

UNIVERSIDAD POLITECNICA DE VALENCIA
ESCUELA POLITECNICA SUPERIOR DE GANDIA
LIC. CIENCIAS AMBIENTALES



UNIVERSIDAD
POLITECNICA
DE VALENCIA



ESCUELA POLITECNICA
SUPERIOR DE GANDIA

**“Estudio del estado del proceso de
depuración de la EDAR de Cullera
mediante técnicas de
respirometría”**

**TRABAJO FINAL DE
CARRERA**

Autor/es:
Angélica Nadal Angélica

Director/es:
Jesús Mengual Cuquerella

Carolina Marco Montolio

GANDIA, 2010

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN.....	7
1.1. ORIGEN Y POLUCIÓN DEL AGUA RESIDUAL.....	8
1.2. EFECTO DEL AGUA RESIDUAL EN EL MEDIO RECEPTOR.....	10
1.3. TRATAMIENTOS APLICABLES A LOS PROCESOS DE DEPURACIÓN.....	11
1.4. PROCESOS BIOLÓGICOS DE DEPURACIÓN. FANGOS ACTIVOS	13
1.4.1. ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA.....	15
1.4.2. ELIMINACIÓN DE LOS COMPUESTOS NITROGENADOS.....	16
1.4.3. ELIMINACIÓN DE LOS COMPUESTOS DE FÓSFORO.....	18
1.4.4. CONTROL DE PROCESOS EN EL SISTEMA DE FANGOS ACTIVADOS	19
II. CINÉTICA DE LOS FANGOS ACTIVOS.....	22
2.1. MODELOS DE LOS FANGOS ACTIVOS	23
2.1.1. MODELO PARA UNA ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES.....	23
2.1.2. MODELO ASM N°1 DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS.....	25
III. RESPIROMETRÍA.....	33
3.1. RESPIROMETRÍA.....	34
3.1.1. ANÁLISIS DE DISTINTOS TIPOS DE RESPIRÓMETROS	34
3.1.1.1. RESPIRÓMETRO CONTINUO	34
3.1.1.2. RESPIRÓMETRO DISCONTINUO (BATCH).....	35
3.1.1.3. RESPIRÓMETRO MANOMÉTRICO O DE WARBURG.....	35
3.1.1.4. RESPIRÓMETRO VOLUMÉTRICO.....	35

3.1.1.5. RESPIRÓMETRO ELECTROLÍTICO	36
3.2. RESPIRÓMETRO BM-T	36
3.2.1. MODOS DE ENSAYO DEL REPIRÓMETRO BM-T	37
3.2.1.1. MODO OUR: ESTÁTICO.....	38
3.2.1.2. MODO OUR CÍCLICO: CÍCLICO.....	40
3.2.1.3. MODO R: DINÁMICO	40
3.2.2. TIPOS DE ANÁLISIS OUR Y SOUR	42
3.2.3. TIPOS DE ANÁLISIS R	43
3.3. APLICACIONES RESPIRÓMETRO BM-T.....	43
IV. EDAR CULLERA	45
4.1. ESTACIÓN DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DE CULLERA.....	46
4.1.1. UBICACIÓN EDAR DE CULLERA.....	46
4.1.2. DATOS DE PARTIDA.....	47
4.1.3. DESCRIPCIÓN DE LAS INSTALACIONES	49
V. OBJETIVOS Y PLAN DE TRABAJO.....	60
5.1. OBJETIVOS.....	61
5.2. PLAN DE TRABAJO.....	61
VI. MATERIALES, MÉTODOS Y RESULTADOS.....	63
6.1. DESCRIPCIÓN DEL RESPIRÓMETRO BM-T.....	64
6.1.1. ANALIZADOR.....	64
6.1.2. UNIDAD TERMOSTÁTICA	66
6.1.3. PC.....	66

6.1.4. PROGRAMA.....	66
6.2. PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS.....	67
6.2.1. PREPARACIÓN FANGO ACTIVO.....	67
6.2.2. PUNTOS RECOGIDA MUESTRAS.....	67
6.3. MÉTODOS ANALÍTICOS PARA EL CÁLCULO DE PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE AGUAS Y FANGOS DE LA EDAR DE CULLERA.....	69
6.3.1. DETERMINACIÓN DE LOS SÓLIDOS TOTALES EN SUSPENSIÓN	69
6.3.2. DETERMINACIÓN DE LOS SÓLIDOS VOLÁTILES EN SUSPENSIÓN	70
6.3.3. DETERMINACIÓN DEL VOLUMEN DE LODO SEDIMENTADO.....	71
6.3.4. DETERMINACIÓN FOTOMÉTRICA DE LA DQO	72
6.3.5. DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO.....	73
6.3.6. DETERMINACIÓN FOTOMÉTRICA DEL NITRÓGENO TOTAL.....	75
6.3.7. DETERMINACIÓN FOTOMÉTRICA DEL NITRÓGENO AMONIACAL, NITRATOS Y NITRITOS... 76	
6.3.8. DETERMINACIÓN DEL OXÍGENO DISUELTO EN EL LICOR MEZCLA.....	77
6.4. APLICACIONES DEL RESPIRÓMETRO EN LA EDAR DE CULLERA.....	78
6.4.1. VALORACIÓN PRIMARIA DEL FANGO.....	78
6.4.2. FACTOR DE CARGA.....	84
6.4.3. ANÁLISIS DE TOXICIDAD EN PROCESOS DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES POR FANGOS ACTIVOS.....	91
6.4.3.1. TOXICIDAD GLOBAL. ANÁLISIS DE TOXICIDAD DE EFECTO RÁPIDO.....	91
6.4.4. DETERMINACIÓN PARÁMETROS ESTEQUIOMÉTRICOS Y CINÉTICOS DE LA BIOMASA HETERÓTROFA.....	94

6.4.4.1. COEFICIENTE DE RENDIMIENTO DE LA BIOMASA HETERÓTROFA RELATIVA A LA DEMANDA DE OXIGENO (Y_{H,O_2}).....	94
6.4.4.2. COEFICIENTE DE RENDIMIENTO DE LA BIOMASA HETERÓTROFA RELATIVA A LA CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS VOLÁTILES (Y_{H,X_v}).....	99
6.4.4.3. DETERMINACIÓN DE K_d DESDE LA RESPIRACIÓN ENDÓGENA FINAL	100
6.4.4.4. TASA DE DECAIMIENTO DE LA BIOMASA HETERÓTROFA DURANTE LA RESPIRACIÓN ENDÓGENA (b_H).....	104
6.4.4.5. ÍNDICE DE PRODUCCIÓN DE LA BIOMASA HETERÓTROFA OBSERVADA (Y_{obs}).....	105
6.4.5. FRACCIONAMIENTO DE LA DQO.....	106
6.4.6. BIODEGRADABILIDAD ACTUAL DEL AGUA RESIDUAL EN UN FANGO ACTIVO ESPECÍFICO.....	118
6.4.6.1. BIODEGRADABILIDAD DEL AGUA RESIDUAL DESDE LA RELACIÓN $DQOb/DQO$	118
6.4.6.2. BIODEGRADABILIDAD DEL AGUA RESIDUAL DESDE LA RELACIÓN $DQOrb/DQO$	119
6.4.7. DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD DE ELIMINACIÓN DEL NITRÓGENO.....	121
6.4.7.1. DETERMINACIÓN DE LA TASA DE NITRIFICACIÓN POR RESPIROMETRÍA	122
6.4.7.2. ESTIMACIÓN DE LA TASA DE DENITRIFICACIÓN (NUR)	130
6.4.7.3. MATERIA ORGÁNICA CARBONOSA PARA DENITRIFICACIÓN	131
6.4.8. DETERMINACIÓN DE LOS PARÁMETROS BIOCINÉTICOS DE LA BIOMASA AUTÓTROFA....	133
6.4.8.1. CONCENTRACIÓN DE BIOMASA AUTÓTROFA (X_A)	133
6.4.8.2. TASA ESPECÍFICA DE LA NITRIFICACIÓN (q_N)	134
6.4.8.3. TASA DE CRECIMIENTO DE LA BIOMASA AUTÓTROFA.....	135
6.4.9. SONICACIÓN DEL FANGO Y ESTUDIO DE LA DQO MEDIANTE RESPIROMETRÍA	137
6.4.9.1. ULTRASONIDOS	137

6.4.9.2. EQUIPO EXPERIMENTAL.....	138
6.4.9.3. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL ENSAYOS DE SONIFICACIÓN	139
6.4.9.3. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL RESPIROMETRÍA FANGO SONICADO.....	140
6.4.9.4. RESULTADOS	140
VII. CONCLUSIONES	147
VIII. BIBLIOGRAFÍA	150

I. INTRODUCCIÓN

1. 1. ORIGEN Y POLUCIÓN DEL AGUA RESIDUAL

Los procesos de depuración se aplican para proceder a la eliminación de la carga contaminante de las aguas residuales. En las aguas residuales se incluyen toda combinación de líquidos o aguas que transporten residuos procedentes de residencias, instalaciones públicas, centros comerciales, industria, a las que, eventualmente, se pueden añadir aguas subterráneas, superficiales y pluviales (Metcalf & Eddy, 1991). El vertido directo de las aguas residuales al medio acuático puede producir una serie de efectos que dificultan la vida del ecosistema y de su entorno. Estas consecuencias varían en función de la composición del agua.

Las principales fuentes del agua residual que llega al medio receptor son las siguientes:

▪ AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA

La práctica habitual consiste en considerar que entre el 60 y el 90% del agua potable consumida en los hogares se convierte en agua residual. La generación de agua residual doméstica en una determinada ciudad presenta unos perfiles estables, con variaciones estacionales, semanales y diarias, y con picos por la mañana y por la noche y un valle al mediodía.

El perfil de los vertidos domésticos se deriva de la aportación de sus distintos componentes. En general, los contaminantes contenidos en el agua residual doméstica son los siguientes (Butler *et al.*, 1995):

- *Materia orgánica*: carbohidratos, grasas y aceites.
- *Compuestos nitrogenados*: nitrógeno orgánico, en forma de proteínas y urea, y nitrógeno amoniacal.
- *Fósforo*.

▪ ESCORRENTÍA

La escorrentía es el caudal superficial generado como consecuencia de la lluvia, por lo que presenta una gran variedad en su caudal y su composición (Bechmann *et al.*, 1998). Durante los periodos de tiempo seco entre eventos de lluvia, los contaminantes sólidos, como hidrocarburos, plomo, metales, caucho y sólidos suspendidos, se acumulan en las superficies urbanas. Adicionalmente, el agua de lluvia es una fuente considerable de contaminantes presentes en la atmósfera, como metales pesados. Cuando la lluvia contaminada llega a la superficie, arrastra al sistema de saneamiento una parte o toda la contaminación depositada. El agua, ya contaminada cuando entra en la red de colectores, aumenta su concentración de contaminantes como consecuencia del arrastre y resuspensión de los sedimentos acumulados.

▪ AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL

Las características del agua residual industrial dependen fuertemente del tipo de industria implantada en la zona, pudiendo variar su composición desde un agua residual compuesta básicamente por materia orgánica, procedente de industrias alimenticias, al agua residual de alto contenido en nutrientes producida en granjas de animales e industrias y cultivos agrícolas (Buday *et al.*, 1999).

A pesar de que en muchos países el agua residual industrial necesita cumplir unos determinados requisitos de calidad para ser vertida a la red general de colectores, pueden contener sustancias inhibidoras de los procesos biológicos que tienen lugar en la estación de depuración de aguas residuales (EDAR).

1.2. EFECTO DEL AGUA RESIDUAL EN EL MEDIO RECEPTOR

La presencia de materia orgánica favorece una serie de reacciones biológicas en las que se consume oxígeno. Esto origina la aparición de una zona con menor nivel de oxígeno alrededor del punto de vertido en el medio receptor, pudiendo dar lugar a la aparición de condiciones anóxicas y la muerte de la fauna y flora de la zona en casos extremos. Adicionalmente, los sólidos suspendidos y la materia orgánica forman una capa de sedimentos en el lecho del medio receptor, cuya biodegradación hace disminuir aún en mayor medida el nivel de oxígeno en la zona (Rauch y Harremoës, 1996).

En cualquier caso, la contaminación producida por los vertidos altera las condiciones medioambientales de la zona (nivel de oxígeno, pH, concentración de nutrientes), de forma que sólo sobreviven las especies más tolerantes o con un nicho más amplio. La extensión de la zona afectada depende de factores como el grado de contaminación del agua residual, el caudal de agua del receptor y la temperatura.

Por su parte, los compuestos nitrogenados presentes en el agua residual urbana se encuentran en forma de nitrógeno orgánico (urea y proteínas) y nitrógeno amoniacal. Con el tiempo, el primero es hidrolizado para formar más nitrógeno amoniacal, que se presenta en dos formas dependiendo de la temperatura y el pH: ión amonio (NH_4^+) y amoniaco (NH_3). Posteriormente, parte del nitrógeno amoniacal es transformado por parte de las bacterias presentes en el agua residual en nitratos y nitritos.

La presencia de estos componentes en el agua presenta varios problemas interconectados. Por una parte, el amoniaco y una excesiva concentración de nitratos son tóxicos para la vida acuática del medio receptor. Al mismo tiempo, la transformación del amonio en nitratos consume oxígeno, lo que unido a la presencia de materia orgánica puede reducir drásticamente el nivel de oxígeno del medio receptor.

En cambio, el nitrógeno y el fósforo son dos componentes esenciales de las plantas acuáticas. Los vertidos regulares de agua residual, cuya concentración de nutrientes es entre 10 y 100 veces superior a la producida de forma natural, dan lugar a una excesiva fertilización en lagos, estuarios y otras zonas sensibles. En estas condiciones se produce la eutrofización del medio, aparición de un número excesivo de plantas acuáticas y algas que deterioran el medio receptor, puesto que puede producir turbidez, reducir los niveles de oxígeno, variar el pH y generar olores y sustancias tóxicas.

Una elevada presencia de agentes patógenos favorece la transmisión de enfermedades como la gastroenteritis, el cólera, la disentería, el tifus o la hepatitis A.

1.3. TRATAMIENTOS APLICABLES A LOS PROCESOS DE DEPURACIÓN

En una planta depuradora, el agua residual es sometida a una serie de tratamientos físicos, químicos o biológicos, actuando cada uno de ellos sobre un tipo específico de residuo. Los tratamientos más frecuentes en una EDAR son los siguientes:

- **Pretratamiento:** el pretratamiento puede consistir en una sola operación o en la combinación de diferentes operaciones que se sitúan a la cabecera de la planta i que tienen la función de eliminar cualquier material que pueda afectar a la maquinaria de la planta o a desestabilizar el proceso. En el pretratamiento se eliminan fustas, ramas, plásticos, piedras, grasas, aceites, espumas... Los métodos para eliminar estos materiales van desde adiciones químicas, preaireaciones hasta rejillas desarenadoras i recolectores de flotantes.

- **Tratamiento primario:** consiste en la eliminación de materia en suspensión i flotante del agua residual a partir de operaciones de separación física. En el tratamiento primario se puede llegar a eliminar hasta el 60-70% de los sólidos en suspensión del influente y entre el 20-35% de la DBO₅ de entrada (Grady *et al.*, 1999).
- **Tratamiento secundario:** los tratamientos biológicos constituyen el tipo de proceso más extendido, aunque también existen tratamientos físico-químicos (de sedimentación, coagulación y floculación) y combinaciones de ambos. A pesar de que los segundos requieren un volumen menor y, por lo tanto, los costes de construcción son inferiores, sus costes de explotación son claramente superiores a los de un proceso biológico.

El tratamiento biológico consiste en un proceso biológico en el cual se elimina la materia orgánica biodegradable del agua residual que no se ha podido eliminar en el tratamiento primario. Se pone en contacto una población mixta de microorganismos con el agua residual haciendo que la biomasa consuma la materia orgánica del agua en presencia de oxígeno. La población de microorganismos que degradan los contaminantes puede ser de tipo de cultivo libre (sistema de fangos activos), de tipo de cultivo fijo (filtro percolador, biodisco) o de tipo de sistema híbrido (combinación de cultivo fijo y cultivo libre).

Por último, el agua residual fluye a un decantador secundario, cuyas funciones son la separación de la biomasa del agua tratada para obtener un efluente libre de sólidos suspendidos (proceso de clarificación) y la compactación de la biomasa (proceso de decantación). Los modelos más comunes para los decantadores secundarios son modelos unidimensionales para régimen estacionario, basados en la teoría de flujo de sólidos (Takács *et al.*, 1991; Urrutikoetxea y García de las Heras, 1994).

- **Tratamiento terciario:** consistente en la aplicación de tratamientos físicos (filtración), químicos (procesos de absorción, oxidación, abrasión y ozonización) y/o biológicos, a fin de obtener una mejor calidad del agua tratada. El objetivo es la eliminación de contaminantes específicos de un agua residual.

Este tratamiento es muy caro, por lo que solo se aplica cuando el agua se ha de reutilizar o cuando hay que eliminar algún contaminante especialmente peligroso.

1.4. PROCESOS BIOLÓGICOS DE DEPURACIÓN. FANGOS ACTIVOS

El proceso más habitual de tratamiento biológico de las aguas residuales es el Sistema de Fangos Activos, que consiste en el cultivo de una población de microorganismos formada por bacterias, protozoos, metazoos, hongos, etc. Se produce la oxidación bacteriana de los residuos orgánicos del agua, seguida de la separación entre sólidos en suspensión y el agua tratada.

El funcionamiento básico del proceso de fangos activos consta de varias etapas. En primer lugar, el agua residual influente se vierte a un reactor biológico. A medida que la mezcla formada por los microorganismos y el agua residual (llamado licor mixto) atraviesa el reactor biológico, los microorganismos metabolizan los contaminantes del agua y atrapan la materia orgánica particulada en los flóculos de biomasa, donde es hidrolizada para su asimilación por parte de las bacterias.

La mezcla de microorganismos y materia orgánica no degradada, que recibe el nombre de sólidos suspendidos o fango activo, se separa del agua tratada biológicamente en el decantador secundario. El fango se recircula nuevamente al reactor biológico, a fin de mantener una concentración elevada de biomasa en la EDAR. Por último, una pequeña parte del fango activo ha de ser eliminada o purgada del sistema regularmente para compensar el crecimiento de la población de microorganismos (Figura 1).

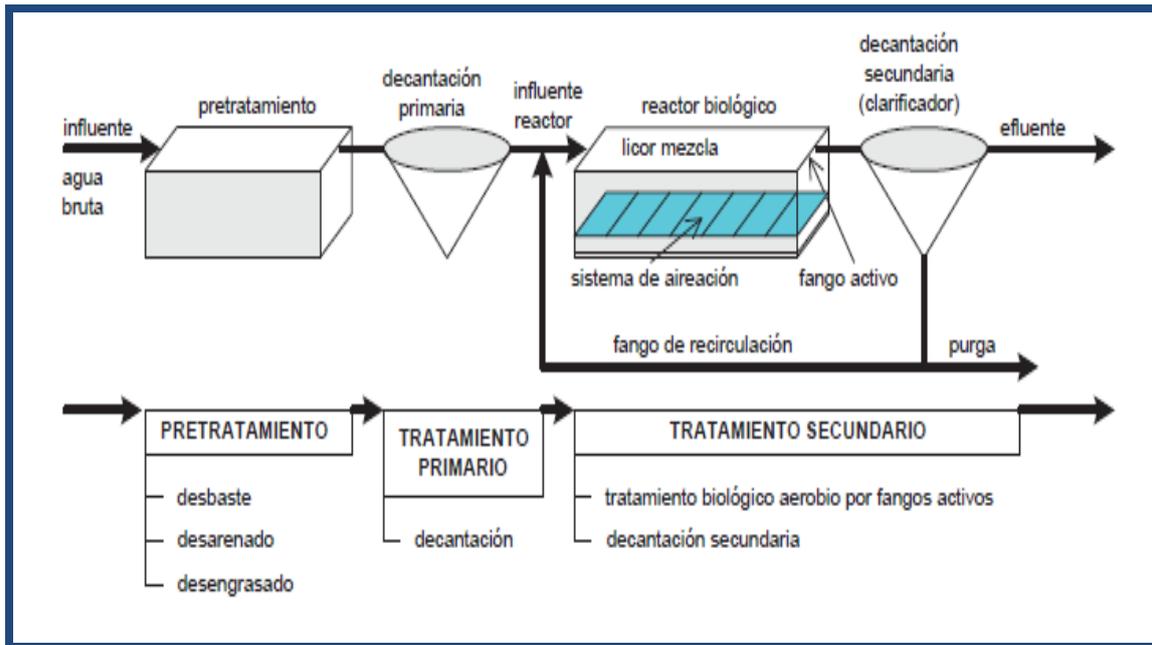


Figura 1. Proceso biológico de tratamiento de aguas residuales.

Entre la comunidad de bacterias presentes en el agua residual destacan las bacterias heterótrofas y autótrofas. Las primeras se caracterizan por utilizar compuestos orgánicos como fuente de materia orgánica y como donante de electrones en las reacciones de oxidación-reducción, mientras que las segundas emplean compuestos inorgánicos (CO_2).

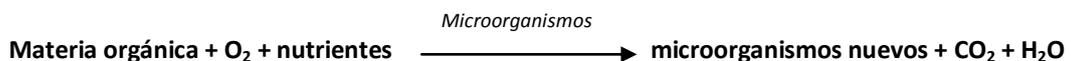
Dentro del grupo de bacterias heterótrofas se establece una distinción según el tipo de compuesto que aparece como aceptor de electrones en las reacciones de oxidación-reducción. Así, todas las bacterias heterótrofas utilizan el oxígeno disuelto en condiciones óxicas, mientras que sólo una parte de ellas pueden usar compuestos inorgánicos oxidados, como nitratos, sulfatos y carbonatos, como aceptor de electrones en condiciones anóxicas. Asimismo, únicamente una fracción de bacterias heterótrofas operan en las reacciones de fermentación anaerobia, en las que se reducen aceptores de electrones orgánicos. Una parte de los electrones generados en las reacciones de oxidación se emplea en la reducción de las fuentes de materia orgánica en las reacciones de biosíntesis.

1.4.1. ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA

La materia orgánica presente en el agua residual influente a un sistema de fangos activados sirve como sustrato de las bacterias heterótrofas del líquido mezcla. La eliminación de la materia orgánica presente en el agua residual que ha entrado en contacto con los fangos activados se produce a través de las siguientes etapas (Rivas Mijares, 1978):

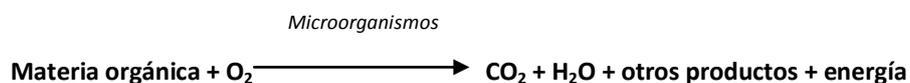
1. Atrapamiento de las partículas en la estructura del flóculo de los fangos activados.
2. Adsorción del material coloidal.
3. Biosorción, es decir, eliminación rápida e inicial por absorción y almacenamiento celular de compuestos solubles de elevado peso molecular.
4. Asimilación y acumulación intracelular de sustancias fácilmente biodegradables.
5. Autodigestión (respiración endógena) de la biomasa cuando existan limitaciones de sustrato biodegradable.

La reacción que tiene lugar en la eliminación de la materia orgánica biodegradable es la siguiente:

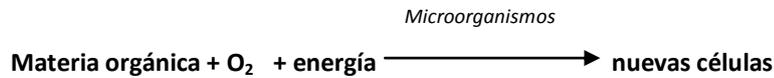


Esta ecuación incluye una serie de reacciones bioquímicas más complejas que se pueden resumir en tres actividades principales:

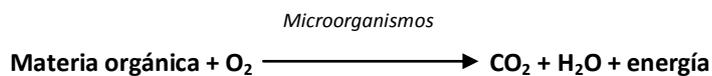
1. Oxidación: obtención de energía mediante la conversión de la materia orgánica en $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$.



2. Síntesis: conversión de una parte de la materia orgánica en nueva biomasa con la ayuda de la energía obtenida en la oxidación.



3. Autooxidación: obtención de energía mediante la conversión de algunos constituyentes celulares en productos energéticamente inferiores.



Simplificando el proceso se puede considerar que los microorganismos utilizan el oxígeno presente en el agua para poder consumir el sustrato o alimento, en este caso las moléculas orgánicas biodegradables contenidas en el agua residual y como resultado de este consumo los microorganismos obtienen la energía necesaria para mantener sus funciones vitales, al mismo tiempo que generan nuevos individuos.

1.4.2. ELIMINACIÓN DE LOS COMPUESTOS NITROGENADOS

El nitrógeno contenido en las aguas residuales municipales se presenta principalmente en forma de nitrógeno orgánico y nitrógeno amoniacal. Generalmente, el primero es hidrolizado, mediante el proceso conocido como amonificación, durante el tiempo que permanece en la red de colectores. Por lo tanto, el nitrógeno que llega a la EDAR se encuentra en su mayoría en forma de nitrógeno amoniacal. La eliminación del mismo en la planta se produce mediante dos procesos consecutivos: la nitrificación y la desnitrificación.

La nitrificación es un proceso aerobio realizado por microorganismos quimiolitotróficos que pertenecen a la familia *Nitrobacteriaceae*. Esta familia está dividida en dos grupos: los amonioxidantes i los nitroxidantes, que son de respiración aerobia estricta. Obtienen la energía de compuestos reducidos del nitrógeno (amonio y nitrito) y su fuente de carbono es el CO₂ disuelto en el agua (Madigan *et al.*, 1997). Esta oxidación se realiza en dos pasos:

1. Oxidación del amoníaco a nitrito por parte de bacterias del género *Nitrosomonas*:



2. Oxidación del nitrito a nitrato por parte de bacterias del género *Nitrobacter*:



Como puede observarse en las expresiones, el proceso de nitrificación reduce la alcalinidad del agua residual y utiliza únicamente el oxígeno disuelto como aceptor de electrones.

Por su parte, la desnitrificación consiste en la reducción de los nitratos durante el proceso de respiración anóxica de los microorganismos heterótrofos. Los nitratos (y nitritos) son reducidos a nitrógeno gas, que escapa a la atmósfera:



Mediante este proceso aumenta la alcalinidad, si bien en menor medida que la reducción de alcalinidad debida al proceso de nitrificación. Una gran parte de los microorganismos heterótrofos es capaz de utilizar nitratos y nitritos como aceptores

de electrones en lugar de oxígeno, por lo que el proceso de desnitrificación se encuentra limitado normalmente por la concentración de materia orgánica fácilmente biodegradable, utilizada como donante de electrones. Por otra parte, el oxígeno disuelto actúa como inhibidor de la desnitrificación, puesto que es utilizado preferentemente por las bacterias heterótrofas como aceptor de electrones.

De ambos procesos, la nitrificación es el más complejo de diseñar y controlar, puesto que es un proceso lento e inestable debido a la sensibilidad de las bacterias nitrificantes a factores como la temperatura, el nivel de oxígeno disuelto, el pH y la presencia de inhibidores (Van Haandel *et al.*, 1981; Orhon y Artan, 1994). El crecimiento de las bacterias autótrofas aumenta con la temperatura, el nivel de oxígeno y la concentración de amonio. No obstante, es un crecimiento más lento que el de las bacterias heterótrofas, lo que obliga a aumentar el tiempo de residencia de los microorganismos en la planta y, por lo tanto, el volumen de la misma.

1.4.3. ELIMINACIÓN DE LOS COMPUESTOS DE FÓSFORO

A pesar de que el fósforo es uno de los nutrientes empleados en la biosíntesis de la biomasa activa, los procesos de eliminación de materia orgánica y compuestos nitrogenados no eliminan fósforo en la proporción necesaria para cumplir los requerimientos de efluente normalmente establecidos. Por lo tanto, la práctica habitual en las EDAR con eliminación de fósforo consiste en su eliminación mediante precipitantes químicos (CEIT, 1998).

