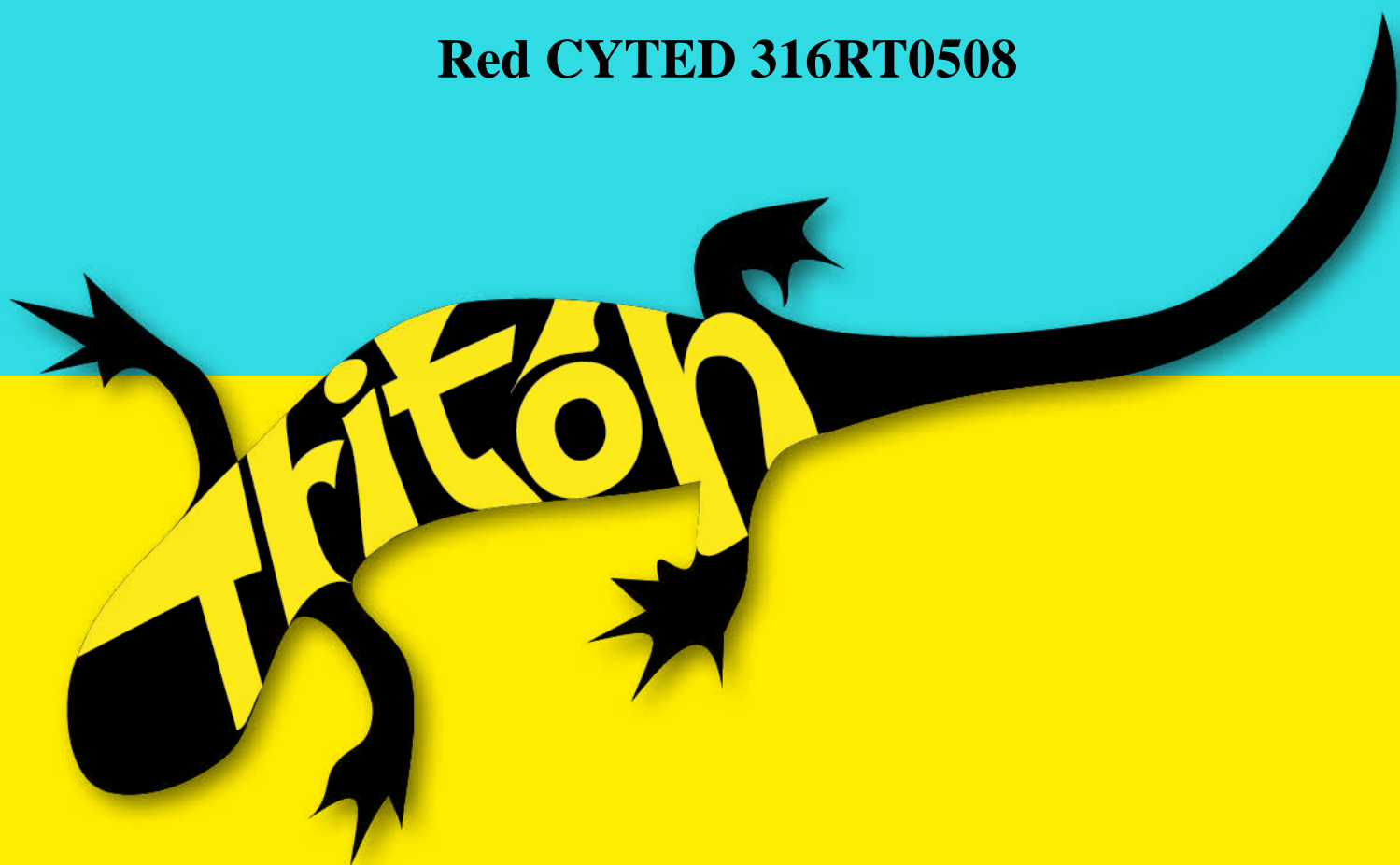


# Manual técnico sobre tecnologías biológicas aerobias aplicadas al tratamiento de aguas residuales industriales

**Entregable D10**

LIPATA-UNAM  
GENOCOV-UAB

**Red CYTED 316RT0508**





## ÍNDICE

<b>1. Fundamentos del tratamiento de las aguas residuales .....</b>	<b>3</b>
1.1. Introducción al tratamiento de las aguas residuales .....	3
1.2. Caracterización de las aguas residuales.....	4
1.2.1. Medida del contenido en sólidos .....	4
1.2.2. Medida del contenido en materia orgánica.....	7
<b>2. Tratamiento biológico aerobio de aguas residuales.....</b>	<b>9</b>
2.1. Fundamentos del tratamiento biológico de aguas residuales .....	9
2.2. Tratamiento de lodos activos o lodos activados.....	10
2.2.1. Principales parámetros operacionales del proceso de lodos activos.....	12
2.2.2. Estrategias de operación del sistema de lodos activos .....	16
<b>3. Problemas operacionales y situaciones adversas en un sistema de tratamiento de aguas residuales .....</b>	<b>18</b>
3.1. Bulking .....	18
3.2. Formación de espumas .....	19
3.3. Déficit de alcalinidad en aguas residuales industriales .....	20
3.4. Déficit de material orgánica en aguas residuales industriales .....	21
3.5. Períodos de hambruna durante la operación.....	22
3.6. Alternancia secuencial de contaminantes en el agua residual .....	23
<b>4. Bibliografía.....</b>	<b>24</b>



## 1. Fundamentos del tratamiento de las aguas residuales

### 1.1. Introducción al tratamiento de las aguas residuales

La industrialización, la cada vez mayor urbanización, los nuevos estándares de la vida moderna y la agricultura extensiva han dado lugar a una ingente producción de agua residual en los países industrializados (Por ejemplo, en la Unión Europea se producen 25–150 m<sup>3</sup>/persona/año [1]). El agua residual se define como el agua generada en la actividad humana tras haber sido contaminada por los diversos usos a los que ha sido sometida. Los componentes que configuran el agua residual que genera una comunidad incluyen:

- **Agua residual doméstica (o sanitaria):** agua residual procedente de zonas residenciales y de servicios como las instalaciones comerciales.
- **Agua residual industrial:** agua residual procedente de cualquier actividad industrial o comercial (que no sean aguas domésticas) en la cual predominan residuos industriales.
- **Infiltración y conexiones incontroladas:** agua que penetra de forma no controlada en la red de alcantarillado, como el agua procedente del subsuelo y el agua pluvial procedente de bajantes de edificios, drenajes de cimentaciones y alcantarillas pluviales.
- **Agua pluvial:** agua resultante de la escorrentía superficial.

La mayor parte de las aguas residuales contiene, en forma suspendida o disuelta, sustancias indeseables. Independientemente del origen que pueden tener estos residuos, constituyen una fuente potencial de contaminación y como tal deben recibir una atención adecuada. Así, los objetivos del tratamiento de las aguas residuales son:

- La eliminación de la materia en suspensión
- El tratamiento de los compuestos orgánicos biodegradables
- La eliminación de los microorganismos patógenos
- La eliminación de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno
- La eliminación de compuestos tóxicos o recalcitrantes

Los tratamientos más habituales se ocupan de la eliminación de materia orgánica biodegradable, sólidos en suspensión y patógenos presentes en el agua residual, aunque en los últimos años ya se han implementado en gran medida tratamientos más restrictivos, que se ocupan también de la eliminación de nutrientes, metales pesados y



otros contaminantes prioritarios. Cabe resaltar que, actualmente, se busca recuperar algunos contaminantes del agua, como el nitrógeno y el fósforo, para su uso como fertilizantes.

