Los riesgos para la salud derivados de la aireación mecánica intensiva (Brandi, 2000; Hamoda, 2006), suponen una preocupación para los gestores de las plantas de tratamiento, por lo que algunas plantas (en la actualidad, la planta de Ranilla, Sevilla, suministro de muestras de este trabajo), están optando por la construcción de sistemas de depuración situados bajo una cubierta como cerramiento de los reactores y decantadores de la planta.

Estos problemas se presentan tanto en el tratamiento de aguas residuales urbanas como en el de aguas procedentes de procesos industriales.

APLICACIONES INDUSTRIALES

Los tratamientos basados en la acción de las microalgas permiten una eliminación de los metales pesados presentes en los afluentes, por distintos procesos en los que están involucradas las algas.

Los trabajos que algunos autores han realizado han demostrado la actividad depuradora de las algas para efluentes de actividades industriales. Se han descrito sistemas de depuración en procesos combinados de algas-bacterias como tratamientos de degradación de residuos de plantas de tratamiento del petróleo (Safonova, 2004).

También hay descritos sistemas basados en el tratamiento con *Chlorella sorokiniana*, que aportan el oxígeno necesario para el tratamiento bacteriano de degradación aeróbica de fenantreno, acetoneitrilo, fenol y salicilatos ((Borde, 2003; Guieysse y col., 2002; Muñoz, 2005 a, b).

Por otro parte, algunos estudios recientes muestran que la intervención de las algas puede ser una ayuda en la degradación de algunos contaminantes perjudiciales (Muñoz, 2004; Safonova, 2004).

Esta relación sinérgica puede ser utilizada también en tratamientos de contaminantes peligrosos de origen industrial como un sistema de reducción de costes, presentando además menores riesgos que la aireación forzada turbulenta.

I.6.4. DEPURACIÓN POR BACTERIAS

La mayoría de las especies bacterianas son saprofitos, es decir, viven de las sustancias orgánicas muertas que descomponen con ayuda de enzimas.

La densidad de las poblaciones de bacterias es muy variable, dependiendo de los medios. Los recuentos efectuados en medios sólidos dan, en general cifras inferiores a las reales. La densidad de las poblaciones varía localmente presentando valores mayores en las inmediaciones de la película superficial o de cualquier objeto sólido, así como en las zonas periféricas de las masas de aguas.

Podemos clasificar las bacterias de las aguas residuales urbanas según su nutrición, en dos grandes grupos:

- Bacterias parásitas

Son las que han tenido como huésped al hombre o a los animales; suelen ser patógenas y producir graves enfermedades (tifus, cólera, disentería, etc.), y en el tratamiento de las aguas residuales son uno de los factores más importantes a tener en cuenta.

- Bacterias saprofitas

Son las que se nutren de los sólidos orgánicos residuales y provocan descomposiciones fundamentales en los procesos de depuración.

Según el medio, las bacterias de las aguas residuales urbanas se pueden clasificar en: Aerobias, anaerobias, facultativas y autótrofas.

- Bacterias aerobias

Son aquellas que necesitan oxígeno procedente del agua para su alimento y respiración. El oxígeno disuelto que les sirve de sustento es el oxígeno libre (molecular) del agua, y las descomposiciones y degradaciones que provocan sobre la materia orgánica serán procesos aerobios, estos procesos se caracterizan por falta de malos olores.

- Bacterias anaerobias

Son las que consumen oxígeno procedente de los sólidos orgánicos e inorgánicos, y la presencia de oxígeno disuelto no les permite subsistir. Los procesos que provocan son anaerobios y se caracterizan por la presencia de malos olores.

- Bacterias facultativas

Algunas bacterias aerobias y anaerobias pueden llegar a adaptarse al medio opuesto, es decir, las aerobias a medio sin oxígeno disuelto y las anaerobias a aguas con oxígeno disuelto.

- Bacterias autótrofas

Son aquellas que pueden sustentar su protoplasma a partir de sustancias minerales como anhídrido carbónico, sulfatos, fosfatos, carbonatos, etc., tomando la energía necesaria para sus biosíntesis a partir de la luz (bacterias fotosintéticas) o a partir de ciertas reacciones químicas (bacterias quimiosintéticas).

Las bacterias presentes en las aguas residuales intervienen en su depuración, mediante procesos de degradación de la materia orgánica. La utilización de la MO se debe a la transformación de los compuestos orgánicos presentes por la acción de un conjunto de microorganismos, a través de sus rutas metabólicas. Los sustratos se utilizan mediante las vías disimilatorias (reacciones de producción de energía) y la asimilatoria (reacciones de síntesis).

Estos procesos suponen un importante eslabón en la cadena del equilibrio de la naturaleza. Como parte de su metabolismo, descomponen plantas y animales muertos, así como los productos de la degradación de estos, desdoblándolos hasta los componentes minerales básicos, que pueden entonces ser absorbidos nuevamente por las plantas verdes y ser reconvertidos en compuestos orgánicos.

La autodepuración de las aguas y la limpieza biológica de las aguas residuales en las instalaciones depuradoras corresponden, casi exclusivamente, a las bacterias. Algunas especies de bacterias pueden realizar transformaciones químicas muy complejas, correspondientes a compuestos difícilmente biodegradables o tóxicos. Estos procesos han sido aprovechados a gran escala en la industria química.

Las bacterias presentan como característica notable la eficacia y rapidez en realizar estas transformaciones. Este hecho está asociado a la gran superficie específica por su altísima relación superficie/masa corporal, que las dota de una intensidad metabólica extraordinariamente alta.

Como subproductos de la actividad respiratoria, principalmente aerobia, aunque también en parte la anaerobia, se encuentra el anhídrido carbónico. Este gas supone el aporte de carbono inorgánico requerido por las algas, para su transformación en cadenas carbono las orgánicas.

En las aguas oligotróficas, los ciclos del C, N y S y la actividad de las bacterias asociadas a ellos son poco importantes, desarrollándose plenamente la mayor parte de la extensión de los mismos en los sedimentos. Sin embargo, este sistema aparece en todo su desarrollo en medios en los que existe una inyección continua de poder reductor es decir, en aguas eutróficas.

En general, existen tres vías disimilatorias fundamentales por las que obtienen energía a partir de los compuestos carbonados: la respiratoria aerobia, la respiratoria anaerobia y la fermentación. Las dos vías respiratorias implican la oxidación del compuesto orgánico hasta H_2O y diversos gases. Los electrones obtenidos en la oxidación son transferidos hasta un aceptor terminas a través de una cascada de transporte que produce energía en forma de ATP. En este proceso intervienen, como aceptor terminal de electrones el O_2 (respiración aerobia) u otros inorgánicos oxidados, como el SO_4^{2-} o el NO_3^- (respiración anaerobia). La vía fermentativa implica la obtención de ATP de forma directa por una reacción de fosforilación acoplada a reacciones de transformación molecular, que son termodinámicamente favorables, como la hidrólisis. La respiración aerobia es la situación más típica de eucariotas y de muchas bacterias.

I.7. SISTEMAS DE DEPURACIÓN BASADOS EN LA ACCIÓN DE MICROALGAS

Respecto al diseño, en todos los casos las soluciones para optimizar el rendimiento en la producción de algas en los fotobiorreactores se basan en la optimización del aprovechamiento de la luz incidente a través de la dispersión de microalgas y del control del grado de turbulencia del régimen de funcionamiento (Pulz y Scheibenbogen, 1998; Ogbonna y Tanaka, 2000)

Para la puesta en marcha de los sistemas de depuración de aguas residuales urbanas se suele optar por la utilización de las algas existentes en los medios de forma natural (Lavoie y de la Noüe, 1985; Moreno, 2003; Moreno, 2006). Esto supone una serie de ventajas respecto al ahorro económico, la adecuación de las especies al medio y condiciones de operación, las condiciones ambientales y los contaminantes específicos.

En el diseño de fotobiorreactores, la principal característica diferenciadora se basa en el concepto de sistema cerrado y abierto (Tabla I.9).

Tabla I.9. Equipamientos de sistemas basados en el desarrollo de microalgas.

Tipo básico	Variables técnicas
Sistemas abiertos	Material (vidrio, plástico)
Cubeta, cubas, contenedores con agitación	Régimen turbulento (bombeo, agitación)
Lagunas naturales	Dirección del flujo (horizontal, vertical)
Círculo de lagunas	Relación superficie/volumen
Dispositivo de superficie inclinada	
Sistemas cerrados	Eliminación de O ₂ > entrada de CO ₂
Bolsas de plástico	Tipo y duración de la iluminación
Tanques de fermentación	Control de temperatura
FBR tubular	Esterilización
FBR laminar	

I.7.1. SISTEMAS ABIERTOS

Los sistemas abiertos de depuración de aguas residuales basados en las microalgas se pueden dividir en naturales (lagos, lagunas y charcas de origen natural, aprovechadas para tratamiento de aguas) y artificiales (lagunajes y cubas, con diferentes diseños y condiciones de operación).

La depuración de las aguas residuales en lagunas naturales es un hecho realizado por el hombre desde hace siglos, por aprovechamiento de los procesos de autodepuración de las aguas contaminadas. El desarrollo de los sistemas artificiales de tratamiento, ha tenido lugar en los últimos 80 años, donde se involucran parámetros de diseño y control del proceso, aunque basándose en los mismos principios de depuración.

Las principales desventajas de los sistemas abiertos son las pérdidas significativas de agua por evaporación, la difusión de CO₂ a la atmósfera y la permanente amenaza de contaminación y polución al medio, así como la entrada de especies perjudiciales al sistema.

Además, las grandes áreas requeridas para los tratamientos debido a la alta relación superficie/habitante equivalente, deben ser tenidas en cuenta a la hora de realizar los estudios de costes y necesidades de terrenos disponibles.

La mayor desventaja en este campo en términos de eficiencia es la limitación de la luz incidente aprovechada por el sistema, respecto a la profundidad de la masa de agua.

LAGUNAJE

Desde 1920 se empezaron a construir las primeras lagunas artificiales cuyo único objetivo era el tratamiento y depuración del agua. Ya en los años 50, y debido a un desarrollo tecnológico de los procesos de depuración, el sistema de lagunaje se consideraba un sistema eficaz para el tratamiento de las aguas residuales en pequeños núcleos urbanos.

El sistema de tratamiento de aguas residuales mediante lagunaje se basa en la aplicación, conducida por el hombre, del proceso biológico natural que tiene lugar en la autodepuración de lagos y ríos.

El tratamiento por lagunaje consiste en el almacenamiento de las aguas residuales durante un tiempo variable en función de la carga aplicada y las condiciones climáticas, de forma que la materia orgánica contenida

resulte degradada mediante la actividad de los microorganismos presentes en el medio (Lebrato, 2004).

Las típicas lagunas aerobias utilizadas para tratamiento de aguas residuales son grandes contenedores de profundidad variable sin agitación interna (Mara y Pearson, 1986; Racault y Boutin, 2005). Generalmente utilizan como criterio general para su diseño la relación $11 \text{ m}^2 \text{ hab. eq}^{-1}$ (Comisión Europea, 2001).

El sistema de tratamiento por lagunaje puede estar formado por una o varias lagunas cuya profundidad puede ser variable (Figura I.4). En las lagunas que conforman el sistema de lagunaje se consigue una decantación física de la materia sedimentable, además de una serie de procesos biológicos que conllevan la mineralización de la materia orgánica.

Los sistemas que permiten la participación de la radiación ultravioleta solar, el aumento de las concentraciones de oxígeno en disolución y del pH consiguen, además, la reducción en mayor o menor grado del contenido en microorganismos patógenos.

Se pueden clasificar las lagunas utilizadas en tratamientos de agua en función del carácter aerobio de los procesos que predominan en la masa de agua, y que están íntimamente relacionados con la clasificación microbiológica de los microorganismos participantes. En base al mecanismo respiratorio utilizado, los microorganismos presentes determinan el carácter de las lagunas que pueden ser:

- Aerobias: las bacterias responsables del tratamiento respiran oxígeno.
- Anaerobias: las bacterias encargadas de la depuración utilizan mecanismos de oxidación-reducción sin la participación de oxígeno gaseoso.
- Facultativas: las bacterias presentes se adaptan a uno u otro mecanismo.



Figura I.4. Sistema de lagunas (anaerobias, facultativas y maduración). Azuqueca de Henares, Guadalajara.

Los diferentes tipos de lagunas han sido estudiados y optimizados para un funcionamiento en el que se consiga un tratamiento que cumpla con las necesidades y requerimientos de un sistema de depuración competitivo. Este tratamiento ofrece una opción de bajo coste de explotación para la depuración de aguas residuales urbanas. Sin embargo hay que tener en cuenta la inversión necesaria en terreno y obras de construcción de las lagunas (movimiento de tierras e impermeabilización), frente a las obras civiles y equipos necesarios para otros procedimientos de elección.

En los países en desarrollo, el objetivo prioritario de tratamiento de aguas residuales debe ser la remoción de parásitos, bacterias y virus patógenos, ya que son males endémicos en los países pobres, y no la remoción de materia orgánica y nutrientes, que es el objetivo de de los tratamientos en los países desarrollados.

La opción tecnológica mediante la cual se alcanza plenamente este objetivo corresponde a las lagunas de estabilización, consistente en lagunas aerobias en las que en base al tiempo de retención se consigue la remoción total de parásitos, bacterias y virus patógenos. Estos resultados solo son comparables a los conseguidos en sistemas de depuración equipados con tratamientos terciarios como la aplicación de cloro (EPAA, 1999), ozono (EPAB, 1999) o radiación ultravioleta (EPAC, 1999), artificialmente.

Los efluentes de las lagunas de estabilización, por calidad microbiológica y la eliminación de los metales pesados permite, siempre que se cumplan los requerimientos de forma estricta, la reutilización de las aguas tratadas en distintas aplicaciones como las actividades agropecuarias, forestales, agrícolas, industrial y acuícola.

Entre las ventajas que ofrecen el sistema de tratamiento de aguas residuales por lagunaje (Lebrato, 2004) cabe destacar:

- Procedimiento totalmente natural.
- Bajo impacto y gran integración en el medio natural.
- Bajos costes de energía instalada.
- Facilidad de explotación y mantenimiento.
- Variaciones en caudales y cargas en un amplio margen sin consecuencias en el proceso.
- Personal de mantenimiento poco especializado, dada la poca complejidad de las instalaciones.
- Gran estabilidad de los fangos producidos, y producción baja de los mismos que permiten que sean retirados en intervalos de tiempo muy separados (años).
- Elevada reducción de microorganismos patógenos.
- Posibilidad de uso para tratamiento de aguas residuales con elevada carga orgánica de materias biodegradables (lecheras, conserveras, etc.).
- Bajo coste de construcción y explotación.
- Bajo consumo energético, ya que no son necesarios los procesos de aireación.
- Altos rendimientos de eliminación de carga orgánica y sólidos en suspensión.
- Permite el almacenamiento de agua tratada, que por sus características permita su reutilización.
- Producción de biomasa potencialmente aprovechable.
- Alto rendimiento de DBO₅ en lagunas aerobias.

Entre los inconvenientes cabe destacarse:

- Perdidas considerables de agua por evaporación, con el consiguiente aumento de salinización.
- Aparición de malos olores (contenidos en $S > 100 \text{ mg L}^{-1}$).
- Presencias de altas concentraciones de microalgas en los efluentes de lagunas de maduración, que es necesario filtrar, coagular o sedimentar antes de su vertido.
- Grandes extensiones de terreno requeridos.
- Aparición de plantas en lagunas de maduración.
- Contaminación del subsuelo en caso de impermeabilización defectuosa.
- Aparición de mosquitos y roedores.
- Dependencia de lluvias y temperaturas.

REACTORES ABIERTOS

Los reactores utilizados para tratamientos de depuración de aguas residuales basados en la utilización de microalgas, así como para la producción industrial de las mismas, pueden ser abiertos o cerrados (Chaumont, 1993; Pulz, 2001; Muñoz y Guieysse, 2006).

Dentro de los sistemas abiertos que no conforman los lagunajes se incluyen los diseños de reactores basados en otras formas o características que no se asemejan a las lagunas naturales.

Los sistemas abiertos se asemejan más a los medios en que se desarrollan las algas. Teniendo en cuenta una serie de variaciones, las técnicas más comunes de diseño para las lagunas abiertas se basan en circuitos de lagunas con norias. Estos sistemas suelen operar a profundidades de 15-20 cm. A estas profundidades de agua, las concentraciones de biomasa pueden alcanzar valores de 1.000 mg L^{-1} y producciones de $60-100 \text{ mg L}^{-1} \text{ día}^{-1}$, y $10-25 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ (Pulz, 2001). Similares en diseño son las lagunas circulares, que son muy comunes en Asia y Ucrania (Becker, 1994).

Otros diseños utilizados para los reactores abiertos son los que tratan los efluentes en canales, que aumentan la eficacia respecto las lagunas, aumentando la relación longitud/anchura para una misma superficie (Bracho, 2006).

Los reactores abiertos para depuración de aguas residuales requieren de un diseño que supone una serie de avances e innovaciones respecto de los lagunajes simples (Figura 1.5). Sin embargo, son en general más simples que los correspondientes sistemas cerrados de tratamiento de aguas contaminadas.

En los fotobiorreactores abiertos se incluyen la limitación de la eficiencia de la radiación puede ser optimizada reduciendo la profundidad de la capa de líquido a unos cuantos centímetros o milímetros, utilizando los sistemas de capa fina inclinados para favorecer el desarrollo de las algas.

Otro problema de los sistemas abiertos es la imposibilidad de mantener controlada la población de algas que se encuentra en el reactor, ya que es susceptible de posibles contaminaciones por especies de algas exógenas, así como de otros organismos.



Fig. 1.5 – Vista aérea de Cyanotech Corporation's microalgae production (Kona, Hawaii).

I.7.2. SISTEMAS CERRADOS

Hasta hace poco los sistemas abiertos eran los diseños más importantes para los reactores en que estaban involucrados los cultivos de algas (Richmond, 1990), ya fueran con objeto de depuración de aguas contaminadas o para la producción de algas.

Sin embargo, las tendencias para los tratamientos de aguas residuales en general, y en el caso de fotobiorreactores en particular, tienden hacia el aislamiento de los sistemas. En el caso de los FBR's se tiende al uso de reactores cerrados, utilizando para ello los avances biotecnológicos desarrollados para los cultivo industriales de microalgas, combinados con los conocimientos que sobre reactores abiertos y el incipiente mundo de los cerrados existe en el ámbito de la depuración de aguas residuales, tanto urbanas como industriales.

Estos sistemas de fotobiorreactores son los que más se asemejan a los procesos fotosintéticos que se dan de manera optimizada en las hojas de las plantas superiores. Son por tanto los que permiten un mejor aprovechamiento de factores como la radiación solar, CO₂, etc.

Los FBR's cerrados utilizados para depuración de aguas residuales ofrecen una serie de ventajas (Pulz, 1992) como son:

- Previene problemas de contaminación de núcleos cercanos por procesos de aireación forzada.
- Evitan la aparición de malos olores, debidos tanto a problemas en los procesos de depuración como a olores procedentes de compuestos urbanos o industriales.
- Presentan una mayor eficiencia de la actividad fotosintética.
- Consiguen mayores rendimientos de depuración.
- Eliminan los riesgos producidos por la volatilización de compuestos contaminantes.
- Minimizan los procesos de evaporación de agua, que suponen un problema en la utilización de diseños de gran superficie, sobre todo en climas cálidos.

Un estudio comparativo (Pulz, 2001) permite identificar las ventajas que los sistemas cerrados ofrecen frente a los abiertos (Tabla I.10).

Tabla I.10. Ventajas y desventajas de los sistemas abiertos y cerrados de uso de microalgas.

Parámetro	Lagunas abiertas	Sistemas cerrados (FBR)
Riesgo de contaminación	Extremadamente alto	Bajo
Espacio requerido	Alto	Bajo
Perdidas de agua	Extremadamente alto	Casi ninguno
Perdidas de CO ₂	Alto	Casi ninguno
Calidad de la biomasa	No susceptible	Susceptible
Variabilidad de las especies desarrolladas	No existen datos. Las posibilidades de desarrollo se restringen a unas pocas variedades de algas	Alto. Se pueden cultivar una amplia variedad de microalgas
Flexibilidad de operación	Cambios de producción entre las variedades posibles prácticamente imposible	Cambio de variedad sin ningún problema
Reproducibilidad de los parámetros de producción	No existen datos. Dependen de las condiciones externas	Posible con ciertas tolerancias
Control del proceso	No hay datos.	Si
Estandarización	No es posible	Posible
Dependencia del clima	Absoluta. Alta influencia de lluvias	Insignificantes, ya que los sistemas cerrados funcionan correctamente con lluvias
Periodo de puesta en marcha	Largo. Entre 6-8 semanas	Relativamente cortos. Entre 2-4 semanas
Concentración de la biomasa durante el funcionamiento	Bajo. 0.1-0.2 g L ⁻¹	Alto. Aproximadamente entre 2-8 g L ⁻¹
Eficiencia de los procesos de tratamientos correctores	Bajo. Grandes volúmenes y bajas concentraciones.	Alta. Flujos volumétricos medios

En cuanto a cuestiones de diseño, también ofrecen unas ventajas, respecto a los abiertos, como:

- Permitir la regulación y control de los parámetros biotecnológicamente importantes.
- Reduce los riesgos de contaminación medioambiental. En este sentido se evitan los riesgos de contaminaciones medioambientales por los tratamientos de aguas residuales urbanas, principalmente en las etapas de inyección turbulenta de aire como suministro de oxígeno para los reactores biológicos aerobios.
- Evita la contaminación de la población de algas características de reactor por especies de algas u otros organismos externos. Esto es extremadamente importante en tratamientos de contaminantes que requieran unas poblaciones de microalgas específicas o bien en la producción controlada de algas con fines cosméticos, farmacéuticos, alimentarios, etc.
- Evita las pérdidas de CO₂. El anhídrido carbónico supone la fuente de carbono inorgánico necesario para la realización de la fotosíntesis de las algas.
- Condiciones de desarrollo de algas reproducibles
- Condiciones de operación controladas y reproducibles. En caso necesario, facilita el establecimiento y control de los valores de determinados parámetros hidrodinámicos y temperatura.
- Flexibilidad y adaptación de los diseños del reactor.

Para la producción de productos de alto valor a partir de microalgas con fines farmacéuticos y cosméticos se han desarrollado una serie de fotobiorreactores cerrados, que permiten la producción de algas cumpliendo las condiciones de buenas prácticas de producción requeridas por las normas ISO. En estos se exigen unos controles exhaustivos tanto de las especies en desarrollo como de las condiciones de funcionamiento del reactor.

Sin embargo, el principal problema para los sistemas cerrados es que presentan costes de construcción que pueden ser más caros que los abiertos. Los reactores cerrados requieren una cubierta o incluso la construcción completa basada en materiales transparentes (Plexiglás, vidrio,

PVC, etc.). Presentan además dificultades añadidas de operación y mantenimiento, así como para el paso a gran escala.

Los fotobiorreactores cerrados con diseños más simples basados en sistemas tipo contenedor (como tanques o bolsas de plástico suspendidas) son una primera generación de FBRs cerrados. Estos presentan una serie de limitaciones en cuanto a la relación volumen/iluminación. Para volúmenes superiores a 50-100 L no se puede suministrar de forma efectiva la energía luminosa necesaria para un desarrollo eficiente de la biomasa. Están descritas la aplicación de algunas soluciones técnicas, como la iluminación subacuática basada en lámparas sumergidas o difusión de luz por fibra óptica, o bien por reactores en forma de pilares, que permiten una iluminación suficiente (Gerbsch, 2000; Semenenko, 1992).

I.7.3. PARÁMETROS DE DISEÑO DE REACTORES CERRADOS

Desde la década de los 90, algunos parámetros como la eficiencia de la relación especies/radiación incidente, camino de la radiación, turbulencia, profundidad de la masa de agua y liberación de oxígeno han cobrado gran importancia.

Los sistemas cerrados o parcialmente cerrados basados en diferentes diseños han sido estudiados y puestos a punto en escala piloto.

Las condiciones normales en que se desarrollan naturalmente las microalgas que están sujetas a investigación biotecnológica están sujetas a los siguientes requerimientos:

- Densidad máxima de células de 10^3 células mL^{-1} .
- Distancia media entre células de $1,350 \mu\text{m}$ o 250 veces el diámetro celular.
- Desplazamientos verticales-horizontales 5×10^{-5} a $5 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$.
- Densidad de flujo de fotones.
- Suministro de luz sujeto a los ritmos día/noche
- CO_2 y condiciones de los nutrientes necesarios
- Valores y condiciones para los parámetros pH, concentraciones de iones y temperatura.

Para el desarrollo de los FBR en ámbito de la investigación y su implantación a nivel industrial, es necesario el estudio de otros parámetros de diseño.

FORMA

Los fotobiorreactores cerrados con diseños más avanzados utilizados para tratamientos de residuos o cultivos de algas que requieren altas concentraciones de microalgas se basan en esquemas (Figura I.6) (Tredici, 1999):

- Sistemas tubulares (vidrio, plástico, bolsas).
- Sistemas de placas planas.
- Configuraciones ultrafinas inmovilizadas.

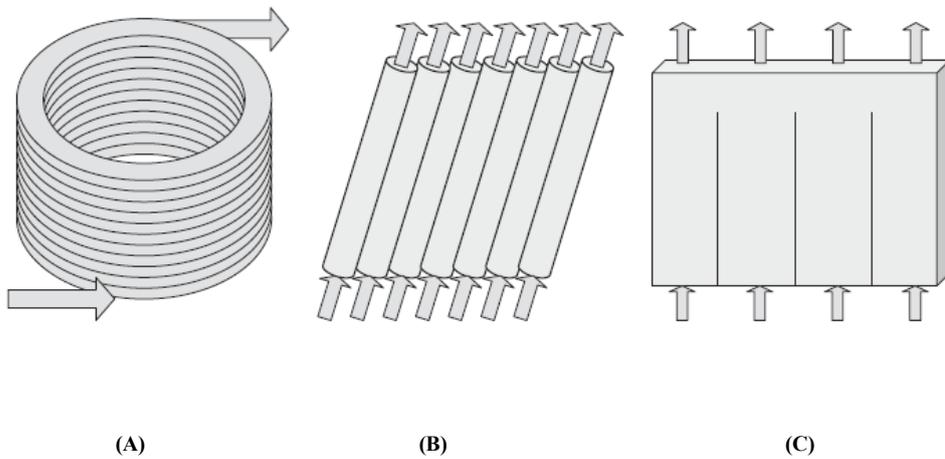


Figura I.6. Representación esquemática de fotobiorreactores con diseño (A) vertical espiral (Biocoil), (B) columna tubular inclinada y (C) placa plana vertical, para sistemas de cultivos de algas, con posibilidad de alimentación con aire enriquecido en CO_2 .

A su vez, estos equipos pueden estar dispuestos en posición:

- Horizontal
- Inclinada
- Vertical
- Espiral

Los sistemas descritos incluyen una aireación forzada basada en el paso de aire enriquecido con CO₂.

Los estudios realizados muestran que los fotobiorreactores con configuraciones tubulares (Figura I.7) o de tipo plato compacto, o bien combinaciones de ambos, son los sistemas más eficientes en cuanto a distribución de la radiación incidente y a la superficie utilizada (Tredici y Materassi, 1992; Tsoglin y Gabel, 2000).



Figura I.7. Fotobiorreactor tubular exterior del Easy Algaes (Cádiz, España).

Los reactores en forma de tubo son los más importantes en los sistemas para reactores completa o parcialmente cerrados construidos en plásticos flexibles, plásticos rígidos o vidrio. Las formas tubulares de los reactores presentan mayor facilidad para su utilización a gran escala, ya que para ampliar el sistema basta con aumentar el número de tubos por conexión de nuevas líneas o su longitud (Borowitzka, 1999). El trabajo en líneas paralelas permite el trabajo a gran escala sin que se modifiquen las condiciones de los procesos de tratamiento. Presentan además una mayor eficiencia de aprovechamiento de la radiación luminosa incidente, con una mayor área superficial de reactor por unidad de terreno ocupada (Tredici y Zittelli, 1998). Los empaquetamientos verticales de tubos dispuestos horizontalmente presentan una eficiencia similar a los reactores de forma laminar (Broneske, 2000; Molina, 2000). Se han descrito datos de oxigenación suministrada de 4.3 Kg O₂ m⁻³d⁻¹ (Torzillo, 2003) para

reactores tubulares. Este dato es significativamente mayor que el obtenido para lagunas de maduración y lagunas de algas de alto rendimiento, y del mismo orden de magnitud que la capacidad máxima de oxigenación que presentan los sistemas de aireación superficial mecánica ($3 \text{ Kg O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) (Boon, 1983). La Tabla I. 11 se relacionan distintos tipos de reactores con los parámetros fundamentales de diseño.

En cuanto a las formas, las construcciones en vertical de reactores (Pulz, 2001; Tredici, 1999) se caracteriza por minimizar los requerimientos de espacio.

Tabla I.11. Valores básicos de diseño para varios reactores (Datos de IGV: desarrollo de cultivos alemanes con luz natural).

Parámetro	Circuito de lagunas	S. inclinada	Tubular	
		Laguna abierta (alta prof.)*	Laguna abierta (baja prof.)	Tubular semicerrado
Sup. Iluminada m^2	500	200	600	500
Volumen total m^3	75	5	7	6
Espacio requerido m^2	550	250	110	100
Prof. de la masa cm	10-30	0.5-1	4	3
Flujo cm s^{-1}	30-55	30-45	50-60	120
Conc. biomasa mg L^{-1}	300-500	3,000-6,500	5,000-8,000	5,000-8,000
Prod. biomasa $\text{g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$	0.05-0.1	0.8-1.0	0.8-1.2	0.8-1.3

Algunos modelos descritos para biorreactores, a trabajo a distintas condiciones se encuentran recogidos en las Figuras I.8, I.9 y I.10.



Figura I.8..Fotobiorreactor en plato cerrado con alto nivel de CO₂ (Alemania).

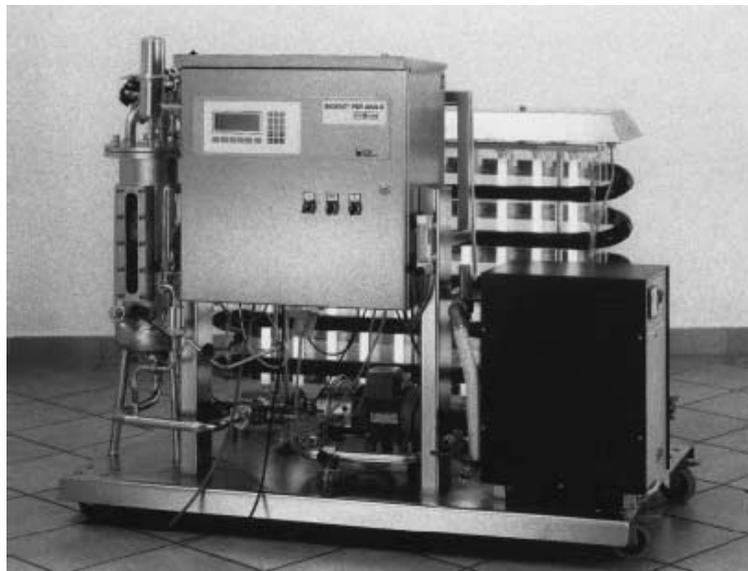


Figura I.9. Fotobiorreactor comercial de pequeño tamaño (25 L) de diseño tubular.



Figura I.10. Fotobiorreactor de tubo de vidrio (700 m^3), usado en producción de *Chlorella*.

REGIMEN DE FUNCIONAMIENTO

El régimen de flujo de los tratamientos de aguas residuales en sistemas donde se emplean microalgas es muy variable.

Las lagunas de tratamiento de aguas residuales urbanas se caracterizan por que operan en flujo continuo no turbulento. Los sistemas de lagunaje, al ser sistemas de bajo coste empleados en el tratamiento de los efluentes de pequeñas poblaciones, no utilizan procedimientos para mezclar la masa de agua, ya que la oxigenación se produce espontáneamente por la presencia de algas. Los residuos tratados suponen un aporte de nutrientes a las mismas, por lo que altas concentraciones en determinadas zonas, como los puntos de entrada del afluente, no tienen consecuencias negativas.

Los fotobiorreactores utilizados para tratamiento de compuestos tóxicos o peligrosos suelen utilizar algún sistema de mezcla del contenido. Las condiciones de homogeneidad que se consiguen se suele utilizar para minimizar el riesgo de inhibición de las microalgas por concentraciones localizadas a niveles tóxicos de sustancias de los compuestos tratados.

La utilización de un sistema de mezcla, de forma general, limita la formación de zonas anaeróbicas y favorece la transferencia de masa y nutrientes (Grobbelaar, 2000). El sistema utilizado para la mezcla debe

seleccionarse para evitar el stress a las células de microalgas (Barbosa, 2004; Mitsuhashi, 1995). Los sistemas más adecuados para la agitación de los reactores de microalgas se basan en el empleo de burbujeo por inyección de aire. Estos dispositivos presentan un aumento de la producción de microalgas de hasta un 75%, respecto del uso de bombas de impulsión, (Gudin y Chaumont, 1991), y en caso de tratarse de aire enriquecido en CO₂, se utilizan como suministro de carbono y como regulador del pH.

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS

Luz

La luz es la fuente de energía indispensable para el desarrollo de los seres autótrofos, y supone el principal factor limitante el desarrollo de los procesos biotecnológicos basados en la utilización de microalgas.

Para intensidades de iluminación por encima del punto de compensación luminosa, la realización de la fotosíntesis es directamente proporcional a la intensidad de la luz (entre los 200-400 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$), hasta alcanzar niveles perjudiciales para el receptor fotosintético (fotoinhibición) (Ogbonna y Tanaka, 2000; Sorokin y Krauss, 1958).

La intensidad de la luz natural sufre grandes variaciones durante el día y durante el año. La actividad de las algas responsables de la depuración sufre variaciones cíclicas diurnas, en función de los periodos día/noche. Estos ciclos son necesarios para el correcto desarrollo celular (predominancia de la actividad fotosintética o respiratoria), pero suponen una serie de variaciones en los procesos que tienen lugar en el interior del reactor, y de los que existen pocas referencias en la literatura.

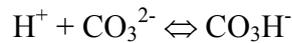
La actividad de las algas aumenta con la intensidad luminosa, donde se produce la saturación del medio en O₂, que permanece en disolución, dependiendo del grado de cerramiento del sistema.

Los biorreactores a escala de laboratorio iluminados artificialmente con elementos luminosos sumergidos consiguen una producción media de algas y rendimientos de depuración óptimos. Sin embargo, no pueden ser utilizados para la construcción a gran escala (Pulz, 2001), ya que implican un gasto energético y de infraestructura demasiado grande.

A pesar del creciente interés en los últimos años solo hay unas pocas referencias en la literatura sobre la incidencia en fenómenos como la incidencia de la radiación en los reactores cerrados.

pH

La actividad fotosintética de las microalgas presentes en los medios acuáticos implica el consumo de CO₂. El anhídrido carbónico en disolución acuosa se encuentra en equilibrio con el ácido carbónico y sus especies en equilibrio según:



La eliminación del CO₂ del medio, tanto el propio del agua como el producido por la respiración celular de bacterias, microalgas y otros microorganismos, conlleva la disminución de la concentración de ácido carbónico, con lo que se producen aumentos de pH.

Los sistemas de depuración de aguas residuales en los que intervienen microalgas se caracterizan por el aumento de los niveles de pH, con valores cercanos a 9 unidades para sistemas abiertos (Lebrato, 2004), y superiores a 10 para sistemas cerrados (Moreno, 2006).

Los valores de pH muestran una variación oscilatoria, con aumentos diarios (Camacho, 1999; Jupsin, 2003)

Además, los valores altos de pH influyen en los equilibrios de volatilización o precipitación de otras especies importantes para el desarrollo de las bacterias y algas (NH₃ y P-PO₄³⁻) (Craggs, 1996; García, 2000; Nurdogan y Oswald, 1995). Para valores de pH > 10.8 el equilibrio de los iones amonio en amoníaco gaseoso, según la reacción siguiente, permite la eliminación de amonio de las aguas residuales (Culp, 1978), por la adición de cal viva (CaO) o NaOH.



La eliminación de esta especie volátil mediante su paso a la fase gaseosa, para casos de sistemas cerrados, se ve limitada, no produciéndose pérdidas importantes. Sin embargo, la avidez que las microalgas presentan

frente a la asimilación de NH_3 (Lavoie y de la Noüe, 1985), raramente permite la acumulación de nitrógeno amoniacal en los FBR.

El fósforo en forma de fosfatos solubles precipita como ortofosfato a valores de pH superiores a 8.5.

El pH también ejerce una influencia importante en la forma en la que se encuentran los metales en los medios acuosos (Laliberté y col., 1994). Los pH altos favorecen la precipitación de metales en forma de hidroxidatos.

Sin embargo, los niveles de pH superiores a 10 pueden producir un descenso en la eficacia de la eliminación de contaminantes orgánicos, ya que se puede producir una inhibición completa de las bacterias (Oswald, 1988; Schumacher, 2003).

Temperatura

Los sistemas de tratamientos basados en las microalgas, en general, sufren un descenso en su eficacia a bajas temperaturas (Abeliovich, 1986). Los aumentos de temperatura en el rango de temperaturas entre 20-30°C repercuten de forma positiva en el rendimiento de la depuración. Muñoz y col. observaron un aumento del 100% en la eficacia de sistemas formados por *Chlorella Sorokiniana* y *Ralstonia Basilensis* para un aumento de temperatura de 25 a 30°C.

Por el contrario, existen microalgas adaptadas a las bajas temperaturas que permiten altos rendimientos de depuración para temperaturas entre 10-15°C (Chevalier, 2002; Grönlund 2004).

La temperatura afecta directamente a la respiración y a la fotorrespiración, más que a la fotosíntesis. Para condiciones en que la luz o el CO_2 son factores limitantes de la fotosíntesis, la influencia de la temperatura es insignificante. Los aumentos de temperatura conllevan un aumento significativo de la actividad respiratoria, sin embargo, el ciclo de Calvin sufre solo pequeños incrementos.

Para altas temperaturas se produce una ralentización en el proceso fotosintético, que suele verse agravado por la disminución en la disponibilidad del CO_2 y O_2 , producido por el descenso en la solubilidad de los gases. Mientras para los sistemas abiertos estos gases pasan a la atmósfera, saliendo del sistema de forma definitiva, los sistemas cerrados propician la permanencia de estas especies en el medio, viéndose menos afectados por los cambios de temperatura.

Los sistemas en los que concurren altas temperaturas, altas intensidades lumínicas y altas concentraciones de biomasa, pueden presentar problemas de tolerancia a la temperatura, ya que las algas convierten una parte de la energía luminosa en calor (Abelovich, 1986).

Para sistemas que requieren un control de temperatura se utilizan sistemas externos intercambiadores de calor o la pulverización con agua. Sin embargo, para el caso de los tratamientos de aguas residuales urbanas los costes resultarían prohibitivos, excepto que se tratase de la eliminación a pequeña escala de productos peligrosos, o como sistema de producción de algas de alto valor (Tredici, 1999). Por tanto, en la elección de sistemas de depuración de residuos urbanos por tecnologías no convencionales se eligen sistemas que permitan su uso en función de la climatología de la zona (Lebrato, 2004).

Otro sistema alternativo al control de la temperatura es la utilización de microalgas de similares características (producción de O₂, crecimiento y depuración) pero con crecimiento óptimo a la temperatura ambiente (Morita, 2001).

Concentración de OD

En tratamientos con altas concentraciones de algas, donde el suministro de CO₂ es óptimo, se producen concentraciones de O₂ que pueden superar los 30 mg L⁻¹ (Camacho, 1999; El Ouarghi, 2003; Jupsin, 2003; Moreno, 2006).

La evolución del OD durante el día presenta variaciones cíclicas, con aumentos diurnos (Camacho, 1999; El Ouarghi, 2003, Jupsin, 2003).

Si el sistema esta sometido a radiación de una energía apropiada, se pueden originar especies del oxígeno en forma de radicales, que pueden producir efectos foto-oxidativos dañinos para la membrana celular, disminuyendo así la eficacia del tratamiento (Oswald, 1988; Suh y Lee, 2003).

La producción de O₂ fotosintético en reactores cerrados produce incrementos de la concentración del oxígeno disuelto para los que se han observado fenómenos de inhibición del crecimiento de las microalgas (Matsumoto, 1996; Lee y Lee, 2003).

Sin embargo, la sobresaturación del oxígeno no supone un problema para los procesos de depuración de aguas residuales en los que la biodegradación de la materia orgánica representa la principal actividad. En estos casos, la función de reducción de la carga orgánica es realizada por

las bacterias presentes, por lo que la concentración del oxígeno disuelto se mantiene a niveles muy bajos, cercanos a 0 mg L^{-1} (Moreno, 2006).

En estos tratamientos, un aumento rápido de la concentración del O_2 disuelto supone la terminación del proceso de depuración, respecto a la reducción de la carga orgánica, para un sistema ensayado en régimen de funcionamiento discontinuo (Moreno, 2006; Guieysse, 2002; Muñoz, 2005; Muñoz, 2004).

Para sistemas en régimen de funcionamiento continuo, sin embargo, el aumento de la concentración del OD a valores altos implica una falta de la carga orgánica.

La dismutación en superóxidos y otros sistemas de neutralización de radicales del O_2 pueden tener un efecto protector frente a los efectos adversos producidos por las altas concentraciones de oxígeno. Para sistemas con altas densidades de células de microalgas, se han descrito altas producciones de oxígeno, de entre $28\text{-}128 \text{ mg O}_2 \text{ g (peso seco)}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Algunas algas presentan problemas de supervivencia en medios sobresaturados de O_2 , por lo que las se deben tener en cuenta las especies utilizadas en estas condiciones.

Respecto a los estudios realizados sobre el oxígeno disuelto en los sistemas de depuración de aguas residuales basados en la proliferación de microalgas, la bibliografía presenta trabajos centrados en los aumentos netos de contenido de oxígeno del medio, así como en los efectos que conlleva. Sin embargo son escasos los estudios sobre las variaciones del oxígeno disuelto respecto a factores como las variaciones diarias (Evans, 2003) y el desarrollo del proceso de depuración (Curtis, 1992).

Balance CO_2/OD

El CO_2 representa la fuente de carbono para los organismos autótrofos. Los medios en los que se produce un alto desarrollo de microalgas requieren una suficiente disponibilidad de esta fuente de carbono inorgánico, mientras que el O_2 producido como subproducto de los procesos fotosintéticos debe ser retirado antes de que alcance concentraciones que produzcan inhibición en el desarrollo de las algas.

Para sistemas caracterizados por una alta actividad fotosintética, el balance CO_2/O_2 debe ser controlado y ajustados de forma que la enzima ribulosa-1,5-difosfato carboxilasa oxigenasa, RUBISCO, fije el CO_2 mediante el ciclo de Calvin para la conversión en C orgánico, sin que la concentración de O_2 sea tan alta que la fotorrespiración (fenómeno inverso) se active de forma significativa.

Las concentraciones de CO₂ para el desarrollo de los organismos autótrofos normalmente deben encontrarse dentro de un estrecho rango. Para la mayoría de las especies de microalgas se han observado tolerancias de hasta un 12% de CO₂ a temperatura de 35°C, mientras que las plantas solo soportan concentraciones máximas de hasta 0.1%. (Pulz, 2001).

Según consideraciones termodinámicas, son necesarias unas 300 unidades bacterianas para asegurar el suministro necesario de CO₂ por unidad de algas. Estos datos son referidos a condiciones ideales, ya que en condiciones experimentales, las lagunas de alta producción de biomasa se caracterizan por relaciones alga/bacteria 1:250, siendo necesario un aporte externo de CO₂ para mantener el equilibrio termodinámico del sistema.