El fósforo presente en las aguas residuales urbanas se puede encontrar en tres formas distintas: fósforo orgánico, ortofosfatos y polifosfatos.

El fósforo en forma de ortofosfatos es un factor limitante del crecimiento de muchos de los microorganismos presentes en los fangos activos, que lo incorporan en su tejido celular en forma de compuestos orgánicos fosfatados. Sin embargo, existen ciertos microorganismos capaces de asimilar fósforo en proporciones superiores a las correspondientes a los requisitos nutritivos normales bajo condiciones aerobias. Para que dichas bacterias se desarrollen correctamente necesitan la presencia de ácidos

orgánicos volátiles que, a su vez, se generan a partir de la degradación de la materia orgánica del agua en condiciones anaerobias. Estos dos requerimientos implican que la eliminación biológica de fósforo deba hacerse mediante la alternancia de etapas anaerobias y aerobias.

1.4.4. CONTROL DE PROCESOS EN EL SISTEMA DE FANGOS ACTIVADOS

Los parámetros operacionales se han de tener en cuenta a la hora de diseñar la cuba de aireación y el clarificador, siendo a su vez controlados para mantener un óptimo funcionamiento de la planta. Dichos parámetros son:

➤ **Carga másica (Cm)**

Es la relación que existe entre la carga de materia orgánica que entra en el reactor biológico por unidad de tiempo, y la masa de microorganismos existentes en el mismo. Se expresa como:

$$Cm = Q * So / V * X$$

- Q: caudal (m³/t).

- So: DBO₅ de entrada (kg/m³).

- V: volumen reactor (m³).

- X: sólidos en suspensión volátiles del licor de mezcla (SSV) de la cuba de aireación (kg/m³).

➤ **Edad del fango (EF)**

Es la relación entre la masa de fangos existentes en la cuba de aireación y la masa de fangos en exceso extraídos por unidad de tiempo. Se expresa como:

$$EF = V * X / Q_p * X_p$$

- V: volumen reactor (m³).
- X: sólidos en suspensión volátiles del licor de mezcla (SSV) de la cuba de aireación (kg/m³).
- Q_p = caudal de la purga de fangos (m³/t).
- X_p = SSV de la purga de fangos (kg/m³).

➤ **Carga volumétrica (Cv)**

Es la relación entre la masa de materia orgánica que entra en el reactor por unidad de tiempo, y el volumen de la cuba. Se expresa como:

$$C_v = Q * S_o / V$$

- Q: caudal (m³/t).
- S_o: DBO₅ de entrada (kg/m³).
- V: volumen reactor (m³).

➤ **Rendimiento (R)**

Es la relación que existe entre la masa de materia orgánica eliminada y la del influente que entra en el reactor biológico. Se expresa en %.

$$R = (S_o - S) / S_o$$

- S = DBO₅ de la salida del decantador secundario (kg/m³).

- S_o: DBO₅ de entrada (kg/m³).

➤ **Tiempo de retención**

Para que se pueda dar el proceso de oxidación biológica, es necesario que los microorganismos permanezcan un tiempo de contacto suficiente con las aguas residuales. Este tiempo de retención se debe tener en cuenta para diseñar las cubas, ya que en relación con el caudal a tratar y el tiempo que debe permanecer el caudal en la cuba, calcularemos el volumen de la misma.

➤ **Índice volumétrico de fangos (IVF)**

Se define como el volumen en ml ocupado por un gramo de sólidos en suspensión del licor de mezcla, tras una sedimentación de 30 minutos en una probeta de 1000 ml. Este valor nos da el comportamiento de los fangos en el decantador. Si el valor es menor de 100 implica fangos con desarrollo de organismos que sedimentan bien y por tanto buena separación sólido-líquido. Si el valor es superior, se han desarrollado organismos filamentosos con mala sedimentación, lo que nos lleva a una descompensación en el funcionamiento del sistema.

$$IVF = \text{ml sólidos sedimentables} * 1000 / \text{ppm de SSLM}$$

II. CINÉTICA DE LOS FANGOS ACTIVOS

2.1. MODELOS DE LOS FANGOS ACTIVOS

Existen numerosos modelos de la interpretación de la depuración biológica de aguas residuales pero el modelo más utilizado y que generalmente se acepta como a estándar en el campo de la modelización biológica de los fangos activos es el modelo Activated Sludge Model Nº1ASM1. ASM1 que fue propuesto por el grupo de modelización matemática de la International Water Association (IWA).

Existen hoy cuatro generaciones de modelos de la IWA, el ASM1 original y el reciente ASM3, capaces de predecir la degradación de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en lodos únicos, y el ASM2 y su versión modificada ASM2d que incluyen además la remoción biológica del fósforo.

2.1.1. MODELO PARA UNA ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES

Para la elaboración correcta de un modelo de los procesos que tienen lugar en un sistema de fangos activos se propone seguir una metodología estandarizada, que consiste en primer lugar en determinar exactamente las variables de estado que intervienen en el sistema, en identificar los procesos individuales que suceden entre las variables de estado, en desarrollar un sistema de ecuaciones que representen el sistema real a partir de la relación entre procesos y variables de estado y finalmente en calibrar y validar los resultados obtenidos a partir del sistema de ecuaciones.

Los cambios que se producen en el interior de un reactor se describen como consecuencia de los procesos de crecimiento de la biomasa, la muerte de la biomasa y el consumo de sustrato durante el crecimiento. A continuación, se presentan los procesos:

1. CRECIMIENTO DE LA BIOMASA

La velocidad de crecimiento de la biomasa se puede expresar según la fórmula cinética de Monod, donde el crecimiento de la biomasa es proporcional a la cantidad de biomasa presente en el sistema:

$$v_{\text{crecimiento}} = \mu \cdot X$$

$$\mu = \mu_{\text{max}} \cdot \frac{S}{K_s + S}$$

- $v_{\text{crecimiento}}$: velocidad de crecimiento de la biomasa (g DQO/m³ · d).
- μ : velocidad específica de crecimiento (d⁻¹).
- X : concentración de biomasa (g DQO/m³).
- μ_{max} : velocidad específica máxima de crecimiento (d⁻¹).
- S : concentración de sustrato (g DQO/m³).
- K_s : constante de saturación del sustrato (g DQO/m³).

2. MUERTE DE LA BIOMASA

La concentración de biomasa presente en el sistema disminuye debido al proceso de muerte y su velocidad de desaparición se representa de forma proporcional a la cantidad de biomasa. La constante de proporcionalidad se denomina constante de muerte o de descomposición endógena y tiene un valor negativo debido a la disminución de biomasa:

$$v_{muerte} = -K_d \cdot X$$

- v_{muerte} : velocidad de muerte de la biomasa (g DQO/m³ · d).
- K_d : constante endógena (d⁻¹).
- X : concentración de biomasa (g DQO/m³).

3. CONSUMO DE SUSTRATO

$$v_{consumoS} = -\frac{1}{Y} \cdot v_{crecimiento} = -\frac{1}{Y} \cdot \mu \cdot X = -\frac{1}{Y} \cdot \mu_{max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot X$$

- $v_{consumoS}$: velocidad de consumo de sustrato (g DQO/m³ · d).
- Y : biomasa formada por sustrato consumido (g X-DQO/ g S-DQO).
- μ_{max} : velocidad específica máxima de crecimiento (d⁻¹).
- S : concentración de sustrato (g DQO/m³).
- K_s : constante de saturación del sustrato (g DQO/m³).

2.1.2. MODELO ASM N°1 DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

El modelo ASM1 fue desarrollado por el *Task group* en 1987. Tiene como propósito simular la degradación de la materia orgánica así como la nitrificación y desnitrificación de los procesos de lodos activados de tipo lodos únicos. El modelo fue presentado utilizando la notación matricial. El modelo cuenta con:

- 13 componentes en total: 7 disueltos y 6 de partículas
- 9 procesos: 3 de crecimiento, 2 de decaimiento y 4 de hidrólisis.

LOS COMPONENTES DEL MODELO N°1

Son 13 componentes que incluyen 7 disueltos y 6 con una forma de partículas. Dentro de los 13 componentes los 7 primeros se relacionan con las sustancias carbonosas del agua y del lodo (medidos en DQO) mientras que existen 4 constituyentes nitrogenados además del oxígeno y de la alcalinidad. El parámetro de alcalinidad no es esencial al modelo, es sólo una información adicional añadida para permitir detectar indirectamente los riesgos de cambio en el pH.

El material carbonoso del modelo está dividido en un primer tiempo en DQO biodegradable, DQO no biodegradable (materia orgánica inerte) y Biomasa (Figura 2).

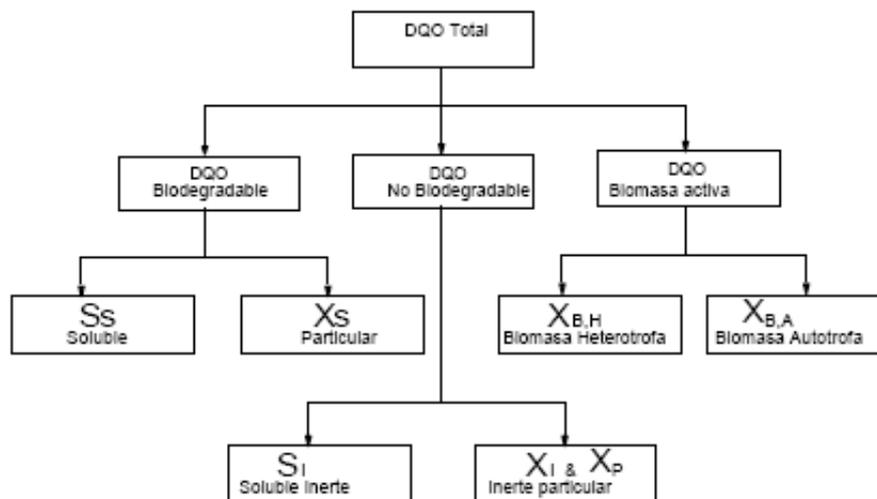


Figura 2. Componentes carbonosos del agua y del fango: fragmentación de la DQO.

La parte biodegradable está dividida en una fracción rápidamente biodegradable (Ss soluble) y en una fracción lentamente biodegradable (Xs, particulada). Se toma como hipótesis que la fracción rápidamente biodegradable está compuesta de materia orgánica soluble que se adsorbe y metaboliza rápidamente por los microorganismos mientras que la fracción Xs está compuesta de partículas, coloides y materia orgánica compleja, la cual sufre una hidrólisis enzimática antes de

poder ser adsorbida. En realidad, la fracción lentamente biodegradable incluye compuestos orgánicos solubles difícilmente biodegradables que se tratan como si fueran materia particulada.

La fracción no biodegradable de la DQO está dividida en una fracción soluble inerte (S_i) y en una fracción particulada (X_i). Las dos no son afectados por el proceso. S_i abandona la planta con el efluente del sedimentador secundario mientras que X_i se enreda en el fango purgado y contribuye a los sólidos volátiles (SSV).

La biomasa activa se divide en dos tipos de grupos de microorganismos: heterótrofos ($X_{B,H}$) y autótrofos ($X_{B,A}$). Por ende, una variable adicional, X_p , está introducida para modelizar la fracción inerte de productos procedentes del decaimiento de la biomasa. En la realidad, no se puede diferenciar X_p de X_i en el fango.

La fragmentación del material nitrogenado se representa en la Figura 3.

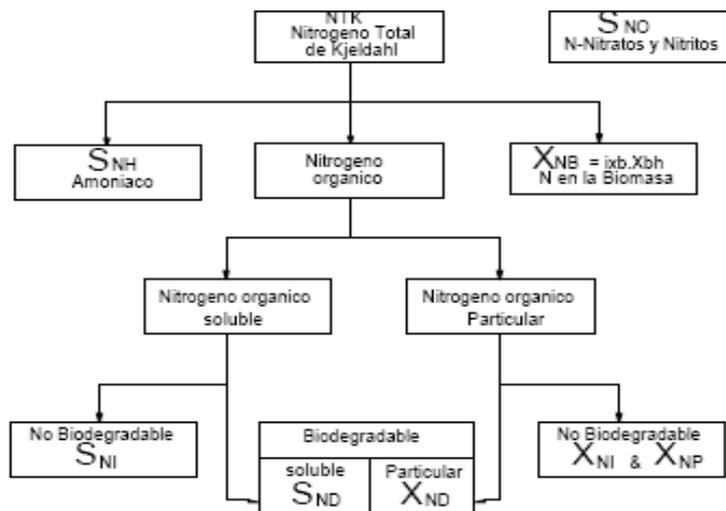


Figura 3. Componentes nitrogenados del agua y fango: Fragmentación del N.

El nitrógeno total presente en el sistema incluye por un lado los nitratos y nitritos (S_{NO}) y por otro el nitrógeno total de Kjeldahl (NTK). Los nitratos y nitritos se combinaron en un solo componente para simplificar el modelo. Algunos autores

utilizan versiones modificadas del modelo con una separación entre estos dos productos.

El nitrógeno total de Kjeldahl se fragmenta en nitrógeno amoniacal (S_{NH} , que incluye el $N-NH_4^+$ y $N-NH_3$), nitrógeno orgánico y nitrógeno contenido en la biomasa. De forma idéntica a la materia orgánica carbonosa (DQO), el nitrógeno orgánico se divide en una fracción soluble y otra particulada, cada una teniendo su fracción biodegradable y no biodegradable. Son únicamente las fracciones biodegradables, soluble (S_{ND}) y particulada (X_{ND}), que aparecen de forma explícita en el modelo. El nitrógeno de la biomasa activa (X_{NB}) se toma en cuenta de forma indirecta en el sentido que el decaimiento produce nitrógeno orgánico particulada biodegradable ($1-fp$). El nitrógeno orgánico asociado a la fracción de productos inertes particuladas (X_{NP}), así como el N asociado a la fracción inerte de materia orgánica (X_{NI}) se pueden calcular fácilmente, aun si no se muestran en la matriz del modelo.

LOS PROCESOS DEL MODELO N^o.1

El ASM1 original incluye 8 procesos que se pueden reagrupar en cuatro tipos:

1. Procesos de crecimiento (tres).
2. Procesos de decaimiento (dos).
3. Procesos de hidrólisis de partículas enredadas en los bio-flocs (dos).
4. Proceso de amonificación (uno).

Los diferentes procesos se describen a continuación:

➤ **Crecimiento aerobio de la biomasa heterótrofa.**

Se considera que sólo S_s interviene en el crecimiento de los heterótrofos. X_s debe sufrir una hidrólisis antes de que pueda transformarse en S_s y ser utilizado por los microorganismos. El crecimiento se modeliza utilizando la estructura del modelo de Monod donde pueden ser limitantes tanto S_s , como S_o (consumo de oxígeno). Este proceso es el que más contribuye en la remoción de DQO, producción de biomasa nueva y demanda de oxígeno. El nitrógeno amoniacal se consume en el proceso de crecimiento por su incorporación en las células mientras que cambia también la alcalinidad. A continuación, se muestra la ecuación de la velocidad de crecimiento de la biomasa heterótrofa en condiciones aerobias:

$$\mu_{max} \cdot \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \cdot \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) \cdot X_{BH}$$

➤ **Crecimiento anóxico de los heterótrofos.**

En la ausencia de oxígeno, los organismos heterótrofos son capaces de utilizar los nitratos como aceptor terminal de electrones con S_s como sustrato. El proceso resulta en una producción suplementaria de biomasa heterótrofa y de nitrógeno gaseoso (desnitrificación). Se utilizan las mismas expresiones cinéticas de tipo Monod pero multiplicadas por un factor de corrección η_g (siempre inferior a 1), que representa el hecho que en condiciones anóxicas la eliminación del sustrato es más lenta que en condiciones aerobias. A continuación, se muestra la ecuación de la velocidad de crecimiento de la biomasa heterótrofa en condiciones anoxicas:

$$\mu_{max} \cdot \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \cdot \left(\frac{K_oH}{K_oH + S_oH} \right) \cdot \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) \cdot \eta_g \cdot X_{BH}$$

➤ **Crecimiento aerobio de la biomasa autótrofa.**

El nitrógeno en forma de amonio (S_{NH}) se oxida en nitratos produciendo biomasa autótrofa y un consumo adicional de oxígeno. Además, una parte del S_{NH} también se incorpora en la biomasa celular autotrófica. Igual que en los heterotróficos, S_{NH} y S_o pueden limitar las velocidades del proceso. El proceso tiene un efecto marcado en el balance de alcalinidad y en el consumo de O_2 mientras que la contribución en la formación de fango es pequeña debido que la tasa de crecimiento de los autótrofos es muy baja. A continuación, se muestra la ecuación de la velocidad de crecimiento de la biomasa autótrofa:

$$\mu_{maxA} \cdot \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \cdot \left(\frac{S_o}{K_o + S_o} \right) \cdot X_{BA}$$

➤ **Decaimiento de la biomasa heterótrofa.**

La noción de decaimiento en este modelo incluye todos los fenómenos de lisis, respiración endógena, muerte o depredación. Su tratamiento matemático en el ASM1 es diferente del enfoque tradicional donde se le atribuía directamente un consumo de O_2 (respiración endógena). La modelación en el ASM1 utiliza la noción de muerte-regeneración, donde $X_B = X_S + X_P$ sin consumo directo de O_2 . El consumo de O_2 está diferido hasta después que el X_S se transforma en S_S (hidrólisis) y que S_S se utiliza en el proceso de crecimiento. Por eso, el valor de b_H del modelo tiene mucha diferencia con respecto al valor empleado en los modelos tradicionales ($b'H$). El proceso manifiesta ninguna pérdida de DQO, ni consumo directo de O_2 ; por el contrario, produce residuos orgánicos inertes (X_P) y una DQO lentamente biodegradable (X_S). Se supone que el proceso ocurre con la misma velocidad en condiciones aerobias que anóxicas. El modelo utilizado es de orden 1 respecto a la biomasa.

El proceso de muerte de la biomasa se representa en la siguiente ecuación, en la cual la velocidad de desaparición depende de la cantidad de biomasa y es

proporciona a una constante, el valor de la cual cambia en función del concepto de muerte que se utilice:

$$b_H \cdot X_{BH}$$

➤ **Decaimiento de la biomasa autótrofa.**

El proceso se modeliza de la misma forma que para los heterótrofos. Depende de la cantidad de biomasa nitrificante presente y es proporcional a la constante de muertes característica. El proceso de muerte de la biomasa se representa en la siguiente ecuación:

$$B_A \cdot X_{BA}$$

➤ **Amonificación del nitrógeno orgánico soluble, S_{ND} .**

El nitrógeno orgánico biodegradable (S_{ND}) se convierte en nitrógeno amoniacal (S_{NH}) a partir de una cinética de primer orden, que se muestra en la siguiente ecuación:

$$K_O \cdot S_{ND} \cdot X_{BH}$$

➤ **Hidrólisis de la materia orgánica.**

La materia orgánica particulada lentamente biodegradable (X_s) sufre un rompimiento y solubilización por efecto de las enzimas extracelulares. El resultado es la producción de sustrato soluble fácilmente biodegradable que se utiliza luego en el crecimiento. La estructura del modelo utilizado para este proceso es típica de los procesos de superficie (adsorción). La hidrólisis es un proceso que ocurre tanto en

condiciones aerobias como en condiciones anóxicas. Se utiliza un factor de corrección η_h (<1) para tomar en cuenta el hecho de que la tasa de hidrólisis es menor en medio anóxico comparado al medio aerobio.

➤ **Hidrólisis del nitrógeno orgánico particulado.**

El nitrógeno orgánico particulado (X_{ND}) es parte de la materia orgánica particulada (X_S), por lo que la tasa de hidrólisis del primero está determinada por la tasa de hidrólisis (ρ_7) del segundo componente. El modelo utilizado muestra una proporcionalidad entre las dos tasas.

A continuación, se muestra en la Tabla 1 una lista de valores típicos de los parámetros cinéticos según el modelo ASM1:

Tabla 1. Valores típicos parámetros cinéticos según modelo ASM1

Símbolo	Unidades	Valor a 10°C	Valor a 20°C	Rangos a 20°C
<i>Coefficientes estequiométricos</i>				
Y_A	g de DQO de células formadas / g N oxidado	0.24	0.24	0.07-0.28
Y_H	g de DQO de células formadas / g DQO oxidado	0.67	0.67	0.46-0.69
f_P	adimensional	0.08	0.008	-
i_{XB}	g N / g DQO de biomasa	0.086	0.086	-
i_{XP}	g N / g DQO de productos	0.06	0.06	0.02-0.1
<i>Parámetros cinéticos</i>				
$\mu_{H,max}$	día^{-1}	3.0	6.0	3.0-13.2
K_S	g DQO/ m^3	20.0	20.0	10-180
$K_{O_2,H}$	g O_2 / m^3	0.20	0.20	0.01-0.2
K_{NO}	g N- NO_3 / m^3	0.50	0.50	-
b_H	día^{-1}	0.20	0.62	0.05-1.6
η_B	adimensional	0.8	0.8	-
η_L	adimensional	0.4	0.4	0.4-1
k_{L_1}	g DQO lentamente biodeg./ g DQO células .día	1.0	3.0	1.0-3.0
K_X	g DQO lentamente biodeg./ g DQO células	0.01	0.03	0.01-0.03
$\mu_{A,max}$	día^{-1}	0.3	0.8	0.34-0.8
K_{NH}	g N- NH_3 / m^3	1.0	1.0	-
$K_{O_2,A}$	g O_2 / m^3	0.4	0.4	-
k_a	m^3 / g DQO . día	0.04	0.08	-
b_A día^{-1}	-	0.15	-

A lo largo de este estudio se verá como mediante técnicas de respirometría se puede calcular ciertos parámetros cinéticos y estequiométricos que representan el comportamiento de los microorganismos dentro del sistema.

III. RESPRIOMETRÍA

3.1. RESPIROMETRÍA

Las técnicas respirométricas están basadas en la medida e interpretación del consumo biológico de oxígeno, debido a la respiración aerobia, de una población microbiana bajo unas condiciones determinadas.

El consumo biológico de oxígeno está directamente relacionado con el crecimiento bacteriano y con el consumo de sustrato para la obtención de energía. Sólo una parte del sustrato consumido se utiliza para obtener energía, el resto pasa a la formación de nueva biomasa.

El consumo de oxígeno se considera asociado solamente al consumo de sustrato para obtener energía mediante una reacción de oxidación. La biomasa, durante su proceso de muerte, se divide en materia orgánica inerte y materia orgánica lentamente biodegradable que después de hidrolizarse puede ser utilizada para mantenimiento e incluso para el crecimiento. Así se explica que, aún cuando todo el sustrato extracelular se ha consumido, siga existiendo un consumo de oxígeno (respiración endógena).

Por lo tanto, la respirometría es una técnica que mide el consumo de oxígeno de las bacterias contenidas en un fango activo.

3.1.1. ANÁLISIS DE DISTINTOS TIPOS DE RESPIRÓMETROS

Según la bibliografía y dentro de los diferentes tipos de respirómetros, los más significativos se muestran a continuación:

3.1.1.1. RESPIRÓMETRO CONTINUO

En un respirómetro continuo el aire circula de manera continua en el recipiente donde se lleva a cabo la determinación. Se mide el caudal y concentración de oxígeno en el aire de entrada y a la salida de forma permanente, para así poder determinar por

diferencia el consumo instantáneo de oxígeno. A partir de la curva de consumos instantáneos de oxígeno frente a tiempo se podrán obtener por derivación las velocidades instantáneas de consumo de oxígeno.

3.1.1.2. RESPIRÓMETRO DISCONTINUO (BATCH)

En un respirómetro discontinuo el aporte de oxígeno depende de dos valores de consigna, un máximo y un mínimo de concentración de oxígeno dentro del recipiente donde se lleva a cabo la respirometría. Se inyecta aire hasta alcanzar el valor máximo de concentración de oxígeno establecido. Una vez alcanzado se deja de inyectar oxígeno y se espera a que los microorganismos lo consuman, hasta llegar a la consigna mínima. Se mide el tiempo que emplean los microorganismos en consumir el oxígeno, con el que se obtiene la velocidad instantánea de consumo de oxígeno.

3.1.1.3. RESPIRÓMETRO MANOMÉTRICO O DE WARBURG

En un respirómetro manométrico el oxígeno utilizado se mide con respecto al tiempo, anotando la disminución de presión en el recipiente donde se está realizando la respirometría, que tiene volumen constante, es hermético y se ha de mantener a una temperatura constante. En el recipiente se introduce la muestra a analizar dejando una cámara de aire y, además, se ha de colocar un vaso con una solución de hidróxido potásico para que absorba el anhídrico carbónico producido, de tal forma que la disminución de la presión sea una medida de la concentración de oxígeno consumido.

3.1.1.4. RESPIRÓMETRO VOLUMÉTRICO

De forma análoga al respirómetro de Warburg, el oxígeno consumido se mide en función de la disminución del volumen que se produzca en el recipiente adecuado que mantenga la presión y la temperatura constantes.

3.1.1.5. RESPIRÓMETRO ELECTROLÍTICO

El respirómetro electrolítico está formado por un recipiente dotado en su interior de un absorbedor de CO₂ (recipiente con sosa), una célula electrolítica y un manómetro. A medida que los microorganismos consumen el oxígeno para la oxidación de la materia orgánica, se produce una disminución de presión en el sistema, que es registrada por el manómetro. Éste, a su vez, a través de un sistema de control, activará la célula electrolítica en función de dicha disminución de presión, tratando así de mantener la presión constante. La cantidad de oxígeno liberado en la electrolisis es proporcional a la cantidad de energía eléctrica que ha sido necesaria suministrar. Registrando esta energía se puede inferir directamente el consumo de oxígeno.

3.2. RESPIRÓMETRO BM-T

El principio de respirometría utilizado en el BM-T se fundamenta en el consumo de oxígeno por parte de los microorganismos contenidos en el fango activo del reactor biológico de una estación depuradora de aguas residuales.

Su funcionamiento está basado en un método batch de circuito cerrado, por medio de medidas en régimen continuo del oxígeno disuelto en el fango activo y la mezcla formada por el fango y la muestra a analizar. Este oxígeno es el resultante de la respiración de los microorganismos del fango activo en su proceso de metabolización de la materia orgánica y su propio consumo.

La Respirometría BM-T básicamente mide el consumo de oxígeno de los microorganismos en el proceso de oxidación de un sustrato. Este consumo de oxígeno se mide y aplica principalmente bajo las siguientes variantes:

- Velocidad de consumo de oxígeno: Tasa de respiración.
- Evolución de la tasa de respiración durante la eliminación del sustrato a depurar.

- Cantidad de oxígeno consumido para degradar una muestra a tiempo parcial o total.
- Fracción biodegradable de la DQO.
- Inhibición de consumo de oxígeno: Toxicidad referida a la actividad de un fango determinado.

Mediante el respirómetro BM-T podemos analizar diferentes puntos del proceso de depuración por fangos activos:

- Valorar de forma práctica y rápida cómo se encuentra la salud actual del proceso.
- Detección de problemas potenciales de toxicidad.
- Cinética del proceso.
- Biodegradabilidad relacionada con las fracciones biodegradables de la DQO.
- Carga másica actual (F/M).
- Capacidad de nitrificación y desnitrificación.
- Edad del fango mínima (TRC_N) para la nitrificación.