## 1.2. Caracterización de las aguas residuales

Las principales propiedades físicas y constituyentes químicos y biológicos del agua residual y sus fuentes se encuentran listados en la Tabla 1. El conocimiento de las características del agua residual a tratar es fundamental para poder seleccionar y diseñar las instalaciones de recogida, tratamiento y evacuación, así como para la gestión de calidad del medio ambiente. De este modo, se han desarrollado numerosos análisis, tanto cuantitativos como cualitativos, para la caracterización de las aguas residuales. Los más destacados se listan en esta sección:

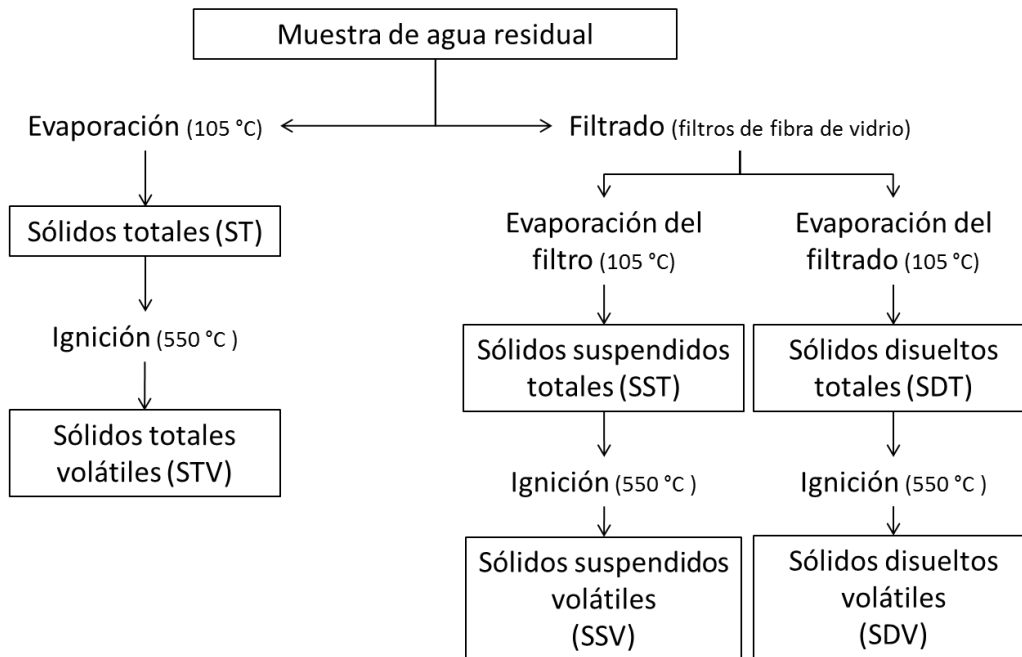
### 1.2.1. Medida del contenido en sólidos

El contenido en sólidos es la propiedad física más importante a tener en cuenta en la caracterización de un agua residual y se puede definir según distintos criterios (en la Figura 1 se detalla la relación entre las distintas fracciones del contenido en sólidos). La determinación de los *sólidos en suspensión* y los *sólidos disueltos* se realiza ordinariamente en la caracterización de las aguas residuales. Los *sólidos en suspensión* son aquellos que pueden ser visibles (aportan turbidez al agua) y se pueden retener mediante filtración (filtros con tamaño de poro entre 0.45–0.20  $\mu\text{m}$ ); mientras que los *sólidos disueltos* son aquellos que, por definición, quedan en el filtrado resultante de utilizar un filtro de 0.20  $\mu\text{m}$  o menor (Figura 2). A menudo también se utiliza el término de *sólidos coloidales*, que son aquellos que pueden atravesar un filtro de papel, no son sedimentables y su tamaño puede variar entre 0.001–1.000  $\mu\text{m}$ . Los sólidos coloidales no se suelen determinar rutinariamente en el tratamiento de aguas residuales. Una característica importante del contenido en sólidos de un agua residual es la sedimentabilidad. Los sólidos sedimentables son aquellos que sedimentan en un período definido de tiempo en condiciones quiescentes (Figura 2). El test estándar para medir la sedimentabilidad de los sólidos de un agua residual es la determinación del Índice Volumétrico de Lodos (IVL). La determinación del IVL se realiza en una probeta de vidrio de 1 litro de volumen y consiste en medir el volumen de sólidos sedimentados (en mililitros) después de un tiempo determinado, típicamente en 30 minutos.

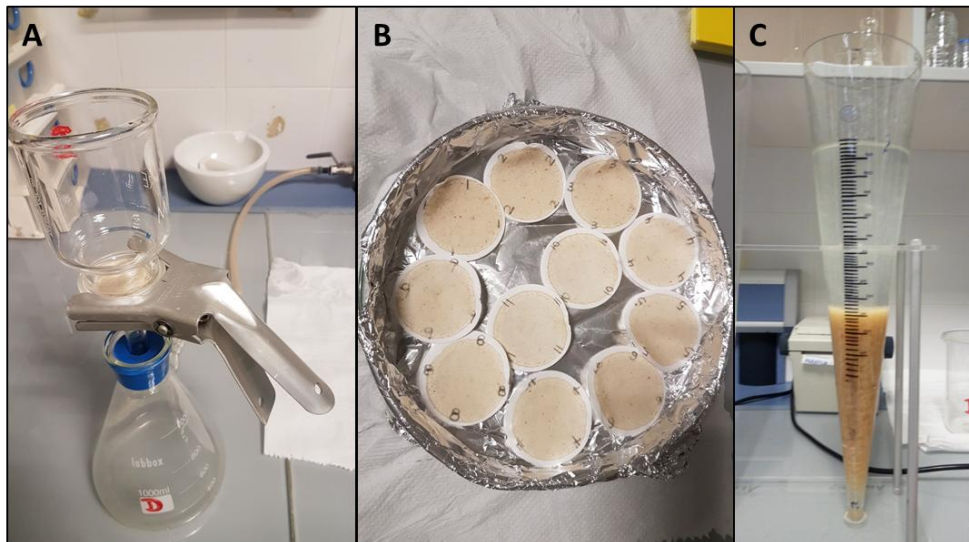


**Tabla 1** Principales propiedades físico-químicas del agua residual y sus fuentes.

<b>Características</b>	<b>Fuentes</b>
<b>Propiedades físicas</b>	
Color	Aguas residuales industriales y domésticas
Olor	Aguas residuales en descomposición, residuos industriales
Sólidos	Aguas residuales industriales y domésticas, erosión del suelo
Temperatura	Aguas industriales
<b>Componentes orgánicos</b>	
Carbohidratos	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Grasas y aceites	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Pesticidas	Residuos agrícolas
Fenoles	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Proteínas	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Tóxicos prioritarios	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Surfactantes	Residuos domésticos, comerciales e industriales
COVs	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Otros	Descomposición natural de la materia orgánica
<b>Componentes inorgánicos</b>	
Alcalinidad	Aguas domésticas, infiltración de aguas subterráneas
Cloruros	Aguas domésticas, infiltración de aguas subterráneas
Metales pesados	Aguas industriales
Nitrógeno	Residuos domésticos y agrícolas
Fósforo	Aguas domésticas, comerciales e industriales, escurrimiento natural
pH	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Tóxicos prioritarios	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Azufre	Distribución de aguas domésticas, residuos domésticos, comerciales e industriales
<b>Gases</b>	
Ácido sulfhídrico	Descomposición de residuos domésticos
Metano	Descomposición de residuos domésticos
Oxígeno	Abastecimiento de aguas domésticas, infiltración de agua superficial



