

Estudio de la influencia del tiempo de retención hidráulico en un reactor biológico secuencial (SBR) de depuración de aguas residuales procedentes de una tenería y optimización de la fase de sedimentación

Dto. Ingeniería Química y Nuclear

Máster en Seguridad Industrial y Medio Ambiente

Presentado por:
Esther Balaguer Arnandis

Dirigido por:
Beatriz Cuartas Uribe
José Antonio Mendoza Roca

ÍNDICE

1. OBJETO	1
2. JUSTIFICACIÓN	2
3. ANTECEDENTES	4
3.1. EL SECTOR DE LOS CURTIDOS EN ESPAÑA	4
3.1.1. Introducción.....	4
3.1.2. Evolución económica del sector en España.....	4
3.1.3. Situación a nivel mundial.....	7
3.2. LOS PROCESOS DE CURTICIÓN	8
3.2.1. Introducción.....	8
3.2.2. Descripción de las pieles.....	8
3.2.3. Recepción y almacenamiento de las pieles	9
3.2.4. Procesos de ribera.....	10
3.2.5. Procesos de curtición.....	11
3.2.6. Tintura y engrase.....	13
3.2.7. Secado	14
3.2.8. Operaciones previas al acabado.....	14
3.2.9. Acabado	14
3.3. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE TENERÍA	16
3.3.1. Introducción.....	16
3.3.2. Aguas alcalinas.....	17
3.3.3. Aguas ácidas.....	17
4. TRATAMIENTO CONVENCIONAL DE AGUAS RESIDUALES DE TENERÍA	18
4.1. PRETRATAMIENTO	18
4.1.1. Desbaste	18
4.1.2. Oxidación de sulfuros.....	19
4.2. TRATAMIENTO PRIMARIO	19
4.2.1. Homogeneización-Neutralización.....	19
4.2.2. Coagulación-floculación.....	19
4.2.3. Decantación	20
4.3. TRATAMIENTO BIOLÓGICO	20
4.3.1. Generalidades	20
4.3.2. Fundamentos de los procesos biológicos aerobios	22
4.3.2.1. Los procesos de oxidación biológica.....	22
4.3.2.2. Eliminación del nitrógeno	23
4.3.2.3. Eliminación del fósforo	23
4.3.3. Fundamentos de los procesos biológicos anaerobios.....	24

4.4. TRATAMIENTO Terciario	25
4.5. TRATAMIENTO DE LOS FANGOS	25
5. REACTOR SECUENCIAL BIOLÓGICO	26
5.1. FUNCIONAMIENTO DEL SBR.....	27
5.2. PARÁMETROS A CONSIDERAR.....	28
5.3. ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE LAS POBLACIONES EN LOS SISTEMAS DE FANGOS ACTIVOS	32
5.3.1. Proceso de formación y maduración de los flóculos.....	32
5.3.2. Dinámica de las poblaciones	32
5.3.3. Estructura de los flóculos.....	33
5.3.4. Problemas de separación en el proceso de fangos activos.....	34
5.4. CONSIDERACIONES DEL PROCESO	37
5.5. ESTUDIOS RELACIONADOS CON SBR.....	38
5.5.1. Aplicaciones con aguas residuales urbanas.....	38
5.5.2. Aplicaciones con aguas residuales industriales.....	40
5.5.3. Aplicación de SBR a aguas residuales de tenería	42
5.6. COMPARACIÓN ENTRE LOS REACTORES CONTINUOS Y LOS SBR	45
6. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	47
6.1. PLANTA DE LABORATORIO.....	47
6.2. ANÁLISIS REALIZADOS	48
6.2.1. Demanda Química de Oxígeno.....	48
6.2.2. Fósforo	50
6.2.3. Medida de sólidos	51
6.2.4. Medida de pH.....	55
6.2.5. Medida de la conductividad.....	55
6.2.6. Medida del oxígeno disuelto	56
6.2.7. Determinación de la Turbidez.....	56
6.2.8. Análisis microscópico del fango	57
6.3. METODOLOGÍA.....	59
6.3.1. Puesta a punto. Aclimatación de la biomasa.....	59
6.3.2. Modo de operación por ciclos.....	61
6.3.3. Estudio de mejora de sedimentabilidad	65
7. RESULTADOS	67
7.1. INTRODUCCIÓN	67
7.2. PUESTA EN MARCHA. ACLIMATACIÓN.....	68

7.2.1. Características de las aguas residuales y del fango de la EDAR urbana	68
7.2.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor.....	68
7.2.3. Eliminación de la materia orgánica	69
7.2.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor	70
7.3. OPERACIÓN A DIFERENTES TRH.....	71
7.3.1. ENSAYO 1. Operación a TRH = 6 días.....	71
7.3.1.1. Características de las aguas residuales	71
7.3.1.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor	72
7.3.1.3. Eliminación de la materia orgánica	73
7.3.1.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor	73
7.3.2. ENSAYO 2. Operación a TRH = 3 días.....	74
7.3.2.1. Características de las aguas residuales	74
7.3.2.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor	74
7.3.2.3. Eliminación de la materia orgánica	75
7.3.2.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor	76
7.3.3. ENSAYO 3. Operación a TRH = 2,4 días.....	76
7.3.3.1. Características de las aguas residuales	76
7.3.3.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor	76
7.3.3.3. Eliminación de la materia orgánica	77
7.3.3.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor	78
7.3.4. ENSAYO 4. Operación a TRH = 2 días.....	78
7.3.4.1. Características de las aguas residuales	78
7.3.4.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor	79
7.3.4.3. Eliminación de la materia orgánica	80
7.3.4.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor	81
7.3.5. ENSAYO 5. Operación a TRH = 2,4 días.....	81
7.3.5.1. Características de las aguas residuales	81
7.3.5.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor	81
7.3.5.3. Eliminación de la materia orgánica	83
7.3.6.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor	83
7.3.6. ENSAYO 6. Operación a TRH = 2 días.....	84
7.3.6.1. Características de las aguas residuales	84
7.3.6.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor	84
7.3.6.3. Eliminación de la materia orgánica	85
7.3.6.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor	86
7.3.7. Estudio comparativo	86
7.3.7.1. Evolución de los SST, SSV y producción diaria de fangos en el reactor.....	86
7.3.7.2. Eliminación de la materia orgánica y relación con la carga másica.....	90
7.3.7.3. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor	92
7.3.7.4. Examen microscópico.....	92
7.4. ESTUDIO DE MEJORA DE SEDIMENTABILIDAD	98
7.4.1. Jar-test con el sobrenadante	98
7.4.2. Aplicación del polielectrolito sobre el SBR	102
8. CONCLUSIONES	106
9. BIBLIOGRAFÍA	108

1. OBJETO

La industria de curtidos es una de las industrias que mayor volumen de aguas residuales genera, siendo estas aguas legalmente imposibles de verter a cauce sin someterlas a un tratamiento previo debido a su elevado contenido en DQO, DBO₅, salinidad, contenido en metales pesados, etc.

El objetivo general del presente trabajo es la minimización del tiempo de retención hidráulico (TRH) de un agua residual procedente del tratamiento primario de una industria de curtidos en un reactor biológico secuencial (SBR) conservando un adecuado rendimiento de eliminación de la materia orgánica. Para ello, se realiza previamente un estudio de caracterización de las aguas residuales procedentes de la industria de curtidos.

Tras la reducción máxima del TRH y obteniéndose elevados rendimientos de eliminación de DQO, después de llevar a cabo una serie de ensayos con dos polielectrolitos catiónicos, se estudia la posible mejora de la sedimentabilidad del agua mediante la adición de uno de ellos en el SBR.

Para ello, el presente Trabajo Fin de Máster cuenta con los siguientes objetivos específicos:

- Caracterización del agua residual procedente del tratamiento primario llevado a cabo en una industria de curtidos.
- Climatización de un fango biológico urbano al agua residual de la industria de curtidos.
- Reducción progresiva del TRH estudiando la influencia en el rendimiento de eliminación de la materia orgánica.
- Seguimiento del estado de la biomasa mediante la determinación de los sólidos en suspensión totales (SST) y los sólidos en suspensión volátiles (SSV), el oxígeno disuelto en el SBR, la conductividad y el pH del licor de mezcla, así como análisis microscópico del fango, relacionándolos con la eficiencia del proceso.
- Optimización de la sedimentabilidad del licor de mezcla mediante la adición de un polielectrolito catiónico al SBR.

2. JUSTIFICACIÓN

El sector industrial tiene un papel fundamental en el desarrollo sostenible de los recursos que emplea. A pesar de ello, como consecuencia de la expansión de la producción industrial debida al aumento del consumo por parte de la población, se ha producido un aumento de las emisiones industriales de todo tipo. Concretamente, en el ámbito industrial la contaminación de las aguas residuales es uno de los mayores problemas tanto económicos como medioambientales.

A nivel industrial, las aguas residuales generadas por la industria de curtidos se encuentran entre las más problemáticas por el elevado consumo de agua que se necesita y por las características que presentan estas aguas (principalmente elevada carga orgánica, elevada conductividad y presencia de metales pesado como es el cromo) que hacen que deban ser sometidas a determinados tratamientos antes de su vertido.

El coste del proceso de depuración aumenta en función del grado de contaminación de las aguas residuales, que deben ser depuradas cumpliendo los límites legales que fijan las autoridades. Por esto en muchos casos se requiere una elevada inversión y los costes derivados del tratamiento de estas aguas afectan al precio del producto influyendo por tanto en la competitividad de la empresa. Por tanto se debe llegar a una solución de compromiso entre los costes debidos al tratamiento de las aguas y el cumplimiento de la legislación. Además las exigencias legislativas, la demanda del mercado y la necesidad de rentabilizar las inversiones, contribuyen en gran medida a la generación de avances tecnológicos y consecuentemente nuevas vías de desarrollo para la industria. Todo ello conduce a plantearse posibles mejoras o introducir nuevos procesos que ayuden a cumplir con las leyes satisfaciendo al mismo tiempo la exigencia de beneficios que supone el buen funcionamiento de una empresa.

En la industria de curtidos, debido a los reactivos químicos empleados en las distintas etapas del proceso y a su toxicidad, la eliminación de éstos resulta en muchos casos complicada. Por ello la reutilización de parte del agua tratada es una buena práctica para reducir la cantidad de efluentes vertidos al medioambiente y ahorrar en el consumo de agua, de reactivos y energía. La introducción de nuevos procesos que permitan mejorar el sistema de tratamiento de aguas ya existentes en la empresa, ampliaría la capacidad de reutilización de la instalación, lo que implicaría un importante ahorro económico y al mismo tiempo un importante beneficio medioambiental.

Durante muchos años se han estudiado e introducido diversos métodos que incorporan mejoras al proceso de depuración de aguas residuales, aunque ciertos métodos de probada eficacia sobre determinados efluentes resultan ser del todo inapropiados e ineficaces sobre otros de origen diferente. En la actualidad, el tratamiento biológico de las

aguas residuales de tenería es un problema aún no resuelto, debido a que las elevadas concentraciones de materia orgánica y sales dificultan considerablemente el proceso.

Por último, existe una justificación académica, puesto que la realización del Trabajo Fin de Máster representa la última etapa de aprendizaje del alumno antes de la obtención del título. Mediante su realización se pretende la integración, aplicación y validación de los conocimientos adquiridos en el máster para garantizar una buena capacidad profesional del alumno.

3. ANTECEDENTES

3.1. EL SECTOR DE LOS CURTIDOS EN ESPAÑA

3.1.1. Introducción

El sector del curtido es uno de los sectores con más larga tradición en España, que ha pasado de unos métodos tradicionales totalmente artesanales (que perduraron durante siglos) a la implantación de tecnologías modernas.

El sector del curtido de pieles se localiza mayoritariamente en el área mediterránea con una fuerte concentración en las Comunidades Autónomas de Cataluña con 57 empresas, Comunidad Valenciana con 31 empresas, y Murcia con 12.

El Sector en España está constituido por 115 empresas y da ocupación a unos 2.661 trabajadores [1].

Tabla 1: Distribución de número de empresas españolas según el número de trabajadores

NÚMERO DE TRABAJADORES	NÚMERO DE EMPRESAS
1-10 trabajadores	50
11-20 trabajadores	26
21-50 trabajadores	22
51-100 trabajadores	12
Más de 100 trabajadores	5
TOTAL	115

Como se puede observa en la Tabla 1, el sector del curtido está formado principalmente por pequeñas y medianas empresas de carácter familiar, siendo mayoritarias las empresas con un número de trabajadores dentro del intervalo de 1 a 10 trabajadores, al representar el 43% del total de empresas del sector en España.

3.1.2. Evolución económica del sector en España

En cuanto a la producción del sector, en el gráfico 1 se observa la evolución de la producción total en España de los diferentes tipos de piel [1].

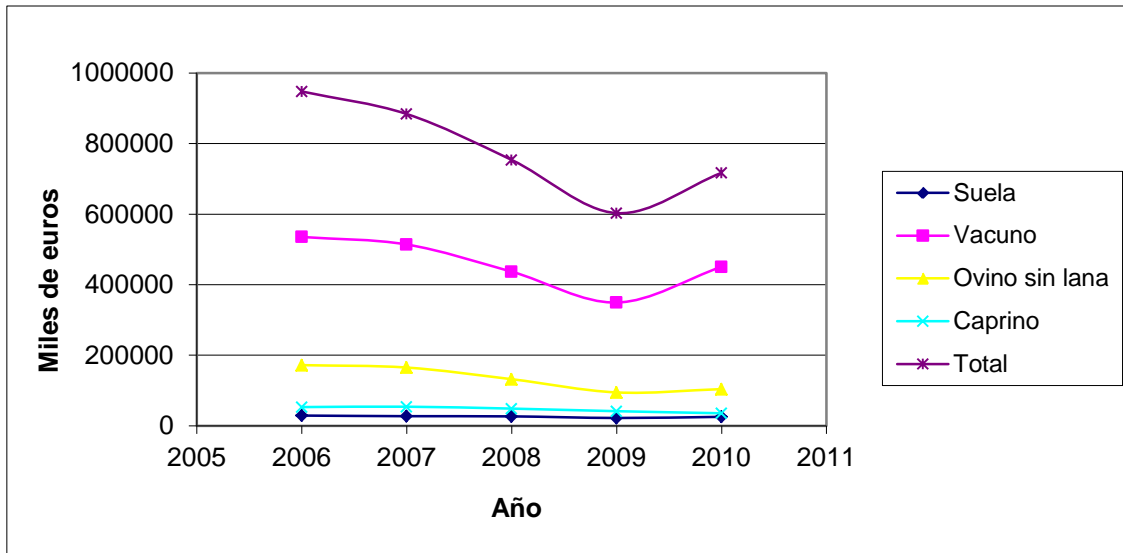


Gráfico 1: Evolución anual de la producción de curtidos hasta el 2010

En el año 2006 se puede observar un máximo de producción mientras que en los años sucesivos se ha producido una reducción en la producción. También se observa una posterior recuperación en el año 2010 llegando a los 717 millones de euros.

A su vez, la producción también puede expresarse por superficie de piel producida. Lógicamente en el gráfico 2 se observa la misma tendencia en la evolución de la producción que en el gráfico 1.

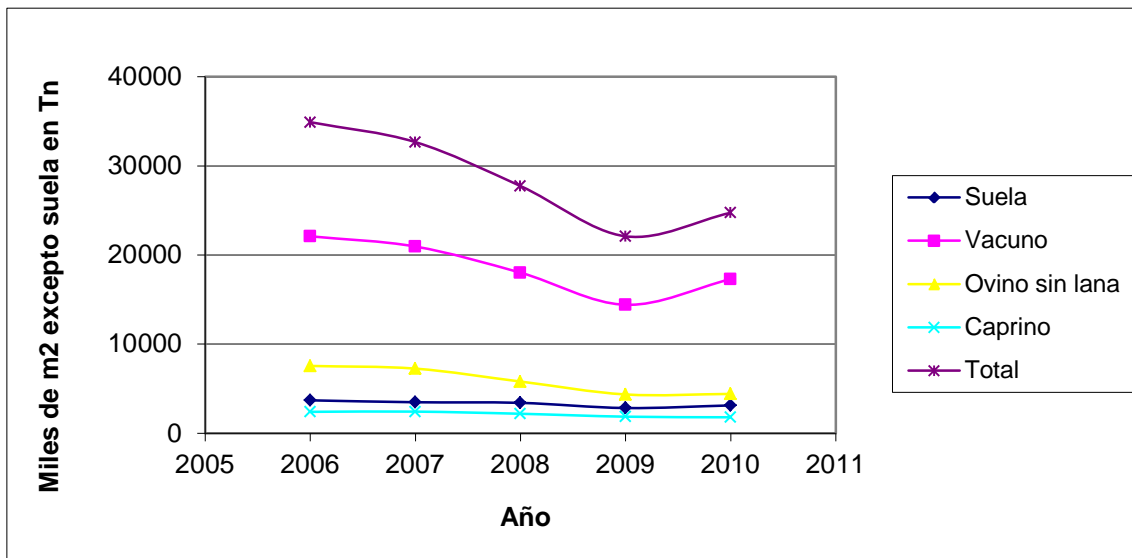


Gráfico 2: Evolución de la producción anual de curtidos en superficie producida

El comercio exterior de curtido acabado en 2010 presenta un saldo favorable, con unas exportaciones de 334,6 millones de euros, (alrededor del 46,6% de la producción). Como se puede observar en el gráfico 3, la Unión Europea en su conjunto es el principal destino

de las exportaciones de curtido acabado español, absorbiendo en el año 2010 el 50% de las mismas.

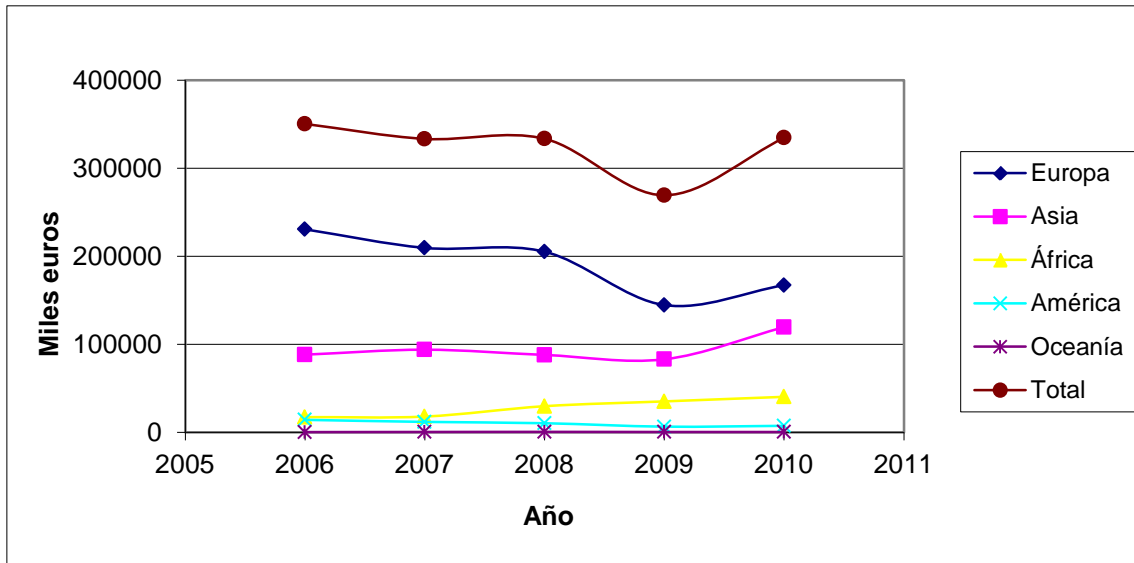


Gráfico 3: Evolución anual de las exportaciones realizadas en España a los distintos continentes

Seguidamente se presenta el gráfico 4, en el que aparecen las exportaciones de las distintas clases de curtido acabado, siendo el bovino es más común.

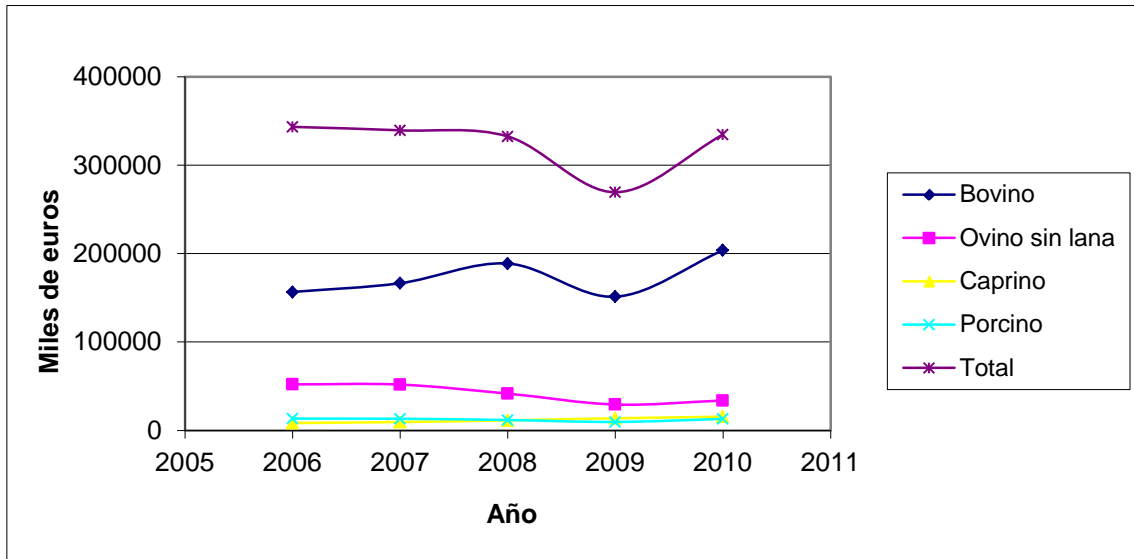


Gráfico 4: Evolución anual de los distintos tipos de pieles exportadas de España.

A continuación se muestra el gráfico 5 en el que se observa la evolución de las importaciones según el tipo de piel. Las importaciones de curtido acabado en 2010 son de 279 millones de euros y como se puede observar, el tipo de piel más importado es el bovino.

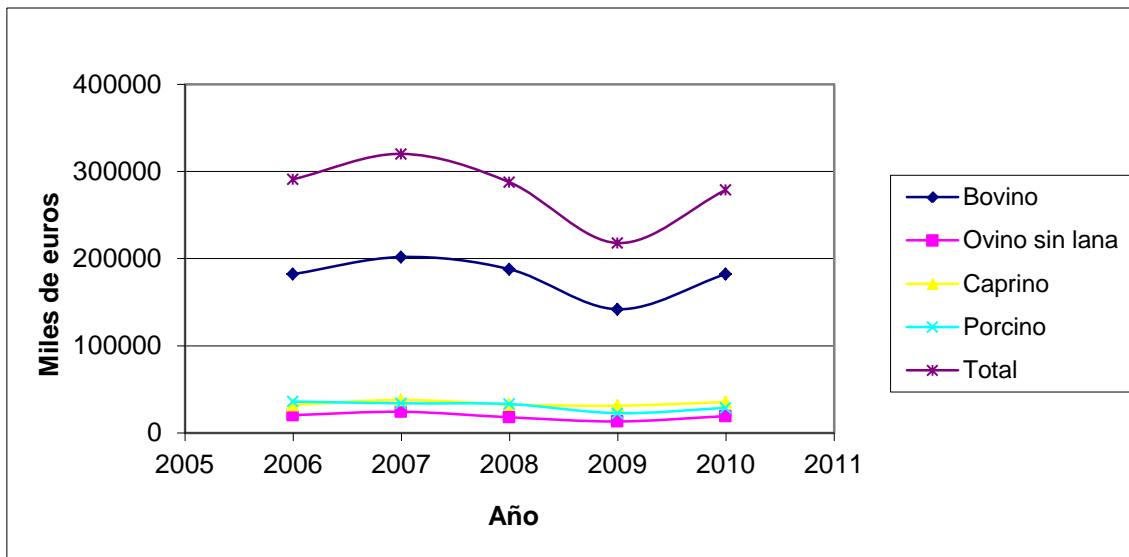


Gráfico 5: Evolución anual de las distintos tipos de pieles importadas a España

3.1.2. Situación a nivel mundial

A nivel mundial, la producción de pieles en bruto ovina y caprina aumenta en los países en vías de desarrollo mientras que los países desarrollados presentan tasas negativas de producción de materia prima.

El problema más grave de este desplazamiento de la producción de piel y cuero hacia los países en vías de desarrollo, viene dado por el hecho de que un gran número de estos países ponen trabas a la libre exportación de piel y cuero (no acabado). Esto provoca, por una parte un aumento de los precios de las pieles en los mercados internacionales, al disminuir de forma significativa la oferta de estas materias primas, y por otra, una ventaja competitiva para los curtidores de estos países, ya que los precios de estas materias, al no estar sometidas a la ley de la oferta y la demanda, son artificialmente bajos.

Al problema del precio se le suma el de una calidad inferior de las pieles y cueros que vienen de países en vías de desarrollo.

Como principales países productores de cueros destacan: Estados Unidos, UE, Rusia, China y la India.

En cuanto a principales productores de pieles ovinas sobresalen: China, Nueva Zelanda, Australia e Irán. Y, por último, como principales países productores de pieles caprinas: India, China, y Pakistán. [2]

3.2. LOS PROCESOS DE CURTICIÓN

3.2.1. Introducción

El proceso de curtición llevado a cabo en una tenería se compone de las siguientes etapas:

1. Recepción y almacenamiento de las pieles.
2. Trabajos de ribera: pre-remojo, remojo, pelambre-calero, recortado descarnado y dividido.
3. Procesos de curtición: desencalado, rendido o purga, piquelado, curtición y rebajado.
4. Tintura y engrase: neutralización, recurtición, tintura y engrase.
5. Secado
6. Operaciones previas al acabado: recorte, clasificación, esmerilado y desempolvado.
7. Acabado.

Según el tipo de piel y el producto final deseado, variará la forma en que se realicen las tareas o, incluso, podrá ser suprimida alguna de ellas.

A continuación se explica cada una de las etapas tras una breve introducción sobre la materia prima: la piel.

3.2.2. Descripción de las pieles

La piel es la capa externa del cuerpo de los animales. La piel presenta tres capas principales que desde el exterior hacia el interior son: epidermis, dermis y tejido subcutáneo.

La epidermis es una capa delgada y estratificada que representa aproximadamente el 1% del espesor total de la piel en bruto. Esta capa, en la cual se encuentran el pelo y las glándulas sudoríparas, se elimina en la etapa de pelambrado.

La dermis se sitúa inmediatamente por debajo de la epidermis separándose de ella mediante la membrana hialina, la cual forma una superficie pulida que constituye “la flor” del cuero acabado. La dermis constituye la parte principal de la piel, representando su espesor el 84% del espesor total de la piel en bruto y es la parte aprovechable para la fabricación del cuero.

El tejido subcutáneo constituye aproximadamente el 15% del espesor total de la piel en bruto y es eliminado mecánicamente en los trabajos de ribera, concretamente en el descarnado.

La piel fresca que procede del desuello está formada por un retículo de proteínas fibrosas bañadas por un líquido acuoso que contiene proteínas globulares, grasas, sustancias minerales y orgánicas. La composición aproximada de una piel de vacuno recién desollada se recoge en la Tabla 2:

Tabla 2: Composición de una piel de vacuno recién desollada [3]

Agua	64%
Proteínas	33%
Grasas	2%
Sustancias minerales	0,5%
Otras sustancias	0,5%

Las pieles que se obtienen posteriormente al desuello entran rápidamente en putrefacción produciendo alteraciones que les hace perder su valor comercial total o parcial. Como el desuello no se realiza en la tenería, las pieles han de ser conservadas para que no se putrefacten entre el lugar de desuello y la tenería. Los sistemas de conservación de las pieles son:

- Salado: aproximadamente 30% de sal sobre el peso de piel.
- Secado.
- Salado-secado: combinación de las dos formas anteriores.

3.2.3. Recepción y almacenamiento de las pieles

La piel llega a la fábrica fresca o conservada. Lo primero que se hace es introducir las pieles en cámaras frigoríficas a unos 4 °C. La piel fresca no se puede dejar mucho tiempo almacenada antes de su entrada al proceso ya que se puede dañar, mientras que la piel bruta salada puede permanecer hasta un año en el almacén.

Tras inspeccionar las pieles, se forman lotes de aproximadamente el mismo tamaño, peso y calidad, de forma que cada lote puede ser introducido en un bombo para su posterior tratamiento.

Las pieles saladas se sacuden manualmente, y de esta operación se puede aprovechar la sal recuperada.

A continuación, se recortan las partes que no se van a curtir. Estos trozos de piel son asimilables a residuos sólidos urbanos ya que no son tóxicos, si bien pueden desprender malos olores cuando se disuelve la sal que los conserva. Estos residuos también pueden ser aprovechados para la obtención de gelatinas, cola animal, etc.

3.2.4. Procesos de ribera

Es la etapa que presenta el mayor consumo de agua y su efluente presenta un elevado pH.

Los procesos que se llevan a cabo en esta etapa son los siguientes:

- **Pre-remojo y remojo**

Su objetivo es devolver a la piel su estado de hinchamiento natural y eliminar la suciedad así como sustancias proteicas solubles y agentes de conservación.

El proceso de remojo consiste en realizar una humectación de las fibras de la piel deshidratada en el menor tiempo posible puesto que éste interrumpe el proceso de conservación y, por consiguiente, se favorece el ataque bacteriano ya que las bacterias necesitan agua para su reproducción. Se realiza en bombos, donde se mezclan y se hacen penetrar los productos hacia el interior de las pieles.

Las aguas residuales de esta operación, que se encuentran en un pH entre 7-8, presentan un alto contenido en materia orgánica y elevada salinidad pudiendo causar problemas de putrefacción con malos olores [4].

- **Pelambre-calero**

El objetivo de esta operación es, por una parte, eliminar la epidermis y el pelo, y por otra producir un aflojamiento de la estructura fibrosa del colágeno con el fin de prepararla para los procesos de curtición. Para ello es generalizado el uso de la cal, aunque en la mayoría de los casos se debe reforzar el baño con sulfuros para alcanzar el efecto deseado.

El pelo desprendido en este proceso ha de ser filtrado y de esta forma se separa de las aguas residuales. Este pelo puede ser aprovechado ya que es valorizable como abono agrícola. Las pieles no se deben dejar un tiempo excesivo en este baño, ya que de lo contrario el pelo sería atacado por el baño alcalino, lo disolvería y no podría separarse en el filtro. El pH de las pieles a la salida del baño es superior a 12, por lo que tras escurrirse del baño, las pieles deben someterse a una serie de enjuagues.

El objetivo del calero es provocar un hinchamiento de las fibras del colágeno y atacar químicamente las proteínas de la piel y de las grasas y las raíces de pelo para llegar a la disolución de éstas. El calero consiste en poner en contacto los productos alcalinos Ca(OH)_2 , Na_2S , NaHS , aminas, y todos los otros productos involucrados tales como sales, tensoactivos, peróxidos, etc., disueltos en agua con la piel en aparatos agitadores durante un tiempo más o menos largo.

El agua residual de éstos dos últimos procesos (pelambre y calero) es la que más contamina en una tenería, constituyendo más del 50% de la DBO₅ total. El efluente se caracteriza por contener gran cantidad de proteínas, sulfuros y cal.

- **Descarnado y recortado**

En primer lugar las pieles depiladas son conducidas a la zona de descarnado, donde se recortan las partes que no son interesantes para curtir, denominadas carnazas.

A continuación, se introducen en la máquina de descarnar donde mediante cuchillas se arrancan de la piel el tejido subcutáneo y adiposo que tenía la piel bruta. Con ello se obtiene un subproducto llamado sebo que normalmente va acompañado de un 80% de agua.

La operación concluye con un repasado manual que elimina las partes que la máquina no ha podido arrancar correctamente.

Las aguas procedentes de esta etapa presentan un pH de 11,5 aproximadamente [4].

- **Dividido**

En esta operación se separa mecánicamente la piel en dos partes, una que se dedicará a cueros (flor) y otra denominada serraje, que es la parte carne, llamada también afelpado.

3.2.5. Procesos de curtición

La flor de la piel que procede del dividido y el serraje apto para curtir se introducen en los bombos de curtición, donde se llevan a cabo las operaciones que a continuación se detallan.