3.2.1. MODOS DE ENSAYO DEL REPIRÓMETRO BM-T

El BM-T está dotado de tres modos distintos de ensayo:

1. Modo OUR: Estático
2. Modo OUR: Cíclico
3. Modo R: Dinámico

3.2.1.1. MODO OUR: ESTÁTICO

Mide la velocidad de consumo de oxígeno del licor-mezcla en una sola medida para un determinado periodo de tiempo (tasa de respiración estática). El ensayo transcurre en dos etapas, como se muestra en la Figura 4:

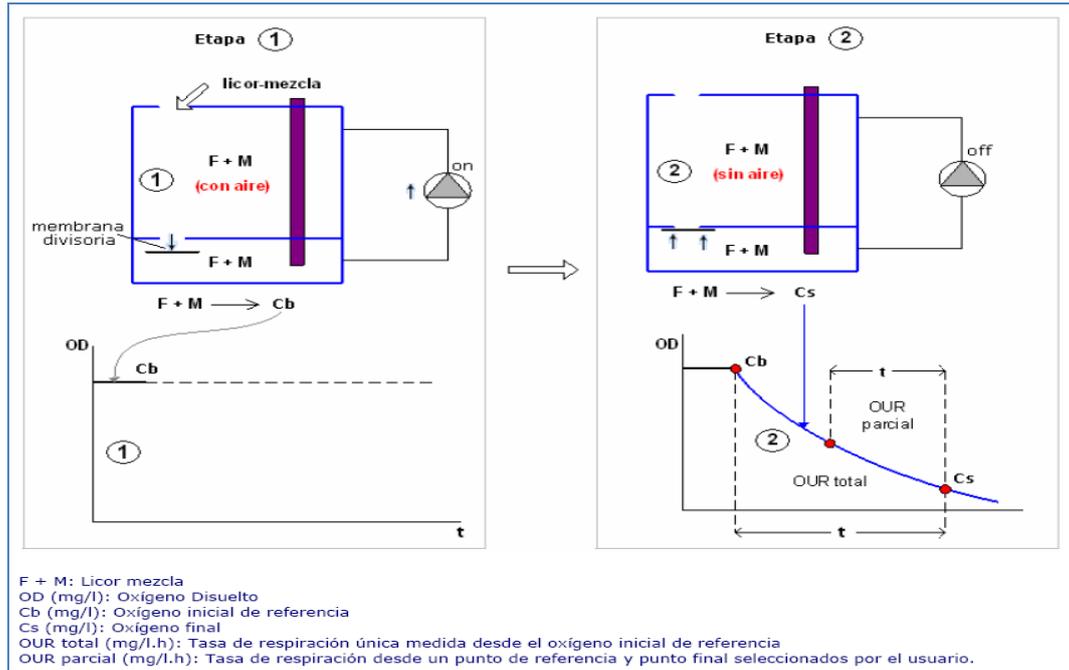


Figura 4. Esquema ensayo modo OUR estático.

En la etapa 1 se fija el oxígeno inicial de referencia (C_b) y se mantiene la recirculación a su nivel máximo, con el fin de que el rápido flujo del fluido aporte una máxima homogeneización y equalice las condiciones en todo el conjunto del vaso reactor.

En la etapa 2 se para la aireación y la recirculación (pero se sigue agitando ininterrumpidamente). El hecho de parar la bomba de recirculación trae consigo el cierre de una membrana que divide el recinto superior del inferior, dejando automáticamente aislada del exterior el recinto inferior del vaso reactor durante el ensayo de respirometría.

A partir de este momento, automáticamente se empieza a registrar la pendiente de caída del oxígeno (Cs) por consumo del mismo por parte de los microorganismos. La pendiente es la velocidad de consumo de oxígeno o tasa de respiración denominada por el programa como OUR.

En la Figura 5 se muestra un ejemplo de un respirograma OUR & SOUR.

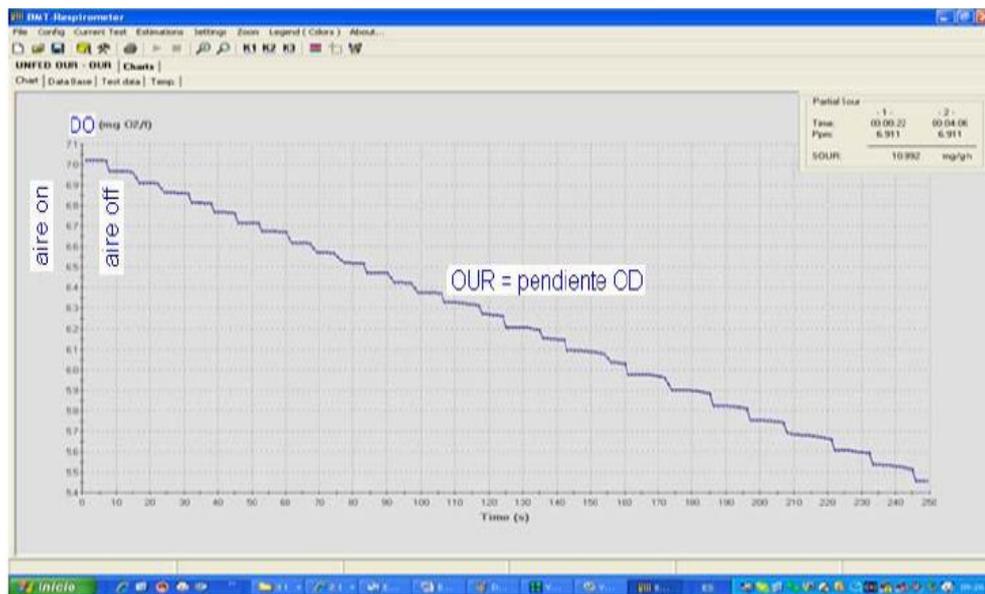


Figura 5. Respirograma OUR & SOUR

Las medidas que se calculan automáticamente son las siguientes:

- OUR total (mg/l.h): Tasa de respiración.
- OUR parcial (mg/l.h): Tasa de respiración parcial.
- SOUR (mg/gVSS.h): OUR específico.
- SOUR parcial (mg/l.h): OUR específico parcial.

3.2.1.2. MODO OUR CÍCLICO: CÍCLICO

Se trata así mismo de un modo de trabajo batch secuencial tradicional, que está optimizado así mismo por una medida perfectamente aislada de la aspiración del aire de la atmósfera.

Durante el ensayo se van ejecutando secuencialmente ensayos OUR de forma automática. Para ello, además de la configuración propia del ensayo, en el oxímetro se programa un punto alto y otro bajo de consigna, con el fin de que el ensayo se mueva entre ambos.

3.2.1.3. MODO R: DINÁMICO

El sistema de medida puede seguir considerándose como un sistema batch con reactor de mezcla completa en donde la aireación y recirculación se mantienen activas durante todo el ensayo. El ciclo del ensayo R transcurre en dos etapas, como se muestra en la Figura 6:

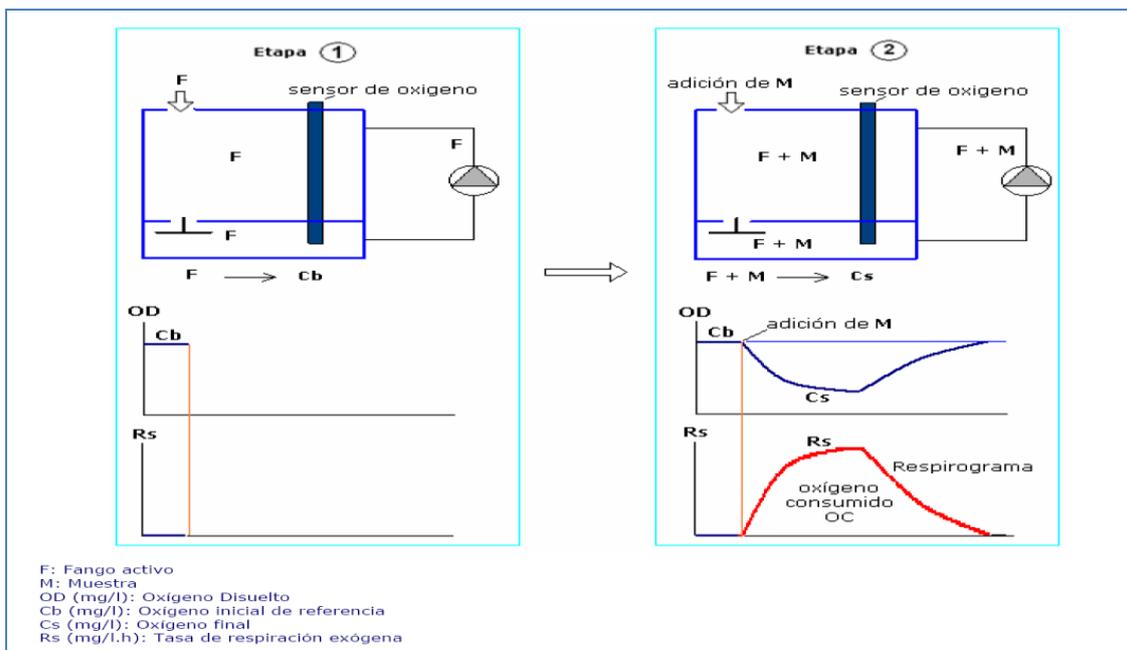


Figura 6. Esquema ensayo modo R dinámico.

En la etapa 1 se utiliza solamente fango activo libre de carga. En esta etapa se fija y almacena en la memoria el oxígeno de referencia o línea base (C_b).

En la etapa 2, una vez determinada la línea base (C_b), el programa nos da la orden para que se añada la muestra a analizar. De este modo el fluido que en un principio era solo fango ahora pasa a estar constituido por fango más muestra.

Tan pronto empieza a reaccionar la muestra añadida con el fango activo el oxígeno inicial empezará a descender como señal de que se está llevando a cabo una oxidación biológica (salvo que no exista materia biodegradable) y automáticamente empezará a generarse un respirograma con los valores de la tasa de respiración por oxidación del sustrato. Así mismo, automáticamente se calcula el oxígeno consumido (OC) a lo largo del tiempo y la fracción biodegradable de la DQO.

En la Figura 7 se muestra un ejemplo de un respirograma R_s .

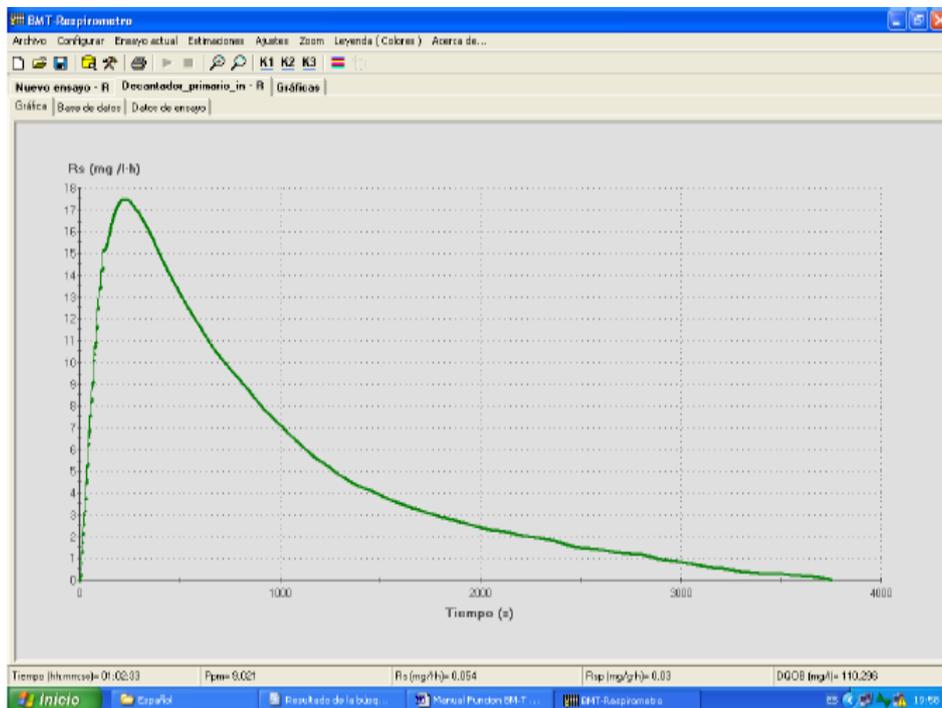


Figura 7. Respirograma R_s .

Las medidas que se calculan automáticamente son las siguientes:

- R_s (mg/l.h): Tasa de respiración dinámica.
- R_{sp} (mg/g.h): R_s específico (R_s / VSS).
- OC (mg/l): Oxígeno consumido acumulado.
- $DQOb$ (mg/l): Fracción biodegradable de la DQO.

3.2.2. TIPOS DE ANÁLISIS OUR Y SOUR

Dependiendo del punto de muestreo podemos distinguir los siguientes OUR y SOUR.

- **FED OUR & SOUR:** Valoración del OUR y SOUR de la entrada al reactor biológico. En el primer paso del ensayo, la aireación se ajustará al 90% y la velocidad de la bomba se podrá a 3. Si el caso lo requiere, también se puede obtener el licor-mezcla con mezcla equivalente a caudales entre agua residual influente y fango de recirculación (pero no es aconsejable).
- **UNFED OUR & SOUR:** Valoración del OUR y SOUR en salida de reactor. Se puede obtener directamente del licor-mezcla de salida de reactor, o por mezcla de agua efluente con fango de recirculación con mezcla equivalente a caudales.
- **OUR_b & SOUR_b:** Valoración del OUR & SOUR con restos de DQO lentamente biodegradable, y que puede permanecer relativamente estable durante largo tiempo. Podemos calificar a este fango como en fase de respiración básica.
- **OUR end & SOUR end:** Valoración del OUR y SOUR de un fango en respiración endógena. Corresponde a la segunda fase del proceso de degradación, también

llamado de desasimilación. La respiración endógena, se caracteriza por el consumo que realizan las bacterias de su propia biomasa, a modo de reserva, para poder continuar con sus funciones vitales, de tal modo que decrece su materia activa y, por lo tanto, completando la oxidación total de la materia orgánica degradable. Esta segunda fase es la que se denomina estabilización del fango.

- **OURs & SOURs:** OUR y SOUR correspondientes a la oxidación del sustrato. Se obtiene por la diferencia entre el FED y el END. $OURs = FED - OUR_{end}$.

3.2.3. TIPOS DE ANÁLISIS R

Los ensayos R pueden tener las siguientes orientaciones:

- **Análisis Cualitativo:** Valoración individual o comparativa de la trayectoria de los valores R_s y R_{sp} : actividad biológica, detección de nitrificación, toxicidad...
- **Análisis Cuantitativo:** determinación de OC, determinación de la DQOb a partir de la integración de los valores de R_s ...

3.3 APLICACIONES RESPIRÓMETRO BM-T

A continuación, en la Tabla 2 se muestran de forma resumida las aplicaciones que se pueden llevar a cabo con el respirómetro BM-T, para el control de la depuración por fangos activos.

Tabla 2. Aplicaciones respirómetro BM-T.

Medidas	Aplicaciones	Descripción
OUR & SOUR	Pulso al proceso Requerimiento actual de oxígeno	Valoración rápida del proceso. Optimización de la aireación. Cálculo de las necesidades reales de oxígeno.
OUR cíclico	Proceso equivalente	Optimización del proceso. Detección del tiempo del arranque y fin del proceso de nitrificación.
Rs	Capacidad de nitrificación Toxicidad	Detección de la presencia de nitrificación. Protección específica de la nitrificación Optimización de la aireación. Protección del proceso de depuración. Bioaumentación. Seguimiento de la actividad biológica.
DQOb	Biodegradabilidad	Caracterización del agua a tratar desde su biodegradabilidad por el fango activo.
DQOrb	Fración fácilmente biodegradable de la DQO	Tratabilidad. Seguimiento y cálculo de la relación de nutrientes. Capacidad de desnitrificación referida a la material carbonosa disponible en el agua residual.
OUR & SOUR OUR cíclico Rs DQOrb	Parámetros biocinéticos	Modelización.

IV. EDAR CULLERA

4.1. ESTACIÓN DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DE CULLERA

4.1.1. UBICACIÓN EDAR DE CULLERA

La estación de depuración de aguas residuales de Cullera (Valencia) está ubicada en su término municipal (Figura 8), se accede desde el Camino de La Moleta, las coordenadas UTM son $x=736822,18$ $y=4337375,17$, Huso 30. Comprende una superficie de 3 ha.



Figura 8. Foto aérea de la EDAR de Cullera

4.1.2. DATOS DE PARTIDA

La EDAR de Cullera corresponde a una estación depuradora urbana, que presta servicio a una población con una fuerte variación estacional. El diseño de la EDAR está condicionado por las características del efluente a tratar, que corresponden a un agua típicamente urbana, sin contenido alguno que indique contaminación industrial.

Los datos de Proyecto de la EDAR de Cullera diferencian entre Temporada baja (Enero, febrero, noviembre y diciembre), Temporada media (marzo, abril, mayo, junio, julio, septiembre y octubre) y Temporada alta (agosto). En la Tabla 3 se muestran los parámetros del proyecto, siendo diferentes según la temporada.

Tabla 3. Datos de Proyecto de la EDAR de Cullera.

PARÁMETRO	VALOR TEMPORADA ALTA	VALOR TEMPORADA MEDIA	VALOR TEMPORADA BAJA
Población equivalente (habitantes)	100.000	80.000	33.333
Caudal medio diario (m ³ /día)	24.000	16.000	8.000
Caudal punta horario (m ³ /h)	1.800	1.200	600
Concentración DBO ₅ (mg/l)	250	250	250
Carga contaminante DBO ₅ (Kg/día)	6.000	4.000	2.000
Concentración S.S. (mg/l)	300	300	300
Carga contaminante S.S. (Kg/día)	7.200	4.800	2.400
Concentración NKT (mg/l)	50	50	50
Carga contaminante NKT (Kg/día)	1.200	800	400
Concentración P _{TOTAL} (mg/l)	5	5	5
Carga contaminante P _{TOTAL} (Kg/día)	120	80	40

En las Tablas 4, 5, 6 y 7 se analiza la evolución del proceso depurativo en el reactor biológico, decantación secundaria, flotador/espesador y deshidratación respecto a los valores contemplados en el dimensionamiento inicial de la EDAR de Cullera.

Tabla 4. Evolución del proceso depurativo en el reactor biológico.

REACTOR BIOLÓGICO	PROYECTO T. BAJA	PROYECTO T. MEDIA	PROYECTO T. ALTA
Tiempo de retención hidráulico (h)	47,51	23,75	15,84
Carga másica (Kg DBO ₅ /Kg MLSSV/d)	0,042	0,056	0,11
Carga volúmica (Kg DBO ₅ /m ³ /d)	0,13	0,25	0,38
Edad del fango (d)	24	20,2	18,7
Kg DBO ₅ eliminados	1.840	3.680	5.520
Producción de fangos en exceso (Kg MS/d)	1.765,9	3.535,8	5.091,9
Q _r /Q (%)	92	122	193

Tabla 5. Evolución del proceso depurativo en decantación secundaria.

DECANTACIÓN SECUNDARIA	PROYECTO T. BAJA	PROYECTO T. MEDIA	PROYECTO T. ALTA
Tiempo de retención hidráulico (h)	12,3	12,3	8,22
Velocidad ascensional (m ³ /m ² /h)	0,33	0,33	0,49
Carga sobre vertedero (m ³ /m/h)	3,06	3,06	4,61
Carga de sólidos (Kg SS/m ² /h)	2,2	3,7	8,6

Tabla 6. Evolución del proceso depurativo en el flotador/espesador.

FLOTADOR/ESPEADOR	PROYECTO T. BAJA	PROYECTO T. MEDIA	PROYECTO T. ALTA
Tiempo de retención hidráulico (h)	12,97	8,6	6,7
Carga hidráulica (m ³ /m ² /h)	0,19	0,28	0,55
Carga de sólidos (Kg SS/m ² /d)	27,8	55,6	80,1
Concentración de salida (% MS)	4,5	4,5	4,5

Tabla 7. Evolución del proceso depurativo en deshidratación.

DESHIDRATACIÓN	PROYECTO T. BAJA	PROYECTO T. MEDIA	PROYECTO T. ALTA
Fango a deshidratación (Kg MS/mes)	52.948	106.042	152.790
Fangos evacuados (gr MS/m ³)	220,74	221,04	212,20
Dosis media de poli (Kg Poli/Tm MS)	5	5	5
Producción horaria (Kg MS/h)	73,6	147,4	212,2

4.1.3. DESCRIPCIÓN DE LAS INSTALACIONES

El sistema de saneamiento y depuración de Cullera consta de los siguientes elementos:

➤ **COLECTORES:**

- Colector de impulsión de aguas residuales desde la E.B. del Xúquer hasta la EDAR, de 600 mm de diámetro, y 1.110 m de longitud.
- Colector por gravedad de agua tratada desde la EDAR hasta el río Xúquer, de 700 mm de diámetro y 850 m de longitud.

➤ **ESTACIÓN DE BOMBEO:**

- Bombeo de agua bruta a la EDAR mediante 3 bombas sumergibles, una en reserva, de 1.000 m³/h de caudal unitario a 14 m.c.a. y 55 Kw de potencia.
- Bombeo de agua bruta al emisario submarino mediante 2 bombas sumergibles de 500 m³/h de caudal unitario a 6 m.c.a. y 15 Kw de potencia.
- Bombeo de agua bruta al río mediante 2 bombas sumergibles de 3.240 m³/h de caudal unitario a 5 m.c.a. y 60 Kw de potencia.
- Grupo electrógeno de 485 Kw de potencia.
- Equipo de desodorización compuesto por ventilador de 1.620 m³/h.
- Compuerta motorizada de entrada de agua a la estación de bombeo.
- Reja automática de cadena, de 2 cm de luz de paso y 0,7 Kw de potencia.
- Tamiz automático de 1,1 Kw de potencia.
- Compactador de 1,27 m³/h de capacidad.
- Polipasto

➤ **EDAR:**

A continuación, se describen las fases de tratamiento en el proceso de depuración en la EDAR de Cullera (Figura 9), se diferencian dos líneas, la línea de agua (Figura 10) y la línea de fangos (Figura 17).

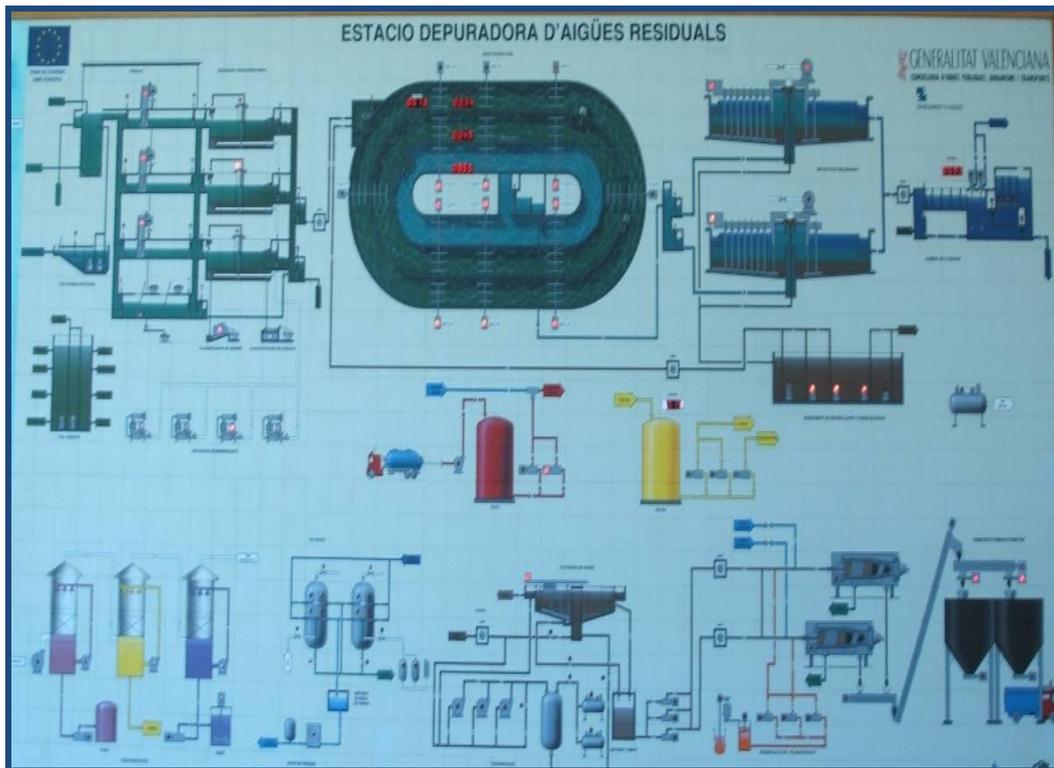


Figura 9. Esquema EDAR Cullera

- LÍNEA DE AGUA:

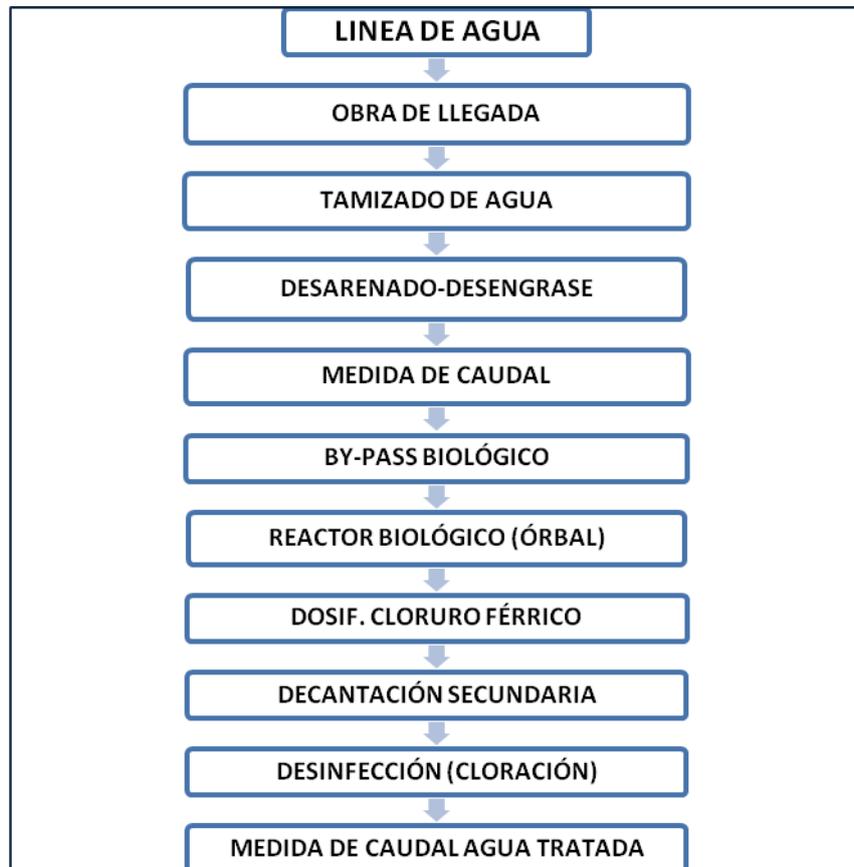


Figura 10. Diagrama línea de aguas EDAR Cullera.

1. **Obra de llegada:** consiste en un pozo diseñado para la descarga de la impulsión de agua bruta, dotándose de un vertedero sumergido en la entrada. Se dispone además, de un aliviadero de seguridad, apto para el caudal máximo de diseño, con conexión a by-pass.
2. **Desbaste-Tamizado:** el desbaste está formado por tres líneas automáticas (Figura 11), aptas para el caudal máximo de diseño $1.800 \text{ m}^3/\text{h}$. Los tamices son autolimpiables y tienen un diámetro de paso de 3 mm.

Se dispone de un canal de reserva del desbaste, dotado de una reja de limpieza manual para retención de gruesos de 15 mm de separación y una reja de limpieza manual para retención de finos, de 4 mm.