**Figura 1.** Relación entre las diferentes fracciones del contenido en sólidos en una muestra de agua residual.



**Figura 2.** A) Montaje experimental para la filtración de sólidos suspendidos. B) Filtros con los sólidos suspendidos resultantes del proceso de filtración. C) Determinación de los sólidos sedimentables.



La Ecuación 1 muestra el cálculo del IVL.

$$IVL \left( \frac{ml}{g} \right) = \frac{V_{MUESTRA\ SEDIMENTADA} \left( \frac{ml}{l} \right)}{TS_{MUESTRA} \left( \frac{mg}{l} \right)} \cdot 1000 \left( \frac{mg}{g} \right) \quad (1)$$

en donde,  $V_{MUESTRA\ SEDIMENTADA}$  es el volumen de sólidos sedimentados en una muestra de un volumen total de un litro después de un tiempo determinado y  $TS_{MUESTRA}$  es la concentración de sólidos suspendidos en la muestra inicial.

### 1.2.2. Medida del contenido en materia orgánica

El contenido de materia orgánica en las aguas residuales engloba principalmente proteínas (40–60%), carbohidratos (25–50%), y aceites y grasas (8–12%), además de urea y un largo número de moléculas orgánicas sintéticas más o menos complejas [2]. A lo largo de los años, se han desarrollado numerosas pruebas para determinar el contenido en materia orgánica presente en un agua residual, entre las que se pueden destacar: la demanda biológica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO) y el carbono orgánico total (COT). Además, los compuestos traza se determinan utilizando métodos instrumentales como la cromatografía de gases y la espectrometría de masas.

#### *Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)*

La Demanda Biológica de Oxígeno determinada a los 5 días ( $DBO_5$  o DBO) es un parámetro que mide la cantidad de oxígeno requerida por los microorganismos para la oxidación de la materia orgánica presente en el agua. Los microorganismos (principalmente bacterias) consumen oxígeno para metabolizar dicha materia orgánica. Cuanto mayor sea el contenido en materia orgánica a metabolizar, mayor será el requerimiento de oxígeno y, por tanto, mayor la DBO. Los microorganismos presentes en el agua residual no solamente son capaces de metabolizar la materia orgánica sino también distintos componentes inorgánicos, como el amoníaco, y por lo tanto este también contribuye al requerimiento de oxígeno. Por consiguiente, la DBO total incluye la DBO asociada a la materia orgánica y la DBO asociada a la demanda biológica de oxígeno nitrogenada (DBON).

La DBO fue uno de los primeros métodos utilizados en la determinación del contenido en materia orgánica, pero continúa utilizándose en la actualidad no sólo para determinar la cantidad aproximada de oxígeno requerido biológicamente para estabilizar la materia orgánica presente, sino también para determinar el tamaño de las instalaciones de





tratamiento, medir la eficiencia de algún proceso de tratamiento o medir la biodegradabilidad de una muestra de agua residual. Sin embargo, este método tiene numerosas limitaciones, tales como la necesidad de que los microorganismos presentes en el agua estén aclimatados y activos, el hecho de que sólo es capaz de medir la materia orgánica fácilmente biodegradable o el relativamente largo periodo de tiempo necesario para el análisis.

### ***Demanda Química de Oxígeno (DQO)***

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) mide la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar químicamente la materia orgánica presente en un agua residual utilizando un oxidante fuerte (dicromato potásico) en medio ácido. La medida de la DQO es, en general, superior a la DBO, ya que se puede oxidar una mayor cantidad de compuestos por métodos químicos que por métodos biológicos. Desde el punto de vista operacional, la mayor ventaja de la medida de DQO con respecto a la de DBO es la rapidez con la que se obtiene el resultado. Mientras que las pruebas de DBO requieren de al menos 5 días (DBO<sub>5</sub>), la medida de DQO solamente requiere de unas tres horas.

### ***Carbono Orgánico Total (COT)***

El análisis del COT se utiliza para determinar el contenido en carbono orgánico de un agua residual. Se utiliza un ambiente químicamente oxidante, oxígeno y calor, radiación ultravioleta, o alguna combinación de estos métodos, de manera que el carbono orgánico se oxida a dióxido de carbono y éste es cuantitativamente medido por medio de un analizador infrarrojo. En la mayoría de los casos se puede correlacionar el contenido en COT con el contenido en DQO, y la gran ventaja del análisis del COT frente a los análisis de DBO y DQO es la gran rapidez con la que se obtienen el resultado (minutos).

### ***Relación entre las medidas de materia orgánica***

A la hora de decantarse por un método de determinación de materia orgánica u otro, no sólo hay que tener en cuenta la disponibilidad analítica (equipos necesarios, tiempo de análisis, etc.) sino también el tipo de agua a considerar. Por ejemplo, si se pretende analizar un agua residual sospechosa de tener hidrocarburos aromáticos no sería adecuado utilizar solamente la determinación de la DQO, ya que con este método dichos





compuestos no se oxidan completamente. O si por ejemplo, el agua a analizar presenta compuestos tóxicos para los microorganismos, no tendría sentido utilizar el método de la DBO. De manera general y para una misma muestra, las medidas efectuadas conducen a resultados que, expresados en mg/L, clasifican las medidas de materia orgánica en el siguiente orden:  $DQO > DBO > COT$ .

## 2. Tratamiento biológico aerobio de aguas residuales

### 2.1. Fundamentos del tratamiento biológico de aguas residuales

El objetivo del tratamiento biológico de las aguas residuales es eliminar los contaminantes del agua mediante el uso de microorganismos. En la mayoría de los casos, la materia orgánica soluble e insoluble, así como el nitrógeno, son eliminados eficientemente por la acción biológica. También el fósforo se puede eliminar biológicamente, aunque dicho proceso todavía no está tan implementado en las estaciones depuradoras como los anteriores.

La eliminación de la materia orgánica, la coagulación de los sólidos coloidales no sedimentables y la estabilización de la materia orgánica son llevadas a cabo por una gran variedad de microorganismos, principalmente bacterias. Por tanto, para diseñar efectivamente cualquier proceso de tratamiento biológico de aguas, es necesario tener en cuenta: (i) los requerimientos nutricionales de los microorganismos (necesarios para el crecimiento celular y la obtención de energía); (ii) el metabolismo de los microorganismos; (iii) la relación entre crecimiento microbiano y utilización del sustrato; (iv) y los factores ambientales que afectan el crecimiento microbiano. Entre los factores ambientales más importantes a tener en cuenta están la temperatura, el pH y el oxígeno presente en el reactor biológico.