En FBR cerrados, donde se requiere desarrollo de altas concentraciones de fitoplancton, es común el aporte de CO₂ externo en forma de gas, para asegurar los requerimientos de la producción primaria competitiva (Straka, 2000). Sin embargo, la utilización de aguas residuales urbanas, con una alta actividad microbiológica, supone un suministro de CO₂, gracias a la actividad respiratoria (Moreno, 2006).

Nutrientes

El aporte de una cantidad suficiente de nutrientes es una condición necesaria para el desarrollo de las microalgas en un medio. Las aguas residuales urbanas proporcionan unas concentraciones suficientes de los principales compuestos requeridos como P, N, metales (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, y oligoelementos), sales solubles (NO₃⁻, Cl⁻, etc.). Las microalgas necesitan además de la asimilación directa de compuestos orgánicos (Abeliovich, 1977; Lavoie, 1985; Cachón, 2004), que son aportados por estos residuos.

Los efluentes urbanos suponen un medio de cultivo adecuado para el desarrollo masivo de algas, como ocurre descontroladamente en los procesos de eutrofización de masas de agua contaminadas por residuos urbanos, o de forma controlada en los sistemas de tratamientos de aguas residuales urbanas que se basan en la actuación de las microalgas, principalmente en las lagunas de maduración y en los FBR.

Agitación

Los organismos fotoautótrofos que conforman el fitoplancton se desarrollan en sus medios naturales a densidades de unas 10³ células mL⁻¹ y a unas distancias intercelulares mayores de 1,000 µm. Los cultivos de altas

concentraciones de microalgas pueden alcanzar concentraciones de hasta 10^9 células mL^{-1} , muy alejadas de las condiciones naturales de desarrollo (Borowitzka, 1988; Grobbelaar, 2000).

La agitación del medio supone un sistema de mejorar las características del medio de desarrollo para acercarse a las condiciones naturales. De entre los medios de agitación, el sistema más indicado sería la aplicación un burbujeo de aire enriquecido con CO_2 , que sirve además de suministro para el aporte necesario de este gas.

I.7.4. LIMITACIONES QUE PRESENTAN LAS AGUAS DEPURADAS POR MICROALGAS

El uso de sistemas de tratamientos de depuración de aguas residuales basados en la utilización de microalgas presenta una serie de inconvenientes de carácter general. Así:

- Las microalgas presentan normalmente una sensibilidad importante ante algunos contaminantes (Aksmann, 2004; Borde, 2003).
- La presencia de algas puede activar la actividad microbiana.

La presencia de algas en las aguas residuales en su proceso de depuración supone un aporte de oxígeno al medio, que es aprovechado por las bacterias para su respiración (Moreno, 2006).

- Presencia de algas en el efluente.

Las aguas depuradas mediante la utilización de microalgas que no se encuentran retenidas (como es el caso de lechos inmovilizados de algas) contienen normalmente al final del proceso un alto contenido en biomasa. La reducción del contenido de algas es necesaria para la obtención de un efluente de calidad, en cuanto al contenido en sólidos en suspensión y para permitir el funcionamiento del sistema en continuo (Muñoz, 2004,2005a, b; Moreno, 2006)). Sin embargo, los procedimientos industriales, como filtración, centrifugación, no son compatibles en coste para su aplicación en eliminación a gran escala de microalgas (Hoffman, 1998).

Los efluentes de los sistemas de lagunas se caracterizan por un alto contenido en sólidos totales en suspensión, principalmente debido a la presencia de microalgas, que puede representar inconvenientes para:

- Cauces o lagos donde son vertidos
- Cumplimiento de normativa de vertido
- Contenido en metales pesados asociados
- Contenido en sustancias peligrosas asociadas
- Posible reutilización.

La floculación de las microalgas por sedimentación mediante gravedad es el sistema más común de eliminación en los sistemas de tratamientos de aguas residuales, debidos a que es una forma que no implica grandes gastos (excepto el tiempo de retención alto y la superficie utilizada), y el bajo valor del sedimento producido (Nurdogan y Oswald, 1996; Molina-Grima, 2003). Sin embargo, esta solución no da buenos resultados en el caso de algas de pequeño tamaño y rápido crecimiento, como *Chlorella sp.* o *Scenedesmus sp.* (García, 2000).

Sin embargo, otras microalgas multicelulares, así como asociaciones alga-bacteria, han sido descritas también en el tratamiento de aguas residuales urbanas (Gutzeit, 2005), que pueden alcanzar flóculos del rango de 400-800 μm , y que floculan fácilmente. Existen distintas explicaciones sobre esta autofloculación de las microalgas entre las que se encuentran las interacciones electrostáticas entre las paredes celulares como resultado de la precipitación del carbonato de $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ y del ortofosfato a altos valores de pH (Oswald, 1988), o la secreción de polímeros de cadena larga por las propias microalgas (García, 1998). Sin embargo estos mecanismos están poco explicados y estudiados.

Otra opción es la adición de floculantes químicos como cal, alúmina o sulfato poliférrico, sin embargo resultan costosos para su aplicación a grandes efluentes, como es el caso de las aguas residuales urbanas, aumentando además la salinidad.

Por otra parte, el quitosán es un producto barato, no tóxico y con buenos resultados (2 U.S. \$, Kg, 2002), de alta eficacia en la eliminación de las microalgas de efluentes (30 mg L^{-1} a $\text{pH} = 7.3$ (Lavoie y de la Noüe, 1983; Divakaran y Sivasantra, 2002). Trabajos más recientes realizados por

Muñoz, muestran resultados de una eliminación del 90% con el uso de 30 mg L⁻¹.

Las últimas tendencias también apuntan a la filtración por membrana (Yang, 2006; Ottoson, 2006), para la eliminación de microorganismos en aguas residuales.

Otro sistema utilizado para evitar la permanencia de microalgas en suspensión es la utilización de matrices donde las algas se encuentran inmovilizadas, con base de caragenato, chitosán o alginato, (Chevalier y de la Noüe, 1985; Lau, 1995; Mallick, 2002). Sin embargo estas matrices resultan caras para su aplicación a gran escala en depuración de aguas residuales urbanas.

Otra posibilidad descrita en la bibliografía en el uso de fotobiorreactores cerrados, en los que se presenta una unión de los sistemas bacteria/microalga a las paredes internas del reactor (Muñoz, 2006b). Asimismo se han descrito la aparición de sedimentos de algas en el fondo del reactor, en el uso de reactores abiertos y cerrados, para su aplicación en aguas residuales agrícolas y urbanas (Craggs, 1996, Moreno, 2006).

I.8. FOTOBIORREACTORES (FBR) A ESCALA DE LABORATORIO

Los trabajos experimentales para el estudio de reactores se realizan, habitualmente, partiendo de una escala a nivel de laboratorio, con objeto de abordar posteriormente su puesta a punto a nivel piloto, hasta su implantación a nivel industrial.

Los proyectos a esta escala suelen basarse en el empleo de recipientes de vidrio, con un volumen útil variable, normalmente comprendido entre los 0.5 L (Órpez, 2007, Muñoz, 2004), 1 L (Aslan, 2005) y hasta 4.5 L (Awuah, 2001).

El trabajo a escala de laboratorio permite el estudio, modificación y optimización de los parámetros de forma rápida. Los parámetros fundamentales controlados para su desarrollo coinciden con los que se utilizan para el control de los equipos a nivel industrial (Contreras, 2003), entre los que se encuentran la relación CO_2/O_2 en disolución (Babcock, 2002), pH, radiación luminosa (natural o artificial) (Carlozzi, 2002; Jung, 2003, Sang-Kiu, 2006), temperatura, nutrientes, forma (Molina, 2001), agitación (Eliach, 2004) y material de construcción.

Los FBR aplicados para el tratamiento de aguas residuales, requieren además el estudio de los parámetros bioindicadores de la eliminación de microorganismos patógenos (CT, CF, etc.) e indicadores físico-químicos de la depuración de efluentes (DQO, DBO5, SST, etc.). En algunos estudios específicos, se evalúa el comportamiento de nutrientes (relación N/P), metales, contaminantes tóxicos, etc.

El paso de la escala laboratorio a piloto, y posteriormente a industrial, supone un paso fundamental en el estudio de su desarrollo. Los diferentes diseños de reactores ofrecen diferentes posibilidades de variación en la escala de operación (Tabla I.12), basados en los principales parámetros de diseño (producción de O_2 y aprovechamiento lumínico).

Tabla I.12. Comparación de sistemas de depuración fotobiológicos y escalabilidad.

Reactor	Capacidad de oxigenación máxima (Kg O ₂ m ⁻³ d ⁻¹) ^a	Eficiencia de aprovechamiento luminosa	Escalabilidad	Ejemplo de diseño y construcción ^b	Referencia
Lagunas de estabilización	0.01 ^c	Muy bajo	Fácil	11 m ² por persona equivalente	Racault y Boutin, 2005
Lagunas de alta producción de algas	0.3-0.38	Bajo	Fácil	Circuito de 2-3 m de anchura y 0.1-0.3 m de profundidad	Molina - Grima, 1999
Tubular	5.4 – 6.9	Muy alta	Fácil	Tubos de 10-100 m de longitud y 3-6 cm Ø	Lee y Low, 1991
Plato plano	6.5-8.3 ^c	Muy alta	Difícil	Camino óptico 1-5 cm	Hu, 1996
Tubular (enrollado)	1.8-2.3 ^c	Muy alta	Fácil	Tubo de 2-3 cm Ø, estructura cilíndrica de 8 m de altura, 2 m Ø	Borowitzka, 1999
Columna vertical	3.1-2.4 ^c	Alta	Difícil	0.3-0.5 m Ø y 2-4 m altura de columna	Miron, 1999

^a Excepto para lagunas de estabilización y fotobiorreactores tubulares, le oxigenación se calculó por la producción de biomasa y conversión con los factores 1.5-1.92 Kg O₂ Kg⁻¹ de microalgas.

^b De acuerdo con Tredici (1999) y Janssen, (2003).

^c Basado en una laguna de 1 m de profundidad, Racault y Boutin (2005).

I.9. REUTILIZACIÓN AGRÍCOLA DE AGUAS RESIDUALES URBANAS REGENERADAS

La reutilización de las aguas residuales no tratadas o tratadas inadecuadamente puede tener efectos adversos para el medioambiente, y en consecuencia para la salud humana. Entre ellos se encuentran la contaminación que generan, sobre todo del suelo y el agua, con los consiguientes riesgos que generan para la salud pública.

Entre los diversos usos que se pueden realizar de los efluentes urbanos depurados cabe destacar la aplicación para riego (agrícola, forestal, deportivo u ornamental) o industrial (refrigeración o procesos).

La agricultura supone uno de los usos mayoritarios en España, así como en otras zonas del mundo. En áreas con climas secos, los requerimientos de agua suponen entre el 50 y el 80% del total del agua utilizada (Hamdy, 2001).

La competencia existente por los recursos de las aguas continentales entre la demanda creciente para uso doméstico e industrial frente al sector agrícola es cada vez mayor, principalmente en las zonas áridas y semiáridas muy pobladas, características de las zonas del área mediterránea.

Por otra parte, la creciente urbanización de estas mismas zonas, produce grandes volúmenes de aguas residuales que producen serios problemas medioambientales. Una solución efectiva para paliar estados de necesidades sería la reutilización de los efluentes municipales convenientemente tratados para riego. Las aguas residuales han sido aplicadas al cultivo, bosques, parques y campos de golf en muchas partes del mundo (Angelakis, 1999). Particularmente en las regiones mediterráneas, donde se presentan a menudo dificultades para disponer de aguas suficiente que cubra la demanda existente con los recursos convencionales, la reutilización de aguas residuales convenientemente tratadas representa una opción viable.

En el caso de Andalucía, los recursos hídricos disponibles resultan a menudo insuficientes para satisfacer las necesidades, principalmente para la agricultura. Este sector supone un importante motor económico en la región, que representa más del 70% del consumo total de agua. En este sentido, la adecuada reutilización de los efluentes urbanos debidamente tratados, supondría una ventaja a nivel de aprovechamiento de los recursos y de la disponibilidad para otros usos.

I.9.1. PAUTAS DE CONTROL

Un tratamiento adecuado de las aguas residuales es esencial para asegurar que se logren unos niveles en la calidad microbiológica de dichas aguas. En muchos casos en países en vías de desarrollo, las pautas recomendadas se basan en el tratamiento de aguas residuales mediante estanques de estabilización de desechos. Estos sistemas constan de una o más series de estanques anaeróbicos facultativos y de maduración, similares a los sistemas de lagunaje.

En zonas áridas y semiáridas la utilización del almacenamiento de las aguas residuales, que pueden actuar además como embalses de tratamiento, es beneficiosa, ya que así se consigue reutilizar las aguas residuales durante mayores períodos del año para la irrigación. Esto permite la implantación de nuevos terrenos de regadío así como la producción de determinados cultivos que antes no harían posible por los requerimientos de gasto de agua. Además, el embalsamiento de las aguas mejora la calidad del afluente, ya que el largo tiempo de retención asegura el asentamiento de todos los huevos de nematodos. Los requerimientos sin embargo para permitir la irrigación libre, son la existencia de tres embalses operados como sistemas consecutivos (Mara, 1997).

En zonas donde existen recursos que permitan el tratamiento de las aguas residuales urbanas mediante tratamientos primarios, secundarios, y desinfección, permiten cumplir sin problemas las pautas revisadas para la reutilización con fines agrícolas de los afluentes. Estos sistemas, mucho más costosos, presentan sin embargo las ventajas de no requerir amplias extensiones de terrenos, como es el caso de los sistemas de lagunaje, obteniéndose resultados de desinfección de los afluentes.

Las aguas residuales urbanas depuradas que sean objeto de reutilización para la agricultura, deben cumplir una serie de requisitos para evitar problemas posteriores tanto de carácter sanitario (contenido de microorganismos patógenos y sustancias potencialmente peligrosas), así como contenido en un compuesto químico o característica específica del agua que deterioren el recurso suelo, planta o agua.

Como valores de referencia utilizados para los parámetros físicos, químicos y microbiológicos de las aguas residuales (conductividad eléctrica, constituyentes inorgánicos, metales pesados, poblaciones microbiológicas), pueden ser tomados los descritos en la bibliografía (Tchonoglous, 2003).

En relación a la aparición de problemas de salud potencial es para los humanos por el consumo de los cultivos regados con aguas residuales urbanas tratadas, los cultivos y plantas cultivadas pueden ser clasificados en los siguientes grupos (Ayerst, FAO, 1987):

- Cultivos comestibles
 - Pueden ser comidos sin cocinar
 - Pueden ser comidos después de cocinar
- Forraje y alimentación
 - Consumidas directamente por los animales
 - Consumidos por los animales después de la cosecha
- Plantas ornamentales
 - Áreas desprotegidas con acceso público
 - Áreas semiprotegidas
- Plantas de repoblación forestal
 - Comerciales (frutales, combustibles, manera y fabricación de leña)
 - Protección medioambiental (incluyendo estabilización de bancos de arena)

La utilización de las aguas residuales urbanas, con o sin tratamiento, para fines agrícolas se rige por unas pautas, que partiendo de las premisas establecidas por la OMS, han sido desarrolladas por los distintos países. Así las iniciativas para su reutilización se establecen a niveles:

PAUTAS DE LA OMS

Las directrices marcadas por la OMS indican los beneficios que pueden ser obtenidos en la reutilización de las aguas residuales urbanas convenientemente tratadas para su uso en agricultura. Con ello se busca la posibilidad de esta aplicación de una forma segura

Las normativas o pautas marcadas para la reutilización de las aguas residuales en los distintos países se han basado en las pautas de la OMS (OMS, Informe Técnico 778, 1989) y la USEPA/USAID (1992, 2004).

La OMS recomienda una serie de modificaciones encaminadas a fomentar la utilización segura de las aguas residuales, teniendo en cuenta las condiciones sociales, epidemiológicas y tecnológicas que existen en países específicos. Estas pautas se establecen en base a los indicadores microbiológicos de contaminación fecal: bacterias coliformes fecales y huevos de nematodos. La primera tiene por objeto proteger a las personas de las infecciones bacterianas y virales y la segunda, de infecciones producidas por helmintos y protozoos.

Se establecen unas pautas microbiológicas (Tabla I.13) que determinan las actuaciones en los siguientes pasos:

- Medición de organismos indicadores fecales en el agua residual
- Determinación de casos de enfermedades asociadas en la población expuesta
- Uso de un riesgo estimado general a partir del modelo.

Tabla I.13. Pautas marcadas por la OMS en 1989 para el uso en la agricultura de las aguas residuales tratadas.

	Condiciones de reutilización	Grupo expuesto	Nematodo intestinal ^b (numero de huevos L ⁻¹) ^c	CF (ind 100 mL ⁻¹) ^c	Tratamiento de aguas residuales
A	Irrigación de cultivos que probablemente serán consumidos crudos, campos deportivos, parques públicos ^d	Trabajadores, consumidores, publico	≤1	≤1000	Serie de lagunas de estabilización o equivalente
B	Irrigación de cultivos de cereal, cultivos industriales, forraje, pasto y árboles ^e	Trabajadores	≤1	Ningún estándar recomendado	Retención en lagunas de estabilización de 8-10días o eliminación equivalente de helmintos y CF Tratamiento previo como lo exige la tecnología de irrigación, pero no inferior a la sedimentación primaria.
C	Irrigación localizada de cultivos de categoría B sin exposición a trabajadores ni publico	Ninguno	No aplicable	No aplicable	

- a. En casos específicos, los factores locales epidemiológicos, socioculturales y ambientales deberían ser tomados en cuenta y en las pautas deberían ser modificadas.
- b. Especies *Ascaris* y *Trichuris* y anquilostomas.
- c. Durante el periodo de irrigación.
- d. Una pauta más rigurosa (≤ 200 coliformes fecales por 100 ml) es apropiada para céspedes públicos, como hoteles, con el cual el público podría tener contacto directo.
- e. En el caso de árboles frutales, la irrigación debería cesar dos semanas antes de la recolección de la fruta, y ninguna fruta debería ser recolectada del suelo.

A continuación se hace una revisión sobre los principales puntos de las pautas recogidas en la tabla anterior.

Para la irrigación libre correspondiente a la categoría la pauta límite de contenido en coliformes fecales menor o igual de 1000 L^{-1} , los resultados de los estudios sobre los riesgos del consumidor no sugieren la necesidad de cambiar las pautas marcadas por la organización mundial de la salud. En el caso de zonas donde no existan suficientes recursos para alcanzar la norma para las aguas de irrigación se puede adoptar una norma menos restrictiva equivalente a 10.000 coliformes fecales cada 100 mL de agua. Si bien esto deberá estar complementado con otras medidas de protección para la salud. Algunos estudios microbiológicos realizados en Portugal (Vaz y col., 1996) indica que la calidad del cultivo en plantaciones irrigados con agua que apenas sobrepasan el valor de la norma se mantienen dentro de las recomendaciones de la comisión internacional sobre especificaciones microbiológicas para alimentos que establece en menor o igual de 10^5 coliformes fecales por 100 gramos de peso fresco para hortalizas que se consuman en crudo. Esto indica que la pauta marcadas por la O.M.S. es adecuada para climas mediterráneos.

Respecto a la pauta límite para el contenido en nuevos de nematodo, éste valor parece ser suficiente respecto a la protección de los consumidores de hortalizas cultivadas que son irrigadas por rocío, con unos excelentes de esta calidad y a y a altas temperaturas. Sin embargo esto no puede ser comparado con el caso de consumidores para hortalizas irrigadas superficialmente con el mismo afluente pero a bajas temperaturas. Para las hortalizas de larga vida expuestas para su venta se observó un posible riesgo para los consumidores si los huevos de nematodo tuvieran el tiempo suficiente para convertirse en infecciosos. En el caso de hortalizas de corta vida expuestas para su venta por ejemplo cultivos para ensaladas, el límite de un nematodo L^{-1} puede ser adecuado sobre todo si el objetivo es controlar la intensidad de la enfermedad en vez de tratar de impedir la transmisión de la infección (Pearsey, 2000).

Para los cultivos de irrigación restringida aplicada a cultivos como granos, forrajes, pasto, árboles, y cultivos que sean procesados para su consumo (categoría B), no se incluye un límite para bacterias fecales, debido a que no existe la evidencia de riesgo viral y bacterial para los trabajadores agrícolas y residentes en áreas cercanas. Sin embargo algunas evidencias recientes de infecciones en familias agricultoras en contacto con las aguas residuales parcialmente tratadas y en poblaciones que viven cerca de campos irrigados con rociadores, indica que sería necesario el

establecimiento de un control de coliformes fecales para casos en que la calidad del agua exceda de 10^6 un millón de coliformes fecales cada 100 ml de agua.

Así, estudios epidemiológicos realizados en Israel y en los EEUU muestran datos que indican que el nivel de 100.000 coliformes fecales cada 100 ml sería suficiente para la protección de trabajadores agrícolas y de núcleos de población de áreas cercanas respecto a la infección vía contacto directo cual los soles de aguas residuales, liberada cuando se irriga por aspersión (Shuval, 1989; Camann, 1986).

Para el caso de sistemas de riego por inundación con surcos utilizando agua parcialmente tratadas provenientes de áreas urbanas, con contacto directo, se han dado casos de enfermedad diarreica para contenidos en coliformes fecales 10^3 - 10^4 CF (Blumenehal, 1998). Por tanto una reducción a niveles de 10^3 CF. representaría un aumento para la seguridad del trabajador agrícola en la utilización de estos métodos, o en casos en que los niños se encuentren expuestos con regularidad.

Cuando recursos disponibles sean insuficientes para suministrar un tratamiento que consiga alcanzar estos niveles, el criterio de 10^5 CF debería ser complementado con otras medidas de protección para la salud (por ejemplo, la educación respecto al tratamiento de aguas residuales urbanas reutilizadas en su zona).

Respecto a los huevos de nematodo, el valor límite es adecuado sino hay niños expuestos, sin embargo la normativa revisada recomienda el valor de 0.1 para casos en que existan niños en contacto con las aguas residuales, en el proceso de irrigación o en contacto directo con ella. Sin embargo, en los casos de excedentes almacenados y en los que no se detectan nematodos algunos, se encontró muy poco proceso de infección por *Ascaris* en los grupos de cualquier edad (Cifuentes, 1998). En estos casos también se recomienda el nivel de menor o igual 0.1 huevos por litro cuando existen niños expuestos al agua de irrigación.

En países donde los recursos son limitados y aspiran al control de las enfermedades se podría adoptar un criterio menos estricto y aportar medidas adicionales de protección sobre la salud, tales como el control de la exposición humana y el tratamiento con medicamentos.

Para aguas que han sido sometidas a tratamientos terciarios, como proceso de filtración directa (EF) o el proceso T-22 (que incluye coagulación, clarificación, filtración y desinfección), se concluye (Jaques, 1997) que no se encuentran diferencias significativas en el suelo o la planta por su utilización, y que si se observó un aumento en el rendimiento.

INICIATIVAS DE LA UNIÓN EUROPEA

A nivel europeo no existe una regulación referente al reciclaje y la reutilización de las aguas depuradas. La única referencia a este respecto se encuentra en el artículo 12 de la *Directiva Europea sobre Aguas Residuales 91/271/EEC (EU, 1991)*, en la que se indica que “Las aguas residuales tratadas serán reutilizadas siempre sea necesario”.

REGULACIÓN A NIVEL ANDALUZ

Además de potenciar las medidas de ahorro y de aprovechamiento del recurso existente, como parte del “Acuerdo Andaluz del Agua”, se intentan potenciar desde la Administración Andaluza las actividades de reutilización de las aguas residuales depuradas, siempre con las condiciones de calidad adecuadas.

Aspectos administrativos:

Según lo establecido en la *Ley 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la nueva Ley de Aguas*, por el que se aprueba el reglamento del dominio público hidráulico, la reutilización de las aguas residuales requiere el siguiente procedimiento administrativo:

- Concesión administrativa (Confederación Hidrográfica)
- Informe sanitario vinculante (Consejería de Salud)
- Autorización de vertidos (Confederación Hidrográfica)

Según este informe, la reutilización de las aguas depuradas aporta una serie de ventajas ambientales:

- Utilización más racional del recurso hídrico.
- Proporciona un mayor grado de depuración del agua finalmente excedente incorporada a los medios acuáticos.
- Permite la reducción de uso de abonos.
- El riego, en zonas de escasos recursos hídricos, favorece la recuperación de tierras desérticas.

Aspectos sanitarios

En cuanto a los aspectos sanitarios, en el informe se hace referencia a los riesgos sanitarios que la reutilización de las aguas residuales puede ocasionar, en caso de que la depuración que se haya realizado solo reduzca los contenidos en agentes microbiológicos patógenos y sustancias químicas nocivas. Así las medidas que se deben aplicar para proteger la salud se agrupan en cuatro bloques fundamentales:

- Procesos de tratamiento de depuración de las aguas residuales.
- Restricción del cultivo o zona a regar.
- Método de aplicación del agua residual depurada.
- Grado de la exposición humana.

Como criterios genéricos, la reutilización de las aguas residuales urbanas para riego agrícola y zonas verdes, deben cumplir unos requisitos de calidad microbiológica y físico-química (Tablas I.14 y I.15), que se establecen en función de los usos previstos.

Tabla I.14 .Requisitos que deben cumplir las aguas residuales urbanas depuradas para el riego agrícola y de zonas verdes.

Calidad del agua (1)	Tipo de cultivo o zona a regar	Método de riego que puede utilizarse	Otras condiciones que deben cumplirse
Nº Nematodos intestinales*: <1ind L ⁻¹ Nº Coliformes fecales : <200 100 mL ⁻¹	Riego de campos deportivos y zonas verdes de acceso público	Cualquiera	El riego no debe realizarse en horas de afluencia del público
Nº Nematodos intestinales*: <1ind L ⁻¹ Nº Coliformes fecales: <1000 100 mL ⁻¹	Riego de cultivos de consumo en crudo	Cualquiera	
Nº Nematodos intestinales*: <1 L ⁻¹	Riego de cultivos industriales, madereros, forrajeros, cereales y semillas oleaginosas, viveros, cultivos destinados a industrias conserveras, productos vegetales que se consuman cocinados y árboles frutales	Cualquiera excepto: Aspersión e inundación para el riego de hortalizas. Aspersión para el riego de árboles frutales	El riego de árboles frutales con este tipo de agua debe suprimirse al menos dos semanas antes de la recolección y la fruta no debe ser recogida del suelo. El riego de pastos para consumo en verde para al menos dos semanas antes de que se permita apacentar al ganado
No se establecen límites pero se exige un tratamiento de, al menos, sedimentación primaria	Riego de cultivos industriales, madereros, forrajeros, cereales, semillas oleaginosas y zonas verdes no accesibles al público	Localizado	

(*) *Ascaris*, *Trichuris* y *Ancylostoma*

(1) Se considerará que la calidad del agua es conforme con las condiciones requeridas si las muestras recogidas en un mismo punto, durante un año, cumplen que:

- El 95% de las muestras no exceden del valor límite establecido para nematodos intestinales.
- El 90% de las muestras no exceden del valor límite establecido para coliformes fecales

Tabla I.15 .Concentraciones máximas de metales en las aguas residuales urbanas depuradas destinadas al riego agrícola.

Metal (mg/l)	Método de análisis	Frecuencia
Cadmio 0.05	Absorción atómica	Semestral
Cromo 0.1	Absorción atómica o espect. de absorción	Semestral
Cobre 5.0	Absorción atómica o espect. de absorción	Semestral
Mercurio 0.1	Absorción atómica	Semestral
Níquel 2.0	Absorción atómica	Semestral
Plomo 0.5	Absorción atómica	Semestral
Zinc 10.0	Absorción atómica o espect. de absorción	Semestral

Se considerará que la calidad de las aguas es conforme con las condiciones requeridas si los análisis de las muestras en un mismo punto, durante un año, cumplen que:

- El 95% de las muestras no exceden del valor límite de los parámetros.
- El 5% de muestras que exceden del valor límite de los parámetros no sobrepasa en más del 50% dicho límite.

Por otra parte, si el agua residual regenerada se destina al riego de campos deportivos, zonas verdes, viveros y cultivos no destinados al consumo humano o animal, se excepciona la obligatoriedad de cumplir los requisitos de calidad exigidos para metales pesados y recogidos en la tabla anterior.

I.9.2. MEDIDAS DE CONTROL PARA LA APLICACIÓN AGRÍCOLA

Respecto a la reutilización con fines agrícola del agua residual en urbanas tratadas, se han realizado numerosos estudios en distintas áreas del mundo, comparando las características físico-química, minero y microbiológica de las aguas utilizadas, así como voz efecto que la utilización de las mismas producen tanto a nivel de conservación de los suelos como la posibilidad de influir en el crecimiento de la plantas así como la posibilidad de contaminación de lo recurso hídrico de la zona. (Tsagarakis, 2004:)

Los agricultores deben tener información suficiente sobre la cantidad de afluente aplicado así como su calidad, que hay indicado en la tabla (Ayerst, FAO, 1987), de tal forma se asegura la toma de decisiones correctas en cuanto a estrategias apropiadas en la aplicación del agua con fines agrícola. Básicamente, los componentes de una estrategia adecuada en

cuanto a la utilización de aguas residuales tratadas consistiría en la combinación de criterios como:

- selección del cultivo
- selección del método de irrigación
- adopción de las apropiadas prácticas de laboreo.

A la hora de seleccionar los cultivos, existen una serie de criterios que restringen la utilización de determinadas especies.

Salinidad

La salinidad es el parámetro individual más importante en la determinación de la posibilidad de utilización de un agua para irrigación. Se determina por la medida de la CE y/o de los sólidos totales disueltos en el agua. No todas las plantas responden a la salinidad de la misma manera, pudiendo en determinados casos parecer problemas de intolerancia o de crecimiento para el cultivo. Algunos cultivos pueden producir rendimientos aceptables en suelos salinizados. Estos problemas están relacionados con los ajustes osmóticos, que dificultan la posibilidad de extracción de agua de un suelo salino.

Los cultivos deben ser seleccionados cuidadosamente para asegurar que puedan tolerar la salinidad del agua de riego, así como asegurar un buen drenaje de los suelos. En estos casos se suele aplicar un exceso de riego para favorecer un movimiento de las sales hacia capas más profundas (Moreno, 2003).

Relacionados con los fenómenos de salinización de suelos se encuentran los fenómenos de potencial osmótico del suelo, toxicidad específica de iones y degradación de las propiedades físicas de los suelos.

En zonas donde no puede ser controlada la salinidad de los suelos dentro de unas concentraciones aceptables de iones, la utilización de cultivos alternativos más tolerantes a la salinidad del suelo utilizado, permite la producción de rendimientos económicos aceptables.

La tolerancia relativa de la mayoría de los cultivos agrícolas es un parámetro conocido que permite tomar decisiones respecto a la utilización de los cultivos previo análisis del suelo.

La relación existente entre los valores e la CE eléctrica del agua como medida de la salinidad y las pautas de uso puede resumirse:

- El rendimiento total potencial es tomado para todos los cultivos utilizando un agua de salinidad menor de 0.7 dS m^{-1} .
- Cuando el uso de agua de riego de contenido en sales moderado ($0.7\text{-}3.0 \text{ dS m}^{-1}$), el rendimiento total potencial está referido a la utilización de las aguas manteniendo la salinidad del suelo dentro de la tolerancia del cultivo. La mayoría de los afluentes de aguas residuales tratados están dentro de este grupo.
- Para aguas muy salinas ($>3.0 \text{ dS m}^{-1}$) y cultivos sensibles, la cantidad de agua necesaria para que el proceso de lixiviado mantenga los niveles entre $0.25\text{-}0.30 \text{ dS m}^{-1}$ conlleva normalmente problemas de suministro. En este caso, las opciones existentes pasan por el cambio a un cultivo más tolerante.
- Si la salinidad de las aguas del riego excede de 3.0 dS m^{-1} , el agua podría seguir siendo utilizable pero se requerirían condiciones especiales como suelos de una alta permeabilidad y cultivos de mayor tolerancia a la salinidad.

Problemas de toxicidad

Los problemas de toxicidad aparecen normalmente debido a la existencia de determinados iones que son tomados por las plantas de la solución del suelo, y acumulados en las hojas durante la transpiración de agua produciendo daños en la planta. El grado en que dañan la planta depende de una serie de parámetros como concentración del material tóxico, sensibilidad del cultivo y cantidad de agua utilizada por el cultivo. El principal problema de la existencia de estos compuestos tóxicos es la reducción del rendimiento del cultivo.

Algunos iones fitotóxicos comunes en aguas de riego son cloruros, sodio y boro, pudiendo estar todos ellos contenidos en las aguas residuales urbanas. Los daños producidos en la planta pueden estar causados por cada uno de ellos individualmente o la combinación de más de uno. Por otra parte existen compuestos como el cloro residual, que también pueden representar un problema por los daños que produce en los cultivos.

Relacionado con el uso de aguas residuales, puede considerarse como potencialmente problemático el sodio, por la posibilidad de que se encuentre en cantidades apreciables.

La influencia potencial del sodio está indicada por la relación de absorción del sodio (RAS), que está basado en el efecto del sodio intercambiable en las condiciones físicas del suelo. El RAS en el agua expresa la concentración de sodio relativa al calcio y magnesio. Un exceso de sodio en el agua de riego (cuando el sodio excede al calcio en una proporción mayor de 1:3) contribuyen a la dispersión del suelo y la rotura estructural del mismo, donde las partículas finas del suelo taponan los espacios que conforman los poros, disminuyendo la superficie y reduciendo la infiltración del agua (AWWA, 1997).

Las sales de sodio influyen en la composición de del complejo de cambio del suelo, bajando la permeabilidad y afectando a la estructura del suelo. Normalmente esto ocurre cuando los primeros centímetros del suelo se caracterizan por altos contenidos de sodio o muy bajos de calcio, bien en el propio suelo o debido a las aguas de irrigación. La presencia de altas concentraciones de sodio supone un peligro, ya que no permite a las plantas tomar el agua correspondiente, debido a que impide la infiltración del agua en el suelo. El crecimiento de las plantas se ve entonces afectado por una falta de disponibilidad de agua del suelo respecto a plantas (Tanji, 1990).

El calcio y el magnesio actúan como iones estabilizadores de la estructura del suelo, en contraste con la correspondiente desestabilización que proporciona el ión sodio. Algunas veces el agua de riego puede disolver suficiente calcio en los suelos calcáreos para disminuir la toxicidad del sodio apreciablemente. Las aguas depuradas, sin embargo, pueden tener altas concentraciones de sodio en relación al calcio, pudiendo generar problemas de permeabilidad en los suelos, si no son correctamente tratados. A este respecto, pueden ser aplicadas enmiendas basadas en sales de calcio, como es el caso del yeso.

En cuanto al cloro residual, las concentraciones de cloro libre residual menores de 1 mg L^{-1} normalmente no presenta problemas para las plantas. Sin embargo algunos cultivos sensibles pueden resultar dañados a niveles menores de 0.05 mg L^{-1} . Por otra parte algunos cultivos, sin embargo pueden acumular cloro en sus hojas hasta niveles tóxicos.

Un exceso de cloro tiene un efecto similar al sodio y al cloruro cuando es pulverizado directamente sobre las hojas. A concentraciones mayores de 5 mg L^{-1} , causa serios daños en la mayoría las plantas.

Normalmente, las aguas residuales debido a su carácter reductor por los altos contenidos en materia orgánica, no presentan concentraciones apreciables de cloro libre, al tener este un fuerte carácter oxidante. Sólo en

el caso de tratamiento terciario basado en la cloración directa, que normalmente es objeto de un estricto control, pueden aparecer concentraciones apreciables de ésta sustancia.

Elementos traza

Los elementos que pueden estar contenidos en altas concentraciones en las aguas residuales urbanas son principalmente Cd, Cu, Mo, Ni, y Zn. El Ni y Zn tienen efectos adversos visibles en las plantas a menores concentraciones de los que resultan nocivos para animales y humanos. Su toxicidad se ve reducida de forma drástica con los aumentos de pH.

El Cd, Cu y Mo, sin embargo, pueden presentar problemas de toxicidad para los animales a concentraciones mucho menores que el impacto que ejercen sobre las plantas.

El cobre no es tóxico para los animales monogástricos, sin embargo puede ser tóxico para los rumiantes. En estos casos, su tolerancia al Cu aumenta al aumentar las concentraciones de Mo. El Mo puede ser tóxico además en ausencia de Cu.

El Cd no presenta problemas particulares en la acumulación en la cadena alimentaria, no afectando negativamente a los rumiantes en las pequeñas concentraciones en que normalmente puede ser ingerido.

Las concentraciones máximas recomendadas para el uso a largo plazo de las aguas de riego que contienen estos metales, deben ser tenidas en cuenta en el caso de los suelos arenosos, donde la capacidad de eliminar y retener estos elementos está mermada. Los valores máximos son determinados en base a las concentraciones que producen toxicidad cuando la planta más sensible crece en soluciones nutritivas, o cultivos arenosos que contienen los citados elementos.

Por otra parte, la mayoría de los elementos metales pesados resultan fijados y acumulados en el suelo con el tiempo, con lo que las aplicaciones repetidas y a largo plazo de las aguas que lo contienen pueden provocar niveles que induzcan a la fototoxicidad. En general, como criterio para su uso a largo plazo (>20 años), se recomienda el empleo en suelos neutros de textura fina o suelos alcalinos con alta capacidad para eliminar los diferentes elementos contaminantes.

Nutrientes

Los compuestos considerados nutrientes son considerados de los más importantes que pueden estar contenidos en las aguas residuales tratadas, respecto al crecimiento de los cultivos. Así el N, P, K, Zn, B y S contenidos, pueden suponer un aporte nutritivo a tener en cuenta. Las aguas residuales tratadas, normalmente contienen suficiente nutrientes para aportar una alta proporción a las necesidades del cultivo.

El nutriente más beneficioso se considera el N. Todas las concentraciones de las distintas formas de nitrógeno deben ser consideradas en las aguas de riego. Cuando existen cantidades excesivas de N en forma que estimule el crecimiento vegetativo de la mayoría de los cultivos, puede afectar a la maduración y reducir la calidad y cantidad de la producción. El nitrógeno en las aguas tratadas no suele presentar concentraciones demasiado elevadas, y normalmente se requieren la aplicación de fertilizantes.

Respecto al P, para suelos que contienen cantidades suficientes de este elemento, la adición de fósforo con las aguas depuradas tienen poco efecto en los cultivos.

Las concentraciones de P en las aguas residuales urbanas depuradas, son normalmente demasiado bajas para suplir las necesidades de los cultivos, sin embargo suponen un aporte valioso.

Un aspecto importante respecto al contenido de los nutrientes en las aguas residuales urbanas, incluso las depuradas, está en la posibilidad de desarrollos masivos de microalgas, involucradas en la eutrofización de lagunas, ríos y acumulaciones de aguas a las que son aportados.

I.9.3. CONSECUENCIAS DE LA REUTILIZACIÓN AGRÍCOLA PARA EL SUELO Y RECURSOS HIDRICOS

La reutilización de las aguas residuales urbanas tratadas pueden influir en el suelo y los recursos hídricos. Esto se produce principalmente en las aguas indebidamente depuradas, e incluso en las tratadas correctamente en menor grado.

SÓLIDOS SUSPENDIDOS

Los sólidos se acumulan en el suelo en las cuencas de infiltración, que requiere el secado regular de la infiltración y eliminación de la capa superior del suelo o raspado. En suelos de poco arenosos, los sólidos en suspensión penetran en el suelo sólo unos pocos centímetros. En suelos arenosos, sin embargo, pueden penetrar hasta mayores profundidades. En general, los suelos son filtros muy eficaces, y los sólidos en suspensión son eliminados por completo de los efluentes de aguas residuales después de unos un metro de infiltración (Bouwer, 1974; 1985).

COMPUESTOS ORGÁNICOS

La mayoría de los compuestos orgánicos, procedentes de los humanos, los animales y las plantas, son rápidamente descompuestos en el suelo. En condiciones aerobias (inundaciones intermitentes), la descomposición se produce generalmente de forma rápida y completa hasta dióxido de carbono, minerales y agua. En condiciones anaeróbicas, permanecen en el suelo durante un largo plazo. Las formas estables y no tóxicas de materia orgánica degradada, como los ácidos húmicos y fúlvicos, se pueden formar como productos de reacciones entre proteínas e hidratos de carbono (celulosa o lignina).

La DBO₅ de las aguas residuales varía desde varios cientos a unos 1000 mg L⁻¹ para las aguas negras, y de unos 10 a 20 mg L⁻¹ en un efluente secundario de buena calidad. La incorporación al suelo de aguas con altos contenidos en DBO produce una reducción a cero después de algunos metros de infiltración, menor para valores bajos (Bouwer y Chaney 1974). Sin embargo, el producto final el agua aún contiene unos pocos mg L⁻¹ de compuestos orgánicos, debido sobre todo a los ácidos húmicos y fúlvicos, y también a los compuestos orgánicos sintéticos en el efluente que no se descomponen en el medio ambiente subterráneo.

PATÓGENOS

El suelo es un eficaz filtro para eliminar los microorganismos de las aguas residuales de efluentes (excepto, por supuesto, los suelos gruesos tales como arenas y gravas). Las bacterias son filtradas físicamente, mientras que los virus, mucho más pequeños, por lo general adsorbidos. Esta adsorción se ve favorecido por un pH bajo, una alta concentración de sal en las aguas residuales, y las altas concentraciones relativas de calcio y magnesio, y de cationes monovalentes como el sodio y el potasio.

Las bacterias y los virus fecales inmovilizados en el suelo no tienen capacidad de reproducción en este medio. La mayoría de las bacterias y los virus mueren entre unas pocas semanas a unos meses, sin embargo existen casos de altos tiempos de supervivencia. Los estudios indican una completa remoción de coliformes fecales tras su infiltración en el suelo de 1 a varios metros.

La mejor protección contra la penetración de microorganismos patógenos en el agua de consiste en el uso de tratamientos que reduzcan los niveles de bacterias en las aguas residuales antes de la infiltración de efluentes (Bouwer, 1974; 1985; Gerba, 1985).

NITRÓGENO

Los niveles de nitrógeno en aguas residuales pueden ir de 20 a más de 100 mg L⁻¹, en función del uso del agua y la dieta de la población local. El nitrógeno está presente principalmente en forma de amonio, nitrato y nitrógeno total. Las cantidades relativas de estas formas de nitrógeno dependen del tratamiento de depuración. Para efluente secundario, gran parte del nitrógeno será frecuentemente en la forma de amonio, pero algunos procesos están diseñados para lograr la nitrificación y los efluentes contienen principalmente nitrógeno en forma de nitrato.

Se debe ejercer un exhaustivo control de la forma y la concentración de nitrógeno en el agua, con la selección adecuada de la carga hidráulica y de las tasas de las inundaciones y los tiempos de secado para la infiltración de los suelos.

FÓSFORO

El efluente puede contener de 5 a 50 mg L⁻¹ de fósforo, en función de la dieta y el uso del agua de la población local. Durante el tratamiento de las aguas residuales, y en el paso por el suelo, los compuestos orgánicos de fósforo son biológicamente convertidos a fosfato. En suelos calcáreos y en

el pH alcalino precipita como $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$. En suelos ácidos, los fosfatos reaccionan con los óxidos de hierro y aluminio, formar compuestos insolubles (Bouwer, 1985; Bouwer, 1974).