- **Desencalado**

El desencalado es la operación que elimina la cal y los productos alcalinos del interior del cuero, provocando el deshinchamiento de la piel apelmbrada.

Parte de la cal es eliminada por el lavado con agua (antes del desencalado e inmediatamente después del apelmbrado). Empleando ácidos débiles, o por medio de sales amoniacaes o de sales ácidas, como pueden ser los agentes desencalantes, se consigue que los productos alcalinos de la piel apelmbrada sean solubles en agua y puedan ser eliminados por lavado [2].

Otra solución alternativa es la sustitución de las sales amónicas por anhídrido carbónico burbujeado en el baño, en el cual se ha reducido el pH tras haber añadido bisulfito sódico y un ácido para retirar parte del sulfuro en forma de azufre.

- **Rendido**

Se efectúa en el mismo bombo del desencalado sin escurrir este baño y añadiendo productos enzimáticos. El objetivo es lograr por medio de enzimas, un aflojamiento y ligera peptización de la estructura del colágeno, al mismo tiempo que se produce una limpieza de la piel de restos de epidermis, pelo y grasas si todavía no han sido eliminados en las operaciones precedentes.

Los dos tipos principales de productos para rendido (rindentes) son las enzimas pancreáticas y productos a base de proteasas de bacterias y hongos.

- **Piquelado**

La finalidad de este proceso es acidular, hasta un determinado pH, las pieles en tripa antes de la curtición al cromo, al aluminio o cualquier otro elemento curtiente. Con ello se logra bajar el punto isoeléctrico de la piel, con el fin de facilitar que el curtiente penetre en la piel, en todo su corte transversal. En realidad se hace un tratamiento con sal (cloruro sódico) y ácido (ácido sulfúrico) hasta bajar a un pH de aproximadamente 3.

Las aguas residuales de este proceso se caracterizan por un elevado contenido en sales y una elevada acidez. En este punto las pieles están listas para pasar a su posterior operación, la de curtir.

- **Curtición**

Una vez la piel ha sido preparada convenientemente de acuerdo con los procesos anteriormente explicados, se debe convertir en cuero mediante el proceso de curtición. De este modo la piel adquirirá las características esperadas, haciéndola imputrescible y apta para las aplicaciones deseadas.

Este proceso se puede llevar a cabo de diferentes formas puesto que son muchos los tipos de cueros que se quieren obtener en la curtición. En primer lugar se dividen los distintos procesos de curtición según el tipo de curtiente utilizado, ya sea con extractos vegetales, con productos sintéticos, con aldehído fórmico o con otros curtientes.

A modo general, se puede decir que la curtición actúa reticulando las cadenas colagénicas de la piel y su consecuencia es que éstas ya no se hinchan o deshinchán por absorción o

pérdida de agua, aumentando la resistencia a la temperatura, la putrefacción, los agentes químicos, etc. Al final del curtido se debe lograr un pH de 3,7- 3,9 [5].

- **Rebajado**

Antes de llevar a cabo la operación de rebajado, se debe escurrir la piel curtida.

En el rebajado, se pasan los cueros por una máquina sometiéndose a un acuchillado que ajusta el espesor del cuero al deseado para conseguir un espesor uniforme. En esta operación se genera un residuo constituido por las virutas o rebajaduras.

3.2.6. Tintura y engrase

A continuación, se comentan brevemente los procesos que constituyen esta etapa suponiendo un proceso de curtición al cromo.

- **Neutralización**

Como etapa previa a la recurtición hay que neutralizar el cuero curtido al cromo para posibilitar a los recurtientes y colorantes, una penetración regular en el cuero, llevando el pH a valores del orden de 4,5 a 5,5 según los casos [2].

Además con ello se evita la corrosión en el metal durante la recurtición al ponerlo en contacto con diversos metales durante largos periodos de tiempo y en condiciones desfavorables de humedad y a temperaturas elevadas.

Por otra parte, si se prescinde de esta etapa, puede producirse cierta irritación al ponerlo en contacto con la piel humana debida a la acidez.

- **Recurtición**

La etapa de recurtición consiste en la adición de curtientes, similares o iguales a los que se utilizan en la curtición con el fin de dotar a la piel curtida de las características requeridas para definir un artículo determinado. Se lleva a cabo en los bombos de tintura y engrase. Las aguas residuales procedentes de esta etapa presentan un pH de 4,4 [4].

- **Tintura**

La tintura del cuero comprende el conjunto de operaciones cuyo objeto es conferir a la piel curtida una coloración determinada, sea superficial, parcial o total.

En general, la tintura de los cueros se realiza en bombos altos y estrechos para favorecer la penetración y la rápida distribución del colorante. Una vez acabada la tintura, hay que controlar el pH, así como el agotamiento y el atravesado, características que hacen

referencia al poder colorante del baño. Así, el pH final está entre 3-3,5 y el baño debe estar débilmente coloreado y no debe teñir la mano. Tras el teñido, se procede a lavar los cueros para eliminar los restos de baño de color.

- **Engrase**

En las operaciones previas al proceso de curtición del cuero, como el pelambre y el rendido, se eliminan la mayor parte de los aceites naturales de la piel, quedando el cuero sin la lubricación suficiente, lo que hace que se acabe secando. El cuero curtido es entonces duro y poco flexible.

El engrase se realiza por tanto para obtener un cuero de tacto más suave y flexible, lo cual se logra por incorporación de materias grasas que mantienen las fibras de la piel curtida separadas y las lubrican para que se puedan deslizar fácilmente.

El grado de impermeabilidad de un cuero depende de la cantidad y del tipo de grasa empleada, por lo que variando los porcentajes de grasa y las combinaciones de agentes engrasantes se obtienen distintos productos.

3.2.7. Secado

Tras escurrir los cueros se procede al secado, con lo que se pretende eliminar el exceso de humedad.

3.2.8. Operaciones previas al acabado

Posteriormente, se realizan otras operaciones como son el esmerilado por el lado de la carne para eliminar las fibras largas, el recortado de partes defectuosas y otras operaciones de ablandamiento o estirado.

3.2.9. Acabado

Los procesos de acabado suelen tratarse de la aplicación de productos sobre la flor para conseguir el aspecto final requerido para la piel según su uso final, modas o exigencias del cliente.

En la figura 1 se presenta un esquema con la secuencia de las etapas descritas anteriormente.

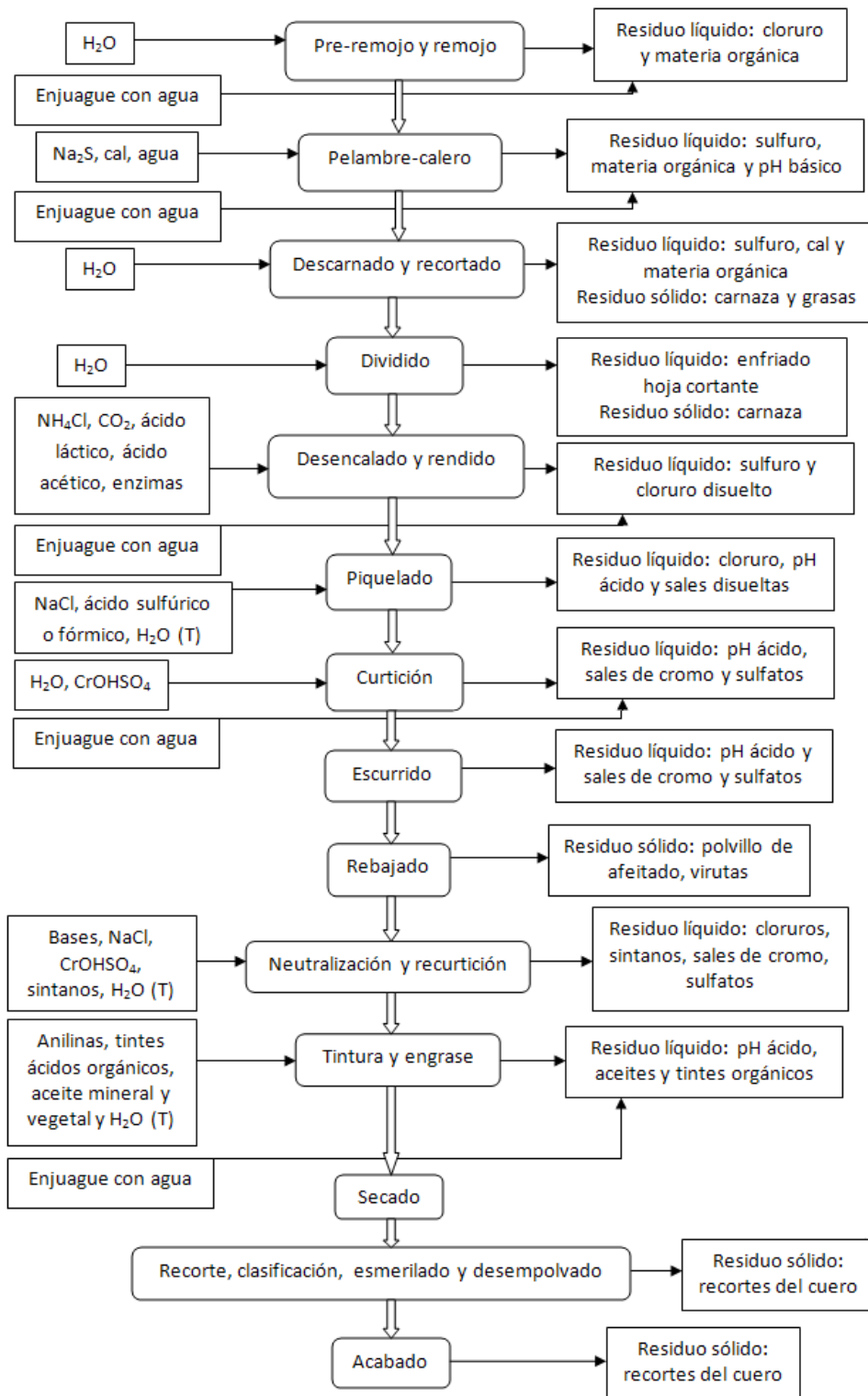


Figura 1. Esquema de las diferentes etapas que se dan en una tenería [4]

3.3. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE TENERÍA

3.3.1. Introducción

La industria de curtidos siempre se ha caracterizado por el elevado consumo de agua a lo largo de todos sus procesos. Aproximadamente el 70% de las aguas residuales se generan en las etapas de remojo, pelambre, calero, desescalado, rendido, y el 30% restante en el piquel, curtición, neutralización, recurtición y tintura. De estas etapas el pelambre-calero es claramente la que contribuye de forma más importante, consumiendo en torno al 23-27% del agua consumida en todas las etapas [2]. Con el paso de los años, la aplicación de las mejores técnicas disponibles y la legislación medioambiental ha provocado que el consumo de agua disminuya. El problema radica en que al disminuir el consumo de agua, entre 15 y 25 litros por kg de piel bruta, la concentración de sustancias residuales, ya sean sulfatos, cloruros o materia orgánica, aumenta.

Las aguas en general se caracterizan por su alto contenido en materia orgánica, salinidad y DQO. A continuación se muestra un orden de magnitud de los efluentes que se pueden encontrar en este sector.

Tabla 3: Caracterización de las aguas residuales procedentes de una tenería con operaciones de ribera y curtido a cromo a partir de piel bovina [6]

PARÁMETRO	VALOR
DBO ₅ (mg/l)	3000-3500
DQO (mg/l)	5000-5500
Sólidos en suspensión (mg/l)	2500-3000
Cr ⁺³ (mg/l)	80-100
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	1800-2000
Cl ⁻ (mg/l)	5000-6000
pH	8-9
Conductividad (mS/cm)	10-12

A continuación, se agrupan las aguas residuales generadas en dos grandes grupos, según sean de naturaleza alcalina o ácida y se profundiza en cada uno de estos tipos de efluentes.

3.3.2. Aguas alcalinas

Las aguas alcalinas se generan fundamentalmente en la etapa de remojo y pelambre:

- **Las aguas de remojo** se caracterizan por generar un volumen muy importante de aguas residuales con un elevado contenido en estiércol, suero de sangre, proteínas solubles, tensioactivos y cloruro sódico, procedente de la conservación de las pieles.
- **Las aguas de pelambre**, se caracterizan por representar un volumen de aguas residuales menor que el de la etapa de remojo pero su carga orgánica supera el 50% del total de la carga orgánica producida y por un pH mayor que 12.

Estas aguas contienen elevado contenido en pelo, proteínas, cal y sulfuros, además de pequeñas cantidades de grasas.

3.3.3. Aguas ácidas

A continuación, se resumen las principales características de los efluentes ácidos:

- **Las aguas de desencalado** contienen principalmente proteínas solubles y sales cálcicas.
- **Las aguas de piquelado** se caracterizan por un elevado contenido en cloruro sódico y ácidos.
- **Las aguas de curtición**, caracterizadas por su alta salinidad y por abundancia de sales de cromo III y fibras de cuero.
- **Las aguas de neutralización** cuya carga contaminante es relativamente baja con contenidos variables de sales neutras y sales de cromo.
- **Las aguas de recurtición, tintura y engrase** que contienen fundamentalmente grasas emulsionadas, colorantes y recurtientes.

En la tabla 4 aparece la contribución en la contaminación de las aguas de las distintas etapas en una tenería.

Tabla 4: Aportación de cada proceso a la contaminación total en una tenería [6]

PARÁMETROS	PROCESO					
	Remojo	Apelambrado	Desencalado Rendido	Piquelado Curtición	Resto	Total
DBO ₅	10%	70%	3%	2%	15%	100%
DQO	15%	55%	3%	2%	25%	100%
SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	5%	55%			40%	100%
SALINIDAD	60%	-	8%	25%	7%	100%
TOXICIDAD	-	76%	-	24%	-	100%

4. TRATAMIENTO CONVENCIONAL DE AGUAS RESIDUALES DE TENERÍA

En España, la industria de la curtición viene a verter aproximadamente el 80% de sus efluentes a la red de colectores y el 20% tiene vertido directo o indirecto a cauce superficial. Es importante tener en cuenta que el tipo de tratamiento a aplicar para cumplir con los límites que dicta la legislación dependerá del caudal de aguas residuales a tratar [7]. De este modo:

- Para caudales inferiores a 500 m³/día
Se recomienda un tratamiento discontinuo, que esencialmente conste de las etapas de homogeneización-floculación-decantación
- Para caudales entre 500-1500 m³/día
Se recomienda un tratamiento en continuo, que conste fundamentalmente de las etapas de homogeneización-floculación-decantación. Para aguas más complejas o condiciones más exigentes de calidad de vertido (si por ejemplo el agua va a verterse a cauce), se le añadiría un tratamiento biológico e incluso además un terciario.

A continuación se van a describir todos los procesos por los que puede someterse un agua residual procedente de una tenería.

4.1. PRETRATAMIENTO

4.1.1. Desbaste

El objetivo del desbaste es eliminar los sólidos gruesos que puedan causar obstrucciones y sólidos de menor tamaño que puedan causar abrasión, evitando que disminuya la eficacia de los procesos posteriores.

Puede llevarse a cabo mediante rejas verticales o inclinadas, cuya separación entre barrotes está entre 50 y 150 mm y con las que se realiza el desbaste grueso y de separación entre 10 y 20 mm para el desbaste fino. Suelen disponerse en serie.

También pueden emplearse tamices, que pueden ser estáticos o rotativos. Están constituidos por paneles de rejas horizontales con una luz de malla entre 0,2 y 3 mm.

Los sólidos procedentes del desbaste se recogen y se llevan a un vertedero controlado o a un gestor externo en caso de que sea necesario o se incineran.

4.1.2. Oxidación de sulfuros

Concretamente en el caso de las tenerías, antes de llevar a cabo la homogeneización de las aguas con el correspondiente ajuste de pH, se debe realizar la oxidación de los sulfuros presentes en las aguas alcalinas generados en la fase de apelmbrado. Por tanto las aguas alcalinas deben ser conducidas a un tanque agitado en el que se produce dicha oxidación a través de la inyección de aire mediante difusores.

4.2. TRATAMIENTO PRIMARIO

Tanto la homogeneización, como la coagulación-floculación y la decantación pueden llevarse a cabo en tanques separados o en un mismo tanque por el orden que se indica.

4.2.1. Homogeneización-Neutralización

Con el objetivo de homogeneizar las propiedades del agua residual es necesaria una etapa de homogeneización. Se lleva a cabo en depósitos dotados de un agitador mecánico y difusores de aire para facilitar la homogeneización de las aguas alcalinas y ácidas.

Por otra parte, con ello se consigue ajustar el pH al óptimo para llevar a cabo la posterior etapa de coagulación-floculación. En caso de que fuera necesario se adiciona H_2SO_4 para reducir el pH o cal viva o hidratada o NaOH para aumentarlo.

4.2.2. Coagulación-floculación

Para eliminar las partículas en suspensión caracterizadas por su gran estabilidad (puesto que se repelen entre ellas por estar cargadas en general negativamente) y por tanto poca sedimentabilidad, se emplean procesos de coagulación-floculación haciendo que aumente la sedimentabilidad de estas partículas.

Mediante la coagulación se consigue neutralizar las cargas eléctricas de una suspensión coloidal, de forma que las partículas coloidales empiezan a agregarse. Los coagulantes más extendidos son $FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$ y el $Al_2(SO_4)_3$. Durante la coagulación es necesario mantener una cierta agitación para favorecer el contacto entre el coagulante y las partículas coloidales.

La floculación permite favorecer la agrupación de dichas partículas ya descargadas, formando agregados de mayor tamaño denominados flóculos acelerándose así la sedimentación. Para ello generalmente se adicionan polielectrolitos, compuestos por moléculas orgánicas poliméricas que forman puentes entre las partículas. En este caso la

agitación debe ser mucho más moderada que en la coagulación para evitar las roturas de los flóculos.

Para implantar tanto esta etapa como la etapa de ajuste de pH es necesario llevar a cabo ensayos "Jar-Test" a escala de laboratorio, mediante los cuales se determinan tanto el pH de adición del coagulante, como las dosis óptimas tanto de coagulante como de floculante.

4.2.3. Decantación

El objetivo de la decantación es la eliminación de los sólidos en suspensión presentes en el agua residual mediante sedimentación por acción de la gravedad. Se produce la sedimentación cuando la velocidad ascensional del agua es inferior a la velocidad de descenso de los sólidos.

Se lleva a cabo en un decantador, que puede ser de diversas geometrías y que además puede ser estático o dinámico, es decir dotado de una serie de elementos mecánicos para realizar la recogida de los flotantes y para conducir los fangos decantados hasta la zona de extracción.

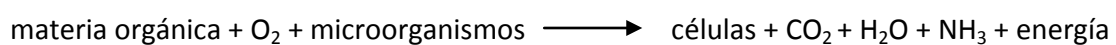
4.3. TRATAMIENTO BIOLÓGICO.

4.3.1. Generalidades

El tratamiento biológico consiste en la eliminación de la materia orgánica a través de la acción de los microorganismos y en la separación del agua de los fangos mediante sedimentación. Los procesos biológicos se pueden clasificar en:

- Procesos aerobios, es decir, con presencia de oxígeno
- Procesos anaerobios, con ausencia de oxígeno

Los más comunes son los procesos aerobios que se definen como aquellos realizados por microorganismos, que en presencia de oxígeno actúan sobre la materia orgánica e inorgánica disuelta, suspendida y coloidal que existe en el agua residual:



Según la disposición de la biomasa en el reactor, los procesos aerobios se dividen en dos grupos:

- Procesos de Cultivo en Suspensión (Fangos Activos). Es un sistema de tratamiento de las aguas residuales en el que se mantiene un cultivo biológico formado por diversos tipos de microorganismos suspendidos en el agua residual formando flóculos. A la mezcla de los microorganismos y el agua residual se le denomina licor de mezcla.
- Procesos de Cultivo Fijo (Lechos Bacterianos, Biodiscos). El agua a tratar se hace pasar en sobre un soporte de gran superficie específica, sobre el que se desarrollan los microorganismos. No requiere de aireación forzada.

Los procesos por fangos activos, al contrario que los de cultivo fijo, permiten operar con variaciones de carga másica y tener un control de la concentración de microorganismos en el reactor, así como de la concentración de oxígeno disuelto, aunque éstos supongan mayores costes de aireación. Esto ha hecho que el proceso por fangos activos sea el más utilizado en depuración de aguas residuales.

Concretamente el tratamiento convencional por fangos activos consta de un reactor agitado y aireado mediante la inyección de aire, en el que se desarrollan los microorganismos dispersos en flóculos (biomasa), alimentándose de la materia orgánica a depurar degradándola. Esto hace que se produzca un crecimiento de los microorganismos existentes, provocando un espesamiento de la biomasa.

Transcurrido el tiempo de retención necesario, el licor de mezcla pasa a un decantador, donde se produce la separación del agua depurada y del fango. Los decantadores suelen ser circulares dotados de rasquetas para arrastrar el fango hacia la zona central del decantador, desde donde parte del fango es recirculado y parte es purgado para mantener la concentración de microorganismos en el reactor.

Además del proceso convencional de fangos activos cabe destacar dos tipos de reactores que se están empezando a implantar en determinadas aplicaciones:

- SBR (“Sequencing Batch Reactor”). Este tipo de reactor opera de forma discontinua y cíclica. Cada ciclo se compone principalmente de las siguientes fases: llenado en la que se produce la entrada del agua residual, reacción, sedimentación y vaciado del agua depurada. Éste es el proceso en el que se ha centrado la TFM.

- MBR (“Membrane Bioreactor”). En este tipo de reactor se combina la degradación de la materia orgánica con la separación del agua depurada de la biomasa a través de membranas en una misma operación. El módulo de membranas puede encontrarse acoplado a la unidad biológica externamente o estar sumergido en su interior.

4.3.2. Fundamentos de los procesos biológicos aerobios

4.3.2.1. Los procesos de oxidación biológica

La oxidación biológica tiene como objeto la eliminación y estabilización de la materia orgánica presente en el agua residual mediante la acción de microorganismos, que transforman la materia orgánica coloidal y disuelta en materia floculada y sedimentable.

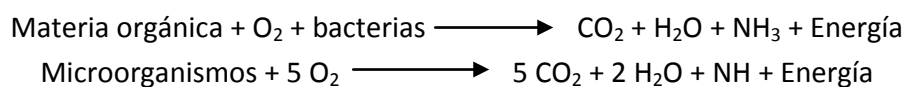
La oxidación de la materia orgánica es un fenómeno complejo en el que se genera la energía necesaria para la vida de los microorganismos y sus manifestaciones (reproducción, crecimiento, movimiento, etc.).

De forma simplificada se puede decir que los microorganismos para realizar sus funciones vitales necesitan:

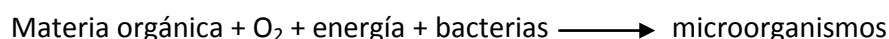
- Una fuente de energía para desarrollar sus actividades
- Una fuente de carbono para realizar la síntesis celular
- Una fuente de oxígeno y nutrientes necesarios para la vida

En los procesos de oxidación biológica tienen lugar dos tipos de reacciones, las de oxidación y las de síntesis [8]:

- Reacciones de oxidación. Son exotérmicas y consisten en la oxidación de la materia orgánica y la autocombustión del protoplasma celular.



- Reacciones de síntesis. Son endotérmicas y se produce la incorporación de la materia orgánica al protoplasma de los microorganismos, produciéndose nuevos microorganismos.



Después de un tiempo de contacto suficiente entre la materia orgánica del agua residual y los microorganismos, la materia orgánica del medio disminuye considerablemente transformándose en nuevas células que seguirán actuando sobre el agua residual, gases y otros productos.

4.3.2.2. Eliminación del nitrógeno

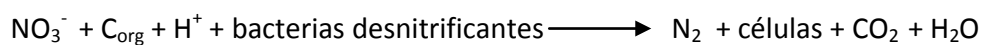
Para poder eliminar el nitrógeno presente en el agua residual, en primer lugar, se produce la amonificación en la que el nitrógeno orgánico pasa a ser nitrógeno amoniacal, reacción que se da muy rápidamente. A continuación se produce una nitrificación y una desnitrificación.

El proceso de Nitrificación. Es el proceso en el que el nitrógeno orgánico y amoniacal se oxida por acción de las bacterias nitrificantes, transformándose primero en nitrito (por acción de las nitrosomonas) y, posteriormente en nitrato (por acción de las nitrobacter). La reacción más lenta es la realizada por las nitrosomonas siendo esta la etapa limitante, por lo que es importante que la edad del fango sea la suficiente para que se desarrollen las bacterias nitrificantes. Estas bacterias son autótrofas aerobias, por lo que necesitan carbono inorgánico, procedente del carbonato del agua y otras sustancias, y oxígeno. Por otra parte el suministro de oxígeno debe ser tal que permita la nitrificación y la oxidación de la materia orgánica.

La reacción global es:



El proceso de Desnitrificación. La desnitrificación consiste en el paso de los nitratos a nitrógeno atmosférico, eliminándose así del agua, por la acción de un grupo de bacterias llamadas desnitrificantes. Estas bacterias son bacterias heterótrofas (necesitan carbono orgánico) y facultativas, lo que significa que en ausencia de oxígeno utilizarán el contenido en los nitratos. Por tanto para que se produzca la desnitrificación se debe operar sin aireación, es decir en condiciones anóxicas:



4.3.2.3. Eliminación del fósforo

Aunque la eliminación del fósforo (en forma de fosfato) ha sido tradicionalmente por precipitación con aluminio o hierro trivalente, se han desarrollado métodos para su eliminación biológica, más allá de lo que supone la simple asimilación por parte de los organismos para integrarlo en su crecimiento celular [9].

Los métodos están basados en someter inicialmente a la masa bacteriana a un ambiente anaerobio, donde determinadas bacterias heterótrofas tienen tendencia a no consumir

fósforo para el crecimiento debido a la presencia de ácido acético. Sin embargo, si posteriormente son sometidos a un sistema aerobio, consumen fósforo con avidez.

4.3.3. Fundamentos de los procesos biológicos anaerobios

El tratamiento anaeróbico de las aguas residuales supone la descomposición de la materia orgánica y/o inorgánica en ausencia de oxígeno molecular.

Los microorganismos causantes de la descomposición de la materia se dividen en dos grupos [10]:

- **Bacterias formadoras de ácidos:** estas hidrolizan y fermentan compuestos orgánicos complejos a ácidos simples, de los cuales los más corrientes son el ácido acético y el ácido propiónico.
- **Bacterias formadoras de metano:** estas convierten los ácidos formados por las bacterias del primer grupo en gas metano y CO₂. Las bacterias que se alimentan del ácido acético y del ácido propiónico tienen tasas de crecimiento muy lentas y por ello su metabolismo se considera una limitante de proceso.

Resulta ventajoso emplear los procesos anaerobios en la depuración de aguas con elevada concentración de materia orgánica, como son las industrias agroalimentarias, llevando a un ahorro en los costes de operación puesto que estos procesos no necesitan suministro de oxígeno.

Por el contrario, presentan una serie de inconvenientes que hacen que su implantación no sea muy frecuente y que son:

- La lentitud del proceso anaerobio obliga a trabajar con altos tiempos de residencia, por lo que es necesario diseñar reactores o digestores con una alta concentración de microorganismos.
- Es un proceso complejo en el que intervienen varios grupos de bacterias que deben estar en correcto equilibrio entre ellas.
- Las bacterias productoras de metano son muy sensibles a los tóxicos.

Algunos autores han propuesto tratamientos anaerobios con diferentes tipos de reactores para las aguas residuales de curtidos, [11], [12], [13], [14], pero su implantación a nivel industrial es compleja, como se ha comentado anteriormente.

4.4. TRATAMIENTO TERCARIO

Concretamente en la industria de curtidos, el principal problema de las aguas generadas es la concentración de sales (como son los sulfatos, cloruros y cromo trivalente). Para poder reducirla se puede aplicar un tratamiento por membranas tal y como plantea la doctora M.V. Galiana en su Tesis Doctoral [15].

En primer lugar se aplica un proceso de nanofiltración con el que se consigue eliminar en gran parte los sulfatos. Sin embargo, solo se consigue la eliminación de los iones monovalentes presentes aplicando posteriormente un tratamiento por ósmosis inversa, obteniéndose finalmente un agua con suficiente calidad como para ser empleada de alimento en el proceso productivo de curtidos.

4.5. TRATAMIENTO DE LOS FANGOS

Los fangos presentan características por las que no pueden ser empleados en usos agrícolas, según la Directiva 91/271 CEE, por lo que deben ser gestionados a través de un gestor de residuos. Para reducir costes, es importante reducir su volumen disminuyendo su contenido en agua. Para ello se pueden hacer pasar por un espesador de fangos y posteriormente por un filtro prensa.

5. REACTOR SECUENCIAL BIOLÓGICO

Durante casi un siglo, el sistema de fangos activos ha sido el proceso tradicional para llevar a cabo una eliminación efectiva de la materia orgánica. En las últimas décadas ha sido implementado por su capacidad potencial de eliminar nitrógeno y fósforo y para la investigación de los mecanismos fundamentales de la microbiología implicada traduciéndose en una mejora en el proceso.

Después de la publicación de los resultados obtenidos por Arden y Lockhett (1914) sobre los sistemas de fangos activos, se instaló la primera planta con un sistema de llenado-vaciado [16].

Después de 1920 aprovechando las propiedades de sedimentabilidad de los fangos activos, los esfuerzos fueron dirigidos hacia la adaptación del proceso para que operara en continuo.

Después de la implantación de los procesos continuos para el sistema de fangos activos, en la década de los 60 nació el interés por los sistemas de alimentación discontinua con el desarrollo de nueva tecnología y equipos. El sistema, que consistía en que había una alimentación y una descarga periódicas, se denominó SBR. Las investigaciones posteriores se centraron en investigar y potenciar las ventajas de este sistema frente al sistema continuo. La mayoría de los ejemplos de estudio fueron realizados por Dennis y Irvine (1979) en los que se probó que las características de sedimentabilidad variaban en función del ratio llenado/reacción [17]. Hopker y Schroeder (1979) demostraron que con menor carga de alimento se obtenía mejor calidad de efluente, y que el tratamiento “semi-batch” era más adecuado para minimizar el crecimiento disperso de los microorganismos [18]. Irvine et al. (1979) demostraron la factibilidad de la nitrificación-desnitrificación, dado un correcto diseño y modo de operación [19]. Ketchum y Liao (1979) investigaron el potencial de los SBR para la eliminación del fósforo [20]. Estos estudios demostraron que el SBR era un proceso seguro para llevarlo a la práctica como una alternativa viable y novedosa para el tratamiento biológico de aguas residuales urbanas e industriales [21].

El SBR (Reactor Secuencial Biológico) es quizás la innovación más prometedora del proceso de fangos activos para la eliminación de materia orgánica y nutrientes. En un corto periodo de tiempo, se ha convertido en una de las opciones más empleadas para el tratamiento de aguas residuales industriales debido a su simplicidad y su flexibilidad de operación.

5.1. FUNCIONAMIENTO DEL SBR

El reactor SBR realiza una depuración biológica de las aguas residuales, en este caso procedentes de la industria de curtidos (tenería) mediante un sistema de fangos activos. De esta forma se consigue eliminar la materia orgánica presente en estas aguas.

Fundamentalmente un SBR está formado por un único tanque donde se llevan a cabo las funciones de un reactor biológico y la separación de fangos. En un proceso convencional de fangos activos en flujo continuo la aireación y la decantación tienen lugar simultáneamente en tanques separados, en cambio, en un SBR estas operaciones se llevan a cabo en el mismo tanque y de forma secuenciada. De forma más detallada, las etapas que se llevan a cabo en el SBR son: llenado (anóxico y aerobio), reacción (aerobia), sedimentación, vaciado y reposo.