A continuación, se definen algunos términos habituales en el tratamiento biológico de aguas residuales y que es importante conocer:

- **Metabolismo microbiano:** conjunto de procesos mediante los cuales los microorganismos obtienen la energía y los nutrientes necesarios para la vida y reproducción.
- **Microorganismos heterótrofos:** son aquellos microorganismos que realizan su metabolismo a partir del carbono contenido en sustancias orgánicas.
- **Microorganismos autótrofos:** son aquellos microorganismos que realizan su metabolismo a partir del carbono contenido de sustancias inorgánicas.



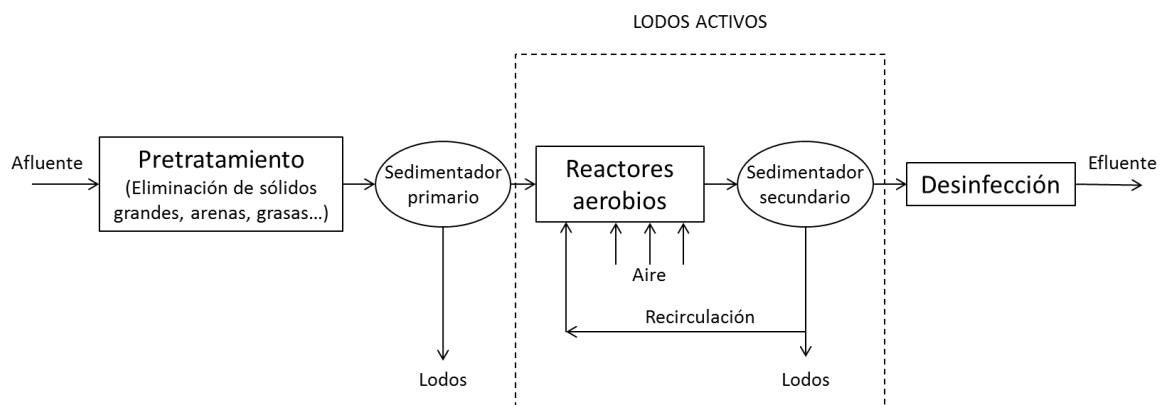
- **Microorganismos facultativos:** son aquellos microorganismos que pueden vivir tanto en presencia como en ausencia de oxígeno.
- **Proceso aerobio:** proceso que ocurre en presencia de oxígeno.
- **Proceso anaerobio:** proceso que ocurre en ausencia de oxígeno.
- **Proceso anóxico:** proceso que ocurre en ausencia de oxígeno pero en el que hay otros aceptores de electrones como el nitrato, que se convierte biológicamente a nitrógeno gas (desnitrificación).
- **Eliminación biológica de materia orgánica:** conversión biológica de la materia orgánica del agua residual en nuevos microorganismos y otros productos, tanto gaseosos como en disolución.
- **Eliminación biológica de nutrientes:** conversión biológica de nitrógeno (presente en el agua como amoníaco) en nuevos microorganismos y otros productos, tanto gaseosos como en disolución y acumulación biológica de fósforo (presente en el agua como fosfato) en el interior de los microorganismos.
- **Nitrificación:** proceso biológico aerobio en el que el amonio se oxida a nitrito y, posteriormente, el nitrito se oxida a nitrato.
- **Desnitrificación:** proceso biológico anóxico en el que el nitrato se reduce a nitrógeno gas.
- **Procesos con biomasa en suspensión:** son aquellos procesos en los cuales los microorganismos responsables de la eliminación de contaminantes se mantienen en suspensión en el líquido. Los procesos opuestos serían aquellos en los que los microorganismos están adheridos a un soporte inerte, como por ejemplo a materiales plásticos y cerámicos (biopelículas).

## 2.2. Tratamiento de lodos activos o lodos activados

El proceso más utilizado y conocido en tratamiento biológico de aguas es el proceso de lodos activos o lodos activados. Se fundamenta en la utilización de microorganismos, mayoritariamente bacterias heterótrofas facultativas, que crecen naturalmente en el agua residual y convierten la materia orgánica disuelta y particulada presente en el agua en productos más simples (dióxido de carbono y agua) y nuevas bacterias. El proceso de lodos activos consta principalmente de: (i) un tanque de aireación (reactor) en el cual los microorganismos se mantienen en suspensión y aireados; (ii) de un sistema de separación de sólidos (normalmente un tanque de sedimentación) y (iii) de un sistema



de recirculación para devolver la biomasa sedimentada (microorganismos y sólidos inertes) al reactor (Figura 3). El proceso de lodos activos es un proceso de biomasa en suspensión, los microorganismos crecen en suspensión y se agrupan formando flóculos que a su vez forman una masa microbiana activa llamada “lodo activo o activado”. El término “activo” se refiere a la capacidad de este lodo (microorganismos) para metabolizar la materia orgánica soluble y coloidal a dióxido de carbono y agua. La mezcla de los lodos activos y del agua residual se denomina “licor de mezcla”.



**Figura 3** Diagrama de bloques de un proceso de tratamiento biológico de agua residual en donde está implementado el proceso de lodos activos.

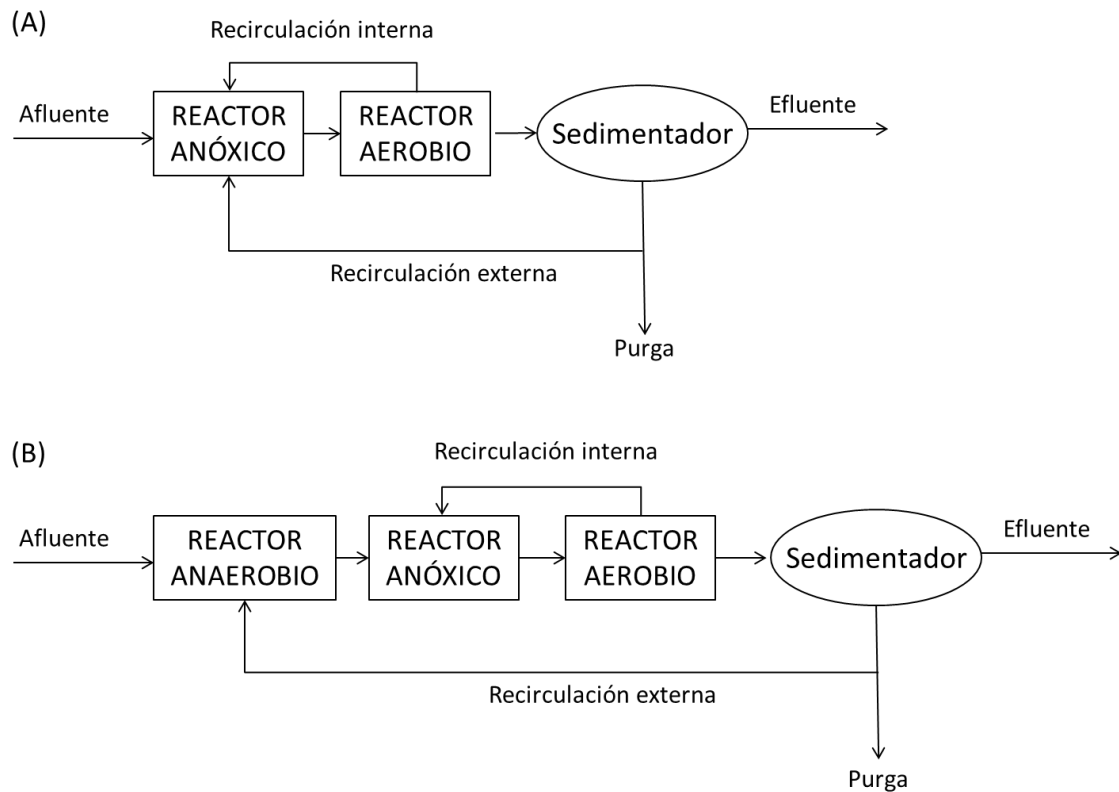
Desde su invención a principios del siglo XX, el proceso de lodos activos continúa siendo el proceso de tratamiento biológico más utilizado en la depuración de aguas residuales. Sin embargo, se han introducido numerosas mejoras y variantes del proceso, principalmente enfocadas a la eliminación de nutrientes además de la eliminación de materia orgánica. En la Figura 4 se muestran distintos esquemas de procesos de depuración en los que está implementado el proceso de lodos activos. En la Figura 4A se muestra un esquema del proceso Ludzack-Ettinger modificado, que es el proceso típico de lodos activos con implementación de la eliminación biológica de nitrógeno, para la cual son necesarias las condiciones aerobias (nitrificación) y anóxicas (desnitrificación). En la Figura 4B se muestra un esquema típico de lodos activos con implementación de la eliminación biológica de fósforo, que exige condiciones anaerobias y aerobias, además de la eliminación biológica de nitrógeno.