Figura 11. Desbaste-Tamizado EDAR Cullera.

- 3. Desarenado-Desengrase:** se trata de una obra mixta, que reúne las condiciones necesarias para retener la arena, grasas, aceites y pequeños flotantes. Está formado por tres canales de desarenado-desengrase (Figura 12).



Figura 12. Desarenado-Desengrase EDAR Cullera.

Las arenas y los depósitos se recogen en el fondo de los canales y se extraen, mediante bombas fijas. Las arenas recogidas en el fondo del desarenador se envían a un clasificador para su escurrido y carga directa a un contenedor.

La instalación para la eliminación de las grasas y los aceites se proyecta una aireación mediante burbuja fina, mediante difusores alimentados por soplantes.

Los flotantes y grasas que provienen de los retornos de los decantadores y en general todos los sobrenadantes, se envían para su espesamiento al desnatador, consiste en un sistema de rascado continuo que envía los elementos flotantes a un contenedor.

El clasificador de arenas y el desnatador se encuentran recogidos en el edificio de Pretratamiento, permitiendo su completa desodorización.

4. **Reactor biológico:** el tratamiento biológico se realiza mediante el sistema Orbal, trabajando en la modalidad de aireación prolongada. Provisto de tres canales: el canal exterior representa el 50% del volumen total, el canal medio el 34 % y el canal interior e 16% restante, con un volumen total de 15.836,5 m³ y con 712 discos totales, distribuidos en 12 rotores (Figura 13).

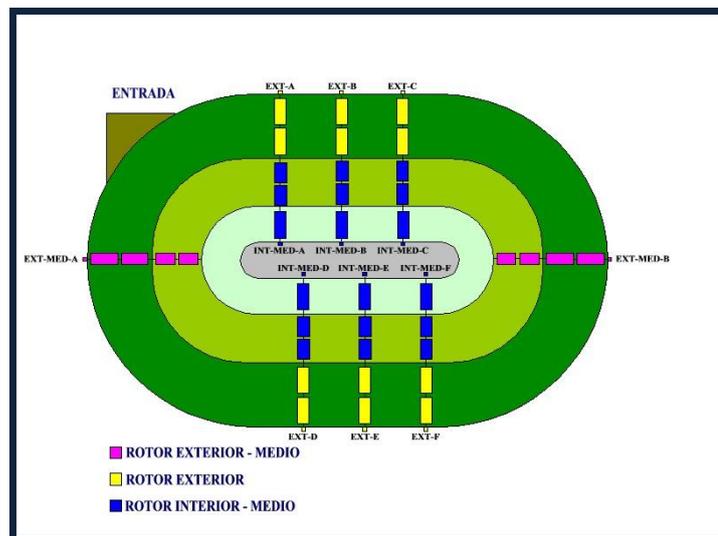


Figura 13. Esquema del reactor Orbal de la EDAR de Cullera.

El aporte de oxígeno se realiza mediante un sistema de aireación superficial mediante los rotores. Los discos que presentan estos equipos favorecen

durante su funcionamiento la dispersión del agua en el aire y del aire en el agua, permitiendo así una difusión del oxígeno y una homogeneización del licor mezcla (Figura 14). Los aireadores (rotores) pueden girar en ambos sentidos, pudiéndose realizar la aireación tanto en modo base (mayor aporte de oxígeno), como en modo vértice (menor aporte de oxígeno).



Figura 14. Reactor Biológico (Orbal) EDAR Cullera

El agua residual una vez sale del proceso del Desarenado-Desengrasado entra directamente al ORBAL para sufrir los procesos de oxidación de la materia orgánica y la eliminación de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo). Desde el reactor biológico, el licor mezcla pasa por gravedad a los Decantadores 2º, desde los que parte del fango se recircula de nuevo al ORBAL para mantener la biomasa.

5. **Dosificación Cloruro Férrico:** en caso de que sea necesario, para garantizar la eliminación de fósforo, se procederá a la adición de cloruro férrico. Mediante el proceso de precipitación simultánea en las cámaras de aspiración de las bombas de recirculación de fangos, previo a la decantación secundaria.
6. **Decantación secundaria:** para la decantación la planta cuenta con dos decantadores circulares, con un diámetro de 36 m cada uno (Figura 15).



Figura 15. Decantadores secundarios EDAR Cullera.

La función en esta etapa de tratamiento es la de clarificación, para producir un efluente bien tratado y la extracción de fangos a una concentración suficiente.

La recogida de fangos se realiza mediante un sistema de succión.

- 7. Cloración:** etapa diseñada para procurar la desinfección del agua tratada, por adición de hipoclorito sódico en un laberinto de 252 m³ (Figura 16).



Figura 16. Cloración EDAR Cullera.

- LÍNEA DE FANGOS:



Figura 17. Diagrama línea de aguas EDAR Cullera.

1. **Recirculación de fangos:** para la recirculación de fangos activos hay instaladas tres bombas sumergibles, una en reserva, con un caudal unitario de $1000 \text{ m}^3/\text{h}$. El dimensionado de la recirculación está diseñado para poder recircular al 50 al 100 o 200% del caudal medio.
2. **Bombeo fangos en exceso:** el bombeo de fangos en exceso se realiza mediante dos bombas sumergibles, una en reserva de $35 \text{ m}^3/\text{h}$. El cálculo de la extracción de fangos en exceso depende fundamentalmente de las condiciones de diseño dispuestas en aireación. Los fangos en exceso son bombeados directamente a flotación y posterior deshidratación.
3. **Flotador fangos en exceso:** se dispone de un flotador de fangos en exceso estabilizados, de 9 metros de diámetro (Figura 18). Después de optimizar el funcionamiento del flotador de fangos durante los primeros meses de explotación (septiembre –diciembre 2002), se consideró la posibilidad de

trabajar como espesador por gravedad, demostrando un correcto funcionamiento y una considerable disminución del consumo energético.



Figura 18. Flotador fangos en exceso EDAR Cullera.

4. **Deshidratación de fangos:** se realiza mediante secado mecánico de fangos con centrífuga. La planta costa de dos unidades, de capacidad unitaria $13 \text{ m}^3/\text{h}$ y potencia de motor de 30 Kw (Figura 19). El fango se acondiciona previamente con polielectrolito, en una instalación compuesta por un Equipo de preparación y dosificación en continuo de polielectrolito, con 3 bombas dosificadoras, una en reserva, de 750 l/h de caudal máximo.



Figura 19. Centrífugas deshidratación fangos EDAR Cullera.

5. **Almacenamiento fangos deshidratados:** se realiza en dos silos de 35 m³, de forma troncopiramidal, dotado en su fondo de un sistema de extracción con una boca de descarga (Figura 20).



Figura 20. Silos almacenamiento fangos deshidratados EDAR Cullera.

El fango deshidratado se conduce a los silos mediante una bomba de impulsión de fango, es una bomba de tornillo helicoidal para fango deshidratado.

➤ **DESODORIZACIÓN**

Tanto la obra de llegada como la del desbaste, se encuentran situados en un edificio cerrado. Se utiliza un Sistema de desodorización para el tratamiento de olores del pretratamiento, fosas sépticas y deshidratación de fangos, de 6200 Nm³/h de capacidad. Consta de tres torres de lavado, con ácido sulfúrico, hipoclorito sódico e hidróxido sódico.

V. OBJETIVOS Y PLAN DE TRABAJO

5.1. OBJETIVOS

- Objetivo general:
 - Estudiar y evaluar el estado bioquímico del proceso de depuración de la EDAR de Cullera, mediante el respirómetro comercial BM-T.

- Objetivos secundarios:
 - Determinar la capacidad real de nitrificación y desnitrificación del proceso de depuración biológica para controlar la eliminación de nutrientes.
 - Analizar el posible efecto tóxico que el agua residual puede provocar sobre el proceso de fangos activos.
 - Estudiar la biodegradabilidad del agua residual y del fango activo mediante el fraccionamiento de la DQO.
 - Estimar los parámetros cinéticos de la biomasa heterótrofa y autótrofa, que caracterizan el proceso biológico.

5.2. PLAN DE TRABAJO

- Búsqueda y revisión bibliográfica de diferentes tipos de tratamientos de depuración, de sus modelos cinéticos y de técnicas de respirometría para su determinación.
- Estudio y comprensión del manual “Aplicaciones en el Analizador de Respirometría BM-T (V.20)”.
- Puesta a punto y optimización del empleo del Respirómetro BM-T en sus diferentes modos de operación.
- Determinación de los parámetros físicos y químicos del agua y del fango activo necesarios para los ensayos de respirometría.

- Realización de los ensayos de control del proceso:
 - Valoración primaria del proceso: medida de la tasa de respiración específica del fango activo (OUR).
 - Medida de la actividad nitrificante y desnitrificante: cálculo de la tasa de consumo de amonio máxima y la tasa de desnitrificación.
 - Análisis de la toxicidad.
 - Fraccionamiento de la DQO. Cálculo de la DQOb, DQOrb y DQOIb.
- Estimación e interpretación de los parámetros cinéticos tanto de la biomasa heterótrofa como de la autótrofa.
- Redacción de la memoria del proyecto.

VI. MATERIALES, MÉTODOS Y RESULTADOS

6.1. DESCRIPCIÓN DEL RESPIRÓMETRO BM-T

A continuación, se van a describir las diferentes partes que componen el respirómetro BM-T.

6.1.1. ANALIZADOR

El respirómetro utilizado en el proyecto (Figura 21) es un sistema batch provisto de recirculación, en donde existen tres modos de ensayo (Estático OUR, Cíclico OUR y Dinámico R).

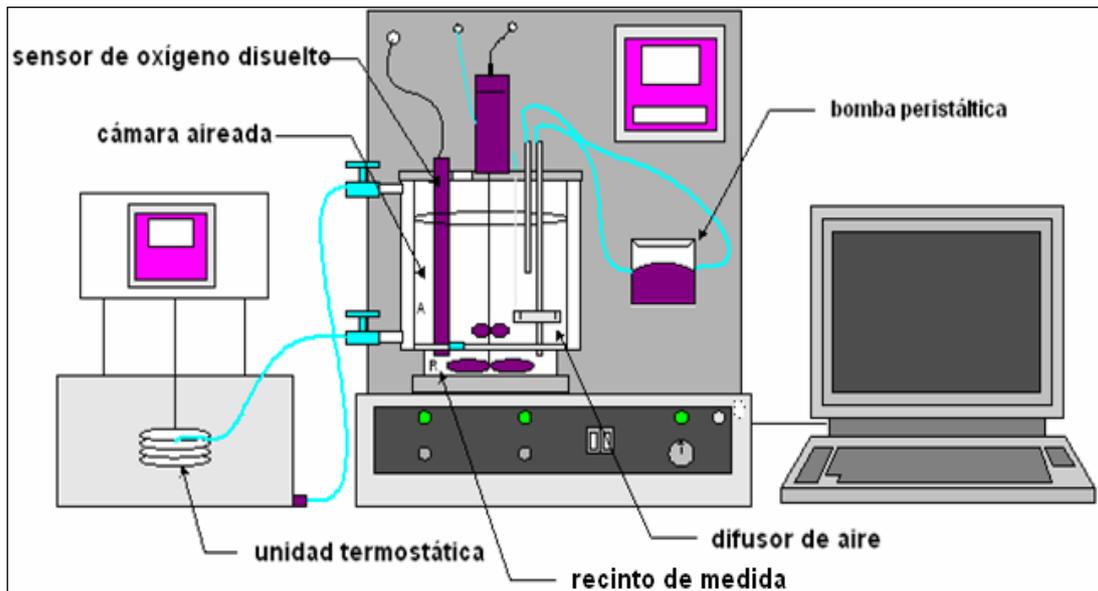


Figura 21. Respirómetro BM-T.

La bomba de recirculación está provista de tres velocidades y una posición de paro. En el modo estático y cíclico OUR, la recirculación no ejerce influencia en la medida final (batch). En el modo dinámico R la recirculación funciona ininterrumpidamente y por ello el sistema de medida debe calibrarse (batch modificado).

En el recinto superior del vaso reactor (Figura 22) se sitúa el difusor de aire proporcionando el nivel de oxígeno adecuado que se transfiere al recinto de medida, que está protegido de la influencia de posible burbujas que pudieran influir en el sensor la cabeza del sensor, así como de la influencia de la aspiración de aire desde la atmósfera por el efecto centrífugo del sistema de agitación. En este recinto, el sensor de oxígeno realiza las medidas actuales de oxígeno disuelto resultante de la respiración de los microorganismos a lo largo de los ciclos de medida de cada uno de los modos de ensayo.

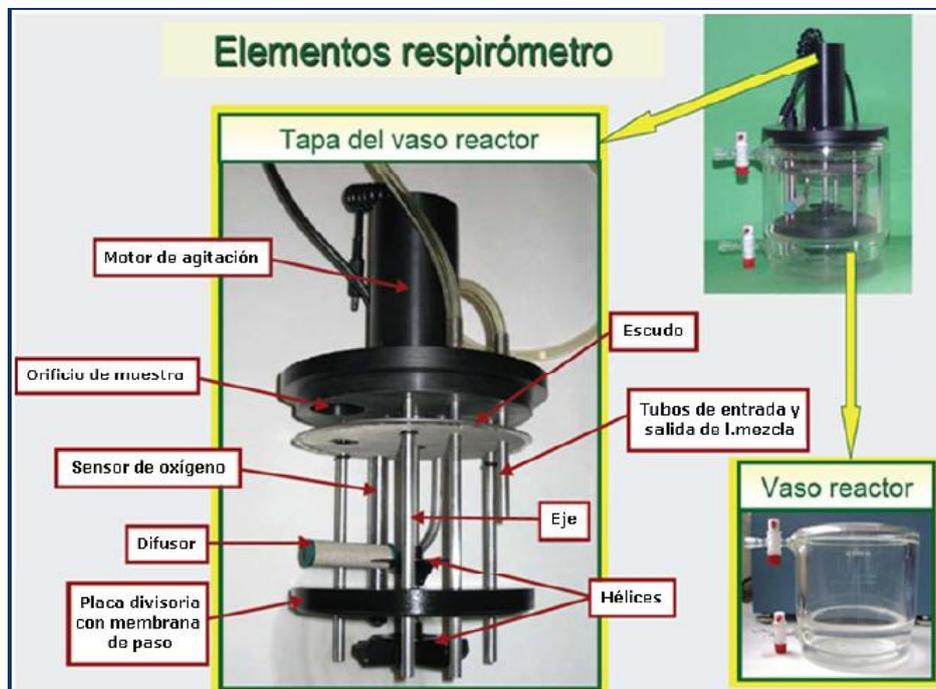


Figura 22. Vaso reactor del Respirómetro BM-T.

El vaso reactor además, está dotado de una cámara de termostatación que rodea sus recintos. Por esta cámara circula agua termostatación que proviene de la unidad termostática.

El sistema de aireación está dotado de un regulador en % que permite programar un nivel de oxígeno acorde con el objetivo de la aplicación de

respirometría. Hay que tener en cuenta, sin embargo, que el modo dinámico R debe calibrarse para cada nivel de caudal de oxígeno.

El oxímetro manda las señales de las medidas de oxígeno en curso al ordenador en donde, por medio de un programa específico se procesan para llevar a cabo la generación automática de respirogramas y el cálculo de tasas de respiración, consumo de oxígeno y fracción biodegradable de la DQO. Así mismo, por medio del programa se auto-generan archivos exportables con sus correspondientes respirogramas.

6.1.2. UNIDAD TERMOSTÁTICA

Se trata de un baño termostático que es capaz de programar una termostatización del agua entre 0 y 60 °C. El sistema está adaptado para que el agua se bombee de forma continuada a la cámara termostatizable del vaso reactor del analizador.

El papel de la termostatización del vaso reactor tiene dos funciones principales: que las reacciones de respirometría puedan realizarse con temperaturas equivalentes a las del proceso real, y que los ensayos (especialmente los del modo cíclico y dinámico) comiencen y terminen a la misma temperatura.

6.1.3. PC

En el ordenador van procesando las medidas de oxígeno al realizar los ensayos, generando automáticamente los respirogramas.

6.1.4. PROGRAMA

El programa es específico del sistema de medida BM-T y en el mismo es donde se pueden programar y configurar los distintos modos de ensayo. La configuración de los ensayos es bastante abierta y flexible a distintas posibilidades, tales como la

utilización de fangos con distintas concentraciones de sólidos, utilización de distintos volúmenes de muestras y modificar coeficientes y factores (con consigna de entrada).

6.2. PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS

Antes de llevar a cabo cualquier ensayo con el respirómetro se deben realizar unos preparativos previos y tener en cuenta unas determinadas condiciones.

6.2.1. PREPARACIÓN FANGO ACTIVO

- Por precaución contra posibles sólidos gruesos o desperdicios, el fango se debe colar antes de poner la muestra en el vaso reactor.
- Para los ensayos R y aplicaciones relacionadas con Rs, OC y DQOb normalmente se utilizará fango en fase de respiración endógena. Este fango se consigue a partir del recogido de la salida del biológico o en su acceso al clarificador (decantación secundaria). Para que el fango alcance condiciones endógenas se debe dejar un mínimo de 24 horas aireándose, para ello se utiliza un aireador.

6.2.2. PUNTOS RECOGIDA MUESTRAS

Según la aplicación que se vaya a realizar con el respirómetro, las muestras se tomarán de los siguientes puntos:

- FED OUR & SOUR: se utiliza fango del inicio del proceso del reactor biológico.
- UNFED OUR & SOUR: se utiliza fango del final del proceso del reactor biológico.
- OC Y DQOb: se utiliza fango del final del proceso del reactor biológico e influente al reactor (después de pretratamiento).

- TOXICIDAD: se recoge fango del final del proceso del reactor biológico e influente o vertido a la EDAR.

Todos los puntos de muestreo quedan recogidos en la Figura 23.

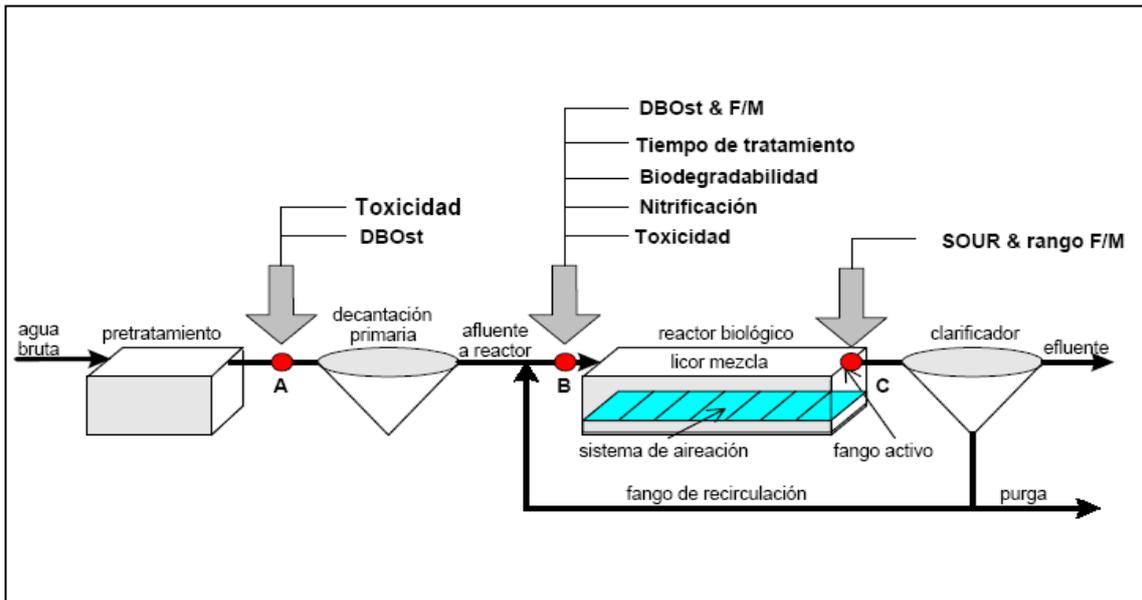


Figura 23. Esquema puntos recogida de muestra.

6.3. MÉTODOS ANALÍTICOS PARA EL CÁLCULO DE PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE AGUAS Y FANGOS DE LA EDAR DE CULLERA

A continuación, se describen los métodos analíticos que son necesarios realizar al agua y fangos de la EDAR de Cullera para poder hacer el estudio respirométrico. Para ello, se utiliza como referencia los “Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales” de APHA-AWWA-WPCF (1992).

6.3.1. DETERMINACIÓN DE LOS SÓLIDOS TOTALES EN SUSPENSIÓN

➤ **ÁMBITO DE APLICACIÓN:**

El método se aplicará a muestras de: licor mezcla y recirculados de licor mezcla.

➤ **MATERIAL:**

- Horno de secado a $105 \pm 15^{\circ}\text{C}$.
- Balanza analítica.
- Filtros de microfibra de vidrio de 47 mm.
- Equipo de filtración.
- Matraz kitasatos.
- Desecador.
- Lámina de aluminio.

➤ **PROCEDIMIENTO:**

a) Preparación del filtro de fibra de vidrio.

- Colocar el filtro con la cara rugosa hacia arriba en el aparato de filtrado.
- Hacer vacío y lavar tres veces con 20 ml de agua destilada.
- Succionar hasta eliminar toda el agua de lavado.

- Poner el filtro en la lámina de aluminio y secar en el horno a 105 ± 15 °C durante 1 hora.
- Enfriar un máximo de 10 minutos en desecador y pesar.

b) Análisis de la muestra.

- Filtrar un volumen de muestra bien mezclado por el filtro de fibra de vidrio.
- Separar el vidrio con cuidado, pasar a la lámina de aluminio y secar en el horno a 105 ± 15 °C durante 1 hora.
- Enfriar un máximo de 10 minutos en desecador y pesar.

➤ **CÁLCULOS:**

$$\text{mg sol. tot. En susp./l} = (A-B) \cdot 1000 / \text{Vol. Muestra (ml)}$$

- A= peso del filtro + residuo seco (mg).
- B= peso del filtro (mg).

6.3.2. DETERMINACIÓN DE LOS SÓLIDOS VOLÁTILES EN SUSPENSIÓN

➤ **ÁMBITO DE APLICACIÓN:**

El método se aplicará a muestras de: licor mezcla y recirculados de licor mezcla.

➤ **MATERIAL:**

- Balanza analítica.
- Horno mufla para incinerar a 550 ± 50 °C.
- Filtros de microfibra de vidrio de 47 mm.
- Desecador.
- Lámina de aluminio.

➤ **PROCEDIMIENTO:**

a) Datos y determinaciones necesarias.

Para determinar la fracción de sólidos volátiles es necesario, primero, determinar los sólidos totales en suspensión según el punto anterior (3.1.).

b) Análisis de la muestra.

- Incinerar el filtro de fibra de vidrio, con el residuo seco, en un horno mufla a 550 ± 50 °C, durante unos 20 minutos.
- Enfriar un máximo de 10 minutos en desecador y pesar.

➤ **CÁLCULOS:**

$$\% \text{ de sólidos volátiles} = [(A-C) \times 100] / (A-B)$$

- A= peso del residuo y el filtro tras el secado.
- B= peso del filtro.
- C= peso del residuo y el filtro después de la calcinación.

6.3.3. DETERMINACIÓN DEL VOLUMEN DE LODO SEDIMENTADO

➤ **ÁMBITO DE APLICACIÓN:**

El método se aplicará a muestras de: licor mezcla y recirculados de licor mezcla.

➤ **MATERIAL:**

- Probeta de 1 l.
- Cronómetro.

➤ **PROCEDIMIENTO:**

- Agitar la muestra que deberá estar recién tomada y llenar rápidamente con ella la probeta graduada de 1 l.
- Poner en marcha el cronómetro y tras 30/60 minutos registrar el volumen de lodo sedimentado en ml.

6.3.4. DETERMINACIÓN FOTOMÉTRICA DE LA DQO

➤ **ÁMBITO DE APLICACIÓN:**

Este método se aplicará a muestras de: influente, efluente, vertidos, licor mezcla y recirculados del licor mezcla.

➤ **MATERIAL:**

- Espectrofotómetro Modelo Hach-Lange (equipo adecuado para la lectura de test en cubetas Dr. Lange).
- Bloque digestor capaz de alcanzar y mantener la Tª de 148 ± 5 °C.
- Tubos de reacción (cubeta test) preparados de DR. Lange.
- Termómetro.
- Vasos de precipitados.
- Micropipeta automática (puntas desechables).
- Agitador magnético.

➤ **PROCEDIMIENTO:**

- Conectar el bloque digestor a 148 ± 5 °C. Para asegurarnos de que la Tª de reacción es correcta introducir el termómetro de vidrio en el orificio destinado a tal fin.

- Seleccionar la cubeta test en función del tipo de muestra a analizar.
- Agitar la cubeta varias veces para que el sedimento quede en suspensión.
- Homogeneizar la muestra con el agitador magnético y posteriormente pipetear 2 ml de muestra cuidadosamente.
- Cerrar la cubeta, agitarla y colocar en el digestor a 148 °C durante 2 horas.
- Finalizada la digestión, sacar la cubeta caliente, invertir cuidadosamente 2 veces y dejar enfriar.
- Posteriormente, se limpia bien el exterior de la cubeta y se realiza la medición en el espectrofotómetro.

6.3.5. DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

➤ ÁMBITO DE APLICACIÓN:

Este método se aplicará a muestras de: influente, efluente, vertidos, licor mezcla y recirculados del licor mezcla.

➤ MATERIAL Y REACTIVOS:

- Equipo manométrico de DBO, con sensor de presión.
- Incubadora (frigotermostato) a 20 ± 2 °C.
- Solución de N-Aliltiurea al 0.05%.
- Sodio Hidróxido en lentejas.
- Probetas o matraces adecuados para medir el volumen de muestra necesario.
- Botellas de cristal.

- Tubos portadores de hidróxido de sodio.
- Imanes.

➤ **PROCEDIMIENTO:**

a) Preparación de la muestra.

- Las botellas a utilizar deberán estar bien limpias, por lo que se lavarán previamente, si es necesario, con ácido sulfúrico concentrado, enjuagándose varias veces con abundante agua del grifo y finalmente con agua desionizada.
- Poner el volumen de muestra y el N-alitiourea que corresponda con la DQO obtenida.
- Colocar un agitador magnético en cada botella.
- Colocar los tubos portadores de hidróxido de sodio, aproximadamente seis lentejas.
- Mantener las botellas en agitación dentro del frigotermostato durante, al menos, una hora.
- A continuación, cerrar las botellas con los manómetros y ponerlos a cero.

b) Toma de lecturas de DBO.

- En los equipos con sensor de presión los datos quedan registrados, por lo que se tomarán todas las lecturas una vez finalizado el ensayo, es decir al quinto día.

c) Determinación de la DBO₅.

- El valor de DBO₅ se calcula multiplicando el valor de la lectura tomada el quinto día por un factor que depende del volumen de muestra ensayado.

6.3.6. DETERMINACIÓN FOTOMÉTRICA DEL NITRÓGENO TOTAL

➤ **ÁMBITO DE APLICACIÓN:**

Este método se aplicará a muestras de: influente, efluente y vertidos.

➤ **MATERIAL:**

- Espectrofotómetro Modelo Hach-Lange (equipo adecuado para la lectura de test en cubetas Dr. Lange).
- Bloque digestor capaz de alcanzar y mantener la Tª de 100 °C.
- Termómetro.
- Tubos de reacción (cubeta test) preparados de DR. Lange.
- Viales.
- Vasos de precipitados.
- Micropipeta automática (puntas desechables).
- Agitador magnético.
- Reactivos para el análisis de Dr. Lange.