ELEMENTOS TRAZA Y SALES

Los efluentes contienen un amplio espectro de otras sustancias químicas en bajas concentraciones. Éstos incluyen metales pesados, flúor y boro. A menos que estos elementos estén presentes en grandes concentraciones en el agua potable o sea añadido a la red de alcantarillado en cantidades significativas por las descargas industriales, sus concentraciones en las aguas residuales están normalmente por debajo de los límites máximos de agua de riego (Ayerst, FAO 1987). Estos metales pueden presentar problemas individuales de toxicidad y acumulación en los suelos y acuíferos. Los metales son retenidos en la mayoría de los suelos, y un pH alto favorece la inmovilización.

La concentración total de sales en los efluentes de aguas residuales pueden encontrarse en el orden de varios cientos de mg L^{-1} más alto que en el agua potable. En suelos arenosos, la concentración de sales en el agua de percolación será aproximadamente la misma (o ligeramente mayor) que la de los efluentes. Si la arcilla o la materia orgánica está presente en el suelo, habrá cationes de intercambio iónico y adsorción en los primeros usos del agua. Sin embargo, con el tiempo la composición iónica de las aguas aplicadas, hacen que el suelo pierda la capacidad de eliminar las sales de las aguas residuales.

II MATERIALES Y MÉTODOS

II.1. MUESTRAS

Las muestras de agua utilizadas en este trabajo proceden de la E.D.A.R de Ranilla (Sevilla), correspondiente a una situación geográfica de latitud: 37.41 y longitud:-5.9, y un clima mediterráneo. Los muestreos se realizaron en dos de las fases del proceso de depuración: en los canales de recogida de los decantadores secundario (18 muestras) y primario (12 muestras) de la línea de tratamiento, en el periodo comprendido entre 15/01/04 y 20/02/07.

Para la toma de muestras utilizadas en los análisis fisicoquímicos y el llenado de los reactores se utilizaron recipientes de polietileno (10 L). Para los ensayos microbiológicos se emplearon recipientes estériles de polietileno (50 mL).

Las características particulares que presentan las aguas residuales urbanas, en cuanto a materia en suspensión, carga orgánica y microbiología, etc., requieren de la observación de unas condiciones estrictas para la toma y conservación de muestras representativas, siendo esta una parte importante en el proceso de análisis. Las muestras son muy inestables ya que se ven afectadas por la influencia de factores como la aireación, temperatura, luz solar, sedimentación, etc. Además, por su contenido en compuestos y residuos orgánicos, gases disueltos y población microbiológica, son un medio que evoluciona rápidamente hasta otros estados con la modificación de los parámetros ambientales.

Para las muestras de aguas tratadas en el reactor cerrado, la toma y conservación de las mismas son cuestiones fundamentales en los procesos analíticos para la determinación de parámetros. Al tratarse de un sistema cerrado y aislado de su entorno, el manejo apropiado de la muestra una vez tomadas (refrigeración, congelación, inactivación o fijación) y la rapidez en la ejecución de los análisis, suponen el que los valores de los parámetros estudiados sean representativos del sistema analizado.

Las algas utilizadas en este estudio son las que conforman el fitoplancton propio de las aguas procedentes de la E.D.A.R. de Ranilla (Sevilla). Los cultivos y concentrados de algas se realizaron utilizando las algas contenidas naturalmente en el medio, y como medio de cultivo el agua residual.

Las algas se cultivaron inicialmente con una muestra de agua procedente del decantador secundario en un recipiente de 5 L de P.E.T., cerrado herméticamente, a temperatura ambiente y bajo iluminación natural.

Los inóculos de microalgas a los reactores se realizaron tomando alícuotas de estos cultivos, que presentaban un alto desarrollo de fitoplancton en suspensión, o por la adición de las algas sedimentadas de forma espontánea en los mismos. Las algas utilizadas para la puesta en marcha de los sistemas de depuración se realizaron exponiendo las muestras de agua a iluminación natural y temperatura ambiente.

ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES CONVENCIONAL. E.D.A.R. DE RANILLA

Para la realización del presente trabajo se utilizaron como muestras las aguas residuales urbanas procedentes de la red de saneamiento público de Sevilla. Este agua es conducida hasta las correspondientes E.D.A.R, donde son tratadas para reducir la carga contaminante, y verter posteriormente a las aguas superficiales (ríos, arroyos, etc.).

La ciudad de Sevilla consta de cuatro Estaciones Depuradoras, gestionadas por la Empresa Municipal de Abastecimiento y Saneamiento de Aguas de Sevilla S.A. (EMASESA). Las muestras utilizadas corresponden a la E.D.A.R de Ranilla (Figura I.1), donde vierten las aguas de la zona este de la ciudad, así como de la población cercana Alcalá de Guadaira.



Figura II.1. Estación depuradora de Ranilla (Sevilla, 2004). Vista aérea.

Esta depuradora, con una capacidad media al día correspondiente a un caudal de $50.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, ofrece un servicio de depuración para unos 200.000 habitantes equivalentes.

Esta estación depuradora está clasificada dentro del grupo de las E.D.A.R convencionales, para tratamiento de aguas residuales urbanas. Consta de una línea de aguas y otra de fangos. La línea de aguas está equipada con fases de tratamiento primario y secundario, y terciario opcional, que solo tiene aplicación en caso de problemas en el funcionamiento de la planta.

En este trabajo solo se tratará la línea de aguas, ya que los fangos no son utilizados para el estudio.

El funcionamiento de la planta depuradora puede ser esquematizado según la Figura II.2.

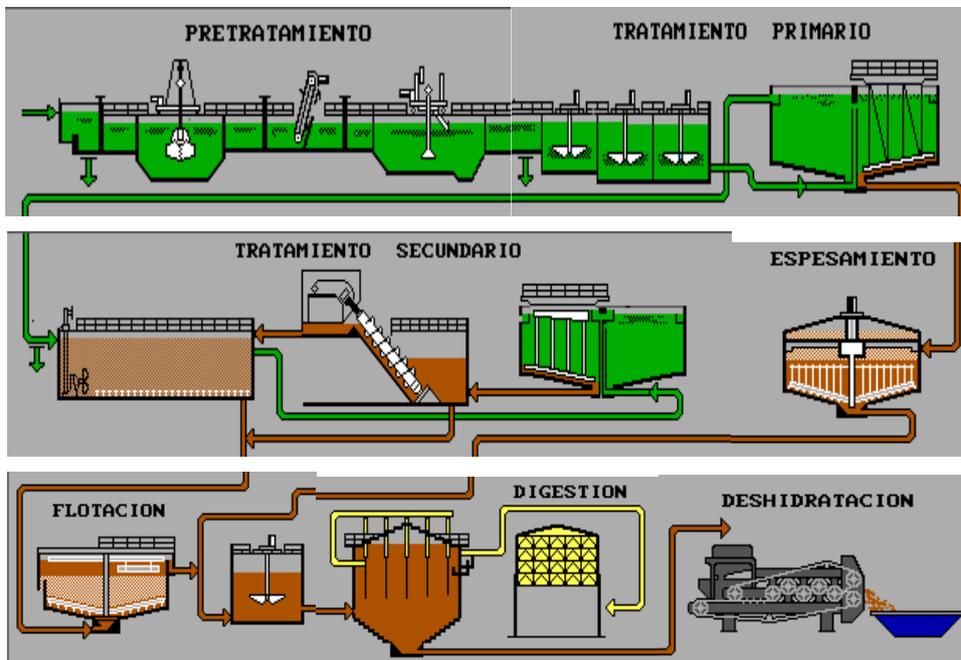


Figura II.2. Esquema general de la planta de tratamiento.

La línea de aguas consta de los siguientes elementos:

Pretratamiento:

- Elevación: tres tornillos de Arquímedes y seis grupos de motobombas sumergibles, que proporcionan un caudal de 1.500 L s^{-1} .
- Desbaste: los materiales sólidos arrastrados son retenidos en rejas rectas y curvas en cascada, de 30 mm de paso (gruesos) y 12 mm (finos), de limpieza automática.
- Desarenado y desengrasado: el agua desbastada pasa a un canal aireado por inyección de aire, que permite el sedimentado de las arenas y el emulsionado de las grasas. La arena se extrae mediante un grupo de motobombas. Los flotantes (grasas), son eliminados por un sistema deflector en superficie de separación de grasas.

La planta cuenta con un protocolo de recogida de residuos procedentes de desbaste, desarenado y desengrasado. La figura II.3 muestra un esquema del pretratamiento.

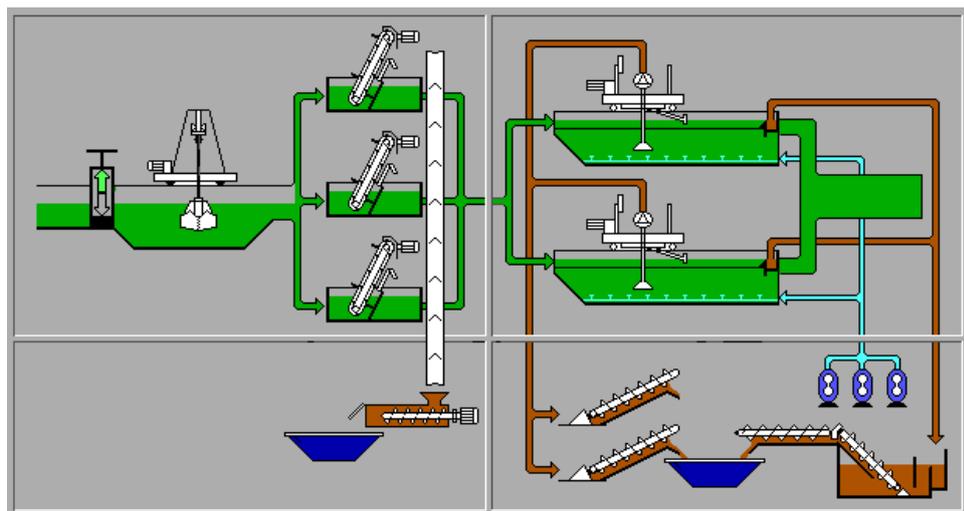


Figura II.3. Esquema del proceso de pretratamiento.

Tratamiento primario

El agua sometida a pretratamiento es conducida a cuatro decantadores en paralelo, dos de ellos con rasquetas de 22 m Ø y dos de 24 m Ø. El fango producido en la decantación es extraído y retirado mediante purgas automáticas (Figura II.4).

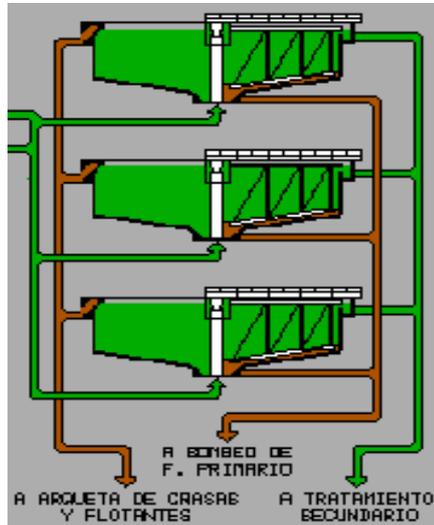


Figura II.4. Esquema del tratamiento primario de E.D.A.R.

Tratamiento secundario

Tratamiento biológico

Después de la decantación primaria, el agua es sometida a aireación forzada en dos cubas ($V = 10.100 \text{ m}^3$). En ellas se suministra el oxígeno necesario a la masa de agua para su tratamiento mediante lodos activados. El sistema está equipado con 14 turbinas programables, con 30 KW h^{-1} de potencia para las seis turbinas de la línea I y 55 KW h^{-1} para las 8 de la línea II. El contenido en oxígeno disuelto en las balsas oscila entre los valores $0.5 - 2.5 \text{ mg L}^{-1}$. El tiempo medio de residencia del agua en los reactores es de 3 – 4 h. La recirculación del contenido de las balsas se realiza mediante siete grupos sumergibles con capacidad de recirculación del 120% según diseño, que trabajan normalmente al 80 – 90 %.

Decantación secundaria

Los efluentes del tratamiento biológico pasan a cuatro decantadores secundarios dispuestos en paralelo, equipados dos de ellos con rasquetas de 29 m Ø y otros dos con succión con 31 m Ø. El tiempo promedio de retención de las aguas tratadas es de 4 h para un caudal medio de 2.100 m³ h⁻¹.

La figura II.5 muestra un esquema del tratamiento secundario.

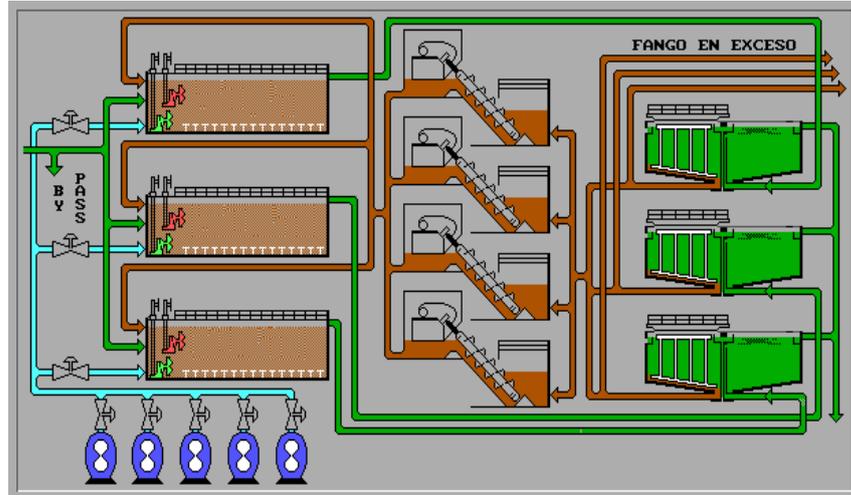


Figura II.5. Esquema de tratamiento secundario.

Tratamiento terciario. Cloración

La planta está equipada con un canal de cloración, de 425 m³ de capacidad, con dos cloradores de 10 Kg h⁻¹. Habitualmente las aguas no son tratadas mediante este sistema, reservado para casos de emergencia ante una posible contaminación, o en caso de necesidad de reutilización del agua tratada para riego (Campo de Golf) o refrigeración. La concentración de trabajo de cloro activo es de 20 mg L⁻¹ de media.

Efluente

Finalmente, las aguas tratadas son vertidas al arrollo Ranilla, colindante con la planta de tratamiento, que desemboca en el río Guadaira. Este a su vez desemboca en el río Guadalquivir.

II.2. MÉTODOS ANALÍTICOS

II.2.1. MÉTODOS DE DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS

El contenido en microorganismos fecales de las aguas residuales analizadas se evaluó en función de la concentración de los microorganismos indicadores de contaminación fecal bacterias coliformes totales (CT) y fecales (CF).

Las diluciones necesarias de las muestras se realizaron en solución salina estéril al 0.9%. Para el análisis bacteriológico de las aguas se utilizó la técnica de filtración a través de membrana, que permite la cuantificación del número de unidades formadoras de colonias (U.F.C.) de bacterias CF y CT. El recuento de las colonias formadas se realizó en cultivos sobre membranas filtrantes (Scharlab, 47 mm, 0.45 μm , membrana estéril de celulosa / éster). Esta técnica es altamente reproducible, y se puede utilizar par estudiar grandes volúmenes de muestra, y proporcionando resultados numéricos rápidos.

Determinación del contenido en CT (APHA, 9222-B, 1992)

Respecto a la técnica de determinación por filtro de membrana, el grupo coliforme se define como el formado por las bacterias aerobias y anaerobias facultativas, gramnegativas, no esporuladas y de forma alargada que desarrollan colonia roja con brillo metálico en un medio tipo Endo que contiene lactosa, tras incubación de 24 horas a 35°C.

Para la determinación de CT (Geldreich y col., 1965), se utilizó medio de cultivo (Endo, Base de Agar/Fuscina Básica de Cultimed / Panreac), y las placas inoculadas se incubaron durante 24 h a 37°C.

Las determinaciones se realizaron por duplicado en diluciones de las muestras afluentes al sistema a diluciones de 10^{-4} y 10^{-5} , y en efluentes directamente y a dilución 10^{-1} .

Los resultados se expresan como U.F.C. 100 mL^{-1} .

Determinación del contenido en CF (APHA, 9222-D, 1992)

Para la determinación por filtro de membrana, el grupo coliformes fecales se define como el formado por el subgrupo de las coliformes que

desarrollan colonias azules con producción de gas en un medio de lactosa enriquecido, en presencia de azul de anilina, e incubación 24 horas a 44°C.

Para la determinación de CT (Fifield, C. W. y col, 1958), se utilizó un medio de cultivo comercial (M-FC-Agar / A. Rosólico de Merk / Panreac) y las placas inoculadas se incubaron durante 24 h a 44°C.

Las determinaciones se realizaron por duplicado en diluciones de las muestras afluentes 10^{-3} y 10^{-4} , y en efluentes directamente y a dilución 10^{-1} .

La determinación presenta una exactitud del 93% en la diferenciación de los coliformes que se encuentran en las heces de los animales de sangre caliente y los procedentes de otras fuentes.

Los resultados se expresan como U.F.C. 100 mL^{-1} .

Identificación de las especies de algas

Para la identificación de las especies que conforman el fitoplancton (Llimona, 1985; Streble, 1987; Toja, 2005) se utilizó la microscopía óptica. Se empleó un microscopio WEISS, modelo Axiolab-e, equipado con cámara SONY, modelo SSC-C350P, y conectado a un equipo informático. Para el tratamiento de imágenes se utilizó el software CHVIDEOCR.

Cuantificación de algas

- Determinación de la concentración de algas en suspensión
 - El contenido de individuos de microalgas en suspensión se determinó por el conteo celular de los cultivos, en las muestras fijadas con formol (1:4), utilizando una cámara de Neubauer, de 0.9 mm^3 ($0.1 \times 0.1 \times 0.9 \text{ mm}$). Las aguas afluentes se concentraron 10 veces en un tubo decantador de 50 ml, a razón de 1 h mL^{-1} .

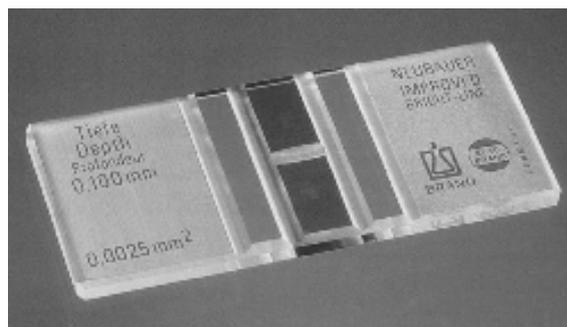


Figura II.6. Cámara de Neubauer.

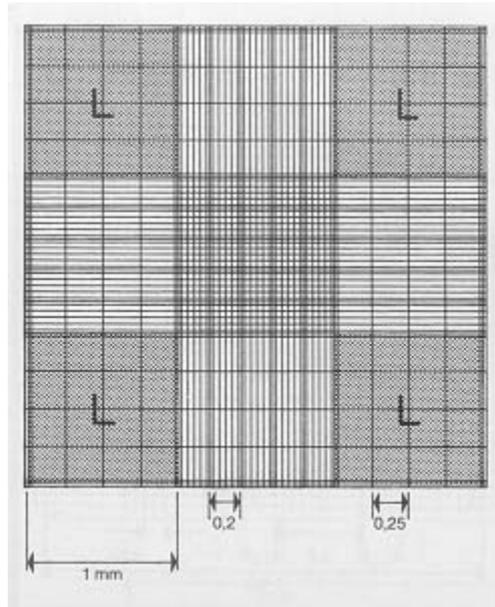


Figura II.7. Cuadrícula de la cámara de Neubauer.

Los resultados se expresaron en individuos 100 mL^{-1} .

- El peso seco de algas se determinó (Lavoye y de la Noüe, 1983) por la filtración de 10 mL del sobrenadante del reactor en membranas filtrantes (Scharlab, 47 mm, $0.45 \mu\text{m}$, membrana estéril de celulosa / éster), previamente seco a $95 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 24h y pesado. El filtrado se secó en las mismas condiciones.

Los resultados se expresaron en g de peso seco L^{-1} .

- Producción total de algas en procesos de depuración

La cuantificación de las algas producidas en el reactor cerrado durante el desarrollo de un ciclo de depuración se realizó por determinación gravimétrica del peso seco de fitoplancton desarrollado para un proceso inicial. Las muestras de aguas residuales se introdujeron en un reactor cerrado sin siembra previa y se mantuvieron expuestas al sol a temperatura ambiente hasta decantación.

El sedimento generado en los procesos de depuración tras varios ciclos de tratamiento se determinó de forma análoga al apartado anterior.

Para el aislamiento del sedimento producido del agua depurada se utilizó el proceso espontáneo de decantación que ocurre como última etapa en el tratamiento de depuración. Tras el desarrollo masivo de las algas y la posterior decantación se extrajo el sobrenadante con ayuda de una bomba peristáltica (Autoclude EV). Las algas generadas se cuantificaron por los pesos secos, que se midieron tras el secado (24 h, 95°C) del filtrado recogido sobre membranas filtrantes (Scharlab, 47 mm, 0.47 µm, membrana estéril de celulosa / éster), previamente secos y tarados en las mismas condiciones.

Los resultados se expresaron en g de peso seco L⁻¹.

II.2.2. MÉTODOS DE DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS

Determinación potenciométrica del pH (APHA, 4500-H⁺, 1992)

El principio básico de la determinación electrométrica del pH es la medida de la actividad de los iones H⁺ por mediciones potenciométricas.

El pH se determinó por la medida potenciométrica (Dole, 1941), utilizando un pH-metro Crison, modelo GLP 22, equipado con electrodo de membrana de vidrio combinado Crison, con electrodos estándar y de referencia de Ag/AgCl, modelo 52-02. Para el calibrado se utilizaron soluciones tampón de pH, 7.00 ± 0.02 y 9.00 ± 0.02, de Panreac.

Para las medidas en continuo del pH, se utilizó un equipo multiparamétrico de Medida, WTW, 340i, conectado a la sonda de pH SenTix 20.

Los resultados se expresan como unidades de pH.

Las condiciones normales de uso de los pH-metros permiten trabajar con límites de precisión de ±0.1 unidades de pH.

Determinación del oxígeno disuelto (OD) (APHA, 4500-O G, 1992)

Los métodos de determinación del contenido en OD mediante electrodos de membrana sensibles al oxígeno, ya sean polarográficos o

galvánicos, miden la corriente eléctrica generada por dos electrodos, proporcional a la concentración de O₂. Este método de determinación de OD está especialmente indicado para medidas de campo *in situ*, y en condiciones en que los electrodos deban permanecer sumergidos.

La concentración del oxígeno disuelto contenido en el agua se determinó por el método del electrodo de membrana (Carritt, D. E. y col., 1959). Se utilizó el equipo WTW, modelo 340i, con electrodo galvánico Cellox 325, con compensación de temperatura, para medidas en continuo del contenido del reactor; y Hanna Inst., modelo HI9142, con electrodo polarográfico HI76407/4 con compensador de temperatura para medición de las muestras. Para el calibrado de los electrodos se utilizó solución de OD=0 de WTW.

Los resultados se expresan como mg OD L⁻¹.

Los sistemas de electrodo de membrana permite trabajar con exactitud de ±0.1mg OD L⁻¹ y precisión de ±0.05 mg OD L⁻¹.

Determinación de la temperatura interior del reactor

La temperatura interna del reactor se determinó con los dispositivos de registro de temperatura con que están equipadas las sondas de pH y OD del equipo WTW, modelo 340i, que se utilizaron en la medición en continuo de estos parámetros para el contenido del sistema.

La temperatura se expresó como °C.

Las determinación presenta una precisión de ±0.1°C.

Determinación de la radiación solar incidente acumulada

Los datos correspondientes a la radiación solar incidente total acumulada se tomaron de los datos facilitados por la Consejería de Agricultura y Pesca, a través de la Red de Información Agroclimática de Andalucía. Se descargaron *on line* de la página web <http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/portal/opencms/portal/navegacion.jsp?entrada=tematica&tematica=270&subtematica=290>, de las estaciones meteorológicas correspondientes a las poblaciones cercanas de Carmona y de Los Palacios y Villafranca. Los datos se trataron gráficamente (EXCEL), obteniéndose las variaciones de radiación en función del tiempo.

Los resultados se expresaron como MJ m⁻² día⁻¹.

Determinación de la conductividad eléctrica (CE) (APHA, 2510, 1992)

La conductividad eléctrica es una expresión de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica, que es función de la presencia de iones en disolución y de su concentración total.

La medida de la CE ofrece una importante información sobre el contenido en sales de las aguas, relacionado con los sólidos totales, el grado de mineralización y requerimientos previos para otras analíticas.

La CE se determinó por la medida conductimétrica (Jones, G. y col., 1933), utilizando un equipo de Crison, modelo MicroCM 2002, con célula de conductividad en vidrio-platino 52-92, equipado con compensador de temperatura modelo 21-910-01. Para la calibración se utilizó el patrón de conductividad de KCl 0.010 M, de Crison.

Los resultados se expresan como mS cm^{-1} .

La presenta una precisión de $\pm 0.08 \text{ mS cm}^{-1}$.

Determinación de los sólidos totales (ST) secados a 103-5 °C (APHA, 2540 B, 1992)

Los sólidos totales determinados para una muestra de agua representa el residuo de material que permanece en un recipiente después de la evaporación de la muestra y de su secado en estufa.

Los sólidos totales contenidos en el agua se determinaron (Symons, G. E. y col., 1941) gravimétricamente como el residuo obtenido para una alícuota de muestra secada a 103-5 °C, sobre cápsula de porcelana tarada a peso seco constante. El volumen de muestra tratado se calculó para obtener una masa de residuo seco de entre 50 – 200 mg.

Los resultados se expresan como mg L^{-1} .

La determinación presenta una precisión de para muestras de $\pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ para muestras de unos 200 mg L^{-1} .

Determinación de los sólidos totales en suspensión (SS) secados a 103-5°C (APHA, 2540 D, 1992)

Los sólidos totales en suspensión representan la fracción de los sólidos retenidos en un filtro y secados en estufa.

Los SS contenidos en el agua se determinaron gravimétricamente (Degen, J. y col., 1956) como el residuo retenido sobre un filtro

estandarizado de celulosa (0.45 μm de tamaño de poro, de Millipore), por filtración a vacío, secados a 105 °C sobre una cápsula de porcelana tarada a peso constante.

Los resultados se expresan como mg L^{-1} .

La determinación presenta una precisión de $\pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$, para muestras del orden de 200 mg L^{-1} .

Determinación de la turbidez (APHA, 2130 B, 1992)

La turbidez de las aguas es producida por materias en suspensión como arcilla, materias orgánicas e inorgánicas finamente divididas, compuestos orgánicos solubles coloreados, microalgas y otros microorganismos.

Este parámetro se utiliza para valorar la calidad de las aguas durante los procesos de depuración o para la adecuación a los diferentes usos. Está relacionado con los SS y ST.

El método nefelométrico de determinación de la turbidez se basa en la comparación de intensidad de la luz dispersada por la muestra en condiciones definidas, y la dispersada por una solución patrón en las mismas condiciones.

La turbidez del agua se determinó por la medida nefelométrica (Whipple, 1900) utilizando un turbidímetro de Orbejo-Hellice, modelo 965. Como soluciones estándares se utilizaron disoluciones de formalina de entre 0 – 40 unidades nefelométricas de turbidez (U.N.T.).

Los resultados se expresan como U.N.T.

La determinación presenta una precisión de $\pm 1 \text{ UNT}$.

Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO) (APHA, 5220 C, 1992)

La demanda química de oxígeno se utiliza como medida del equivalente de oxígeno del contenido de materia orgánica de una muestra. El cálculo se realiza en base a la oxidación de la materia orgánica de la muestra por un oxidante fuerte de uso en laboratorio.

La DQO se determinó titulométricamente por la oxidación con dicromato potásico, según el método de reflujo cerrado (Moore, 1949). Las soluciones resultantes se titularon con sulfato ferroso amónico 0.01 M, usando ferroina como indicador.

Los resultados se expresaron como $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$.

La determinación presenta una precisión de $\pm 0.05 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$.

Determinación de la demanda biológica de oxígeno a los 5 días (DBO₅)

La determinación de la demanda bioquímica de oxígeno es una prueba empírica en la que se utilizan procedimientos estandarizados de laboratorio para determinar los requerimientos relativos de oxígeno de las aguas residuales. La prueba mide el oxígeno utilizado, en un periodo de tiempo determinado, para la degradación bioquímica de la materia orgánica (requerimiento de carbono), y para oxidar la materia orgánica, junto con algunas especies inorgánicas.

La DBO₅ de las muestra se determinó manométricamente (Montgomery, 1967), por el descenso de la presión debida al consumo de oxígeno por los microorganismos de presentes en la muestra, utilizando el equipo DBO Sensor de VELP Scientifica.

Los resultados se expresan como $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$.

La determinación presenta una desviación estándar del 1%.

Determinación del contenido en nitrógeno Kjeldahl (APHA, 4500-N B, 1992)

El método Kjeldahl determina el contenido en compuestos con nitrógeno en estado de oxidación -3, correspondiente a la suma de nitrógeno orgánico y amoniacal.

La determinación del nitrógeno Kjeldahl (Kjeldahl, 1883), se realizó utilizando un bloque digestor Labson, para la digestión ácida catalizada, y un equipo automático de destilación a escala micro Selecta.

Los resultados se expresan como mg N L^{-1} .

La determinación presenta una precisión de $\pm 0.5 \text{ mg N L}^{-1}$.

Determinación del contenido en P-PO₄³⁻ (fósforo reactivo disuelto) (APHA, 4500-P D, 1992).

El fósforo en forma de fosfatos presente en las aguas residuales procede principalmente de los detergentes y algunas actividades industriales, así como los aportados por diversos compuestos orgánicos.

El fósforo se determina en su fracción de fósforo reactivo disuelto (ortofosfato) por colorimetría directa según el método del cloruro estagnoso (Sletten y col.; 1961) de las muestras filtradas a 0.45 µm. Se realiza la medida colorimétrica directa en el espectrofotómetro UV-V (Unicam modelo Helios γ) a 690 nm del compuesto azul de molibdeno, formado por la reducción con cloruro estagnoso del ácido molibdofosfórico.

Los resultados se expresan como mg P L⁻¹.

La determinación presenta una precisión de ±0.14 mg P L⁻¹.

Determinación del contenido en Na⁺ y K⁺ (APHA, 3500-Na-D y K-D, 1992)

Los cationes monovalentes Na⁺ y K⁺ están presentes en la mayoría de las aguas, en mayor o menor concentración. En los residuos urbanos comunes se presentan concentraciones apreciables de estos metales, sobre todo en caso de vertidos de salmueras. La repercusión que altas concentraciones del ión sodio en las aguas presenta para la agricultura, hace que sea objeto de estudio para el control de vertidos de aguas depuradas a cauces que se utilizarán para riego, o para su reutilización.

Los contenidos en Na⁺ y K⁺ de las muestras se determinaron por fotometría de emisión de llama (Barnes, R. B. y col., 1945), referidos a patrones de NaCl y KCl. Se utilizó un fotómetro de llama, marca Jenway, modelo PFP7, con llama de gas natural-aire.

Los resultados se expresan como mg L⁻¹.

La determinación presenta una precisión de ±0.2 mg L⁻¹.

Determinación del contenido en Ca²⁺, Mg²⁺ (APHA, 3500-Ca-C, Mg-B)

El contenido de los iones divalentes Ca²⁺ y Mg²⁺ se determinó por espectrofotometría de absorción atómica (Kahl, 1968), referidos a patrones de CaCO₃ y Mg. Se utilizó un equipo Perkin Elmer AA100, con llama de aire-acetileno (Abelló Linde).

Los resultados se expresan como mg L^{-1} .

La determinación presenta una precisión de 10% mg L^{-1} .

Determinación de contenido en metales pesados.

El contenido en metales pesados (^9Be , ^{11}B , ^{27}Al , ^{47}Ti , ^{51}V , ^{52}Cr , ^{55}Mn , ^{57}Fe , ^{59}Co , ^{60}Ni , ^{65}Cu , ^{68}Zn , ^{75}As , ^{82}Se , ^{88}Sr , ^{95}Mo , ^{98}Mo , ^{107}Ag , ^{114}Cd , ^{121}Sb , ^{133}Cs , ^{137}Ba , ^{205}Tl , ^{208}Pb , ^{232}Th , ^{238}U) se determinó por espectrometría de masas acoplada a fuente de plasma de argón (PraxAir), (EPA 200.8), referidos a patrones comerciales (MERK). Se utilizó un equipo ICP-MS X-7, de Thermo Elemental.

Determinación del contenido en H_2O_2

El contenido en peróxido de hidrógeno formado en las aguas tratadas, como parte del proceso de depuración de las aguas se determinó volumétricamente, por iodometría (Kolthoff, 1920).

Los resultados se expresan en mg L^{-1} .

La determinación presenta una precisión de mg L^{-1} .

Determinación del rango de absorción de la radiación solar por el vidrio

La determinación del rango de la radiación incidente sobre el reactor de vidrio utilizado en las experiencias se realizó por el estudio de las longitudes de onda capaces de atravesar la pared del mismo. Para ello se utilizó un pequeño trozo del mismo material, que se incorporó al paso de luz de un espectrofotómetro UV-V (Unicam modelo Helios γ), en el rango UV-V (190-900 nm).

II.3. REACTOR Y CONDICIONES DE EXPERIMENTACIÓN

La base de este trabajo de investigación es el estudio de las condiciones de puesta en marcha, funcionamiento y rendimiento de un método de depuración de aguas residuales urbanas. Se realizó en un reactor cerrado, que funcionó como fotobiorreactor cerrado, a escala de laboratorio. Se trata de un sistema ecológico de depuración, basado en un método de tratamiento biológico, que puede ser incluido dentro del grupo de los basados en tecnologías de bajo coste o clásicamente llamadas no convencionales.

Las condiciones de funcionamiento que definen los sistemas ecológicos, requieren que el sistema propuesto se caracterice por unas necesidades mínimas en cuanto a construcción, mantenimiento y gasto energético.

II.3.1. REQUERIMIENTOS INICIALES

Para la puesta a punto del fotobiorreactor cerrado como método de depuración de aguas residuales urbanas propuesto en esta Tesis, se seleccionaron una serie de parámetros fundamentales para el diseño del reactor, como:

- **Material**

Para la selección del material se requieren una serie de condiciones en cuanto a transparencia, para permitir el paso de la radiación solar, así como resistencia física y química.

El vidrio se presentó como un material idóneo para la estructura del sistema cerrado de depuración por:

- Permite el paso de la radiación solar en el rango visible, donde se encuentran las longitudes de onda que tienen un papel fundamental en los procesos fotosintéticos (700 nm fotosistema I y 680 nm fotosistema II).
- Limita el paso de la radiación UV en el rango del espectro considerado como responsable de la eliminación microbiológica. De este modo, permite evaluar en mayor medida la incidencia de las demás variables en los procesos de desinfección. Los valores de transmitancia *vs.* longitud de onda

radiante (Figura II.11), se obtuvieron para una muestra del vidrio utilizado en el reactor en la construcción del reactor.

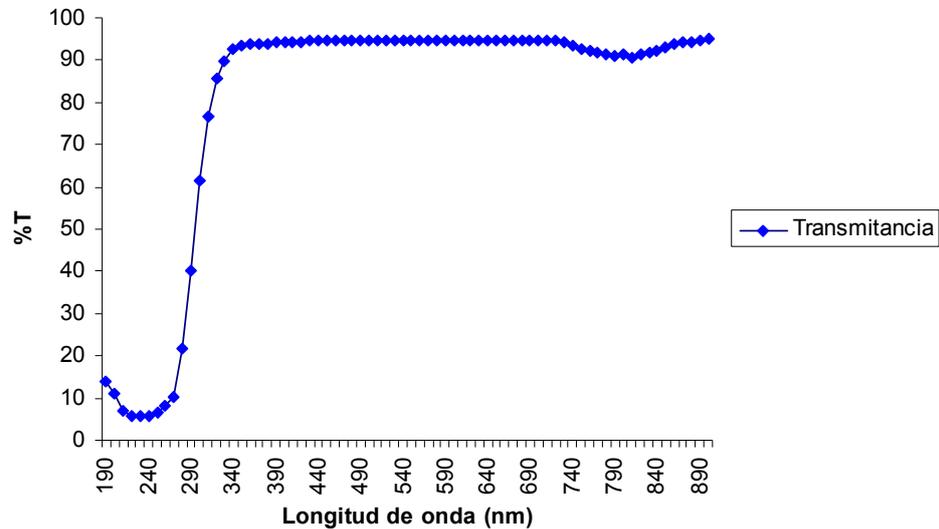


Figura II.8. Trasmitancia de la radiación por el material del reactor.

- Se considera un material inalterable en estas condiciones de uso.
- El vidrio cumple también los requerimientos exigidos en cuanto a resistencia física, debido a la dilatación del líquido y a la acumulación de gases que, aunque a baja presión, se produce en el sistema.

• Tamaño

Para el reactor es necesaria la elección de un tamaño que permita la obtención de datos representativos respecto al proceso de depuración de aguas residuales basado en la acción de microalgas. Por otra parte, sistema piloto a nivel de laboratorio debe conllevar el manejo de muestras para llenado de volúmenes que no implique el transporte de grandes cantidades de agua, y permitir la limpieza y manejo de forma rápida.

Se eligió un tamaño de 3 L, considerado suficiente para la obtención de datos representativos de la depuración aguas residuales urbanas mediante el empleo de algas. Además, permitió su utilización como sistema

piloto a nivel de laboratorio, con un volumen de agua tratado y tareas de mantenimiento asequibles.

- **Forma**

La forma del reactor debe permitir la incidencia de la radiación solar a la mayor parte de la masa de agua, la limpieza y manejo eficaz y una distribución que favorezca la homogeneidad del contenido.

Se seleccionaron reactores comerciales de vidrio, de forma cilíndrica.

- **Características específicas**

El reactor debe ser un sistema cerrado, por lo que debe contar con ajustes que permitan el cierre del sistema y su posible apertura para tareas de llenado/vaciado y limpieza.

Se requiere la posibilidad de realizar la toma de muestras de pequeño volumen, así como la introducción de sondas de medida para la adquisición de datos en continuo del contenido del reactor. Todos estos cierres deben estar equipados con sistemas de ajuste, que permitan la unión de las piezas sin pérdidas significativas de líquido o gases contenidos en el interior del biorreactor.

El funcionamiento óptimo del reactor requiere un cierto mantenimiento de la hermeticidad, para permitir la acumulación del OD en el agua. En este sentido, la posibilidad de acoplar material de ajuste esmerilado o roscado ofrece ventajas respecto al acoplamiento de sondas de medida o vías para la carga y descarga del sistema.

Como cerramiento del reactor se utilizó una tapa de reactor comercial, de cierre hermético, equipada con 4 bocas roscadas o esmeriladas.

II.3.2. DESCRIPCIÓN DEL REACTOR

El sistema que se propone consiste en un reactor cerrado para la depuración/desinfección de aguas residuales urbanas, basado en los fenómenos de autodepuración que se dan de forma natural en los medios acuáticos. Uniendo la acción del desarrollo de microalgas (que consumen compuestos orgánicos y sales minerales, y que producen el oxígeno en

forma de O_2), microorganismos que degradan la materia orgánica (bacterias) y la radiación solar, se producen procesos que conducen a la depuración de las aguas residuales urbanas.

Basándose en estos procesos que ya han sido utilizados clásicamente en sistemas artificiales de tratamiento de aguas residuales (lagunaje, reactores biológicos, etc.), se desarrolla un método cerrado, con objeto de intensificar la acción del contenido en oxígeno disuelto.

A continuación se describe un esquema (Figura II.9) del sistema experimental utilizado, compuesto por reactor de vidrio, sistemas de adquisición/almacenamiento de datos y operaciones realizadas.

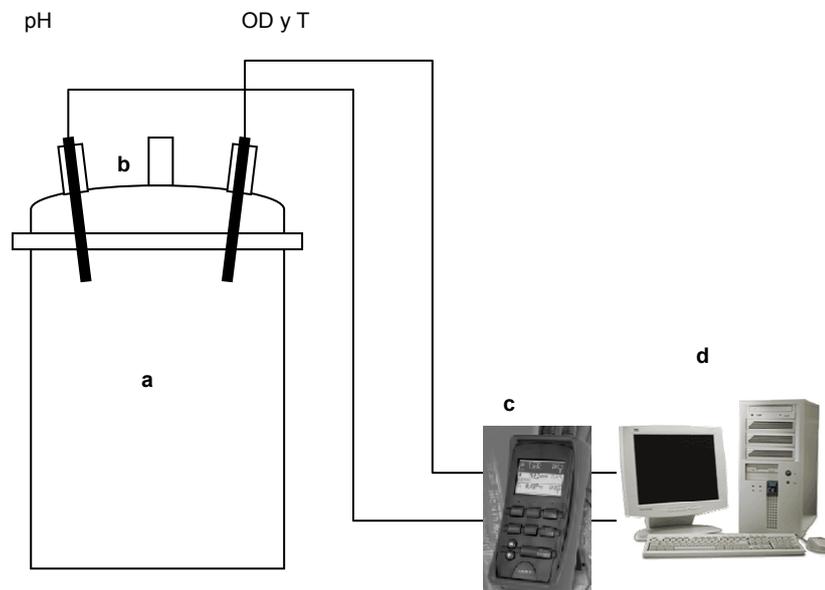


Figura II.9. Descripción del modelo experimental escala de laboratorio, compuesto por: a) reactor, b) sensores, c) toma de datos, d) almacenamiento y tratamiento de datos.

Descripción del reactor

Como equipo piloto se utilizaron reactores de vidrio comerciales (Anorsur) con fondo plano, de 0.12 m de diámetro y 0.32 m de altura, que representa un volumen útil de 3.6 L.

El sistema se cerró con una tapa de vidrio con cuatro bocas, cierre de abrazadera y goma de unión. Dos de las bocas se utilizaron para la introducción de sondas de adquisición de datos del contenido. Otra de las bocas se adaptó un sistema de toma de muestras, compuesto, de una jeringa acoplada a un tapón de silicona, y conservándose otra boca para el llenado/vaciado del sistema.



Figura II.10. Reactor de vidrio utilizado como FBR cerrado.

El reactor puede clasificarse como un reactor discontinuo o tipo Batch, caracterizado por la introducción de los reactivos al inicio de la reacción, no permitiéndose la entrada o salida de material durante el proceso.

Sensores y adquisición de datos

El sistema se equipó con sensores para medida en continuo de los parámetros pH, OD y T. Para la toma de datos del contenido del reactor cerrado se utilizaron dos de las bocas de la tapa, para la conexión de

sondas, que tomaron, respectivamente, medidas en continuo de los valores de:

- pH y T
- OD y T

Estas se conectaron a un equipo multiparamétrico de medida (WTW, 340i), que envió los datos a un ordenador personal, mediante un interfaz. Los valores se registraron en el programa informático Multilab de WTW instalado en el PC. Para la primera etapa de los procesos, en que se registraron cambios muy significativos en las propiedades del sistema, se tomaron medias en intervalos menores e tiempo (5' o 15'), y a intervalos de una hora durante los procesos de depuración.

Los valores simultáneos de pH, OD y T tomados del contenido del reactor se almacenaron en tablas (EXCEL, Microsoft). Las variaciones de las medidas se representaron gráficamente en función del tiempo.

II.3.3. CONDICIONES DE EXPERIMENTACIÓN

Se ensayaron procesos de depuración partiendo de las aguas residuales procedentes de la EDAR (decantadores secundario y primario). El funcionamiento del reactor se estudió tras el llenado con las muestras, con la adición de un inóculo de algas, y tras cerrarlo, se observó su evolución en el tiempo.