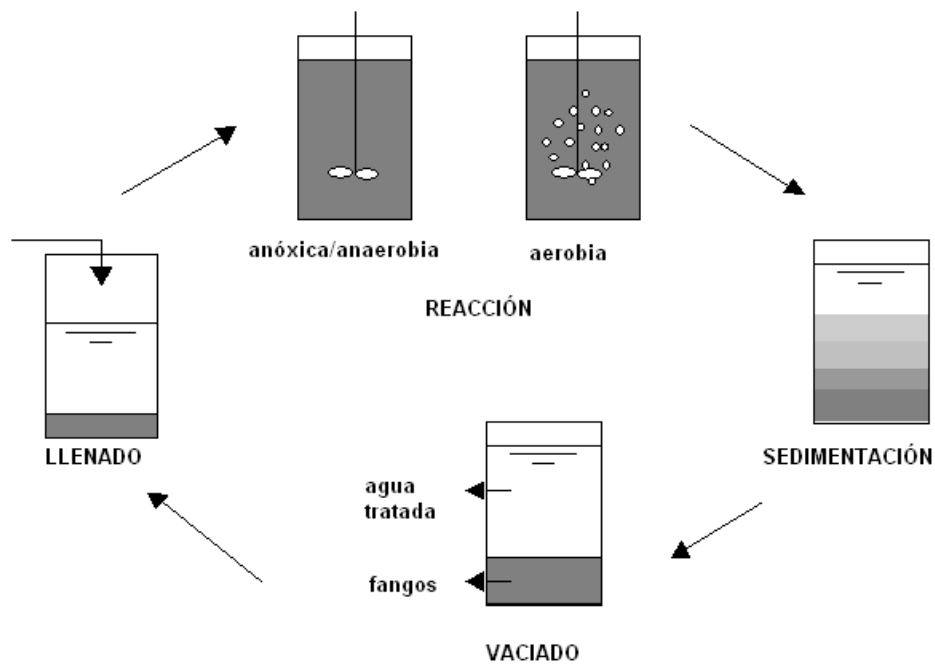


Figura 2: Esquema de las distintas fases de un SBR

LLENADO: Se introduce el agua residual y se mezcla con el licor de mezcla del ciclo anterior, aumentando así la concentración de alimento para que empiece de nuevo la degradación de la materia orgánica. El llenado puede ser estático (sin agitación ni aireación) o con agitación pero sin aireación o aireado.

REACCIÓN: En esta etapa continúan las reacciones de descomposición que han empezado durante la etapa de llenado. La reacción se da en fase aerobia y agitada en la cual se da la descomposición de la materia orgánica por parte de las bacterias heterótrofas. En primer

lugar se descompone la materia rápidamente biodegradable. La fase de reacción se puede subdividir en sucesivas fases de agitación y de aireación en función de los objetivos perseguidos (eliminación de materia orgánica, eliminación conjunta de materias orgánicas y nutrientes).

SEDIMENTACIÓN: El sistema se mantiene en reposo permitiendo así la decantación del fango del agua depurada por efecto de la gravedad.

VACIADO: Parte del agua sobrenadante es extraída, quedándose el licor de mezcla constituido por el fango y una parte de agua que se deja en el reactor. Para garantizar la calidad del sobrenadante se debe evitar en la medida de lo posible la salida de biomasa o el arrastre de sólidos en suspensión.

REPOSO: Esta etapa sirve además de para ajustar el tiempo entre ciclos, para que exista un intervalo de tiempo entre el vaciado (sin agitación) y el llenado (con agitación) para evitar la salida de parte del fango del reactor. Esta etapa es conveniente que esté pero no es absolutamente necesaria para el correcto funcionamiento del SBR.

Por otra parte, al igual que en el proceso convencional de fangos activos se tendrá que efectuar una purga periódica de fango en exceso, debido a las reacciones anabólicas de los microorganismos del fango activado que hacen que aumente el volumen de fangos.

5.2. PARÁMETROS A CONSIDERAR

A continuación se van a explicar los principales parámetros de un SBR:

❖ *Variables relacionadas con el volumen*

Se define V_T como el volumen total de reacción, es decir, el volumen del reactor después de la fase de llenado. V_S es el volumen que ocupa el fango sedimentado tras la fase de sedimentación. V_0 es el volumen del licor mezcla en el reactor tras la fase de vaciado y previamente a la fase de llenado del siguiente ciclo, compuesto por el volumen que ocupan los fangos decantados más el volumen ocupado por el clarificado no extraído en la fase de vaciado. V_F es el volumen de agua residual que se añade en la fase de llenado de cada ciclo.

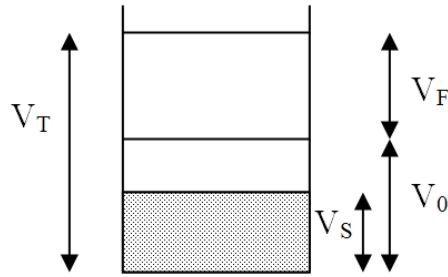


Figura 3: Nomenclatura

❖ *Variables relacionadas con la duración de cada ciclo*

Se denomina T_c al tiempo de duración de cada ciclo y t_i al tiempo de duración de la fase i . Se distinguen las fases de llenado (t_F), de reacción (t_R), de sedimentación (t_S), de vaciado (t_D) y de reposo (t_I), de forma que el tiempo de duración del ciclo es la suma de los tiempos de duración de cada fase.

$$T_c = \sum t_i = t_F + t_R + t_S + t_D + t_I$$

Parece más apropiado desde el punto de vista del proceso considerar t_p como la suma de tiempos de reacción y llenado cuando el llenado ya se hace con mezcla o aireación. Por tanto, t_p se podría expresar también como la suma de tiempos de fases en las que hay mezcla sin aireación (t_M) y en las que hay aireación (t_A) o como la suma del tiempos en los que las condiciones son anaerobias (t_{AN}), anóxicas (t_{ANOX}) y aerobias (t_A).

$$t_p = t_M + t_A = t_{AN} + t_{ANOX} + t_A$$

❖ *Frecuencia del ciclo (m).*

Es el número de ciclos por día. Define además el tiempo de duración del ciclo, T_c , y el volumen de llenado de cada ciclo, V_F .

$$T_c = \frac{1}{m}$$

$$V_F = \frac{Q}{m}$$

donde Q es el caudal de agua residual a tratar en $m^3/\text{día}$

❖ *Ratio de tiempo de llenado (RTLL).*

Se expresa como el cociente entre el tiempo de llenado (t_F) y el tiempo que dura el ciclo (T_C).

$$RTLL = \frac{t_F}{T_C}$$

❖ *Ratio de intercambio de volumen (RIV).*

Se calcula como el cociente entre el volumen de agua residual añadida en la fase de llenado (V_F) y el volumen total (V_T).

$$RIV = \frac{V_F}{V_T}$$

❖ *Tiempo de retención hidráulico (TRH).*

Como en el proceso continuo, se define como el cociente entre volumen total de reacción y el caudal a tratar.

$$TRH = \frac{V_T}{Q}$$

Además también puede expresarse en función de T_C :

$$TRH = \frac{V_T}{Q} = \frac{(V_0 + V_F)}{m \cdot V_F} = \left(1 + \frac{V_0}{V_F}\right) \cdot T_C$$

De forma similar, TRH puede expresarse en términos de RIV :

$$TRH = \frac{V_T}{m \cdot V_F} = \frac{T_C}{RIV}$$

❖ *Edad del fango.*

La edad del fango se define como el tiempo necesario para la extracción de la totalidad de fangos del proceso.

La edad del fango se calcula como la masa de fango contenida en el reactor, M_X , dividido por la purga diario de los mismos, P_{XT} .

$$\theta_X = \frac{M_X}{P_{XT}}$$

La edad del fango puede ser definida en términos de volumen de reactor V_T , el volumen de fango purgado del licor de mezcla en cada ciclo V_W y el tiempo de duración del ciclo T_C . En la práctica la purga del exceso de fangos se realiza por día o incluso por semana.

Se puede calcular también a partir de la fase de reacción, cuando la concentración de microorganismos es la misma en todo el volumen (V_T). A esta concentración la denominamos X_T . Si se hiciera la purga en esta fase y en continuo, el volumen diario purgado sería igual a $m \cdot V_W \cdot X_T$. Entonces la edad del fango será:

$$\theta = \frac{V_T \cdot X_T}{m \cdot V_W \cdot X_T}$$

$$\theta = \frac{V_T}{V_W} \cdot T_C$$

En la práctica la purga se hace tras la fase de sedimentación, y tiene lugar una vez al día o, incluso, una vez a la semana.

También se suele definir en ocasiones la edad del fango aerobia (θ_A), el único periodo en el que se pueden desarrollar las bacterias autótrofas.

$$\theta_A = \theta \cdot \frac{t_A}{T_C}$$

El crecimiento de las bacterias heterótrofas se da tanto en el periodo aerobio como en el anóxico, por lo que en este caso, el periodo efectivo es la suma del anóxico y el aerobio. La edad del fango efectiva (θ_E) se calculará como:

$$\theta_E = \theta \cdot \frac{t_A + t_{ANOX}}{T_C}$$

La relación entre la edad de fango areobia y la edad del fango efectiva se expresa como:

$$\theta_E = \theta_A \cdot \frac{1}{\left(1 - \frac{t_{ANOX}}{t_E}\right)}$$

❖ *Carga másica*

Representa la relación entre la DBO_5 que llega al tratamiento biológico con la masa de fangos del reactor dando idea de la relación entre el alimento y los microorganismos presentes en el reactor.

Las bacterias se convierten normalmente en dominantes, las cuales deben de ser capaces de utilizar los residuos orgánicos y formar rápidamente flóculos que faciliten su separación del efluente y que aseguren su retención en el sistema.

En cuanto a las bacterias filamentosas, la mayoría de ellas tienen una baja o nula actividad como bacterias nitrificantes o desnitrificantes, así como una baja capacidad de almacenamiento de sustancias solubles.

Las bacterias nitrificantes autótrofas, aunque no están en competición por la misma fuente de energía, pueden competir por el oxígeno si es limitante. Deben mantener su población en competición con las bacterias heterótrofas presentes en el flóculo.

La población de los protozoos es más difícil de definir. Las formas holozoicas, especialmente los ciliados, se alimentan de bacterias y otros protozoos. La ausencia de protozoos ciliados lleva asociada un efluente turbio por la presencia de bacterias dispersas, por lo que los protozoos contribuyen en la obtención de un efluente clarificado. En el desarrollo de un sistema de fangos activos se produce una sucesión de las especies dominantes de la población de protozoos en paralelo con la de la población bacteriana. En los inicios del desarrollo del flóculo muchas bacterias están dispersas en el líquido, lo que favorece a las formas que nadan libremente, y a medida que las bacterias flocculan las formas fijas y las asociadas a los flóculos son favorecidas. A medida que los fangos maduran, los organismos de los niveles tróficos más altos como son los rotíferos y los gusanos nematodos pueden establecerse.

Para finalizar, un factor a tener en cuenta es la pérdida de microorganismos debido a las salidas con el efluente y las descargas del exceso de fangos. Los microorganismos ligados al flóculo o los asociados con la superficie del flóculo, es menos probable que sean eliminados del sistema junto con el efluente que los que nadan libremente. Por tanto la capacidad de una especie de protozoos para establecerse y mantenerse en el sistema depende del espacio donde se desarrolle.

5.3.3. Estructura de los flóculos

Las bacterias deben ser capaces de formar un flóculo discreto sedimentable o ser atrapadas dentro de él. El flóculo puede considerarse en principio formado como resultado de la actividad biológica y de las fuerzas físicas.

En el flóculo se pueden considerar dos niveles de estructura: la microestructura y la macroestructura [22].

- La microestructura del flóculo es conferida por los procesos de agregación y biofloculación y da lugar a la formación de flóculos normalmente pequeños esféricos y compactos, aunque débiles y fácilmente afectados por la turbulencia del reactor.
- La macroestructura es proporcionada por microorganismos filamentosos. Estos forman una red sobre la que cual se fijan los flóculos, originando flóculos grandes y de forma irregular, fuertes y resistentes a las turbulencias del reactor.

Dependiendo de la cantidad de bacterias filamentosas pueden distinguirse tres tipos de flóculos:

- Flóculo ideal, cuando la proporción de bacterias formadoras de flóculos y bacterias filamentosas es la correcta formándose flóculos que sedimentan fácilmente dando lugar a un fango concentrado y un sobrenadante limpio.
- Flóculo punta de alfiler, cuando prácticamente no existen bacterias filamentosas, existiendo sólo microestructura, no sedimentando correctamente y originando un sobrenadante turbio.
- "Bulking", en el que predominan las bacterias filamentosas, las cuales crecen dentro y fuera de los flóculos impidiendo que éstos se aproximen interfiriendo en la sedimentación y compactación de los flóculos.

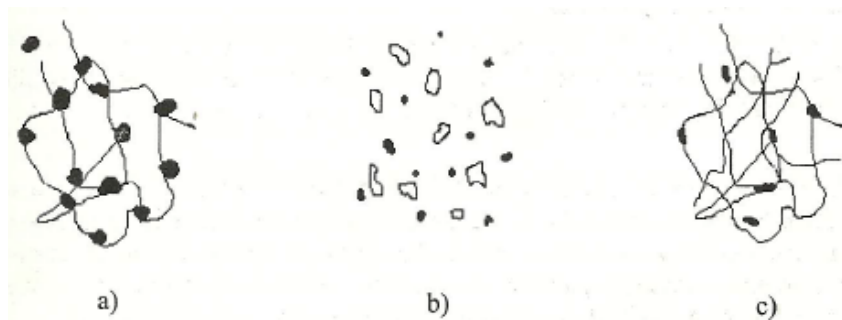


Figura 4: Efecto de la presencia de bacterias filamentosas sobre la estructura del fango activo: a) ideal, b) punta de alfiler, c) Bulking

5.3.4. Problemas de separación en el proceso de fangos activos

La separación se hace por sedimentación y los principales problemas son:

- Crecimiento disperso. No se produce la biofloculación de los microorganismos dando lugar a un efluente turbio.

- “Bulking” viscoso. Se produce un fallo en la microestructura por un exceso de polímeros extracelulares dando lugar a un fango viscoso con problemas de sedimentación y compactación.
- Flóculo punta de alfiler. Se produce debido a la baja proporción de bacterias filamentosas haciendo que los flóculos se rompan fácilmente dando lugar a flóculos pequeños que son arrastrados con el efluente.
- “Bulking” filamentoso. Es debido a un exceso de microorganismos filamentosos, haciendo que la sedimentación y la compactación sean muy deficientes.
- “Foaming” o formación de espumas. Están asociados a determinadas bacterias filamentosas con superficies celulares muy hidrofóbicas, situándose en la superficie de las burbujas de aire y formando espumas que ascienden a la superficie formando una capa espesa de color marrón.
- Flotación de los fangos. Puede ser debido a la formación de N_2 , que es un gas muy poco soluble en agua, debido al proceso de desnitrificación.

Para mejorar la sedimentabilidad en ocasiones puede interesar favorecer el crecimiento de las bacterias filamentosas. Para ello se debe operar teniendo en cuenta las siguientes consideraciones:

- Baja carga másica o elevada edad del fango
- Baja concentración de oxígeno disuelto
- Concentración de S^{2-} , aguas sépticas.
- Déficit de nutrientes, N y/o P.
- Bajo pH
- Atrapamiento de espumas en la superficie y recirculación de espumas.

Para evitar los problemas por “bulking” filamentoso es muy importante controlar la velocidad de crecimiento de las bacterias filamentosas. Se trata de conseguir que las bacterias formadoras de flóculos se desarrollen a mayor velocidad que las bacterias filamentosas (ver figura 5):

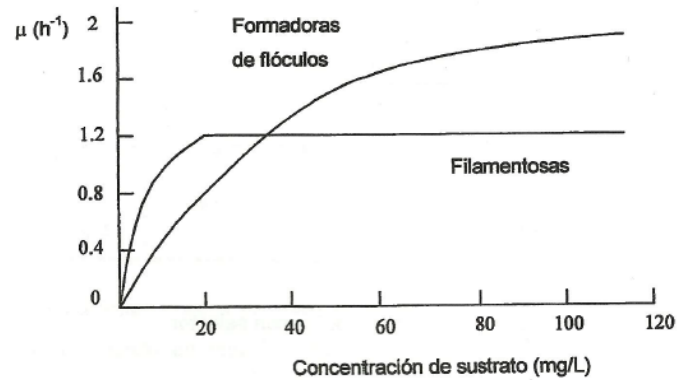


Figura 5: Velocidad específica de crecimiento en función de la concentración de sustrato para bacterias formadoras de floculos y filamentosas [23]

Otra posibilidad sería operar en condiciones que no sean aerobias, puesto que la mayoría de las bacterias filamentosas son aerobias.

En condiciones anaerobias, las bacterias acumuladoras de polifosfatos obtienen energía de sus reservas para el almacenamiento de sustrato dentro de la célula, por lo que su desarrollo se ve favorecido. El elevado contenido en fósforo de estas bacterias les confiere unas excelentes características de sedimentabilidad.

En condiciones anóxicas, las bacterias nitrificantes utilizan nitrato como aceptor de electrones produciéndose el metabolismo anóxico. Las bacterias filamentosas desnitrifican a una velocidad muy inferior a la de las bacterias formadoras de floculos por lo que éstas se verán favorecidas.

5.4. CONSIDERACIONES DEL PROCESO

El funcionamiento peculiar de los reactores SBR provoca en la fauna microbiológica una serie de efectos que se pueden resumir en la tabla 5:

Tabla 5: Efecto de la exposición cíclica de los microorganismos a diferentes modos de operación del reactor [24]

Factor variado cíclicamente	Efectos conseguidos
Alta y baja concentración de sustrato rápidamente biodegradable	Ratio de crecimiento diferencial que evita un crecimiento excesivo de bacterias filamentosas
	Minimiza la sensibilidad a cambios bruscos en la carga y a variaciones generales de factores ambientales y de constituyentes del influente.
Elevada concentración de sustrato seguida de un largo periodo de ausencia de éste.	Acumulación de sustancias poliméricas extracelulares y supresión de crecimiento excesivo de bacterias filamentosas puesto que tienen menos posibilidades de supervivencia.
	Mejora de las características físicas de las bacterias formadoras de flóculos que proporciona un mejor rendimiento.
Condiciones aeróbicas y anóxicas.	Mejora de las características físicas de las bacterias nitrificantes y desnitrificantes de forma que se consigue una mejor eliminación de nitrógeno
Condiciones anaerobias y aerobias	Aumento del rendimiento de eliminación del fósforo.

Otros aspectos a considerar que no están relacionados con la fauna microbiológica es que según el modo de operación del reactor, éste modelará de un modo u otro. Así:

1. Las fases de llenado y reacción de un SBR se pueden modelar como un reactor de mezcla completa pero de volumen variable seguido de un reactor por cargas (equivalente a un reactor de flujo pistón unidimensional en estado estacionario).

2. Si el llenado es rápido o estático, el SBR se puede modelar como un reactor de flujo pistón ideal.
3. Si el llenado se realiza a lo largo de todo el ciclo, excepto durante la decantación, vaciado y reposo, es decir, que el tiempo de llenado y de reacción fueran juntos, el sistema se podría modelar como un reactor de mezcla completa.

Finalmente, otro aspecto muy importante que se debe tener en cuenta es la frecuencia de carga del reactor. Según los estudios obtenidos por Dennis e Irvine (1979) se demuestra que la relación entre el tiempo de llenado y el de reacción tienen un impacto sobre el funcionamiento del reactor [17].

5.5. ESTUDIOS RELACIONADOS CON SBR

Para conocer mejor el comportamiento de un SBR frente a cambios operacionales en el laboratorio, se ha realizado un estudio bibliográfico recopilando información de las variables más importantes de operación y su influencia en el rendimiento del proceso. Algunas referencias se enmarcan en el ámbito de las aguas residuales urbanas y algunas otras en el de las industriales.

5.5.1. Aplicaciones con aguas residuales urbanas

Como primera aproximación al comportamiento de un SBR a continuación se detallan las aportaciones realizadas por diversos autores para aplicaciones destinadas al tratamiento de aguas residuales urbanas.

Existen diferentes factores que influyen en la eficacia de eliminación de DQO:

- La presencia de sólidos en suspensión inertes, aunque sea en pequeñas concentraciones, hace que la eficacia de eliminación de materia orgánica sea menor [25].
- La duración de la fase de reacción afecta al rendimiento del proceso, puesto que se ha comprobado que a mayor tiempo de reacción, mayor es la reducción de materia orgánica, razón por la cual se suelen emplear tiempos de reacción largos. Esto se puede relacionar en que se obtienen mejores rendimientos de eliminación operando con elevados TRH [25]. Sin embargo, según R. Scheumann y M. Kraume (2009) una continua reducción del TRH permite una mejora de la calidad de la biomasa puesto que hace que haya una mayor fracción orgánica evitándose la acumulación de sustancias inorgánicas debido al aumento de la frecuencia de extracción de efluente [26].

- Para obtener elevados rendimientos de eliminación de DQO interesa introducir un alimento con elevada carga orgánica [25]. En cuanto a la biomasa, si la carga orgánica es baja, el crecimiento de la biomasa se producirá de forma lenta y por tanto la eliminación de DQO será menor [26].
- La temperatura tiene un efecto considerable sobre la degradación de la materia orgánica y sobre el crecimiento y supervivencia de los microorganismos. Cuando la temperatura baja, las reacciones químicas y enzimáticas así como la velocidad de crecimiento de los microorganismos descienden hasta detenerse a temperaturas muy bajas. Por tanto resulta beneficioso para la eliminación de DQO trabajar a temperaturas moderadamente elevadas [25]. Por otra parte si la temperatura aumenta mucho, disminuye la solubilidad del oxígeno en el agua lo que reduciría la eficiencia del sistema, en caso de que se trate de un sistema aerobio.
- Cuanto menor es la relación DQO/N, mayor es la eficiencia de eliminación de DQO que se puede obtener cuando se trata de agua residual sintética [27].
- El tiempo de retención del fango está inversamente relacionado con la velocidad específica de eliminación del carbono orgánico total ya que si aumentan el tiempo de retención del fango aumentan los SSLM, y viceversa [28].

Respecto a la eliminación de nitrógeno, la falta de sustrato orgánico es un factor limitante en la eliminación de nitrógeno [29]. Esto es porque las bacterias desnitrificantes compiten por la fuente de carbono con otros organismos heterótrofos, resultando en un rápido déficit de carbono, provocando una nitrificación y desnitrificación simultánea desequilibradas. Por tanto según Daekeun Kim et. al (2008) si la relación C/N es baja es difícil la eliminación simultánea de materia orgánica y nitrógeno lo que se solucionaría colocando un reactor externo al SBR para la eliminación del nitrógeno tal y como hace en su estudio [30].

En los estudios de M. Lamine et. al (2007), en los que se ha operado con fases anaerobia/aerobia, se demostró que la fase anaerobia conseguía reducir gran parte de la concentración de DQO, eliminándose la DQO residual en la fase aerobia [31]. Por el contrario, según un estudio realizado con agua residual sintética alternando distintas fases (anaerobia, anóxica, aerobia, anóxica, aerobia) se puede decir que la fase aireada es la que hace que se oxide la mayor parte de la materia orgánica, la nitrificación y la absorción del fósforo en exceso [27]. Además, la repetición de etapas anóxicas y aireadas de corta duración, permiten que los microorganismos realicen mejor la desnitrificación, la nitrificación y la eliminación de la DQO y del exceso de fosfato [27].

Respecto a la eliminación de fósforo mediante SBR, es importante tener una fase anaerobia de reacción, en la que se estimule el crecimiento de los microorganismos acumuladores de fosfato presentes en el fango. Por tanto, se suele requerir una secuencia anaerobia-aerobia así como la presencia de ácidos grasos de cadena corta en la fase anaerobia.

Una elevada concentración de nitratos puede complicar la eliminación del fósforo puesto que la desnitrificación consume parte del sustrato antes de que pueda ser utilizado por los microorganismos eliminadores de fósforo, inhibiendo la liberación del fosfato en la fase anaerobia [31].

Con altos DQO/P y alta relación entre el nitrógeno total y el fósforo (NT/P), la eliminación de fósforo sigue una tendencia al alza, pues los nitratos actúan de aceptores de electrones para la absorción de fósforo. Además, la velocidad de absorción del fósforo (y de desnitrificación) aumenta si aumenta los SSLM aumentando la edad del fango [29].

Al igual que ocurre en la eliminación de materia orgánica, según los estudios de Lamine se consigue una mayor reducción de la concentración de NH_4^+ y de fósforo cuanto mayor sea el TRH [31]. Sin embargo, si a pesar de estar operando con elevados TRH el oxígeno disuelto es mayor de 1 mg/l en la fase anóxica y además la biomasa es sometida a periodos largos de escasez de alimento, es posible que no se consiga la nitrificación completa [26]. En la fase anóxica el fósforo se reduce como resultado de la absorción en la desnitrificación, y éste se acaba de eliminar en la fase aerobia. Aumentando el TRH anóxico, así como la liberación de fósforo anaerobia y la absorción de fósforo aerobia. [29]

5.5.2. Aplicaciones con aguas residuales industriales

A nivel industrial, decir que el estudio de un proceso de SBRs se muestra muy interesante en el tratamiento de aguas residuales de elevada dificultad. Por eso, una de las aplicaciones más extendidas y más investigadas es el tratamiento de aguas residuales procedentes de la industria textil, que es la aplicación que se va a comentar a continuación. El SBR permite la alternancia de fases anaerobias y aerobias por lo que es posible la eliminación de color.

I. K. Kapdan y R. Oztekin (2006) realizaron un estudio en el que se disponía de un SBR anaerobio-aerobio que operaba a distintos tiempos de retención anaerobios-aerobios y DQO iniciales cada vez mayores siendo el tiempo de reacción de 23 h. El propósito de aumentar la DQO inicial es aumentar el crecimiento de los microorganismos aerobios proporcionándoles mayor concentración de materia orgánica [32].

Los estudios de los sistemas anaerobios-aerobios del agua residual de la industria textil indican que la aireación proporciona mejoras en la eliminación de DQO y actúa como etapa de limpieza después de la eliminación de color en la etapa anaerobia. Esto es válido para bajos TRH anaerobios en SBR. Si aumenta el TRH anaerobio, la contribución de la fase aerobia en la eliminación de DQO es despreciable. La principal razón de esto podría ser por el efecto tóxico de los productos finales resultado de la biodegradación anaerobia. Como el SBR opera en discontinuo, se acumulan los compuestos tóxicos en el sistema durante mucho tiempo inhibiendo la actividad de los microorganismos aerobios. Con todo esto se puede concluir que bajos periodos de reacción anaerobia hace que la reducción de DQO sea baja, teniendo que aumentar las necesidades de aireación para obtener una DQO final lo suficientemente baja. Sin embargo, largos periodos anaerobios hacen que la fase aerobia se vuelva innecesaria para la eliminación de DQO [32].

Otra de las razones por las que interesa que la fase anaerobia sea corta es para que quede suficiente carbono orgánico para que se produzca el crecimiento de los microorganismos aerobios y que éstos no mueran durante la fase anaerobia. Los microorganismos facultativos necesitan largos tiempos de aireación para estar más activos bajo condiciones aerobias, por lo que el sistema debe estar aireado durante periodos largos [32].

Los estudios de K. Muda et. al (2010) se centran en la influencia del TRH en la sedimentabilidad de los fangos entre otros parámetros también de interés, evaluando mediante un SBR de fases anaerobias y aerobias seis ensayos con diferentes TRH y distintos tiempos de reacción anaerobia y aerobia [33].

Para un SBR con fango granular, el aumento del TRH supone una reducción del contenido orgánico, lo que produce un descenso de la concentración de biomasa (SSLM), reducción del tamaño de los gránulos y una disminución de la relación SSV/SST y haciendo que el tamaño de los gránulos se reduzca empeorando así la sedimentabilidad y produciendo una reducción de la tasa de absorción del oxígeno (OUR) y de rendimiento de la biomasa (Y) [33].

En cambio, cuando la carga orgánica aumenta por adición de fuentes de carbono, hay un leve aumento de los SSLM, del tamaño de los gránulos y del rendimiento de la biomasa Y. Para TRH altos, si aumenta la relación tiempo anaerobio/ tiempo aerobio, aumentan los SSLM, el tamaño de gránulos, desciende SVI (aumenta la sedimentabilidad) y el rendimiento de la biomasa. Para que el rendimiento de la biomasa aumente se debe aumentar el tiempo de aireación respecto al anaerobio [33].

Cuando aumenta la duración de la fase anaerobia, la relación SSV/SST disminuye lo que indica un aumento de partículas inertes dentro de los gránulos. Es posible que la

acumulación de partículas inertes dentro de los gránulos contribuya a mejorar las propiedades de sedimentabilidad de la biomasa. Además aumenta la producción de aminas, las cuales se degradan bajo condiciones aerobias, provocando un aumento en el OUR [33]. N. Pasukphun y S. Vinitnantharat (2003) afirman que el aumento del periodo no aireado en un sistema SBR causa una alteración de la población anaerobia de microorganismos lo que hace que se esperen buenos rendimientos de eliminación de DQO, tal y como ocurre en el tratamiento de aguas residuales urbanas [34].

Sin embargo, si la duración de la fase aerobia aumenta, la biomasa se reduce, y los SSV en el efluente aumentan, lo que indica que tiempos de aireación demasiado largos no son beneficiosos para el estado de la biomasa puesto que la turbulencia causada por la aireación puede romper los gránulos haciendo que abandonen el reactor debido a su pequeño tamaño y al largo tiempo de sedimentación. Si el periodo de aireación aumenta mucho se reduce la eficiencia de eliminación de DQO debido al aumento de biomasa perdida en el efluente [33]

En cuanto al contenido orgánico, a medida que éste disminuye, se requiere menos oxígeno, con lo que la concentración de oxígeno disuelto aumenta. Un bajo valor de OUR indica que la mayoría del sustrato ha sido consumido. Durante la fase aerobia, después de que se consuma todo el sustrato, los microorganismos en el reactor se someten a una fase de escasez de alimento en la que empieza la respiración endógena [33].

Al igual que ocurre en las aguas residuales urbanas, si aumenta la carga orgánica, aumenta la eficiencia de eliminación de DQO. Ong et al. (2005) observaron que cuanto mayor era la carga orgánica, mayor era la velocidad de absorción de sustrato [35].

5.5.3. Aplicación de SBR a aguas residuales de tenería

Las principales características de los efluentes procedentes de una tenería son alta carga orgánica, altos contenidos en amoníaco y nitrógeno orgánico y otros compuestos orgánicos como son sulfuros, cromo, cloruro sódico, etc.

En cuanto a este tipo de aguas, decir que pocos son los autores que han investigado sobre la aplicación de la tecnología de SBR.

G. Vidal et.al (2004) evaluó la biodegradabilidad y toxicidad de agua residual procedente del apelmbrado de una industria de curtidos, así como la actividad de la biomasa, aumentando la carga orgánica en el SBR [36].

Para cargas elevadas, el sistema puede volverse menos eficiente y la relación alimento/microorganismos aumenta [36, 37]. Sin embargo la eficiencia de eliminación de DQO también varía dependiendo de la biodegradabilidad del efluente. Se necesitan largas edades de fango aerobias para llevar a cabo la descomposición de la materia orgánica lentamente biodegradable que constituye gran parte de la DQO contenida en los efluentes de aguas residuales procedentes de tenerías [38]. Tras el tratamiento anóxico/aerobio, puede permanecer DQO refractaria en el efluente. Una elevada DQO obtenida en el efluente (en torno a 400 mg/l) indica la presencia de compuestos bio-recalcitrantes presentes en el agua residual [39].

Para cargas orgánicas bajas, resulta más difícil la reducción de la DQO. La DQO residual a veces sólo puede ser eliminada mediante tratamiento terciario o combinando tecnologías de oxidación con un tratamiento biológico [36].

Para una misma concentración de sustrato si aumentan los SSV disminuye la relación alimento/microorganismos. Este ratio se relaciona con la sedimentabilidad del fango. Cuando el ratio es bajo, el alimento presente en el sistema no es suficiente para mantener el crecimiento de la biomasa y los microorganismos son conducidos al proceso de respiración endógena, generando fangos poco sedimentables. Por otra parte, si este ratio es alto, predominan los microorganismos filamentosos dando problemas en la sedimentabilidad por efecto "bulking" [36].

Además, el contenido de compuestos inorgánicos, como son el amoníaco y el cloruro en las aguas hace que la absorción de oxígeno disminuya, con lo que la actividad de la biomasa baja [36].

La presencia de cromo tiene menos influencia sobre las bacterias desnitrificantes que en las nitrificantes. Finalmente el SBR es capaz de aclimatar la biomasa a las condiciones de inhibición, obteniéndose grandes cantidades de cromo en el fango, mientras que el efluente aparece libre de este metal [40].