Una operación adecuada del proceso de lodos activos requiere de la supervisión y control de ciertos factores, tanto biológicos como físico-químicos, que garanticen:

- La generación de una comunidad de microorganismos activa que consuma los contaminantes presentes en las aguas residuales.
- La agrupación de los microorganismos generados en flóculos (floculación).



- Una buena sedimentación de los flóculos formados, produciendo un lodo concentrado que permite ser recirculado y, en consecuencia, un sobrenadante clarificado.



**Figura 4** Procesos de lodos activos con tratamiento biológico de materia orgánica y nutrientes. (A) Sistema Ludzack-Ettinger modificado para la eliminación biológica de materia orgánica y nitrógeno; (B) Sistema A2O para la eliminación biológica de material orgánica, nitrógeno y fósforo.

### 2.2.1. Principales parámetros operacionales del proceso de lodos activos

#### *Concentración de sólidos suspendidos en el licor de mezcla*

Los sistemas de lodos activados se diseñan de tal manera que la concentración de sólidos suspendidos en el licor de mezcla (SSLM) no rebase ciertos límites, tanto inferiores como superiores, para que en la práctica funcionen adecuadamente. La concentración óptima de SSLM para un funcionamiento adecuado dependerá del tipo de agua a tratar y de las características del sistema de tratamiento. En general, la concentración de los SSLM no debería ser inferior a 1500 mg/L ni superior a 5000 mg/L. Puesto que los sólidos suspendidos incluyen tanto a los microorganismos



(biomasa) como a otros sólidos inertes, la concentración de biomasa se asocia al contenido de sólidos suspendidos volátiles, SSVLM. Así, en la práctica, algunas veces se utiliza el valor de SSLM y otras veces será necesario considerar solamente la parte activa del licor de mezcla, con el valor de SSVLM.

La concentración de SSLM no sólo debe considerarse en términos de eficacia de tratamiento, sino también en términos de optimización de los sistemas de mezclado y transferencia de oxígeno en los reactores biológicos. A concentraciones de SSLM elevadas, la potencia necesaria para la transferencia de oxígeno será mayor que la potencia requerida para el mezclado. A medida que la concentración de SSLM se reduce, la potencia requerida para el mezclado tendrá mayor peso que la potencia requerida para la transferencia de oxígeno. Existe un cierto valor de SSLM para el cual la potencia requerida para el mezclado y para la aireación son iguales. A concentraciones menores de este valor de SSLM el sistema requiere mayor potencia para el mezclado que para la oxigenación y esta situación no es económicamente favorable en una depuradora (en la mayoría de los casos este valor límite inferior de SSLM es de 1500 mg/L).

### ***Tiempo de retención de sólidos***

El tiempo de retención de sólidos (TRS) o tiempo de residencia celular (TRC) representa el período de tiempo medio en el cual la biomasa permanece en el sistema (Ecuación 2).

$$TRS = \frac{V \cdot SSVLM_R}{Q_p \cdot SSVLM_p + Q_{ef} \cdot SSVLM_{ef}} \quad (2)$$

en donde, V es el volumen del reactor, SSVLM<sub>R</sub> es la concentración de SSVLM en el reactor, Q<sub>p</sub> es el caudal volumétrico de purga de lodos, SSVLM<sub>p</sub> es la concentración de SSVLM en la corriente de purga, Q<sub>ef</sub> es el caudal volumétrico del efluente y SSVLM<sub>ef</sub> es la concentración de SSVLM en el efluente.

El TRS es un parámetro muy importante a tener en cuenta, tanto en el diseño como en la operación de los sistemas de lodos activos. En condiciones satisfactorias de operación, cuando el licor mezcla presenta una buena floculación y sedimentación, el valor de SSVLM en el efluente suele ser bajo (con valores típicos inferiores a 15 mg/l) y por



tanto el TRS se controla mediante la purga de lodos. En la Tabla 2 se muestran valores típicos del TRS en distintos sistemas de lodos activos.

**Tabla 2** Valores típicos del TRS en el tratamiento biológico de lodos activos

Objetivo del Tratamiento	TRS (días)
Eliminación biológica de materia orgánica	3–5
Eliminación biológica de materia orgánica y nitrógeno	5–20
Eliminación biológica de fósforo	5–10
Degradación de compuestos xenobióticos	10–50

### *Carga orgánica y relación alimento/microorganismos*

La velocidad de carga orgánica expresa la tasa o velocidad con la que los nutrientes (contaminantes) entran al sistema. En la mayoría de las plantas depuradoras se considera la concentración de DQO o DBO en el efluente del sedimentador primario, pero en aquellas plantas sin sedimentadores se considera directamente la concentración de entrada a la planta. Se puede expresar como la cantidad de DQO o DBO que entra al sistema por unidad de tiempo (Ecuación 3). Sin embargo, el más significativo de los parámetros para medir el nivel de carga del proceso de lodos activos es el llamado factor de carga o relación alimento/microorganismos (F/M por sus siglas en inglés). La relación F/M (Ecuación 4) ayuda al operador a mantener un balance adecuado entre la cantidad de nutrientes disponibles y la cantidad de microorganismos en el reactor aerobio. Los valores típicos de esta relación varían entre 0.2–2.0 g DQO/g SSVLM/d.

$$VCO = Q_{in} \cdot [DQO] \quad (3)$$

en donde,  $Q_{in}$  es el influente del sistema en  $m^3/d$  y  $[DQO]$  es la concentración de DQO en  $g/m^3$ .

$$\frac{F}{M} = \frac{DQO \cdot Q_{in}}{V \cdot X} = \frac{DQO}{TRH \cdot X} \quad (4)$$



en donde DQO es la concentración de DQO en  $\text{kg/m}^3$ ,  $Q_{\text{in}}$  es el influente del sistema en  $\text{m}^3/\text{d}$ , V es el volumen del reactor en  $\text{m}^3$ , X es la concentración de SSVLM en  $\text{kg/m}^3$  y TRH es el tiempo de residencia hidráulico del sistema. El TRH se calcula dividiendo el volumen del reactor entre el caudal de entrada al mismo.