Se usaron como siembra concentrados de algas procedentes de un proceso análogo de depuración similar anterior ya finalizado, formado por los sedimentos de algas que se produjeron de forma espontánea en un ciclo anterior. Para la obtención de este concentrado de algas se extrajo el sobrenadante clarificado que supuso el 90% del volumen total del reactor, utilizando una bomba peristáltica. El 10 % restante capacidad del reactor (360 mL), se utilizó como inóculo para el tratamiento posterior. Se completó el volumen total con el agua residual, evitando la aparición de cámaras de aire, y se cerró herméticamente.

El reactor se mantuvo a temperatura ambiente y expuesto a la luz solar (con incidencia de radiación directa durante 7-8 horas diarias, entre las 11:00 y las 19:00 horas, dependiendo de la estación del año). En todos los casos el régimen de funcionamiento del reactor fue discontinuo, con ciclos de llenado, tratamiento y vaciado con permanencia de los sedimentos contenidos en el 10% del volumen.

En líneas generales, el desarrollo de los procesos de depuración se caracterizó por un bloom de algas (que se produjo a un tiempo variable según las características del agua afluyente y de las condiciones atmosféricas) y una posterior decantación del fitoplancton, que dio lugar a una clarificación de la masa de agua.



Figura II.11. FBR cerrado en proceso de tratamiento.

II.4. DISEÑO EXPERIMENTAL

Partiendo de referencias bibliográficas sobre sistemas cerrados de depuración de aguas residuales basados en la acción de microalgas (Baccou, 2000; Lavoie, 1985) se planteó el trabajo experimental realizado en esta Tesis, que se basó en el desarrollo de los siguientes pasos:

- Determinación de las condiciones experimentales iniciales
 - Elección del reactor. Material, forma y volumen.
 - Caracterización del fitoplancton y condiciones de cultivo de algas.
 - Aguas afluentes utilizadas.
 - Parámetros de control de la evolución del sistema.

- Estudio del rendimiento del reactor como sistema de tratamiento de aguas residuales urbanas.
 - Caracterización microbiológica, física y química de las aguas afluentes.
 - Caracterización microbiológica, física y química de las aguas efluentes.
 - Evaluación de resultados. Rendimientos de abatimiento de patógenos y depuración.

- Determinación de las condiciones de funcionamiento del fotobiorreactor:
 - Estudio de parámetros en continuo.
 - Procesos microbiológicos, físicos y químicos característicos del tratamiento.
 - Etapas del proceso.

- En función de los resultados obtenidos sobre la calidad del agua tratada, así como las condiciones de operación (tiempos de residencia, influencia de factores externos al tratamiento, etc.), se plantean:
 - Posibilidad que ofrece el tratamiento de aplicaciones como sistema de depuración de aguas residuales urbanas.
 - Perspectivas de implantación a escala piloto e industrial.
 - Otras aplicaciones.
 - Evaluación de la posibilidad de reutilización de los efluentes regenerados en agricultura.

Basados en la revisión bibliográfica, así como los ensayos previos, se determinaron una serie de parámetros fundamentales para abordar la realización de experiencias de depuración en el fotobiorreactor cerrado, como:

- **Algas**

El funcionamiento del sistema de depuración está asociado a un desarrollo de las algas en el medio. Las aguas residuales urbanas procedentes de la E.D.A.R. transportan una cantidad de algas unicelulares que han resistido el tratamiento de depuración, y que son capaces de desarrollarse. Cuando las condiciones ambientales son favorables (luz, temperatura, nutrientes, ausencia de turbulencias), las algas se desarrollan en el medio.

Durante el proceso de depuración se identificaron las poblaciones predominantes de algas, correspondientes a las etapas fundamentales del proceso (inicio, fases de desarrollo de microorganismos y final del proceso).

- **Adición de sedimento de algas**

Se ensayó la puesta en marcha del proceso utilizando como inóculo un concentrado de algas, utilizando el que se produjo naturalmente por la sedimentación espontánea durante el tratamiento. De esta forma, la adición de una cantidad mínima de agua ya tratada al agua afluente al reactor permitiría la obtención de datos representativos respecto a la evaluación del

rendimiento de depuración, con una mínima influencia externa. Se estableció en un 10% del volumen total del reactor el volumen óptimo de concentrado de algas añadido. De este modo se permitió la manipulación de las algas asegurando el mantenimiento de su funcionalidad, con una alteración mínima de los valores de los parámetros de calidad del agua afluente.

- **Régimen de funcionamiento**

Para la evaluación del rendimiento del sistema de depuración, así como para la determinación de las variables que afectan al desarrollo del proceso, se determinó la puesta en funcionamiento del reactor en régimen semicontinuo. Este método de trabajo permite determinar directamente la depuración de las aguas tratadas por comparación de los valores de los parámetros de calidad medidos en el agua afluente y efluente del reactor.

El estudio de la influencia de variables como radiación solar, tiempo y temperatura en el proceso de tratamiento puede llevarse a cabo de forma fiable sin la entrada o salida de agua al sistema.

Otro factor que determinó la utilización del régimen discontinuo fue la toma de datos en continuo del contenido del reactor durante el proceso de depuración, para definir los parámetros de operación, antes de abordar su funcionamiento en continuo de circulación.

- **Parámetros determinantes del proceso**

La bibliografía existente para procesos de depuración de aguas residuales urbanas basados en la utilización de algas, así como los ensayos previos realizados antes de la puesta en funcionamiento del FBR, determinaron que los parámetros externos determinantes del proceso de depuración eran:

- Calidad del agua afluente: el nivel de contaminación (grado de depuración, carga orgánica y población microbiana) determinan la intensidad y duración de los procesos de tratamiento.
- Radiación solar: el desarrollo de la población de microalgas está directamente relacionado con la intensidad de la luz incidente, fundamental para la realización de los procesos fotosintéticos, así como la temperatura del sistema.

- Temperatura: supone una variable determinante en el desarrollo de los procesos biológicos, poblaciones de microorganismos, cinética de gases y reacciones químicas.

• **Parámetros de control del proceso**

El FBR se caracteriza por ser un sistema cerrado, con un desarrollo masivo de microalgas y expuesto a la luz solar. En función de estos condicionantes se seleccionan como parámetros de control para el seguimiento en continuo de proceso:

- OD: parámetro indicador de la población microbiana y de la actividad fotosintética de las microalgas.
- pH: parámetro relacionado con los intercambios de CO₂ y determinante de la solubilidad y forma reactiva de un gran número de especies químicas. Sus valores afectan en gran medida a las poblaciones de bacterias y algas.
- Radiación solar: parámetro determinante del desarrollo de las microalgas, al permitir los procesos fotosintéticos, así como de la temperatura. Por otra parte, supone un importante factor para la desinfección (radiación UV) y las reacciones fotocatalizadas.
- Temperatura: factor importante en los procesos metabólicos de los microorganismos, así como en la solubilidad de gases y las reacciones químicas.

• **Características del agua afluente**

Como afluente para el sistema se utilizaron muestras de agua que pueden dividirse en dos grupos, según sus características:

- Aguas precedentes del decantador secundario de la E.D.A.R

Estas aguas han sido sometidas a un pretratamiento, un proceso de decantación, un tratamiento de digestión aeróbica mediante lodos activados, y una posterior decantación. Se caracterizan por una baja carga orgánica, y además esta se encuentra muy degradada, así como un bajo contenido de materia en suspensión.

- Aguas procedentes del decantador primario de la E.D.A.R.

Estas aguas han sido sometidas a un pretratamiento y a una decantación primaria. Se caracterizan por contener todavía una alta

carga orgánica poco degradada, de la que se han eliminado una gran cantidad de los sólidos en suspensión contenidos inicialmente.

Las muestras de agua residual procedentes de la estación depuradora que se utilizaron como afluente al sistema de depuración basado en el reactor cerrado se caracterizan física, química y microbiológicamente. La determinación de los valores de los principales indicadores físicos, químicos y microbiológicos de contaminación permite determinar la calidad de las aguas utilizadas como afluente, estudiar los cambios que experimentados las propiedades de las aguas durante su tratamiento, y evaluar posteriormente los rendimientos de depuración.

Se determinan además los valores de otros parámetros como los metales, N y P, para evaluar el comportamiento de los mismos en el proceso de depuración.

Para la evaluación del sistema de depuración basado en el reactor cerrado se utilizaron muestras de agua procedentes de los decantadores secundario y primario de la E.D.A.R. de Ranilla (Sevilla). Se estudian las diferentes características que presentan las muestras dependiendo de su procedencia, y los comportamientos del sistema en el desarrollo del tratamiento y las variaciones en los rendimientos y plazos de depuración. Se realizó por separado el estudio para las aguas procedentes de los decantadores secundario y del primario.

En base a estos resultados se establecieron consideraciones sobre:

- Funcionamiento del sistema de depuración.
- Grado de desinfección.
- Rendimiento de depuración.
- Evolución del proceso
- Tiempos de residencia

El agua procedente de la red de saneamiento presenta fluctuaciones en sus características debido a factores como:

- **Variabilidad propia del afluente:** el caudal del agua tratado en la planta presenta unas variaciones en sus características, propias de las diferentes condiciones del agua afluente a la estación depuradora. Parámetros como hora del día, día de la semana o

fecha, determinan variaciones que a menudo pueden ser considerables, en la composición del agua residual. Estas variaciones son achacables a las diferentes actividades o intensidad de las mismas que caracterizan a la actividad humana, con variaciones temporales significativas.

- **Lluvia:** Los episodios de lluvia, coincidentes en el tiempo con la recogida de muestras o bien en jornadas anteriores, influyen en varios aspectos. Por una parte significan un aporte extra a la cantidad de agua que accede a la planta de tratamiento, al no encontrarse diferenciada la red de recogida de aguas residuales urbanas de la red de alcantarillado, y que se ve reflejada en un aumento del caudal de entrada a la planta de tratamiento. Por otra parte, el arrastre de elementos sólidos presentes en la atmósfera, las calles y las zonas ajardinadas o terrales, hace que los materiales en suspensión aumenten. Las poblaciones microbianas también se ven afectadas, ya que se produce arrastre de microorganismos que pueden modificar las especies o concentraciones presentes en el agua.

Estas variaciones influyen además de diferentes formas al funcionamiento de la planta, afectando a los procesos físicos, químicos y microbiológicos que tienen lugar en la estación depuradora, y por tanto a la eficiencia de la depuración.

- **Vertidos industriales:** los vertidos de las pequeñas industrias cercanas a la planta pueden incidir en aportes de determinados compuestos que bien pueden ser de una manera continuada o de forma puntual. Dependiendo del tipo de sustancias vertidas y de la continuidad de la misma pueden afectar de forma diferente al funcionamiento de la planta y a los parámetros analizados.

- **Luz**

Uno de los parámetros determinantes del desarrollo de las plantas, y por ello de las microalgas, es la luz solar. Para los cultivos de algas y los procedimientos de depuración de aguas residuales urbanas en las que están involucrados (Goldman, 1979; Lavoie, 1985; Muñoz, 2006), la radiación solar incidente en el reactor es uno de los parámetros controlados y determinante del proceso de tratamiento.

Para el desarrollo del fitoplancton en que se basa este proceso de tratamiento de aguas es necesaria la incidencia de luz solar, ya que uno de

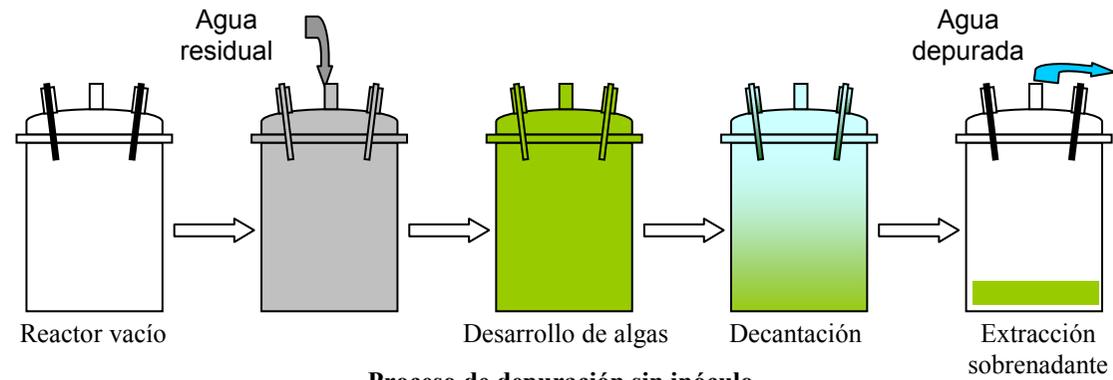
los factores fundamentales para la realización de la fotosíntesis es la participación de radiación a 700 nm (fotosistema I), y 680 nm (fotosistema II).

- **Temperatura**

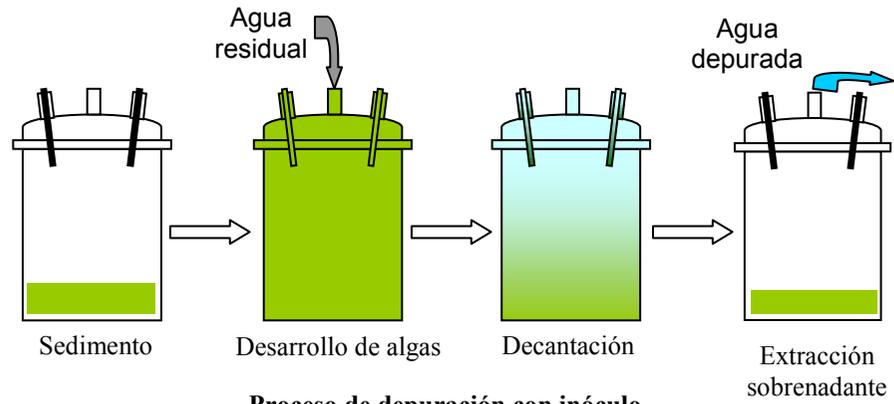
La temperatura del medio es uno de los parámetros fundamentales para el desarrollo de los microorganismos. El desarrollo de las algas que conforman el fitoplancton y su capacidad para desarrollarse originando un bloom, es función, además de la disponibilidad de nutrientes, de la temperatura, siendo óptimas en el rango entre 20 – 30 °C (Van Liere, 1980). El sistema de depuración se mantuvo a temperatura ambiente, realizando sólo control de este parámetro con objeto de evaluar el resto de variables.

Las bacterias entéricas, responsables de la contaminación microbiológica de origen fecal, sólo mantienen su actividad a temperaturas similares a la del organismo en el que viven.

Se realizaron medidas de la temperatura interior del sistema de forma continua durante los episodios de tratamiento del agua residual, registrándose de forma simultánea a las mediciones para el OD y el pH.



Proceso de depuración sin inóculo.



Proceso de depuración con inóculo.

Figura II.12. Esquema de trabajo con FBR cerrado

III RESULTADOS Y DISCUSIÓN

III.1. MICROALGAS

MICROALGAS EN LAS AGUAS DE ENTRADA

Las aguas residuales urbanas son sistemas formados por una amplia variedad de microorganismos. En este trabajo, solo se consideran aquellos que presentan un papel fundamental para el tratamiento de depuración de aguas.

En todas las muestras de agua utilizadas como afluente se identificaron 3 géneros de microalgas pertenecientes a las divisiones Chlorophyta y Cyanophyta (Tabla III.1). Las clorofíceas, de las que se identificaron los géneros *Scenedesmus* y *Chlorella*, representaron población mayoritaria. Las Cianofíceas, se identificaron como *Oscillatoria*. Las aguas procedentes de los decantadores primario y secundario no mostraron variaciones significativas en las poblaciones.

Tabla III.1. Esquema de clasificación de las algas identificadas en el agua de entrada.

División	Clase	Orden	Genero
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlorococcales	<i>Scenedesmus</i>
			<i>Chlorella</i>
Cyanophyta	Cyanophyceae	Oscillatoriales	<i>Oscillatoria</i>

La población de *Scenedesmus* se cuantificó en un promedio del orden de 10^4 ind 100 mL^{-1} , con valores comprendidos entre 6.2×10^2 – 3.5×10^4 . Los individuos se encontraron mayoritariamente como células aisladas, presentando raramente las colonias características de este género. Este taxón presentó un claro predominio estacional en los muestreos realizados en el periodo otoño-primavera.



Figura III.1. *Scenedesmus* presente en el agua procedente del decantador secundario.

La población de *Chlorella* se cuantificó con un promedio del orden de 10^2 ind 100 mL^{-1} . En los muestreos realizados en verano se observaron formaciones compuestas por un gran número de individuos, que se identificaron como autosporas, con un promedio que se estimó en 4×10^4 células madre 100 mL^{-1} .

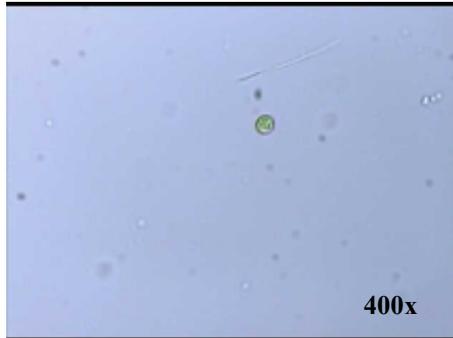


Figura III 2. *Chlorella*

La población de *Oscillatoria* se cuantificó con un promedio de 3×10^3 ind 100 mL^{-1} .



Figura III.3. *Oscillatoria*.

Aparte de las algas descritas, solo un reducido número de taxones se encontraron formando parte de las aguas residuales. La identificación (Tabla III.2) se realizó a nivel de orden y género, ya que en el estudio solo se pretende dar una idea general de la población planctónica.

Tabla III.2. Esquema de clasificación de otros microorganismos identificados en las aguas de entrada.

División/Filum	Clase	Orden	Genero
Chrysophyta	Bacillariofitaceae	Pennales (Fig. III 4)	
Euglenophyta	Euglenoficeae	Euglenales	<i>Euglena</i> (Fig. III.5)
Protozoo	Ciliata	Peritricha	<i>Vorticella</i> (Fig. III.6)
Protozoo	Ciliata	Peritricha	<i>Epistilis</i> (Fig. III.7)

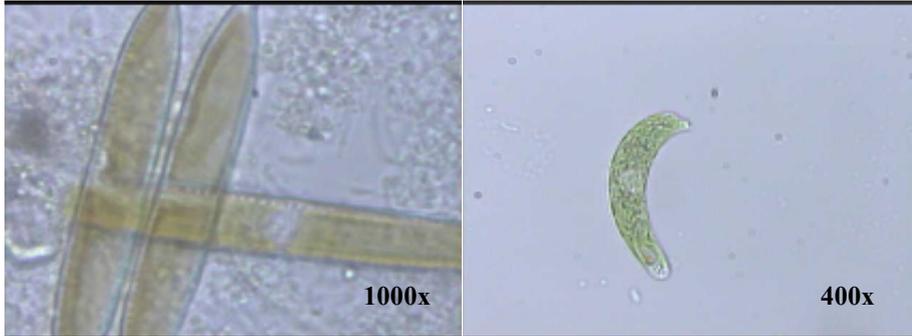


Figura III.4. Alga del grupo Diatomea.

Figura III.5. *Euglena*.



Figura III.6. *Vorticella*.

Figura III.7. *Epistilis*

CONDICIONES DEL DESARROLLO DE ALGAS

Se plantea una experiencia para determinar la evolución del desarrollo de las algas en un sistema cerrado (reactor de vidrio, 0.5 L). Para ello se utilizaron muestras de agua del decantador secundario de la EDAR, expuestas a temperatura ambiente y radiación solar.

Las *Scenedesmus* fueron las algas que mejor se desarrollaron en estas condiciones. En la tabla III.3 se recogen los datos del contenido en *Scenedesmus* (ind. 100 mL⁻¹) desde el llenado del reactor hasta el octavo día de funcionamiento.

Tabla III.3. Recuento de *Scenedesmus* en la suspensión del reactor.

Días	Scenedesmus (ind/100 mL)
0	1,10E+03
1	2,88E+03
2	4,50E+03
3	7,25E+03
4	1,30E+04
5	2,20E+04
6	4,50E+04
7	1,00E+05
8	2,43E+07

Su población se duplicó cada día durante los siete primeros días, observándose un aumento exponencial para el octavo día (Figura III.8). A partir del cuarto día se observaron colonias de 4 individuos.

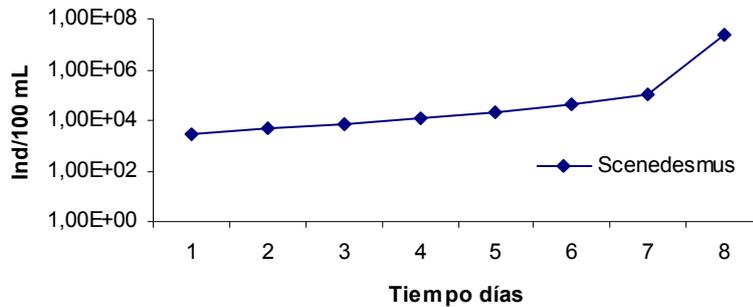


Fig. III.8. Crecimiento de *Scenedesmus*, escala exponencial.

A partir del octavo día la concentración en suspensión se estabiliza en un promedio de 10^7 ind. 100 mL^{-1} . Por último, tras un periodo de duración variable de mantenimiento del sistema, se produce una decantación espontánea del fitoplancton, con clarificación del medio.

De los ensayos anteriores, se concluye la capacidad que presentan las algas en las aguas residuales para desarrollarse en un sistema cerrado y condiciones ambientales de luz y temperatura.

Se plantea una segunda experiencia con el objeto de evaluar si la adición de algas al agua residual acelera el bloom. Para ello se obtiene un cultivo de algas según el procedimiento anteriormente descrito, hasta obtener una concentración de 10^7 ind. 100 mL^{-1} .

Se realizaron mezclas de distintos porcentajes de agua residual con alícuotas del cultivo. Las muestras, ensayadas por triplicado, se mantuvieron en probetas de vidrio (250 mL), tanto abiertas como cerradas. Como parámetros de control del desarrollo de algas, se registraron los valores de pH y OD a las 24 y 48 de cultivo. Dichos parámetros están descritos en la bibliografía como indicadores fiables de la actividad fotosintética (Camacho, 1998; Moreno, 2006; Guieysse, 2002; Muñoz, 2005; Muñoz, 2004).

En la tabla III. 4 se recogen los valores de pH y OD para el agua residual y el cultivo de algas.

Tabla III.4. Valores iniciales de pH y OD del agua residual y el cultivo.

	pH	OD
Agua residual	7.0	0.9
Cultivo de algas	8.9	12.4

Los valores determinados en el agua residual, se encuentran dentro de los rangos normales de estas aguas. Se puede observar que el cultivo de algas presenta valores superiores en ambos parámetros, consecuencia de la actividad fotosintética de las algas.

Las tablas III.5 y III.6 recogen, respectivamente, la variación de estos parámetros tras las siembras, para los sistemas abiertos y cerrados.

Tabla III.5. Valores promedio de pH y OD para las distintas proporciones de agua/cultivo de algas en los sistemas abiertos.

% Cultivo de algas	24 h		48 h	
	pH	OD	pH	OD
20	8.1	3.3	8.6	10.6
40	8.2	8.4	8.7	8.1
80	8.8	9.8	8.6	4.8

Tabla III.6. Valores promedio de pH y OD para las distintas proporciones de agua/cultivo de algas en los sistemas cerrado.

% Cultivo de algas	24 h		48 h	
	pH	OD	pH	OD
20	7.2	3.6	7.8	16.0
40	7.5	11.6	8.3	10.3
80	8.7	10.7	8.5	5.8

Se observó cualitativamente un desarrollo de las algas para todos los porcentajes de mezcla, con variaciones de pH y OD, respecto el agua residual de entrada.

Los valores de OD en los sistemas cerrados son, en todos los casos, superiores por la acumulación del O₂ producido.

Transcurridas las primeras 24 horas, las muestras con mayor proporción de algas mostraron valores superiores de pH y OD para ambos sistemas, consecuencia del consumo de CO₂ (responsable del aumento del pH), y la alta producción de O₂ de las algas. Los valores de OD bajos en las muestras con un 20% de algas son consecuencia de la presencia de microorganismos aerobios. No se observan diferencias significativas entre ambos sistemas.

Las medidas realizadas a las 48 horas se caracterizaron por un incremento del OD en las muestras con menor porcentaje de algas inicial, frente al descenso en las de mayor porcentaje. Esto demuestra un agotamiento de los sistemas con menos agua residual, y por tanto menos nutrientes. De aquí se deduce la necesidad de que la proporción de agua residual en el reactor sea alta.

Según los datos preliminares de (Baccou, 2003), se requiere una sobresaturación de OD para la eliminación de los microorganismos

patógenos. A las 48 h en sistema cerrado y para un 20% de algas se superan los valores recogidos en la bibliografía, que establecen como valores máximos de OD en sistemas abiertos 10 mg L^{-1} , aproximadamente.

De todo lo anterior se concluye que las condiciones de experimentación ideales son:

- Sistema cerrado.
- Alto contenido inicial de algas.
- Alta proporción agua residual/cultivo de algas.

Para optimizar el posterior funcionamiento del FBR cerrado en base a estos condicionantes, se decide trabajar inoculando en el agua pequeños volúmenes de concentrados de algas. En base a la bibliografía (Lavoie, 1985), se establece como criterio la adición de un 10% del volumen total del reactor.

DESARROLLO DE MICROALGAS EN EL FBR CERRADO

Las experiencias de depuración llevadas a cabo en el FBR cerrado se caracterizaron por la proliferación masiva de microalgas. Estas presentan, según la bibliografía, una alta capacidad de depuración, especialmente los miembros de los géneros *Scenedesmus* y *Chlorella* (Oswald y col.; Chacon, 2003; Oron, 1981; Escorihuela, 2007), así como miembros de Cyanophyta.

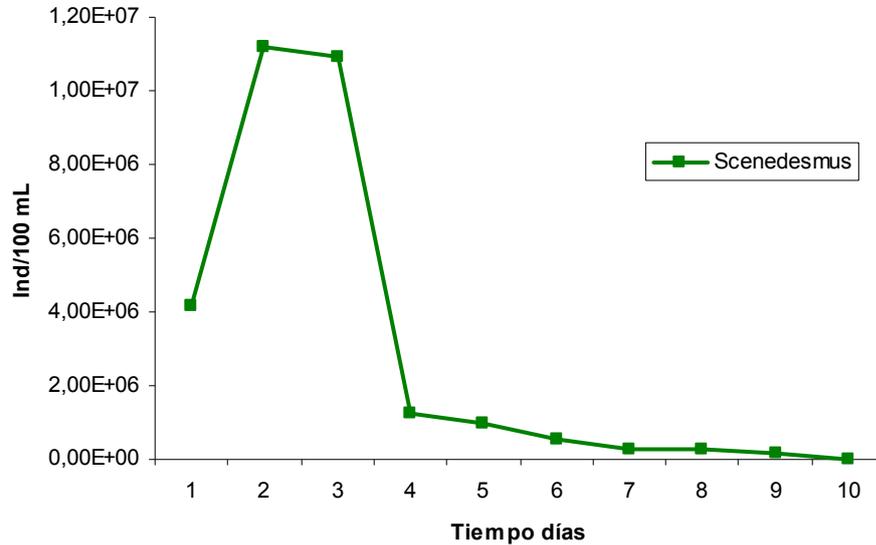
Las poblaciones mayoritarias de microalgas desarrolladas en el FBR cerrado se identificaron como los géneros:

- *Scenedesmus*
- *Chlorella*
- *Oscillatoria*

Los miembros de *Scenedesmus* se encuentran en su mayor parte en suspensión. Al final del proceso pasan a formar parte del sedimento del reactor. La suspensión presenta concentraciones máximas del orden de $10^7 \text{ ind. } 100\text{mL}^{-1}$, resultando el género mayoritario en los tratamientos llevados a cabo en el periodo otoño-primavera.

La figura III.9 muestra el contenido en *Scenedesmus* de la suspensión durante un proceso de depuración, partiendo de una muestra de agua del decantador secundario.

Figura III.9. Variación de *Scenedesmus* en función del tiempo para un cultivo



en agua residual del decantador secundario.

Tras un periodo de varias horas, en el que el contenido de algas (10^8 ind/100 mL) y flóculos en la suspensión es alto debido a la mezcla turbulenta del agua de entrada con el inóculo, una vez establecido el equilibrio se pueden observar dos etapas:

- Concentraciones altas de algas en suspensión durante periodos, comprendidos entre los 7-20 días dependiendo de la procedencia y calidad del agua de entrada, alcanzando máximos de 10^7 - 10^8 ind/100 ml.
- Disminución de la concentración de microalgas en suspensión, acompañada de la formación de aglomerados, así como de procesos de sedimentación.

Los individuos presentan un polimorfismo en cuanto a niveles de asociación (Fig. III.10) y forma celular (Oron, 1981). Se podría establecer una correlación entre estas variaciones morfológicas y las condiciones del sistema, objeto de un futuro trabajo.

Respecto al nivel de asociación, se observan individuos aislados, así como en agrupaciones de 2, 4 y 8 células. En una primera aproximación, parece que las formas de alto nivel de agrupación (mayoritariamente 4) se encuentran cuando las condiciones son favorables para su desarrollo:

- Alta disponibilidad de nutrientes (amonio, fósforo, materia orgánica).
- Temperaturas moderadas.
- Disponibilidad de CO₂.

Los individuos aislados o pareados se encuentran en condiciones menos favorables.

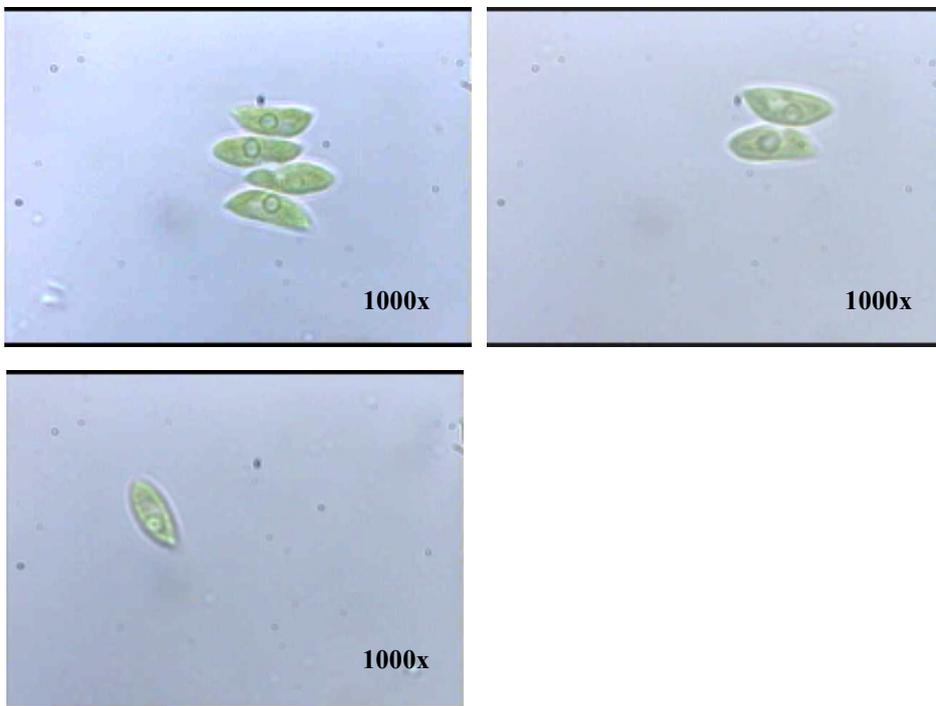


Figura III.10. Niveles de asociación de *Scenedesmus*, a) colonia de 4 individuos, b) colonia de 2 individuos, c) individuo aislado.

La forma de las células, independientemente de su grado de asociación, presenta una apariencia más o menos oblonga. Se han descrito correlaciones de la forma celular con el grado de contaminación orgánica del medio y la climatología (Oron, 1981).

Las variaciones que presenta la morfología de *Scenedesmus*, junto con la coexistencia de distintas especies y la semejanza de las formas redondeadas con individuos del género *Chlorella*, dificultó la identificación y el recuento de individuos.

El sedimento contiene células de *Scenedesmus*, principalmente formando parte de los aglomerados, en agrupaciones de 4 individuos.

El género *Chlorella* se identificó (Fig. III.11) como el mayoritario en la suspensión de los ensayos realizados en verano. Se cuantificaron concentraciones máximas del orden de 10^8 ind. 100 mL^{-1} , 100 veces mayores que las correspondientes a *Scenedesmus* durante el mismo periodo.

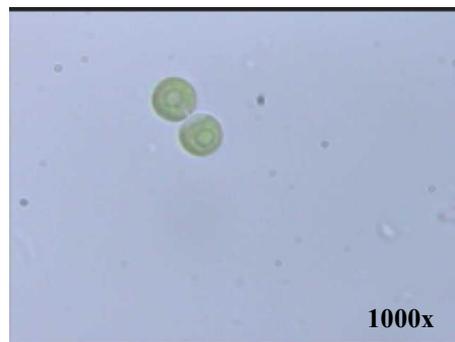


Figura III.11. *Chlorella*.

La figura III.12 muestra el contenido en *Chlorella* de la suspensión durante un proceso de depuración, partiendo de agua del decantador secundario.

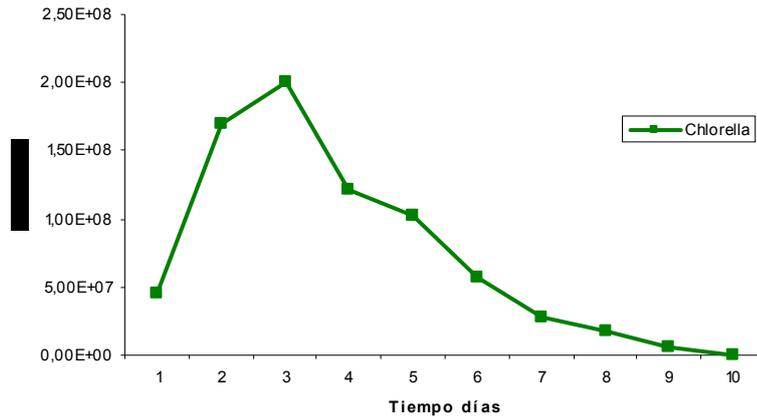


Figura III.12. Variación de la concentración de *Chlorella* en función del tiempo en cultivo realizado en agua del decantador secundario.

Se observa un crecimiento inicial de la concentración de individuos, propiciado por la eclosión de las autosporas, seguido de un decaimiento inmediato.

Los miembros del género *Oscillatoria* se identificaron fundamentalmente en el sedimento, formando parte de grandes flóculos (Fig. III. 13.a). Los individuos presentes en la suspensión, se encuentran aislados (Fig. III.13.b), o formando parte de los incipientes flóculos, antes de su sedimentación.

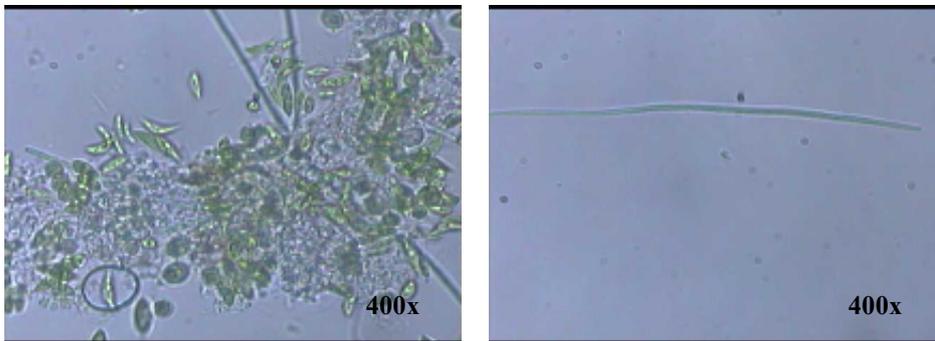


Figura III.13. *Oscillatoria*, a) floculo, b) individuo aislado.

Las algas en suspensión se cuantificaron, para contenidos del orden de 10^7 - 10^8 ind. 100 mL^{-1} , obteniéndose un resultado promedio de 0.1 g L^{-1} .

El **sedimento** formado en el reactor (Fig. III.14) durante el tratamiento es consecuencia de los siguientes procesos:

- Decantación de flóculos procedentes del inóculo.
- Formación de flóculos asociados al desarrollo de algas filamentosas (*Oscillatoria*).
- Formación de colonias tetracelulares para *Scenedesmus*, propiciando la decantación de estructuras mayores frente a las formas individuales.
- Formación de flóculos, fácilmente sedimentables, consecuencia de la existencia de contenidos celulares procedentes de la rotura de algas, que favorecen la unión de grandes agrupaciones de células, por su acción como agente aglomerante.

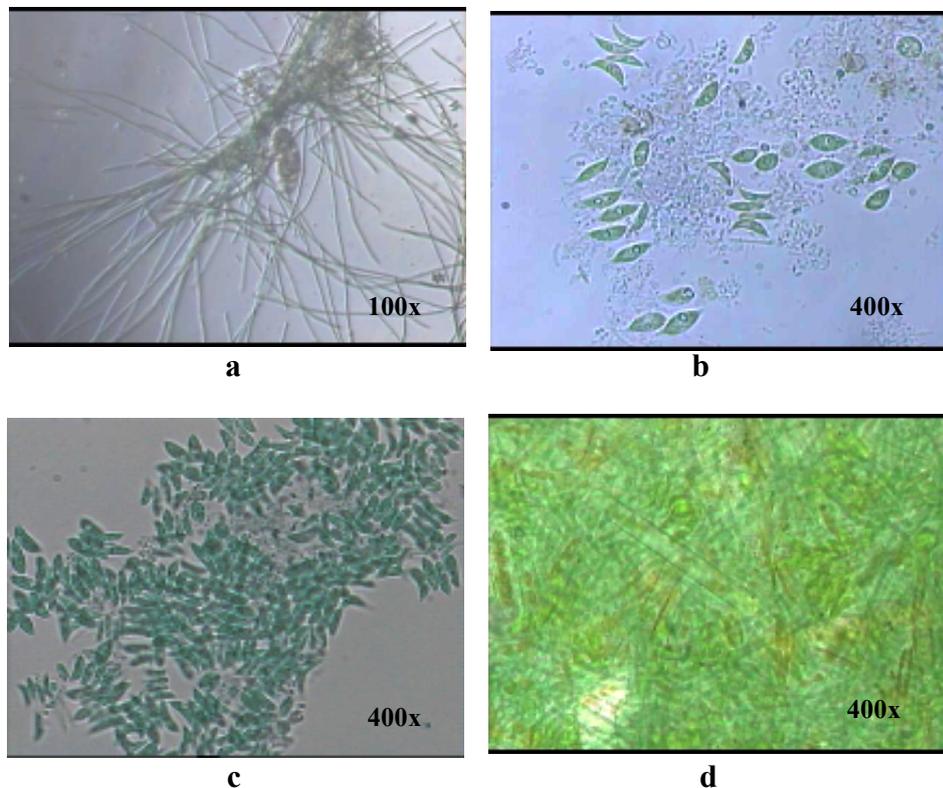


Fig. III.14. a), b), c) y d) Flóculos.

Formando parte del sedimento se encontraron además otros microorganismos, pertenecientes a los grupos Diatomeas (Fig. III.15) y *Euglenas* (Fig. III.16).

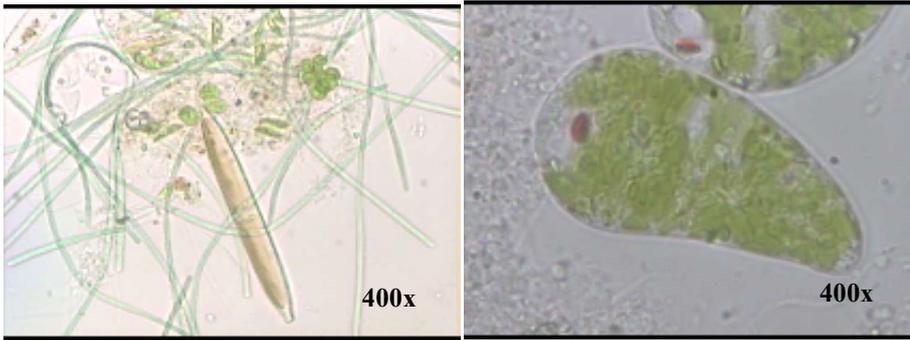


Figura III.15. Diatomea.

Figura III.16. *Euglena*.

En experiencias realizadas introduciendo aguas residuales en el FRB sin adición de inóculo de algas, se obtuvieron, al finalizar los procesos de depuración, sedimentos con un promedio de $96 - 273 \text{ mg L}^{-1}$ para muestras del decantador secundario, y $262-399 \text{ mg L}^{-1}$ para primario.

El desarrollo de las algas está en función de parámetros que reflejan el nivel de contaminación del agua de entrada. La carga orgánica supone el suministro de alimento para las bacterias, que generan el CO_2 que aprovechan las algas. Los contenidos en nitrógeno, fósforo y potasio constituyen los nutrientes fundamentales para las algas.

III.2. FBR CERRADO COMO MÉTODO TERCIARIO DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

El FBR cerrado se ensayó como sistema terciario de depuración para aguas residuales urbanas, procedentes de la decantación secundaria de la E.D.A.R. El objetivo fundamental de este tratamiento es la eliminación de la contaminación microbiológica de origen fecal propia de los efluentes de núcleos urbanos tratados a este nivel. Se evalúa además la mejora de la calidad del agua asociada al tratamiento.

El estudio del tratamiento de las aguas en el reactor se efectúa en base al análisis del afluente, efluente tratado y comportamiento del contenido del reactor durante el proceso de depuración.

El estudio comparativo de la analítica física, química y microbiológica de las aguas de entrada y salida del sistema, nos permitirá evaluar la depuración en función de:

- Eliminación de microorganismos patógenos (CT y CF).
- Grado de depuración de las aguas (DBO, DQO, SS).
- Remoción de especies químicas por su interés para vertido en zonas sensibles (N y P).
- Comportamiento de otros parámetros (OD, pH, CE, ST y turbidez).

Los niveles de contaminación de las aguas analizadas se clasificarán en función de los valores de referencia (Hernández. 1995).

Los parámetros sujetos a restricciones legales, según la normativa de vertidos, se referirán a los valores recogidos en R.D. 509/1996, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de ARUS.

Del estudio en continuo del interior del reactor se obtendrá información sobre:

- Procesos de depuración (OD, pH, RSI, T).
- Etapas en las que se desarrolla el tratamiento.

En la Tabla III.7 se recogen los datos obtenidos en el análisis de las aguas afluentes y efluentes del reactor. El estudio se ha llevado a cabo haciendo uso de algunas de las herramientas básicas de la estadística descriptiva.

Tabla III.7. Valores medios, DS, rangos y porcentajes de eliminación de los indicadores microbiológicos y físicoquímicos de las aguas.

	Entrada			Salida			Rto. %
	Promedio	DS	Rango	Promedio	DS	Rango	
CT UFC 100mL ⁻¹ *	3,68E+07	3.95E+07	2,00+E6-1,30+E8	0	-	-	100
CF UFC 100mL ⁻¹ *	1,27E+06	1,41E+06	6,50+E4-3,20+E6	0	-	-	100
pH	7.65	0.19	7.22-7.98	a	-	-	-
OD mg L ⁻¹	3.9	1.9	1.6-8.0	a	-	-	-
CE mS cm ⁻¹ *	1388	189	1692-938	1043	68.7	870-1131	25
DQO mg L ⁻¹ *	151.8	60.8	6.3-282.0	89.3	24.0	51.8-160	41
DBO ₅ mg L ⁻¹ *	73.6	23.6	t-114.2	32.2	22.9	7-35.1	57
SS mg L ⁻¹ *	83.1	34.7	43.8-163.7	37	21.0	11.0-80.0	41
ST mg L ⁻¹	541.9	103.0	320.2-572.0	487.8	123.4	352-780	10
Turbidez U.N.T.*	19	9	6-35	10	5.5	2-16	47
N _k mg L ⁻¹ *	68.8	64.4	20.3-173.0	4.9	0.8	4.3-5.0	93
P-PO ₄ ³⁻ mg L ⁻¹ *	2.08	0.48	1.5-2.9	0.13	0.15	0.04-0.37	94

* Diferencias estadísticamente significativas entre las aguas afluentes y efluentes (t-test para muestras independientes, $p < 0.05$).