Según los estudios de J.M. Martínez (2003), una disminución de los SSV puede ser debida a una edad de fango elevada, debida a la baja producción neta de fangos. Esto puede deberse a que una parte de la biomasa sea no activa y algunos microorganismos se adapten a degradarla [37].

En cuanto a la eliminación del nitrógeno presente en las aguas residuales de curtidos, resulta muy complicado llevarla a cabo debido a que la presencia de iones cloruro puede inhibir la acción de las bacterias oxidantes del nitrógeno amoniacal, inhibiendo por tanto la nitrificación. A pesar de ello, Murat et al. (2002), consiguieran la eliminación de la DQO y

nitrógeno orgánico de un agua de curtidos mediante el empleo de SBR trabajando con un TRH de 3 días [41].

Murat et al. (2006), estudiaron la reducción del nitrógeno orgánico en aguas residuales de curtidos mediante un proceso de SBR. Mencionaron que la presencia de cloruros, cromo y sulfuros interfiere en la eliminación de nitrógeno, así como la temperatura. Concluyeron que la eliminación de nitrógeno fue posible para una edad del fango (a menor temperatura más edad de fango y viceversa) y un ratio de intercambio de volumen adecuados [42].

Por tanto, debido principalmente a la concentración de cloruros, y a la presencia de otras sustancias tóxicas como son los sulfuros y los metales pesados, el estudio se centra en la eliminación de materia orgánica, no quedando en el ámbito de la TFM la eliminación de nitrógeno.

Finalmente, en el presente Trabajo Fin de Máster se va a estudiar la influencia del polielectrolito sobre la sedimentabilidad del fango presente en un SBR. Cabe comentar que no se han encontrado muchos estudios al respecto.

En este sentido, los estudios de S. Haydar y J. A. Aziz (2009) se llevaron a cabo utilizando solamente un polielectrolito catiónico, sin ninguna sal metálica como coagulante y en la etapa de pretratamiento [43].

Por otra parte, en una tenería en Grecia, se aplicó polielectrolito en un reactor operando como SBR, con el propósito de eliminar el cromo trivalente, adicionando además óxido de magnesio. Se empleó como tratamiento físico-químico pero en el interior de un SBR funcionando por fases, y era en la decantación cuando se eliminaba el cromo. Por tanto, el SBR no contenía biomasa y la fase de reacción se llevaba a cabo solamente mediante agitación (sin aireación) [44].

En el presente estudio se podrá determinar la influencia de introducir un polielectrolito catiónico sobre las características sedimentables de la biomasa en un SBR.

5.6. COMPARACIÓN ENTRE LOS REACTORES CONTINUOS Y LOS SBR

A continuación se resumen las principales características de un SBR frente a un reactor convencional de fangos activos de forma comparativa.

1. Los reactores secuenciales presentan la ventaja de una mejor flexibilidad de operación ya que se puede modelar según un tipo de reactor u otro (flujo pistón o mezcla completa) según convenga. Además, se pueden modificar todos los parámetros de operación relacionados con el volumen del reactor o con el tiempo del ciclo.

Por eso, el sistema no debe concebirse de manera rígida, puesto que en ocasiones dos o más fases se pueden llevar a cabo de manera simultánea. Por ejemplo la eliminación del exceso de fangos puede realizarse en la fase de reacción, de sedimentación o en la de reposo. Las fases de llenado y de reacción pueden llevarse a cabo alternando fases estáticas con fases de mezcla con o sin aireación.

2. Mientras que los SBR requieren una gran cantidad de analizadores en línea y un importante control de los parámetros, el flujo continuo requiere de un seguimiento más simple.
3. Los reactores en continuo presentan una recirculación de fango para mantener una concentración de éste adecuada. En el caso de los SBR esta recirculación no es necesaria ya que la sedimentación del fango se produce en el mismo reactor.
4. Mientras que los reactores en continuo deben conducir agua a las zonas anóxicas o anaerobias del reactor, para permitir una desnitrificación y/o eliminación de fósforo, los SBR sólo deben aplicar aireación y agitación durante el llenado y la fase de reacción.
5. Cuando se produce un aumento de carga hidráulica, el tiempo de retención hidráulico de todos los componentes de un sistema continuo se ven reducidos para enfrentar dicho aumento. En los SBR, lo que se hace es reajustar los tiempos dedicados a cada fase aprovechando si se puede el tiempo dedicado a reposo.
6. Los SBR presentan un mejor control de "bulking" filamentoso mediante las situaciones de abundancia/escasez de alimento, el establecimiento de la mejor relación entre el alimento y la población inicial de microorganismos y el control de la intensidad de aireación durante el llenado y permitiendo las reacciones metabólicas endógenas para producir sustancias poliméricas extracelulares durante la fase de reacción.
7. La posibilidad de llevar a cabo una nitrificación seguida de una desnitrificación dentro del tiempo correspondiente a un ciclo gracias a un buen ajuste de la intensidad de aireación.
8. La facilidad con la que se puede hacer frente a cambios puntuales como cambios estacionales en la carga y composición del agua de entrada.

9. La posibilidad de no necesitar balsas de homogeneización y haciendo que el mismo reactor actúe como tal. Así se puede llegar a prescindir de la utilización de decantadores, tanto primarios como secundarios, con el consecuente ahorro económico y de espacio que ello supone.
10. Mantener una baja concentración de sólidos en suspensión en el efluente, ya que en el SBR la sedimentación es estática.
11. Proporcionar el espesamiento del fango durante la sedimentación de forma que se disminuya el contenido en agua del fango purgado.
12. Por el automatismo de la planta, estos sistemas requieren de una menor cantidad de mano de obra.
13. En un SBR los costes de operación y de mantenimiento son menores comparados con los derivados de los sistemas convencionales de fangos activos, puesto que, aunque como se ha explicado un SBR necesita de un mayor automatismo que implicaría un aumento de los costes, el SBR prescinde de sedimentadores lo que supone una reducción de los costes de mano de obra. Además, la reducción de la necesidad de transferencia de oxígeno en el caso de que alguna parte del ciclo sea anóxica deriva también en una reducción de los costes de operación puesto que la aireación supone uno de los costes de operación más importantes.

6. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

6.1. PLANTA DE LABORATORIO

En la figura 6 se observa el diagrama de flujo correspondiente a la planta piloto en la que se llevaron a cabo los ensayos:

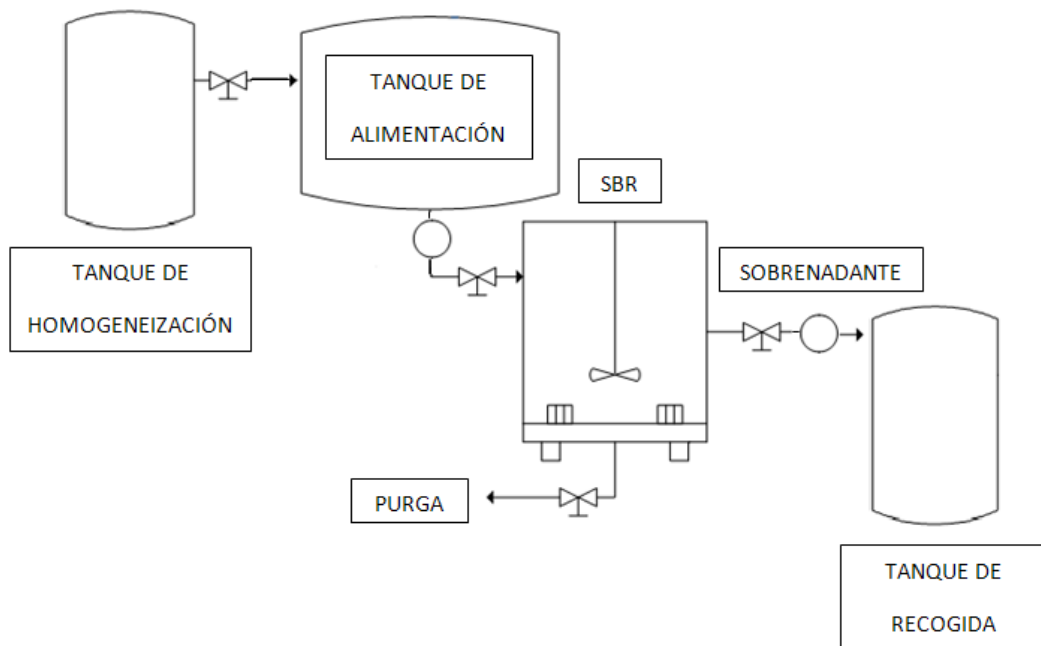


Figura 6: Diagrama de flujo de la planta piloto

La planta piloto consta principalmente de un reactor de forma cilíndrica de 11 L de capacidad, dotado de un agitador Heidolph para mantener la homogeneidad del licor de mezcla.

Tanto el llenado como el vaciado se llevan a cabo con una bomba peristáltica.

El oxígeno se suministra al reactor mediante unos difusores conectados a un compresor ubicados en la parte más profunda del reactor.

La figura 7 muestra una imagen de la planta piloto en la cual se han realizado los ensayos experimentales. En ese momento el reactor se encontraba en la fase de sedimentación justo antes de llevar a cabo una purga. Como se puede observar el reactor dispone de cuatro válvulas, que se abren y se cierran manualmente: tres de ellas están situadas en el lateral a diferentes alturas para poder descargar o alimentar a la altura conveniente, mientras que la cuarta se encuentra en la parte inferior y sirve para poder efectuar purgas en caso de que sea necesario.

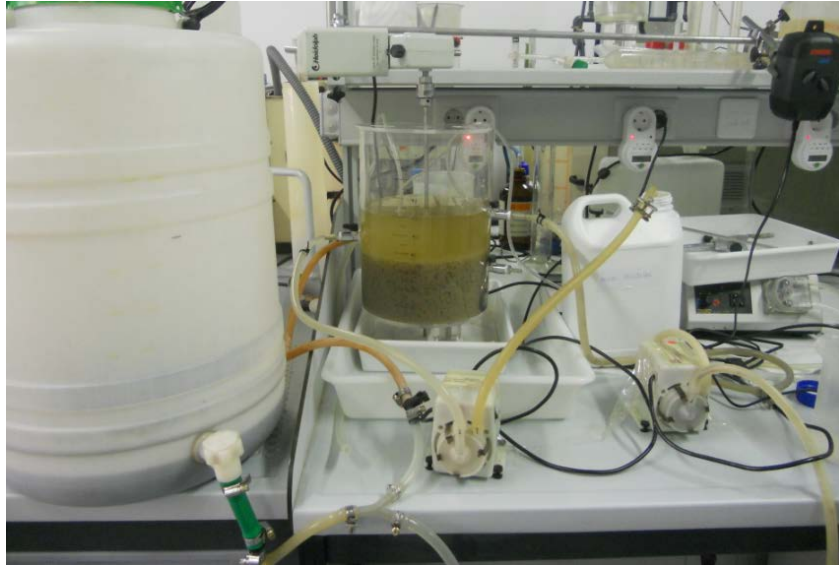


Figura 7: Imagen de la planta piloto en el laboratorio

Especificaciones de los componentes de la planta piloto:

- Reactor cilíndrico de metacrilato, de 21,5 cm de diámetro y 30 cm de altura. El volumen total es de 11 L.
- Tapa de 21,5 cm para el reactor, con agujero central para introducir el eje del agitador, y dos agujeros más para introducir los conductos de aire de los difusores.
- Agitador Heidolph de 230 V con una velocidad de 280-2200 rpm, con pala de acero inoxidable.
- Tanque de polietileno de alta densidad para la homogeneización del agua residual.
- Tanques de polietileno de alta densidad para la alimentación de agua residual y la descarga del agua tratada.
- 2 Bombas de la marca Heidolph para la fase de llenado y de vaciado.
- 4 temporizadores ("timers") programables de la marca GARZA.
- Sonda de control de oxígeno de la marca CRISON, modelo Oxi 330.
- 2 compresores de aire de la marca EHEIM, con una capacidad máxima de 400 l/h, de 230 V y 50 Hz.

6.2. ANÁLISIS REALIZADOS

6.2.1. Demanda Química de Oxígeno

La DQO es un parámetro que mide la materia orgánica total de una muestra de agua residual. Se define como los mg O₂/L consumidos en la oxidación química de la muestra empleando dicromato de potasio. Este ensayo se realiza en un medio fuertemente acidificado utilizando sulfato de plata como catalizador.

La determinación se realiza por espectrofotometría, utilizando una serie de cubetas (kits), que son pequeños tubos de ensayo preparados comercialmente, y que contienen la cantidad exacta de reactivos, dependiendo del rango de DQO, necesarios para reaccionar con el volumen de muestra y proporcionar la medida tras su lectura. Este sistema se caracteriza por la fiabilidad de los resultados (con una desviación estándar del procedimiento de $\pm 5,3$ mg/l y una exactitud en el valor de medición de ± 30 mg/l de DQO como máximo), rapidez y seguridad, al no tener que manipular reactivos.

Por tanto el instrumental empleado para la determinación de este parámetro es el siguiente:

- Equipo espectrofotométrico marca Spectroquant NOVA 60 de Merck.
- Termorreactor modelo TR 300 de Merck.
- Cubetas preparadas para la determinación de la DQO, concretamente de rango 25-1.500 mg/L de Merck.



Figura 8: Termorreactor y espectrofotómetro marca MERCK

Previamente a la determinación con kits, se toma una muestra del agua sobrenadante (o del agua de alimento) y se filtra para eliminar las partículas que pueda tener.

Los pasos a seguir para la determinación de la DQO mediante kits son los siguientes:

- En primer lugar se agita el contenido de las cubetas por balanceo.
- A continuación, se introducen 3 mL de muestra (para el rango 25-1500 mg/L) y se agita vigorosamente.
- Se cierran los tubos y se introducen en el termoreactor, donde se produce la digestión de las muestras durante dos horas y a una temperatura de 148°C.
- Transcurrido este tiempo, se extraen y se dejan enfriar durante 10 minutos.

- A continuación se agitan las cubetas por balanceo y se dejan enfriar hasta temperatura ambiente.
- Cuando se encuentren a temperatura ambiente, las muestras ya están listas para la medida.

Ésta se realiza introduciendo el kit en el espectrofotómetro, obteniéndose el resultado en pocos segundos, y directamente en mg/L.

6.2.2. Fósforo

El fósforo, como el nitrógeno, es un nutriente esencial para la vida, y para que se produzca la oxidación de la materia orgánica, éste debe estar presente en el agua residual en la proporción adecuada.

El fósforo total incluye distintos compuestos como diversos ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico. La determinación se hace convirtiendo todos ellos en ortofosfatos que son los que se determinan por análisis químico.

Su determinación, al igual que en la DQO se realiza mediante kits. Este test se basa en una solución sulfúrica, los iones ortofosfato forman con los iones molibdeno ácido molibdo-fosfórico. Este ácido unido al ácido ascórbico forma el fosfomolibdeno, de color azul, que se determina fotométricamente.

Por tanto, el instrumental empleado es:

- Equipo espectrofotométrico marca Spectroquant NOVA 60 de Merck.
- Termoreactor modelo TR 300 de Merck.
- Cubetas (kits) de Merck, preparadas para la determinación del P de rango 0,5-25 mg/l.

Una vez filtrada el agua residual alimento para eliminar las partículas que pueda contener, se realizan los pasos que se detallan a continuación:

- Como se sabe que la concentración de fósforo en el agua residual va a ser mínima, no es necesario diluir la muestra. Con la micropipeta se toma un ml de la muestra y se agita.
- Se añade una dosis de P-1K, se cierra la cubeta y se agita.
- Se pone en la estufa a una temperatura entre 100-120°C durante 30 minutos.
- Se saca la cubeta de la estufa y se espera a que se enfríe a temperatura ambiente.
- Se introducen 5 gotas de P-2K, se cierra la cubeta y se agita.

- Se introduce una dosis de P-3K y se agita vigorosamente hasta que se disuelva completamente.
- Esperar 5 minutos para que reaccione.
- Se introduce la cubeta en el espectrofotómetro y se mide la cantidad de P.

6.2.3. Medida de sólidos

La medida de sólidos se realiza de acuerdo con las normas UNE 77030:02 y UNE 77034:02. Dentro de este apartado se distinguen la medida de sólidos orgánicos, inorgánicos, totales y en suspensión.

Sólidos en suspensión totales (SST)

Este parámetro mide la cantidad de sólidos que son no filtrables, es decir, aquellos con un tamaño de diámetro de poro superior a 0,45 μm y que por tanto no pasan a través de este. Su valor vendrá expresado en mg/L. Cada medida se realizará por duplicado y finalmente se tomará como representativa la media entre ambas.

El equipo empleado para su determinación fue el siguiente:

- Filtros de membrana de nitrato de celulosa. Ref. ALBET-NCS-045-047 ($\Phi=47$ mm; Φ poro=45 mm).
- Balanza analítica Mettler, modelo AE-240.
- Bomba de vacío Dinko, 2.4 m³/h.
- Matraz de filtración de 1L.
- Embudos de filtración de acero inoxidable.
- Desecador de vidrio
- Pipeta de 50 ml y micropipeta
- Estufa Selecta, con un rango de temperaturas de 0 a 250°C.

El procedimiento a seguir para su determinación es:

- Se introduce el filtro en la estufa a una temperatura de 105°C durante una hora.
- A continuación, se introduce el filtro en el desecador y se pesa en la balanza previamente calibrada (P_0).
- Se acopla el filtro en el equipo de filtración y se hace pasar a través de él 50 ml de muestra.



Figura 9: Montaje para la filtración de sólidos

- Una vez filtrado, se vuelve a introducir el filtro en la estufa durante otra hora a 105°C.

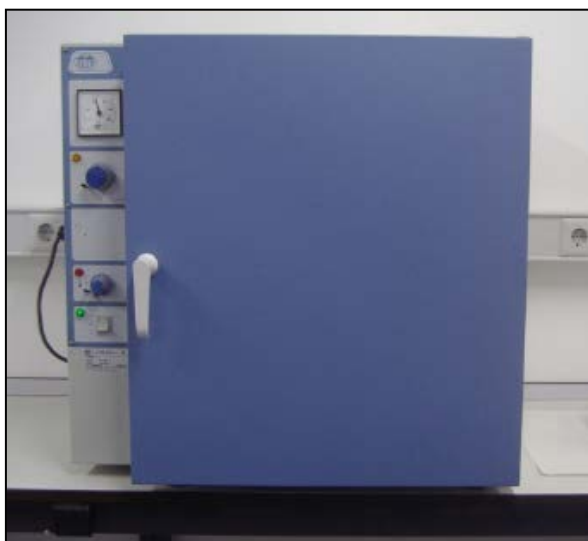


Figura 10: Estufa SELECTA

- Finalmente, se deja enfriar en el desecador para que no absorba humedad durante media hora y se pesa de nuevo (P1).



Figura 11: Desecador

El contenido de sólidos en suspensión de la muestra se determina por diferencia de pesada entre el filtro vacío y el filtro con el filtrado seco, dividiéndolo por el volumen de muestra se obtienen los sólidos en suspensión en ppm.

- Se introduce el crisol con el filtro con los SST en la mufla a una temperatura de 550 °C durante una hora, durante la cual se evaporará toda la fracción volátil de la muestra.



Figura 12: Mufla

- Se introduce el crisol en el desecador durante al menos 30 minutos para que se enfríe sin que absorba humedad.
- Se pesa el crisol (P_2).

La diferencia de pesada entre el crisol antes de entrara a la mufla y después proporciona el valor de los sólidos no volátiles, es decir, aquellos que se quedan en el filtro. Por tanto el valor de los sólidos volátiles se calcula como:

6.2.4. Medida de pH

La medida de pH resulta importante puesto que puede dar idea sobre las reacciones químicas que se pueden estar llevando y sobre el comportamiento de los microorganismos en el reactor.

La medida de pH se realiza con un pH-metro CRISON, modelo GLP 22. Para la correcta utilización de este equipo será necesario realizar diariamente el calibrado con las disoluciones correspondientes de pH 4,00 y pH 7,00.



Figura 13: pH-metro CRISON

6.2.5. Medida de la conductividad

Es de gran importancia para la supervivencia de los microorganismos controlar la conductividad puesto que conductividades demasiado elevadas pueden hacer que su actividad se vea severamente disminuida.

La determinación de la conductividad se realiza directamente mediante un conductímetro CRISON, modelo 542, y con una célula de referencia 52-90. La célula de conductímetro lleva incorporado un compensador automático de temperatura a 25°C. Al igual que el pH-metro, es necesario realizar diariamente la calibración del conductímetro con una disolución de 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C.

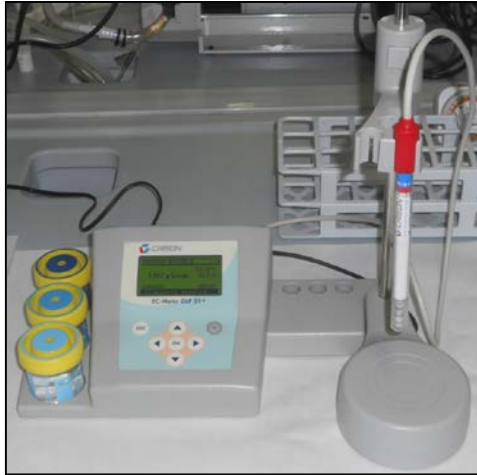


Figura 14: Conductímetro CRISSON

6.2.6. Medida del oxígeno disuelto

La medida de concentración de oxígeno disuelto (mg/L) en el licor de mezcla se ha efectuado siempre a la misma hora, introduciendo la sonda del oxímetro en el reactor y esperando la estabilización de la medida.



Figura 15. Oxímetro Crisson

6.2.7. Determinación de la Turbidez

Atendiendo a las indicaciones de la Environmental Protection Agency (EPA), se mide la luz reflejada en un ángulo de 90° procedente de un rayo de luz que se hace pasar por la muestra.

Antes de realizar la medida es preciso calibrar el instrumento mediante patrones de turbidez conocida y preparadas según la EPA.

La medida de la turbidez vendrá expresada expresada en NTU (Nephelometric Turbidity Units).

El modo de operación consiste en:

- Se calibra el aparato utilizando los patrones que acompañan al sistema.
- Se llena el vial con la muestra a analizar y se introduce en el turbidímetro.

El aparato selecciona la escala adecuada (10; 100; 1.000 NTU) y da directamente el valor en NTU de la muestra.



Figura 16: Turbidímetro marca Dinko

6.2.8. Análisis microscópico del fango

En el estudio de una muestra de fango activo, el microscopio óptico es una herramienta indispensable que permite no sólo la identificación de las distintas especies pobladoras, sino el conocimiento de otras características relacionadas con la estructura del flóculo de fango activo. Así por ejemplo ante problemas de deficiencia en la decantación de los fangos, la microscopía puede ofrecer información que permita catalogar el problema como crecimiento disperso, “bulking” viscoso, “bulking” filamentoso, “foaming”, flóculo punta de alfiler o subida de fangos y actuar en consecuencia sobre el proceso.

Por esta razón, a lo largo de la experimentación con el SBR se han ido tomando muestras de licor de mezcla para observar las características del fango. La toma de muestra debe de ser con el reactor en agitación para que la mezcla sea homogénea y representativa de todo el volumen de licor de mezcla.

A continuación con un cuentagotas se pone una gota en el portaobjetos, encima un cubreobjetos y se coloca en la platina del microscopio conectado al ordenador desde

donde también se podrá visualizar, además de realizar capturas de imágenes. El microscopio empleado es el BK 1000 de la marca COIC.

Cualquier microscopio óptico requiere de unos elementos básicos representados por objetivos (10x, 20x, 40x y 100x), algunos de ellos dotados de contraste de fases, un micrómetro ocular calibrado y equipo de microfotografía. Como material accesorio de microscopía son necesarios: una cámara de recuento, portaobjetos, cubreobjetos de varios tamaños, aceite de inmersión y solución limpiadora para lentes.



Figura 17: Microscopio óptico

En la descripción de las distintas partes de un microscopio, se pueden encontrar los siguientes elementos mecánicos, de iluminación y ópticos.

- Platina.
Está situada sobre el soporte y sobre ella se coloca el portaobjetos, que mediante un sistema de translación dotado de mandos, podrá hacerse desplazarse en las dos direcciones del plano (x e y). Reglas milimétricas situadas sobre la platina permiten conocer el alcance del movimiento.
- Mandos de enfoque.
Permiten el desplazamiento en el plano vertical de la platina, alejando o acercando la preparación hacia los elementos ópticos. El enfoque macrométrico permite una aproximación rápida a la preparación o enfoque “grosso”, mientras que el micrométrico proporciona un enfoque “fino” de la misma.
- Fuente de iluminación.
Suele ser una lámpara halogenada de bajo voltaje cuya luminosidad puede ser regulada mediante un potenciómetro.
- Condensadores.

Al pie del cuerpo principal se encuentra el condensador de campo y su diafragma, quienes tienen como misión amplificar y colimar los rayos luminosos proyectados por la fuente luminosa.

En la parte inferior de la platina se encuentran el condensador de apertura con su diafragma y elementos de centrado. Este condensador tiene como objetivo hacer converger la luz hacia la preparación. El centrado del condensador se realiza cerrando el diafragma de campo y llevando al centro el punto luminoso con ayuda de los mecanismos de centrado.

- **Objetivos.**

Son los componentes ópticos responsables de la resolución de las imágenes. Han de estar colocados en un orden lógico, de menor a mayor aumento.

- **Oculares.**

Están formados por dos lentes que se sitúan sobre un soporte móvil que permite que sean ajustadas a la distancia ocular del observador. Estas lentes son las encargadas de amplificar la imagen resuelta por los objetivos, a la vez que la invierten.

6.3. METODOLOGÍA

6.3.1. Puesta a punto. Aclimatación de la biomasa

Como se parte de unos fangos procedentes de una EDAR urbana, el procedimiento a seguir para aclimatar la biomasa a un agua residual procedente de una tenería consiste en, partiendo de un agua residual urbana, ir sustituyendo parte de esta agua por agua de una industria de curtidos de forma muy lenta. Las aguas residuales procedentes de una tenería son aguas con una elevada concentración de materia orgánica y una elevada conductividad. Las características de esta agua difieren en gran medida de las características de un agua residual urbana y elevadas conductividades pueden provocar la rotura de los flóculos. Para lograr que los microorganismos se adapten a estas condiciones y que no mueran es necesario que el cambio se produzca de manera gradual.

Previamente a la aclimatación se debe realizar la caracterización del licor de mezcla procedente de la EDAR mediante la determinación de los SST y SSV. Además se debe caracterizar el agua residual industrial, que procede de un tratamiento físico-químico, mediante la determinación de la conductividad, el pH, la DQO filtrada y el fósforo.

El procedimiento a seguir para llevar a cabo la siembra se explica a continuación:

Llenar el reactor con 6 L de licor de mezcla procedente de la EDAR. Tras agitar mediante el agitador, se debe parar éste y dejar que se produzca la sedimentación del fango durante

1,5 h. Transcurrido ese tiempo, se debe extraer 0,5 L del agua sobrenadante con una bomba e introducir 0,5 L del agua residual de tenería también mediante una bomba a la que se le ha añadido previamente fósforo, tal y como se explica en el apartado siguiente. Una vez realizada la alimentación, se pone en marcha la aireación y la agitación simultáneamente durante 12 h y se deja decantar de nuevo durante 1,5 h.

Para comprobar si la biomasa se está adaptando al nuevo alimento, la DQO filtrada del sobrenadante debe haberse reducido en un 80% respecto a la del agua residual de tenería, teniendo en cuenta el efecto dilución que se produce al principio de la siembra. Si esto no se consigue se vuelve a realizar la etapa de reacción con aireación y agitación y tras la decantación se repite este proceso hasta que se consiga obtener una eliminación del 80% de la DQO.

Los sólidos en suspensión totales y volátiles, que se deben determinar durante la agitación/aireación, también son un parámetro indicador de la aclimatación de la biomasa puesto que al principio de la aclimatación se reducen y al final aumentan.

Además, para controlar el proceso se mide durante la etapa de reacción:

- Oxígeno disuelto
- pH
- Conductividad

Dosificación de fósforo

Este tipo de vertido presenta un déficit de fósforo para su tratamiento biológico por lo que es necesaria la dosificación del mismo. A continuación, se explica el modo de calcular la dosis necesaria.

Necesidades teóricas:

C es la concentración de fósforo presente en el agua de alimentación (mg/L)

La dosis de fósforo a adicionar se calcula como:

Tabla 6: Descripción del modo de operación de las distintas fases

		BOMBA ENTRADA	AGITADOR	AIREADOR	BOMBA SALIDA
LLENADO	ANÓXICO	ON	ON	OFF	OFF
	AEROBIO	ON	ON	ON	OFF
REACCIÓN		OFF	ON	ON	OFF
DECANTACIÓN		OFF	OFF	OFF	OFF
VACIADO		OFF	OFF	OFF	ON
REPOSO		OFF	OFF	OFF	OFF

Previamente a la utilización del agua residual recibida es necesaria su caracterización para evitar cambios bruscos de conductividad que puedan alterar la capacidad de depuración de los microorganismos. Por ello, tal y como se procede durante la aclimatación, cada vez que se recibe agua residual procedente del tratamiento físico-químico se caracteriza mediante la determinación de la conductividad, el pH, la DQO filtrada y el fósforo. En caso de que la conductividad de la muestra de agua recibida difiera de forma significativa con la del licor de mezcla, se manipula la muestra mediante dilución con agua destilada lo suficiente para que la diferencia de conductividad sea leve pero teniendo en cuenta también que el pH no se vea excesivamente reducido.

Análogamente al procedimiento llevado a cabo durante la aclimatación de la biomasa, se realiza en todo el estudio un seguimiento del rendimiento de eliminación de DQO mediante el análisis de la DQO filtrada del sobrenadante recogido, así como la determinación de los SST y los SSV, muy importantes para conocer la evolución diaria de la biomasa. Además, tal y como se hace durante la aclimatación, se miden otros parámetros de operación como son el oxígeno disuelto, la conductividad y el pH. Durante la fase de reacción se introduce la C_p requerida según el volumen de alimento introducido y la DQO y el P presentes en el agua residual introducida.

Cuando se observan rendimientos de eliminación de DQO superiores al 80 %, teniendo en cuenta también el estado de la biomasa, se incrementa el volumen de alimento introducido reduciendo el TRH.

De este modo, se llevaron a cabo 4 ensayos a diferente TRH. Los TRH ensayados fueron de 6 días, 3 días, 2,4 días y 2 días, por este orden. En las tablas 7, 8, 9 y 10, se recogen datos como son la duración de las fases, el volumen de llenado y la duración del ensayo, así como el cálculo de los parámetros $RTLL$ y RIV para cada uno de los TRH ensayados. Cabe destacar, tal y como se explicará en el apartado de "Resultados" que los ensayos 3 y 4 se tuvieron que repetir.

Tabla 7. Parámetros de operación para el ensayo con un TRH de 6 días

DURACIÓN DE LAS FASES (min):		
t_F (min)	ANÓXICO	5
	AEROBIO	2
t_R (min)		540
t_S (min)		100
t_D (min)		3
t_I (min)		70
V_F (L)		0,5
N (ciclos/día)		2
$RTLL$		0,010
RIV		0,083
DURACIÓN DEL ENSAYO (días)		17 (23 marzo-7 abril)

Tabla 8. Parámetros de operación para el ensayo con un TRH de 3 días

DURACIÓN DE LAS FASES (min):		
t_F (min)	ANÓXICO	10
	AEROBIO	4
t_R (min)		540
t_S (min)		100
t_D (min)		6
t_I (min)		63
V_F (L)		1
N (ciclos/día)		2
$RTLL$		0,019
RIV		0,167
DURACIÓN DEL ENSAYO (días)		7 (8 abril-14 abril)

Tabla 9. Parámetros de operación para el ensayo con un TRH de 2,4 días

DURACIÓN DE LAS FASES (min):		
t_F (min)	ANÓXICO	12
	AEROBIO	5
t_R (min)		540
t_S (min)		100
t_D (min)		7
t_I (min)		60
V_F (L)		1,25
N (ciclos/día)		2
$RTLL$		0,024
RIV		0,208
DURACIÓN DEL ENSAYO (días):		Ensayo 3: 15 (15 abril-29 abril) Ensayo 5: 30 (13 mayo-11 junio)

Tabla 10. Parámetros de operación para el ensayo con un TRH de 2 días

DURACIÓN DE LAS FASES (min):		
t_F (min)	ANÓXICO	14
	AEROBIO	6
t_R (min)		540
t_S (min)		100
t_D (min)		8
t_I (min)		57
V_F (L)		1,5
N (ciclos/día)		2
$RTLL$		0,028
RIV		0,250
DURACIÓN DEL ENSAYO (días):		Ensayo 4: 10 (3 mayo-12 mayo) Ensayo 6: 20 (15 junio-4 julio)

Cuando se llegó a altas eficiencias de eliminación de DQO empleando el menor TRH se almacenaron 5 L de sobrenadante para llevar a cabo los ensayos para la mejora de la sedimentabilidad.