### ***Niveles de oxígeno disuelto***

Los microorganismos presentes en el licor de mezcla necesitan oxígeno para oxidar los contaminantes presentes en el agua residual. Es por ello indispensable que el operador de la planta de tratamiento supervise siempre la concentración de oxígeno disuelto en el reactor aerobio. Para asegurar que el oxígeno es suficiente para llevar a cabo el proceso de lodos activos, la concentración de oxígeno disuelto siempre ha de ser mayor a cero. Si la concentración de oxígeno disuelto en el reactor aerobio es baja, la velocidad de consumo de contaminantes también será baja. En general, la concentración mínima de oxígeno disuelto en el tanque de aireación se debe mantener en 1.0–2.0  $\text{mg O}_2/\text{L}$ , aunque en algunos casos (sistemas con nitrificación) puede estar entre 2–4  $\text{mg O}_2/\text{L}$ . Los valores superiores a 4  $\text{mg O}_2/\text{L}$  apenas mejoran la operación pero aumentan considerablemente los costos de operación.

### ***Sedimentabilidad del licor de mezcla***

La sedimentabilidad del licor de mezcla es un parámetro clave a vigilar en el proceso de lodos activos, ya que una mala sedimentabilidad dará lugar a una mala calidad del efluente del proceso. Tal y como se explicó anteriormente en esta guía (Sección 1.2.1), el Índice Volumétrico de Lodos (IVL) mide la sedimentabilidad de un lodo de forma sencilla. Los valores de este índice inferiores a 100  $\text{mL/g}$  se consideran satisfactorios en el proceso de lodos activos. Valores del IVL superiores a 150  $\text{mL/g}$  están asociados al crecimiento de bacterias filamentosas y a una consecuente mala sedimentabilidad del licor de mezcla que puede dar lugar a un deterioro de la calidad del efluente (ver Bloque III).

### ***Ecología del licor de mezcla***

La observación rutinaria del licor de mezcla con un microscopio proporciona información muy relevante sobre las condiciones de los microorganismos presentes en los lodos activos. Los flóculos presentes en el licor de mezcla están compuestos por





millones de microorganismos que incluyen bacterias, hongos, levaduras, protozoarios y nematodos. Desde el punto de vista microbiológico, la abundancia de unos microorganismos frente a otros dependerá de las características del agua, pero también de las condiciones ambientales y la forma de operar de la planta. Así, un cambio en la microbiología del licor de mezcla podría indicar un problema operacional. Por ejemplo, una disminución de la población de protozoos podría indicar limitaciones de oxígeno o un TRS demasiado bajo y un crecimiento de bacterias filamentosas podría anticipar la aparición de problemas de sedimentabilidad.

### **2.2.2. Estrategias de operación del sistema de lodos activos**

Para mantener una operación exitosa que garantice la calidad del efluente en un sistema de lodos activos se debe prestar atención a los parámetros del proceso mencionados en la sección 2.2.1 y, de acuerdo a sus valores, decidir un modo de control del proceso. Existen varias opciones principales de control del proceso, que varían en función del tipo de planta depuradora y del tipo de agua residual a tratar. A continuación se detallan los principales enfoques para el control de un proceso de lodos activos:

#### ***Regulación de la tasa de recirculación de lodos***

Esta estrategia de operación que consiste en mantener una concentración de lodos activos en el reactor aerobio que permita alcanzar el grado de tratamiento requerido. Por tanto, este enfoque se centra en el caudal de lodo que se recircula desde el sedimentador secundario al reactor aerobio. Estos lodos activos recirculados o LAR hacen posible que los microorganismos permanezcan más tiempo en el reactor que el agua residual que fluye a través de éste. Es decir, el TRS y el tiempo de residencia hidráulico del reactor aerobio se desacoplan.

En la operación de los sistemas convencionales de lodos activos el flujo de los LAR es generalmente entre 20 y 40% del flujo que entra a la planta, pero este valor varía acorde a distintos parámetros del proceso como son la sedimentabilidad de los lodos, la altura de los lodos en el sedimentador, los choques de carga en el reactor o el tipo de operación. La Tabla 3 presenta los intervalos típicos de las tasas de recirculación de lodos para algunas de las variantes de proceso más comunes.



### **Regulación de la tasa de purga de lodos**

Este control es quizás el más utilizado en las plantas de tratamiento de lodos activos. Se fundamenta en mantener el TRS del sistema mediante la eliminación del exceso de lodo producido en el mismo. En la Tabla 2 se muestran valores típicos de TRS en sistemas de lodos activos. La cantidad de lodos activados purgados afectará a la calidad del efluente, a la velocidad de crecimiento de los microorganismos, al consumo de oxígeno, a la sedimentabilidad del licor de mezcla, a la cantidad de nutrientes requerida y a la posibilidad de tener nitrificación en el sistema. El objetivo de esta estrategia es que la cantidad de lodos activados en el proceso permanezca lo más constante posible. Esta condición se conoce como estado estacionario y es una condición deseable para la operación de la planta depuradora. En la práctica, las condiciones de estado estacionario sólo se alcanzan aproximadamente ya que existen fluctuaciones típicamente asociadas a la naturaleza y a la variación de caudal del influente que llega a la planta.

La purga de los lodos activos puede realizarse directamente en el reactor aerobio, pero normalmente se realiza en la línea de recirculación de lodos desde el sedimentador, ya que los LAR están más concentrados que en el reactor y por tanto los costes de bombeo son menores. La purga del reactor aerobio posee la ventaja de evitar una purga en exceso, ya que ésta se controla mejor por el mayor volumen involucrado. El lodo purgado se bombea, o bien a los espesadores o algún proceso de eliminación del agua y, posteriormente, a un digestor anaerobio. La purga de lodos se puede realizar de una manera intermitente o por lotes (purga periódica) o de una manera continua.

**Tabla 3** Intervalos típicos de tasas de recirculación en función del tipo de proceso

Tipo de proceso	Tasa de recirculación (% del flujo recirculado con respecto al flujo de entrada al reactor aerobio)	
	Mínimo	Máximo
Tasa estándar	15	75
Aireación en etapas	15	75
Aireación extendida	50	150
Proceso de lodos activos con eliminación de nitrógeno	50	200



### **Regulación de la relación F/M**

La regulación de la relación F/M se utiliza para asegurar que el proceso se alimente a la misma velocidad a la que los microorganismos del licor de mezcla sean capaces de degradar los contaminantes del agua residual (nutrientes). Esta estrategia no debe basarse en los resultados de las pruebas diarias de laboratorio de DQO y SSVLM, ya que las concentraciones suelen oscilar de un día a otro, sino que deben utilizarse los valores promedio de, aproximadamente, los últimos 7 días de operación. En la Tabla 4 se muestran los valores típicos de la relación F/M para distintas implementaciones del proceso de lodos activos.