^a Valores sujetos a variaciones a lo largo del día.

III.2.1. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA PROCEDENTE DEL DECANTADOR SECUNDARIO

PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS

Los valores determinados para CT y CF mostraron altos contenidos. Se observaron unas DS altas, del mismo orden de magnitud en ambos casos, habituales en las aguas residuales urbanas (Howard y col., 2004).

Elevados contenidos en CF implican una alta contaminación de origen fecal, por lo que se concluye que el tratamiento de las aguas por las distintas etapas de depuración primarias y secundarias de la E.D.A.R. no elimina esta contaminación, aunque los porcentajes de remoción son considerables. Se requiere por tanto de algún tipo de tratamiento terciario para asegurar la eliminación total de patógenos.

PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS

pH

Los valores se mantuvieron siempre superiores a 7, y cercanos a la neutralidad. Ninguna de las muestras presenta pH indicativos de vertidos procedentes de la actividad industrial.

OD

Los valores de OD son característicos de una alta concentración en microorganismos consumidores de oxígeno. La dispersión en los valores es debido a fluctuaciones en parámetros como eficacia del tratamiento, grado de contaminación del agua de entrada a planta, temperatura o los episodios de lluvia, que afectan directamente a la presencia de oxígeno en disolución.

CE

Los valores medidos indicaron que las aguas mantienen un cierto carácter salino, con alta DS por descensos en la concentración de las sales disueltas durante periodos de lluvia.

DQO

Los valores corresponden a aguas con un contenido en materia orgánica que oscila entre situaciones de contaminación muy baja (debido

a los cambios que se producen por la influencia de las lluvias), a ligeras (con valores máximos correspondientes a la presencia de materia orgánica en suspensión procedente de los tanques de aireación). La mayoría de los muestreos realizados cumple con la normativa de vertido.

DBO₅

Las muestras presentan valores correspondientes a una contaminación ligera, que se corresponden con valores relativamente bajos de OD y ligeros de DQO.

La relación DBO₅/DQO promedio es de 0.48, indicadora de una depuración incompleta de aguas residual.

SS

Las muestras presentaron valores correspondientes a una contaminación ligera, con una alta variabilidad, debido a factores que le afectan directamente, como disminución debido a las lluvias y aumento por problemas puntuales en los reactores biológicos.

ST

Las aguas mostraron valores correspondientes a una contaminación media, con una variabilidad alta por los mismos factores que los sólidos en suspensión.

N_K

El contenido promedio indica una contaminación media, con medidas puntuales de alta contaminación.

P-PO₄³⁻

El contenido en fósforo corresponde a una contaminación ligera

Organoléptico

Las muestras presentaron un aspecto clarificado (valores bajos de turbidez), y olor fecal moderado, más intenso en periodos correspondientes a altas cargas orgánicas y altas temperaturas.

III.2.2. CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE TRATADO EN FOTOBIORREACTOR Y RENDIMIENTOS DE DEPURACIÓN

Las muestras de aguas procedentes del decantador secundario se trataron en el fotoreactor cerrado, según el método descrito en el apartado de Materiales y Métodos. La duración de cada proceso, tomándose como punto final la decantación de las microalgas, fue variable entre los 8-18 días, en función de la calidad del agua afluente y las condiciones ambientales.

Los datos correspondientes a pH y OD se obtuvieron de las correspondientes lecturas en continuo, debido a que la apertura del sistema produce una rápida variación de los mismos, por la alteración de las condiciones de equilibrio en que se encuentran. Se observan además variaciones en los valores a lo largo del día, por lo que los datos correspondientes a la finalización del proceso se refieren a rangos de valores para los máximos y mínimos diarios.

También se incluye la evolución de los valores de pH y OD tras la apertura del sistema.

PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS

Las muestras tratadas presentaron **contenidos en CT y CF de 0 UFC/100 ml**. Se comprobó experimentalmente que dicho valor se alcanza un tiempo de residencia de entre 1-3 días. Este periodo resultó directamente proporcional a la carga contaminante (microbiológica y orgánica) del agua afluente, así como las condiciones ambientales que acompañaron al tratamiento. El sistema produce un abatimiento de estas bacterias, con un **rendimiento de eliminación del 100%**.

La caracterización del agua en este punto del tratamiento, se realizó por la medida de parámetros CE, DQO y SS (Tabla III.8).

Tabla III.8. Caracterización del agua tratada hasta eliminación de CT y CF.

	Afluente	Tratada	DS	Rto. %
DQO mg L ⁻¹	151	107	16	30
SS mg L ⁻¹	83.1	97	21	-16

Los valores de pH promedio fueron de 9.0 para los máximos diurnos, que supone un incremento promedio de 1.35. El promedio de los mínimos nocturnos fue de 8.0 unidades, que supone un incremento de 0.35. El OD alcanzó valores superiores a los 20 mg L⁻¹ diurnos y a 10

mg L⁻¹ nocturnos. La concentración de microalgas alcanzó valores de 10⁷-10⁸ ind 100 mL⁻¹. La DQO resultante cumple con la normativa de vertidos, y los SS se mantienen por encima de los valores exigidos, debido al alto contenido en algas.

La eliminación total de los indicadores, que permite suponer un comportamiento análogo de los microorganismos de origen fecal, es el resultado de una serie de procesos:

- El aumento del pH implica una importante modificación del medio que afecta a los microorganismos de origen fecal, sensibles a la variación de este parámetro.
- La incidencia de la radiación UV. El reactor ofrece una transparencia parcial a la radiación electromagnética correspondiente a este rango de longitudes de onda (250-270 nm), que penetran en la célula, inhabilitando su capacidad reproductiva por alteración del material genético.
- El aumento de la concentración de OD por encima de 20 mg L⁻¹. Este aporta un fuerte carácter oxidante al medio, que afecta a la supervivencia de los microorganismos.
- La reducción de los valores de DQO y DBO₅ implica una reducción de la disponibilidad de nutrientes para los microorganismos heterótrofos.
- Incapacidad de reproducción que presentan los microorganismos fecales fuera de los organismos en los que se desarrollan de forma natural. debido a una variación de las condiciones, que se ve potenciada por modificaciones en parámetros como el pH.

PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS

A continuación se estudian los parámetros al finalizar el proceso de depuración.

pH

Las medidas diurnas, con valores entre 10.1-10.5 unidades, resultan superiores en un promedio de 0.4 unidades a las correspondientes nocturnas para una misma jornada. El tratamiento conlleva un aumento del pH de las aguas de un promedio de 2 unidades.

El aumento del pH del medio se debe a la actividad y el crecimiento de la población de microalgas. El consumo del carbono inorgánico (CO_2 y HCO_3^-), como parte de los procesos fotosintéticos para su transformación en carbono orgánico, produce un desplazamiento de los equilibrios ácido base de las distintas especies del carbono.

Valores superiores a 9.5 unidades son característicos de sistemas en los que se producen bloom de algas (lagos, ríos y sistemas de depuración como lagunas de maduración y de alto rendimiento).

OD

Los contenidos finales de OD alcanzaron valores diurnos comprendidos entre 25-39 mg L^{-1} , mayores que los nocturnos comprendidos entre 12-25 mg L^{-1} , y correspondientes a una sobresaturación de O_2 en medio acuoso. Los valores finales diurnos suponen un incremento superior a 20 mg L^{-1} , respecto de las aguas afluentes.

El aumento del contenido en OD es el resultado del balance de una serie de procesos biológicos, químicos y físicos. En primer lugar, la producción de O_2 por el fitoplancton por la actividad fotosintética diurna. Sin embargo, parte de este OD, es consumido por los microorganismos aerobios en los procesos respiratorios, así como por las propias algas durante la fase nocturna de respiración.

Además, el oxígeno está involucrado como especie oxidante en reacciones Redox, consumiéndose en la oxidación de otros compuestos presentes en el medio, principalmente la materia orgánica.

Desde el punto de vista físico de la cinética de gases, el comportamiento del OD como gas solubilizado, está limitado por encontrarse formando parte de un sistema cerrado, donde el líquido ocupa todo el volumen útil. De esta forma, el paso de gases al medio externo está impedido, manteniéndose todo el gas producido en disolución, con excepción de una proporción de volumen despreciable ocupado por pequeñas burbujas.

El resultado de estos procesos de producción/consumo de O_2 resulta positivo, como indica su incremento durante el tratamiento.

CE

Los valores finales de CE presentaron una reducción estadísticamente significativa durante el tratamiento, lo que indica una disminución importante en la concentración de las sales solubilizadas, con un descenso medio del 25 %.

Este hecho se explica por la asimilación por las microalgas de compuestos iónicos de sales solubles como nutrientes inorgánicos, entre los que se encuentran NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} . Además, al tratarse de un sistema cerrado, los procesos de evaporación son despreciables.

Los sistemas de depuración de aguas residuales normalmente conllevan mantenimientos o aumentos en la concentración de sales, debido a las pérdidas de volumen por evaporación. Este proceso se intensifica en los métodos que implican altos tiempos de residencia y altos coeficientes de la relación superficie/volumen, como las lagunas de maduración y las de alto rendimiento.

DQO

Los valores medios presentaron una reducción estadísticamente significativa durante el tratamiento, con un rendimiento medio del 41 %.

La reducción del contenido en la MO asociado al descenso de la DQO es el resultado de varios procesos. En primer lugar, la asimilación de compuestos orgánicos por los organismos heterótrofos, principalmente las bacterias antes de su eliminación. Además, la asimilación de moléculas orgánicas simples, principalmente hidratos de carbono, por las algas unicelulares, que completan su metabolismo con la incorporación de nutrientes orgánicos, tomándolos directamente del medio. Por último, los procesos de sedimentación, favorecidos por el régimen de funcionamiento en ausencia de turbulencias, que eliminan materia en suspensión, mayoritariamente compuesta por residuos orgánicos.

Durante el tratamiento, la presencia de microalgas en suspensión contribuye al contenido en materia orgánica. En la última fase del tratamiento se produce la sedimentación espontánea de las mismas, por lo que no afectan al valor de la DQO.

DBO₅

El promedio de los valores finales indica un descenso estadísticamente significativo de la DBO₅ durante el tratamiento, con un rendimiento medio del 57 %.

La relación DBO₅/DQO promedio es de 0.36, con una reducción del 25%, indicadora de una disminución del carácter biodegradable de la materia orgánica total.

La reducción de la DBO₅ responde a los mismos fenómenos que la DQO, acentuado además por la reducción en la población de

microorganismos heterótrofos, que determinan la biodegradación de la materia orgánica presente.

SS

El contenido medio muestra una reducción estadísticamente significativa de los SS durante el tratamiento, y rendimiento promedio de 41%.

La reducción de la materia en suspensión procedente del afluente se ve favorecida por la ausencia de turbulencias en el proceso de depuración, que favorece la decantación. Las microalgas que permanecen en suspensión durante el bloom, sedimentan en su mayor parte al final del tratamiento por los procesos de floculación descritos, determinando la reducción de fitoplancton en el sobrenadante.

ST

El contenido promedio en ST muestra una reducción no significativa estadísticamente, que se corresponde con la disminución de la CE y los SS.

Turbidez

Las muestras tratadas presentan una reducción estadísticamente significativa de la turbidez, durante el tratamiento, con un rendimiento promedio del 47%.

La disminución de la turbidez determina la clarificación del agua al final del tratamiento, en base a los procesos descritos para los SS.

N-Kjeldahl

Los contenidos en N experimentan una variación estadísticamente significativa durante el proceso, con un descenso superior al 90%.

El nitrógeno orgánico del agua se reduce por mineralización. El nitrógeno amoniacal es asimilado rápidamente por las algas o se volatiliza en forma de NH_3 . Por último, la decantación retira del medio el nitrógeno que forma parte de las algas.

P- PO_4^{3-}

El P-PO_4^{3-} presenta una reducción estadísticamente significativa, con una disminución superior al 90%, que se produjo en las primeras 48 horas del tratamiento.

Los motivos de esta reducción son la asimilación por parte de las algas y la precipitación de fosfatos insolubles a $\text{pH} > 8.5$.

Organoléptico

Las muestras tratadas carecen de olor fecal.

La eliminación de materia en suspensión, incluyendo el fitoplancton, proporciona un efluente clarificado e incoloro.

EVALUACIÓN DEL TRATAMIENTO

La reducción de CT y CF que en general se obtiene en EDAR hasta tratamiento secundario, puede ser superior al 90% (Bahlaoui, 1997; Saleem, 2000; Muñoz, 2004). Sin embargo, la alta población de estos microorganismos en las aguas de entrada implica que los contenidos finales (10^6 ind/100 mL), requieran un tratamiento terciario. Estas muestras, sin embargo, presentan un elevado índice de depuración respecto de los parámetros físicos y químicos, utilizados clásicamente como indicadores del estado de depuración.

Los rendimientos de depuración descritos para el FBR cerrado indican que ofrece posibilidades de utilización como tratamiento terciario de depuración para aguas residuales urbanas. Los resultados se han obtenido para el sistema ensayado a escala de laboratorio y en régimen discontinuo de funcionamiento. Es previsible que este sistema implantado a escala real ofrezca rendimientos que pueden ser equiparables a otros sistemas terciarios.

El sistema elimina los indicadores de contaminación fecal, y por tanto la carga microbiológica potencialmente patógena de las aguas.

El proceso completo de tratamiento reduce los parámetros fundamentales de contaminación. Los rendimientos de remoción de la carga orgánica y la materia en suspensión, proporcionan valores finales inferiores a los legales para su vertido. La reducción en los contenidos de N y P disminuye el riesgo de eutrofización, permitiendo el vertido de los efluentes en zonas clasificadas como sensibles.

Durante el tratamiento, el agua mejora además en otros aspectos. La disminución en la CE favorece la reutilización del agua tratada con fines agrícolas. La reducción de la turbidez y el olor fecal característico de los efluentes urbanos disminuye el impacto del vertido.

El FBR representa un avance respecto a los sistemas de bajo coste. Los únicos sistemas con una remoción cercana al 100% en contaminación fecal son las lagunas de maduración y lagunas de alto rendimiento, que requieren largos periodos de residencia.

Por otra parte, el FBR podría utilizarse como complemento de los sistemas convencionales. Solo el empleo de tratamientos terciarios (ozono, cloración, UV, ultrafiltración), permite resultados comparables, pero resultan caros por los requerimientos de infraestructura, control, mantenimiento, personal y reactivos. Su empleo supondría una reducción de los costes empleados en el tratamiento, pendiente de su estimación hasta la puesta a punto del sistema a nivel piloto.

III.2.3. METALES

ALCALINOS Y ALCALINOTÉRREOS

La Tabla III.9 muestra los contenidos en metales alcalinos y alcalinotérreos para las muestras afluentes y tratadas en FBR cerrado.

Tabla III.9. Valores medios, desviaciones estándar y variaciones durante el tratamiento.

Metal	Afluente	DS	Tratada	DS	Variación %
Ca ²⁺ mg L ⁻¹	51.7	7	33.2	6	36
Mg ²⁺ mg L ⁻¹	16.5	5	8.9	5	46
Na ⁺ mg L ⁻¹	101.0	23	139.1	26	-37
K ⁺ mg L ⁻¹	14.8	3	18.8	6	-27

El comportamiento de estos iones en el FBR es el resultado de una serie de procesos. Participan en equilibrios biológicos, con asimilación por las microalgas que reducen sus contenidos, y procesos de mineralización que producen un aumento. El balance neto para Na⁺ y K⁺ se traduce en un aumento de concentración.

La reducción de Ca²⁺ y Mg²⁺ se debe principalmente a la aparición de carbonatos y fosfatos insolubles, favorecidos por el aumento del pH. Estas sales se depositaron en las paredes del reactor.

La variación de las concentraciones de estos iones, con una importante reducción de las especies divalentes, se refleja en una disminución de la CE durante el tratamiento (25%).

La Tabla III.10 muestra los valores de RAS calculados para las aguas afluentes y tratadas en FBR cerrado.

Tabla III.10. Valor promedio del RAS de las aguas afluentes y tratadas.

	Afluente	Tratada
RAS $\text{me}^{1/2} \text{L}^{-1/2}$	3.2	5.5

OTROS METALES

La Tabla III.11 los contenidos promedio de los metales no incluidos en el apartado anterior para las aguas afluentes.

Tabla III.11. Contenidos promedio de metales en las aguas afluentes.

Metal	^9Be	^{11}B	^{27}Al	^{47}Ti	^{51}V
ppb	t	125.1	12.6	10.11	t
^{52}Cr	^{55}Mn	^{57}Fe	^{59}Co	^{60}Ni	^{65}Cu
3.8	30.3	1904	1.1	18.8	9.5
^{68}Zn	^{75}As	^{82}Se	^{88}Sr	^{95}Mo	^{98}Mo
77.6	1.6	3.1	360.6	9.4	9.5
^{107}Ag	^{114}Cd	^{121}Sb	^{133}Cs	^{137}Ba	^{205}Tl
0.2	t	0.7	0.2	47.33	0.2
^{208}Pb	^{232}Th	^{238}U			
2.2	0.48	1.0			

Los resultados muestran un contenido promedio de 1904 ppb para Fe, y cantidades apreciables para B, Mn, Zn, Sr, y Ba.

El Fe presente en las aguas residuales procede de la actividad humana así como del arrastre de los compuestos propios del suelo. Este metal no presenta problemas a estas concentraciones.

Cabe destacar la presencia de ^{88}Sr (forma estable) con un valor promedio de 360 ppb, común en las aguas residuales y procedentes de cultivos o jardinería, por los contenidos en este metal que presentan los productos utilizados en agricultura y jardinería. Las rocas, el suelo, el polvo, el carbón, el petróleo, el agua superficial y subterránea, el aire, las plantas y los animales contienen diversas cantidades de estroncio, en cantidades que se encuentran en la mayoría de los materiales del orden de partes por millón. Los compuestos de estroncio, como por ejemplo el carbonato de estroncio, se usan para fabricar cerámicas y productos de vidrio, fuegos artificiales, pigmentos para pinturas, luces fluorescentes, medicamentos y otros productos.

Los bajos contenidos de estos metales en las aguas residuales analizados permiten obviar su estudio en presente trabajo, tanto por su toxicidad sobre las algas como por su eliminación por las mismas.

III.2.4. FORMACIÓN DE H_2O_2

Los contenidos en H_2O_2 determinados en las muestras tratadas se encontraron entre los 125.3 mg L^{-1} y trazas. Estos datos permiten confirmar la existencia de la especie H_2O_2 en las aguas tratadas. Sin embargo, no se encontró una relación directa entre los contenidos en agua oxigenada y otros parámetros, como contenido en OD, tiempo de residencia o nivel de contaminación del afluente. Se plantean como posibles hipótesis las distintas fuentes de H_2O_2 :

- La formación de H_2O_2 , en condiciones de saturación O_2 en medio acuoso, se debe a la participación en los equilibrios de formación de formas reactivas del oxígeno. Entre estas especies se encuentran H_2O_2 y O_3 , que poseen probadas propiedades desinfectantes.

El tratamiento en FBR cerrado se caracteriza, en todos los casos, por una alta producción de O_2 . Al tratarse de un sistema cerrado, el O_2 no consumido en la respiración ni en reacciones REDOX, se acumula como OD, con un aumento diario promedio de 10.3 mg L^{-1} día $^{-1}$.

- Por otra parte, y según estudios realizados (Messner, 1994; Schroeder, 2000), las células de vegetales pueden reaccionar frente al ataque por hongos o bacterias, o en general en casos de estrés, generando H_2O_2 , como mecanismo de defensa frente a los ataques externos, por lo que una parte de esta especie química podría proceder de esta fuente.

III.2.5. PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS MEDIDOS EN CONTINUO

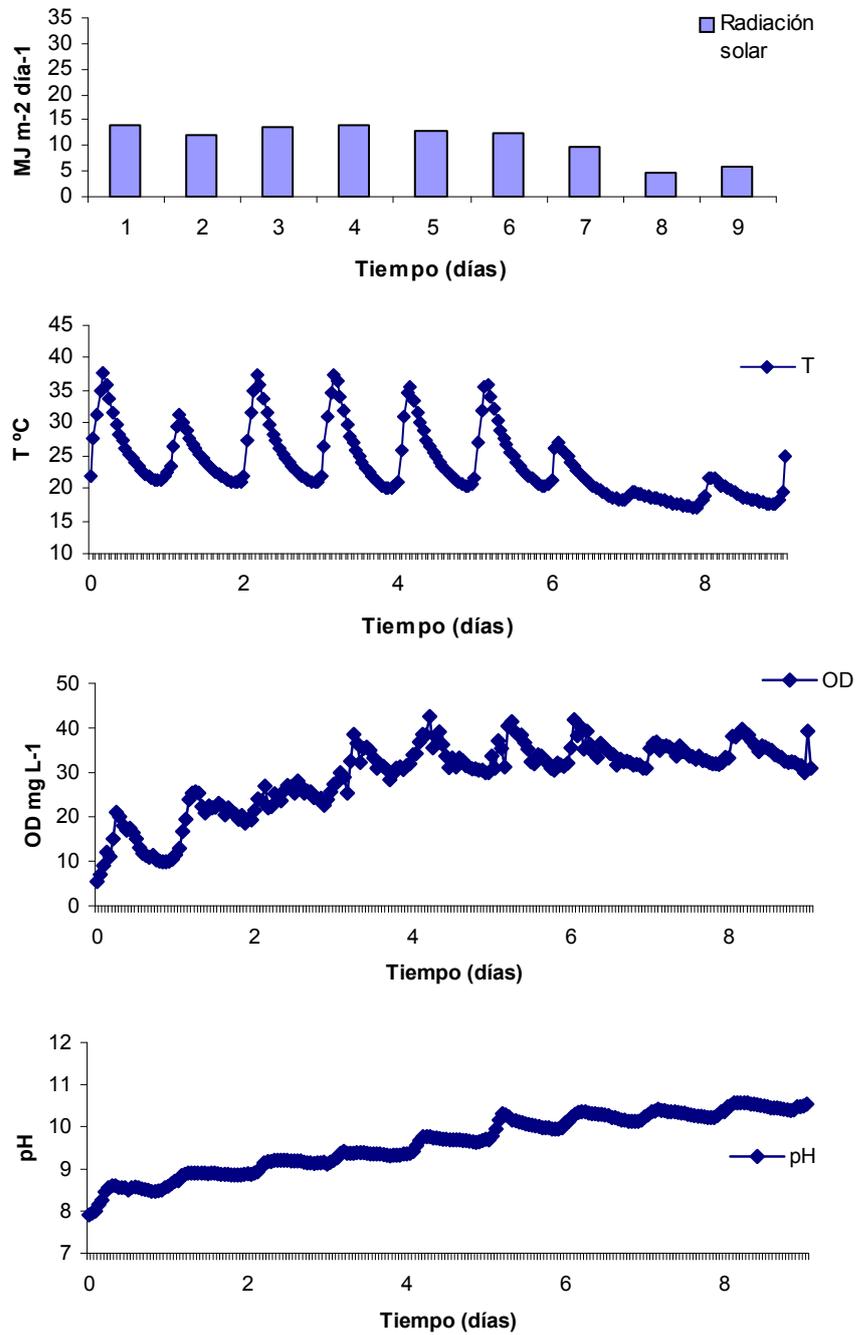
A continuación se estudia la evolución de cuatro de los episodios de depuración. Para cada muestra de alimentación del reactor se indican los principales parámetros microbiológicos, químicos y físicos (Tablas JHG), así como se calculan los rendimientos de depuración.

Las Figuras III.17 1-4, III.18 1-4, III.19 1-4 y III.20 1-4 representan gráficamente la variación respecto al tiempo de los parámetros:

- RSI y temperatura, como influencia del medio externo en el reactor.
- OD y pH, como indicadores del avance y estado del proceso de depuración.

Para cada episodio se analiza la evolución de los cuatro parámetros y se definen distintas etapas de funcionamiento, así como los tiempos requeridos para cada una de ellas. Posteriormente, se discute el comportamiento general de estos parámetros en el tratamiento de depuración.

Proceso 1



Figuras III.17 Variaciones respecto al tiempo de 1) RSI, 2) T, 3) OD y 4) pH.

La Tabla III.12 recoge la caracterización de las aguas afluyente y tratada y los rendimientos de depuración.

Tabla III.12. Valores de los parámetros y porcentajes de eliminación.

Parámetro	Entrada	Salida	Rendimiento
CF UFC 100 mL ⁻¹	2.00E+04	0	100
pH	7.63	-	
OD mg L ⁻¹	5.5	-	
CE mS cm ⁻¹	1400	1075	23
DQO mg L ⁻¹	95	60	37
DBO ₅ mg L ⁻¹	35	20	43
SS mg L ⁻¹	43	38	12

La muestra de entrada presentó un nivel de contaminación inicial bajo.

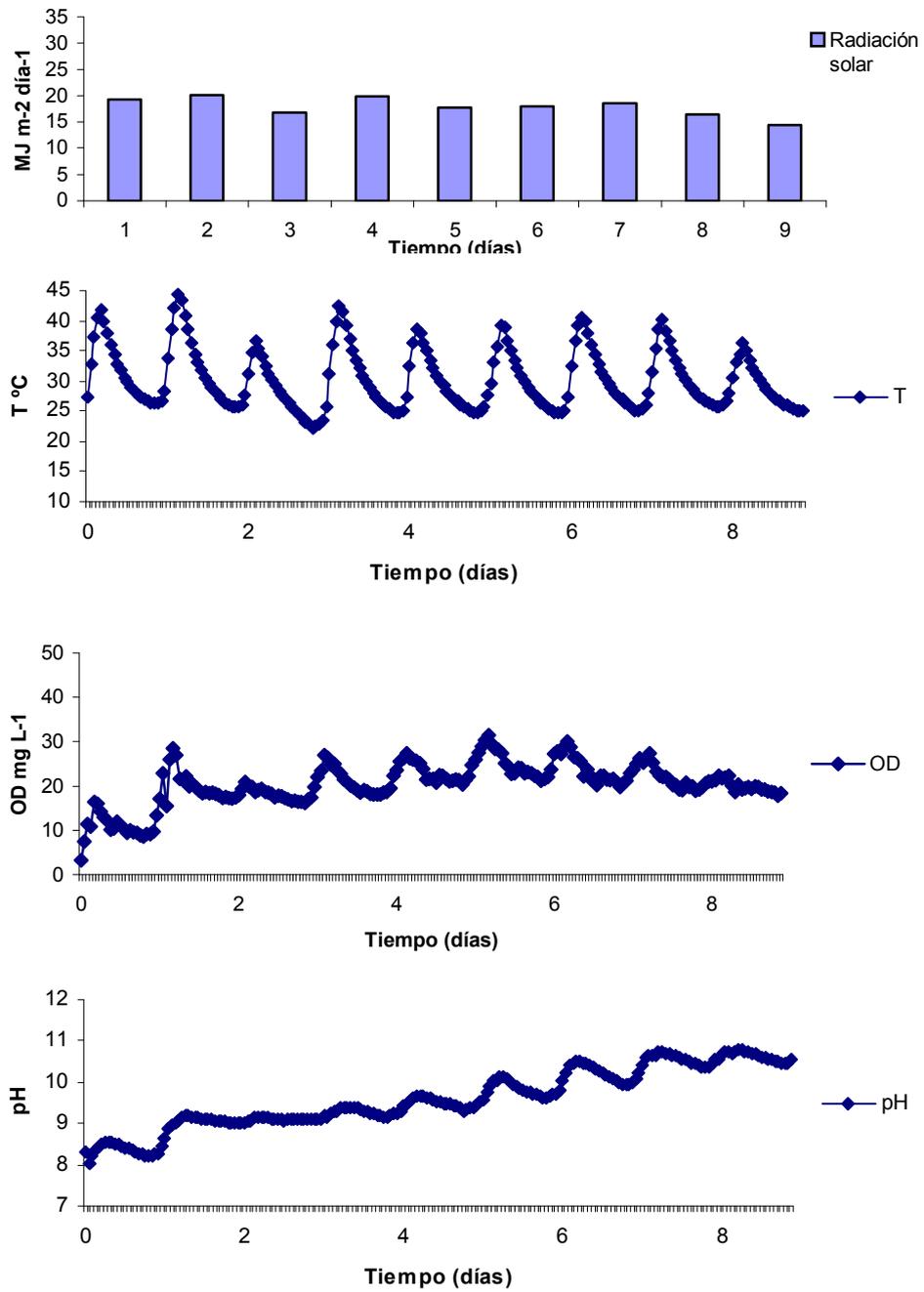
Se puede observar una incidencia de radiación solar media-baja, con valores entre los 4.4 y 14.0 MJ m⁻²d⁻¹. Respecto a la temperatura, se observan amplias variaciones entre los periodos diurnos y nocturnos para los días de radiación incidente media (12-14 MJ m⁻²d⁻¹), y variaciones bajas para radiaciones incidentes bajas.

Se puede delimitar una primera etapa del proceso, correspondiente al primer día de tiempo de residencia, durante la cual se produce la eliminación total de las bacterias CT y CF. Dicha etapa se caracteriza por un aumento de la concentración de microalgas en suspensión. Simultáneamente se produce un aumento del OD de forma muy rápida, llegándose a alcanzar en las primeras 7 h valores superiores a 20 mg L⁻¹. Se registró además un incremento en los valores de pH, con un valor máximo de 8.60 unidades.

En una segunda etapa (días 2-6), se observó un mantenimiento de la población de microalgas. El contenido en OD muestra una tendencia creciente hasta el 5º día, a partir el cual se produce una estabilización de los valores.

Una tercera etapa se caracteriza por un proceso de sedimentación (días 7-9), hasta clarificación del agua del FBR cerrado. La bajada de la radiación solar incidente entre los días 8-9 acompaña a un decaimiento del sistema, con bajadas en los máximos de OD y mantenimiento de los valores mínimos.

Proceso 2



Figuras III.18 Variaciones respecto al tiempo de 1) RSI, 2) T, 3) OD y 4) pH.

La Tabla III.13 recoge la caracterización de las aguas afluyente y tratada y los rendimientos de depuración.

Tabla III.13. Valores de los parámetros y porcentajes de eliminación.

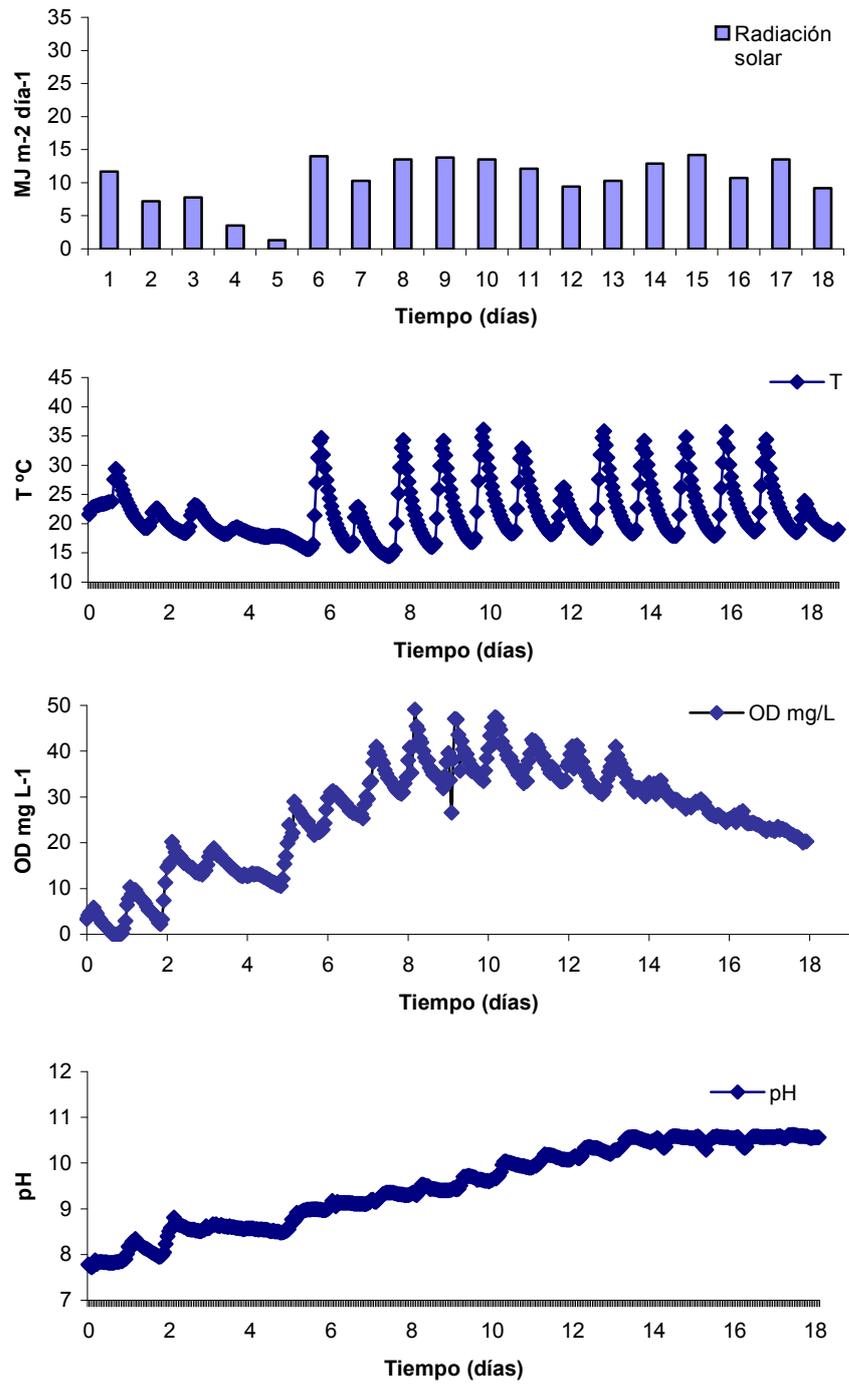
Parámetro	Entrada	Salida	Rendimiento
CF UFC 100 mL ⁻¹	5.20+E05	0	100
pH	7.58	-	-
OD mg L ⁻¹	2.89	-	-
CE mS cm ⁻¹	1300	870	33
DQO mg L ⁻¹	208	126.3	39
DBO ₅ mg L ⁻¹	85	63	26
SS mg L ⁻¹	163.7	51	37

La RSI alcanzó valores entre 15-21 MJ m⁻²d⁻¹, y la temperatura del reactor osciló entre valores mínimos de 22 °C y máximos de 45°C.

En esta experiencia nuevamente se pueden delimitar las tres etapas:

- 1) Etapa de eliminación de CT y CF: Días 1-2, caracterizada por un rápido crecimiento del contenido en OD (máximo=29.2 mg L⁻¹) y del pH (máximo=9.2). La eliminación de los indicadores de contaminación fecal bacterias CT y CF se produjo en las primeras 48 horas de permanencia del agua en el FBR cerrado.
- 2) Etapa de mantenimiento del desarrollo de las microalgas (días 3-6), con aumento moderado de los valores de OD y pH.
- 3) Etapa de decaimiento del sistema (días 6-8), acompañado por una tendencia descendente de los valores de OD y pH, que coinciden con la sedimentación de las algas y clarificación del medio.

Proceso 3



Figuras III.19 Variaciones respecto al tiempo de 1) RSI, 2) T, 3) OD y 4) pH.

La Tabla III.14 recoge la caracterización de las aguas afluyente y tratada y los rendimientos de depuración.

Tabla III.14. Valores de los parámetros y porcentajes de eliminación.

	Entrada	Salida	Rto. %
CF UFC 100mL ⁻¹	2.48+E06	0	100
pH	7.79	-	-
OD mg L ⁻¹	3.36	-	-
CE mS cm ⁻¹	1400	1075	23
DQO mg L ⁻¹	282	107	63
DBO ₅ mg L ⁻¹	81	33	59
SS mg L ⁻¹	82	35	57

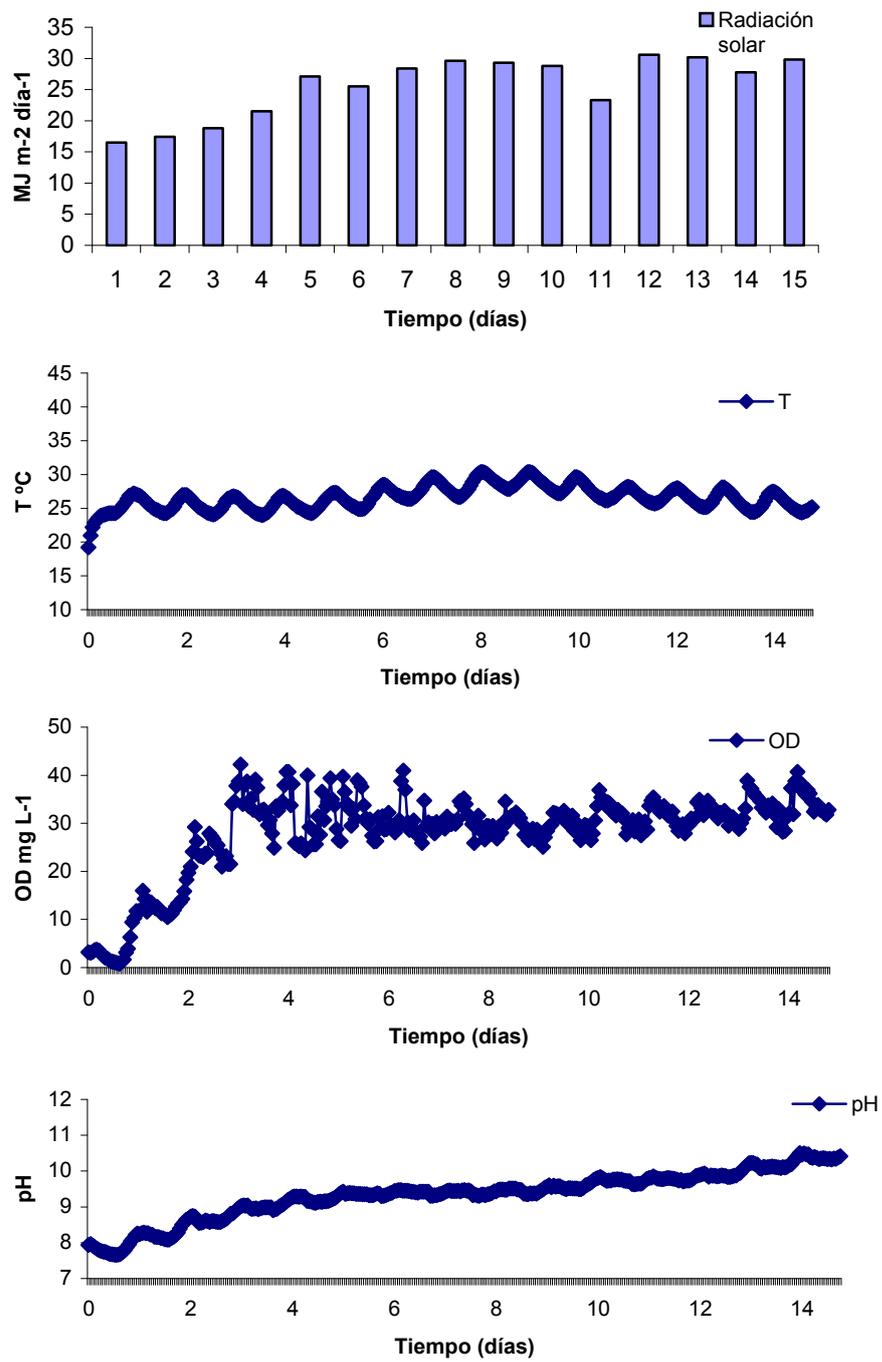
La DQO presentó un valor correspondiente a una contaminación media. La RSI alcanzó valores medios (10-15 MJ m⁻² d⁻¹), con una etapa de radiación muy baja (mínimo=1.3 MJ m⁻² d⁻¹).

Se pueden determinar las tres etapas del proceso:

- 1) Primera etapa durante los días 1-3. Los descensos nocturnos de OD a valores cercanos a son característicos de sistemas con altas concentraciones de microalgas y alta carga bacteriana. El O₂ producido durante el día se consume totalmente por la actividad respiratoria nocturna. El tercer día el OD alcanza los 20.2 mg L⁻¹, con valores nocturnos mínimos de 13.7 mg L⁻¹. Durante esta etapa, se produce un aumento del pH con oscilaciones día-noche. Se observaron descensos nocturnos cercanos a los valores de entrada para los días 1-2, y un aumento considerable para el día 3 (pH=8.51).
- 2) Segunda etapa (días 4-10), donde se mantuvo la población de microalgas. Una bajada importante en la RSI (días 4-5), conllevó un descenso de la actividad del sistema, pero con un mantenimiento de los valores nocturnos por encima de 10 mg L⁻¹ de O₂. Se observa asimismo un estancamiento inicial y posterior descenso del pH.. En una segunda fase (días 6-10), el aumento en la RSI permite la recuperación del proceso.
- 3) En una tercera etapa (días 10-13) tiene lugar la sedimentación de las algas.

Con objeto de estudiar la evolución del sistema a largo plazo se mantuvo el ensayo después de la clarificación del medio (días 14-18), observándose un decaimiento de los valores de OD y pH.

Proceso 4



Figuras III.20 Variaciones respecto al tiempo de 1) RSI, 2) T, 3) OD y 4) pH.

La Tabla III.15 recoge la caracterización de las aguas afluyente y tratada y los rendimientos de depuración.

Tabla III.15. Valores de los parámetros y porcentajes de eliminación.

	entrada	salida	
CF UFC 100mL ⁻¹	8.1E+5	0	100
pH	7.98	-	
OD mg L ⁻¹	3.3	-	
CE mS cm ⁻¹	1505	1012	32.7
DQO mg L ⁻¹	240	96	60
DBO ₅ mg L ⁻¹	93	36	61
SS mg L ⁻¹	100	32	68

Para minimizar la influencia externa, este proceso se desarrolló en condiciones de RSI controlada (sin incidencia directa) y con temperatura del recinto constante a 25 °C. La T el reactor osciló entre los 30°C diurnos y 25°C nocturnos.

Se identificaron las tres etapas generales del proceso:

- 1) Etapa inicial (días 1-3). Se produce un primer ciclo con un descenso de los valores nocturnos de OD hasta 0.01 mg L⁻¹, así como un descenso importante de los valores de pH. Posteriormente se produjo un importante aumento del contenido en OD, llegándose a 29.2 mg L⁻¹, que proporcionó una remoción de las poblaciones de bacterias CT y CF (UFC / 100 mL = 0)
- 2) Segunda etapa (días 4-7), se produce un fuerte aumento inicial del contenido en OD, llegando a alcanzarse un valor máximo de 42.2 mg L⁻¹ de O₂, mostrando una tendencia creciente muy acusada y un fuerte crecimiento del pH, hasta valores de 9.1 unidades. Posteriormente, se estabilizan los contenidos de OD. La RSI de forma indirecta, así como la temperatura controlada, producen un mantenimiento de las condiciones. Los ciclos de se producen con variaciones entre valores máximos diurnos superiores a 30 mg L⁻¹ de O₂, y mínimos nocturnos superiores a 25 mg L⁻¹ de O₂. Para el pH se observa una tendencia creciente hasta el final del proceso.
- 3) Etapa de sedimentación de algas entre los días 7-10.