6.3.3. Estudio de mejora de sedimentabilidad

Uno de los principales problemas con que se enfrenta un sistema de depuración de aguas residuales procedentes de la industria de curtidos es la débil floculación de la biomasa, debido a su elevado contenido en sales, dificultándose la separación de los microorganismos del agua depurada.

Por ello, con este ensayo se pretende estudiar la posibilidad de mejorar la sedimentabilidad de los fangos en el SBR. Para llevarlo a cabo se emplearon dos polielectrolitos catiónicos: el CV-250 y el CH-30.

Preparación de las disoluciones de polielectrolito:

Se prepararon dos disoluciones de 500 ml al 0,05% en peso, es decir de 500 ppm, de cada polielectrolito. Se mantuvieron las disoluciones cubiertas y en agitación durante un día.

Ensayos con el sobrenadante:

Se realizaron cinco dosis distintas de polielectrolito en 250 ml de sobrenadante en cada caso para cada uno de los polielectrolitos ensayados: 1 ppm, 2 ppm, 3 ppm, 4 ppm y 5 ppm. Después de la adición de polielectrolito se mantuvo 15 minutos en agitación a 30 rpm.



Figura 18: Imagen del jar test. Reacción con polielectrolito

Una vez transcurrido este tiempo se vertieron las disoluciones en un cono Imhoff y tras 30 minutos de sedimentación se determinó el volumen de sólidos sedimentados.

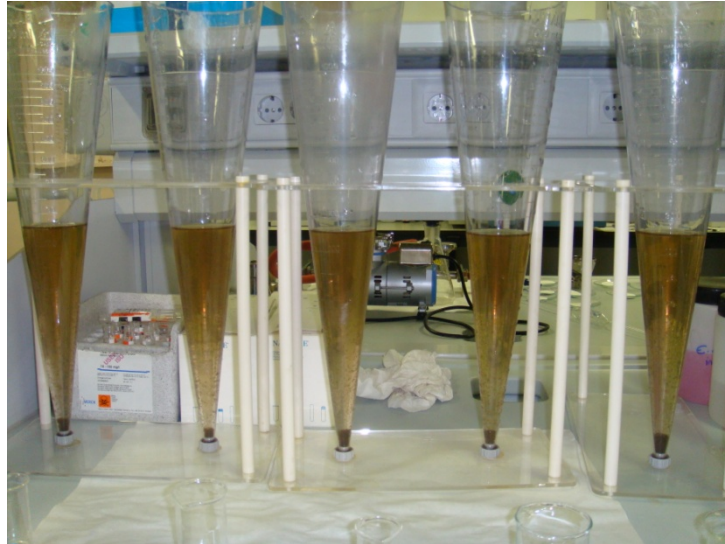


Figura 19: Imagen del jar test. Sedimentación con polielectrolito

A continuación se midió la turbidez, el pH y la conductividad del sobrenadante y se determinaron los SST de éste en cada caso.

Con los mejores resultados obtenidos se determinó la DQO filtrada del sobrenadante.

Ensayos en el SBR:

Una vez determinado el polielectrolito que ofrecía mejores resultados, se evaluó la sedimentabilidad del fango introduciendo en el reactor dosis de polielectrolito de menor a mayor concentración: 1 ppm, 2 ppm, 3 ppm, 4 ppm y 5 ppm. Para ello cada día se adicionó 1 mg/l de polielectrolito al SBR en la fase de alimentación y se realizaron los ensayos de sedimentabilidad en ese mismo ciclo.

Después de la etapa de reacción, se tomaron 250 ml de licor de mezcla y se introdujeron en el cono Imhoff. Después de 1,5 h se tomó el valor del volumen de fango sedimentado en el cono y se midió la altura del fango sedimentado en el SBR para calcular el volumen ocupado por éste.

Tras finalizar la fase de sedimentación se tomaron 500 ml de sobrenadante del SBR. Se emplearon 250 ml del sobrenadante para observar el fango sedimentado durante 30 minutos y el resto del sobrenadante se utilizó para medir la turbidez, la DQO filtrada y para determinar los SST.

7. RESULTADOS

7.1. INTRODUCCIÓN

El estudio del tratamiento del agua residual de la industria de curtidos mediante un reactor SBR se ha realizado con agua residual procedente de la empresa INCUSA.

El proceso de degradación biológica que se lleva a cabo en el interior del reactor SBR con agua residual de curtidos es muy complicado de controlar porque hay muchos parámetros que afectan al proceso y de una muestra a otra de agua residual hay variaciones en su composición, pudiendo llegar a afectar este hecho a la aclimatación y supervivencia de los microorganismos.

Para estudiar las condiciones de aclimatación de la biomasa y el rendimiento del proceso de eliminación de DQO, se han realizado una serie de estudios a partir de fango procedente de una depuradora de aguas residuales urbanas y a partir de agua residual industrial de tenería procedente de la salida del tratamiento físico-químico que se realiza en la empresa.

El reactor SBR ha estado trabajando 24 h al día en ciclos de 12 h. En cada ciclo se ha ido extrayendo un volumen determinado de agua tratada y para reducir el tiempo de retención hidráulico cada vez se ha ido aumentando el volumen de agua extraída (y alimentada), tal y como se ha explicado en el apartado 6. En cada ciclo se ha introducido tanta agua residual como agua tratada se haya extraído en el ciclo anterior.

La caracterización del agua residual de entrada se ha realizado midiendo las concentraciones de DQO, P, pH y conductividad, y del sobrenadante extraído la DQO, siguiendo el proceso descrito en el apartado 6. Para evaluar el estado del fango en el interior del reactor, se han analizado diariamente los sólidos en suspensión totales y los sólidos en suspensión volátiles, así como la concentración de oxígeno disuelto. Además se ha medido el pH y la conductividad del licor de mezcla.

Una vez se ha llegado a optimizar el proceso trabajando con el mínimo tiempo de retención hidráulico y obteniendo el máximo rendimiento de eliminación de DQO se ha extraído sobrenadante con el que se han realizado los ensayos para la mejora de la sedimentabilidad, a la vez que se ha ido manteniendo el SBR para posteriormente llevarlos a cabo en su interior. Se trata de realizar distintos ensayos con el sobrenadante, adicionando dos polielectrolitos catiónicos diferentes a distintas concentraciones y evaluando parámetros como son el volumen sedimentado, la turbidez y los SST del sobrenadante se decidió el polielectrolito que ofrecía mejores resultados. Este

polielectrolito se adicionó al SBR de menor concentración a mayor para determinar la concentración óptima para mejorar la calidad del efluente.

7.2. PUESTA EN MARCHA. ACLIMATACIÓN

7.2.1. Características de las aguas residuales y del fango de la EDAR urbana

En las tablas 11 y 12 se presentan tanto los resultados de la caracterización de la muestra del fango recibida de la EDAR urbana, como de la muestra de agua residual de tenería empleada durante el periodo de aclimatación, respectivamente.

Tabla 11: Caracterización del fango de la EDAR urbana

MUESTRA RECIBIDA		
SST (g/L)	SSV (g/L)	% SSV
3,952	3,586	91

Tabla 12: Caracterización del agua residual empleada durante la aclimatación

PERIODO (días)	MUESTRA RECIBIDA				
	DQO (mg/L)	P (mg/L)	pH	Conductividad (mS/cm)	C _p (mg/L)
1-21	5640	3,2	8,65	8,74	134

Como se puede observar en la tabla 12, en la muestra de agua residual empleada en la aclimatación hay un déficit de fósforo, por lo que se tuvieron que adicionar 67 mg de Na₃PO₄·12H₂O por cada 0,5 L de agua residual introducida (o lo que es lo mismo 134 mg por cada litro de agua residual).

7.2.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor

Partiendo de un fango procedente de una EDAR urbana, éste debe ser sometido a una fase previa en la que la biomasa se aclimate a las condiciones de la nueva agua residual, con características muy diferentes de las aguas residuales urbanas a las que la biomasa está acostumbrada. Se trata de condiciones muy adversas para los microorganismos, por lo que es muy importante que en la fase de aclimatación se emplee todo el tiempo necesario para que no se inactive la biomasa. En esta fase, denominada fase latente, la reproducción de las bacterias se realiza principalmente por fisión binaria, para posteriormente producirse una selección de las especies microbianas que se multiplicará de forma exponencial.

En el gráfico 6 se observan los resultados de los análisis de los SST y SSV tras la puesta en marcha del proceso. Como cabía esperar la concentración de SST disminuyó drásticamente en los cinco primeros días de 3,680 g/L a 1,341 g/L. A partir del día 5, aumentó levemente

manteniéndose los SST entre 2,739 y 1,969 g/L hasta el día 17, día en el que la biomasa empezó a aumentar hasta llegar a una concentración de SST de 4,798 g /L.

Se considera que la fase de aclimatación de la biomasa termina cuando se produce un crecimiento de la biomasa, concretamente en el día 18, crecimiento que se ve confirmado con los resultados recogidos el día 21, en los que se obtiene una concentración de SST de 4,798 g/L y de SSV de 2,862 g/L. Por tanto, el periodo de aclimatación duró 21 días.

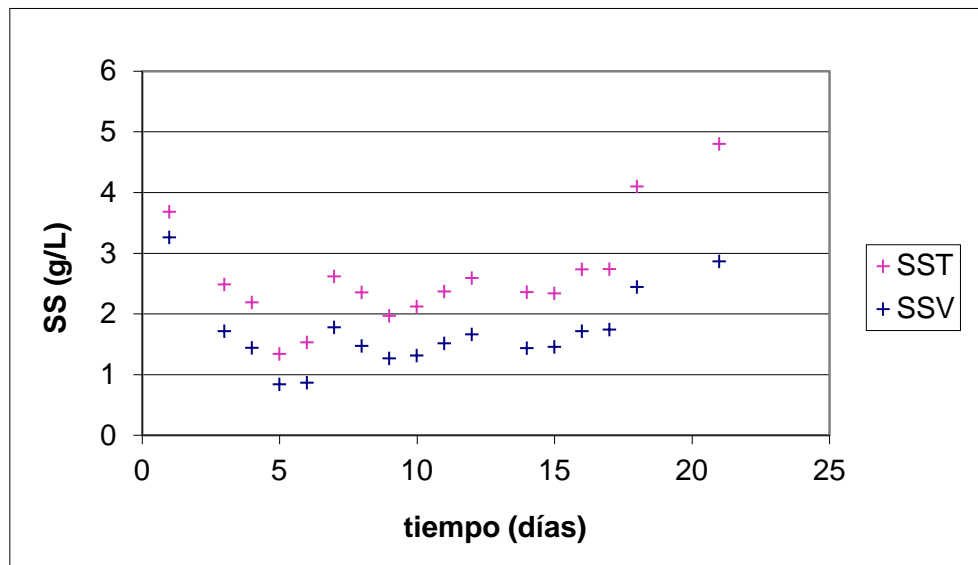


Gráfico 4: Evolución de los SS durante el periodo de aclimatación de la biomasa

7.2.3. Eliminación de la materia orgánica

En el gráfico 7 se observan los resultados del rendimiento de eliminación de DQO tras la puesta en marcha del proceso. Durante la aclimatación se ha visto que a mayor volumen de agua residual en el reactor, la eliminación de DQO se ha reducido ligeramente, aunque aún así se han obtenido rendimientos de eliminación de DQO muy elevados.

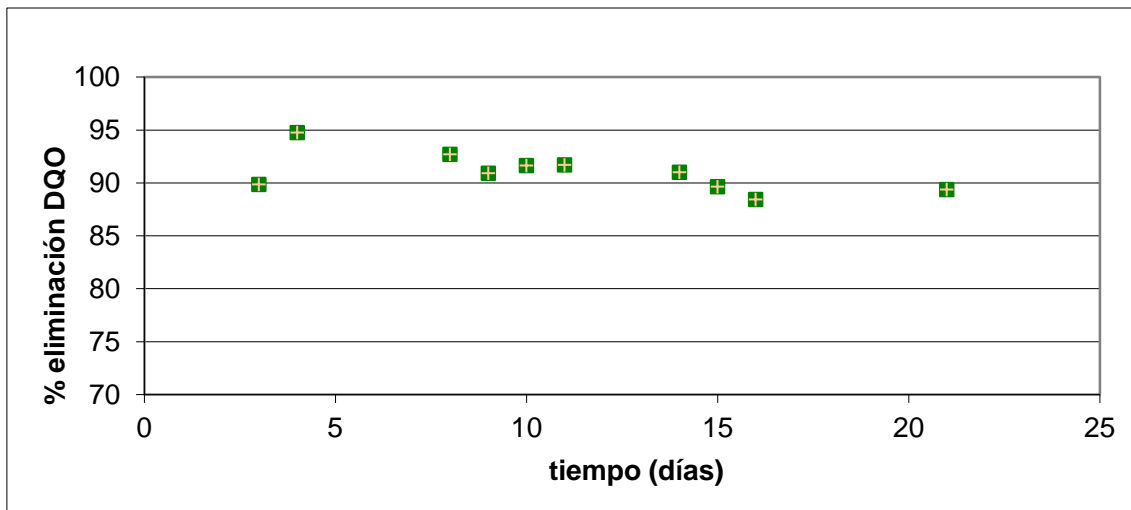


Gráfico 5: Rendimiento de eliminación de DQO durante la aclimatación de la biomasa

Al final de la aclimatación, que se corresponde con el aumento de la biomasa observado anteriormente, se consigue una eficiencia de eliminación de DQO del 89,4%.

La etapa de aclimatación se llevó a cabo muy cuidadosamente, adicionando volúmenes pequeños de agua residual cada cierto tiempo obteniendo en la mayoría de los casos DQOs residuales en torno a 600 mg/l. Por esta razón, el hecho de no se haya conseguido una mejor depuración del influente puede ser un indicio de que exista materia orgánica refractaria resistente a los métodos convencionales de tratamiento.

7.2.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor

La determinación del pH tiene una doble influencia en las reacciones biológicas de oxidación, puesto que por un lado puede inhibir el desarrollo de los microorganismos en el intervalo de pH superior a 9,5 unidades o inferior a 5, y por otro lado tiene un efecto sobre la velocidad de las reacciones. Como se puede observar en la tabla 15 todos los ensayos se han desarrollado dentro del intervalo entre el cual puede operar el sistema de fangos activos. En estas condiciones el CO₂ producido por el metabolismo aerobio se encuentra presente en el medio acuoso, principalmente en forma de iones bicarbonato:



Además el pH juega un papel muy importante en la fauna que se desarrolla en el proceso de fangos activos.

Por otra parte se controló también la conductividad eléctrica, que ofrece una medida aproximada del contenido de sales, parámetro de gran interés por la influencia de la salinidad sobre el proceso de depuración de las aguas residuales. Un elevado contenido de

sales puede inhibir la actividad metabólica o provocar la muerte de los microorganismos por un aumento excesivo de la presión osmótica del medio.

En las reacciones de síntesis y respiración endógena interviene el oxígeno, por lo que es fundamental mantener un nivel de oxígeno disuelto mínimo. Se midió el oxígeno disuelto diariamente siempre a la misma hora para poder hacer la comparativa, ya que éste varía en función del tiempo transcurrido desde la alimentación. Lo idóneo es que la concentración de oxígeno disuelto se encuentre entre 1-2 mg/l, como mucho 3 mg/l.

Si la concentración de oxígeno es muy elevada (superior a 3 mg/l), se estará produciendo la respiración endógena por parte de los microorganismos, degradando así su propio material celular y provocando una disminución de la biomasa.

Por todo esto, es muy importante para verificar que la depuración se esté dando en las condiciones adecuadas, medir diariamente el pH, la conductividad y el oxígeno disuelto en el reactor. Durante la aclimatación se obtuvieron los valores medios que se recogen en la tabla 13:

Tabla 13: pH, conductividad y oxígeno disuelto medios en la aclimatación

PARÁMETRO	VALOR MEDIO
pH	8,47
Conductividad (mS/cm)	10,25
Oxígeno disuelto (mg/L)	2,63

Como se puede observar, el pH del licor de mezcla se encuentra dentro del intervalo de pH en el que se desarrollan los microorganismos. En cuanto a la conductividad, se ha observado un aumento de ésta debido a la adición de $\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$. La concentración de oxígeno disuelto en el licor de mezcla se encuentra dentro del intervalo para que se estén dando las reacciones metabólicas.

7.3. OPERACIÓN A DIFERENTES TRH

7.3.1. ENSAYO 1. Operación a TRH = 6 días

7.3.1.1. Características de las aguas residuales

En la tabla 14 se presentan los resultados de la caracterización de la muestra de agua residual de tenería empleada durante el ensayo 1 (E 1).

Tabla 14: Caracterización del agua residual empleada durante el E 1

PERIODO (días)	ALIMENTO				
	DQO (mg/L)	P (mg/L)	pH	Conductividad (mS/cm)	C _p (mg/d)
1-17	4656	3,5	7,28	11,27	100

Como se puede observar en la tabla 14, en el E 1 se ha empleado una muestra de agua residual también con un déficit de fósforo, por lo que se debe adicionar una cantidad diaria de $\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ de 100 mg. Se observa que la carga orgánica es algo inferior comparada con la empleada durante la aclimatación. Aunque la conductividad es algo superior, no se consideró necesario llevar a cabo la dilución del alimento.

7.3.1.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor

Una vez aclimatada la biomasa, se opera con 2 ciclos/día, en los que el reactor se alimenta con 0,5 L/ciclo (TRH=6 días).

Como se observa en el gráfico 8, al inicio se produce un incremento de los SSV bastante significativo, concretamente de 0,701 g/L, en parte responsable del aumento de los SST en 1,360 g/L entre el día 2 y el 3. Los SSV dan idea de la concentración de microorganismos presentes, por lo que un aumento de éstos se traduce como una disminución de la relación alimento/microorganismos, con lo que habría déficit de alimento para el crecimiento de la biomasa dando lugar a la respiración endógena [36].

Además se puede observar que la tendencia tanto de los SST como de los SSV es a aumentar su concentración, además de en el inicio del ensayo 1, en los días centrales de éste.

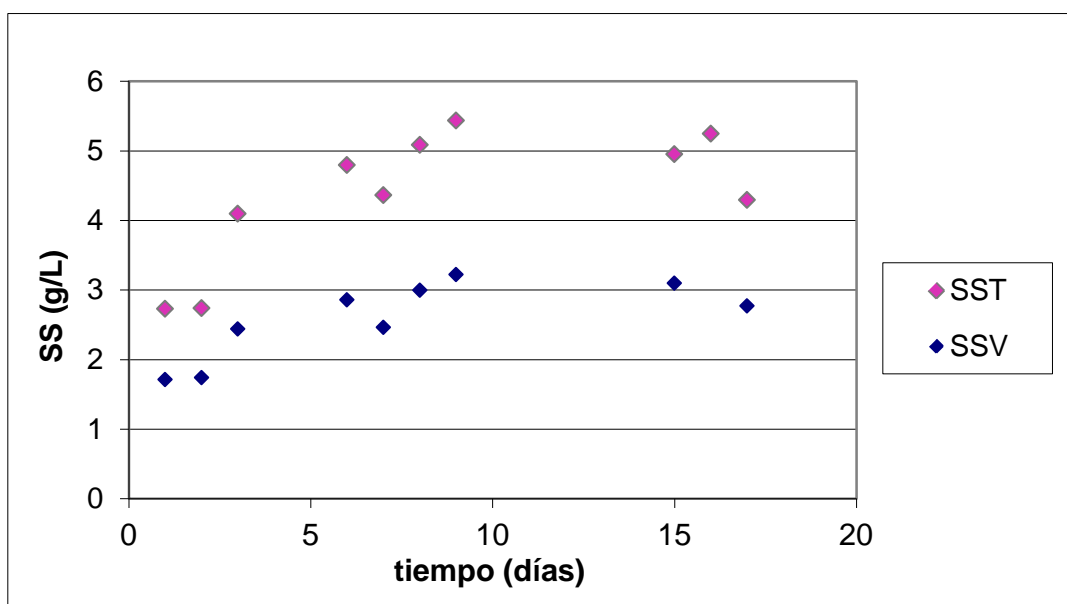


Gráfico 8: Evolución de los SS operando con un TRH de 6 días – E1

Este aumento continuo de los SST, ha conllevado a tener que realizar purgas en el SBR. Las disminuciones tanto de los SST como de los SSV de los días 6, 9 y 16 del gráfico 8 se corresponden a purgas realizadas con objeto de que la relación entre microorganismos y sustrato sea la adecuada. Teniendo en cuenta que los SSV obtenidos en E 1 están siempre en torno al 60-70 % aproximadamente de los SST, se ha realizado una purga cuando se han alcanzado valores de SST superiores a 4 mg/l. Para llevar a cabo la purga se extrajo un determinado volumen de licor de mezcla del SBR y se introdujo ese mismo volumen de sobrenadante recogido en el ciclo anterior. En la tabla 15 se muestran las purgas llevadas a cabo durante el E 1.

Tabla 15: Purgas realizadas durante el E 1

DIA	V purgado (L)	SST ANTES(g/L)	SSV ANTES (g/L)	SST DESPUÉS (g/L)	SSV DESPUÉS (g/L)
6	0,5	4,798	2,862	4,364	2,464
9	0,5	5,438	3,224	4,956	3,099
16	1	5,248	NM	4,298	2,774

*NM: No medido

7.3.1.3. Eliminación de la materia orgánica

En la tabla 16 se observan los resultados de los rendimientos de eliminación de DQO operando con un TRH de 6 días. La disminución del rendimiento de eliminación de DQO observada el día 2 puede ser debida a la puesta en marcha de los ciclos, alimentando con mayor frecuencia el reactor. Aún así, se obtuvieron rendimientos de eliminación de DQO bastante elevados, llegando al 87,2 %.

Tabla 16: Rendimiento de eliminación de DQO operando con un TRH de 6 días – E 1

Tiempo (días)	Rendimiento de eliminación de DQO (%)
1	87,2
2	83,5
10	87,2

7.3.1.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor

Durante la operación con un TRH de 6 días se obtuvieron los valores medios que se recogen en la tabla 17:

Tabla 17: pH, conductividad y oxígeno disuelto medios operando con un TRH de 6 días – E 1

PARÁMETRO	VALOR MEDIO
pH	8,54
Conductividad (mS/cm)	11,59
Oxígeno disuelto (mg/L)	2,31

El pH y la conductividad en el licor de mezcla varían en función de las características del alimento empleado durante el ensayo. En cuanto a la concentración de oxígeno disuelto, decir que aunque se encuentra dentro del rango establecido, es ligeramente elevada.

7.3.2. ENSAYO 2. Operación a TRH = 3 días

7.3.2.1. Características de las aguas residuales

En la tabla 18 se muestran los resultados de la caracterización de la muestra de agua residual de tenería empleada durante el ensayo 2 (E 2). En este caso, debido a la elevada conductividad de la nueva muestra, fue necesario diluirla con agua destilada para reducir la conductividad del alimento, alimentándose el reactor con una muestra de 1506 mg/L de DQO. De esta forma se evitó la desfloculación. En éste caso también existe un déficit de fósforo.

Tabla 18: Caracterización del agua residual empleada durante el E 2

PERIODO (días)	MUESTRA RECIBIDA				DILUCIÓN			
	DQO (mg/L)	P (mg/L)	pH	Conductividad (mS/cm)	F.D. (%)	DQO (mg/L)	Conductividad (mS/cm)	C _p (mg/d)
1-17	5624	8,6	8,64	26,8	32	1506	9,94	25

*F.D.: Factor de dilución

7.3.2.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor

En el gráfico 9 se observan los resultados de los análisis de los SST y SSV del licor de mezcla operando a un TRH de 3 días, es decir, alimentando el reactor con 1 L/ciclo de agua residual.

Del mismo modo que ocurre en el ensayo 1, durante los cuatro primeros días del ensayo 2 se produce un incremento de los SSV, en este caso de 1,509 g/L, responsable del aumento observado de los SST, con lo que habría escasez de alimento [20].

En este caso, cabe destacar que tampoco ha sido muy difícil obtener un crecimiento de la biomasa, ya que el TRH es suficientemente elevado para que se produzca la asimilación de la carga orgánica introducida.

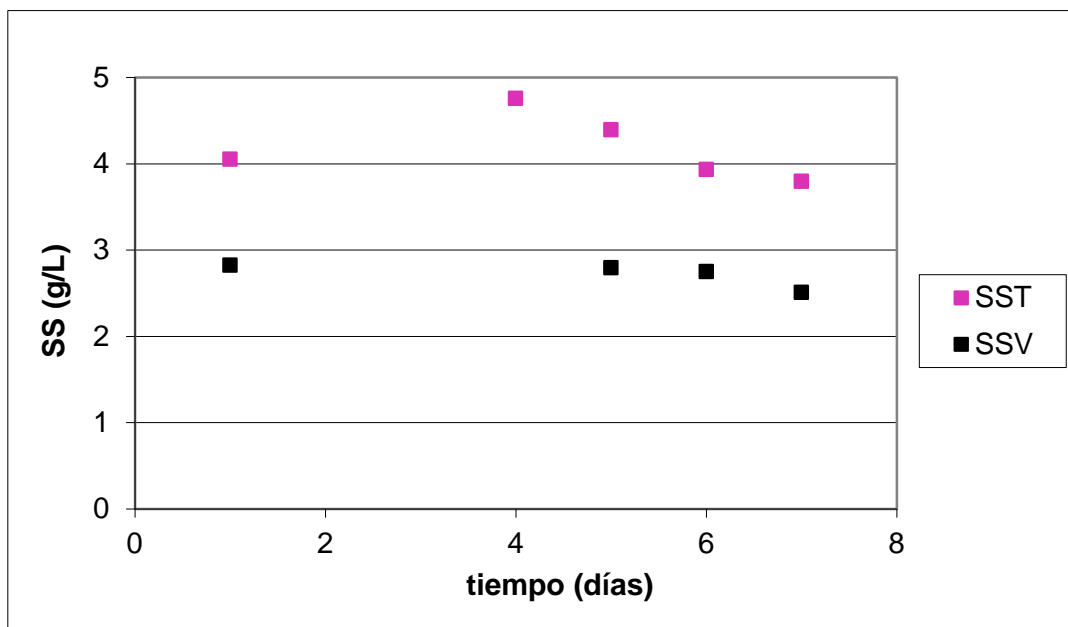


Gráfico 9: Evolución de los SS operando con un TRH de 3 días – E 2

La disminución de los SST del día 5 se corresponde a la purga realizada el día anterior. A partir del día en el que se realizó la purga se observó una ligera y progresiva disminución de los SST en 0,598 g/L. En la tabla 19 aparecen los valores de los SST y los SSV antes y después de la purga realizada en el ensayo 2, así como el volumen de licor de mezcla purgado.

Tabla 19: Purga realizada durante el E 2

DIA	V purgado (L)	SST ANTES (g/L)	SSV ANTES (g/L)	SST DESPUÉS (g/L)	SSV DESPUÉS (g/L)
4	0,4	4,759	NM	4,395	2,793

7.3.2.3. Eliminación de la materia orgánica

Con la reducción del TRH, se observa un descenso del rendimiento de eliminación de DQO, tal y como se muestra en la tabla 20, obteniendo al final del ensayo un rendimiento del 74,1 %. Esto puede ser debido a la existencia de DQO refractaria, es decir, DQO que no puede ser degradada por los microorganismos, por lo que al reducir el TRH se aumenta la carga al SBR, aumentando la concentración de DQO refractaria.

Tabla 20: Rendimiento de eliminación de DQO operando con un TRH de 3 días

Tiempo (días)	Rendimiento de eliminación de DQO (%)
4	76,5
5	71,7
7	74,1

7.3.2.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor

Durante la operación con un TRH de 3 días se obtuvieron los valores medios que se recogen en la tabla 21:

Tabla 21: pH, conductividad y oxígeno disuelto medios operando con un TRH de 3 días – E 2

PARÁMETRO	VALOR MEDIO
pH	8,30
Conductividad (mS/cm)	11,23
Oxígeno disuelto (mg/L)	2,90

El pH y la conductividad en el licor de mezcla varían en función de las características del alimento empleado durante el ensayo. Respecto a la concentración de oxígeno disuelto, cabe destacar que es algo elevada.

7.3.3. ENSAYO 3. Operación a TRH = 2,4 días

7.3.3.1. Características de las aguas residuales

En la tabla 22 se muestran los resultados de la caracterización de la muestra de agua residual de tenería empleada durante el ensayo 3 (E 3). En este caso, se emplearon dos muestras que tuvieron que ser previamente diluidas por su elevada conductividad.

Tabla 22: Caracterización del agua residual empleada durante el E 3

PERIODO (días)	MUESTRA RECIBIDA				DILUCIÓN			
	DQO (mg/L)	P (mg/L)	pH	Conductividad (mS/cm)	F.D. (%)	DQO (mg/L)	Conductividad (mS/cm)	C _p (mg/d)
1-11	5624	8,6	8,64	26,8	32	1506	9,94	32
12-15	10980	14,4	6,3	20,3	30	3137	7,28	108

7.3.3.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor

Con objeto de llegar a un tiempo de retención hidráulico mínimo se prosigue con la reducción de éste, aumentando la carga a 1,25 L/ciclo. Con el aumento de la carga se está

forzando a la biomasa a que aumente la velocidad de degradación de la materia orgánica, por lo que en este punto es muy importante realizar un seguimiento del estado de la biomasa puesto que si se fuerza demasiado, los flóculos se podrían romper reduciéndose así la capacidad depurativa de la biomasa.

En el gráfico 10 se observan los resultados de los análisis de los SST y SSV tras la reducción del TRH a 2,4 días. En los cuatro primeros días se observa un aumento de los SST de 4,054 a 4,759 g/L. A continuación, tras la purga realizada el día 4, aumentan hasta llegar a una concentración de SST de 4,893 g/L el día 12. A partir del día 12 se observa un crecimiento bastante acelerado de los sólidos en suspensión totales, lo que puede ser debido a que ese mismo día se empezó a alimentar el SBR con un agua residual visiblemente bastante cargada en sólidos en suspensión que además hizo que se produjera un cambio muy brusco de carga orgánica que entraba al reactor en cada ciclo.

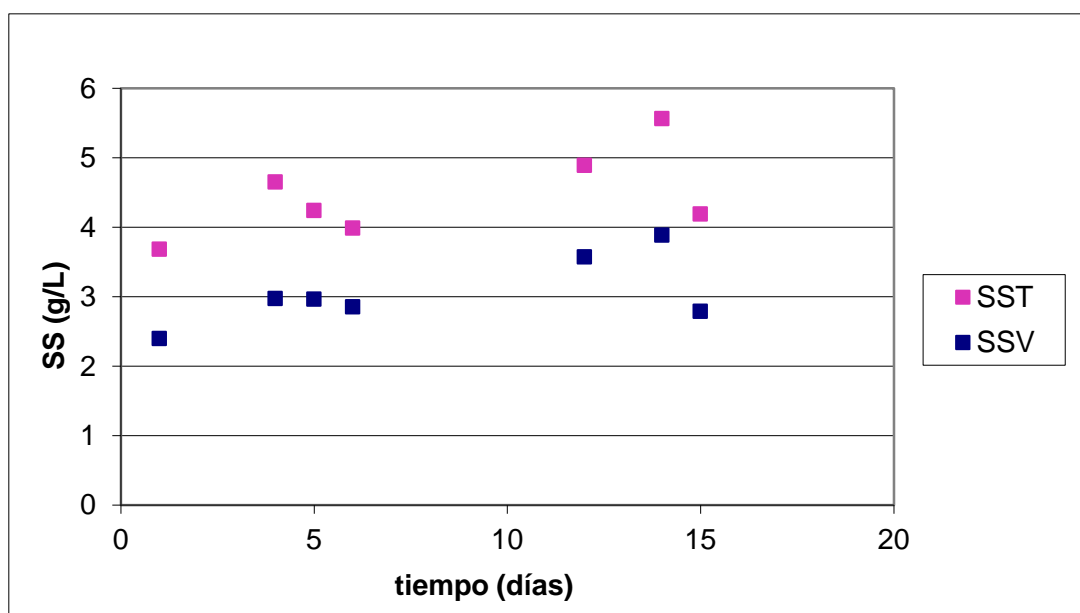


Gráfico 10: Evolución de los SS operando con un TRH de 2,4 días – E 3

La disminución de los SST/SSV de los días 4 y 14 que se observan en el gráfico 9 es debida a las purgas llevadas a cabo. En la tabla 23 aparece tanto el volumen purgado como los valores de los SST y los SSV antes y después de la purga realizada en el ensayo 3.