**Tabla 4** Rango típico de la relación F/M en distintos sistemas de lodos activos

<b>Tipo de sistema</b>	<b>F/M (g DQO/g SSVLM/d)</b>	<b>F/M (g DBO/g SSVLM/d)</b>
<b>Aireación extendida</b>	0.03–0.06	0.05–0.10
<b>Sistema convencional</b>	0.06–0.30	0.10–0.50
<b>Sistema de alta carga</b>	0.30–1.50	0.50–2.50

## **3. Problemas operacionales y situaciones adversas en un sistema de tratamiento de aguas residuales**

### **3.1. Bulking**

Cuando el efluente de la planta de tratamiento presenta un alto contenido en sólidos en suspensión y hay poca eficacia de eliminación de contaminantes, el sistema de lodos activos podría encontrarse en una situación de *bulking*. Lo que ocurre en esta situación es que los lodos activos no se compactan adecuadamente formando flóculos y, por tanto, no se produce una correcta sedimentación en el clarificador secundario. De este modo, los flóculos no sedimentados se descargan en el efluente.

La principal causa del *bulking* suele ser un desarrollo excesivo de bacterias filamentosas en los lodos activos y se conoce como *bulking filamentososo*. Las bacterias filamentosas son aquellas que crecen formando una especie de filamentos o cuerdas que sobresalen de los flóculos (fácilmente observables al microscopio). El desarrollo excesivo de este tipo de bacterias puede deberse a distintos factores, tales como:



- Bajas concentraciones de oxígeno en el licor de mezcla ( $< 0,5 \text{ mg O}_2/\text{L}$ )
- Bajas velocidades de carga orgánica ( $F/M < 0,05 \text{ gDBO}_5/\text{gSSVLM/d}$ )
- Falta de nutrientes, como el fósforo y el nitrógeno
- Bajos valores de pH ( $< 6$ )
- Presencia de productos de fermentación en el influente, como ácidos grasos volátiles
- Presencia de sulfuro y tiosulfato

Hay otros tipos de *bulking* menos frecuentes como el *bulking viscoso*, que acontece cuando los microorganismos, en presencia de un alto contenido de materia orgánica rápidamente biodegradable, o en ausencia de ciertos nutrientes, segregan unas sustancias similares a biopolímeros que le otorgan al lodo una consistencia gelatinosa con mala sedimentación.

Otro tipo de *bulking* es el *bulking disperso*, que se presenta cuando desaparecen la mayor parte de las bacterias filamentosas de modo que los flóculos no se forman correctamente y hay una gran cantidad de bacterias creciendo de forma dispersa en el licor de mezcla. Estas bacterias no sedimentan y se vierten con el efluente.

Cuando el sistema de lodos activos se encuentra ante una situación de *bulking*, la solución a largo plazo es buscar cual es la raíz del problema (estrategia operacional, tipo de agua, etc) y atajarla. Pero a corto plazo, lo que se suele hacer es añadir un floculante sintético a los lodos (normalmente en la línea de LAR) como cloruro férrico, alúmina, o polielectrolitos. Las dosis típicas aplicadas para el control del *bulking* son del orden de  $6\text{--}12 \text{ g Al}^{3+}/\text{kg SSLM}$  y  $3\text{--}5 \text{ g polielectrolito catiónico}/\text{kg SSLM}$  [2]. También se puede añadir un inhibidor como el cloro o el ozono, pero éste no sólo mata a las bacterias filamentosas sino también al resto de bacterias que estén más expuestas al inhibidor (normalmente las que están situadas en la parte más externa de los flóculos), así que hay que tener cuidado con las dosis ( $0.5\text{--}1.0 \text{ mg Cl}^-/\text{L}$ ).

### 3.2. Formación de espumas

La formación de espumas, también llamada fenómeno de *foaming*, es otro de los problemas que suelen ocurrir en los sistemas de lodos activos. Cuando las espumas se forman en el reactor aerobio y tienen color marrón, suelen ser causadas también por bacterias filamentosas. Estas espumas densas no son más que aglomeraciones de



bacterias que son empujadas a la superficie por las burbujas de aire (exceso de aireación) y favorecidas por la presencia de materia grasa en el reactor. Pero no todas las espumas son consecuencia de la acumulación de bacterias filamentosas, ya que a veces aparecen espumas de color blanco durante el proceso de puesta en marcha del reactor, en momentos de exceso de carga orgánica en el influente o cuando hay presencia de detergentes o tensioactivos en el agua residual.

Para controlar los episodios de formación de espumas, las medidas a tomar son: instalar sprays de agua en las zonas sensibles al *foaming*, disminuir el TRS y disminuir la aireación.



**Figura 5** A) Imagen de *bulking* en una planta de tratamiento de aguas residuales. B) Imagen de *foaming* en una planta de tratamiento de aguas residuales.

### 3.3. Déficit de alcalinidad en aguas residuales industriales

La alcalinidad del agua residual está relacionada con su poder tampón y viene dada principalmente por la presencia de iones hidroxilo, carbonatos y bicarbonatos; y ayuda a confrontar las variaciones de pH que pueden tener lugar cuando un influente está acidificado o cuando la propia reacción biológica produce acidificación. Como norma general, la cantidad típica de alcalinidad requerida en un agua residual para mantener el pH aproximadamente en 7 (pH neutro) es de 70–80 mg CaCO<sub>3</sub>/L. Las aguas residuales urbanas suelen tener alcalinidad suficiente para mantener el pH en un valor cercano al neutro, pero en algunas aguas residuales industriales la falta de alcalinidad puede llegar a ser un problema, sobre todo en sistemas donde está implementada la eliminación biológica de nitrógeno. En el proceso de oxidación del nitrógeno amoniacal a nitrato (nitrificación), por cada gramo de nitrógeno en forma de amonio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) eliminado, se necesitan estequiométricamente 7.1 gramos de alcalinidad en forma de carbonato de calcio (CaCO<sub>3</sub>).



Si un agua residual industrial es deficitaria en alcalinidad, será necesario añadirle una fuente de alcalinidad externa para que el pH se mantenga en valores cercanos a la neutralidad. La elección de una fuente u otra dependerá de distintos factores, como el precio (cuanto más económica, mejor), la cantidad de equivalentes que aporta (cuanta menos cantidad se necesite por cada equivalente aportado, mejor) y el catión que acompaña al anión deseado (el catión podría dar lugar a la precipitación de otros aniones, lo que llevaría a una mayor mineralización del licor de mezcla). En la Tabla 5 se muestran algunas fuentes de alcalinidad con la cantidad de kg necesaria de cada una para aportar un equivalente. Cuanto menor sea la relación kg/equivalente, menor cantidad de fuente de alcalinidad se requerirá.