➤ **PROCEDIMIENTO:**

- Homogeneizar, mediante el agitador magnético, la muestra a analizar, añadir con exactitud el volumen de muestra correspondiente al vial y añadir los reactivos para el análisis del Dr. Lange.
- Tapar el vial y poner en el bloque digestor a la Tª de 100 °C y proceder a digerir durante 1 hora.
- Finalizada la digestión, dejar enfriar la muestra.
- A continuación, se toma con exactitud la cantidad de muestra del vial que corresponda según la muestra a analizar y se añade a la cubeta, más los reactivos para el análisis del Dr. Lange.

- Tapar la cubeta y agitar varias veces.
- Transcurridos 15 minutos, limpiar el exterior de la cubeta y realizar la medición en el espectrofotómetro.

6.3.7. DETERMINACIÓN FOTOMÉTRICA DEL NITRÓGENO AMONICAL, NITRATOS Y NITRITOS

➤ ÁMBITO DE APLICACIÓN:

Este método se aplicará a muestras de: influente, efluente y vertidos.

➤ MATERIAL:

- Espectrofotómetro Modelo Hach-Lange (equipo adecuado para la lectura de test en cubetas Dr. Lange).
- Tubos de reacción (cubeta test) preparados de DR. Lange.
- Vasos de precipitados.
- Micropipeta automática (puntas desechables).
- Agitador magnético.
- Reactivos para el análisis de Dr. Lange.

➤ PROCEDIMIENTO:

- Seleccionar la cubeta test en función del tipo de muestra a analizar.
- Retirar el Dosi cap Zip que lleva la cubeta de análisis (contiene Dicloroisocianurato de sodio).
- Homogeneizar la muestra a analizar y poner en la cubeta el volumen exacto que se especifique en el kit.

- Roscar inmediatamente después el Dosi cap Zip y agitar enérgicamente de 2 a 3 veces.
- Transcurrido el tiempo de reacción, limpiar bien el exterior de la cubeta y realizar la medición en el espectrofotómetro.

6.3.8. DETERMINACIÓN DEL OXÍGENO DISUELTO EN EL LICOR MEZCLA

➤ ÁMBITO DE APLICACIÓN:

Este método se aplicará a muestras de licor mezcla.

➤ MATERIAL:

- Oxímetro portátil y electrodo polarográfico o galvánico.
- Disolución electrolítica.
- Disolución limpieza electrodo.

➤ PROCEDIMIENTO:

- Realizar el ajuste del oxímetro y prepararlo para realizar la lectura.
- Introducir el electrodo en el licor mezcla proporcionando suficiente flujo de muestra a través de la superficie de la membrana para evitar la respuesta errática. Esperar hasta que la medida haya finalizado.
- Anotar la media en mg/l y la temperatura.
- Una vez finalizado las lecturas de O₂, apagar el oxímetro, limpiar la sonda y guardarla con su protector de electrodo.

6.4. APLICACIONES DEL RESPIRÓMETRO EN LA EDAR DE CULLERA

En este apartado se van a describir las técnicas de respirometría y los ensayos que se han realizado en la EDAR de Cullera para estudiar el estado en que se encuentra el proceso de depuración. Para ello, se han seguido los manuales de “Aplicaciones en el Analizador de Respirimetría BM-T ” y “Modos de trabajo del Respirómetro BM-T” de Emilio Serrano.

El estudio se ha realizado durante los meses de Junio, Julio y Agosto, que son los meses, en los cuales el número de habitantes de la población de Cullera aumentan considerablemente, al ser los meses de verano y por lo tanto, el caudal y la carga que entra a la depuradora es mucho mayor que el resto de meses del año.

Los ensayos son puntuales, lo que no determina la media de cada mes.

6.4.1. VALORACIÓN PRIMARIA DEL FANGO

Hacer una valoración primaria del estado del fango es de gran importancia, porque nos da una idea de cómo se encuentra la actividad biológica. Un fango que está perdiendo actividad, depura más lentamente y por lo tanto, podría ser que en el reactor no se terminara el proceso de depuración.

Para realizar una valoración primaria del estado del fango, se realiza un ensayo en el que se mide la tasa de respiración específica (SOUR) del fango activo efluente del reactor biológico, es decir, al final del proceso de depuración aerobia (UNFED SOUR).

El objetivo de este ensayo, es valorar el resultado final del proceso biológico, a través de la actividad del fango a la salida del reactor. Para ello, se comparará el valor del UNFED SOUR que se obtiene en el ensayo, con una tabla de valores típicos de UNFED SOUR, de la cual, se puede conocer el estado del proceso.

En la EDAR de Cullera el reactor biológico es un órbal, por lo tanto, los valores se compararán con los del tipo de proceso de aireación prolongada (Tabla 8).

Tabla 8. Valores típicos de UNFED SOUR.

Tipo de proceso	Edad del Fangos (días)	F/M (kg DBO/kg VSS.d)	UNFED SOUR (mg O ₂ /g VSS.h)	MLVSS (g/L)
Convencional	5 - 15	0,2 - 0,4	8 - 18 Medio: 13	1,5 - 3
Mezcla Completa	5 - 15	0,2 - 0,6	8 - 20 Medio: 14	3 - 5
Alimentación Escalonada	5 - 15	0,2 - 0,4	8 - 18 Medio: 13	2 - 3,5
Aireación Prolongada	20 - 30	0,05 - 0,1	1 - 12 Medio: 6,5	3 - 6
Doble Etapa (2ª Etapa)	5 - 15	0,2 - 0,6	8 - 20 Medio: 14	1,5 - 3
Canales de Oxidación	10 - 30	0,2 - 0,4	3 - 12 Medio: 7,5	3 - 6

Un valor de UNFED SOUR fuera de los límites del rango específico nos indicaría que algo anormal está sucediendo en el proceso:

- Demasiado alto: Posible sobrecarga o nitrificación incompleta.
- Demasiado bajo: Posible infracarga o síntoma de toxicidad.

➤ **PROCEDIMIENTO:**

- Se coge 1 l de muestra de fango del final del proceso (final del reactor).
- La muestra se filtra para evitar queden sólidos gruesos, a continuación se introduce en el vaso reactor.
- Se pone en marcha el agitador, la bomba de recirculación en su máximo nivel y la aireación.
- Una vez el oxígeno se estabiliza, se para la bomba de recirculación y la aireación, instantáneamente la concentración de oxígeno empezará a disminuir, debido a su consumo por los microorganismos.
- El ensayo se detendrá cuando los microorganismos hayan consumido todo el oxígeno.
- La pendiente de la gráfica que se obtiene en el respirograma es la velocidad de consumo de oxígeno o tasa de respiración denominada por el programa como OUR.

$$\text{SOUR (mg O}_2\text{/g MLVSS}\cdot\text{h)} = \text{OUR} / \text{MLVSS}$$

- **OUR** (mg O₂/l·h)= Tasa de consumo de oxígeno en el licor-mezcla.
- **SOUR** (mg O₂/g·h)= OUR específico.
- **MLVSS** (g/l)= Sólidos volátiles.

➤ **RESULTADOS:**

A continuación, se muestra en las Figuras 24, 25 y 26, los respirogramas que se han obtenido al realizar el UNFED OUR en los meses de Junio, Julio y Agosto.

- **JUNIO**

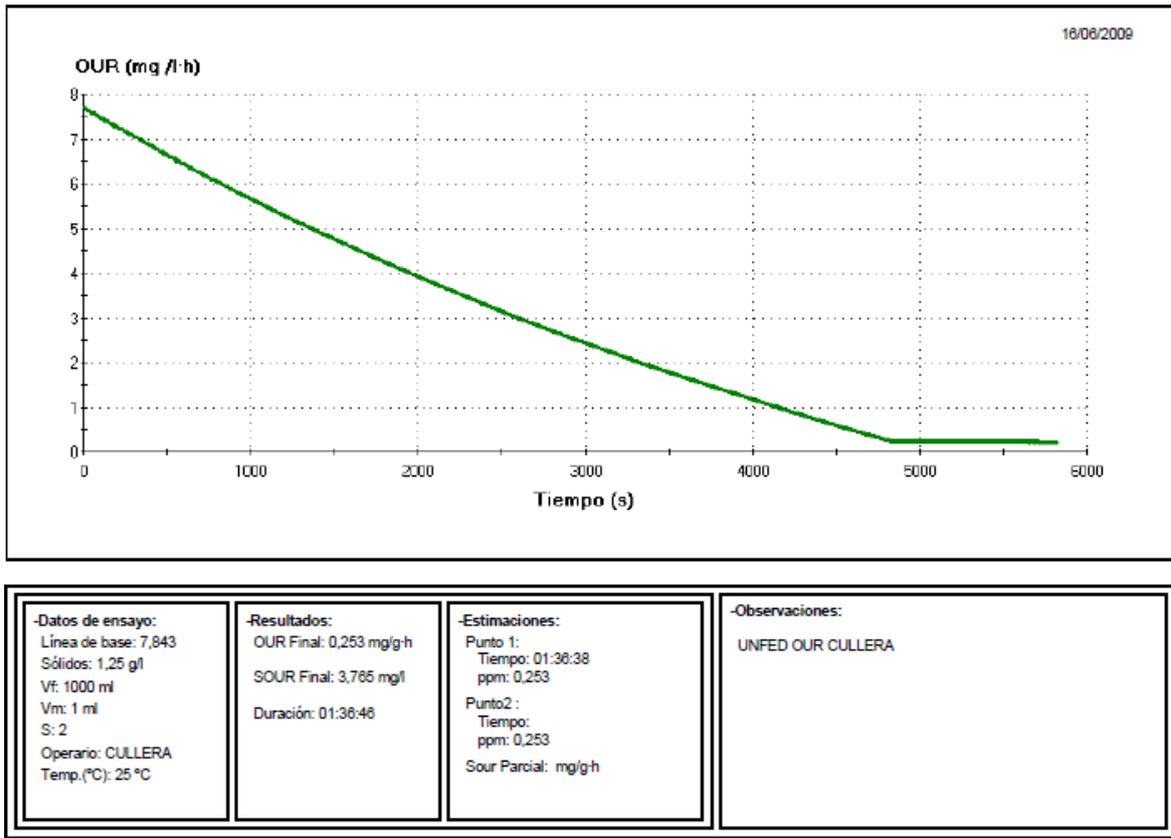


Figura 24. Respirograma UNFED OUR EDAR CULLERA (JUNIO).

OUR FINAL (mg O ₂ /l·h)	MLVSS (g/l)	SOUR FINAL (mg O ₂ /g·h)
4,706	1,25	3,765

Al comparar el SOUR final que se ha obtenido en el ensayo con el SOUR medio (6,5 mg O₂/g·h) de la tabla de referencia, vemos que está un poco por debajo de la media, por lo tanto, puede haber problemas de toxicidad o infracarga. A continuación, se estudiará con más detalle.

- **JULIO**

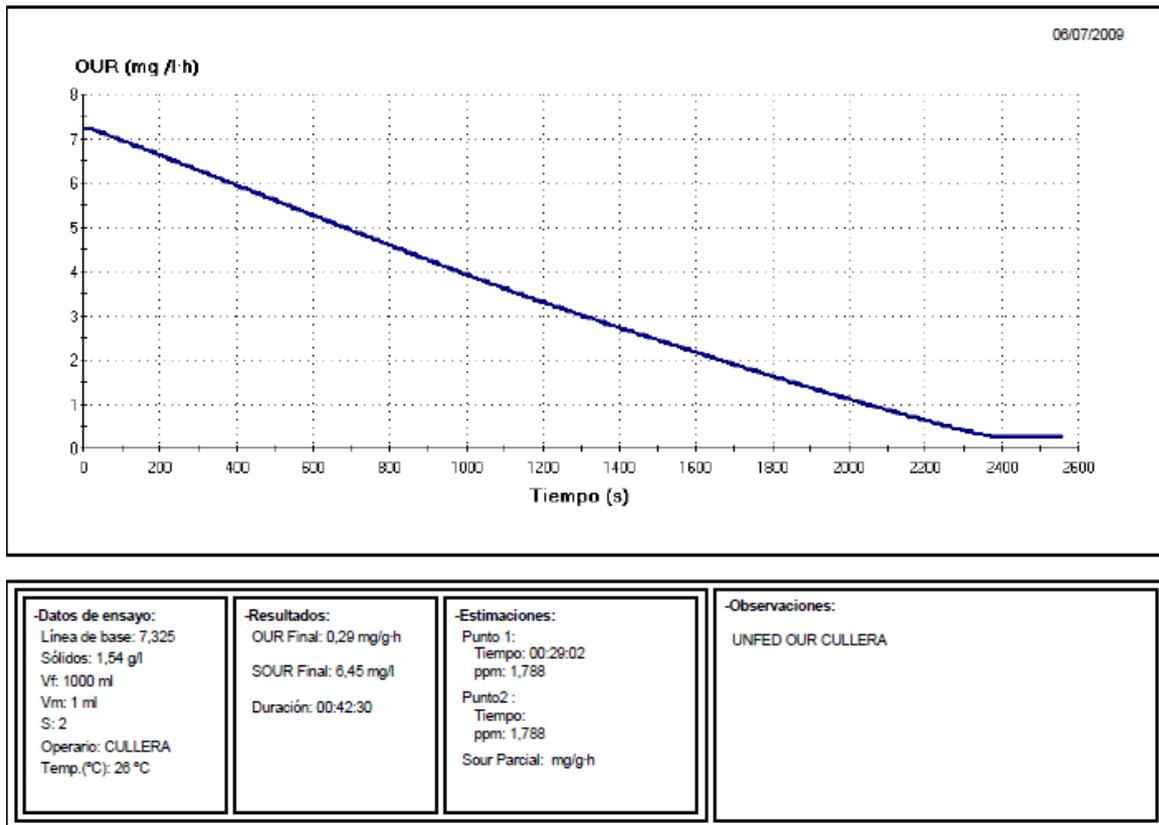


Figura 25. Respirograma UNFED OUR EDAR CULLERA (JULIO).

OUR FINAL (mg O ₂ /l·h)	MLVSS (g/l)	SOUR FINAL (mg O ₂ /g·h)
9,933	1,54	6,45

Al comparar el SOUR final que se ha obtenido en el ensayo con el SOUR medio (6,5 mg O₂/g·h) de la tabla de referencia, vemos que el valor es casi igual. En un principio el fango no muestra ningún tipo de problema, es decir, su actividad biológica es la correcta.

- **AGOSTO**

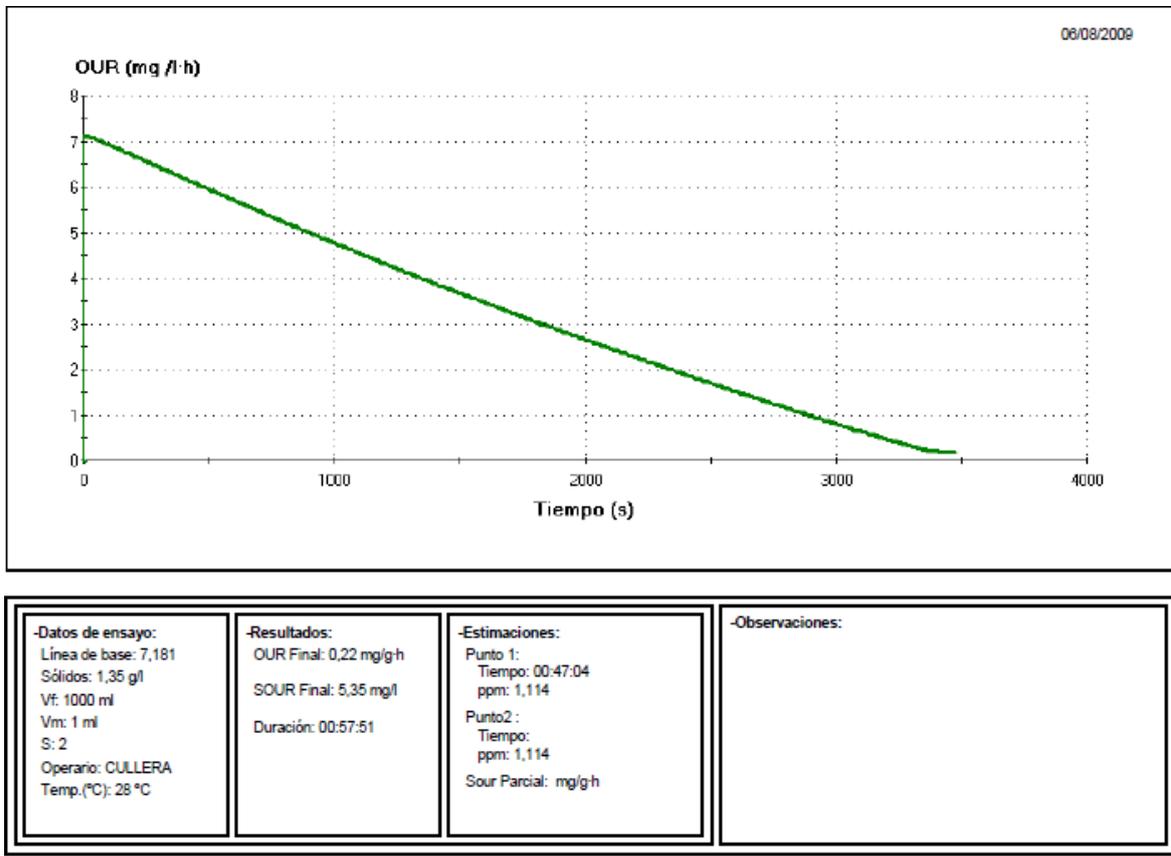


Figura 26. Respirograma UNFED OUR EDAR CULLERA (AGOSTO).

OUR FINAL (mg O ₂ /l·h)	MLVSS (g/l)	SOUR FINAL (mg O ₂ /g·h)
7,222	1,35	5,35

Al comparar el SOUR final que se ha obtenido en el ensayo con el SOUR medio (6,5 mg O₂/g·h) de la tabla de referencia, vemos que está un poco por debajo de la media, por lo tanto, puede haber problemas de toxicidad o infracarga. A continuación, se estudiará con más detalle.

6.4.2. FACTOR DE CARGA

El Factor de Carga (FC) es la relación entre el SOUR del inicio del proceso (FED SOUR) con el SOUR final (UNFED SOUR), nos permite llevar a cabo un diagnóstico primario de la carga a que está siendo sometido el proceso de depuración.

$$FC = \text{FED SOUR} / \text{UNFED SOUR}$$

Según el Factor de Carga que se obtenga, tendremos un diagnóstico u otro (Tabla 9).

Tabla 9. Valores Factor de Carga y diagnóstico.

FC	Diagnóstico
FC < 1	Carga inhibitoria o tóxica
1 < FC < 2	Bajo Rendimiento (1) o Baja Carga
2 < FC < 5	Carga aceptable
FC > 5	Posible sobrecarga

Fuente: Ron Sharman (sharmar @ linnbenton.edu), *Water and Wastewater Technology*, LBCC.

(1) Cuando el UNFED SOUR está por encima del rango de normalidad.

➤ **PROCEDIMIENTO:**

- El procedimiento es el mismo que se utiliza para calcular el UNFED SOUR (procedimiento apartado 6.4.1.), en este caso la muestra se recoge al principio del reactor (FED SOUR), es decir al inicio del proceso.
- Una vez terminado el ensayo, se calcula el Factor de Carga y se superponen los dos respirogramas.

➤ **RESULTADOS:**

A continuación, se muestra en las Figuras 27, 29 y 31, los respirogramas que se han obtenido al realizar el FED OUR en los meses de Junio, Julio y Agosto. Y en las Figuras 28, 30 y 32 los respirogramas del Factor de Carga.

- **JUNIO**

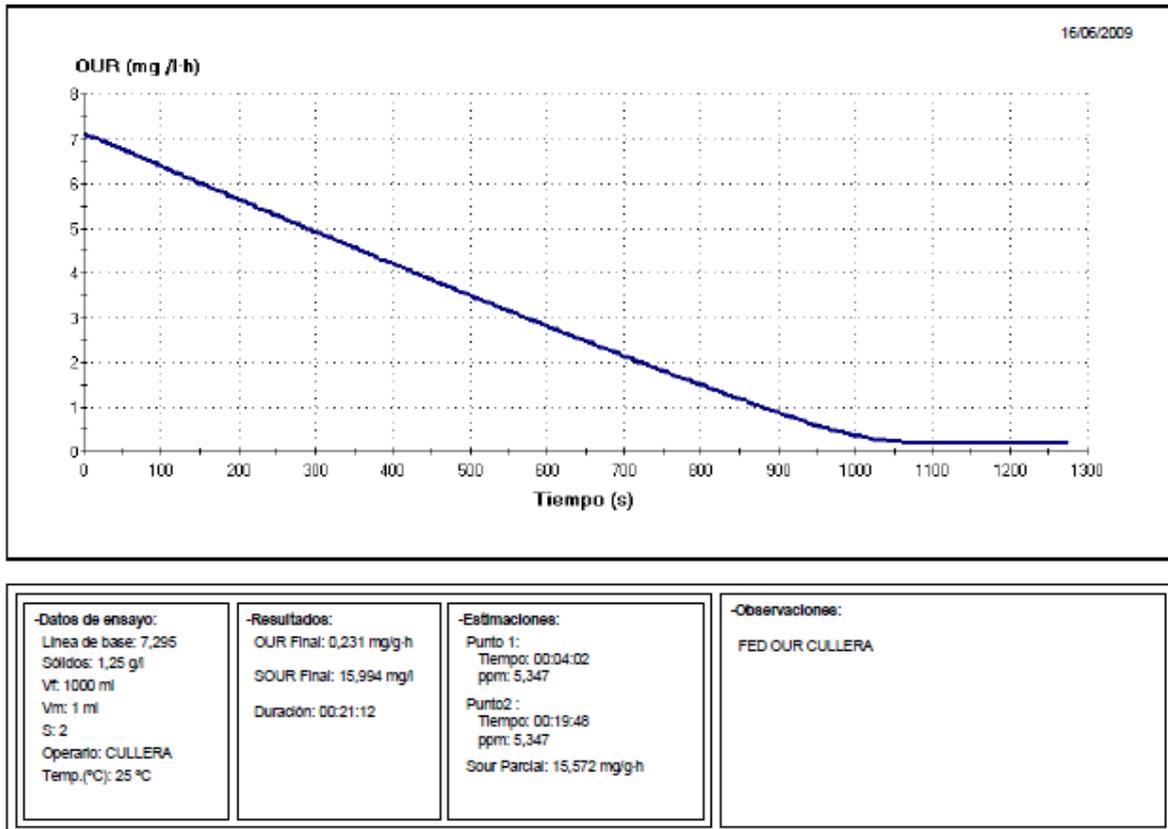


Figura 27. Respirograma FED OUR EDAR CULLERA (JUNIO).

OUR FINAL (mg O ₂ /l·h)	MLVSS (g/l)	SOUR FINAL (mg O ₂ /g·h)
19,992	1,25	15,994

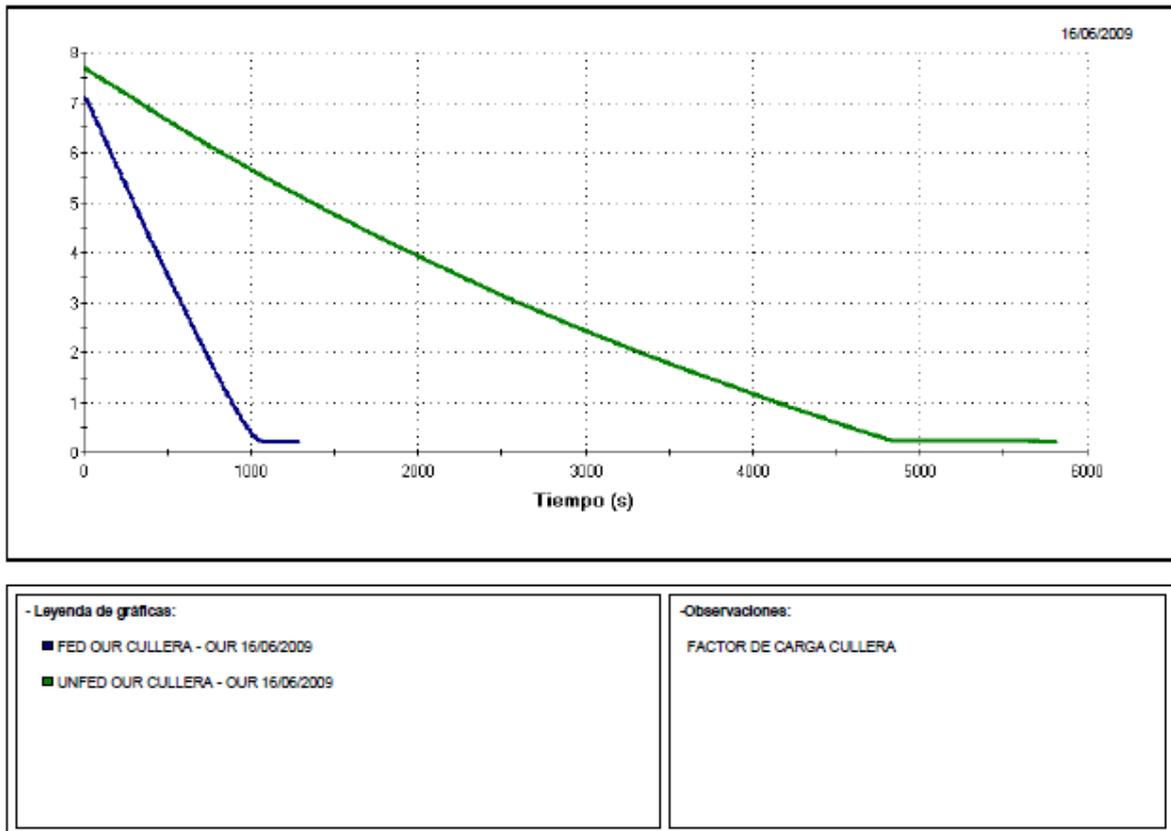


Figura 28. FACTOR DE CARGA EDAR CULLERA (JUNIO).

UNFED SOUR (mg O ₂ /g·h)	FED SOUR (mg O ₂ /g·h)	FC
3,765	15,994	4,25

El **DIAGNÓSTICO** para un FC igual a 4,25 es de una **CARGA ACEPTABLE** (Tabla 9) en el mes de Junio.