III.2.5.1. DISCUSIÓN DE LOS PARÁMETROS MEDIDOS EN CONTINUO

Se definieron como características generales del proceso de depuración:

- La RSI y la temperatura se consideraron variables externas e independientes del desarrollo del proceso de depuración, pero que afectan al tratamiento.
- Se observó una influencia directamente proporcional de la intensidad de la RSI en el comportamiento de los demás parámetros. Los valores de T, OD y pH mostraron oscilaciones diarias, con valores máximos durante el día y mínimos durante la noche.
- Respecto de la temperatura, este comportamiento se justifica por el calentamiento del sistema debido a la luz solar. Se observan aumentos de temperatura durante el día y enfriamientos nocturnos.
- El OD alcanzó valores altos durante las horas de máxima RSI, por la acumulación de O₂ producido en la fotosíntesis. Durante la noche, la respiración de las microalgas y los microorganismos aerobios hace descender el contenido en OD, hasta la que la incidencia de la radiación solar activa otra vez su producción.
- El pH varió de forma análoga al OD. Durante el día, el consumo de CO₂ por la actividad primaria de las algas, compensado parcialmente por la respiración de los organismos aerobios, produjo una elevación del pH. En las horas nocturnas se produjo una acumulación del CO₂ por los procesos respiratorios combinados de microalgas y organismos aerobios, en ausencia de procesos que lo consuman. Esto favorece el equilibrio de formación de H₂CO₃, con el consiguiente descenso del pH.

VARIACIÓN DE LA RADIACIÓN SOLAR INCIDENTE

El registro en continuo de los valores diarios acumulados de la radiación solar incidente durante los periodos de funcionamiento del reactor, se representó gráficamente (III.17 1, III.18 1, III.19 1, III.20 1). Los datos mostraron valores comprendidos entre 1-32 MJ m⁻²d⁻¹.

Estos datos permitieron observar la importante influencia que este parámetro ejerce en el desarrollo de los procesos de depuración utilizando el biorreactor cerrado. Se favoreció el avance del tratamiento

con los valores altos y medios de radiación ($8-30 \text{ MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$). Asimismo, se observó un estancamiento, incluso retroceso para valores bajos ($<5 \text{ MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$). El contraste de los datos de radiación con los respectivos de T, OD y pH, representados gráficamente muestran la influencia de la radiación solar en la evolución de estos parámetros. Se observaron variaciones de forma paralela, quedando determinada la intensidad de la variación de los parámetros entre los periodos día/noche, así como entre los máximos y mínimos de días sucesivos, por los valores de la radiación.

La influencia de la intensidad de RSI es directamente proporcional a las variaciones de temperatura, debido al calentamiento diurno por la incidencia de luz solar o enfriamiento nocturno del sistema en su ausencia.

La repercusión del suministro radiación de las longitudes de onda a 700 nm (Fotosistema I) y 680 nm (Fotosistema II), pertenecientes al rango visible de la luz solar, favorece la actividad fotosintética de las microalgas, aumentando su metabolismo y por tanto su desarrollo. De esta forma se ven directamente potenciadas actividades como la producción primaria y producción de O_2 como subproducto, que conlleva el aumento del OD.

Este desarrollo del fitoplancton implica el consumo de CO_2 durante el día, y la producción durante la noche, afectando al balance de C orgánico-inorgánico y pH.

VARIACIÓN DE LA TEMPERATURA

Las variaciones de la temperatura se deben fundamentalmente al calentamiento diurno del sistema por la incidencia de la RSI, y el correspondiente enfriamiento nocturno en ausencia de esta. La actividad biológica existente en el medio, influye también, aunque en menor grado, en el aumento de la temperatura.

Los valores registrados en continuo para la temperatura del contenido del reactor se representaron gráficamente (III.17 2, III.18 2, III.19 2, III.20 2). El estudio de la evolución de la temperatura respecto al tiempo muestra variaciones dependientes de la radiación solar incidente, en una relación directamente proporcional. Se observan oscilaciones dependiendo de los ciclos día/noche, con aumentos de temperatura durante el día y descensos correspondientes a las horas donde no hay insolación, produciéndose variaciones significativas entre los valores máximos y mínimos registrados. Por otra parte, el valor de la

radiación total acumulada durante el día determina la magnitud del incremento de temperatura diurna del reactor, como se observó para los procesos en los que no se realizó ningún control de la temperatura ambiental. Para el proceso en el que se controló la temperatura ambiental y la incidencia directa de la radiación solar (Proceso 4), los valores máximos y mínimos sufrieron unas oscilaciones poco influenciadas por las variaciones de los valores de radiación. En este caso, las oscilaciones entre los valores registrados en los ciclos día/noche se encontraron entre los 23-30 °C.

La temperatura es un factor clave al afectar al grado de actividad celular. Es determinante en el desarrollo de los microorganismos, condicionando la ausencia/presencia de especies, debido a factores de adaptación, y el predominio de unas sobre otras, al favorecerse su desarrollo.

VARIACIÓN DEL OD

Los datos registrados en continuo para el contenido en OD del reactor respecto al tiempo se encuentran recogidos en las graficas (III.17 3, III.18 3, III.19 3, III.20 3).

En la evolución de los valores se observó una relación directamente proporcional entre la radiación solar incidente y el OD, con variaciones significativas entre los valores de OD máximos y los mínimos correspondientes a los periodos día y noche. Las concentraciones máximas correspondientes al periodo diurno (registrados como promedio a 17:00-18:00 horas) alcanzaron valores máximos que pueden alcanzar de 45 mg L⁻¹. Los descensos nocturnos, que conllevan variaciones máximas de hasta 30 mg L⁻¹, registrándose los valores mínimos entre las 8:00-9:00 horas.

Se produce un aumento significativo de OD durante el proceso de depuración, que muestra una tendencia creciente hasta alcanzar unos contenidos máximos en los que se produce un mantenimiento de los valores. Posteriormente, se produce un agotamiento del sistema, donde el OD sufre un descenso que coincide con la decantación de las algas. En estos tratamientos, un aumento rápido de la concentración del O₂ disuelto supone la terminación del proceso de depuración, respecto a la reducción de la carga orgánica, para un sistema ensayado en régimen de funcionamiento discontinuo (Moreno, 2005; Guieysse, 2002; Muñoz, 2005; Muñoz, 2004).

Se observó un comportamiento paralelo de las intensidades de RSI y los aumentos de contenido en OD, correspondiendo altas producciones de O₂ para altas intensidades de radiación. El descenso acusado en la intensidad diurna de la radiación solar incidente, provoca la disminución de los valores de OD, respecto a los valores correspondientes según la evolución del proceso. Los descensos acumulados durante varias jornadas consecutivas provocaron un retroceso en la evolución del sistema, con la caída de los valores máximos y mínimos registrados de OD (23-01-06 OD días 2-5). En el caso de producirse durante la etapa de abatimiento de bacterias, CF, conllevó el descenso del OD a valores muy bajos, por el consumo de O₂ por parte de los microorganismos aerobios, y una disminución de la actividad fotosintética.

Cuando el descenso se produjo durante la fase posterior a la eliminación bacteriana, los valores de OD se mantuvieron por encima de los valores correspondientes a aguas naturales depuradas, debido a la reducción de la población de bacterias y a que el balance de O₂ se mantiene en equilibrio entre la producción diurna y el consumo nocturno por las microalgas, afectado en menor medida por la reducción del contenido en microorganismos aerobios.

Un aumento posterior de la intensidad de radiación conlleva la recuperación en la tendencia de la evolución del proceso.

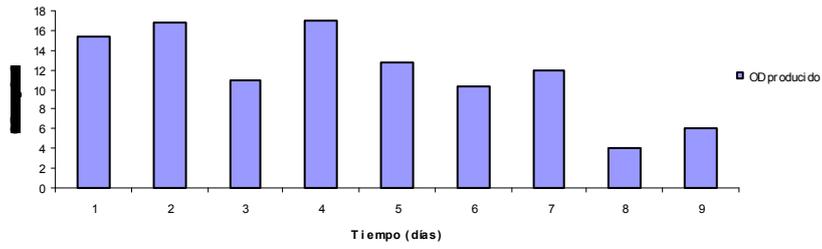
En primer lugar, la producción en la actividad fotosintética diurna de las algas es el factor que favorece el incremento en las horas de incidencia de radiación solar. El consumo por la actividad respiratoria de los organismos heterótrofos (durante todo el día) y las algas (durante la fase nocturna de respiración), supone el descenso de OD en ausencia de radiación solar. El OD está además involucrado en los diferentes procesos redox de carácter puramente químico.

En las primeras horas de funcionamiento del proceso de depuración el fitoplancton suministra oxígeno al medio, a la vez que este es consumido por la importante población de microorganismos consumidores de O₂ (heterótrofos). Esto produce un aumento de la actividad biológica de estos microorganismos que favorecen la eliminación de materia orgánica del medio. En todos los casos estudiados se produjo un aumento diurno del contenido en OD desde el primer día de tratamiento, con descensos de los valores nocturnos correspondientes a la primera jornada que sólo se acercaron a 0 en los casos en los que los indicadores de contaminación mostraron valores extremadamente altos. El balance de producción de O₂, resultó por tanto

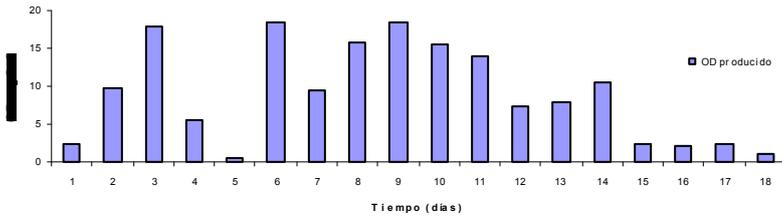
positivo para la mayoría de los casos estudiados en las primeras 24 horas de tratamiento.

El aumento de los valores máximos y mínimos durante los primeros días de tratamiento implican la producción de O_2 por la población de microalgas, con una acumulación del gas durante este periodo. Además, corrobora la supervivencia y mantenimiento de la actividad biológica de estas microalgas por un periodo de tiempo limitado a valores de OD por encima de los 20 mg L^{-1} .

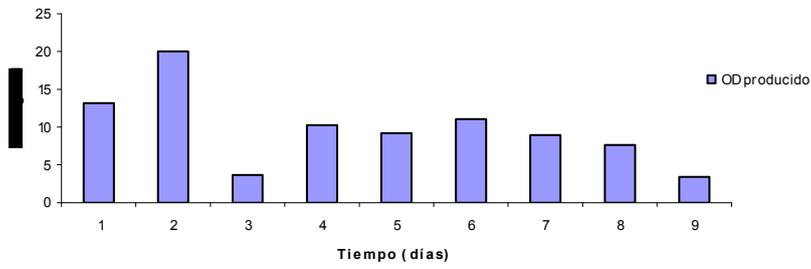
Se calcularon las producciones netas diarias de OD (variación día-noche de la medida del contenido en O_2). Las Figuras III.21 1-4 muestran la representación gráfica de los valores frente al tiempo para los procesos descritos anteriormente.



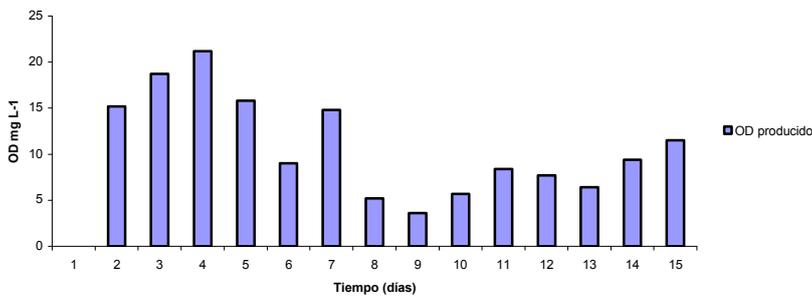
1



2



3



4

Figura .III.21. Producción neta diaria de OD para los episodios 1-4.

Los datos permiten concluir que los incrementos de OD en las jornadas de la primera etapa, en las que se produce la eliminación de CF alcanzan para todos los casos valores superiores a 10 mg L^{-1} .

VARIACIÓN DE LOS VALORES DE pH

Los datos registrados en continuo para el pH del contenido del reactor se representaron gráficamente (III.17 4, III.18 4, III.19 4, III.20 4) para los distintos procesos de depuración. Los valores medidos mostraron variaciones significativas entre los valores máximos y los mínimos, correspondientes a los periodos día y noche, respectivamente, que produjeron una evolución de forma oscilatoria. Se produjo además un aumento significativo del pH durante el proceso de depuración.

Los valores iniciales de pH, con un promedio de 7.65, mostraron una tendencia creciente hasta valores máximos superiores a 10 unidades de pH, con una evolución caracterizada por oscilaciones diarias correspondientes a los periodos día/noche. Se observó una relación directamente proporcional con la RSI.

Los descensos acusados en la radiación provocaron una ralentización en la evolución del proceso, que se ve reflejada en una variación en la tendencia creciente del pH. En este periodo los aumentos de pH no son significativos, produciéndose incluso una tendencia descendente (Proceso 3, días 2-5) Un posterior aumento en la radiación produce una recuperación del sistema día. Los valores de pH obtenidos a la finalización del proceso de eliminación de indicadores de contaminación fecal, fue inferior a 9.2 unidades. Los valores registrados a la finalización del proceso de decantación, se encuentran entre los 10-10.5 unidades, referidos a los máximos diarios diurnos.

El estudio de los valores medidos para el pH durante este tratamiento permite obtener información sobre las variables que afectan a este parámetro durante la depuración.

La actividad y el crecimiento de la población de algas producen un efecto importante en el pH del medio. El desarrollo de microalgas implica un consumo del carbono inorgánico (CO_2 y HCO_3^-), como parte de los procesos fotosintéticos para su transformación en carbono orgánico a través de la producción primaria. Esto conlleva un aumento del pH, que suele alcanzar valores superiores 9.5 unidades para sistemas en los que se producen bloom de algas (lagos, ríos y sistemas de depuración como lagunas de maduración y de alto rendimiento). El fitoplancton se caracteriza por una producción primaria muy alta, siendo

necesario un alto consumo de CO₂. Esto explica el aumento de pH que se produce en las horas del día correspondientes a la máxima incidencia de radiación solar, y por tanto de mayor actividad fotosintética.

Durante las horas en que no hay incidencia de la radiación solar se produce un descenso significativo de los valores de pH. En esta etapa, tanto las bacterias que se encuentran presentes en el inicio del proceso de depuración como las algas, realizan la función respiratoria, donde el carbono orgánico es degradado hasta CO₂ y se liberado como subproducto al medio. Esto conlleva la disolución de CO₂ en el medio acuoso, con producción de ácido carbónico, con el consiguiente descenso de pH. La eliminación de las bacterias conlleva un aumento en los valores máximos de pH, así como en las oscilaciones de los valores entre el día y la noche.

El consumo de CO₂ produce un desplazamiento del equilibrio, que supone la descomposición del ácido carbónico, con un consumo de bicarbonato y protones, y por tanto se corresponde con un aumento de pH.

Durante las horas en que no se produce incidencia de la radiación solar, los valores de pH descienden, debido a los procesos respiratorios de las algas durante la noche implican la producción de CO₂, desplazando el equilibrio en sentido inverso.

En los primeros días del funcionamiento del reactor, en los que aún no ha tenido lugar la eliminación bacteriana, las variaciones de los valores de pH son poco significativas. Esto se debe a que el CO₂ metabolizado por las algas se compensa con el producido por las bacterias.

Se relacionaron los valores de OD y pH par las tres etapas de desarrollo del proceso.

Durante la primera etapa, de eliminación de bacterias CT y CF, se observó una tendencia creciente muy acusada en los valores de OD y pH. Para este periodo se determinó una relación lineal ($R^2 > 0.9$) entre estos parámetros. Las figuras III.22 1-4 muestran la representación gráfica de los valores de pH vs. OD para los episodios de depuración descritos anteriormente.

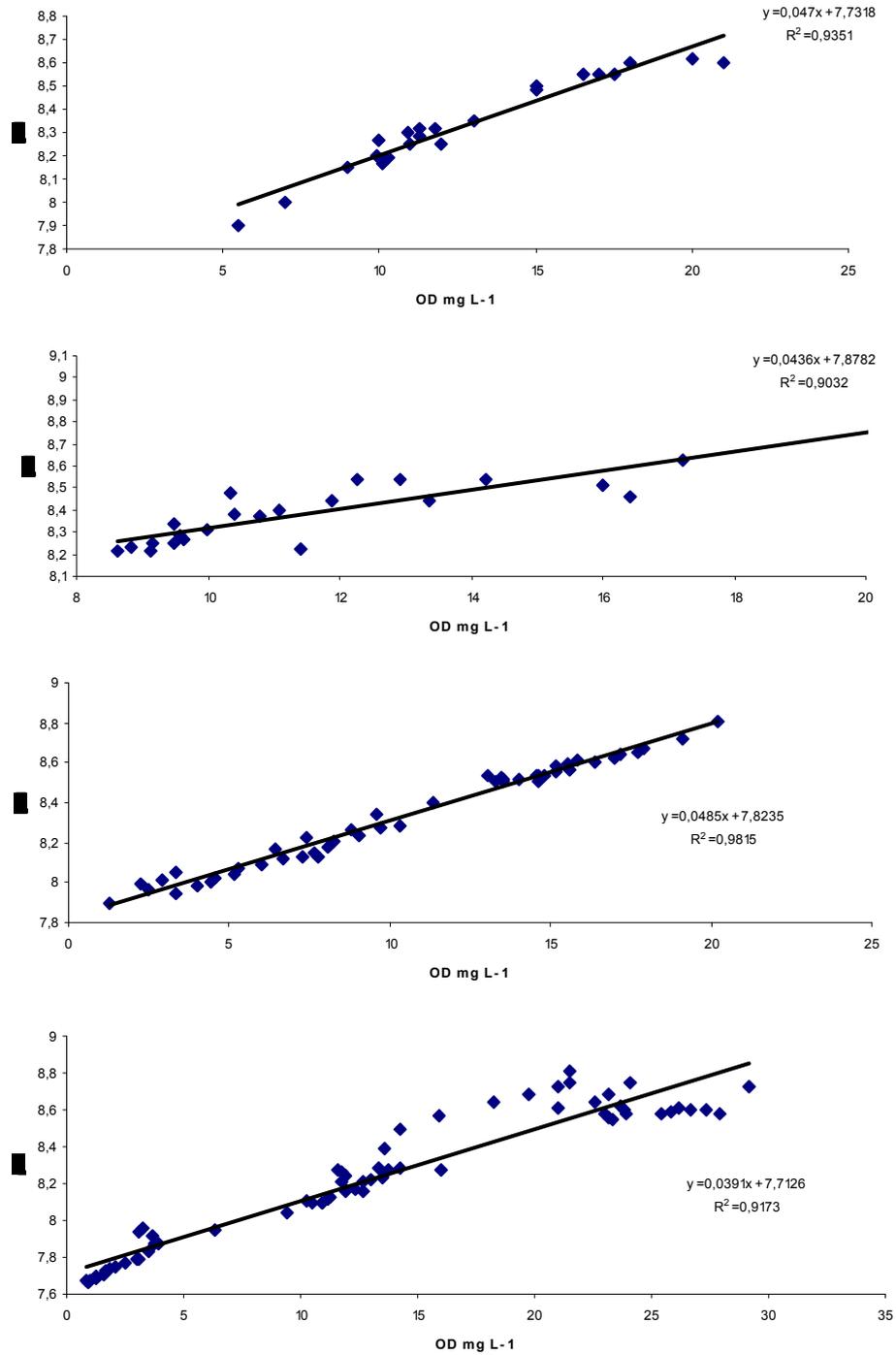


Figura III.22. Representación de pH vs. OD, para los procesos 1-4.

Esta relación se puede considerar como un parámetro de control de esta etapa para el desarrollo del FBR cerrado como sistema de depuración. La relación lineal de estos valores para las medidas diarias (tomadas a intervalos de una hora), indica el funcionamiento del proceso en esta etapa. Este método podría utilizarse como indicador para esta etapa del reactor funcionando en régimen continuo.

Durante el periodo en el que se mantuvo la población de microalgas, se observó un aumento menos acusado de pH y OD, no observándose la relación lineal entre sus valores.

III.2.5.2. ETAPAS DEL PROCESO

Como conclusión del estudio en continuo se determinaron tres etapas en las que se desarrollan los procesos de depuración. Esto supone una valiosa información, como base para el establecimiento de posibles fases para su posterior puesta a punto en régimen continuo y a escala piloto.

Las etapas generales son:

1) Etapa de eliminación de indicadores de contaminación fecal:

Como parámetro fundamental para la determinación de esta se consideró la eliminación total de las bacterias CT y CF. Es este periodo se produjo un mantenimiento de la población y de la actividad del concentrado de algas utilizado como siembra inicial, con un contenido de microalgas en suspensión mínimo del orden de 10^6 ind/100mL. El OD experimentó un rápido aumento, considerándose finalizada esta etapa una vez alcanzado los valores máximos diurnos de 20 mg L^{-1} , y mínimos nocturnos de 10 mg L^{-1} . El pH también aumentó a niveles entre 8.5-9 ud.

2) Etapa de mantenimiento

Posteriormente se produjo una fase de mantenimiento de la población de microalgas en suspensión, con un aumento menor que en la anterior de los valores de OD y pH

3) Etapa de sedimentación del fitoplancton

La sedimentación de las algas en suspensión conlleva una clarificación del medio, con descensos de los valores de SS y turbidez. Se caracteriza por un descenso del contenido en OD y mantenimiento de los valores de pH.

III.3. FOTOBIORREACTOR CERRADO COMO MÉTODO SECUNDARIO Y TERCIARIO DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

El FBR cerrado se ensayó como sistema de tratamiento secundario y terciario de depuración para aguas residuales urbanas, procedentes de la decantación primaria de la E.D.A.R. Con este tratamiento se pretende la reducción de la carga orgánica y la materia en suspensión, y la eliminación de la contaminación microbiológica de origen fecal propia de los efluentes de núcleos urbanos tratados a este nivel. Se evalúa además la mejora de la calidad del agua asociada al tratamiento.

El estudio se desarrolló basándose en las experiencias realizadas para la aplicación del FBR como tratamiento terciario (III.2).

En la Tabla III.16 se recogen los datos obtenidos en el análisis de las aguas afluentes y efluentes del reactor. El estudio de estos se ha llevado a cabo haciendo uso de algunas de las herramientas básicas de la estadística descriptiva.

Los valores presentaron altas DS, por la influencia de la lluvia (15% del muestreo). Se consideran estas variaciones para los parámetros que resultaron afectados.

Tabla III.16. Valores medios, DS, rangos y porcentajes de eliminación de los indicadores microbiológicos y fisicoquímicos de las aguas.

	Entrada			Salida			Rto. %
	Promedio	DS	Rango-	Promedio	DS	Rango	
CT UFC 100 mL ⁻¹ *	3,55E+07	3.24E+07	6.00E+4-8.80E+7	0	-	-	100
CF UFC 100 mL ⁻¹ *	2.85E+06	3.19E+06	2.00E+3-9.10E+6	0	-	-	100
pH	7.41	0.33	7.03-7.86	a	-	-	-
OD mg L ⁻¹	1.62	1.57	0.35-5.00	a	-	-	-
CE mS cm ⁻¹ *	1318.8	410.2	538-1642	925	260	439-1149	30
DQO mg L ⁻¹ *	460.4	272.3	13.6-962	64.4	29.5	5.2-96.0	86
DBO ₅ mg L ⁻¹ *	211	137	8-435	22	19	t-63	89
SS mg L ⁻¹ *	147.3	61.9	53-210	31.3	10.6	5.3-45.5	79
ST mg L ⁻¹ *	674.3	237.6	462-1386	341.6	102.5	172.0-476.7	49
Turbidez U.N.T. *	95	27	57-124	7	7	1-13	92
N _k mg L ⁻¹ *	64.6	37.3	5-117.6	4.8	1.9	3.1-8.2	93
P mg L ⁻¹ *	2.94	0.22	2.69-3.04	0.13	0.08	0.01-0.25	96

* Diferencias estadísticamente significativas entre las aguas afluentes y efluentes (t-test para muestras independientes, $p < 0.05$)

^a Valores sujetos a variaciones a lo largo del día

III.3.1. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA PROCEDENTE DEL DECANTADOR PRIMARIO

PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS

Los contenidos promedio en bacterias CT y CF son indicadores de una fuerte contaminación fecal, con altas DS. Los valores son del mismo orden que los determinados para el decantador secundario.

PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS

OD

Los contenidos en OD se encuentran entre 0.3-1.7 mg L⁻¹, y las muestras correspondientes a episodios de lluvia presentan valores que alcanzaron los 5 mg L⁻¹.

pH

Las muestras de agua afluyente mostraron valores de pH cercanos a la neutralidad, presentando poca variabilidad.

CE

Los valores de CE indicaron un contenido importante en sales en disolución, con mínimos de 538 µS cm⁻¹ tras las lluvias.

DQO

El valor promedio correspondiente a una contaminación media. Se determinaron valores puntuales extremadamente altos (máximo = 962 mg de O₂ L⁻¹), correspondientes periodos de altas temperaturas, y bajos (mínimo = 13.6 mg de O₂ L⁻¹), coincidentes con los periodos de lluvia.

DBO₅

El valor promedio corresponde a una contaminación media, relacionado con los correspondientes a OD y DQO. Se determinaron valores extremadamente altos (máximos de 435 mg de O₂ L⁻¹), y muy bajos (mínimos de 8 mg de O₂ L⁻¹), para periodos de lluvia.

El valor promedio de la relación DBO₅/DQO = 0.46 es indicativos de aguas no depuradas, y con una materia orgánica de carácter muy biodegradable.

SS

Los valores de SS corresponden a una contaminación ligera-media. Se determinaron valores bajos (valor medio 42.0 mg L^{-1}) para periodos de lluvia.

ST

Los valores corresponden a aguas de contaminación media.

Turbidez

Las muestras presentaron un valor de turbidez promedio de 95 UNT, que confirió a las muestras un aspecto turbio.

N-Kjeldahl

El contenido en N mostró valores correspondientes a una contaminación media, relacionado con los valores de DQO.

P- PO_4^{3-}

El valor promedio del contenido en fósforo se corresponde con una contaminación ligera.

Organoléptico

Las muestras de agua presentaron un aspecto turbio (alto valor promedio de turbidez) y de color blanquecino, con intenso olor fecal.

III.3.2. CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE TRATADO EN FOTOBIORREACTOR Y RENDIMIENTOS DE DEPURACIÓN

Las muestras procedentes del decantador primario se trataron en el fotoreactor cerrado, según el método descrito. La duración de cada proceso, tomándose como punto final la decantación de las microalgas, fue variable entre los 12-28 días, en función de la calidad del agua afluente y las condiciones ambientales.

Los datos correspondientes a pH y OD se obtuvieron de las correspondientes lecturas en continuo, debido a que la apertura del sistema produce una rápida variación de los mismos, por la alteración de las condiciones de equilibrio en que se encuentran. Se observan además variaciones en los valores a lo largo del día, por lo que los datos correspondientes a la finalización del proceso se refieren a rangos de valores para los máximos y mínimos diarios.

Los procesos que determinan las variaciones de los distintos parámetros coinciden con los estudiados para el tratamiento de las aguas del decantador secundario.

PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS

Las muestras tratadas presentan **contenidos en CT y CF de 0 UFC 100 mL⁻¹**, con un **rendimiento de eliminación del 100%**.

La eliminación de estos bioindicadores es indicativa de una eliminación total del contenido en microorganismos fecales.

La remoción de los CT y CF se produjo para tiempos de residencia variables, comprendidos entre los 4-15 días. La duración del proceso dependió del grado de contaminación del agua de entrada y de la evolución del sistema, como se detalla en el estudio en continuo.

La caracterización de las aguas para este punto del tratamiento no presentó variaciones respecto del agua procedente del decantador secundario.

PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS

A continuación se estudian los parámetros determinados para el punto final del proceso de depuración.

pH

Los valores promedio de pH presentan un aumento, con medidas diurnas entre 10.2-10.8 unidades, superiores un promedio de 0.5 unidades correspondientes nocturnas. El tratamiento produce un aumento de al menos 2 unidades de pH.

OD

Los contenidos en OD experimentan un importante aumento durante el tratamiento, con valores máximos que alcanzan los 70 mg L⁻¹. Los valores finales máximos diurnos alcanzaron valores entre 25-32 mg L⁻¹, mayores que los nocturnos comprendidos entre 14-34 mg L⁻¹. El tratamiento produce un aumento superior a los 12.5 mg L⁻¹.

CE

Las muestras tratadas presentan reducciones estadísticamente significativas para los valores de CE durante el tratamiento, con un rendimiento promedio del 30%.

El 85% de las muestra presentaron valores entre 863-1149 mS cm⁻¹, mientras que las muestras tomadas tras las lluvias (15% del total), entre 439-512 mS cm⁻¹. Los rendimientos de reducción correspondientes son del 31.7% en ausencia de lluvia y 18.3% después de lluvia.

DQO

Los valores de DQO presentan reducciones estadísticamente significativos durante el tratamiento, con una media de los rendimientos de depuración de 86%.

DBO₅

Los valores de DBO₅ presentan un descenso estadísticamente significativo respecto de los valores de entrada, con una media de los rendimientos de depuración de 89%.

El promedio de la relación DBO₅/DQO es de 0.32, con una reducción durante el tratamiento del 30%.

SS

El contenido medio muestra una reducción estadísticamente significativa durante el tratamiento, con un rendimiento promedio del 79%.

ST

El promedio de los valores analizados indica un descenso estadísticamente significativo respecto de los valores de entrada, con un rendimiento promedio del 49%.

La reducción de los ST se correlaciona con los descensos registrados para la CE y los SS.

Turbidez

La turbidez promedio presentó una reducción estadísticamente significativa el proceso de tratamiento, con un rendimiento promedio del 92%.

N-Kjeldahl

El contenido promedio de N presentó una variación estadísticamente significativa respecto de las aguas afluentes, con una reducción promedio del 93 %.

P-PO₄³⁻

El valor promedio determinado para el P presenta una reducción estadísticamente significativa durante el tratamiento, con un rendimiento promedio del 96%.

Organoléptico

Las muestras tratadas no presentan olor fecal, y se caracterizaron por un aspecto clarificado e incoloro.

EVALUACIÓN DEL TRATAMIENTO

Los rendimientos de depuración descritos para el FBR cerrado, obtenidos para el sistema ensayado a escala de laboratorio y en régimen discontinuo de funcionamiento, indican que ofrece posibilidades de utilización como tratamiento secundario de depuración para aguas residuales urbanas. Es previsible que este sistema implantado a escala real ofrezca rendimientos que pueden ser equiparables a otros sistemas terciarios.

El proceso completo de tratamiento reduce los parámetros fundamentales de contaminación, con rendimientos importantes de depuración para la carga orgánica y la materia en suspensión. Los valores finales resultan inferiores a los exigidos legalmente para su vertido. La reducción en los contenidos de N y P disminuye el riesgo de eutrofización, permitiendo el vertido de los efluentes en zonas clasificadas como sensibles.

Durante el tratamiento, el agua mejora además en otros aspectos. La disminución en la CE favorece la reutilización del agua tratada con fines agrícolas. La reducción de la turbidez y el olor fecal característico de los efluentes urbanos disminuye el impacto del vertido.

Además, el tratamiento elimina los indicadores de contaminación fecal, y por tanto la carga microbiológica potencialmente patógena de las aguas. Esto indica la posibilidad de utilización de un sistema basado en el FBR cerrado como tratamiento terciario de depuración para las aguas residuales urbanas.

El sistema ofrece la ventaja de ser un tratamiento de bajo coste en el que se combinan los requerimientos de un sistema secundario y terciario de depuración.

III.3.3. METALES

METALES ALCALINOS Y ALCALINOTERREOS

La Tabla III.17 muestra los valores determinados para los metales alcalinos y alcalinotérreos en las aguas afluentes y tratadas en FBR cerrado.

Tabla III.17. Valores medios, desviaciones estándar y variaciones durante el tratamiento.

Metales	Afluyente	DS	Tratada	DS	Variación %
Ca ²⁺ mg L ⁻¹	65.7	12	23.0	7	65
Mg ²⁺ mg L ⁻¹	19.6	5	14.0	3	29
Na ⁺ mg L ⁻¹	105	27	136	22	-29
K ⁺ mg L ⁻¹	17.3	4	20.2	3	-17

El tratamiento produjo una reducción de los contenidos en Ca²⁺ y Mg²⁺, así como un aumento en los de Na⁺ y K⁺, análogamente al tratamiento de las aguas procedentes del decantador secundario.

La Tabla III.18 muestra los valores promedio del RAS correspondiente a las aguas afluentes y tratadas en el FBR cerrado.

Tabla III.18 Valores promedio del RAS.

	Afluyente	Tratada
RAS me ^{1/2} L ^{-1/2}	2.9	5.5

El tratamiento produce un aumento del RAS que no afecta a la clasificación de las aguas para riego, que presenta un grado de restricción de ligero a moderado para toxicidad por sodio.

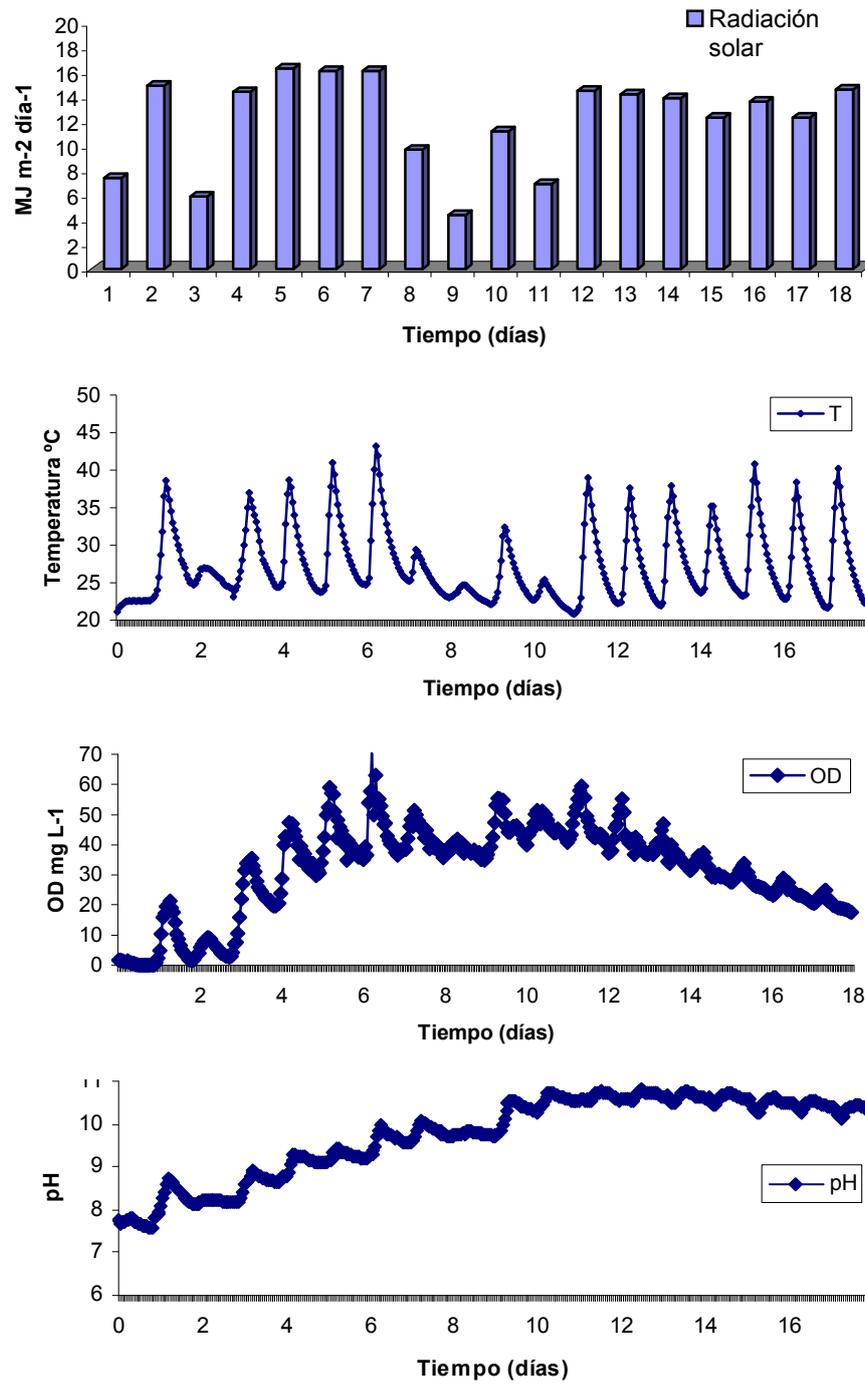
III.3.4. PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS MEDIDOS EN CONTINUO

A continuación se estudia la evolución de tres de los episodios de depuración de agua procedente del decantador primario. Para cada muestra se indican los principales parámetros microbiológicos, químicos y físicos (Tablas III.19, 20 y 21), así como los rendimientos de depuración.

Las Figuras III.23 1-4, III. 24 1-4 y III.25 1-4 representan gráficamente para cada episodio la variación de RSI, T, OD y pH, respectivamente.

Para cada episodio se analiza la evolución de los cuatro parámetros y se definen las distintas etapas de funcionamiento, así como los tiempos requeridos para cada una de ellas. Posteriormente, se discute el comportamiento general de estos parámetros en el tratamiento de depuración.

Proceso 1



Figuras III.23. Variaciones respecto al tiempo de 1) RSI, 2) T, 3) OD y 4) pH.

La Tabla III.19 recoge la caracterización de las aguas afluente y tratada y los rendimientos de depuración.

Tabla III.19. Valores de los parámetros y porcentajes de eliminación.

Parámetro	Entrada	Salida	Rto. %
CF UFC 100 mL ⁻¹	9.10E+05	0	100
pH	7.46	-	-
OD mg L ⁻¹	1.5	-	-
CE mS cm ⁻¹	1584	1112	30
DQO mg L ⁻¹	462	62	86
DBO ₅ mg L ⁻¹	195	25	87
SS mg L ⁻¹	34	34	0

Esta muestra presentó un valor alto de OD, así como una DQO y DBO₅ correspondientes a un nivel medio de contaminación.

La RSI alcanzó valores medio-bajos (5.0-16.3 MJ m⁻²d⁻¹), respecto a los valores registrados en la zona.

El comportamiento de los distintos parámetros, así como las relaciones entre ellos son análogos a los procesos ensayados utilizando agua del decantador secundario.

Se identificaron cuatro etapas en las que se desarrollaron los procesos:

- 1) Una primera etapa, correspondiente a la primera jornada, caracterizada por valores de OD cercanos a 0, pese a la presencia de una alta concentración de microalgas y las condiciones de RSI favorables. Este proceso se identifica con una **aireación fotosintética**, donde la carga bacteriana, unida a la alta carga orgánica, es capaz de consumir todo el O₂ producido durante el proceso fotosintético.
- 2) Segunda etapa (días 2-4), en los que se produjo la eliminación de las bacterias CT y CF. Se caracteriza por un aumento diurno del OD, pero con descensos nocturnos a valores cercanos a 0. En la cuarta jornada se alcanzaron valores de OD máximos de 35.5 mg L⁻¹, correspondiendo un registro mínimo nocturno de 19.6 mg L⁻¹, y consiguiéndose una eliminación del 100% para bacterias CT y CF. Para los valores de pH se observó un comportamiento similar al de

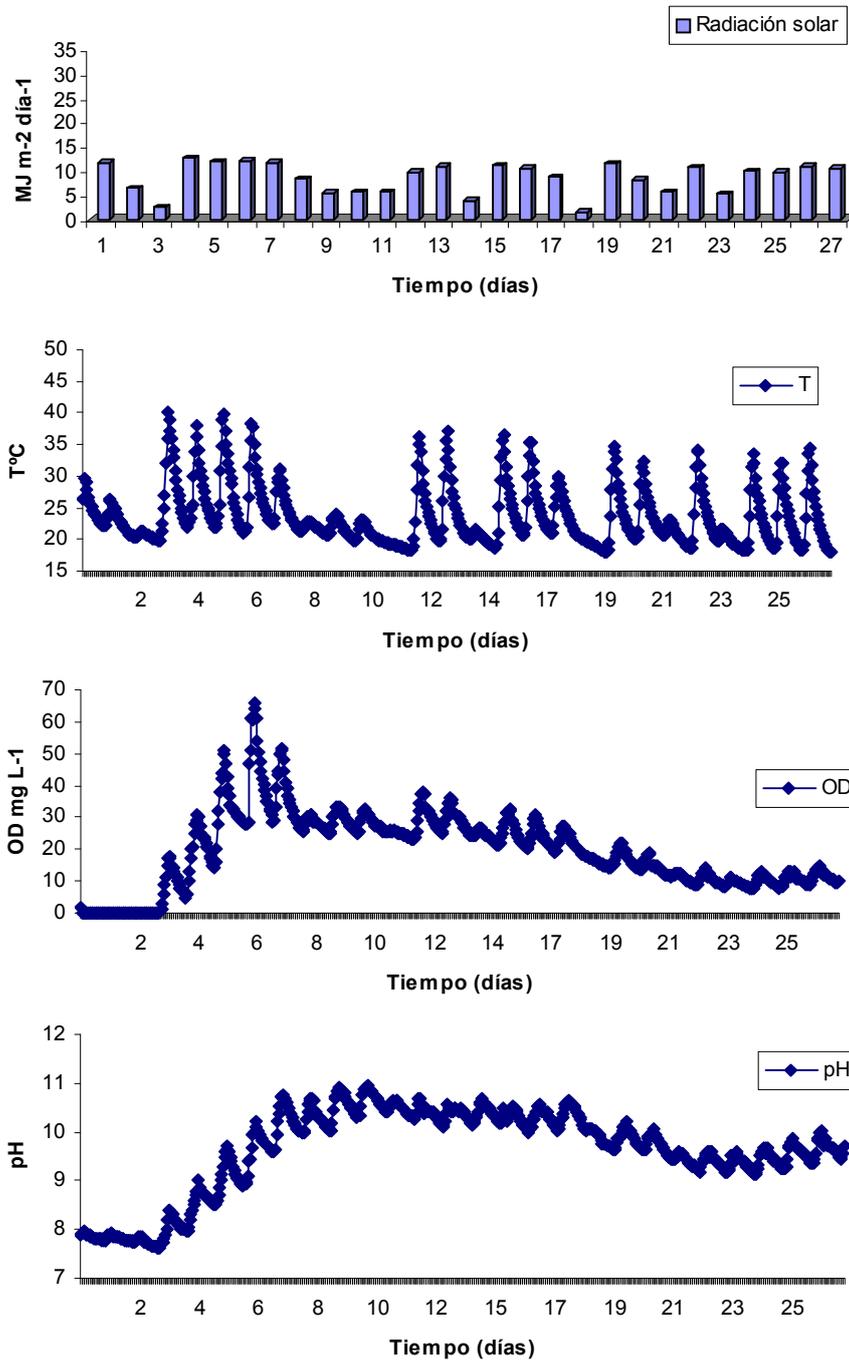
los procesos de depuración ensayados anteriormente, con variaciones paralelas a los correspondientes cambios para el OD. Asimismo, la variación de OD, pH y temperatura muestran una influencia directa de la radiación solar incidente.