Tabla 23: Purgas realizadas durante el E 3

DIA	V purgado (L)	SST ANTES (g/L)	SSV ANTES (g/L)	SST DESPUÉS (g/L)	SSV DESPUÉS (g/L)
4	0,5	4,653	2,977	4,245	2,968
14	1,4	5,567	3,890	4,194	2,794

7.3.3.3. Eliminación de la materia orgánica

En el gráfico 11 se puede observar la evolución del rendimiento de eliminación de DQO a lo largo del ensayo 3. En él se observa un aumento del rendimiento de eliminación de la DQO con los días de operación cuyo máximo se obtiene el día 12 con un 83% de eliminación de DQO, valor que aproximadamente se mantiene hasta la finalización del ensayo.

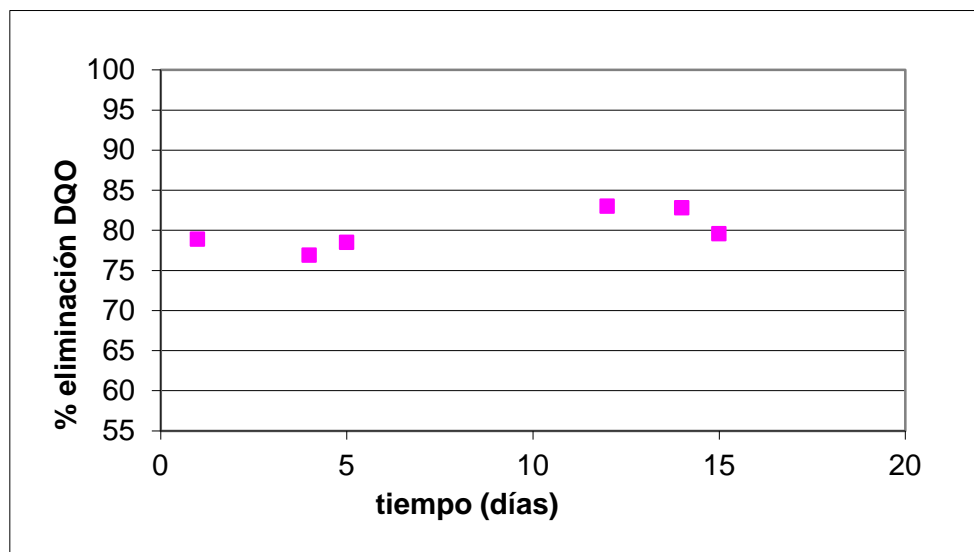


Gráfico 11: Rendimiento de eliminación de DQO operando con un TRH de 2,4 días - E 3

7.3.3.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor

Durante la operación con un TRH de 2,4 días se obtuvieron los valores medios de los parámetros que se recogen en la tabla 24:

Tabla 24: pH, conductividad y oxígeno disuelto medios operando con un TRH de 2,4 días – E 3

PARÁMETRO	VALOR MEDIO
pH	8,39
Conductividad (mS/cm)	10,62
Oxígeno disuelto (mg/L)	2,08

Al igual que en los ensayos anteriores, el pH y la conductividad en el licor de mezcla varían en función de las características del alimento empleado durante el ensayo. En este ensayo, la concentración de oxígeno es adecuada, puesto que se encuentra entre el intervalo establecido para que se lleven a cabo las reacciones de síntesis.

7.3.4. ENSAYO 4. Operación a TRH = 2 días

7.3.4.1. Características de las aguas residuales

En la tabla 25 se presentan los resultados de la caracterización de la muestra de agua residual de tenería empleada durante el ensayo 4 (E 4). En este ensayo se emplearon dos muestras, que tuvieron que ser diluidas para evitar cambios bruscos de conductividad en el reactor.

Tabla 25: Caracterización del agua residual empleada durante el E 4

PERIODO (días)	MUESTRA RECIBIDA				DILUCIÓN			
	DQO (mg/L)	P (mg/L)	pH	Conductividad (mS/cm)	F.D. (%)	DQO (mg/L)	Conductividad (mS/cm)	C _p (mg/d)
1-2	10980	14,4	6,3	20,3	30	3137	7,28	130
3-10	5076	7,6	7,86	14,58	55	2820	8,58	106

7.3.4.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor

Debido al aumento del rendimiento de eliminación de 76,9 a 82,8% y al aumento de los SST de 4,893 a 5,567 g/l que se produjeron al final del ensayo 3 se procedió a la reducción del TRH a 2 días. Esto, junto con el cambio de alimento pocos días antes, hizo que el fango empezara a desflocular, y los microorganismos a morir reduciéndose así los SST y los SSV desde el inicio del ensayo, tal y como se observa en el gráfico 12.

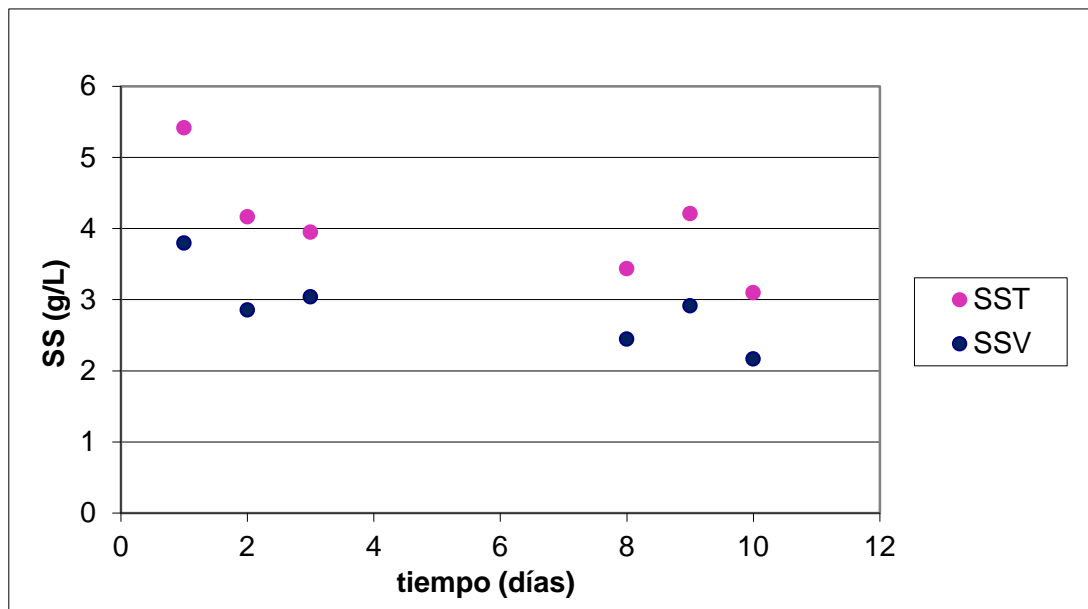


Gráfico 12: Evolución de los SS operando con un TRH de 2 días – E 4

En el ensayo 4 se realizó una sola purga. En la tabla 26 se muestran las concentraciones de los sólidos en suspensión antes y después de llevarla a cabo y el volumen purgado.

Tabla 26: Purga realizada durante el E 4

DIA	V purgado (L)	SST ANTES (g/L)	SSV ANTES (g/L)	SST DESPUÉS (g/L)	SSV DESPUÉS (g/L)
1	1,3	5,415	3,797	4,167	2,854

Para poder recuperar el fango, y por tanto, el proceso, se tuvo que actuar en primer lugar sobre el fango añadiendo biomasa procedente de una EDAR para que aumentaran de nuevo los SST hasta aproximadamente 4 g/l y la actividad de la biomasa. En segundo lugar se actuó sobre el alimento mezclándolo con agua residual urbana modelo (en lugar de diluirla solamente con agua para bajar la conductividad), preparada a partir de extracto de carne y peptona aumentando así la biodegradabilidad del alimento para facilitar la asimilación por parte de los microorganismos. Se preparó una disolución de agua residual modelo de 800 mg/L de DQO. Además se volvió a operar con ciclos de 1,25 L/ciclo, es decir, con TRH de 2,4 días (E 5).

7.3.4.3. Eliminación de la materia orgánica

En el gráfico 13 se representa la evolución del rendimiento de eliminación de DQO a lo largo del ensayo 4. En él se observa cómo la eficiencia va disminuyendo de forma bastante brusca del día 1 al 9 debido a la desfloculación del fango que se ha comentado antes. Aunque al final del ensayo parece que la eficiencia se recupera un poco obteniéndose un máximo de 68,3% de eliminación de DQO, la recuperación no es suficiente comparado con las eficacias anteriormente alcanzadas, por lo que se decide tomar las medidas descritas para la reactivación de la biomasa.

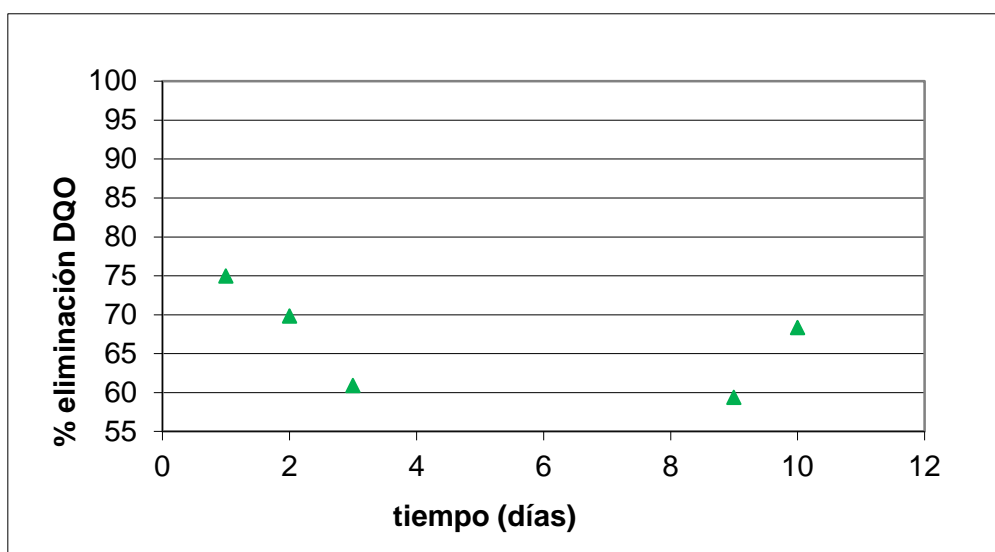


Gráfico 13: Rendimiento de eliminación de DQO operando con un TRH de 2 días - E 4

La desfloculación puede deberse a que el alimento empleado en ese ensayo contenía sólidos en suspensión inertes cuya presencia puede haber contribuido a la disminución del rendimiento de eliminación de DQO [11]. Por otra parte, el efecto se puede haber agravado por la purga realizada el día 1, en la que se eliminaría parte de la biomasa activa.

7.3.4.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor

Durante la operación con un TRH de 2 días se obtuvieron los valores medios que se recogen en la tabla 27:

Tabla 27: pH, conductividad y oxígeno disuelto medios operando con un TRH de 2 días – E 4

PARÁMETRO	VALOR MEDIO
pH	8,28
Conductividad (mS/cm)	9,61
Oxígeno disuelto (mg/L)	0,91

En el E 4, el pH y la conductividad en el licor de mezcla varían por la dilución de la muestra de agua residual con el agua modelo. En este ensayo, se considera que la concentración de oxígeno es baja, pero suficiente para asegurar el ambiente aerobio en la fase de reacción.

7.3.5. ENSAYO 5. Operación a TRH = 2,4 días

7.3.5.1. Características de las aguas residuales

En la tabla 28 se presentan los resultados de la caracterización de la muestra de agua residual de tenería empleada durante el ensayo 5 (E 5). En este ensayo se emplearon dos muestras, que tuvieron que ser diluidas con agua residual urbana simulada (preparada a partir de peptona y extracto de carne) para evitar cambios bruscos de conductividad en el reactor y para aumentar la biodegradabilidad del alimento.

Tabla 28: Caracterización del agua residual empleada durante el E 5

PERIODO (días)	MUESTRA RECIBIDA				DILUCIÓN			
	DQO (mg/L)	P (mg/L)	pH	Conductividad (mS/cm)	F.D. (%)	DQO (mg/L)	Conductividad (mS/cm)	C _p (mg/d)
1-5	5076	7,6	7,86	14,58	55	3223	8,58	119
6-30	5352	6,6	8,67	13,27	60	3768	8,15	168

7.3.5.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor

Tal y como se ha explicado durante el ensayo 4 se volvió a operar con un TRH de 2,4 días, llevando a cabo el ensayo 5 para la recuperación de la biomasa.

En el gráfico 14 se observan los resultados de los análisis de los SST y SSV tras el nuevo aumento del TRH a 2,4 días. Como era de esperar, el crecimiento de la biomasa es más lento que en los demás ensayos realizados. Partiendo de una concentración de SST de 3,542 g/L, tarda 14 días en alcanzar una concentración de 4,065 g/L.

A partir del día 13 se observa un aumento más rápido de los SST, lo que puede ser debido al aumento de la temperatura ambiente, y por tanto del reactor, que hace que se acelere el crecimiento de los microorganismos [25].

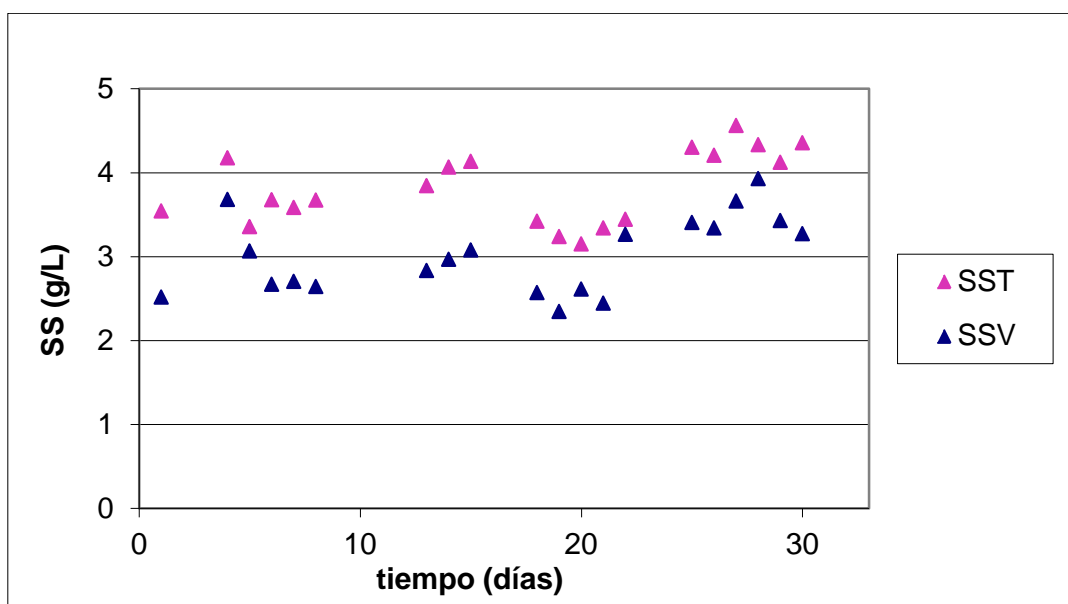


Gráfico 14: Evolución de los SS operando con un TRH de 2,4 días – E 5

Cabe destacar además que el día 18 se observó la proliferación de gusanos en el SBR causado muy probablemente a un aumento de la temperatura en el ambiente debido al cambio de estación, correspondiéndose con una reducción de la producción de fango. Se tuvo que eliminar los gusanos del reactor para que no “enmascararan” los resultados de los ensayos de SST/SSV por su tamaño y porque éstos se alimentaban de los microorganismos que eliminan la materia orgánica, con lo que el rendimiento de eliminación de DQO se vería afectado. Por ello se realizó una limpieza del SBR y un filtrado del fango, eliminándose la mayor parte de éstos.

A pesar de todo, operando con un TRH de 2,4 días durante 30 días se pudo recuperar la actividad de la biomasa.

La disminución de los SST y los SSV del día 30 observada en el gráfico 11 se corresponde a purga realizada en el SBR, tal y como se observa en la tabla 29.

Tabla 29: Purga realizada durante el E 5

DIA	V purgado (L)	SST ANTES (g/L)	SSV ANTES (g/L)	SST DESPUÉS (g/L)	SSV DESPUÉS (g/L)
30	0,4	4,354	3,272	4,001	3,218

7.3.5.3. Eliminación de la materia orgánica

En el gráfico 15 se representa la evolución del rendimiento de eliminación de DQO a lo largo del ensayo 5. Cuando se vuelve a operar con un TRH de 2,4 días, empleando como alimento una mezcla entre agua residual industrial y agua residual urbana simulada, se obtienen eficiencias de eliminación de DQO superiores al 80% en todos los casos, llegándose a obtener eficiencias del 90,4 % al final del ensayo. Esto puede ser debido al aumento de biodegradabilidad por el alimento empleado.

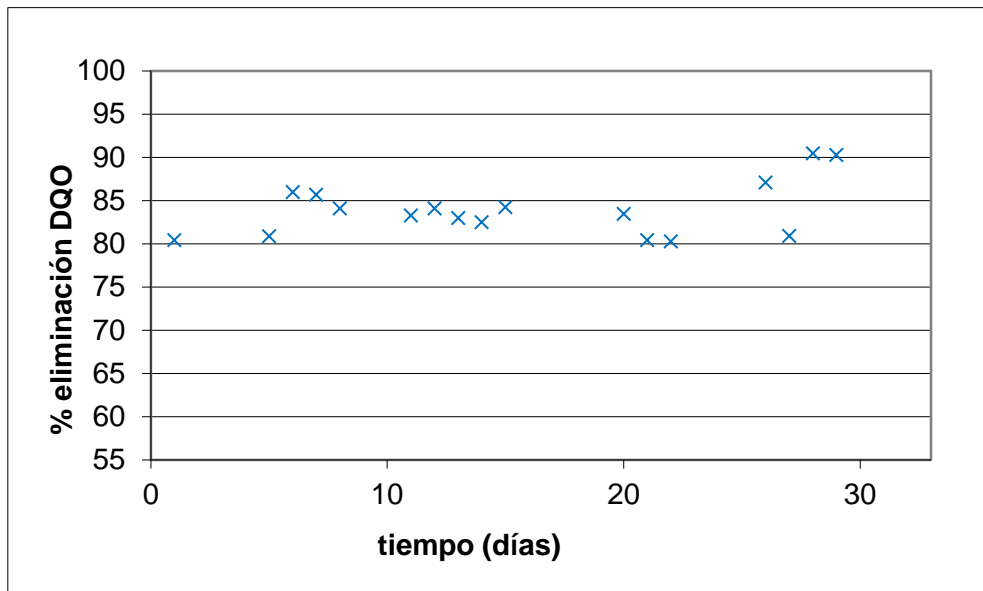


Gráfico 15: Rendimiento de eliminación de DQO operando con un TRH de 2,4 días - E 5

7.3.5.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor

Durante la operación con un TRH de 2,4 días se obtuvieron los valores medios que se recogen en la tabla 30:

Tabla 30: pH, conductividad y oxígeno disuelto medios operando con un TRH de 2,4 días – E 5

PARÁMETRO	VALOR MEDIO
pH	8,02
Conductividad (mS/cm)	8,23
Oxígeno disuelto (mg/L)	1,62

El pH y la conductividad en el licor de mezcla varían en función de las características del alimento empleado durante el ensayo. En este ensayo, la concentración de oxígeno es adecuada, puesto que se encuentra entre 1 y 2 mg/L.

7.3.6. ENSAYO 6. Operación a TRH = 2 días

7.3.6.1. Características de las aguas residuales

En la tabla 31 se presentan los resultados de la caracterización de la muestra de agua residual de tenería empleada durante el ensayo 6 (E 6). En este ensayo se emplearon dos muestras, la primera tuvo que ser diluida con agua destilada por su elevada conductividad. En cambio la segunda muestra no se diluyó. En la primera muestra empleada no existe déficit de fósforo, por lo que no se tuvo que adicionar $\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$.

Tabla 31: Caracterización del agua residual empleada durante el E 6

PERIODO (días)	MUESTRA RECIBIDA				DILUCIÓN			
	DQO (mg/L)	P (mg/L)	pH	Conductividad (mS/cm)	F.D. (%)	DQO (mg/L)	Conductividad (mS/cm)	C _p (mg/d)
1-13	4956	13,2	7,93	24,6	34	1652	9,02	-
14-20	4440	4,2	8,87	10,3	-	-	-	254

7.3.6.2. Evolución de los SST y SSV en el reactor

Después de la recuperación de la actividad de la biomasa en el ensayo 5, se procedió a la reducción del TRH a 2 días (Ensayo 6) tal procediendo tal y como se hizo en los ensayos 1, 2, 3 y 4, es decir, empleando como alimento solamente agua residual (diluida con agua destilada en caso de que así se requiera).

En el gráfico 16, se observa que en líneas generales durante gran parte del ensayo la concentración de los SST se ha mantenido en torno a 4 g/L. Sin embargo cabe destacar, la disminución brusca de los SST detectada el día 6 y el día 14, de 0,789 y 0,588 g/L respectivamente. Como se puede observar, después de estas disminuciones se consigue fácilmente una recuperación de los SST hasta obtener un notable aumento de los SST al final del ensayo. Ello es debido a que un aumento de la carga másica conllevó a un aumento en la producción de biomasa.

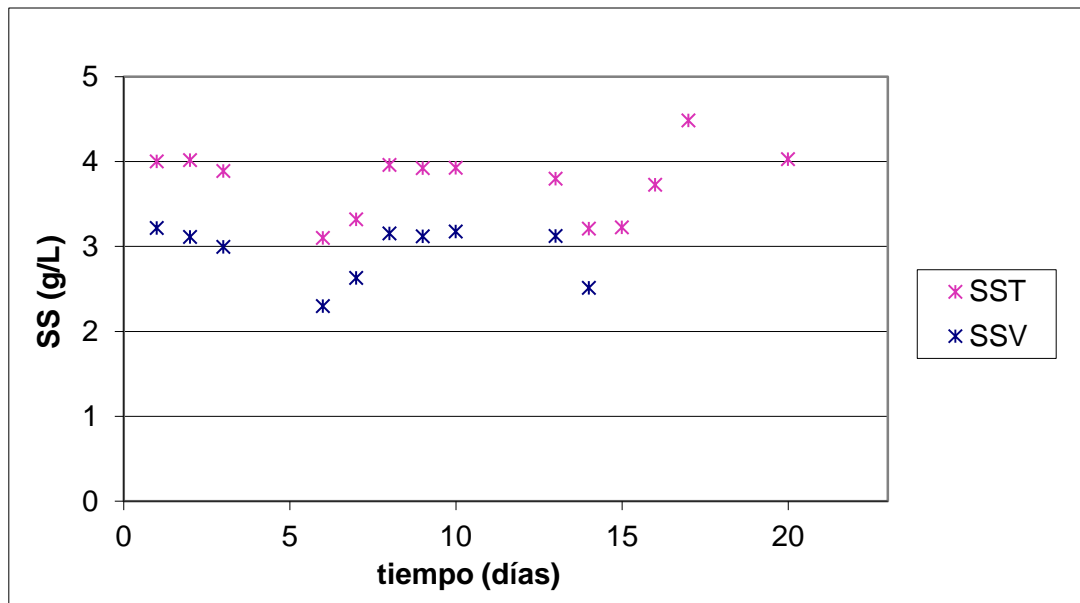


Gráfico 16: Evolución de los SS operando con un TRH de 2 días – E 6

La disminución de los SST y los SSV del día 17 en el gráfico 16 se corresponde a la purga realizada en el SBR en el ensayo 6 tal y como se indica en la tabla 32.

Tabla 32: Purga realizada durante el E 6

DIA	V purgado (L)	SST ANTES (g/L)	SSV ANTES (g/L)	SST DESPUÉS (g/L)	SSV DESPUÉS (g/L)
17	0,5	4,486	NM	4,030	NM

Se ha podido observar una disminución del número de purgas a partir de la aparición de los gusanos, posiblemente porque se alimentan de los microorganismos, compensando así el aumento de los mismos por crecimiento.

7.3.6.3. Eliminación de la materia orgánica

En el gráfico 17 se representa la evolución del rendimiento de eliminación de DQO a lo largo del ensayo 6. Al operar con un TRH de 2 días, aunque se observan fluctuaciones, la tendencia general es de un aumento de la eficiencia, llegando a obtener una eficiencia final de un 88,9 %.

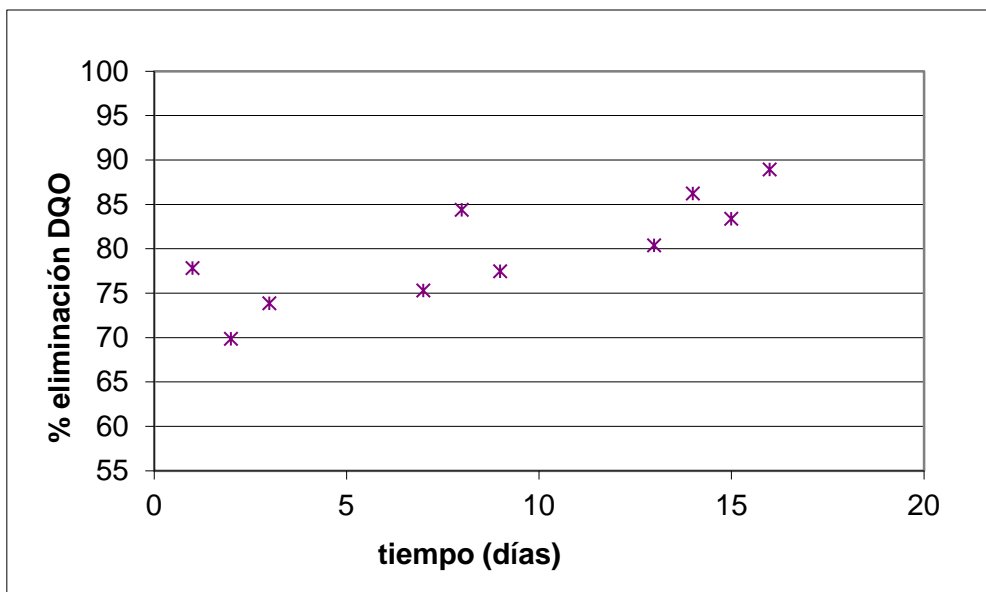


Gráfico 17: Rendimiento de eliminación de DQO operando con un TRH de 2 días - E 6

7.3.6.4. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor

Durante la operación con un TRH de 2 días se obtuvieron los valores medios que se recogen en la tabla 33:

Tabla 33: pH, conductividad y oxígeno disuelto medios operando con un TRH de 2 días – E 6

PARÁMETRO	VALOR MEDIO
pH	7,78
Conductividad (mS/cm)	10,55
Oxígeno disuelto (mg/L)	1,54

El pH y la conductividad en el licor de mezcla varían, como siempre, dependiendo de las características del alimento empleado durante el ensayo. En este ensayo, al igual que en el 5, la concentración de oxígeno es adecuada.

7.3.7. Estudio comparativo

7.3.7.1. Evolución de los SST, SSV y variación diaria de fangos en el reactor

En el gráfico 18 se representa la evolución de los SST de cada uno de los ensayos realizados. Como se puede observar en los ensayos 1, 2, 3 y 4 los SST han ido aumentando y descendiendo (por las purgas). En los ensayos 5 y 6 las fluctuaciones se suavizan, coincidiendo con la comentada aparición de gusanos.

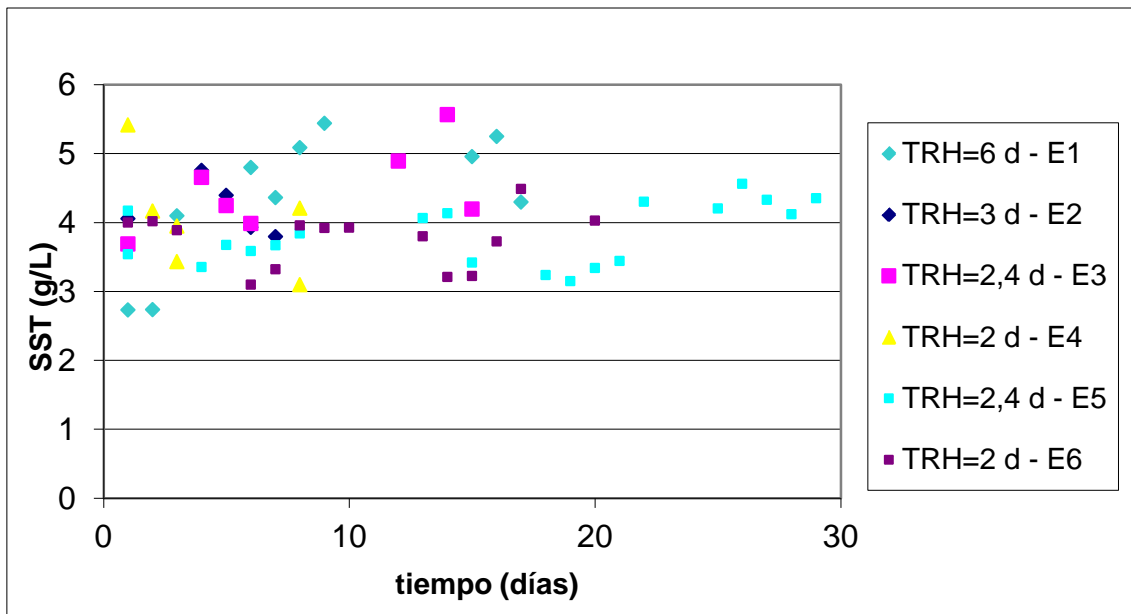


Gráfico 18: Evolución de los SST para los distintos TRH ensayados

A partir de las medidas de SST, se puede calcular la variación diaria de fangos (Δ SST) para cada uno de los ensayos realizados. De este modo, en el gráfico 19 se representa la evolución de la variación diaria de fangos de los diferentes TRH ensayados. En este gráfico, se puede observar también oscilaciones más suaves en los ensayos 5 y 6, comparado con los demás ensayos.

A su vez, el gráfico 19 permite observar más claramente el crecimiento de la biomasa.