- **JULIO**

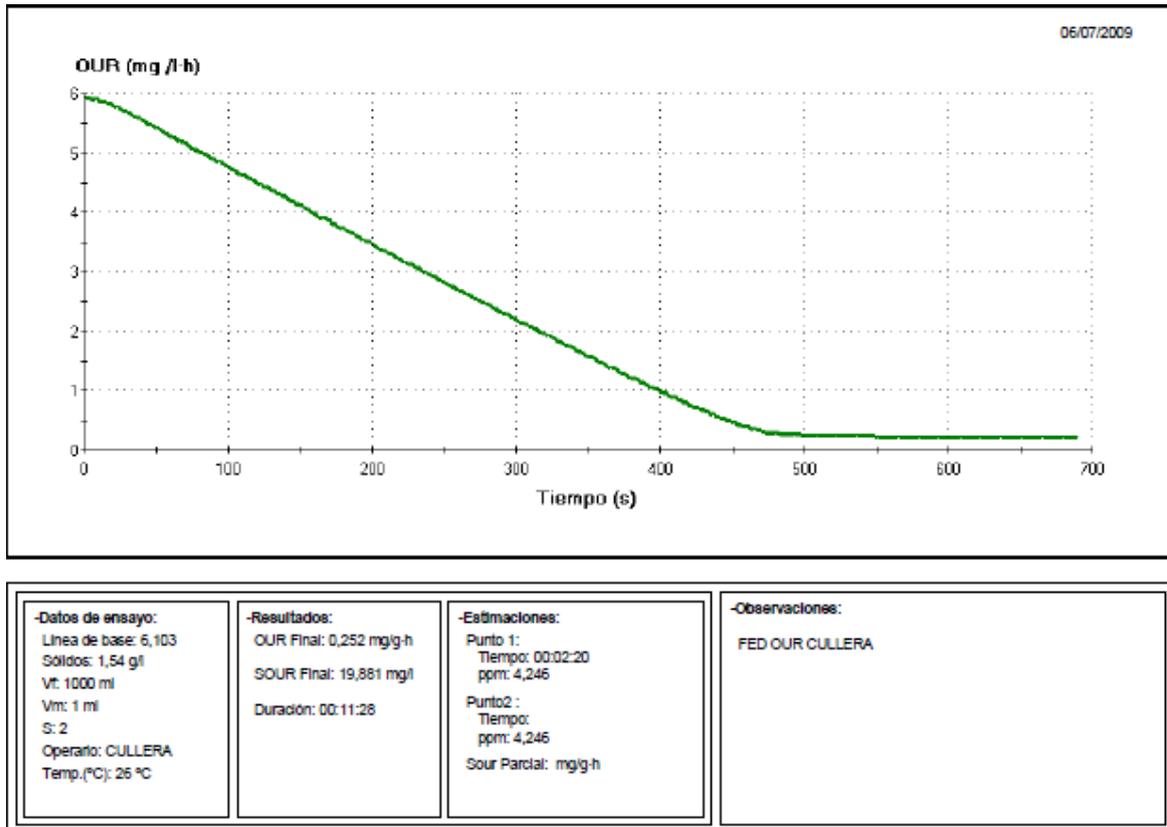


Figura 29. Respirograma FED OUR EDAR CULLERA (JULIO).

OUR FINAL (mg O ₂ /l·h)	MLVSS (g/l)	SOUR FINAL (mg O ₂ /g·h)
30,617	1,54	19,881

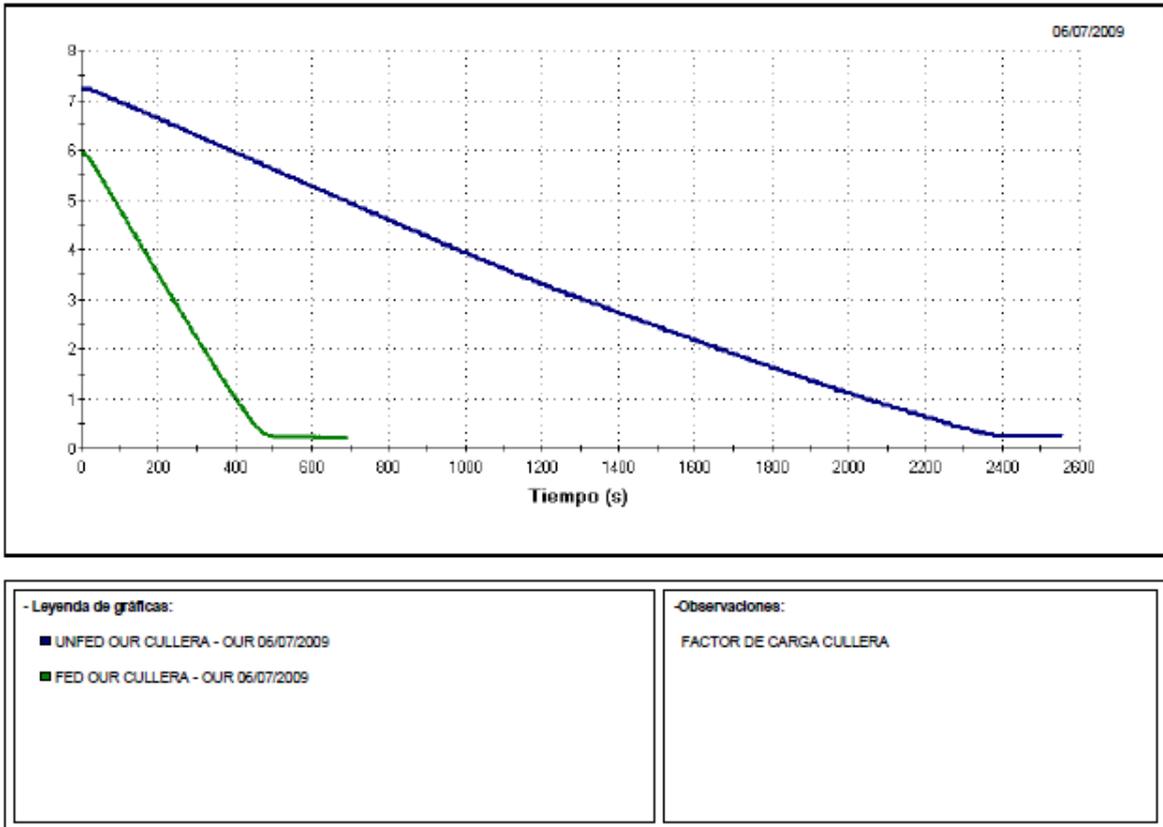


Figura 30. FACTOR DE CARGA EDAR CULLERA (JULIO).

UNFED SOUR (mg O ₂ /g·h)	FED SOUR (mg O ₂ /g·h)	FC
6,45	19,881	3,08

El **DIAGNÓSTICO** para un FC igual a 3,08 es de una **CARGA ACEPTABLE** (Tabla 9) en el mes de Julio.

- **AGOSTO**

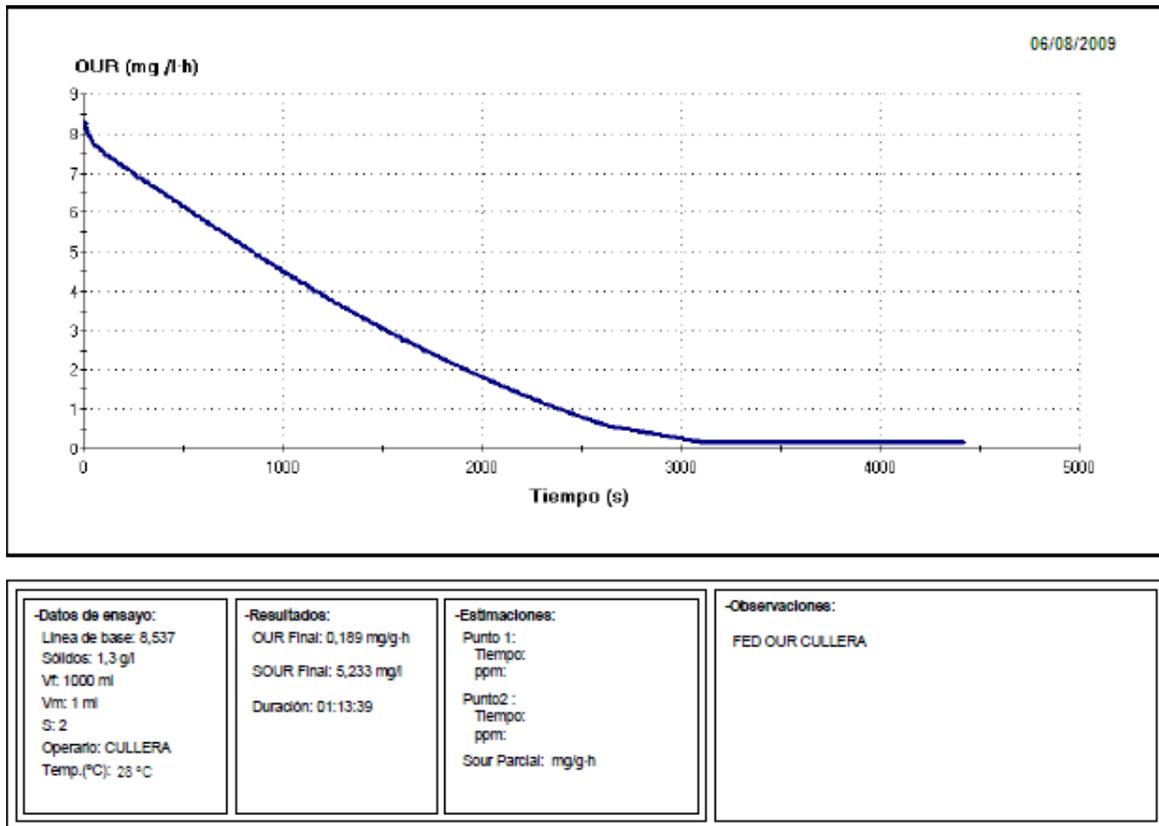


Figura 31. Respirograma FED OUR EDAR CULLERA (AGOSTO).

OUR FINAL (mg O ₂ /l-h)	MLVSS (g/l)	SOUR FINAL (mg O ₂ /g-h)
7,065	1,35	5,233

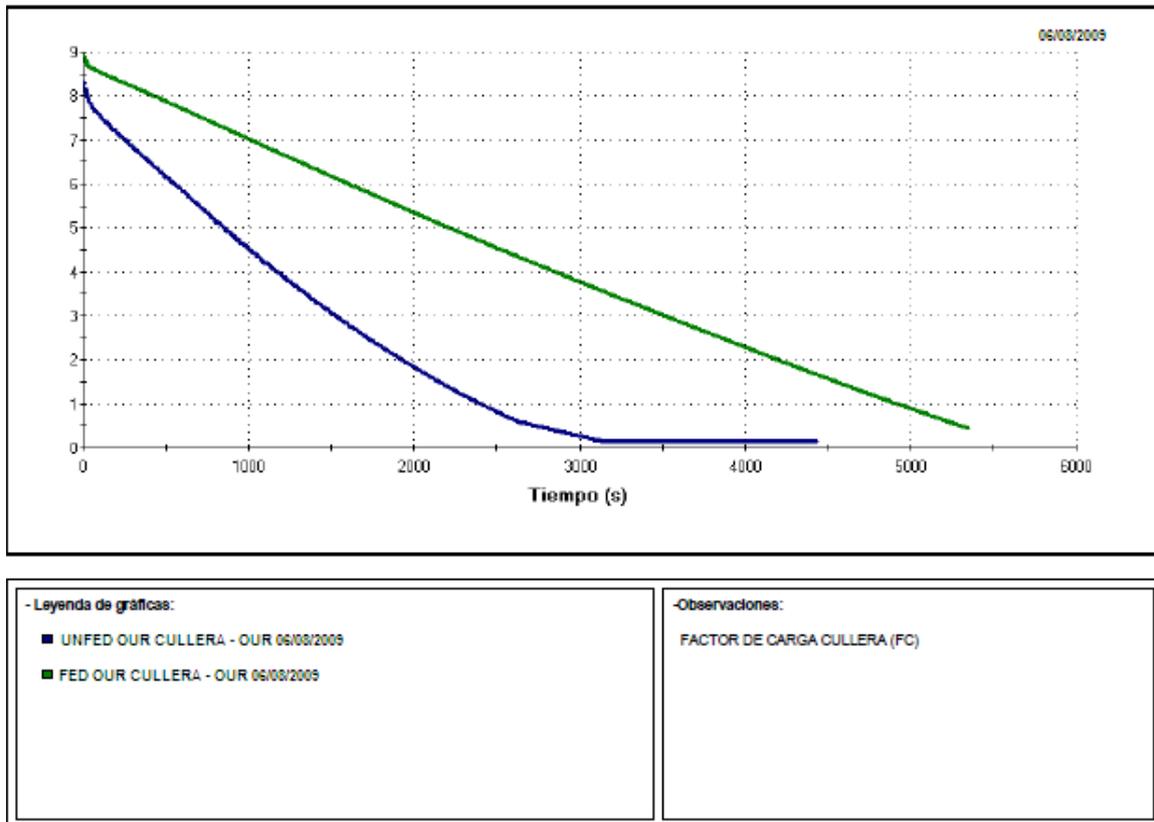


Figura 32. FACTOR DE CARGA EDAR CULLERA (AGOSTO).

UNFED SOUR (mg O ₂ /g-h)	FED SOUR (mg O ₂ /g-h)	FC
5,35	5,233	0,99

El **DIAGNÓSTICO** para un FC igual a 0,99 es de una **CARGA INHIBITORIA O TÓXICA** (Tabla 9) en el mes de Agosto.

6.4.3. ANÁLISIS DE TOXICIDAD EN PROCESOS DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES POR FANGOS ACTIVOS

En este punto se va a analizar el posible efecto tóxico que el agua residual va a provocar en un fango activo específico. La mejor forma de analizar esta actividad es por medio de ensayos dinámicos a través del respirograma generado a partir de las medidas de Rs.

6.4.3.1. TOXICIDAD GLOBAL. ANÁLISIS DE TOXICIDAD DE EFECTO RÁPIDO

El objetivo de este ensayo es tratar de analizar de forma práctica y rápida si el agua residual o compuesto puede provocar en el fango algún tipo de toxicidad global.

En este ensayo sólo se obtiene si hay toxicidad, no se puede calcular el porcentaje de toxicidad.

➤ **PROCEDIMIENTO:**

- Se recoge un 1 l de fango de salida del biológico.
- Para que el fango alcance condiciones endógenas se debe dejar un mínimo de 24 horas aireándose, para ello se utiliza un aireador.
- La muestra se filtra para evitar queden sólidos gruesos, a continuación se introduce en el vaso reactor.
- Se pone en marcha el agitador, la bomba de recirculación y la aireación.
- Una vez el oxígeno se estabiliza, el programa nos da la orden para que se añada la muestra a analizar.
- La muestra es un sustrato de referencia de acetato. Se prepara 0,5 g de acetato por gramo de MLVSS y de diluye con 10 ml de agua destilada.

- Se añade la muestra y una vez se alcanza la R_s . Max, se forma una meseta. A partir de entonces, hay que ir añadiendo dosis progresivas de 10 ml de agua influente.
- Al agua influente se le añade un gramo de acetato antes de empezar el ensayo. Así, se asegura que el influente esté saturado.

La finalidad del ensayo es ver si al añadir agua influente hay un descenso de la R_s , es decir, de la tasa de respiración, lo que significaría que la actividad biológica del fango activo, tiene signos de toxicidad.

➤ **RESULTADOS:**

El ensayo de toxicidad sólo se realiza en el mes de Agosto, porque al calcular el factor de carga de cada mes, se ha obtenido que en Junio y Julio, la carga es aceptable.

Sin embargo, en el mes de Agosto, la carga es inhibitoria o tóxica, a lo que también le suma que el SOUR final está un poco por debajo de la media del SOUR de referencia.

En la Figura 33 se muestra el respirograma que se ha obtenido al realizar el ensayo de toxicidad en el mes de Agosto.

- **AGOSTO**

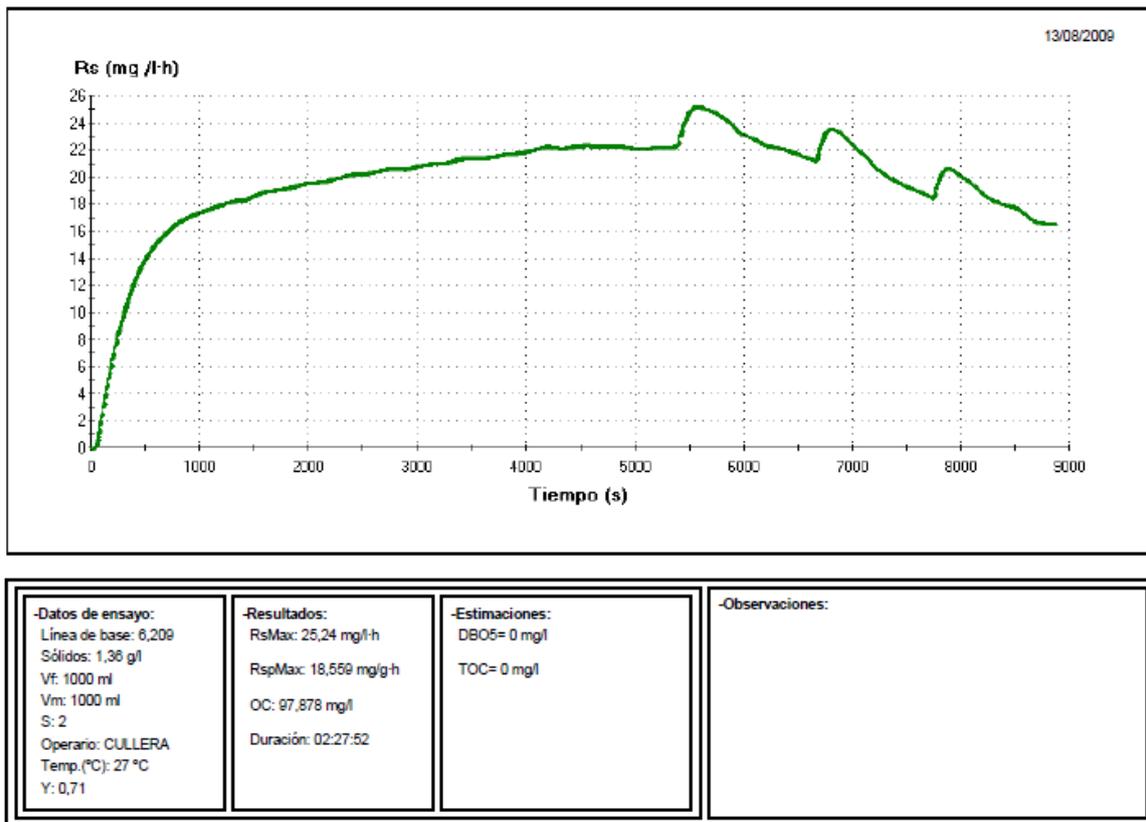


Figura 33. TOXICIDAD EDAR CULLERA (AGOSTO).

En el respirograma obtenido se puede ver un descenso de la tasa de respiración (Rs), por lo que nos indica y confirma que en el mes de Agosto sí que hay **TOXICIDAD**. El agua residual o compuesto está provocando en el fango algún tipo de toxicidad.

6.4.4. DETERMINACIÓN PARÁMETROS ESTEQUIOMÉTRICOS Y CINÉTICOS DE LA BIOMASA HETERÓTROFA

Para el cálculo de los parámetros cinéticos relacionados con la biomasa heterótrofa en donde se hace uso de agua residual con cierto contenido de amonio, hay que utilizar Allyl-Tiourea (ATU) como inhibidor de la Nitrificación, en la proporción de 3 mg ATU por gramo de MLVSS.

6.4.4.1. COEFICIENTE DE RENDIMIENTO DE LA BIOMASA HETERÓTROFA RELATIVA A LA DEMANDA DE OXIGENO (Y_{H,O_2})

Y_{H,O_2} (mg DQO {bact.}/mg DQO {soluble.})= Coeficiente específico de rendimiento de la biomasa heterótrofa.

El coeficiente estequiométrico Y_{H,O_2} relaciona la cantidad de biomasa que se forma a partir de la cantidad de sustrato que degradan los microorganismos heterótrofos, por tanto, es un parámetro determinante en el proceso de crecimiento de la biomasa i en la capacidad de producción de fangos que tenga la EDAR.

El valor de Y_{H,O_2} es específico para cada proceso de fangos activos (ASP). Y se determina desde un ensayo R con un fango activo en fase básica o endógena en óptimas condiciones.

➤ PROCEDIMIENTO PARA LA DETERMINACIÓN DE Y_{H,O_2} DESDE ACETATO SÓDICO:

- Se recoge un 1 l de fango de salida del biológico.
- Para que el fango alcance condiciones endógenas se debe dejar un mínimo de 24 horas aireándose, para ello se utiliza un aireador.
- La muestra se filtra para evitar queden sólidos gruesos, a continuación se introduce en el vaso reactor.
- Se pone en marcha el agitador, la bomba de recirculación y la aireación.

- Una vez el oxígeno se estabiliza, el programa nos da la orden para que se añada la muestra a analizar.
- La muestra se prepara disolviendo 200 mg de acetato en 1 l de agua destilada y se determina la DQO de esta solución (DQO_{ac}). Del litro se toma una muestra de 30 ml para añadir al vaso reactor.
- Cuando el respirograma llega de nuevo a su línea base se da por hecho que el acetato, al ser rápidamente biodegradable, se ha eliminado (oxidado) en su totalidad.

Se calcula Y_{H,O_2} desde la siguiente expresión matemática:

$$Y_{H,O_2} = 1 - OC_{ac} / DQO_{ac}$$

- OC_{ac} = oxígeno consumido para eliminar el acetato.

➤ **RESULTADOS:**

A continuación, se muestra en las Figuras 34, 35 y 36, los respirogramas que se han obtenido al realizar el ensayo para calcular la Y_{H, O_2} de los meses de Junio, Julio y Agosto.

- **JUNIO**

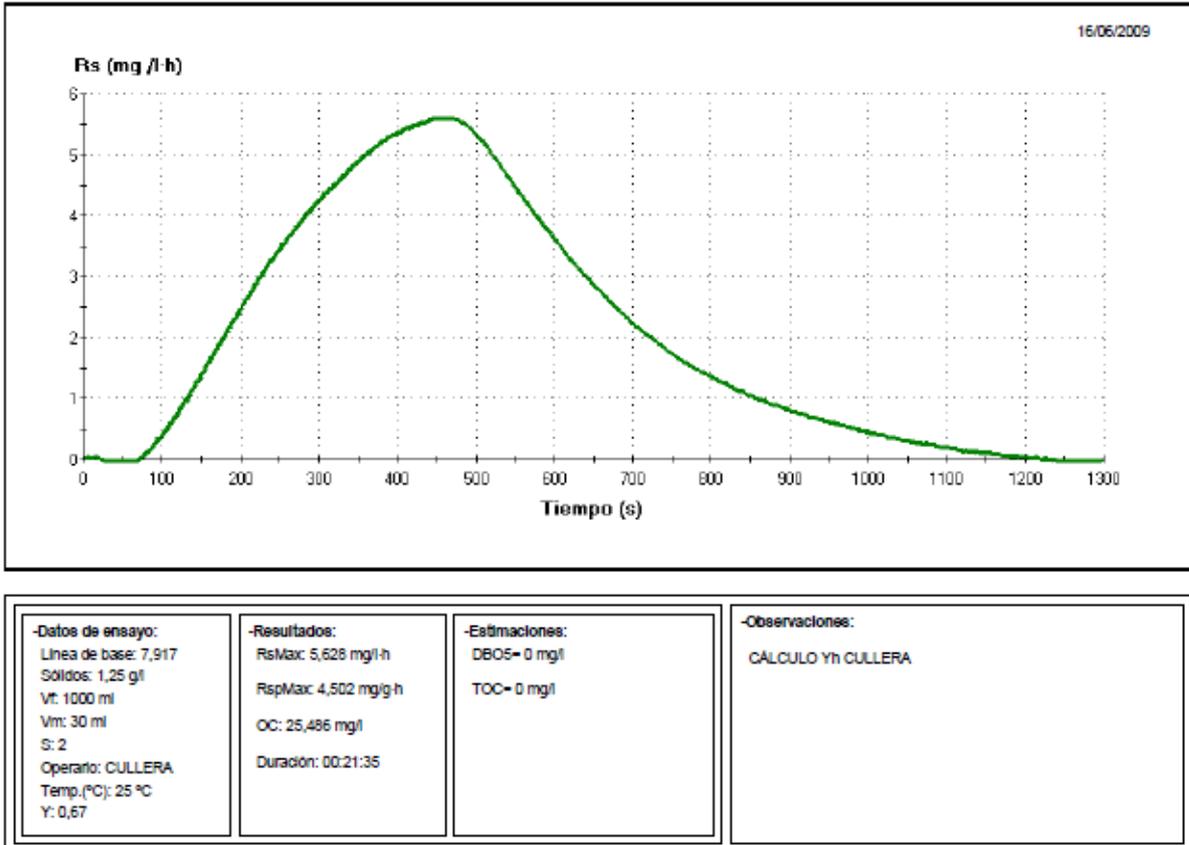


Figura 34. Y_{H, O_2} EDAR CULLERA (JUNIO).

OC_{ac} (mg/l)	DQO_{ac} (mg/l)	Y_{H, O_2}
25,486	123	0,79

- **JULIO**

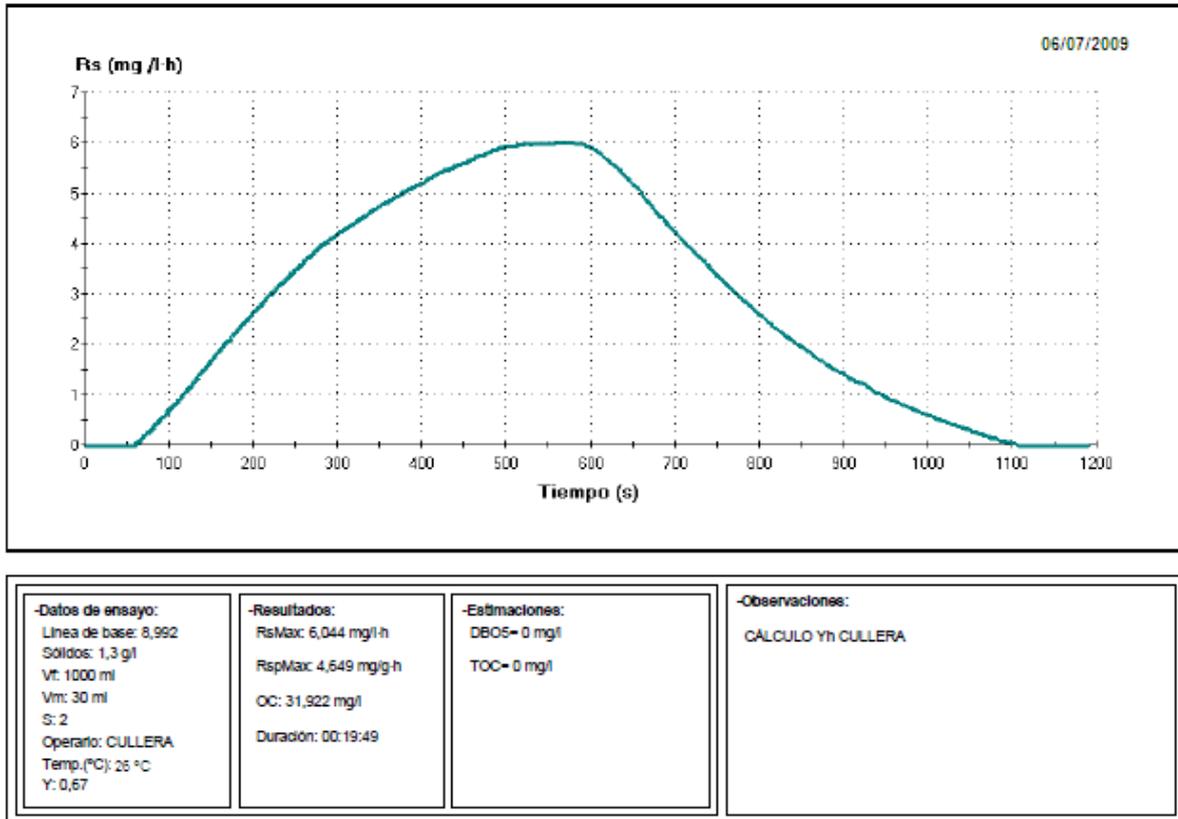


Figura 35. Y_{H,O2} EDAR CULLERA (JULIO).