**Tabla 5** Distintas fuentes de alcalinidad disponibles en el mercado.

<b>Fuente de alcalinidad</b>	<b>kg/equivalente</b>
<b>Bicarbonato sódico (<math>\text{NaHCO}_3</math>)</b>	84
<b>Carbonato sódico (<math>\text{Na}_2\text{CO}_3</math>)</b>	53
<b>Carbonato cálcico (<math>\text{CaCO}_3</math>)</b>	50
<b>Hidróxido sódico (<math>\text{NaOH}</math>)</b>	40
<b>Lechada de cal (<math>\text{CaO} + \text{H}_2\text{O}</math>)</b>	28

### **3.4. Déficit de material orgánica en aguas residuales industriales**

El déficit de materia orgánica es un problema típico en los sistemas de eliminación biológica de nitrógeno en aguas residuales industriales, que surge cuando el agua residual tratada no contiene suficiente materia orgánica para llevar a cabo el proceso de desnitrificación. En esta situación es necesario añadir una fuente externa de carbono orgánico. A la hora de elegir una fuente de materia orgánica, al igual que ocurría con la alcalinidad, se deben tener en cuenta los factores económicos (Tabla 6), pero también que el tipo de materia orgánica aportada sea fácilmente asumible por los microorganismos (el ácido acético es más rápidamente consumido por los microorganismos que el etanol, y el etanol, a su vez, lo es más que el metanol). Una alternativa es la utilización del lodo generado en la propia depuradora como fuente de carbono. El problema es que se requiere una hidrólisis térmica que pocas veces es rentable económicamente. Otra posibilidad es utilizar un subproducto industrial, aunque sea una mezcla de diferentes fuentes de carbono, ya que suele ser económicamente más viable que la compra de un producto comercial.





**Tabla 6** Relación de precios en el mercado de algunas fuentes de materia orgánica externa (valores relativos en EEUU en el año 1995).

<b>Fuente de Carbono</b>	<b>Relación de precios (respecto al ácido acético)</b>
Ácido acético	1,00
Acetona	1,18
Etanol	1,24
Metanol	0,21
Glucosa	0,78

### **3.5. Períodos de hambruna durante la operación**

En algunas ocasiones los microorganismos presentes en los lodos activos pueden estar sometidos a períodos de hambruna si hay un déficit de nutrientes (contaminantes) en el influente del sistema, o sencillamente si hay períodos en los que no hay agua residual a tratar. En el tratamiento de aguas residuales urbanas suele ocurrir por las fluctuaciones de caudal y composición de las mismas. En las aguas residuales industriales, los períodos de hambruna se producen durante las paradas de las plantas de tratamiento por mantenimiento o incluso durante el período vacacional.

Bajo esta condición de estrés, los microorganismos suelen cambiar su metabolismo y consumir sus propias moléculas intracelulares, lo que eventualmente produce no solo una disminución del crecimiento de la biomasa sino también la muerte de la misma. Por tanto, durante estos períodos de hambruna la capacidad de tratamiento biológico del agua residual se deteriora notablemente.

El diseño de una estrategia adecuada para hacer frente a los períodos de hambruna es fundamental. Se pueden mantener diferentes condiciones (aerobias, anaerobias, anóxicas o alternantes) que varían según el tipo de sistema implementado. En general, las condiciones anaerobias, o alternantes entre anaerobias y aerobias son las más recomendadas para mantener la actividad bacteriana en las plantas de tratamiento de lodos activos. En los sistemas con implementación de la eliminación de nutrientes (nitrógeno y fósforo) lo ideal es mantener condiciones anóxicas o anaerobias, ya que la muerte los microorganismos es más lenta en estas condiciones que en condiciones aerobias.

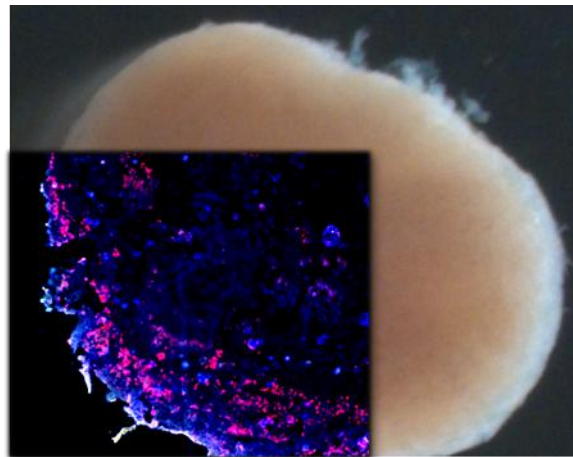




### 3.6. Alternancia secuencial de contaminantes en el agua residual

En las plantas de tratamiento de aguas residuales industriales a menudo se producen variaciones en la composición del influente, puesto que dicha composición está sujeta a la variabilidad de los procesos de producción de las industrias. Esto puede suponer un problema a la hora de implementar un proceso de tratamiento biológico como es el proceso de lodos activos, ya que los microorganismos estarán expuestos a una alternancia secuencial de contaminantes. Además, en estos episodios de alternancia de contaminantes pueden aparecer en el agua residual compuestos tóxicos o inhibitorios para los microorganismos (típicamente presentes en aguas residuales de la industria petroquímica, industria agrícola, industria de pesticidas o industria química en general). La presencia de estos compuestos dará lugar a una disminución de la eficacia de eliminación del proceso de lodos activos o incluso su completo deterioro.

Una alternativa al proceso de lodos activos para el tratamiento de aguas industriales es el uso de biomasa aerobia granular. Los sistemas de tratamiento de aguas de biomasa granular son sistemas en los que la biomasa en lugar de permanecer en suspensión, forma un conglomerado de bacterias junto con material inerte. Estos conglomerados se denominan gránulos aerobios. Los gránulos aerobios se caracterizan por tener un diámetro mayor a 0.2 mm y una gran sedimentabilidad ( $IVL < 50$  mL/g) y su estructura permite tener una estratificación de distintos tipos de bacterias en un mismo gránulo. La Figura 6 muestra un esquema típico de un gránulo aerobio formado por distintas comunidades bacterianas. Esta estructura permite que los distintos tipos de bacterias presentes en el gránulo lleven a cabo distintos procesos del tratamiento de los contaminantes. Se ha demostrado que la aplicación de sistemas de tratamiento con gránulos aerobios permite el crecimiento de microorganismos más vulnerables en el interior de los gránulos (como las bacterias nitrificantes) y los protege frente a altas concentraciones de contaminantes.



**Figura 6** Imagen obtenida mediante un microscopio confocal en la que se muestran las distintas comunidades microbianas de un gránulo superpuesta sobre una imagen real de un gránulo aerobio. En blanco se marcan las bacterias heterótrofas responsables de la degradación de compuestos de la industria petroquímica y en rosa se muestran las bacterias autótrofas nitrificantes responsables de la oxidación del amonio.

#### 4. Bibliografía

- [1] Eurostat, 2015. Generation and discharge of wastewater in volumen. ©European Union. Website: [www.ec.europa.eu/eurostat](http://www.ec.europa.eu/eurostat)
- [2] Metcalf & Eddy, I., 2003. Wastewater engineering : treatment and reuse, Fourth edi. ed. Fourth edition / revised by George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, H. David Stensel. Boston : McGraw-Hill, [2003] ©2003.