- 3) Tercera etapa, que se desarrolló en el periodo comprendido entre los días 5-11. Se observa un mantenimiento de la población de algas en suspensión, en el que los niveles de radiación solar presentaron valores medios, con dos días en los que se registraron niveles por debajo de $10 \text{ MJ m}^{-2}\text{d}^{-1}$.

En esta etapa, se alcanzaron valores muy altos para los contenidos en OD. El mantenimiento de tres días consecutivos con los máximos valores de radiación solar del ensayo, conllevaron un aumento de la actividad fotosintética. Esto produjo un aumento de los niveles de OD acumulado, alcanzándose un máximo diario de 70.2 mg L^{-1} , que correspondió al máximo histórico registrado para los ensayos de depuración basados en el FBR cerrado. En este periodo, los contenidos mínimos nocturnos en OD fueron superiores a los 30 mg L^{-1} . Los valores de pH sufrieron un aumento significativo, con una dependencia de la radiación solar, acusando un estancamiento para los periodos de mínima insolación.

- 4) Cuarta etapa, comprendido entre los días 12-18. El sistema se caracterizó por un proceso de decantación de las microalgas y la consiguiente clarificación del medio. En este periodo se observó una tendencia descendente en el contenido en OD, con valores máximos diarios y mínimos nocturnos que evidenciaron un decaimiento en la actividad fotosintética. Este mismo comportamiento se observó para el pH, donde se registró un descenso de 0.36 unidades respecto a los máximos diarios.

Proceso 2



Figuras III.24 Variaciones respecto al tiempo de 1) RSI, 2) T, 3) OD y 4) pH.

La Tabla III.20 recoge la caracterización de las aguas afluente y tratada y los rendimientos de depuración.

Tabla III.20. Valores de los parámetros y porcentajes de eliminación.

Parámetro	Entrada	Salida	Rto. %
CF UFC 100 mL ⁻¹	5.50E+6	0	100
pH	7.69	-	-
OD mg L ⁻¹	1.36	-	-
CE mS cm ⁻¹	1642	1077	34
DQO mg L ⁻¹	762	80	89.5
DBO ₅ mg L ⁻¹	264	7	97.3
SS mg L ⁻¹	179	37.5	79.0

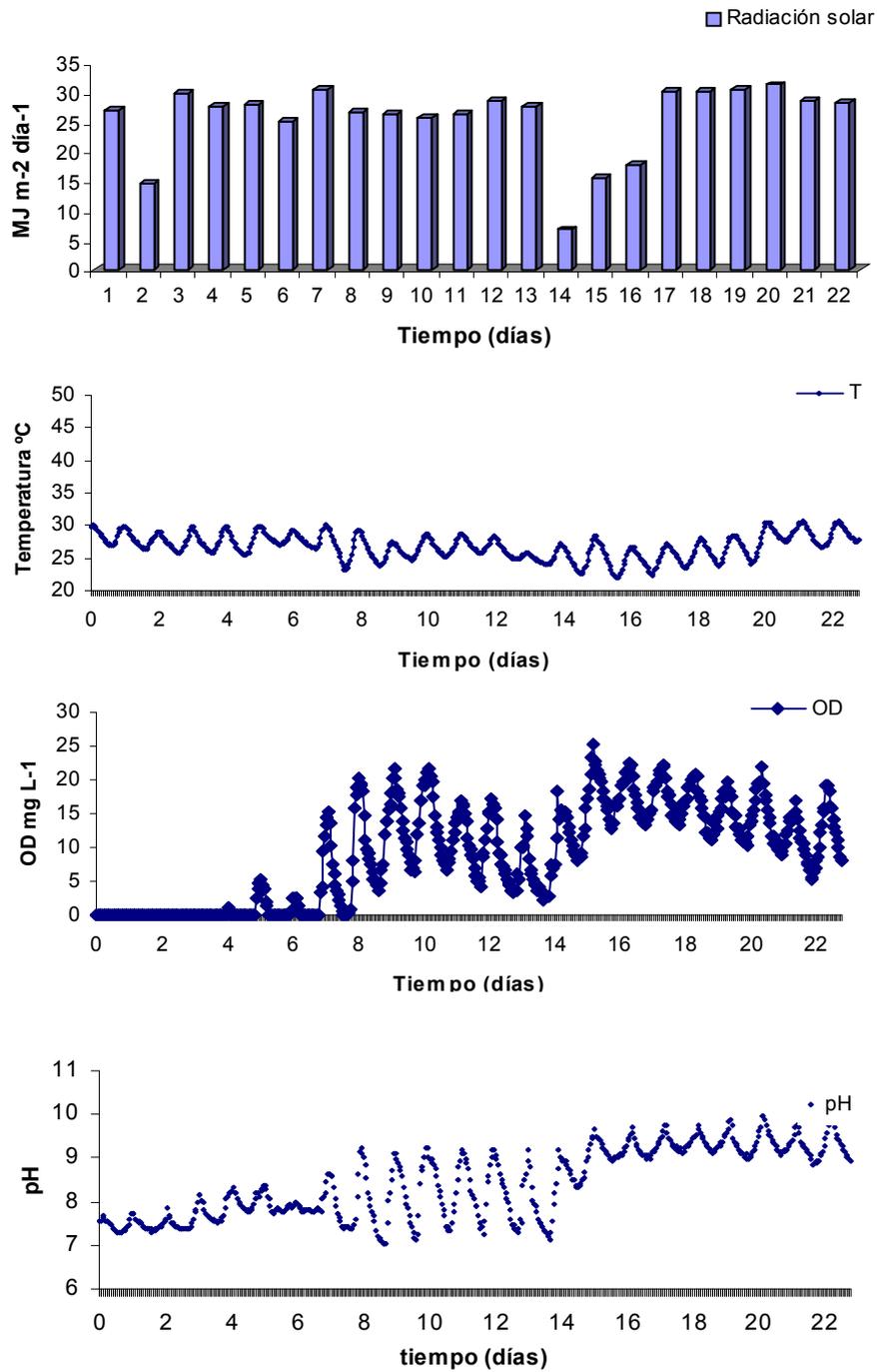
La RSI alcanzó valores medios-bajos (1.5-12.7 MJ m⁻²d⁻¹) durante el tratamiento.

Se identificaron nuevamente las cuatro etapas descritas en el apartado anterior:

- 1) Primera etapa de OD=0 mg L⁻¹, los días 1-2. El pH mostró pequeñas variaciones en los ciclos día-noche, con una disminución neta de 0.1 unidades.
- 2) Segunda etapa (días 3-4), en la que se produjo la remoción de las bacterias CT y CT, con un rendimiento del 100%. Los valores de OD se elevaron hasta un máximo diurno de 31.4 mg L⁻¹, y nocturno de 12.1 mg L⁻¹. En este periodo se produce un aumento significativo de los valores de pH, pasando de 7.9 a 9.0 unidades, referido a los máximos diurnos.
- 3) Tercera etapa de mantenimiento (días 5-10), con aumentos importantes en los valores OD y pH, registrándose máximos de 65.7 mg L⁻¹ y 10.8 unidades, respectivamente.
- 4) Cuarta etapa (días 11-15) de decantación natural de las microalgas.

Se mantuvo el sistema hasta el día 26 con objeto de observar el agotamiento completo del sistema.

Proceso 3



Figuras III.25. Variaciones respecto al tiempo de 1) RSI, 2) T, 3) OD y 4) pH.

La Tabla III.21 recoge la caracterización de las aguas afluente y tratada y los rendimientos de depuración.

Tabla III.21. Valores de los parámetros y porcentajes de eliminación.

Parámetro	Entrada	Salida	Rto. %
CF UFC 100 mL ⁻¹	5.00E+06	0	100
pH	7.08	-	-
OD mg L ⁻¹	0.35	-	-
CE mS cm ⁻¹	1607	1114	31
DQO mg L ⁻¹	962	96	90
DBO ₅ mg L ⁻¹	435	63	86
SS mg L ⁻¹	210	37.5	82.1

Esta muestra se caracterizó por la alta carga orgánica (DQO y DBO₅), así valores iniciales bajos de pH y OD. La RSI alcanzó valores altos (25-33 MJ m⁻²d⁻¹). La temperatura de la estancia se mantuvo constante durante el desarrollo el proceso a 25°C.

Es este proceso se produce un descenso inicial de los valores del OD hasta 0 mg L⁻¹, con una desaparición de las microalgas. En estas condiciones reductoras y de anoxia se desarrollaron bacterias anaerobias, que confirieron una coloración rojiza al medio.

El tratamiento consiguió la eliminación de las bacterias CT y CF, a los 15 días de permanencia en el reactor.

Posteriormente se produce un descenso paulatino del OD, alcanzando 5 mg L⁻¹ el día 22. Esto puede estar originado por un desarrollo bacteriano debido a la descomposición de los sedimentos, al no darse una eliminación efectiva de los microorganismos del sistema. Por tanto, se determinó que la alta carga orgánica inicial de la muestra limita el proceso de desinfección, diferenciándose de los procesos anteriormente descritos.

III.3.4.1. DISCUSIÓN DE LOS PARÁMETROS MEDIDOS EN CONTINUO

VARIACIÓN DE LA RSI Y LA TEMPERATURA

Del estudio de estos parámetros se obtuvieron resultados similares a los procesos ensayados utilizando muestras de agua del decantador secundario. La evolución y avance del proceso de depuración se favorece por altos valores de RSI y T.

Los valores de RSI recogidos en las Figuras III.23 1, 24 1 y 25 1 muestran valores comprendidos entre los 1-31 MJ m⁻² d⁻¹. Para los procesos en los que no se realizó control de la temperatura se observó además una relación directamente proporcional entre la intensidad de radiación y la temperatura.

Para el proceso desarrollado a T del recinto de 25 °C, baja RSI y alta carga orgánica, las condiciones del desarrollo de microalgas están desfavorecidas y no se culmina la etapa de eliminación de CT y CF.

VARIACIÓN DEL OD MEDIDO EN CONTINUO

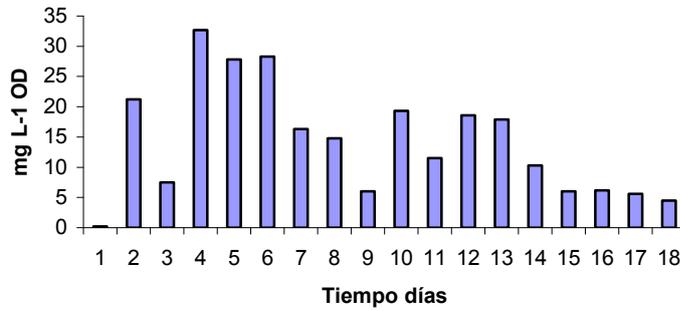
Los valores de OD se encuentran recogidos en las Figuras III.23 3, 24 3 y 25 3.

El descenso inicial a 0 mg L⁻¹ del contenido en OD, y su mantenimiento por un periodo variable de tiempo (1-4 días) se justifica la alta concentración de bacterias, así como las condiciones favorables para su desarrollo (nutrientes orgánicos, suministro de oxígeno por parte de las algas, que pueden inhibir el crecimiento de microalgas (Proceso 3). El avance del proceso favorece posteriormente la producción de O₂ por la fotosíntesis, superior en las horas diurnas a la demanda del consumo bacteriano y los procesos respiratorios del propio fitoplancton.

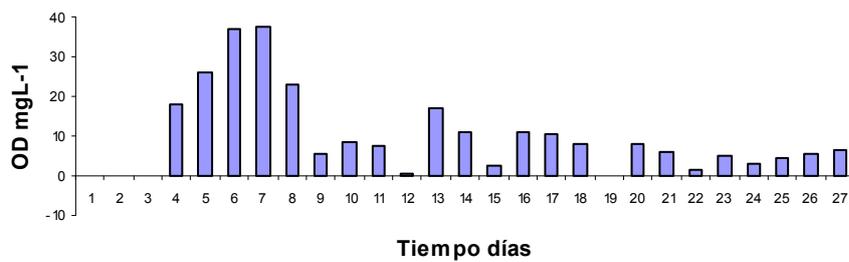
La evolución del sistema conlleva una eliminación progresiva de la población bacteriana, por lo que los requerimientos de O₂ disminuyen, observándose una tendencia creciente de los valores máximos diurnos de OD, y unos valores nocturnos en aumento. Durante este periodo el sistema iguala su comportamiento a las aplicaciones del proceso de depuración para el tratamiento de aguas residuales procedentes del decantador secundario. El registro de valores de OD coincidentes con máximos diurnos superiores a 20 mg L⁻¹ y mínimos nocturnos superiores 10 mg L⁻¹, indicaron la remoción de los indicadores de contaminación microbiológica bacterias CT y CF.

A partir de este punto, los procesos de depuración se desarrollan de modo similar a los tratamientos de aguas del decantador secundario.

Se calcularon las producciones netas diarias de OD (variación día-noche de la medida del contenido en O₂). Las Figuras 26 1-3 muestran la representación gráfica de los valores frente al tiempo para los procesos descritos anteriormente.



1



2



3

Figura III.26. Producción neta diaria de OD para los episodios 1-3.

Los resultados permiten concluir que los incrementos de OD en las jornadas de la segunda etapa, en las que se produce la eliminación de CF (Procesos 1-3) alcanzan para todos los casos valores superiores a 15 mg L⁻¹.

VARIACIÓN DE LOS VALORES DE pH

Los valores de pH se encuentran recogidos en las Figuras III.23 4, 24 4 y 25 4 El proceso total de la depuración, análogamente al tratamiento de las aguas residuales provenientes del decantador secundario, conllevó un aumento significativo del pH, con un comportamiento oscilatorio en función de los ciclos día/noche.

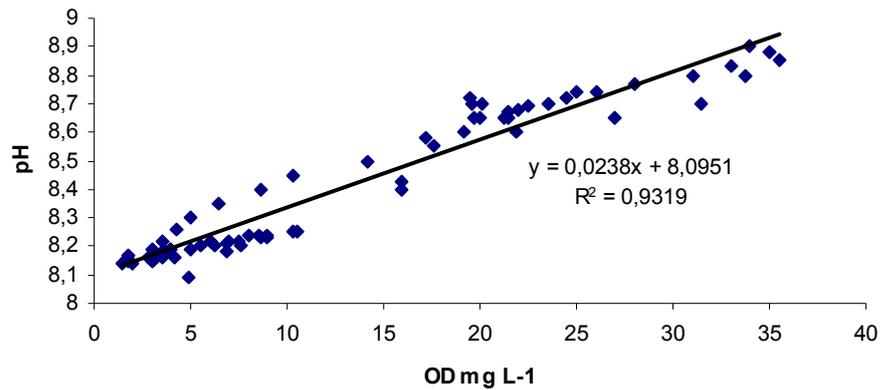
La evolución del pH durante el proceso de depuración se caracterizó durante las fases iniciales que correspondieron a la etapa de anaerobiosis (en su caso), así como durante la fase de aireación fotosintética hasta la eliminación de los indicadores de contaminación bacteriana, por una estabilización de los valores o una tendencia creciente moderada, en la que se produjeron oscilaciones diarias de poca intensidad. En estas etapas, la alcalinización del medio debido a la asimilación diurna del CO₂ por parte de las microalgas para su actividad fotosintética está compensada por la alta producción de CO₂ de la fase de aireación fotosintética, por lo que no se produce un incremento significativo del pH.

En la etapa posterior, caracterizada por el mantenimiento de la población de microalgas, la evolución del pH mostró un aumento acusado (1-2.5 unidades respecto de los máximos diurnos). En esta fase, se producen oscilaciones diarias intensas, ya que el fitoplancton se caracteriza por una producción primaria muy alta, siendo necesario un alto consumo de CO₂. Esto explica el aumento de pH que se produce en las horas del día correspondientes a la máxima incidencia de radiación solar, y por tanto de mayor actividad fotosintética.

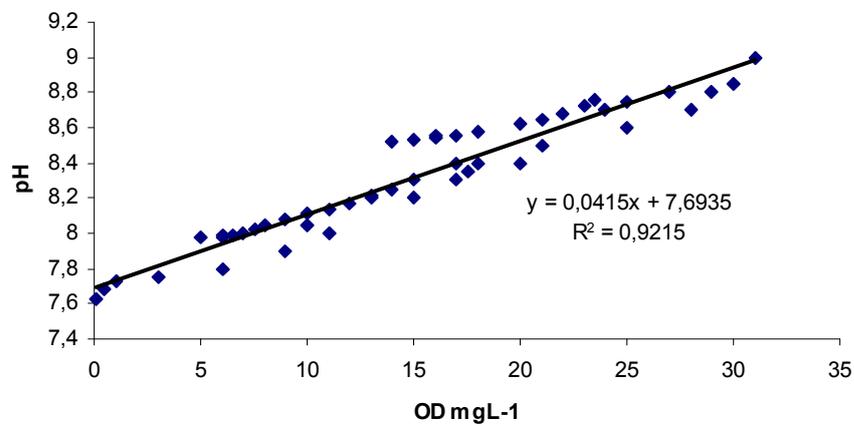
En la etapa final de los procesos estudiados se produce un decaimiento del sistema. La intolerancia de las algas a los valores altos de OD, así como al agotamiento de nutrientes, actuaron como factores limitantes que redujeron la actividad del fitoplancton, con una disminución importante de la actividad fotosintética, responsable de los aumentos de pH y de las fuertes oscilaciones diarias. Se observaron mantenimientos o descensos en los valores de pH y bajas oscilaciones en los ciclos día/noche.

Se relacionaron los valores de OD y pH par las tres etapas de desarrollo del proceso.

Durante la primera etapa, de eliminación de bacterias CT y CF, se observó una tendencia creciente muy acusada en los valores de OD y pH. Para este periodo se determinó una relación lineal ($R^2 > 0.9$) entre estos parámetros. Las Figuras III.27 1 y 2 muestran la representación gráfica de los valores de pH vs. OD para los episodios de depuración descritos anteriormente.



1



2

Figuras III 27. Representación de pH vs. OD, para los procesos 1 y 2.

Esta relación lineal se puede considerar como un parámetro de control esta etapa para el desarrollo del FBR cerrado, de forma análoga al descrito en el tratamiento de aguas procedentes el decantador secundario.

Para el proceso 3, la relación pH vs. OD no presento una relación lineal, al no completarse el proceso de eliminación microbiana en esta etapa.

III.3.4.2. ETAPAS DEL PROCESO

Como conclusión, el estudio en continuo del proceso de depuración para estas aguas permite diferenciar cuatro etapas en desarrollo:

1. Etapa de $OD=0 \text{ mg L}^{-1}$

Esta etapa se caracterizó por un descenso del contenido inicial en OD a valores comprendidos entre $0-0.2 \text{ mg L}^{-1}$, con una duración de 1-4 días.

Para aguas con alta carga orgánica ($DQO > 800 \text{ mg L}^{-1}$), bajos valores de OD (0.5 mg L^{-1}) y de pH (7.08), se han observado procesos de anaerobiosis. En estas condiciones se produjo una sobrecarga del sistema, con desaparición de las microalgas y desarrollo de bacterias anaerobias

2. Etapa de eliminación de CT y CF

Esta etapa está caracterizada por un aumento del contenido de OD y pH, hasta la desaparición de las CT y CF. Al inicio de esta etapa se produce un descenso a 0 mg L^{-1} en el contenido en OD, iniciándose posteriormente un aumento.

Como punto final para esta fase del proceso se tomó como criterio la eliminación de los indicadores de contaminación fecal (CF)), los valores de OD (máximos diurnos mayores de 20 mg L^{-1} y mínimos nocturnos de 10 mg L^{-1}). Asimismo, fueron indicadores de este punto una variación en la amplitud de los ciclos de evolución del pH y del OD, presentando unas mayores variaciones día/noche.

3. Etapas de mantenimiento

4. Etapa de decantación

Estas dos últimas etapas se desarrollaron de forma análoga a las etapas 2 y 3, correspondientes al tratamiento de aguas procedentes del decantador secundario.

III.4. EVALUACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE INTERÉS AGRÍCOLA

Las aguas residuales urbanas depuradas ofrecen una importante posibilidad de reutilización, siendo uno de los principales ámbitos el riego agrícola.

Para el estudio se han comparado los valores de los parámetros analizados en las aguas tratadas con los correspondientes a las restricciones establecidas, en base a:

- Directrices sobre la calidad de aguas para riego (Ayerst, FAO, 1987).
- Criterios de reutilización de aguas residuales urbanas depuradas (Junta de Andalucía. Informe Salud Ambiental. *Reutilización de Aguas Residuales. Criterios sanitarios para la reutilización de aguas residuales depuradas en el riego agrícola y zonas verdes*).
- Pautas de reutilización de la OMS (OMS, Informe Técnico 778, 1989) y de la USEPA/USAID (1992, 2004).

Las aguas residuales tratadas en FBR cerrado se han evaluado desde el punto de vista de su adecuación para el uso agrícola, en función de los parámetros usuales de calidad requeridos para riego agrícola, así como las restricciones existentes para la reutilización agrícola de las aguas residuales urbanas depuradas.

La Tabla III.22 muestra los resultados de la evaluación para el uso en agricultura de las aguas tratadas en FBR cerrado, en función de los parámetros de calidad de aguas para riego.

En la tabla se recogen los valores máximos determinados para los parámetros analizados en todas las aguas tratadas, procedentes tanto del decantador secundario como primario de la EDAR.

Tabla III.22. Evaluación del agua tratada para riego agrícola.

Parámetro	Agua FBR	Criterio	Restricción
Salinidad CE mS cm ⁻¹	1.0	0.7-3.0	Ligera-moderada
RAS me ^{1/2} L ^{-1/2}	5.5	3-9	Ligera-moderada
Infiltración		RAS 3-6 CE 1.2-0.3	Ligera-moderada
Na ⁺ me L ⁻¹			
Riego superficie	SAR 5.5	3-9	Ligera-moderada
Riego aspersión	6 me/L	>3	Ligera-moderada
Boro me L ⁻¹	0.01	<0.7	Ninguna
pH	9	6.5-8.4	
Ca ²⁺ me L ⁻¹	1.1-1.6	0-20	Valores normales
Mg ²⁺ me L ⁻¹	0.7-1.2	0-5	Valores normales
K ⁺ me L ⁻¹	0.4-0.5	0-2	Valores normales

Fuente: Ayerst, 1987; USEPA, 2004

En base a las directrices de agua para riego, las aguas tratadas no presentan problemas generales de restricción. Los valores de pH, sin embargo, resultaron ligeramente superiores al límite normal para aguas de riego.

El aumento del valor del RAS durante el tratamiento no modifica la clasificación del agua respecto a las restricciones para riego, que ambos casos corresponde a “ligera – moderada”.

La Tabla III.23 muestra los resultados de la evaluación de para uso agrícola de las aguas tratadas, en función de los principales contaminantes descritos para las aguas residuales urbanas tratadas.

La Tabla III.24 muestra los resultados de la evaluación de para uso agrícola de las aguas tratadas, en función del contenido en los metales descritos para las aguas residuales urbanas tratadas. Para ello se han utilizado los criterios más restrictivos, correspondientes a su uso continuado.

Tabla III.23. Evaluación de las aguas tratadas para uso agrícola, según los contaminantes de las aguas residuales urbanas.

Parámetro	Agua FBR	Criterio	Restricción/ Clasificación
Contaminación microbiológica			
CF UFC 100 mL ⁻¹	0	<200	Ninguna
Contaminación fisico-químicas			
SS mg L ⁻¹	<45	0-2000	Normales
N _k mg L ⁻¹	3.1-8.2	0-5	Normales-superiores
P mg L ⁻¹	t-0.4	0-2	Normales

Fuente: Criterios de reutilización de la Junta de Andalucía y USEPA, 2004.

Tabla III.24. Evaluación de las aguas tratadas para uso agrícola, según los contaminantes metálicos de las aguas residuales urbanas.

Metales	Agua FBR	Criterio	Restricción
Al mg L ⁻¹	0.012	<5.0	Ninguna
As mg L ⁻¹	0.003	<0.1	Ninguna
Be mg L ⁻¹	<L. D.	<0.1	Ninguna
Cd mg L ⁻¹	<L. D.	<0.05	Ninguna
Cr mg L ⁻¹	<0.004	<0.1	Ninguna
Co mg L ⁻¹	0.001	<0.05	Ninguna
Cu mg L ⁻¹	<0.009	<5.0	Ninguna
Fe mg L ⁻¹	1.904	<5.0	Ninguna
Ni mg L ⁻¹	<0.02	<2.0	Ninguna
Pb mg L ⁻¹	<0.002	<0.5	Ninguna
Zn mg L ⁻¹	<0.08	<10.0	Ninguna
Mn mg L ⁻¹	0.030	<0.2	Ninguna
Mo mg L ⁻¹	0.009	<0.01	Ninguna
Se mg L ⁻¹	0.003	<0.02	Ninguna
V mg L ⁻¹	<L. D.	0.1	Ninguna

L. D. Limite de detección.

Fuente: Criterios de reutilización de la Junta de Andalucía y USEPA, 2004.

En base a esta evaluación, se puede decir que las aguas tratadas no presentan restricciones para uso agrícola, en base a los contaminantes de origen residual.

De los datos correspondientes a las aguas efluentes del FBR cerrada, se puede concluir además que el uso de las aguas tratadas ofrece una serie de ventajas para su utilización para riego agrícola, como:

- Aporte de MO degradada al suelo.
- Aportes de N y P a los cultivos.

Los huevos de helminto presentes en las aguas residuales son eliminados en procesos de depuración por sedimentación para periodos de entre 8-10 días (OMS, Serie de Informes Técnico N°. 778). Estos resultados están descritos para lagunas de maduración, donde la ausencia de turbulencias favorece la decantación. El FBR cerrado, por tanto, puede considerarse un sistema indicado para la reducción del contenido en huevos de nemátodos hasta el cumplimiento de los requerimientos exigidos para reutilización agrícola, fijados en un $n^{\circ} < 1 \text{ ind L}^{-1}$.

III.5. CONSIDERACIONES FINALES

El objetivo fundamental de esta Tesis ha sido el establecimiento de las bases de funcionamiento de un FBR cerrado como sistema de depuración de aguas residuales urbanas. El procedimiento se ha ensayado con muestras procedentes de las fases de tratamiento primario y secundario de la EDAR.

VENTAJAS Y LIMITACIONES

Del estudio del FBR cerrado como sistema de depuración de aguas residuales y contaminadas, así como sus perspectivas de implantación, cabe destacar una serie de ventajas e inconvenientes:

Ventajas

- Eliminación de contaminación por patógenos, cuantificados por bacterias CT y CF., en tiempos de residencia bajos.
- Obtención de altos rendimientos de depuración respecto al contenido en MO y materia en suspensión.
- Reducción de otros parámetros como N y P, asociados a la eutrofización de medios acuáticos.
- Bajo coste de funcionamiento y mantenimiento.
- Aprovechamiento de la radiación solar.
- Generación de sedimentos formados por microalgas, no fangos, que pueden ser aprovechados para la activación de las microalgas requeridas en la propia planta. Estos sedimentos, permitirían su uso como alimento para ganado o con fines agrícolas.
- Eliminación de los problemas de olores y contaminación ambiental, así como la aparición de mosquitos, plantas asociadas al sistema y animales.
- Disminuye de la CE ya que no hay evaporación, y además las algas incorporan sales, a diferencia de procesos caracterizados por las bacterias, que presentan un alto grado de mineralización.
- Uso de O₂ como fuente de energía, pudiendo ser aprovechada en la propia planta.

Limitaciones

- Presencia de microalgas en suspensión en los efluentes, en caso de no producirse la sedimentación de forma efectiva.
- Tiempos de residencia relativamente altos, en caso de que se requiera la eliminación de microalgas de la suspensión.

PERSPECTIVAS DE FUTURO

La aplicación directa de este sistema como método de tratamiento a mayor escala estaría limitada a pequeños caudales y la utilización de varios equipos con funcionamiento en paralelo. Sin embargo, el desarrollo en régimen continuo y a escala piloto permitirían su aplicación a nivel industrial.

Los resultados obtenidos en esta primera fase del estudio, suministran una valiosa información para la implantación del FBR cerrado como sistema de tratamiento a escala real. Para ello, el desarrollo previsto de la investigación se basa en:

- Puesta a punto en régimen continuo

El estudio se basará en optimizar un flujo de agua suficiente para conseguir los parámetros de calidad deseados, y el desarrollo de un sistema competitivo aplicable al tratamiento de aguas residuales urbanas.

En la actualidad se está trabajando en la puesta a punto del FBR cerrado con funcionamiento mediante un flujo en régimen laminar a escala de laboratorio. Este debe mantener las condiciones requeridas para la proliferación de algas, así como los valores de pH y OD característicos del tratamiento. Se exigen además unos rendimientos de depuración para parámetros microbiológicos y físico-químicos.

- Recirculación

El tratamiento se caracteriza por que no genera fangos, sino sedimentos de biomasa compuestos fundamentalmente por microalgas. Los antecedentes de recirculación de esta biomasa en sistemas de lagunas de alta eficacia (HRAP) reduce los tiempos de retención,

pasando de entre los 2-6 días a 0.9 días (Muñoz, 2006). La recirculación de los sedimentos supondrá una reducción de los tiempos requeridos para el tratamiento y una gestión de aprovechamiento de residuos.

- Separación de fases

Paralelamente al desarrollo en continuo se ensayará la división del proceso según las fases descritas según la calidad del agua afluente.

- Desarrollo a escala piloto

Para este proceso se propondrá un diseño de sistema de depuración basado en los principios de funcionamiento del FBR cerrado a escala de laboratorio.

- Producción de energía a partir de O₂ generado durante el tratamiento.

Su utilización permitirá la generación de energía aprovechable para el funcionamiento de la propia planta.

APLICACIONES

Las aplicaciones propuestas para el uso del FBR cerrado, previstas en su desarrollo a escala real son:

- Tratamiento terciario de aguas residuales urbanas, aplicado tanto a sistemas convencionales como de bajo coste. El objetivo de la depuración se basa en la reducción a 0 del contenido en bacterias CT y CF.
- Tratamientos secundario y terciario de aguas residuales urbanas. Como objetivo se tendría la reducción de la carga orgánica y materia en suspensión a niveles legales de vertido, y la reducción a 0 de bacterias CT y CF.

- Desinfección de aguas microbiológicamente contaminadas.

En la actualidad existen zonas de países en los que el consumo de aguas contaminadas por microorganismos patógenos es una causa importante de enfermedad y muerte de sus habitantes, principalmente los niños.

El tratamiento supone una opción para la potabilización de aguas de consumo en zonas desfavorecidas. Estas se caracterizan por la imposibilidad de implantación de otros sistemas de tratamientos convencionales o de alto coste para la desinfección de las aguas potables, así como la imposibilidad de conseguir nuevos recursos.

La implantación de sistemas como el FBR cerrado como sistemas de tratamiento de aguas, estaría aconsejado por:

- Bajo coste de implantación y mantenimiento.
- Funcionamiento óptimo en zonas de alta insolación.
- Depuración basada en un proceso natural, sin utilización de reactivos ni consumo energético.

IV CONCLUSIONES

El objetivo de esta Tesis ha sido el desarrollo a nivel de laboratorio de un método de depuración de bajo coste para aguas residuales urbanas, basado en la actividad de las microalgas en un fotobiorreactor (FBR) cerrado.

En una primera etapa se han determinado los parámetros fundamentales de diseño, funcionamiento y control del proceso, característicos de este método. En una segunda etapa se han estudiado los procesos de depuración, rendimientos de depuración, y la evolución del sistema, aplicado a aguas residuales urbanas en estado de depuración secundario y primario.

Por último, se han evaluado el método de depuración y las perspectivas de aplicación. Se ha evaluado también la posibilidad de reutilización agrícola que presentan las aguas tratadas mediante este sistema.

De este trabajo se pueden extraer las siguientes conclusiones:

1. Las poblaciones de microalgas contenidas en las ARUS, procedentes de EDAR, tanto de tratamientos secundario como primario de depuración, se desarrollan en las condiciones de trabajo del FBR cerrado. El crecimiento de estos microorganismos que intervienen en la depuración como últimos responsables del método, se favorece por la adición de individuos procedentes del propio tratamiento.
2. Los géneros de microalgas desarrollados mayoritariamente son *Scenedesmus* y *Chlorella* en la suspensión del reactor, y *Oscillatoria* en los flóculos y fondo del mismo. El género *Scenedesmus* resultó mayoritario y prácticamente exclusivo en las experiencias llevadas a cabo en el periodo otoño-primavera, con concentraciones máximas durante el tratamiento del orden de 10^7 ind 100 mL^{-1} . El género *Chlorella* resultó mayoritario en los meses de verano, con una concentración del orden de 10^8 ind 100 mL^{-1} , 100 veces superior al de *Scenedesmus* para este mismo periodo.
3. Las microalgas en suspensión experimentan un desarrollo durante el proceso de tratamiento caracterizado por un incremento inicial del número de individuos, un periodo de mantenimiento de la

población y finalmente una sedimentación espontánea que culmina con la clarificación del medio.

4. El FBR cerrado responde al tipo Batch y régimen discontinuo de funcionamiento, que permite el seguimiento del proceso de tratamiento y la evaluación de los rendimientos de depuración. Se propone la RSI como el parámetro fundamental responsable del avance del proceso de depuración. Se establecen como parámetros indicadores de la evolución del tratamiento el OD, el pH y la población de las bacterias CF.

5. Se alcanza el 100% de rendimiento en la remoción de los principales bioindicadores de contaminación microbiológica fecal bacterias CT y CF. La eliminación de estos indicadores es consecuencia del efecto conjunto de los aumentos de OD, pH y temperatura, así como la incidencia de la radiación UV y el agotamiento de nutrientes.

6. Los rendimientos de depuración obtenidos para aguas residuales urbanas provenientes de la EDAR con un nivel secundario de depuración, indican la posibilidad de aplicación de este método como tratamiento terciario. Los porcentajes promedio determinados para la reducción de los principales indicadores de contaminación (DQO, DBO₅ y SS) fueron superiores al 40%.

7. Del mismo modo, los estudios sobre ARUS tratadas a nivel primario de depuración en la EDAR, indican la posibilidad de aplicación de este método como tratamientos secundario y terciario. Los porcentajes promedio determinados para la reducción de los principales indicadores de contaminación fueron DQO=86%, DBO₅=89% y SS=79%.

8. Las aguas tratadas en FBR hasta la eliminación de CF, cumplen con los requisitos exigidos para vertido respecto a la carga orgánica. El contenido en microalgas de estas aguas eleva los SS por encima del límite correspondiente.

9. La alta eliminación de la carga orgánica de las aguas conseguida en el FBR, es consecuencia, tanto de la alimentación heterótrofa de las bacterias, como de la asimilación directa de compuestos orgánicos por los géneros de microalgas presentes. La ausencia de turbulencias durante el tratamiento favorece la sedimentación de la materia en suspensión, compuesta principalmente por materia orgánica. Estos procesos conllevan tanto la reducción de DQO y DBO₅ (indicadores de la carga orgánica, como la disminución de los sólidos en suspensión, para el tratamiento completo.

10. Las variaciones en la temperatura, contenido en OD y pH son función de la intensidad de la radiación solar y los ciclos de la iluminación del sistema. Estos parámetros presentan variaciones con aumentos diurnos y descensos nocturnos de los valores.

11. El proceso de depuración para aguas procedentes del decantador secundario de la EDAR se desarrolla en tres etapas: una primera de aireación fotosintética, en la que tiene lugar la eliminación de bacterias CF, acompañada de valores de OD superiores a 20 mg L⁻¹ diurnos y 10 mg L⁻¹ nocturnos; una segunda etapa de mantenimiento de la población de microalgas, y una tercera caracterizada por la decantación de las microalgas y la clarificación del medio que completa el proceso. Para aguas procedentes del decantador primario, tiene lugar una etapa inicial, caracterizada por un contenido de OD=0 mg L⁻¹. La definición de estas etapas puede utilizarse como base para la separación del tratamiento en distintas fases aisladas, para su implantación como sistema a nivel piloto y en régimen continuo de funcionamiento.

12. Los valores de OD y pH presentan una relación lineal durante la etapa de eliminación de CF, que puede utilizarse como criterio de control de duración de esta fase del tratamiento. Esta relación permitiría definir un posible estado estacionario del sistema, en su funcionamiento en régimen continuo.

13. La reducción en los contenidos en N_k y P a valores inferiores a 5.0 y 0.15 mg L⁻¹, respectivamente, durante el tratamiento, suponen una mejora de la calidad del agua, minimizando el riesgo de eutrofización en los medios receptores de vertidos.

14. Las aguas tratadas por el método propuesto presentan unos índices de calidad considerados aptos para su reutilización en riego agrícola y de zonas verdes. La evaluación en base a las directrices de uso para riego corresponde a una restricción general de ligera a moderada. Los criterios sanitarios considerados indican unos riesgos mínimos en su reutilización con estos fines.

15. Las ventajas que ofrece el método de depuración basado en el FBR cerrado, respecto a parámetros fundamentales como rendimientos de depuración, requerimientos energéticos del proceso, calidad del efluente, generación de subproductos e impacto ambiental, sugieren la conveniencia de su desarrollo como sistema de tratamiento en continuo y a escala piloto, con objeto de su futura implantación a escala real.

V BIBLIOGRAFÍA

- Abeliovich, A. 1980. Factors limiting algal growth in high-rate oxidation ponds. *Algae Biomass*. Shelef, G. y Soeder, C. J. Eds. Elsevier/North Holland Biochemical Press, Amsterdam.
- Abeliovich, A. 1986. Algae in wastewater oxidation ponds. *Handbook of Microalgal Mass Culture*. Richmond, A. Ed. CRC Press, Boca Raton, FL, 331–338.
- Abeliovich, A. y Weisman, D. 1978. Role of heterotrophic nutrition in growth of the alga *Scenedesmus obliquus* in high-rate oxidation ponds. *Appl. Environ. Microbiol.*, 35: 32-37.
- Ahn, K. H.; Park, K. Y.; Maeng, S.K.; Song, K. G.; Kim, K. P.; Lee, S. H. y Kweon, J. H. 2005. Color removal and disinfection with UV/H₂O₂ system for wastewater reclamation and reuse. *Water Supply*, 5 (1): 51-57.
- Aiba, S. 1982. Growth kinetics of photosynthetic microorganisms. *Adv. Biochem. Eng.*, 23, 85–156.
- Aksmann, A. y Tukaj, Z. 2004. The effect of anthracene and phenanthrene on the growth, photosynthesis, and SOD activity of the green alga *Scenedesmus armatus* depends on the PAR irradiance and CO₂ level. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 47: 177–184.
- Angelakis, A. N.; Marecos Do Monte, M. H.; Bontoux, L. y Asano, T. 1999. The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin: need for guidelines. *Water Research*, 33, 1, 2201-2217.
- APHA-AWWA-WPCF. 1992. *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*, Díaz de Santos (Ed.) 17ª edición.
- Araujo, R. M.; Puig, A.; Lasobras, J.; Lucena, F. y Jofre, J. 1997. Phages of enteric bacteria in fresh water with different levels of faecal pollution. *Journal of Applied Microbiology*, 82 (3): 281-286.
- Armon, R.; Laot, N.; Lev, O.; Shuval, H. y Fattal B. 2000. Controlling biofilm formation by hydrogen peroxide and silver combined disinfectant. *Wat. Sci. Tech.*, 42, (1-2): 187-192.

- Asano, T. y Levine, D. 1996. Wastewater reclamation, recycling and reuse: Past, present, and future. *Wat. Sci. Tech.*, 33 (10-11): 1-14.
- Asano, T. y Levine, D. 1998. Wastewater reclamation, recycling and reuse: an introduction. Wastewater reclamation and reuse. Takashi Asano Ed. Technomic Publishing. Lancaster.
- Aslan, S. 2008. Biological nitrate removal in a laboratory-scale slow sand filter. Water research commission. Abstract. South African.
- Awuah, E.; Anohene, F.; Asante, K. ; Lubberding, H. y Gijzen, H. 2001. Environmental conditions and pathogen removal in macrophyte- and algal-based domestic wastewater treatment systems. *Wat. Scie. Tech.*, 44, 6, 11–18.
- Ayerst, R. S. y Westcot, D. W. 1987. Calidad del agua para la agricultura. Cuadernos de riego y drenaje n. 29. FAO. Roma. <http://www.fao.org/DOCREP/003/T0234E/T0234E00.htm>.
- Ayres, R.; Mara, D. y Duncan, J. 1997. *Análisis de aguas residuales para su uso en agricultura: manual de técnicas parasitológicas y bacteriológicas de laboratorio*. Organización Mundial de la Salud.
- Azam, F. y Hodson, R. E. 1977. Size distribution and activity of marine microheterotrophs. *Limnol. Oceanogr.* 22:492-501
- Aziz, M. A. y Ng, W. J. 1993. Industrial wastewater treatment using an activated algae-reactor. *Wat. Sci. Tech.*, 28, 71–76.
- Babcock, R.; Malda, J. y Radway, J. 2002. Hydrodynamics and mass transfer in a tubular airlift photobioreactor. *Journal Appli. Phyc.* 14, 3.
- Baccou, J. C. 2003. Photoreduct. Réduction de la charge bactérienne grâce aux formes réactives de l'oxygène sursaturé, produit de l'activité photosynthétique des micro-algues. Proyect LIFE-Environnement.
- Bahlaoui, M. A.; Baleux, B. y Troussellier, M. 1997. Dynamics of pollution-indicator and pathogenic bacteria in high-rate oxidation wastewater treatment ponds. *Water Research*, 31, 3, 630-638.
- Barbosa, M.J.; Hadiyanto, R. y Wijffels, H. 2004. Overcoming shear stress of microalgae cultures in sparged photobioreactors. *Biotechnol. Bioeng.*, 85, 78–85.
- Barnes, R. B.; Richardson, D.; Berry, J. W. y Hoon, R. L. 1945. Flame photometry: A rapid analytical method. *Ind. Eng. Chem., Anal.*, 17: 605.

- Becker, E. W. 1994. *Microalgae*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bell, W. H. y Mitchell, R. 1972. Chemotatic and growth responses of marine bacteria to algalextracellular products. *Biol. Bull.*, 143: 265-277.
- Bloesch, J.; Stadelman, P. y Buhner, H. 1977. Primary production, mineralization and sedimentation in the euphotic zone of two Swiss Lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22:511-26.
- Boon, A. G. 1983. Aeration methods. In: D. Barnes, C.F. Foster and D.W.M. Johnstone, Editors, *Oxidation Ditches in Wastewater Treatment*, Pitman, London.
- Borde, X.; Guieysse, B.; Delgado, O.; Munoz, R.; Hatti-Kaul, R.; Nugier-Chauvin, C.; Patin, H. y Mattiasson, B. 2003. Synergistic relationships in algal-bacterial microcosms for the treatment of aromatic pollutants. *Bioresourc. Technol.*, 86: 293-300.
- Borowitzka M. A. 1988. *Micro-algal biotechnology*. Borowitzka M. A., Borowitzka L. J (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge.
- Borowitzka, M. A. 1992. Algal biotechnology products and processes: matching science and economics. *J Appl Phycol.*, 4: 267-279
- Borowitzka, M. A. 1999. Commercial production of microalgae: ponds, tanks, tubes and fermenters. *J. Biotechnol.*, 70: 313-321.
- Bouwer, H. 1985. Renovation of wastewater with rapid-infiltration land treatment systems. Artificial Recharge of Groundwater, T. Asano (ed). Butterworths, Boston, Massachusets.
- Bouwer, H. y Chaney R. L. 1974. Land treatment of wastewater. Advances in Agronomy, Vol. 26. N.C. Brady (ed). Academic Press, New York.
- Bowden, W. B. 1977. Comparison of two direct-count techniques for enumerating aquatic bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33: 1229-32
- Bracho, N.; Lloyd, B. y Aldana, G. 2006. Optimisation of hydraulic performance to maximise faecal coliform removal in maturation ponds. *Water Research*, 40, 1677-1685.
- Brandi, G.; Sisti, M. y Amagliani, G. 2000. Evaluation of the environmental impact of microbial aerosols generated by wastewater treatments plants utilizing diferents aireation systems. *J. Appl. Microbiol.*, 88, 845-852.