OC _{ac} (mg/l)	DQO _{ac} (mg/l)	Y _{H,O2}
31,922	122	0,74

- **AGOSTO**

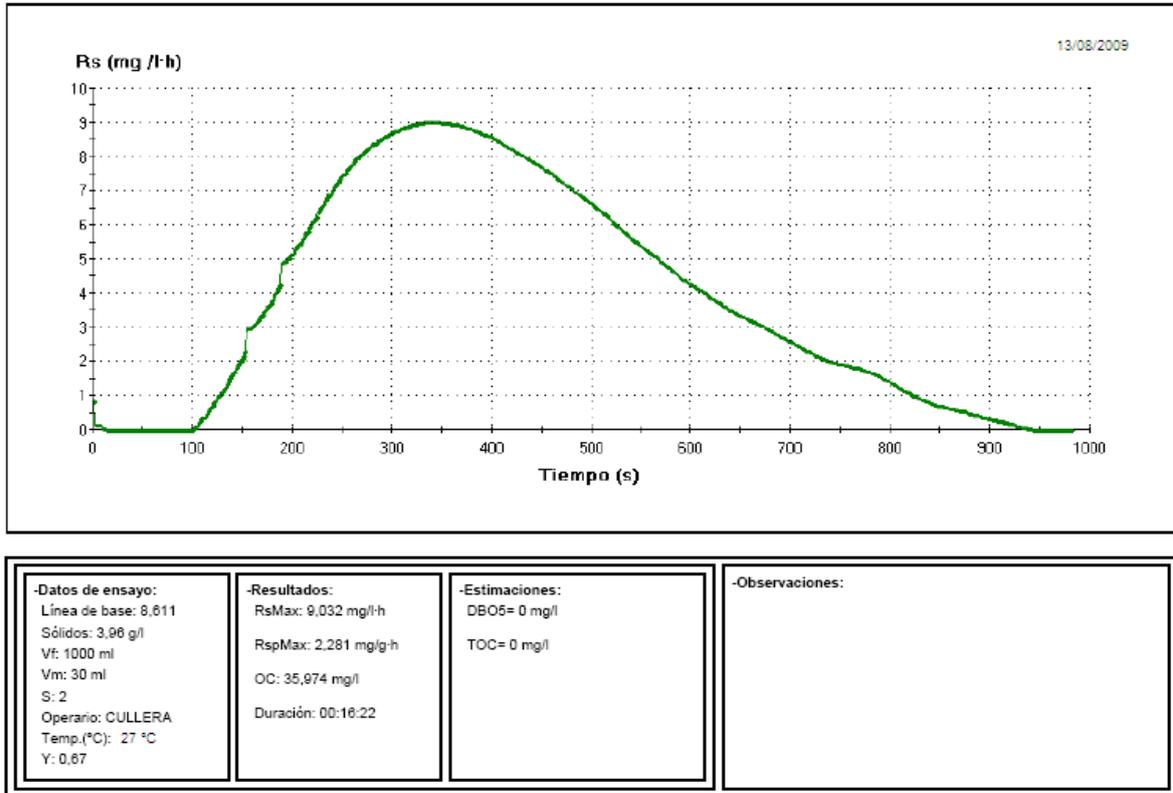


Figura 36. Y_{H,O_2} EDAR CULLERA (AGOSTO).

OC_{ac} (mg/l)	DQO_{ac} (mg/l)	Y_{H,O_2}
35,974	122	0,71

Los valores obtenidos de Y_{H,O_2} son ligeramente superiores a los que propone ASM1, un rango que varía entre 0,46 y 0,69. Ello se podría deber a que el valor de rendimiento varía en función de la naturaleza del sustrato y de la población de microorganismos que lo degradan.

6.4.4.2. COEFICIENTE DE RENDIMIENTO DE LA BIOMASA HETERÓTROFA RELATIVA A LA CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS VOLÁTILES ($Y_{H,Xv}$)

Se calcula $Y_{H,Xv}$ desde la siguiente expresión matemática:

$$Y_{H,Xv} \text{ (mg MLVSS / mg DQOs)} = Y_{H,O_2} / fcv$$

$$fcv = DQOrb \text{ {bact.}} / MLVSS$$

- fcv (mg DQO/mg MLVSS) = **1,48** (por defecto: valor normal)

Fuente: *The Activated Sludge Resource Book* - K.C. Landrea - La Trobe University, Bendigo (Australia)

➤ **RESULTADOS:**

MES	$Y_{H,Xv}$
JUNIO	0,66
JULIO	0,50
AGOSTO	0,48

Los valores que se han obtenido de $Y_{H,Xv}$ representa los coeficiente de rendimiento de la biomasa heterótrofa relativa a la concentración de sólidos volátiles. El rango de valores típicos de $Y_{H,Xv}$ está sobre 0,6, por lo tanto, está dentro del rango

6.4.4.3. DETERMINACIÓN DE Kd DESDE LA RESPIRACIÓN ENDÓGENA FINAL

Kd: Fracción de MLVSS por unidad de tiempo oxidada durante el proceso de oxidación endógena.

Se calcula Kd desde la siguiente expresión matemática:

$$Kd = \text{SOUR end (Kg O}_2\text{/ Kg}\cdot\text{d)} / 1,42$$

- 1,42: es una forma práctica de cálculo, comúnmente aceptada, que proviene de la supuesta fórmula empírica de los MLVSS como $C_5H_7NO_2$.

Fuente: "Tratamiento de Aguas Residuales" R.S. Romalho 1991.

➤ PROCEDIMIENTO:

- Se coge 1 l de muestra de fango del final del proceso (final del reactor).
- La muestra se filtra para evitar queden sólidos gruesos, a continuación se introduce en el vaso reactor.
- Para que el fango alcance condiciones endógenas se debe dejar un mínimo de 24 horas aireándose, para ello se utiliza un aireador.
- Se pone en marcha el agitador, la bomba de recirculación en su máximo nivel y la aireación.
- Una vez el oxígeno se estabiliza, se para la bomba de recirculación y la aireación, instantáneamente la concentración de oxígeno empezará a disminuir, debido a su consumo por los microorganismos.
- El ensayo de detendrá cuando los microorganismos hayan consumido todo el oxígeno.

- La pendiente de la gráfica que se obtiene en el respirograma es la velocidad de consumo de oxígeno o tasa de respiración denominada por el programa como OUR.

$$\text{SOUR end (mg O}_2\text{/g MLVSS}\cdot\text{h)} = \text{OUR end} / \text{MLVSS}$$

➤ **RESULTADOS:**

A continuación, se muestra en las Figuras 37, 38 y 39, los respirogramas que se han obtenido al realizar el ensayo para calcular la OUR end de los meses de Junio, Julio y Agosto.

- **JUNIO**

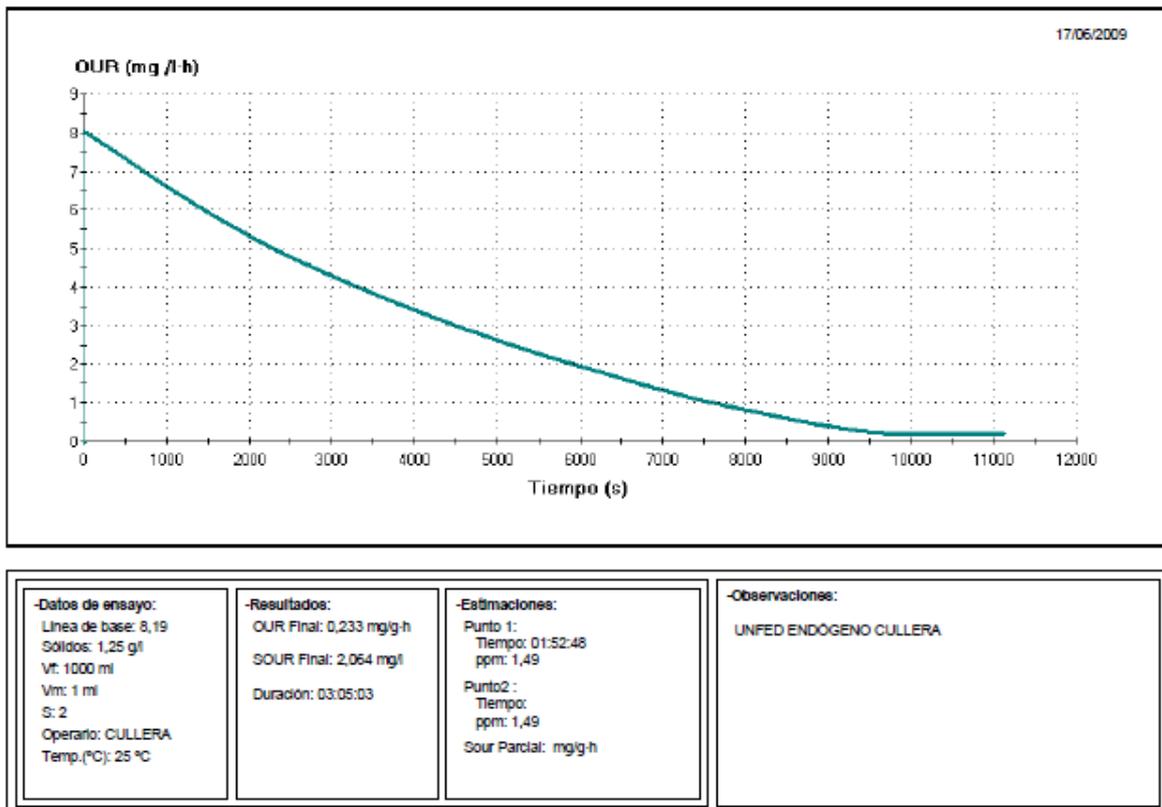
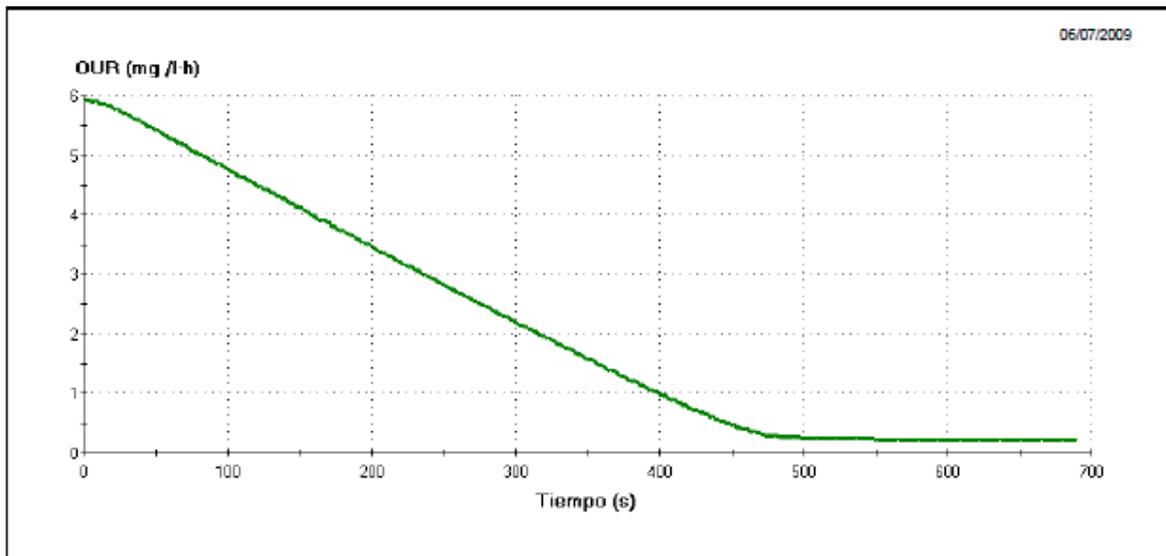


Figura 37. Respirograma OUR end EDAR CULLERA (JUNIO).

OUR end (mg O ₂ /l-h)	MLVSS (g/l)	SOUR end (mg O ₂ /g-h)	SOUR end (Kg O ₂ / Kg-d)	Kd
2,58	1,25	2,064	0,050	0,035

- **JULIO**



-Datos de ensayo: Línea de base: 6,103 Sólidos: 1,54 g/l Vt: 1000 ml Vm: 1 ml S: 2 Operario: CULLERA Temp.(°C): 25 °C	-Resultados: OUR Final: 0,252 mg/g-h SOUR Final: 19,881 mg/l Duración: 00:11:28	-Estimaciones: Punto 1: Tiempo: 00:02:20 ppm: 4,246 Punto2 : Tiempo: ppm: 4,246 Sour Parcial: mg/g-h	-Observaciones: FED OUR CULLERA
---	---	--	---

Figura 38. Respirograma OUR end EDAR CULLERA (JULIO).

OUR end (mg O ₂ /l-h)	MLVSS (g/l)	SOUR end (mg O ₂ /g-h)	SOUR end (Kg O ₂ / Kg-d)	Kd
5,69	1,54	3,695	0,089	0,062

- **AGOSTO**

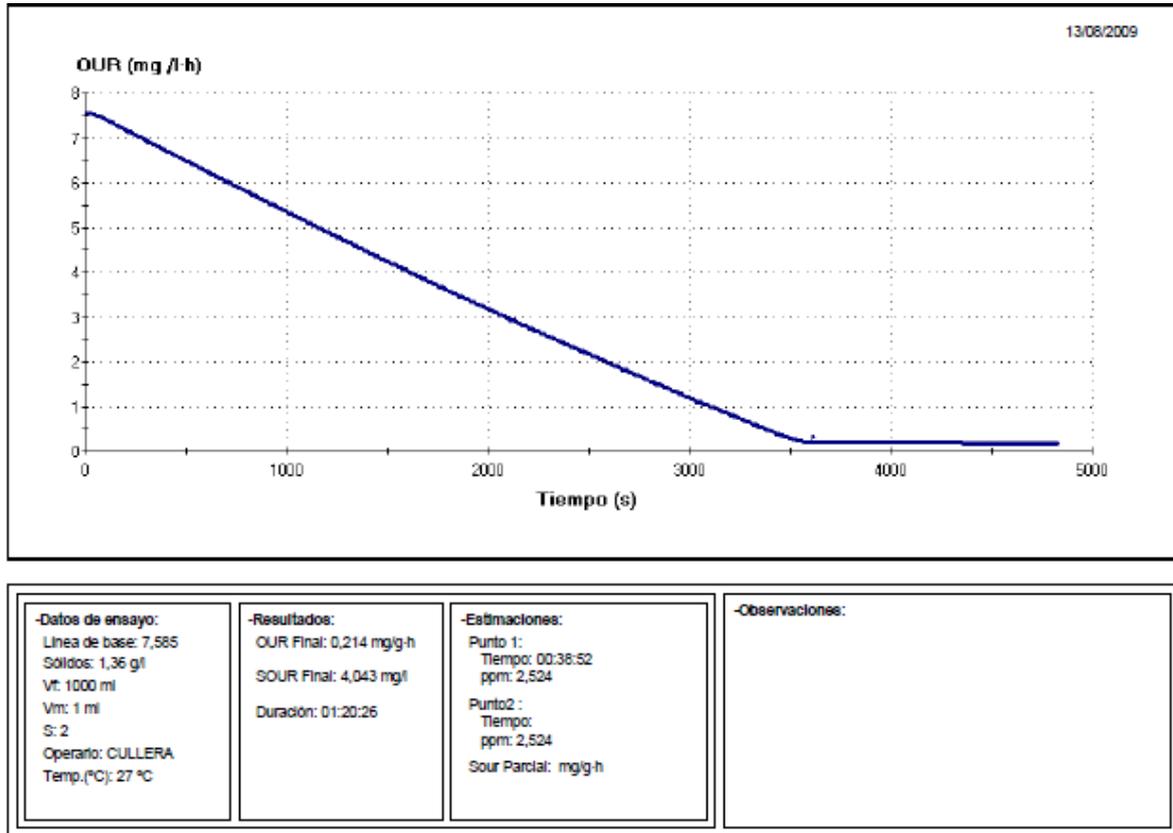


Figura 39. Respirograma OUR end EDAR CULLERA (AGOSTO).

OUR end (mg O ₂ /l-h)	MLVSS (g/l)	SOUR end (mg O ₂ /g-h)	SOUR end (Kg O ₂ / Kg·d)	Kd
5,498	1,35	4,043	0,097	0,068

Revisando la bibliografía se ha encontrado que la constante cinética Kd obtenida por los diferentes investigadores que han trabajado con sistemas de lodos activados a escala laboratorio suelen presentar un rango muy amplio, siendo de 0,012-0,19. Por lo tanto, los valores obtenidos de Kd mediante respirometría están dentro del rango de valores bibliográfico.

6.4.4.4. TASA DE DECAIMIENTO DE LA BIOMASA HETERÓTROFA DURANTE LA RESPIRACIÓN ENDÓGENA (b_H)

b_H : Kg de oxígeno consumido por día por Kg de MLVSS utilizado en el proceso de respiración endógena.

Se calcula K_d desde la siguiente expresión matemática:

$$b_H = K_d / [1 - Y_{H,O_2} (1 - f_p)]$$

- f_p : fracción de la biomasa particulada = 0,08

Fuente: Ekama et al. (1986).

➤ **RESULTADOS:**

MES	b_H d(-1)
JUNIO	0,13
JULIO	0,19
AGOSTO	0,20

Los valores calculados de b_H representan la constante de muerte de la biomasa heterótrofa. Estos valores están dentro del rango de valores que propone el modelo de ASM1. Los valores siguen una tendencia a aumentar de manera que se incrementa la temperatura ambiente.

6.4.4.5. ÍNDICE DE PRODUCCIÓN DE LA BIOMASA HETERÓTROFA OBSERVADA (Y_{obs})

Y_{obs}: Coeficiente de rendimiento de la biomasa heterótrofa observada.

Se calcula Y_{obs} desde la siguiente expresión matemática:

$$Y_{obs} \text{ (mg MLVSS/mg DQOs)} = Y_{H,X_v} / (1 + K_d * TRC)$$

- TRC: Edad del fango.

➤ **RESULTADOS:**

MES	TRC (d)	Y _{H,X_v}	K _d	Y _{obs}
JUNIO	20	0,66	0,035	0,39
JULIO	22	0,50	0,062	0,37
AGOSTO	21	0,48	0,068	0,34

6.4.5. FRACCIONAMIENTO DE LA DQO

La DQO está compuesta por varias fracciones (Figura 40), en el proceso de depuración biológica solamente las fracciones biodegradables son capaces de ser eliminadas. Estas fracciones biodegradables pueden ser valoradas por medio del respirómetro BM-T.

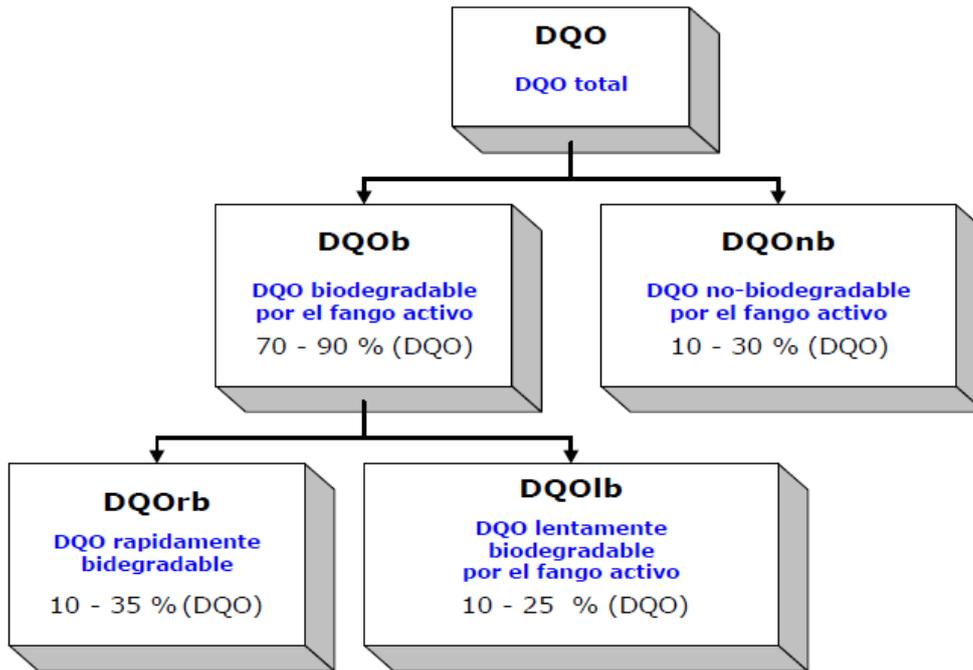


Figura 40. Fraccionamiento de la DQO.

Para el cálculo de la DQO se utiliza Allyl-Tiourea (ATU) como inhibidor de la Nitrificación, en la proporción de 3 mg ATU por gramo de MLVSS.

➤ **PROCEDIMIENTO PARA DETERMINAR LA DQOb:**

- Se recoge un 1 l de fango de salida del biológico.
- Para que el fango alcance condiciones endógenas se debe dejar un mínimo de 24 horas aireándose, para ello se utiliza un aireador.
- La muestra se filtra para evitar queden sólidos gruesos, a continuación se introduce en el vaso reactor.
- Se pone en marcha el agitador, la bomba de recirculación y la aireación.
- Una vez el oxígeno se estabiliza, el programa nos da la orden para que se añada la muestra a analizar.
- La muestra a añadir es de 50 ml de influente.
- El respirograma se podrá detener una vez se haya consumido la muestra añadida.

Se calcula DQOb desde la siguiente expresión matemática:

$$\text{DQOb (mg/l)} = \text{OCb} / (1 - Y_{H, O_2})$$

- DQOb: biodegradable.
- OCb: oxígeno consumido (mg/l).

➤ **PROCEDIMIENTO PARA DETERMINAR LA DQOrb:**

- Una vez terminado el ensayo de la DQOb, hay que esperar un poco hasta que el oxígeno se estabilice.
- Utilizando el mismo licor mezcla, programamos un nuevo ensayo, y cuando el programa nos da la orden, hay que añadir la muestra.
- En este caso la muestra es de un volumen de 50 ml de influente filtrado con un filtro de membrana de 0,45 micras.
- El respirograma se podrá detener una vez se haya consumido la muestra añadida.

Se calcula DQOrb desde la siguiente expresión matemática:

$$DQOrb \text{ (mg/l)} = OCrb / (1 - Y_{H,O_2})$$

- DQOrb: rápidamente biodegradable.
- OCrb: oxígeno consumido (mg/l).

➤ **PROCEDIMIENTO PARA DETERMINAR LA DQOlb:**

La DQOlb se calcula mediante la siguiente expresión matemática:

$$DQOlb \text{ (mg/l)} = DQOb - DQOrb$$

- DQOlb: lentamente biodegradable.

➤ **RESULTADOS:**

En las siguientes Figuras se muestran los respirogramas que se han obtenido al realizar los ensayos para calcular la DQOb y DQOrb de los meses de Junio, Julio, Y Agosto.

- **JUNIO**

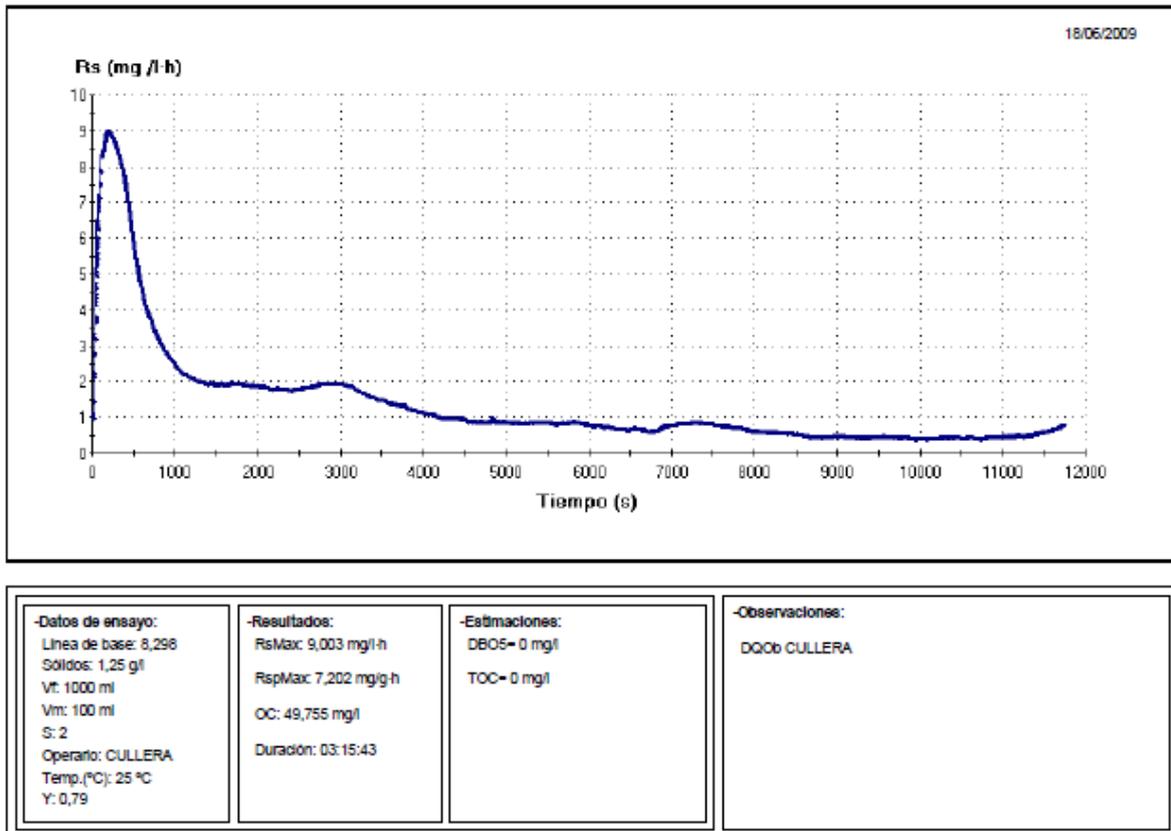


Figura 41. Respirograma DQOb EDAR CULLERA (JUNIO).

O _{Cb} (mg/l)	Y _{H, O₂}	DQOb (mg/l)
49,755	0,79	236,93

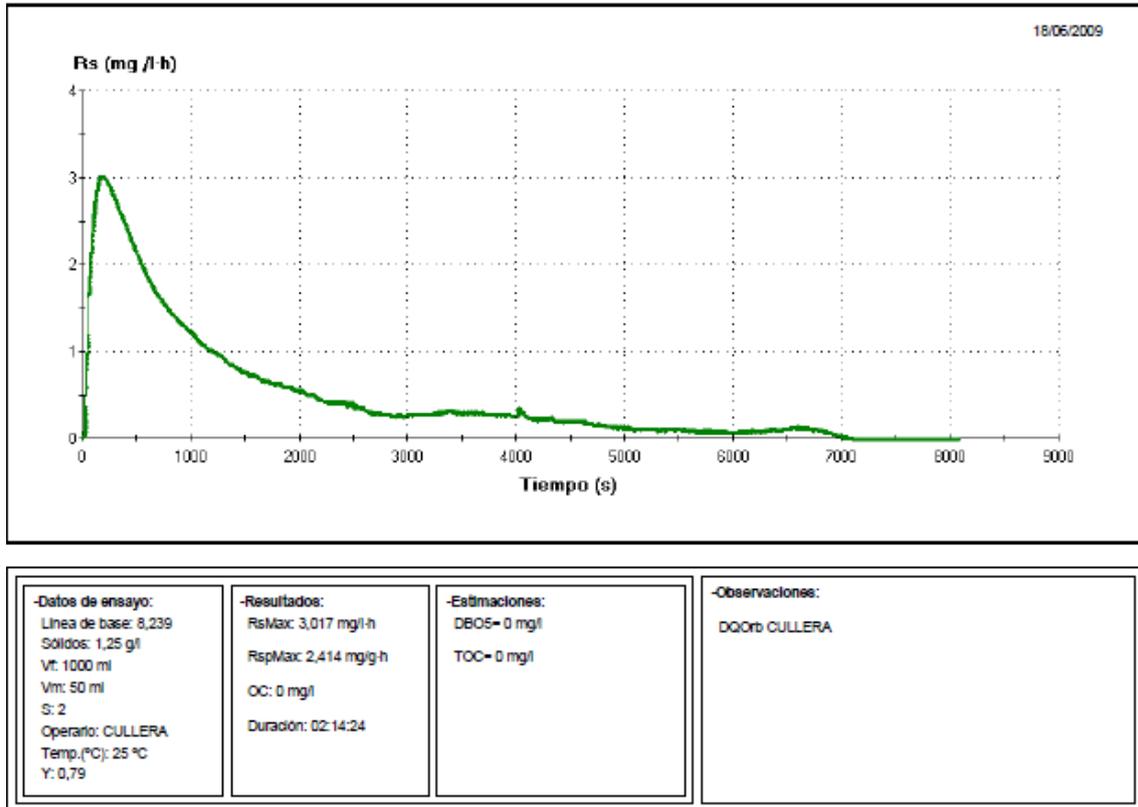


Figura 42. Respirograma DQOrb EDAR CULLERA (JUNIO).