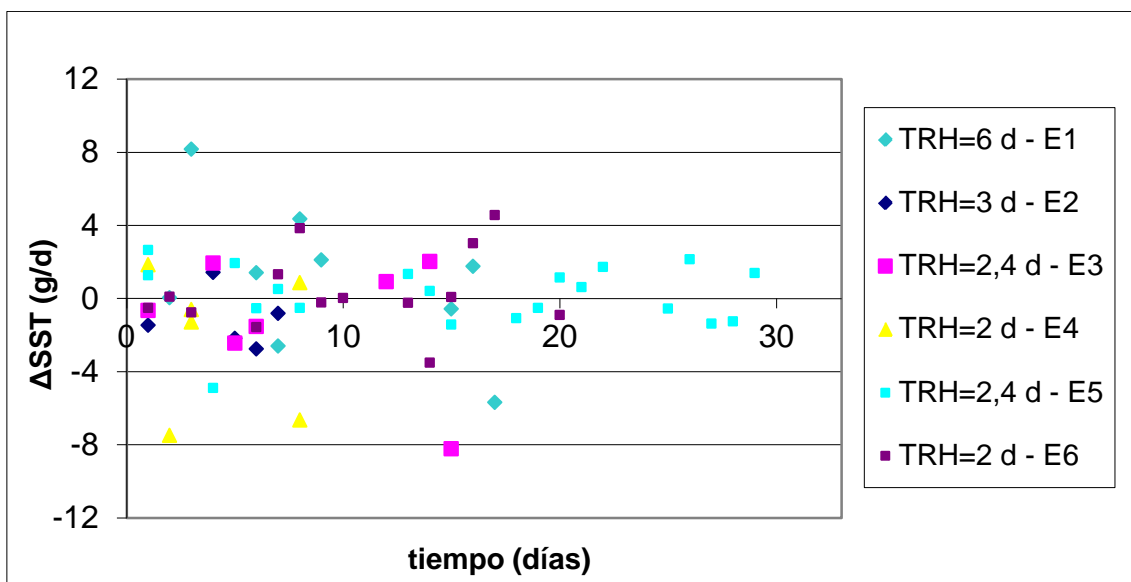


Gráfico 19: Evolución de la producción diaria de fangos para los distintos TRH ensayados

Para TRH de 6 días se observa una fluctuación bastante irregular pero positiva, puesto que las únicas variaciones de fangos negativas son debidas a las purgas realizadas y no a la

evolución del proceso. Para TRH de 3 días se observa que después de la purga del día 4 la variación diaria de fangos baja, aunque al final del ensayo se recupera. Para TRH de 2,4 días (E 3), se puede observar que al igual que en el caso anterior después de las dos purgas realizadas, aumenta de nuevo el crecimiento de la biomasa. Cuando el TRH se reduce a 2 días (E 4), se observa que después de realizar una purga el primer día, los SST se recuperan, aunque posteriormente vuelven a caer debido a la desfloculación ya comentada anteriormente. A raíz de esto, se intentó reactivar el fango tal y como se ha explicado volviendo a operar con TRH de 2,4 días (E 5), consiguiendo un aumento progresivo de la concentración de SST, aunque de manera mucho más lenta puesto que se observan variaciones diarias de fango en general positivas y no muy elevadas, lo que facilitó el control del proceso. Operando de nuevo con un TRH de 2 días (E 6) se puede observar una evolución similar a la del caso anterior siendo que el dato de variación de fango más negativo se corresponde con la purga que se realizó el día 17.

La tabla 34 recoge los valores medios de variación diaria de fangos de cada uno de los ensayos realizados:

Tabla 34: Variación de la masa de fangos diaria media para los distintos TRH ensayados

TRH (días)	Variación de la masa de fangos (g/d)
6 (E 1)	0,990
3 (E 2)	-1,165
2,4 (E 3)	-1,147
2 (E 4)	-2,227
2,4 (E 5)	0,143
2 (E 6)	0,366

Tal y como se observa, los valores medios respaldan las evoluciones descritas anteriormente. En el E 1 se observa una variación diaria de fangos media positiva. En cambio en los ensayos E 2, E 3 y E 4, las variaciones medias de fangos se reducen en gran parte por las purgas realizadas. En los ensayos E 5 y E 6 se observan de nuevo variaciones medias diarias de fangos positivas debido a la recuperación del fango. Además, se obtienen valores mucho más elevados en los ensayos E 1, E 2, E 3 y E 4, comparado con las medias de los ensayos E 5 y E 6, por la disminución de las oscilaciones en los últimos.

En el gráfico 20 se representa la evolución de los SSV de cada uno de los ensayos realizados. Como cabía esperar, la evolución con el tiempo es muy similar a la observada en el gráfico 18.

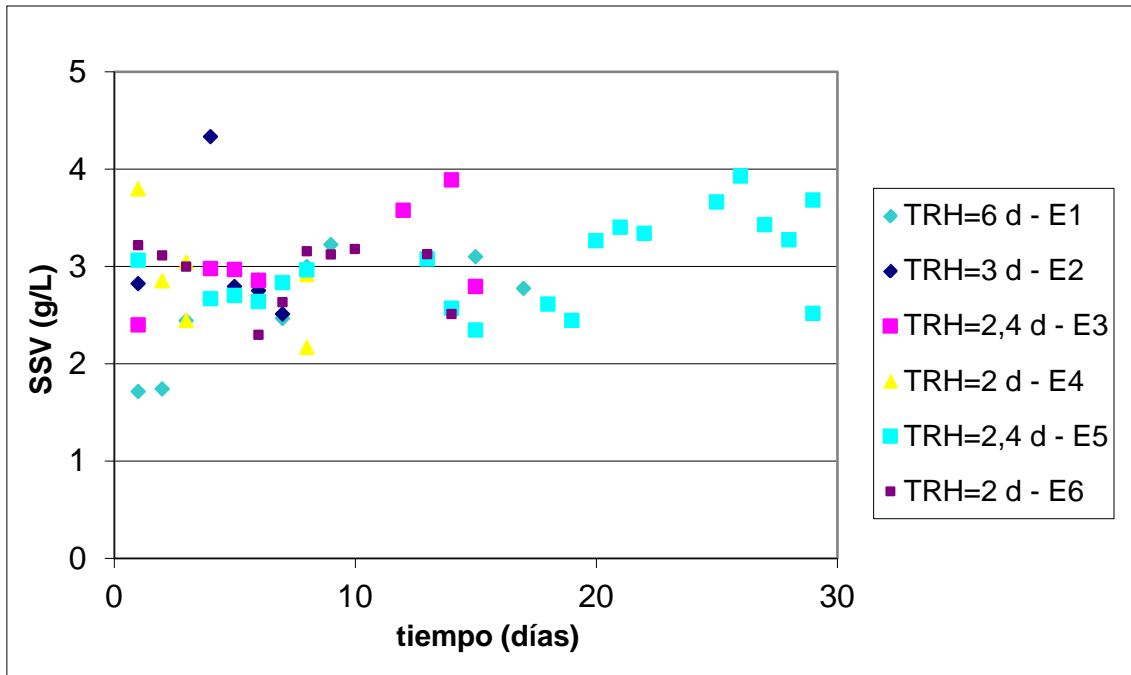


Gráfico 20: Evolución de los SSV para los distintos TRH ensayados

Para poder hacer comparaciones es más cómodo emplear la relación entre los SSV y los SST, es decir, la fracción volátil del licor de mezcla. Una fracción volátil elevada sería un indicador de que la concentración de microorganismos también lo es. En el gráfico 16 se representa la evolución diaria de ésta para los distintos TRH ensayados.

En el gráfico 21 se representa la evolución diaria de dicha fracción orgánica para los distintos ensayos realizados.

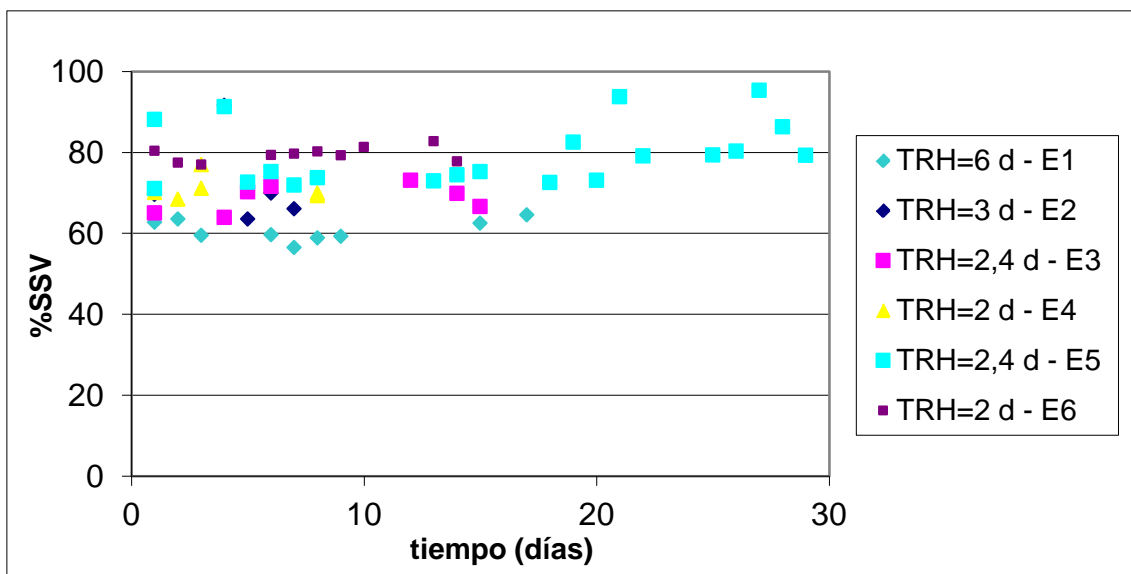


Gráfico 6: Evolución la fracción volátil en el licor de mezcla para los distintos TRH ensayados

Según el gráfico 21, parece que a menor TRH mayor es el porcentaje de SSV respecto a los SST, lo que indica que el crecimiento de la biomasa es mayor a medida que se emplean TRH menores al disminuir la respiración endógena [33]. Por tanto, una continua reducción del TRH produce una mejora en la calidad de la biomasa [26]. Esto resulta muy favorable a la hora de poner en marcha una instalación a nivel industrial, puesto que en este caso se consigue una estabilización en torno al 80% de SSV, empleando un TRH de 2 días.

Cabe destacar que se han obtenido fracciones orgánicas superiores al 90% con TRH de 2,4 días, con un máximo del 95,4 %, lo que puede estar relacionado con el hecho de haber realizado este ensayo empleando como alimento agua residual industrial mezclada con agua residual urbana simulada.

7.3.7.2. Eliminación de la materia orgánica y su relación con la carga másica

El gráfico 22 permite comparar las eficiencias obtenidas para cada TRH ensayado. Como ya se visto, los TRH que ofrecen mejores resultados de eficiencia son los dos últimos ensayos realizados, correspondientes a TRH de 2,4 y 2 días. Además, se observa claramente cómo la eficiencia aumenta con el tiempo de ensayo.

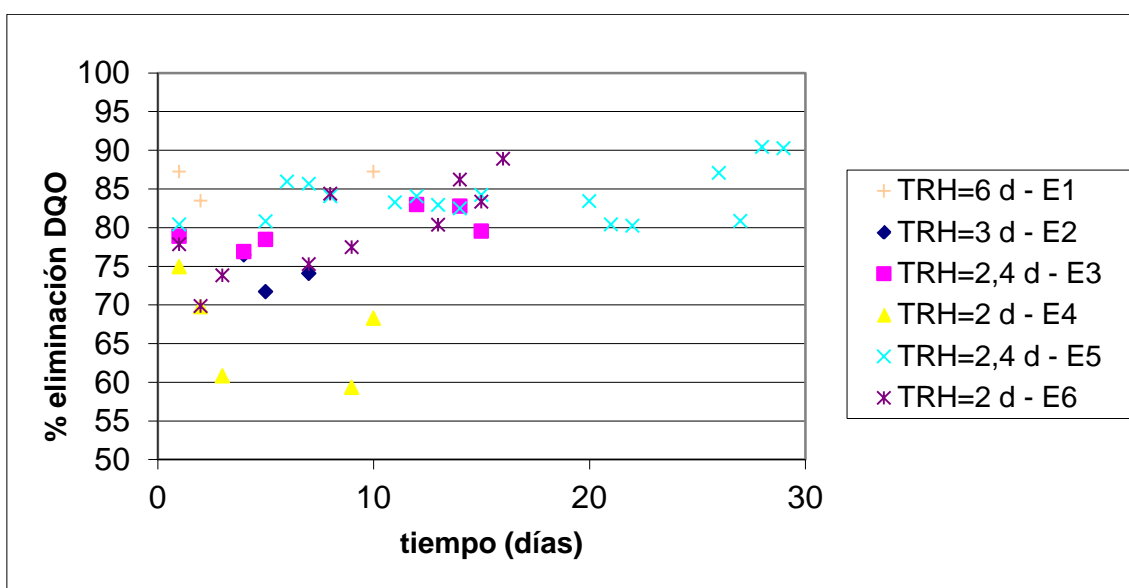


Gráfico 22: Evolución del rendimiento de eliminación de la DQO para los distintos TRH ensayados

Por otra parte, se puede obtener también la carga másica. A continuación se muestra la tabla 35, en la que aparecen los valores medios de las cargas másicas junto con los rendimientos de eliminación de DQO alcanzados para cada ensayo realizado. Lo que habría que esperar es que a menor TRH, mayor es la carga másica, puesto que mayor es el volumen de agua residual introducida en cada ciclo. Esto se cumple para los ensayos E 2, E 3 y E 4. Llama especialmente la atención el resultado de la carga másica media obtenido en

el E 5, superior al del E 6, lo que puede explicarse por la utilización de alimento con una carga orgánica media superior a la del E 6. En cuanto al rendimiento de eliminación, se ha obtenido un máximo en E 5 cuando la carga másica también es máxima, debido a que se aumentó la biodegradabilidad del agua residual durante el ensayo. Por tanto, a diferencia de las aguas residuales urbanas, con este tipo de aguas no se ha visto una correlación clara entre carga másica y rendimiento. Ello solo puede ser debido a la variabilidad de las muestras empleadas.

Tabla 35: Carga másica y rendimiento de eliminación alcanzado medios para los distintos TRH ensayados

TRH (días)	Carga másica (g DQO/g SST·d)	Rendimiento de eliminación de DQO (%)
6 (E 1)	0,170	87
3 (E 2)	0,120	74
2,4 (E 3)	0,217	83
2 (E 4)	0,364	68
2,4 (E 5)	0,398	90
2 (E 6)	0,351	89

7.3.7.3. pH, conductividad y oxígeno disuelto en el reactor

En la tabla 36 se presenta un resumen del pH, la conductividad y el oxígeno disuelto medios, parámetros medidos directamente del licor de mezcla.

Tabla 36: Valores medios de pH, conductividad y concentración de oxígeno disuelto para los distintos TRH ensayados

TRH (días)	pH	Conductividad (mS/cm)	O ₂ disuelto (mg/l)
6 (E 1)	8,54	9,55	2,31
3 (E 2)	8,30	11,80	2,90
2,4 (E 3)	8,39	10,62	2,08
2 (E 4)	8,28	9,61	0,91
2,4 (E 5)	8,02	8,23	1,62
2 (E 6)	7,78	10,08	1,54

Las variaciones que se observan para distintos TRH tanto de pH como de conductividad son debidas a que, a pesar de la disposición de un tanque de homogeneización, no se

consiguieron características del agua alimento exactamente iguales en todos los cambios de agua residual, si bien las diluciones tenían como objetivo que no hubiera variaciones bruscas de conductividad.

Como se puede observar, el O₂ se mantuvo en el rango adecuado durante todo el proceso.

7.3.7.4. Examen microscópico

El flóculo es una aglomeración de bacterias y partículas minerales y orgánicas, unidas por una masa gelatinosa llamada mucílago, que está formada por polisacáridos aminados o fosfatados producidos por las mismas bacterias.

La formación del flóculo está determinada por la naturaleza del agua a depurar, ya que los distintos compuestos orgánicos presentes en la misma son la base de la carga nutricional del sustrato que influye directamente sobre las bacterias implicadas en los procesos de floculación (bacterias floculantes).

Para abordar el estudio del flóculo será necesario realizar una observación microscópica. Como se puede observar en la figura 20, los flóculos tienen el aspecto de gránulos, más o menos globosos que se aglomeran formando redes malladas. La cohesión de estos flóculos determina la clarificación del efluente depurado y la mayor o menor facilidad de sedimentación del fango, así como la rapidez en hacerlo.

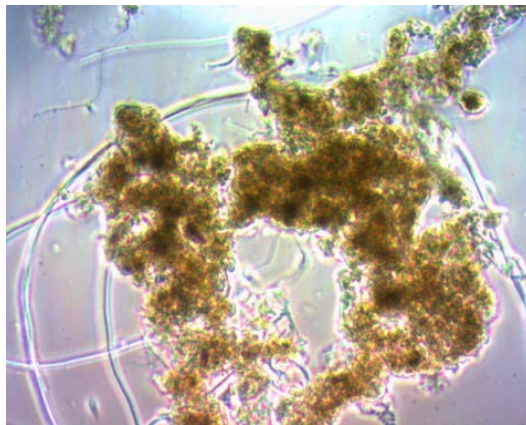


Figura 20: Imagen al microscopio de un flóculo. Licor de mezcla del E4

En un SBR, los factores que influyen en el tamaño de los flóculos son la edad del fango y la disponibilidad de sustrato y oxígeno.

Durante la microscopía se observaron también algunos flóculos un poco dispersos, por tratarse seguramente de flóculos viejos, lo que podría producir un aumento de los sólidos en suspensión en el efluente clarificado.

Además, el hecho de que existan abundantes nutrientes en el medio ocasiona el crecimiento de las bacterias libres en detrimento de las floculantes, con lo que el flóculo se irá volviendo cada vez más disperso (ver figuras 21 y 22). Esto, además de dar unas cargas elevadas de materia orgánica en el efluente por el exceso de nitrógeno que no ha sido degradado, empeorará por la pérdida de pequeñas porciones de flóculo junto con el agua, aumentando a medida que la calidad del fango vaya disminuyendo [22].

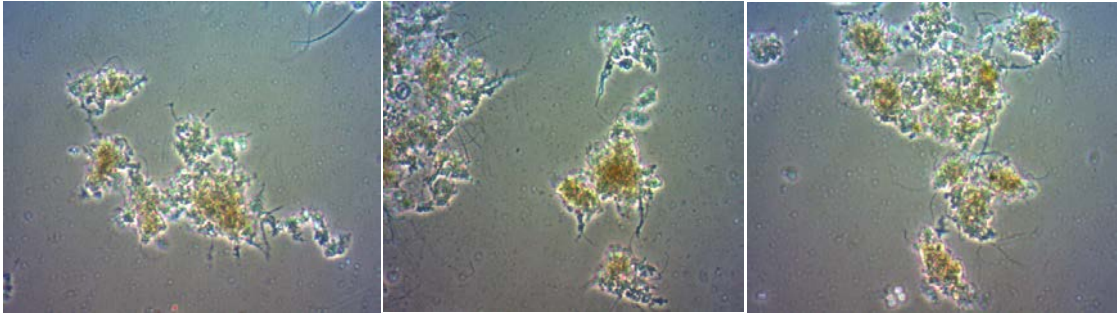


Figura 21. Imágenes de flóculos dispersos en el licor de mezcla del E2

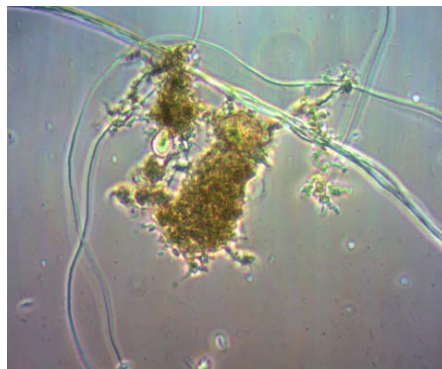


Figura 22. Imágenes de flóculos dispersos en el licor de mezcla del E4

A pesar de ello, en general se observaron flóculos de gran tamaño formando una red de apariencia densa, como la que se observa en las figuras 23 y 24, lo que es un indicador de rendimientos de depuración elevados. Cabe destacar además la presencia de bacterias filamentosas, responsables de la unión entre agregados de menor tamaño debidas posiblemente a una fase anóxica demasiado corta [37].

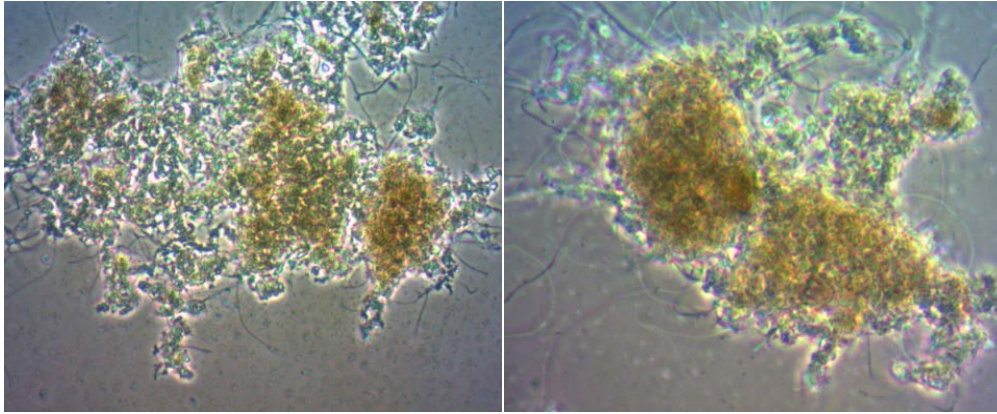


Figura 23. Imágenes de flóculos agregados en el licor de mezcla del E2

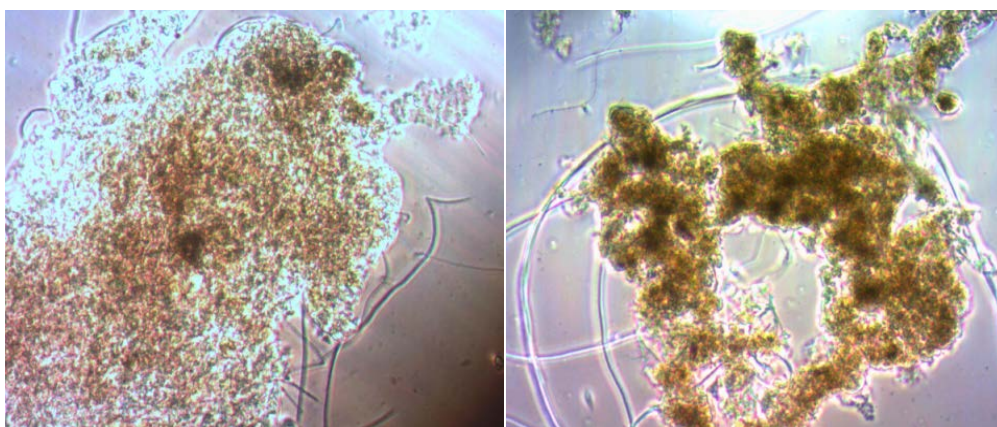


Figura 24. Imágenes de flóculos agregados en el licor de mezcla del E4

Además de observar el estado del flóculo, hay que tener en cuenta que los microorganismos son indicadores del proceso de depuración (bioindicadores) puesto que algunos de ellos tienen una estrecha dependencia de las variables ambientales (físicas, químicas, biológicas) que hace que se desarrollen en determinadas condiciones.

De este modo se entiende por microfauna, el conjunto de microorganismos implicados en los procesos de depuración biológica y que abarcan desde las formas más simples como son las bacterias, hasta las más complejas como son los protozoos y metazoos.

En los procesos de depuración, y concretamente en este caso, predomina la presencia de protozoos. Los protozoos son aquellos seres vivos compuestos por una única célula, con organismos celulares muy especializados y con capacidad para efectuar de forma autónoma su metabolismo y reproducción. Entre los protozoos se suelen admitir varios grupos: los flagelados del grupo de los Zoomastiginos, los ameboides del grupo Sarcodinos, los Cilióforos, que son ciliados, los Cnidosporidios y los Esporozoos. Se pueden desplazar mediante diversos mecanismos: flagelos, cilios o mediante pseudópodos.

El alimento puede ser ingerido atravesando directamente la membrana celular (como ocurre en el caso de las amebas) o mediante una estructura específica con función de boca llamada citostoma (como en el caso de los ciliados). Una vez ingerido el alimento se forma un orgánulo citoplasmático de digestión que recibe el nombre de vacuola digestiva, donde se produce la absorción de alimento, mientras que los productos no digeridos se englobarán en vacuolas de excreción y se arrojarán al exterior [8].

En la figura 25 se observa una ameba testácea y pudiéndose apreciar el núcleo en su interior. Tiene además una vacuola que mantiene su presión osmótica. Se desplazan extendiendo el citoplasma hacia fuera y forman prolongaciones en forma de tentáculos (pseudópodos). Los pseudópodos rodean el microorganismo alimento y lo introducen en la vacuola donde se descompone en sustancias químicas solubles.

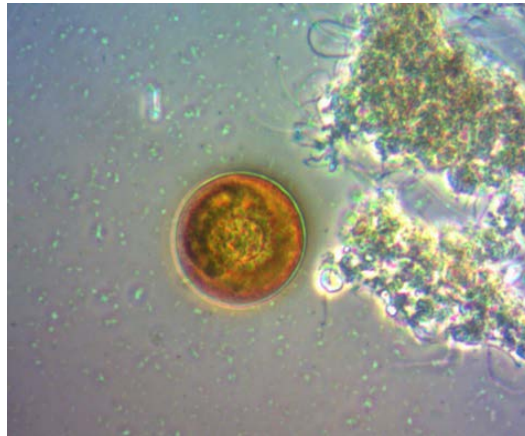


Figura 25: Ameba testácea del licor de mezcla del E2

En general, indican buenos rendimientos de depuración. A elevadas concentraciones indican baja carga orgánica, altos tiempos de retención celular, buena oxigenación y condiciones de nitrificación [8].

El siguiente microorganismo encontrado es la *Vorticella microstoma*. Es un ciliado asociado al flóculo sésil. Los ciliados son organismos heterótrofos y se alimentan de bacterias, algas cianofíceas e incluso otros protozoos. Este ciliado peritrico tiene forma de peonza. Presenta una vacuola contráctil cercana a la abertura oral y numerosas vacuolas digestivas de forma esférica. A su alrededor se puede apreciar el movimiento del agua originado por los cilios que presenta alrededor del citostoma y que le facilitan la captura de alimento. Este organismo suele ser indicador de una buena sedimentabilidad del fango [8,45].



Figura 26: Organismos internos de la Vorticella microstoma del licor de mezcla del E2

En la figura 27 aparece otro organismo sésil, en este caso se trata del Tokophrya lemнарum. Tiene forma esférica con pedúnculo largo y está asociado a edades de fangos altas y a buenos rendimientos de eliminación de materia orgánica [45].

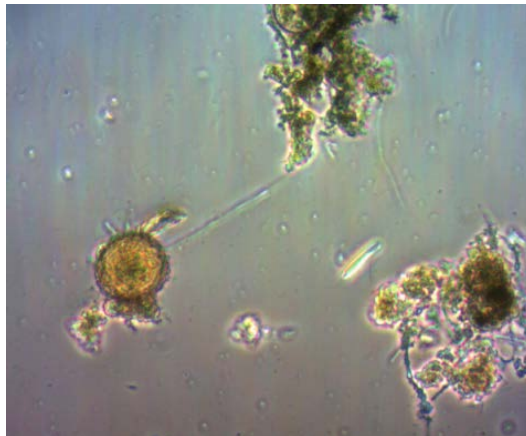


Figura 27: Tokophrya lemнарum. Licor de mezcla del E4

A continuación aparece otro ejemplo de organismos ciliado, en este caso se trata del Litonotus lamella y pertenece al grupo de los ciliados nadadores asociados temporalmente al flóculo. Son microorganismos de cuerpo alargado y esbelto, comprimido lateralmente. Es muy deformable y su cuerpo está recubierto por cilios. Se desplaza nadando o en ocasiones reptando sobre el flóculo. Se alimenta de ciliados y flagelados.

Si aparecen en bajas concentraciones indican estabilidad ecológica, pero a elevadas concentraciones pueden indicar deficiencias en la sedimentabilidad y la existencia de procesos de nitrificación [45].

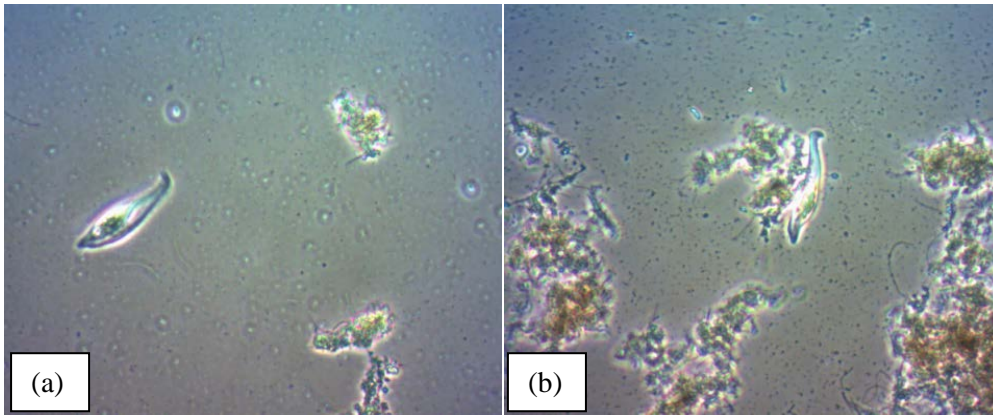


Figura 28: Litonotus lamella nadando (a) y Litonotus lamella alimentándose (b). Licor de mezcla del E2

En la figura 28 se muestra un organismo oligohimenóforo, concretamente un cyclidium sp. Se trata de un organismo ciliado con forma ovoidal, nadador. Es muy activo, nunca permanece en reposo, excepto cuando se alimenta, momento en el que queda completamente quieto. Se alimenta de bacterias. Suele presentarse cuando la carga orgánica es fuerte y es común encontrarlo en vertidos industriales [45].

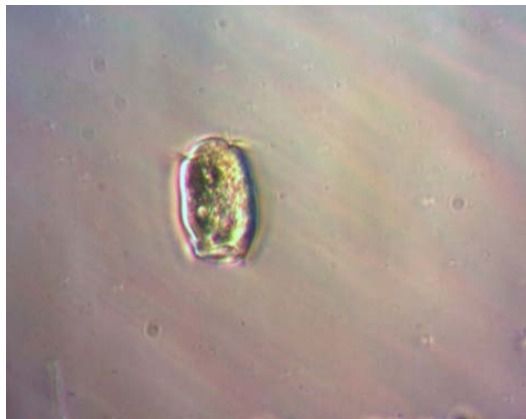


Figura 29: Cyclidium sp. Licor de mezcla del E4

Aparte de la presencia de protozoos, los metazoos son organismos que también suelen estar presentes en la depuración biológica de aguas residuales.

Los metazoos son aquellos organismos superiores que están constituidos por un número variable de células (pluricelulares), las cuales se agrupan formando tejidos y órganos especializados y más o menos complejos.

Los rotíferos son los metazoos más habituales en los procesos de depuración biológicos. Presentan simetría bilateral, el cuerpo no está segmentado y lo protege una cutícula, aunque también pueden presentar placas que forman una lóriga alrededor del tronco. Se desplaza por plegamiento.

La presencia de Philodina en los sistemas de depuración biológica está condicionada por la edad del fango que deberá ser alta y la carga débil (condiciones características de aireación prolongada). Cuando aparecen en gran número son indicativos de un buen nivel de depuración [45].



Figura 30: Philodina sp. Licor de mezcla del E2

7.4. ESTUDIO DE MEJORA DE SEDIMENTABILIDAD

7.4.1. Jar-test con el sobrenadante

Para llevar a cabo el estudio para la mejora de la sedimentabilidad se introduce un nuevo parámetro: la turbidez. La turbidez se define como la reducción de la transparencia del efluente ocasionada por la materia en suspensión. Por tanto este parámetro es un indicador de la calidad del sobrenadante recogido.

Después de realizar los ensayos con ambos polielectrolitos con el sobrenadante recogido del SBR, se ha medido la turbidez del mismo en todas las concentraciones de polielectrolito. Los resultados obtenidos se muestran en el gráfico 23.

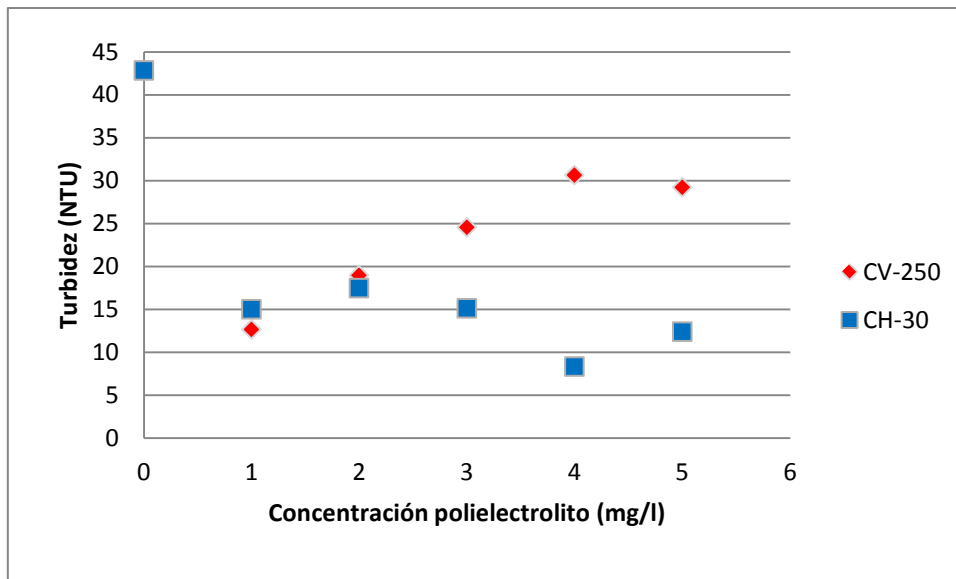


Gráfico 23: Turbidez del sobrenadante con distintas dosis de los polielectrolitos CV-250 y CH-30

A la vista de los resultados, se puede decir que el efecto de ambos polielectrolitos es muy similar hasta los 2 mg/l de concentración de polielectrolito.