- Broneske J; Franke H y Pulz O. 2000. Development of photobioreactors in the IGV-GmbH. Abstracts of the 4th European workshop on biotechnology of microalgae. Bergholz-Rehbrücke, Germany.
- Burnham, J. C.; Stetak, T. y Locher, G. 1975. Extracellular lysis of the bluegreen alga *Phormidium luridum* by *Bdellovibrio bacteriovorus*. *J. Phycol.*, 12:06-13.
- Caldwell D. H. 1946. Sewage oxidation ponds--performance, operation and design. *Sewage Wks J.*, 18, 433-458.
- Camacho, F, Acién, F.; Sánchez, J. A.; García, A. y Molina, E. 1999. Prediction of Dissolved Oxygen and Carbon Dioxide Concentration Profiles in Tubular Photobioreactors for Microalgal Culture. *Biotechnology and Bioengineering*, 62, 1.
- Campos, C. 2002. Removal of bacterial and viral faecal indicator organisms in a waste stabilization pond system in Choconta, Cundinamarca (Colombia). *Wat. Sci. Tech.*, 45 (1): 61-66.
- Campos, C. 2003. *Indicadores de contaminación fecal en aguas en: agua potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas*, RYDA-CYTED / CIRA-UAMEX, Toluca, México, 224-229.
- Carlozzi, P. 2002. Dilution of solar radiation through culture lamination in photobioreactor rows facing south-north: A way to improve the efficiency of light utilization by cyanobacteria (*Arthrospira platensis*). *Biotechnology and Bioengineering*, 81, 305 – 315.
- Carritt, D. E. y Kandwisher, J. W. 1955. An electrode system measuring dissolved oxygen. *Anal. Chem.*, 32:108.
- Cauchie H. M.; Salvia, M.; Weicherding, J.; Thomé, J.P. y Hoffmann, V. 2000. Performance of a single-cell aerated waste stabilisation pond treating domestic wastewater: a three-year study. *Int. Rev. of Hydrob.*, 85: 231-251.
- Cavari, B. y Grossowicz, N. 1977. Seasonal distribution of vitamin B₂ in Lake Kinneret. *Appl. Environ. Microbiol.*, 34:12-24.
- Chacón, C; Andrade, C; Cárdenas, C; Araujo, I. y Morales, E. 2004. Uso de *Chlorella* sp y *Scenedesmus* sp. en la remoción de nitrógeno, fósforo y DQO de aguas residuales urbanas de Maracaibo, Venezuela. *J. Plant. Physiol.*, 144:307-313.
- Chaumont, D. 1993. Biotechnology of algal biomass production: a review of systems for outdoor mass culture. *J. Appl. Phycol.*, 5: 593–604.

- Chevalier, P. y De la Noüe, J. 1985. Efficiency of immobilized hyperconcentrated algae for ammonium and ortho-phosphate removal from wastewaters. *Biotechnol. Lett.*, 7, 395–400.
- Chevalier, P.; Proulx, D.; Lessard, P.; Vincent, W.F. y de la Noüe, J. 2002. Nitrogen and phosphorus removal by high latitude matforming cyanobacteria for potential use in tertiary wastewater treatment. *J. Appl. Phycol.*, 12 (2): 105–112.
- Chojnacka, K.; Chojnacki, A. y Gorecka, H. 2005. Biosorption of Cr^{3+} , Cd^{2+} and Cu^{2+} ions by blue-green algae *Spirulina sp.*: kinetics, equilibrium and the mechanism of the process. *Chemosphere*. 59, 75–84.
- Cifuentes, E. 1998. The epidemiology of enteric infections in agricultural communities exposed to wastewater irrigation: perspectives for risk control. *Int. Jour. Environ. Health Res.*, 8: 203-213.
- Cole, J. 1982. Interactions between bacteria and algae in aquatic ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 13:291-314.
- Cole, J. J. y Likens, G. E.. 1979. Measurements of mineralization of phytoplankton detritus in an oligotrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* 24:541-547.
- Collado Lara, R. 1992. *Depuración de Aguas Residuales en Pequeñas Comunidades*. Colección Señor n° 12. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Madrid. ISBN: 84-380-0050-9
- Collado, R. y Vargas, G. 1991. *La depuración de aguas residuales en pequeñas comunidades. Criterios de selección*. Tecnología del Agua. No. 80 Abril.
- Coveney, M. F. 1982. Bacterial uptake of photosynthetic carbon from freshwater phytoplankton. *Oikos*. 38:8-20.
- Coveney, M. F.; Cronberg, G.; Enell, M.; Larsson, K. y Olofsson, L. 1977. Phytoplankton, zooplankton and bacteria-standing crop and production relationships in a eutrophic lake. *Oikos*, 29:5-21.
- Craggs, R. J.; Adey, W. H.; Jenson, K. R.; St John, M.S.; Green, F.B. y Oswald, W.J. 1996. Phosphorus removal from wastewater using an algal turf scrubber. *Water Sci. Technol.* 33, 191–198.
- Crites y Tchobanoglous. 2000. *Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados*. 1ª Edición. MacGraw-Hill.

- Culp, R.; Wesner, G. y Culp, G., 1978. *Handbook of Advanced Wastewater Treatment*. 2nd. Ed. Van Nostrand Reinhold Co., NY.
- Curtis, T.; Duncan D. y Silva, S. 1992. Influence of pH, Oxygen, and Humic Substances on Ability of Sunlight To Damage Fecal Coliforms in Waste Stabilization Pond Water. *Appl Environ Microbiol.*, 58(4):1335-1343
- Daft, M. J.; McCord, S. y Stewart, W. D. P. 1973. The occurrence of blue-green algae and lytic bacteria at a waterworks in Scotland. *Wat. Treat. Exam.*, 22: 14-24.
- Daft, M. J.; McCord, S. y Stewart, W. 1975. Biological studies on algal lysing bacteria in freshwaters. *Freshw. Biol.*, 5:77-96.
- Day, J.G.; Benson, E.E. y Fleck, R.A. 1999. In vitro culture and conservation of microalgae: applications for aquaculture, biotechnology and environmental research. *In Vitro Cell. Dev.-Plant*, 35:127-136.
- Degen, J.; Nussberger, J. E. 1956. Notes on the determination of suspended solids. *Sewage Ind. Wastes.*, 28, 237.
- Degremont. Manual técnico del agua. (1979). 4^a Edición, Grafo S.A. Bilbao.
- Delucca, R. y McCracken, M. O. 1978. Observations on interaction between naturally collected bacteria and several species of algae. *Hydrobiology*, 55:71-75.
- Díaz F. 1988. Depuración de Aguas Residuales. *Unidades temáticas ambientales* MOPU. Madrid. ISBN: 84-7433-576-0.
- Díaz, J. A. 1988. Depuración de aguas residuales, Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Centro de Publicaciones, Madrid.
- Divakaran, R.; Sivasankara, P. 2002. Flocculation of algae using chitosan. *J. Appl. Phycol.*, 14, 419-422.
- Dole, M. 1941. The glass electrode. John Wiley & Sons. Nueva York.
- Doran, M y Boyle, W. 1979. Phosphorous removal in activated algal. *Water Res.*, 13 805-812.
- Droop MR. 1974. Heterotrophy of carbon. In Steward WDP (ed.), *Algal Physiology and Biochemistry*. Blackwell, London, 539-559.
- Droop, M. R. y Elson, K. G. R. 1966. Are pelagic diatoms free from bacteria? *Nature*, 21 1:96-97.

- Duff, D. C. B.; Bruce, D. L. y Antia, N. J. 1966. The antibiotic activity of marine planktonic algae. *Can. J. Microbiol.*, 12:877-84.
- Eisenberg, D. M.; Oswald, W. J.; Benemann, J. R.; Goebel, R. P. y Tiburzi, T. T. 1981. Methane fermentation of microalgae. *Anaerobic Dig. Proc. Int. Symp.* 1st.
- El Ouarghi, H.; Praet, E.; Jupsin, H. y Vassel, J. L. 2003. Comparison of oxygen and carbon dioxide balances in HRAP (high-rate algal ponds). *Wat. Scie. Tech.*, 48, 277–281.
- Eliach, J.; Bourges, G.; Duré, L.; Medina, M.; Lara, M. 2004. Incidencia de la agitación en el crecimiento microalgal en biorreactores. Reporte Técnico. RT-ID-015/2004. Universidad Nacional de Rosario. Facultad de ciencias, Ingeniería y Agrimensura.
- EPA 2000. Extracción de amoníaco por arrastre de aire. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. 832-F-00-019.
- EPA. 1999. Wastewater technology fact sheet chlorine disinfection. United States Environmental Protection Agency Office of Water Washington. D.C. 832-F-99-062.
- EPA. 1999. Wastewater technology fact sheet ozone disinfection. United States Environmental Protection Agency Office of Water Washington. D.C. 832-F-99-063.
- EPA. 1999. Wastewater technology fact sheet UV disinfection. United States Environmental Protection Agency Office of Water Washington. D.C. 832-F-99-064.
- EPA. 2006. Basic Information about *E. coli* 0157:H7 in Drinking Water.
- Evans, R. A.; Fallowfield, H. y Cromar, N. J. 2003. Characterisation of oxygen dynamics within a high-rate algal pond system used to treat abattoir wastewater. *Water Sci. Tech.*, 48 (2): 61–68.
- Fifield, C. 1958. Improved membrane filter medium for the detection of coliform organisms. *J. Amer. Water works assoc.*, 50:193.
- Fochtman, E.G. 1988. *Chemical oxidation and reduction*, Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal, H.M. Freeman (ed), McGraw-Hill, New York.
- Gantzer; Maul, C.; Audic, J. y Schwartzbrod, L. 1998. Detection of Infectious Enteroviruses, Enterovirus Genomes, Somatic Coliphages, and *Bacteroides fragilis* Phages in Treated Wastewater. *Appl. Env. Microb.*, 64(11):4307-4312.

- García, J.; Mujeriego, R. y Hernández-Marine, M. 2000. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. *J. Appl. Phycol.*, 12, 331–339.
- García, J.; Hernández-Marine, M. y Mujeriego, R. 1998. Tratamiento de aguas residuales urbanas mediante lagunas de alta carga: evaluación experimental. *Ing. Agua*, 5:35–50.
- Geldreich, E. E. 1965. Fecal-coliform-organism medium for the membrane filter technique. *J. Amer. Water works assoc.*, 57:208.
- Gerba C. P. y Goyal S. M. 1985. Pathogen removal from wastewater during groundwater recharge. *Artificial Recharge of Groundwater*. T. Asano (ed). Butterworths, Boston, Massachusetts.
- Gerbsch, N; Rarbach, M; Walte,r C y Buchholz, R. 2000. Photobioreactors for the monoseptic cultivation of microalgae. Abstracts of the 4th European workshop on biotechnology of microalgae. *Bergholz-Rehbrücke*, Germany
- Goldman, J. C. 1979. Outdoor algal mass culture. Photosynthetic yield limitations. *Water Res.*, 13: 119-136.
- González de Infante, A. 1988. El plancton de las aguas continentales. Monografía n. 33, serie biología.. OEA, Washington.
- González, E; y Ortaz, M. 1998. Efectos del enriquecimiento con N y P sobre la comunidad del fitoplancton en microcosmos de un embalse tropical (La Mariposa, Venezuela). *Tropical Biology* Volume 46 Issue 1 March.
- Granhall, U. y Berg, B. 1972. Antimicrobial effects of *Cellvibrio* on bluegreen algae. *Arch. Microbiol.*, 84:34-42.
- Griffin, D. W.; Gibson, C. J.; Lipp, E. N.; Riley, K.; Paul, J. H. y Rose J. B. 1999. Detection of Viral Pathogens by Reverse Transcriptase PCR and of Microbial Indicators by Standard Methods in the Canals of the Florida Keys. *Appl Environ Microbiol* , 65: 4118-4125.
- Grobbelaar, J.U. 2000. Physiological and technological considerations for optimising mass algal cultures. *J. Appl. Phycol.* 12: 201–206.
- Grobbelaar, J.U.; Soeder, C.J.; Groeneweg, E.S. y Hartig, P. 1988. Rates of biogenic oxygen production in mass-cultures of microalgae, absorption of atmospheric oxygen and oxygen availability for wastewater treatment. *Water Res.*, 22: 1459–1464.

- Grönlund, E. 2004. Microalgae at wastewater pond treatment in cold climate: an ecological engineering approach. Dep: Civil and Environmental Engineering / Sanitary Engineering. Universidad de Lulea.
- Gudin, C y Chaumon, D. 1991. Cell fragility, the problem of microalgal mass production in closed photobioreactors. *Biores. Technol.*, 38, 145.
- Guieysse, B.; Borde, X.; Munoz, R.; Hatti-Kaul, R.; Nugier-Chauvin, C.; Patin, H. y Mattiasson, B. 2002. Influence of the initial composition of algal–bacterial microcosms on the degradation of salicylate in a fed-batch culture. *Biotechnol. Lett.*, 24, 531–538.
- Gupta, A. B. y Shrivastava, G. C. 1965. On antibiotic properties of some fresh water algae. *Hidrobiología*, 25:285-88.
- Gutiérrez, A.; Guerrero, M.; Moreno, A.; Vaz, R. y Lebrato, J. 2003. Reutilización en agricultura de aguas residuales de núcleos urbanos depuradas mediante tecnologías no convencionales (lagunaje). Congreso sobre Agua y Educación Ambiental. Alicante.
- Gutzeit, G.; Lorch, D.; Weber, A.; Engels, M. y Neis, U. 2005. Biofloculent algal–bacterial biomass improves low-cost wastewater treatment. *Water Sci. Technol.*, 52 (12), 9–18.
- Hamdy A.; Choukr-Allah R.; El Omari H.; Mojtahid, A. y Lamiri, M. 2001. Best management practices for reducing nitrogen pollution under irrigated sweet pepper with treated wastewater". In: Int. Workshop on Wastewater Reuse Management, 52nd IEC Meeting ICID, Sept. 19-20, Seoul, Korea, 55-62.
- Hamoda, M. F. 2006. Air pollutants emissions from waste teatements and disposal facilities. *J. Environ. Eng. Sci. Health.*, 41(1): 77-85.
- Hanan, M.; Munir, J. y Mohammad, J. 2003. Survival and accumulation of microorganisms in soils irrigated with secondary treated wastewater. *J. Basic Microbiology.*, 43(1): 47 – 55.
- Hendridricks, F y Bosman, J. 1980. The removal of nitrogen from an inorganic industrial effluent by means of intensive algal culture. *Prog. Wat. Technol.* , 12:, 651-665.
- Herbst, V. y Overbeck, J. 1980. Metabolic coupling between the alga *Oscillatoria redekei* and accompanying bacteria. *Natunvissenschaften* , 65:598.
- Hernández, A.; Hernández A. y Galán, P. 1995. *Manual de Depuración Uralita*. Paraninfo (Ed.). Madrid. ISBN: 84-283-2162-0.

- Hernández, A. 1996. *Depuración de aguas residuales*. Servicio de publicaciones de la Escuela de Ingenieros de Caminos de Madrid. 3ª Edición. Paraninfo. Madrid.
- Hobbie, J. E.; Daley, R. J. y Jasper, S. 1977. Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33:1225-28.
- Hoffman, J.P. 1998. Wastewater treatment with suspended and nonsuspended algae. *J. Phycol.*, 34, 757-763.
- Howard, I.; Lardelli, P.; Martín, J. L. y Espigares M. 2004. Evaluation of microbiological and physicochemical indicators for wastewater treatment. *Environmental Toxicology*. 19: 241-249.
- Hu, Q.; Guterman, H. y Richmond, A. 1996. A flat inclined modular photobioreactor (FIMP) for outdoor mass cultivation of photoautotrophs. *Biotechnol. Bioeng.* 51: 51-60.
- Humenick, F y Hanna, G. Jr.. 1971. Algal bacterial symbiosis for removal and conservation of wastewater nutrients. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 43: 580-593.
- INCO-DC: International Co-operation with Developing Countries. 2001. Evaluation of the usefulness of bacteriophages as model microorganisms for the assessment of water treatment processes and water quality. Final Report. European Community.
- Janssen, M.; Tramper, J.; Mur, L.R. y Wijffels, R.H.. 2003. Enclosed outdoor photobioreactors: light regime, photosynthetic efficiency, scale-up, and future prospects. *Biotechnol. Bioeng.* 81: 193-210.
- Jiménez, B. 2002. Desinfección mediante campos electromagnéticos. Desarrollos de I+D entre empresas y universidades. Periodismo de Ciencia y Tecnología.
- Joan Jofre y Francisco Lucena. 2005. Los bacteriófagos de bacterias entéricas: una herramienta fácil para el seguimiento de tratamientos de aguas residuales. II Jornadas Técnicas de Gestión de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales.
- Jones, G. y Bradshaw, B. C. 1933. The measurement of the conductance of electrolytes. *J. Amer. Chem. Soc.* 55:1780.
- Jones, J. G. 1976. The microbiology and decomposition of seston in open water and experimental enclosures in a productive lake. *J. Ecol.* 64:241-78.

- Jung, S. Y Lee, S. 2003. Image analysis of light distribution in a photobioreactor. *Biotechnology and Bioengineering*. 84, 394 – 397.
- Jung, S. Y Lee. 2006. In Situ Monitoring of Cell Concentration in a Photobioreactor Using Image Analysis: Comparison of Uniform Light Distribution Model and Artificial Neural Networks. *Biotechnol. Prog.*, 22 (5), 1443 -1450.
- Junta de Andalucía. Informe Salud Ambiental. *Reutilización de Aguas Residuales. Criterios sanitarios para la reutilización de aguas residuales depuradas en el riego agrícola y zonas verdes*. http://www.juntadeandalucia.es/salud/principal/documentos.asp?pagina=op3_sa.
- Jupsin, H.; Praet, E. y Vasel, J. L. 2003. Dynamic mathematical model of high rate algal ponds (HRAP). *Wat. Scie. Tech.*; 48, 2, 197–204.
- Kahl, H.L. 1968. Principes an practice of atomic Absorption. *Advan. Che. Ser. N° 73.*. American Chemical Soc., Washinton, D. C.
- Kaplan, D.; Christiaen, D. y Arad, S.M.. 1987. Chelating properties of extracellular polysaccharides from *Chlorella* spp. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53, 2953–2956.
- Kaplan, D.; Heimer, Y.M.; Abeliovich, A. y Goldsbrough, P.B. Cadmium toxicity and resistance in *Chlorella* sp. *Plant Sci*. 1995, 109, 129–137.
- Keating, K. I. 1978. Blue-green algal inhibition of diatom growth: transition from mesotrophic to eutrophic community structure. *Science* 199:971-73.
- Kjeldahl, J. 1883. A new method for the determination of nitrogen in organic matter. *Z. Anal. Chem.* 22:366.
- Koivunen, J y Heinonen-Tanski, H. 2005. Inactivation of enteric microorganisms with chemical disinfectants, UV irradiation and combined chemical/UV treatments. *Water Research.*, 39(8):151.
- Kolthoff, I. M. 1920. Determination of H₂O₂ by iodine method *Chem. Weekblad*, 17:197.
- La voie, A. y de la Noüe, J. 1985. Hyperconcentrated cultures of *Scenedesmus obliquus*. *Water Res.* 18 (11): 1437-1442.
- Laliberte, G.; Proulx, G.; Pauw, N. y De la Noe, J. 1994. Algal technology in wastewater treatment. *Ergenisse Limnol.* 42: 283–302.

- Largo, D. B.; Fukami, K.; Adachi, M. y Nishijima, T. 1997. Direct enumeration of bacteria from macroalgae by epifluorescence microscopy as applied to the fleshy red algae *Kappaphycus alvarezii* and *Gracilaria spp.* (Rhodophyta). *J. Phycol.*, 33:554-557.
- Lau, P.S.; Tam, N.F.Y. y Wong, Y.S.. 1995. Effect of algal density on nutrient removal from primary settled. *Waste-Water. Environ. Pollut.* 89: 59-66.
- Lebrato, J.; Pozo, L; Gavira, A.; Fernández, L.; Gomez, V.; Amadeo, J.; Cañestro, M.; Mateo, M.; Morón, C.. 2004. Tecnologías no convencionales de tratamiento del agua. Diseño y mantenimiento. CEP, S. L. Modulo 2 Tomo 1. TAR.
- Lee, J. S. y Lee, J. P. 2003. Review of advances in biological CO₂ mitigation technology. *Biotechnol. Bioproc.* 8: 259-354.
- Lee, Y.K. y Low, C.S. 1991. Effect of photobioreactor inclination on the biomass productivity of an outdoor algal culture. *Biotechnol. Bioeng.* 38, 995-1000.
- León, G. 1995. Aspectos generales y principios básicos de los sistemas de lagunas de estabilización. Decaimiento de los organismos patógenos. Seminario Internacional Lagunas de Estabilización. CEPIS. Lima.
- Liberti L.; Lopez A.; Notamicola M.; Bamea N.; Pedahzur, R. y Fattal, B. 2000. Comparison of advanced disinfecting methods for municipal wastewater reuse in agriculture. *Wat. Sci. Tech.* 42(1-2): 215-220.
- Llimona, X.; Ballesteros, E.; Brugués, M.; Comin, F. A.; Cros, R. M.; Molero, J.; Romero, J.; Tomas, X. y Torrilla, F. 1985. *Historia Natural dels Països Catalans. Vol. 4. Plantes inferiors.* Enciclopedia Catalana S.A., Barcelona.
- Macauley, J.; Qiang, Z. ; Mormile, M.; Adams, C. 2006. Disinfection of swine wastewater using chlorine, ultraviolet light and ozone. *Water Research.* 40: 2017-2026.
- Mallick, N. 2002. Biotechnological potential of immobilized algae for wastewater N, P and metal removal: a review. *Biometals.* 15, 377-390.
- Mara, D.D. y Pearson, H. 1986. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. In: Rehm, H.J., Reed, G. (Eds.), *Biotechnology* Verlagsgesellschaft, pp. 177-206.
- Margalef, R. 2005. *Ecología.* Omega (Ed.).
- Margalef, R. 1983. *Limnología.* Omega (Ed.).

- Martinez, M.; Jimenez, J.; Espinola, J. y El Yousfi, F. 1993. Sistemas algas-bacterias para tratamiento de residuos líquidos. *Ing. Quim.* 25: 131-135.
- Matsumoto, H.; Hamasaki, A.; Shioji, N. y Ikuta, Y. 1996. Influence of dissolved oxygen on photosynthetic rate of microalgae. *J. Chem. Eng. Jpn.* 29, 711-714.
- McFetters, G. A.; Stuart, S. A. y Olson, S. B. 1978. Growth of heterotrophic bacteria and algal extracellular products in oligotrophic waters. *Appl. Environ. Microbiol.* 35:383-391.
- McGriff E. y McKinney, R. 1972. The removal of nutrients and organics by activated algae. *Wat. Res.* 10:1115-1164.
- McKinney, R. E.; McGriffiff, E.; Sherwood, R. C., Wahbeh, N. V. y Newport D. W. 1971. Ahead: activated algae. *Water Wast. Engng.* 8:52-52.
- Metcalf, M. y Hedí, C. 1995. *Ingeniería sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*. McGraw-Hill. Madrid.
- Mezrioui, N.; Oudra, B.; Oufdou, K.; Hassani, L.; Loudiki, M. y Darley, J. 1994. Effect of microalgae growing on waste-water batch culture on Escherichia-coli and Vibrio-cholerae survival. *Water Sci. Technol.* 30, 295-302.
- Miron, A. S.; Gomez, A. C.; Camacho, F. G.; Molina-Grima, E. y Chisti, M. Y. 1999. Comparative evaluation of compact photobioreactors for large-scale monoculture of microalgae. *J. Biotechnol.* 70: 249-270.
- Mitsuhashi, S.; Hosaka, K.; Tomonaga, E.; Muramatsu, H. y Tanishita, K. 1995. Effects of shear flow on photosynthesis in a dilute suspension of microalgae. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 42: 744-749.
- Molina-Grima, E., Ación, F. G., García, F.; Camacho Rubio F. y Chisti, Y. 2000. Scale-up of tubular photobioreactors. *J Appl Phycol.* 12:355
- Molina-Grima, E.; Belarbi, E. H.; Ación, F. G.; Robles- Medina, A. y Chisti, Y. 2003. Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. *Biotechl. Adv.* 20, 491-515.
- Molina-Grima, E.; Fernández, A.; Camacho G. y Chisti, Y. 1999. Photobioreactors: light regime, mass transfer, and scaleup. *J. Biotechnol.* 70: 231-247.
- Montgomery, H.A.C. 1967. The determination of biochemical oxygen demand by respirometric methods. *Water Res.* 1/1:632-640.

- Moore, W. A.; Kroner, R. C. y Ruch-Hoft, C. C. 1949. Dichromate reflux method for determination of oxygen consumed. *Anal. Chem.* 21:953.
- Moreno, A.; Vaz, R.; Gutiérrez, A.; Caro, E. y Lebrato, J. 2003. Reutilización en agricultura de aguas residuales de núcleos urbanos depuradas mediante tecnologías no convencionales (humedales artificiales). Congreso sobre Agua y Educación Ambiental. Alicante.
- Moreno, A.; Vaz, R.; Gutiérrez, A. J. y Lebrato, J. 2006. Reactor cerrado como método ecológico de depuración de aguas residuales. III congreso de Ingeniería civil, territorio y medio ambiente. Zaragoza.
- Morita, M.; Watanabe, Y. y Saiki, H. 2001. Instructions of microalgal biomass production for practically higher photosynthetic performance using a photobioreactor. *Trans. I. Chem.* 79, 176–183.
- Muñoz, R. y Guieysse, B. 2006. Algal–bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. *Water Res.* 40, 2799 – 2815.
- Muñoz, R.; Jacinto, M. S. A.; Guieysse, B. y Mattiasson, B. 2005. Combined carbon and nitrogen removal from acetonitrile using algal–bacterial reactors. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 67 (5), 699–707.
- Muñoz, R.; Köllner, C.; Guieysse, B. y Mattiasson, B. 2003. Salicylate biodegradation by various algal–bacterial consortia under photosynthetic oxygenation. *Biotechnol. Lett.* 25: 1905–1911.
- Muñoz, R.; Köllner, C.; Guieysse, B. y Mattiasson, B. 2004. Photosynthetically oxygenated salicylate biodegradation in a continuous stirred tank photobioreactor. *Biotechnol. Bioeng.* 87 (6): 797–803.
- Muñoz, R.; Köllner, C. y Guieysse, B. 2006. Biofilm photobioreactors: A cost-effective technology for the treatment of industrial wastewaters. Accepted as Proceedings of the Seventh IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds; Asian Institute of Technology, Thailand, September 25–27.
- Muñoz, R.; Rolvering, C.; Guieysse, B. y Mattiasson, B. 2005. Photosynthetically oxygenated acetonitrile biodegradation by an algal–bacterial microcosm: a pilot scale study. *Water Sci. Technol.* 51 (12): 261–265.
- Neilson, H. y Lewinr, A. 1974. The uptake and utilization of organic carbon by algae: an assay in comparative biochemistry. *Phycologia* 13: 227-264.

- Nurdoğan, Y. y Oswald, W.J. 1995. Enhanced nutrient removal in high rate ponds. *Water. Sci. Technol.* 31, 33–43.
- Nurdoğan, Y. y Oswald, W.J. 1996. Tube settling of high-rate pond algae. *Water Sci. Technol.* 33, 229–241.
- Ogbonna, J. C. y Tanaka, H. 2000. Light requirement and photosynthetic cell cultivation: development of processes for efficient light utilization in photobioreactors. *J. Appl. Phycol.* 12:207.
- Olguin, E.J. 2003. Phycoremediation: key issues for cost-effective nutrient removal processes. *Biotechnol. Adv.* 22:81–91.
- OMS. Serie de Informes Técnicos 778. *Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura*. <http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/fulltext/repind53/dis/dis.html>.
- Órpez, R.; Martínez, M. E.; Hodaifa, G.; El Yousfi, F.; Jbari, N. y Sánchez, S. 2007. Growth of the microalga *Botryococcus braunii* in secondarily treated sewage Growth of the microalga *Botryococcus braunii* in secondarily treated sewage. II congreso internacional SMALLWAT. Sevilla.
- Oswald W. y Gotaas H. B. 1957. Photosynthesis in sewage treatment. *Trans. Am. Soc. cir. Engrs* 122, 73-105.
- Oswald, W. 2003. My sixty years in applied algology. *J App. Phy.* 99-106.
- Oswald, W.J. 1976. Gas production from micro algae. Clean Fuels Biomass, Sewage, Urban Refuse, Agricultural Wastes, Symposium Paper.
- Oswald, W.J. 1988. *Micro-algae and waste-water treatment*. In: Borowitzka, M.B.L. (Ed.), *Micro-algal Biotechnology*. Cambridge University Press, Cambridge. 305–328.
- Oswald, W.J. 1995. Ponds in the twenty-first century. *Water Sci. Technol.* 31: 1–8.
- Ottoson, J.; Hansen A.; Bjorlenius, B.; Norder, H. y Stenström, T. A. 2006. Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant. *Water Res.* 40(7):1449-1457.
- Ottoson, J; Hansen, A.; Palmer, C. M. 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *J. Phycol.* 5, 78–82.

- Pearson, H. W.; Mara, D. D.; Mills, S. W.; Smallman, D. J. 1987. Physico-Chemical Parameters Influencing Faecal Bacterial Survival in Waste Stabilization Ponds. *Wat. Sci. Tech.* 19(12):145-152.
- Pratt, R.; Daniels, T. C.; Eiler, J. J.; Gunnison, J. B.; Kumler, W. D.; Oneto, J. F.; Strait, L. A.; Spoehr, H. A.; Hardin, G. J.; Milner, H. W.; Smith, J. H. C. y Strain, H. H. 1944. Chlorellin: An antibiotic substance from *Chlorella*. *Science*. 99:351-52.
- Pulz, O. 2001. Photobioreactors: production systems for phototrophic microorganisms. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 57: 287–293.
- Pulz, O. y Scheibenbogen, K. 1998. *Photobioreactors: design and performance with respect to light energy input*. In: Scheper T (ed) *Bioprocess and algae reactor technology, apoptosis*. (Advances in biochemical engineering / biotechnology, vol 59. Springer, Berlin Heidelberg New York.
- Racault, Y. y Boutin, C. 2005. Waste stabilization ponds in France: state of the art and recent trends. *Water Sci. Technol.* 12:1–9.
- Redici, M. R. y Materassi, R. 1992. From open pond to alveolar panel: the Italian experience. *J Appl Phycol.* 4:221.
- Richmond, A. 1993. *Large scale microalgal culture and applications*. In: Round FE, Chapman DJ (eds). *Progress in physiological research*, vol 7. Biopress, Bristol.
- Richmond, A. 2000. Microalgal biotechnology at the turn of the millennium: A personal view. *Journal Appl. Phyco.* 12, 3-5, 441-451.
- Ronzaro, E. y Dapeda, J. L. 2002. *Tratamientos biológicos de las Aguas Residuales*. Díaz de Santos (Ed.).
- Rose, P. D.; Boshoff, G. A.; van Hille, R. P.; Wallace, L. C. M.; Dunn, K. M. y Duncan, J. R. 1998. An integrated algal sulphate reducing high rate ponding process for the treatment of acid mine drainage wastewaters. *Biodeg.* 9, 247–257.
- Safonova, E.; Kvitko, K.V.; Iankevitch, M.I.; Surgko, L.F.; Afri, I.A. y Reisser, W. 2004. Biotreatment of industrial wastewater by selected algal–bacterial consortia. *Eng. Life Sci.* 4:347–353.
- Sánchez, D. 2007. *Gestión sostenible del agua. Nuevas tendencias de reutilización y tratamiento*. 2-4 Julio 2007 Barcelona y Tarrasa.
- Saqqar, M. M.; Pescod, M. B. 1991. Modelling coliform reduction in wastewater stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.* 26, 7-8, 1667-1677.

- Satoh, Y. y Hanya, T. 1976. Decomposition of urea by larger particulate fraction and the free bacteria fraction in a pond water. *Znt. Rev. Ges. Hydrobiol.*, 6(1):799-806.
- Schnepf, E.; egewald, E.; Soeder, C. J. 1974. Elektronmikroskopische Beobachtungen an Parasiten aus *Scenedesmus* Massenculturen. *Arch. Mikrobiol.* 98:33-40
- Schroeder, P. 2000. Use of bioindicators for pollution control. Ecosystem Service and Sustainable Watershed Management in North China International Conference, Beijing, P.R. China, August 23 – 25.
- Schumacher, G.; Blume, T. y Sekoulov, I. 2003. Bacteria reduction and nutrient removal in small wastewater treatment plants by an algal biofilm. *Wat. Sci. Tech.* 47:195–202.
- Semenenko, V. E.; Gabel, B. V. y Tsoglin, L. N. 1992. Closed type photobioreactor. Proceedings of the 1st European workshop on microalgal biotechnology. Potsdam. 67
- Semple, K.T.; Cain, R.B. y Schmidt, S. 1999. Biodegradation of aromatic compounds by microalgae. *Microbiol. Lett.* 170, 291–300.
- Shelef, G.; Moraine, R. y Oron, G. 1980. Algal mass production as an integral part of waste treatment & reclamation system. *Algae Biomass*. G. Shelef & J. Soeder (Eds.): 163-190. Elsevier North Holland Biomedical Press. Amsterdam.
- Singh, K. P.; Dinesh; S. y Dalwani, R. 2003. Impact Assessment of Treated/Untreated Wastewater Toxicants Discharged by Sewage Treatment Plants on Health, Agricultural, and Environmental Quality in the Wastewater Disposal Area. *Chemosphere*. 55 (2):227.
- Sirenko L, Pulz O. 2000. Influence of algae on physiological and biochemical processes in plants. Abstracts of the 4th European workshop on biotechnology of microalgae. Bergholz-Rehbrücke, Germany.
- Sletten, O; y Bach, C. M. 1961. Modified stannous chlorid reagent for orthophosphate determination. *J. Amer. Water Work Assoc.* 53:1031.
- Smith, V.H. 1983. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*. 221: 669-671.
- Soeder, C. J. 1986. *An historical outline of applied algology*. In: Richmond A (ed) Handbook of microalgal mass culture. CRC, Boca Raton, Fla. p 25

- Sorokin, C.; Krauss, R.W.; 1958. 1958. The effects of light intensity on the growth rates of green algae. *Plant Physiol.* 33, 109–113.
- Steeman-Nielsen, E. 1955. The production of antibiotics by planktonic activity and its effect upon bacterial activity in the sea. *Deep Sea Res.* 3:281-86.
- Stewart, J. R. y Brown, R. M. 1969. *Cytophaga* that kills or lyses algae. *Science*, 164: 1523-24.
- Straka, F.; Doucha, J; Crha, J. y Livansky, K. 2000. Flue gas CO₂ as a source of carbon in closed cycle with solar culture of microalgae. Abstracts of the 4th European workshop of biotechnology of microalgae. Bergholz, Germany.
- Streble, H. y Krauter, D. 1987. Atlas de microorganismos de agua dulce. Omega, ED.
- Subaramaniana, G. y Uma, L. 1997. Role of cyanobacteria in pollution abatement. In: Sinha, M.P. (Ed.), Recent Advances in Ecobiological Research, vol. 1. APH Publishing Corporation. 435–443.
- Subhan, F. y Rahman, S. 2004. Saleem-2000: a new wheat variety for normal/late planting in irrigated areas of NWFP. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 7, 1, 32-35.
- Suh, I. S. y Lee, C. G. 2003. Photobioreactor engineering: design and performance. *Biotechnol. Bioproc. Eng.* 8: 313–321.
- Symons, G. E. y Morey, B. 1941. 1941. The effect of drying time on the determination of solids in sewage and sludges. *Sewage Works J.*, 13:936.
- Tanji, K.K. 1990. Nature and extent of agricultural salinity. *Agricultural Salinity Assessment and Management* (Tanji, K.K., ed.), pp. 1-17. Amer. Soc. Civil Eng., ASCE. Manual and Reports on Engineering Practice N°. 71, ASCE, New York.
- Tawfika, A.; El-Goharya, F; Ohashib, A. y Haradab H. 2006. The influence of physical–chemical and biological factors on the removal of faecal coliform through down-flow hanging sponge (DHS) system treating UASB reactor effluent. *Water Research.*, 40: 1877 – 1883.
- Tchobanoglous, G.; Burton, F. L. y Stensel, H. D. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw Hill, New York, NY.
- Tison, D. L.; Pope, D. H.; Cherry, W. B. y Fliermans, C. B. 1980. Growth of *Legionella pneumophila* in association with blue-green algae (Cyanobacteria). *Appl. Environ. Micro.*, 39:456-459.

- Toja, J. 2005. *Manual de limnología*. Ed. Universidad de Sevilla.
- Torzillo, G.; Pushparaj, B.; Masojidek, J. Y Vonshak, 2003. A. Biological constraints in algal biotechnology. *Biotechnol. Bioproc. Eng.*, 8, 339–348.
- Travieso, L.; Benitez, F.; Weiland, P.; Sanchez, E.; Dupeyron, R. y Dominguez, A.R.. 1996. Experiments on immobilization of microalgae for nutrient removal in wastewater treatments. *Bioresourc. Technol.*, 55, 181–186.
- Tredici M. R. y Materassi R. 1992. From open ponds to vertical alveolar panels: the Italian experience in the development of reactors for the mass cultivation of phototrophic microorganisms. *J. Appl. Phycol.*, 4, 221-231.
- Tredici, M. R. y Zittelli, G. C. 1998. Efficiency of sunlight utilization: tubular versus flat photobioreactors. *Biotechnol. Bioeng.*, 57, 187–197.
- Tsagarakis, K. P.; Dialynas, G. E. y Angelakis A. N. 2004. Water resources management in Crete (Greece) and proposed quality criteria for use of recycled water in the Mediterranean region. *Agri. Wat. Manag.* 66(1): 35-47.
- Tsoglin, L. y Gabel, B. 2000. The technology of production of biomass labeled with stable isotopes. Abstracts of the 4th European workshop on biotechnology of microalgae. Bergholz- Rehbrücke, Germany.
- Tzanakakis, V. E.; Paranychianakis, N. V. y Angelakis, A. N. 2003. Performance of slow rate systems for treatment of domestic wastewater. *Water Science & Technology*, 55, 1–2, 139–147
- UNEP. 2005. Waste stabilization ponds and constructed wetlands. United Nations Environment Programme, Division of Technology, Industry, and Economics.
- USEPA/USAID. 2004. *Guidelines for Water Reuse*. U.S. Environmental Protection Agency (EPA/625/R-04/108).
- Van Hille, R.P.; Boshoff, G.A.; Rose, P.D. y Duncan, J.R.. 1999. A continuous process for the biological treatment of heavy metal contaminated acid mine water. *Resourc. Conserv. Recycl.*, 27, 157–167.
- Van Liere, L. y Mur, L. R. 1980. Occurrence of *Oscillatoria agardhii* and some related species, a survey. *Develop. Hydrob.*, 2:67-77.

- Vollenweider, R.A. 1985. Elemental and biochemical-composition of plankton biomass, some comments and explorations. *Arch. Hydrobiol.*, 105, 11–29.
- Waterbury, J. B.; Watson, S. W.; Guillard, R. R. L. y Brand, L. 1979. Widespread occurrence of a unicellular, marine, planktonic cyanobacterium. *Nature*, 277:292-94.
- Whipple, G. C. y Jackson, D.D. 1900. A comparative study of the methods used for the measurement of turbidity of water. *Mass. Ins. Technol. Quart.*, 13:274.
- Whittaker, R. H. y Feeny, P. P. 1971. Allelochemicals: chemical interactions between species. *Science*, 171:757-70.
- Wilde, E.W. y Benemann, J.R. 1993. Bioremoval of heavy metals by the use of microalgae. *Biotechnol. Adv.*, 11, 781–812.
- Yang, W.; Ciceka, N. y Ilgb, J. 2006. State-of-the-art of membrane bioreactors: worldwide research and commercial applications in North America. *J. Membr. Sci.*, 70 (1-2):201–211.
- Yu, R-Q. y Wang, W-X. 2004. Biokinetics of cadmium, selenium, and zinc in freshwater alga *Scenedesmus obliquus* under different phosphorus and nitrogen conditions and metal transfer to *Daphnia magna*. *Environ. Pollut.*, 129, 443–456.
- Zacharof, A. I.; Butler, D.; Schutze, M. y Beck, M. B.. 2004. Screening for real-time control potential of urban wastewater systems. *Journal of Hydrology*, 299, (3-4): 349-362.

VI. ACRÓNIMOS

ARUS	Aguas Residuales Urbanas
CE	Conductividad eléctrica
CF	Coliformes Totales
CT	Coliformes Fecales
DBO ₅	Demanda biológica de Oxígeno a los 5 días
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DS	Desviación Estándar
EDAR	Estación Depuradora de Aguas Residuales
h. e.	Habitante equivalente
HRAP	High-Rate Algal Ponds
MO	Materia Orgánica
nm	Nanometro
OD	Oxígeno Disuelto
OMS	Organización Mundial de la Salud
PET	Polietilentereftalato
PPB	Parte Por Billón
RDL	Real Decreto Ley
SS	Sólidos en Suspensión
ST	Sólidos totales
T	Temperatura
UFC	Unidades Formadoras de Colonias
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez
WPCF	Water Pollution Control Federation

VII. ANEXOS

Tabla 1. Clasificación de las aguas residuales por contaminación.

Fuente. Hernández, 1995. Manual de depuración de Uralita.

Parámetro	Contaminación		
	Fuerte	Media	Ligera
Sólido totales	1.000	500	200
Volátiles	700	350	120
Fijos	300	150	80
Sólidos en suspensión	500	300	100
Volátiles	400	250	70
Fijos	100	50	30
Sólidos sedimentables	250	180	40
Volátiles	100	72	16
Fijos	150	108	24
Sólidos disueltos	500	200	100
Volátiles	300	100	50
Fijos	200	100	50
DBO ₅ a 20°C	300	200	100
D.Q.O.	800	450	160
OD	0	0.1	0.2
Nitrógeno total	86	50	25
Orgánico	35	20	10
Amoníaco libre N-NH ₄ ⁺	50	30	15
Nitritos N-NO ₂ ⁻	0.10	0.05	0.00
Nitratos N-NO ₃ ⁻	0.40	0.20	0.10
Fósforo total	17	7	2
Cloruros	175	100	15
pH	6.9	6.9	6.9
Grasas	40	20	0

Valores en mg L⁻¹ con excepción del pH (en unidades de pH)

Tabla 2. Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas. (RDL 509/1996, Normas aplicables al tratamiento de las Aguas Residuales Urbanas).

Parámetros	Valor	% Mínimo de reducción
DBO ₅ mg L ⁻¹	25	70-90
DQO mg L ⁻¹	125	75
SS mg L ⁻¹	35	90

Tabla 3. Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles. (RDL 509/1996, Normas aplicables al tratamiento de las Aguas Residuales Urbanas).

Parámetros	Valor	% Mínimo de reducción
F total mg L ⁻¹	2 (10.000-100.000 h.e.)	80
	1 (>100.000 h.e.)	
N total mg L ⁻¹	15 (10.000-100.000 h.e.)	70-80
	10 (>100.000 h.e.)	