A partir de este punto se obtienen mejores resultados cuando se emplea el polielectrolito CH-30, obteniéndose un mínimo de turbidez con 4 mg/l de concentración de polielectrolito, alcanzando una reducción de la turbidez en un 81%.

A esta misma concentración de polielectrolito CV-250 se obtiene una turbidez máxima, aunque aún así menor que si no se adicionara polielectrolito. En cuanto a este polielectrolito, la mayor eliminación de la turbidez se obtiene cuando se adiciona un 1 mg/l de polielectrolito, eliminándose el 70% de la turbidez inicial.

Por tanto, se puede decir que la adición de polielectrolito sobre el sobrenadante tiene efectos positivos sobre la calidad del efluente obtenido.

En el gráfico 24 se representan los SST del sobrenadante después de la adición del polielectrolito y de la sedimentación posterior. Se puede comprobar que la tendencia de ambas curvas es muy similar a la del gráfico 23 puesto que, como ya se ha explicado, la turbidez hace referencia a los sólidos en suspensión presentes en el sobrenadante.

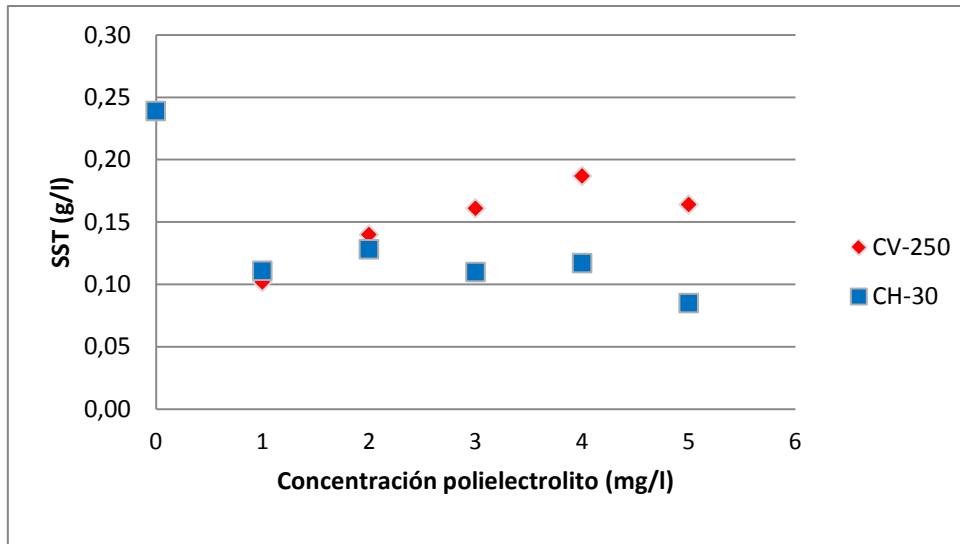


Gráfico 24: SST del sobrenadante con distintas dosis de los polielectrolitos CV-250 y CH-30

En este caso se han obtenido valores ligeramente menores de SST en el ensayo de 1 mg/l con CV-250 que en el ensayo de 4 mg/l de CH-30. Esto puede ser debido a errores experimentales puesto que a menor concentración de SST, por el método experimental que se emplea para su determinación, los resultados son más sensibles al error experimental.

A su vez en el empleo del polielectrolito CH-30 también se han obtenido valores de SST ligeramente inferiores en el caso de 1 mg/l y 3 mg/l.

Una vez transcurridos los 30 minutos de sedimentación se leyó el volumen de fango sedimentado en cada caso. En principio interesa obtener un volumen de fango bajo, a la vez que se obtenga un efluente con baja turbidez, lo que significaría que el grado de compactación de los sólidos decantados es elevado. Por un lado con la adición de polielectrolito es normal que aumente el volumen de fangos, pero un volumen de fango sedimentado demasiado elevado podría ser debido a una concentración elevada de SST o a una mala sedimentabilidad de los sólidos en suspensión. Los resultados obtenidos se representan en el gráfico 25.

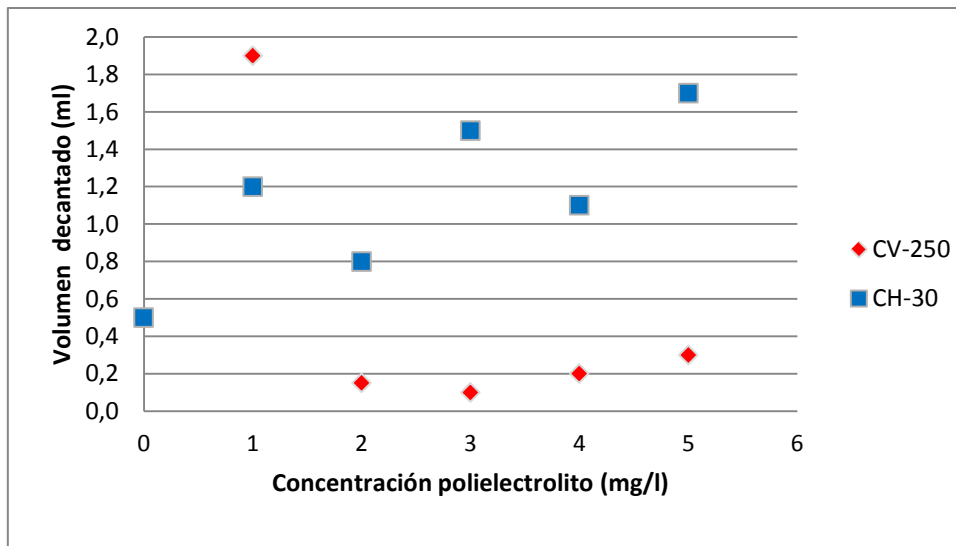


Gráfico 25: Volumen de fangos sedimentados del sobrenadante con distintas dosis de los polielectrolitos CV-250 y CH-30

Mediante la adición del polielectrolito CH-30, se puede observar que en todos los casos hay un aumento de volumen sedimentado respecto al volumen sedimentado sin adición de polielectrolito.

En cambio, cuando se adiciona polielectrolito CV-250, excepto cuando se adiciona en una concentración de 1 mg/l, el volumen sedimentado disminuye respecto al inicial. Esta disminución puede explicarse en parte por la obtención de valores tanto de turbidez como de SST superiores a los obtenidos con el polielectrolito CH-30.

Sin embargo para determinar si esta reducción de volumen sedimentado es debida a la compactación del fango se debe comparar los volúmenes sedimentados con los distintos polielectrolitos cuando se obtienen una calidad de efluente similar. Según los gráficos 23 y 24 se puede observar que para concentraciones de polielectrolito de 1 y 2 mg/l con ambos polielectrolitos se obtienen efluentes con una turbidez y una concentración de SST similar. Pero al comparar los volúmenes de fango sedimentados en el gráfico 25 se obtienen resultados contradictorios, lo que impide considerar el volumen sedimentado como característica para determinar la buena o mala sedimentabilidad del fango.

Por otra parte, para comprobar que la DQO no aumenta por la adición de polielectrolito se ha medido la DQO filtrada del sobrenadante después de la sedimentación en el caso en el que se emplea el polielectrolito CV-250 a una concentración de 4 mg/l y cuando se emplea el CH-30 a 1 mg/l. En el primer caso se ha obtenido una reducción de la DQO de 21% y en el segundo del 24% comparándolo con la DQO filtrada del sobrenadante sin adición de polielectrolito.

A continuación se presenta la tabla 37, en la que aparecen los resultados obtenidos de los ensayos con ambos polielectrolitos:

Tabla 37: Resumen de resultados de los ensayos con ambos polielectrolitos

	TURBIDEZ (NTU)		SST (g/L)		V (ml)	
	CV-250	CH-30	CV-250	CH-30	CV-250	CH-30
1 mg/L	12,658	15,015	0,102	0,111	1,90	1,2
2 mg/L	18,960	17,453	0,140	0,128	0,15	0,8
3 mg/L	24,550	15,124	0,161	0,110	0,10	1,5
4 mg/L	30,620	8,329	0,187	0,117	0,20	1,1
5 mg/L	29,210	12,384	0,164	0,085	0,30	1,7

Finalmente, los resultados tanto de turbidez como de SST han llevado a la conclusión de que el polielectrolito que ofrece mejores resultados es el CH-30, con una dosis óptima de 4 mg/l sobre el sobrenadante. Por tanto, este será el polielectrolito que se dosificará en el SBR.

7.4.2. Aplicación del polielectrolito sobre el SBR

Los ensayos realizados con el polielectrolito CH-30 en el SBR muestran que la turbidez empeora respecto a la turbidez medida del sobrenadante justo antes de la adición de polielectrolito en todos los casos, obteniéndose con una concentración de polielectrolito de 2 mg/l el peor resultado de turbidez. El gráfico 26 plasma la evolución de la turbidez del sobrenadante adicionando el polielectrolito directamente en el SBR y adicionándolo posteriormente sobre el sobrenadante.

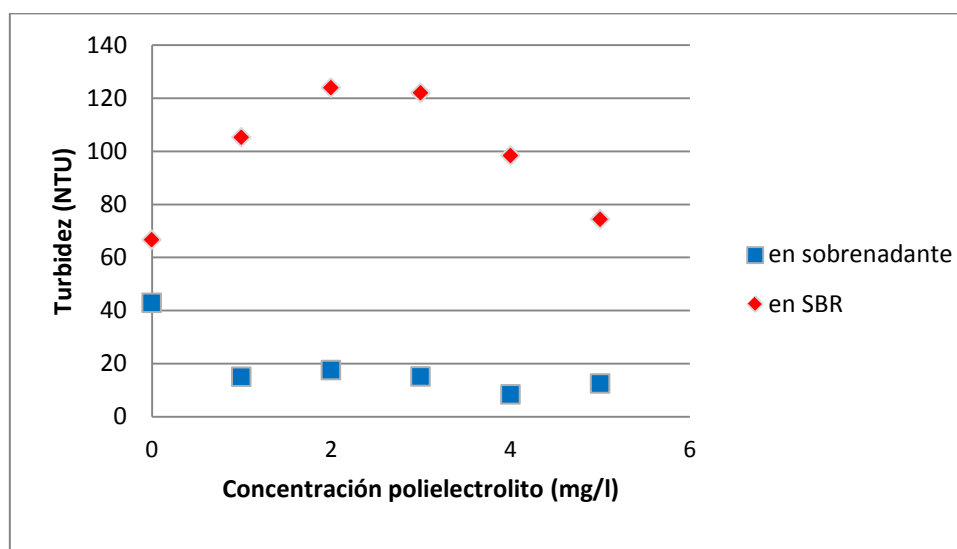


Gráfico 26: Turbidez de sobrenadante en el jar-test y en el SBR a distintas concentraciones de polielectrolito CH-30

En el gráfico 27 se observa la misma tendencia en la evolución de los SST del sobrenadante que en la turbidez. El peor resultado coincide con el obtenido a partir de las medidas de turbidez.

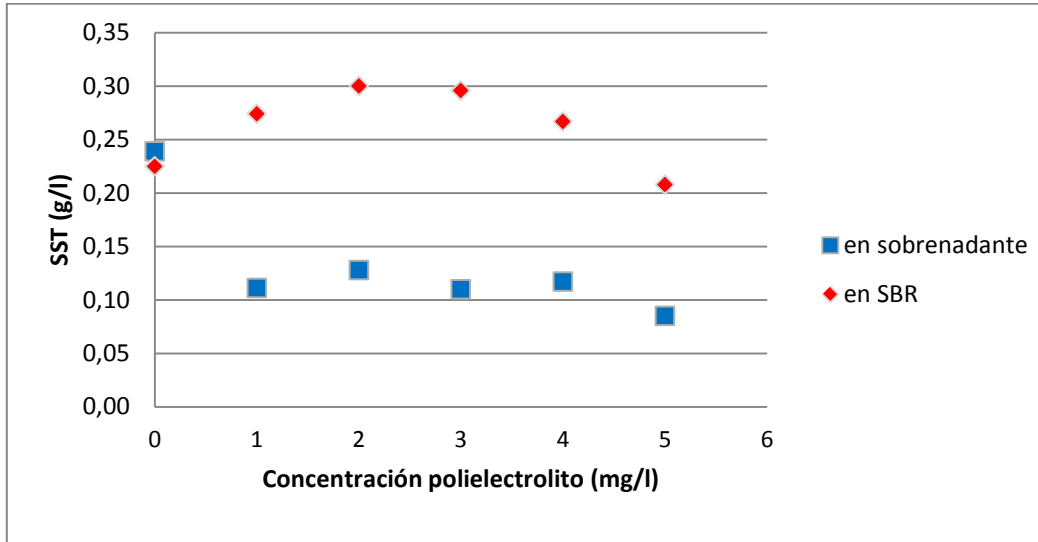


Gráfico 27: SST en el sobrenadante en el jar-test y en el SBR a distintas concentraciones de polielectrolito CH-30

Por otra parte, para realizar la comparativa se intentó determinar el volumen decantado en 250 ml de sobrenadante al adicionar el polielectrolito en el SBR, pero en ningún caso se produjo sedimentación de fango.

Se realizó el mismo ensayo con 250 ml de licor de mezcla para observar en el cono Imhoff la evolución del proceso de decantación. Se observó que en todos los ensayos la capacidad de sedimentación empeoraba puesto que los flóculos una vez decantaban perdían consistencia y una parte de los fangos ascendía a la parte superior.

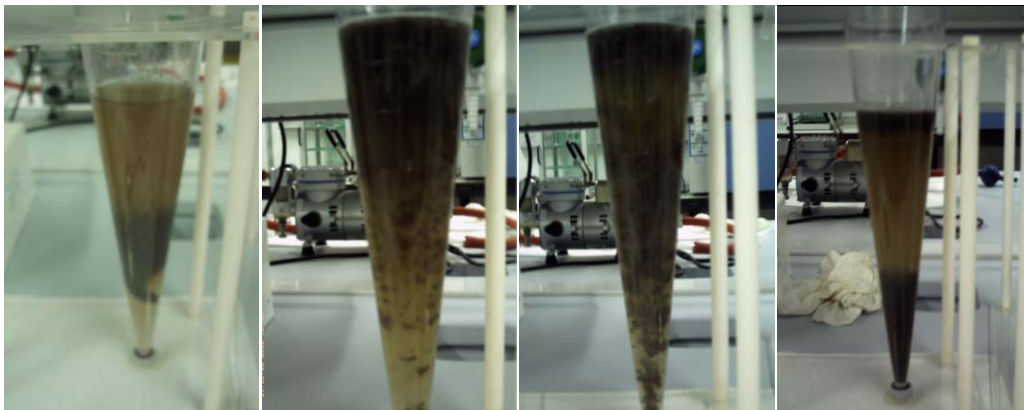


Figura 31: Evolución del proceso de sedimentación de 250 ml de licor de mezcla en el cono Imhoff

En el gráfico 28 se presentan los resultados obtenidos en la decantación de 250 ml de licor de mezcla durante 1,5 h. En este caso el peor resultado se obtiene también con 2 mg/l de polielectrolito en el reactor.

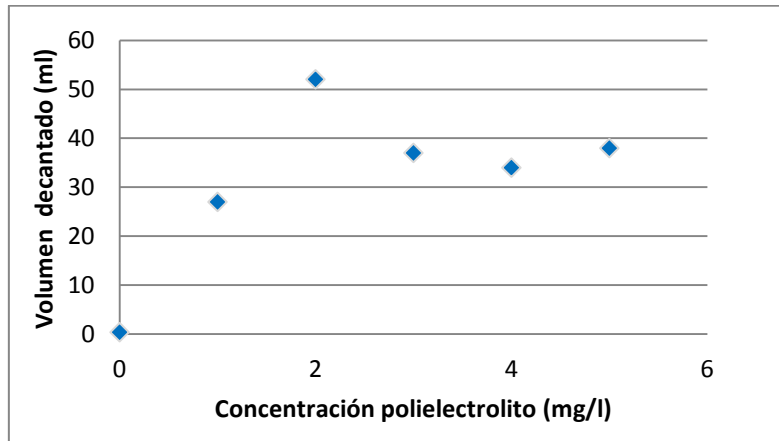


Gráfico 28: Volumen de fangos decantados en 250 ml de licor de mezcla con distintas dosis de polielectrolito CH-30

Por otra parte se midió el volumen de fangos que sedimentaron en el reactor al final de la fase de sedimentación. La figura 32 demuestra la mala sedimentabilidad del fango, que empeoró en todos los ensayos realizados con polielectrolito en el SBR respecto a los ensayos realizados con el sobrenadante y respecto a la sedimentación antes de la adición de polielectrolito.



Figura 32: Imagen de la fase de decantación en el SBR con dosificación de polielectrolito CH-30

En el gráfico 29 se representa el volumen de fangos decantado en el SBR al final de la fase de sedimentación para cada concentración de polielectrolito. Como se puede observar, sigue aproximadamente la misma tendencia que en el gráfico 31.

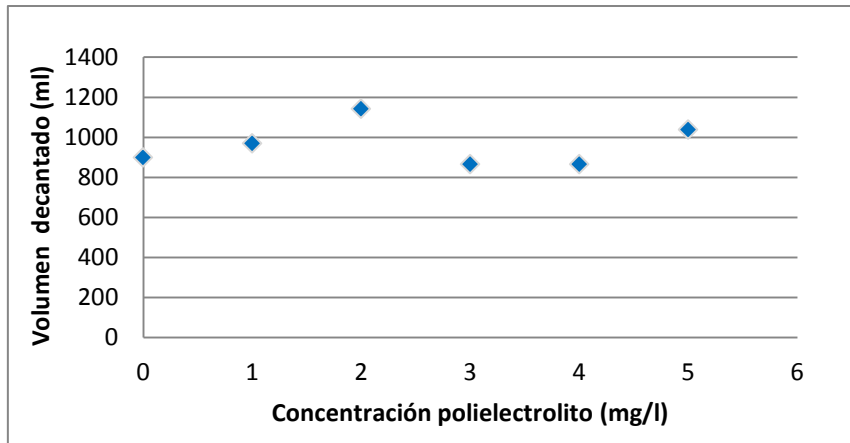


Gráfico 29: Volumen de fangos decantados en el SBR con distintas dosis de polielectrolito CH-30

El aumento de la DQO observado en el gráfico 30 puede explicarse porque la inconsistencia del fango hace que una parte de éste salga en el efluente. Esa inconsistencia es la que ha hecho que se obtenga un máximo volumen de sedimentación en el ensayo con 2 mg/l de polielectrolito, aumentando el espacio entre los agregados del fango y facilitando así su paso al sobrenadante.

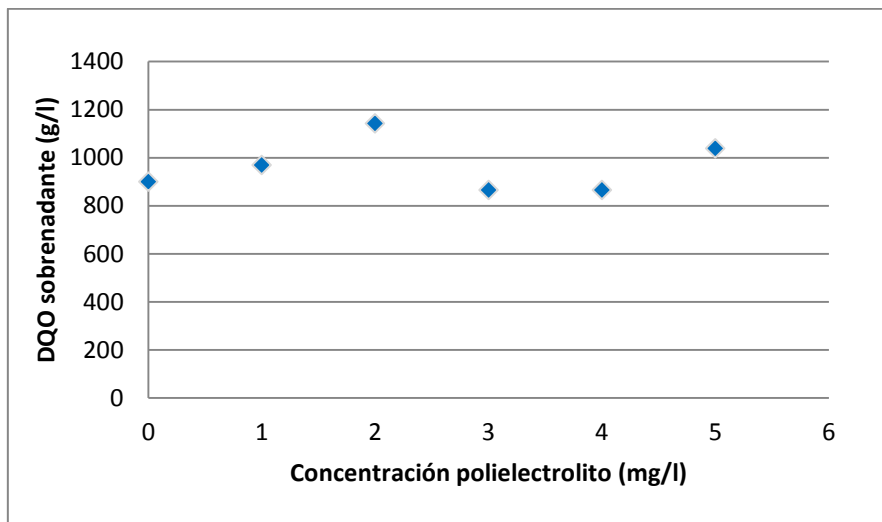


Gráfico 30: DQO de sobrenadante del SBR con distintas dosis de polielectrolito CH-30

8. CONCLUSIONES

Del presente Trabajo Fin de Máster se han podido extraer las siguientes conclusiones:

- Aclimatación de la biomasa
 - o La adición de fósforo será necesaria para el tratamiento biológico de las aguas residuales de tenería, tanto en la fase de aclimatación como tras la misma, debido al déficit de fósforo determinado una vez que se ha caracterizado el agua residual.
 - o Los SSLM son un indicador de la concentración de microorganismos presentes en la biomasa. En cuanto a su evolución diaria decir que, como era de esperar, al inicio del ensayo se produjo un descenso de éstos y, tras una leve recuperación, se mantuvo constante hasta el día 17, día en que aumentaron de forma más significativa, dándose por finalizada la aclimatación el día 21.
 - o A lo largo de la aclimatación se obtuvieron rendimientos de eliminación de DQO en torno al 90%, obteniéndose DQOs residuales de alrededor de 600 mg/L, debido a la presencia de DQO refractaria.

- Reducción progresiva del TRH
 - o Respecto a la evolución diaria de los SSLM, se ha podido observar un notable crecimiento de la biomasa operando con TRHs de 6 y 3 días. Para un TRH de 2,4 días, se produjo un rápido aumento de los SST debido a la introducción de sólidos en el influente empleado en dicho ensayo. Al reducir el TRH a 2 días, los SSLMs disminuyeron de forma muy significativa, apareciendo además problemas de sedimentabilidad. Tras un periodo de reactivación de la biomasa, se consiguieron finalmente resultados satisfactorios, llegando a un TRH de 2 días. En líneas generales, parece que al reducir el TRH aumenta la calidad del fango, puesto que el %SSV aumenta.
 - o En cuanto a la evolución de la DQO, se obtienen rendimientos de eliminación bastante altos, entre el 70 y el 90%, aproximadamente. Cabe destacar la disminución drástica de éste cuando opera a un TRH de 2 días (Ensayo 4) debido a la desfloculación del fango. Después de la recuperación de la biomasa se consiguió reducir el TRH a 2 días, obteniendo un

rendimiento de eliminación de DQO final de 88,9%. Se comprobó además, que se favorece la eliminación de DQO operando con cargas orgánicas elevadas.

- Existe una DQO refractaria que se ha estimado en 390 mg/L tras los ensayos realizados. Nunca se obtuvieron valores por debajo de esa DQO a lo largo de los 125 días de operación total del SBR.
 - Es necesario controlar la conductividad y el pH del alimento para evitar puntas que afecten a la actividad de los microorganismos. Si se traslada a escala industrial, la implantación de un tanque de homogeneización para evitar variaciones de estos parámetros es de vital importancia.
 - Con los resultados del examen microscópico se confirmó la calidad del fango, puesto que los flóculos observados en general eran de gran tamaño y de aspecto bastante agregado. Además se observaron en general protozoos, y la presencia de amebas, microorganismos ciliados y rotíferos indicaban buenos rendimientos de depuración.
 - Con todo ello, se puede decir que el TRH óptimo es de 2 días puesto que con este se consigue aumentar la capacidad de la instalación al máximo obteniéndose una buena calidad del efluente.
- Estudio de mejora de sedimentabilidad.
- Los resultados de SST y de turbidez, así como del volumen sedimentado derivados de los ensayos de jar-test concluyeron que el polielectrolito que ofrecía mejores resultados era el CH-30 a una dosis de 4 mg/l tras su adición al sobrenadante.
 - La adición de polielectrolito CH-30 en el SBR empeoró la sedimentabilidad de los fangos. Por tanto el polielectrolito debe ser dosificado al sobrenadante y no directamente al reactor.

9. BIBLIOGRAFÍA

- [1] página web: <http://www.leather-spain.com>
- [2] Guía de mejores técnicas disponibles en España del sector de curtidos
- [3] Salmeron, J. Generación y tratamiento de residuos en la industria del curtido de Valencia. Confederación Empresarial Valenciana, pp. 20-40, 1995.
- [4] página web: <http://www.bvsde.paho.org>
- [5] página web: <http://www.biologia.edu.ar>
- [6] Salmerón J. "Generación y tratamiento de residuos en la industria del curtido de Valencia", 22. Confederación Empresarial Valenciana, Valencia, 1995
- [7] Documentos COTEC sobre necesidades tecnológicas. Aguas residuales industriales, 1999
- [8] EGEVASA, "Microbiología de la depuración mediante fangos activos", 1998
- [9] página web: <http://www.cambi.no>
- [10] página web: <http://www.madrimasd.org>
- [11] Suthanthararajan, R.; Chitra, K.; Ravindranath, E.; Umamaheswari, B.; Ramesh, T. Anaerobic treatment of tannery wastewater with sulfide removal and recovery of sulfur from wastewater and biogas. Journal of the American leather chemists association 99 (2), pp. 67-72, 2004.
- [12] Alberto Mannucci, Giulio Munz, Gualtiero Mori, Claudio Lubello, Anaerobic treatment of vegetable tannery wastewaters: A review. Desalination 264 (2010) 1-8.
- [13] G. Durai and M. Rajasimman, Biological Treatment of Tannery Wastewater-A review. Journal of Environmental Science and Technology 4 (1) (2011) 1-17
- [14] J. Rajesh Banu, S. Kaliappan , Treatment of tannery wastewater using hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor. Journal of Environmental Engineering and Science (2007), 6:(4) 415-421

- [15] M. Vicenta Galiana Aleixandre, "Estudio experimental de minimización de la contaminación de efluentes de la industria de curtidos aplicando reutilización de baños residuales y tratamientos con procesos de membrana y biológicos", 2010
- [16] Arden, E. and Lockett, W.T. (1914), Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. J. Soc.Chem.Ind. 33,523
- [17] Dennis, R.W. and Irvine, R.L. (1979) Effect of fill: react ratio on sequencing batch biological reactors . J. Wat. Pollut.Control Fed. 51 (2), 255-263
- [18] Hoepker, E.C. and Schroeder, E.D. (1979) The effect of loading rate on batch activated sludge effluent quality. J. Wat. Pollut. Control Fed. 51(2), 264-273
- [19] Irvine, R.L., Miller,G. and Bhamrah, A.S. (1979) Sequencing batch treatment of wastewaters in rural areas. J. Wat. Pollut. Control Fed. 51(2), 244-254
- [20] Ketchum, L.H. and Liao, P.C. (1979) Tertiary chemical treatment for phosphorus reduction using sequencing batch reactors. J. Wat. Pollut. Control Fed. 51(2), 298-304.
- [21] Nazik Artan, Derin Orhon, "Mechanism and design of sequencing batch reactors for nutrient removal", 2005
- [22] José Ferrer Polo, Aurora Seco Torrecillas, "Tratamientos biológicos de aguas residuales", Ref. 2003.358
- [23] José Antonio Mendoza Roca, Susana Querol Magdalena, "Depuración biológica de aguas residuales", Ref. 2007.4094
- [24] Peter A. Wilderer, Robert L. Irvine and Mervyn C. Goronszy, Sequencing batch reactor technology. Scientific and Technical Report No 10. IWA Publishing
- [25] Birol Kayranli, Aysenur Ugurlu (2011). Effects of temperature and biomass concentration on the performance of anaerobic sequencing batch reactor treating low strength wastewater. Desalination, 1-7.
- [26] R. Scheumann, M. Kraume (2009). Influence of hydraulic retention time on the operation of a submerged membrane sequencing batch reactor (SM-SBR) for the treatment of greywater. Desalination 246, 444-451

- [27] Fikret Kargi, Ahmet Uygur (2003). Nutrient removal performance of a five-step sequencing batch reactor as a function of wastewater composition. *Process Biochemistry* 38, 1039-1045
- [28] Yong Li, Yu Liu, Hailou Xu (2008). Is sludge retention time a decisive factor for aerobic granulation in SBR?. *Bioresource Technology* 99, 7672-7677
- [29] Yagi Wang, Yongzhen Peng, Tom Stephenson (2009). Effect of influent nutrient ratios and hydraulic retention time (HRT) on simultaneous phosphorous and nitrogen removal in a two-sludge sequencing batch reactor process. *Bioresorce Technology* 100, 3506-3512
- [30] Daekeun Kim, Tae-Su Kim, Hong-Duck Ryu, Sang-III Lee (2008). Treatment of low carbon-to-nitrogen wastewater using two-stage sequencing batch reactor with independent nitrification. *Process Biochemistry* 43, 406-413
- [31] M. Lamine, L. Bousselmi, A. Ghrabi (2007). Biological treatment of grey water using sequencing batch reactor. *Desalination* 215, 127-132
- [32] Ilgi Karapinar Kapdan, Rukiye Oztekin (2006). The effect of hydraulic residence time and initial COD concentration on color and COD removal performance of the anaerobic-aerobic SBR system. *Journal of Hazardous Materials B136*, 896-901
- [33] Khalida Muda, Azmi Aris, Mohd Razman Salim, Zaharah Ibrahim, Mark C.M. van Loosdrecht, Azlan Ahmad, Mohd Zaini Nawahwi (2010). The effect of hydraulic retention time on granular sludge biomass in treating textile wastewater. *Water Research I-II*.
- [34] N. Pasukphun y S. Vinitnantharat (2003). Degradation of organic substances and reactive dye in an immobilized-cell sequencing batch reactor operation on simulated textile wastewater. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* 38 (10), 2019-2028.1532-4117
- [35] Ong, S.A., Toorisaka, E., Hirata, M., Hano, T. (2005). Treatment of azo dye orange II in aerobic and anaerobic-SBR systems. *Process Biochemistry* 40, 2907-2914.
- [36] G. Vidal, J. Nieto, K. Cooman, M. Gajardo, C. Bornhardt (2004). Unhairing effluents treated by an activated sludge system. *Journal of Hazardous Materials B112*, 143-149.
- [37] J.M. Martínez, A. Goltara, R. Mendez (2003). Tannery wastewater treatment: comparison between SBR and MSBR. *Water Science and Technology: Water Supply* 3, 275-282

- [38] Derin Orhon, Esra Ates Gencell, Seval Sozen (2000). Experimental evaluation of the nitrification kinetics for tannery wastewaters. *Water SA* 26, 43-50
- [39] R. Ganesh, G. Balaji, R.A. Ramanujam (2006) Biodegradation of tannery wastewater using sequencing batch reactor—Respirometric assessment. *Bioresource Technology* 97, 1815-1821
- [40] G. Farabegoli, A. Carucci, M. Majone, E. Rolle (2004). Biological treatment of tannery wastewater in the presence of chromium. *J Environ Manage* 71(4), 345-9
- [41] Murat, S.; Ates, E.; Tasli, R. y Orhon. Sequencing batch reactor treatment of tannery wastewater for carbon and nitrogen removal. *Water Science and Technology*, 46 (9), pp. 219-227, 2002.
- [42] Murat, S.; Insel, G.; Artan, N. y Orhon, D. Performance evaluation of SBR treatment for nitrogen removal from tannery wastewater. *Water Science and Technology*, 53 (12), pp. 275-284, 2006.
- [43] Sajjad Haydar, Javed Anwar Aziz (2009) Coagulation-flocculation studies of tannery wastewater using combination of alum with cationic and anionic polymers. *Journal of Hazardous Materials* 168, 1035-1040
- [44] Handbook of Environmental Engineering. Biological Treatment Processes.
- [45] GBS. “Manual Práctico para el estudio de grupos bioindicadores en fangos activos”