O _{Cr} b (mg/l)	Y _{H,O₂}	DQOrb (mg/l)
22,562	0,79	107,44

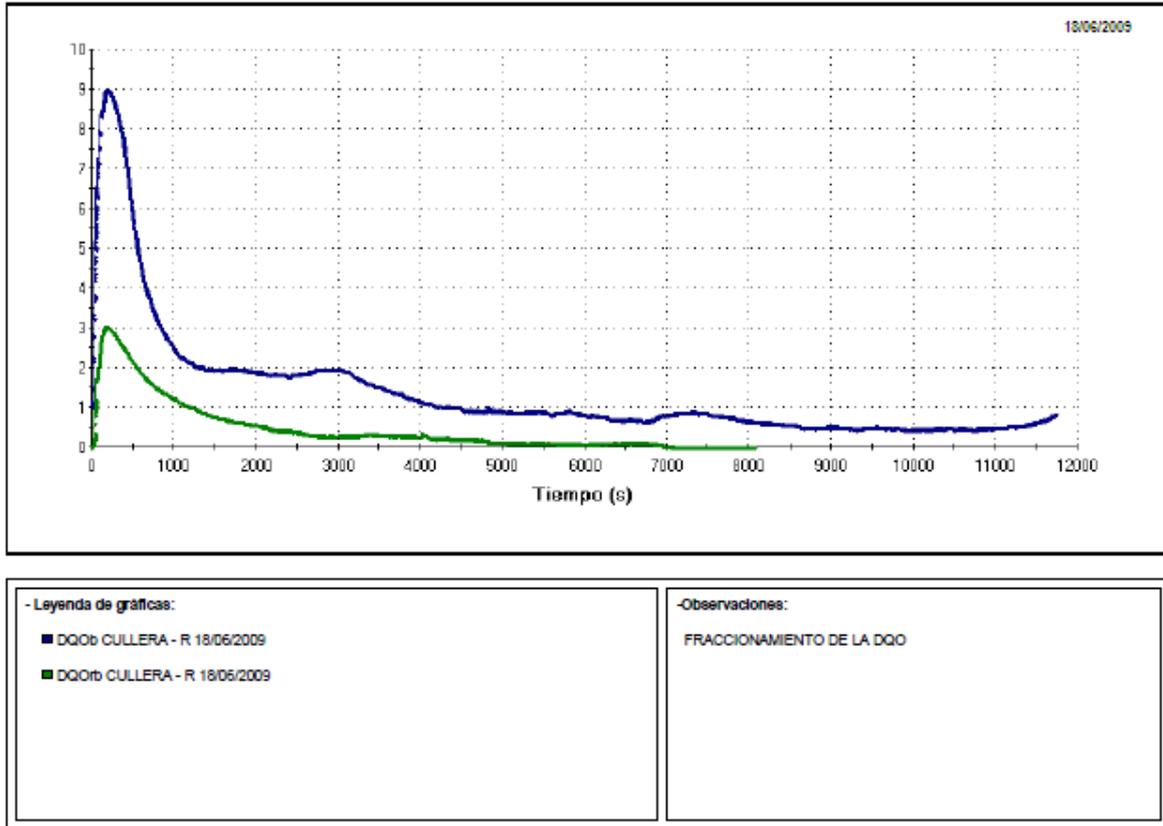


Figura 43. Respirograma FRACCIONAMIENTO DQO EDAR CULLERA (JUNIO).

DQO (mg/l)	DQOb (mg/l)	DQOrb (mg/l)	DQOlb (mg/l)
330	236,93	107,44	129,49

- **JULIO**

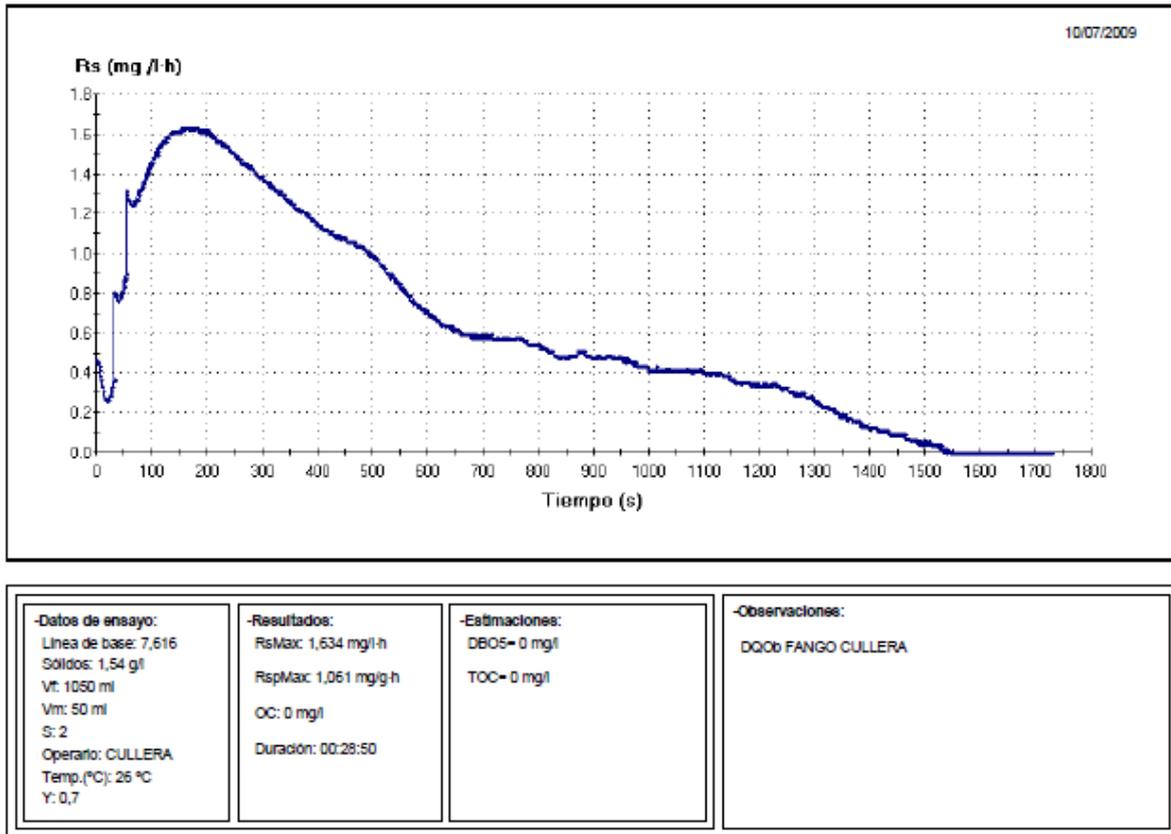


Figura 44. Respirograma DQOb EDAR CULLERA (JULIO).

Ocb (mg/l)	Y_{H,O_2}	DQOb (mg/l)
69,755	0,74	268,29

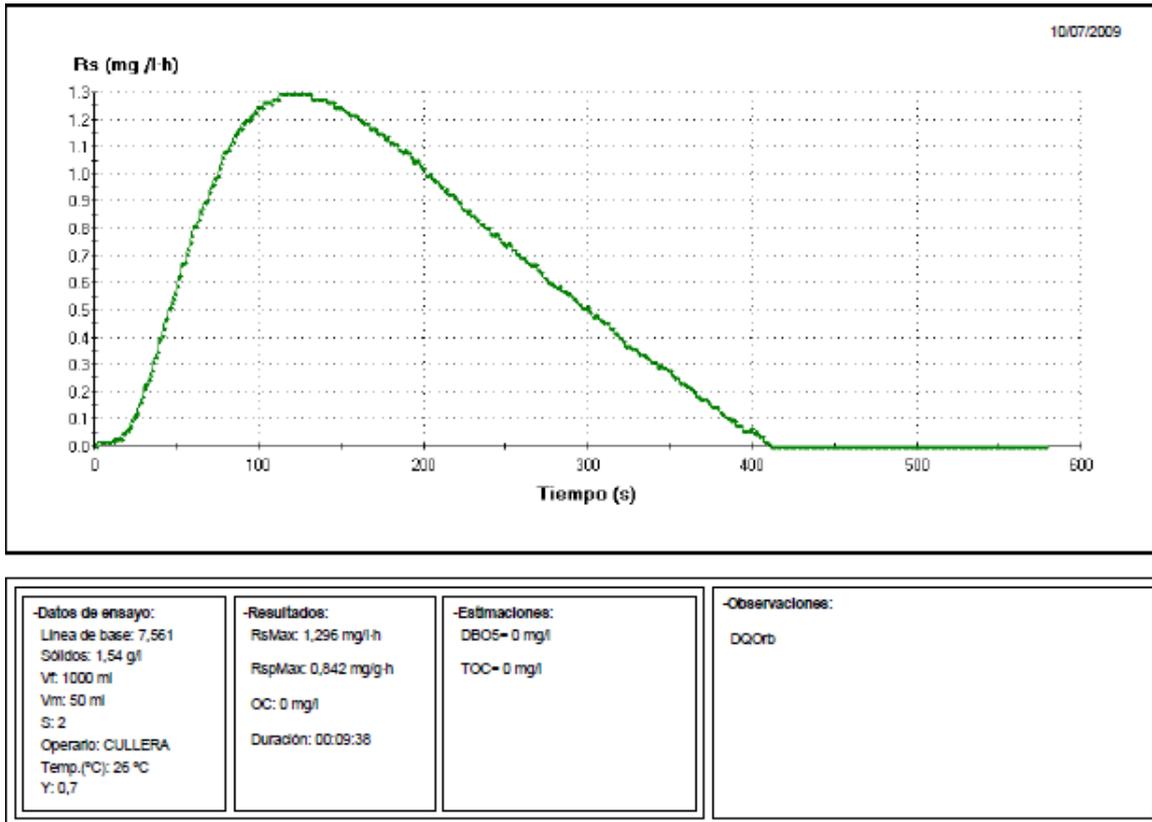


Figura 45. Respirograma DQOrb EDAR CULLERA (JULIO).

OCrb (mg/l)	Y_{H,O_2}	DQOrb (mg/l)
31,586	0,74	121,48

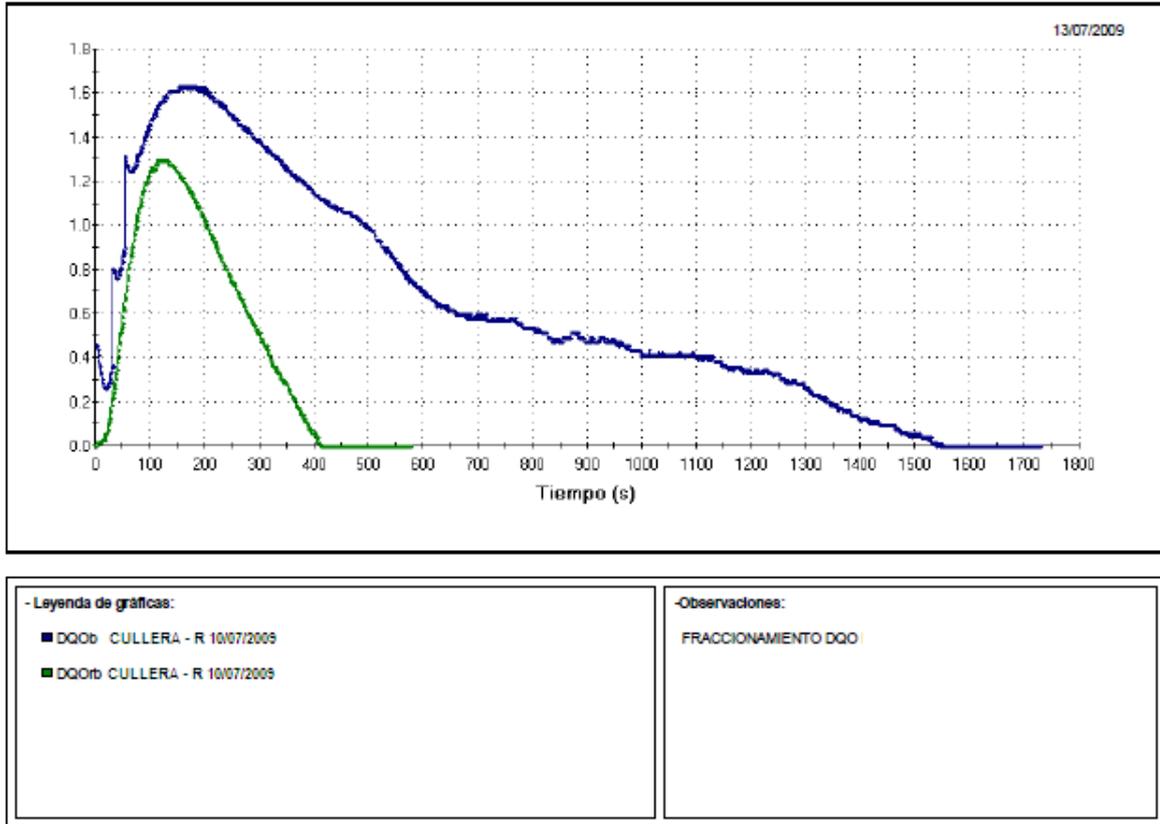


Figura 46. Respirograma FRACCIONAMIENTO DQO EDAR CULLERA (JULIO).

DQO (mg/l)	DQOb (mg/l)	DQOrb (mg/l)	DQOlb (mg/l)
558	268,29	121,48	146,81

- **AGOSTO**

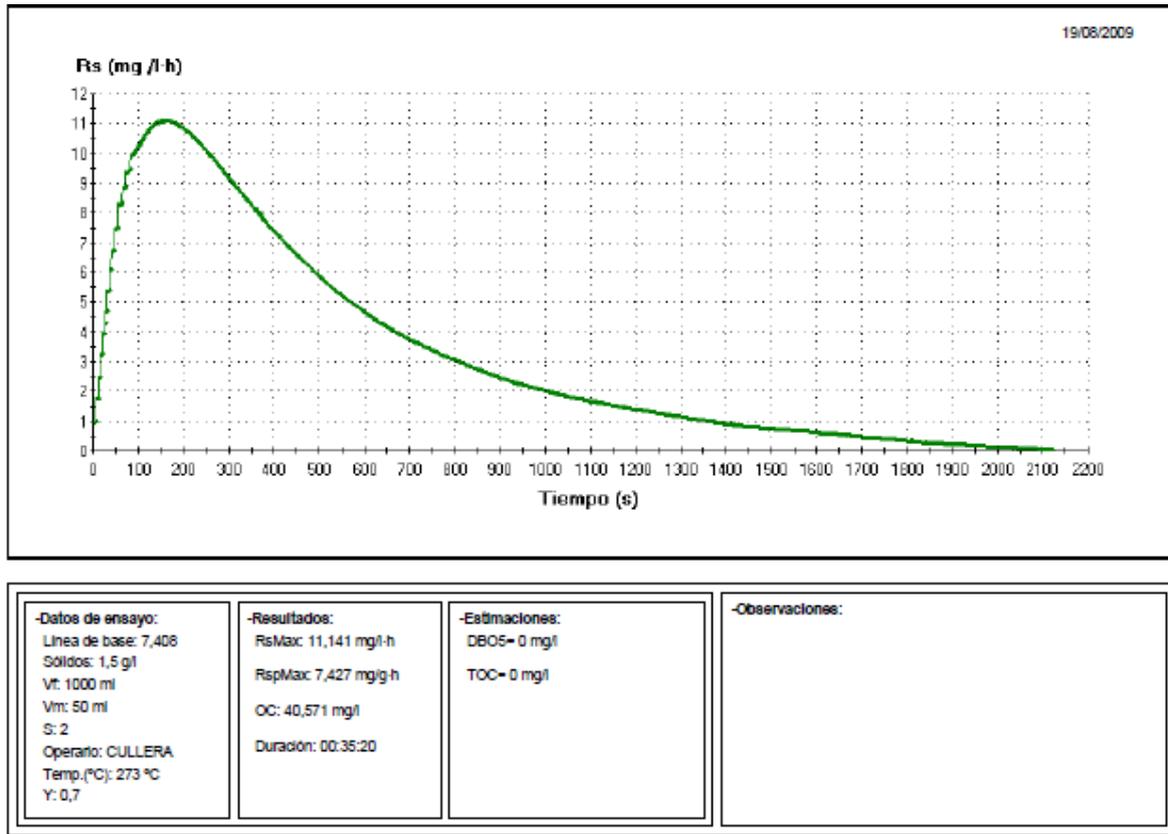


Figura 47. Respirograma DQOb EDAR CULLERA (AGOSTO).

Ocb (mg/l)	Y_{H,O_2}	DQOb (mg/l)
40,571	0,71	139,90

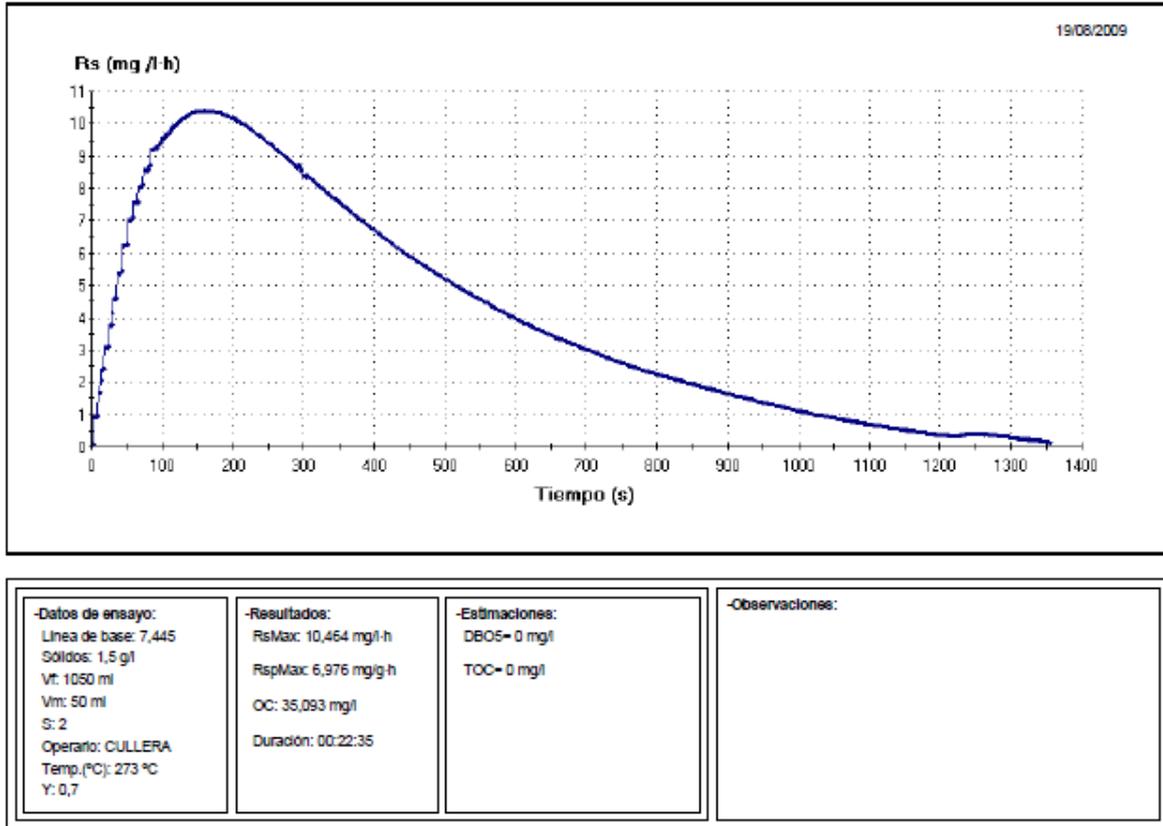


Figura 48. Respirograma DQOrb EDAR CULLERA (AGOSTO).

OCrb (mg/l)	Y_{H, O_2}	DQOrb (mg/l)
35,093	0,71	121,01

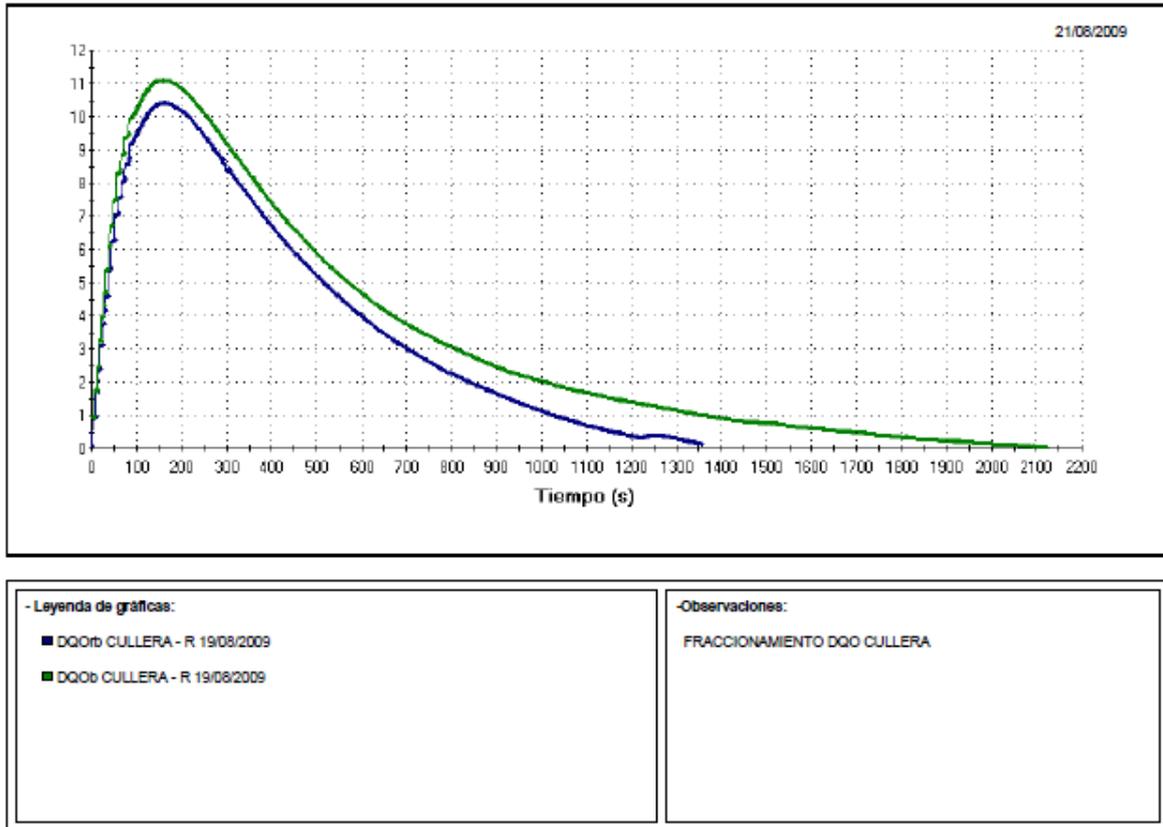


Figura 49. Respirograma FRACCIONAMIENTO DQO EDAR CULLERA (AGOSTO).

DQO (mg/l)	DQOb (mg/l)	DQOrb (mg/l)	DQOlb (mg/l)
380	139,90	121,01	18,89

6.4.6. BIODEGRADABILIDAD ACTUAL DEL AGUA RESIDUAL EN UN FANGO ACTIVO ESPECÍFICO

La biodegradabilidad contemplada desde la respirometría es específica para un determinado fango activo. El carácter biodegradable de la muestra a analizar se considera no solamente desde su porcentaje de biodegradabilidad sino además de la velocidad de degradación de la DQO biodegradable.

6.4.6.1. BIODEGRADABILIDAD DEL AGUA RESIDUAL DESDE LA RELACIÓN DQOb/DQO

La relación de la DQOb con la DQO total, nos permite valorar el porcentaje de DQOb eliminada desde la DQO total y, de este modo, establecer el carácter biodegradable de una muestra desde una perspectiva global (Tabla 10).

Tabla 10. Biodegradabilidad DQOb/DQO.

DQOb/DQO	Carácter
> 0,8 (>80%)	Muy Biodegradable
0,7 - 0,8 (70% - 80%)	Biodegradable
0,3 - 0,7 (30% - 70%)	Poco biodegradable
< 0,3 (<30%)	No biodegradable

➤ **RESULTADOS:**

MES	DQOb	DQO	DQOb/DQO
JUNIO	236,93	330	0,72
JULIO	268,29	558	0,48
AGOSTO	139,90	380	0,37

- En el mes de JUNIO, el agua influente presenta un carácter BIODEGRADABLE, con un porcentaje de eliminación de DQOb entre el 70-80%.
- En el mes de JULIO, el agua influente presenta un carácter POCO BIODEGRADABLE, con un porcentaje de eliminación de DQOb entre el 30-70%.
- En el mes de AGOSTO, el agua influente presenta un carácter POCO BIODEGRADABLE, con un porcentaje de eliminación de DQOb entre el 30-70%.

6.4.6.2. BIODEGRADABILIDAD DEL AGUA RESIDUAL DESDE LA RELACIÓN DQOrb/DQO

Para un proceso de fangos activos, es también muy importante analizar la biodegradabilidad desde la relación DQOrb/DQO (Tabla 11), ya que la DQO fácilmente asimilable es la que el fango realmente debe dar prioridad, ya que cumple la función de nutriente y da el paso previo al proceso de la nitrificación.

Tabla 11. Biodegradabilidad DQOrb/DQO.

DQOrb/DQO	Carácter
> 0,3 (>30%)	Muy Biodegradable
0,1 - 0,3 (10% - 30%)	Biodegradable
0,05 - 0,1 (5% - 10%)	Poco biodegradable
< 0.05 (<5%)	No biodegradable

➤ **RESULTADOS:**

MES	DQOrb	DQO	DQOrb/DQO
JUNIO	107,44	330	0,33
JULIO	121,48	558	0,22
AGOSTO	121,01	380	0,32

- En el mes de JUNIO, el agua influente presenta un carácter MUY BIODEGRADABLE, con un porcentaje de eliminación de DQOrb mayor de 30%.
- En el mes de JULIO, el agua influente presenta un carácter BIODEGRADABLE, con un porcentaje de eliminación de DQOrb entre el 10-30%.
- En el mes de AGOSTO, el agua influente presenta un carácter BIODEGRADABLE, con un porcentaje de eliminación de DQOrb mayor de 30%.

La EDAR de Cullera da servicio a una población costera que duplica sus habitantes durante los periodos estivales, lo que produce un caudal de agua con marcado carácter estacional y una composición típicamente urbana, mostrando una gran dispersión de datos en verano e invierno debido probablemente a que en esta estación es cuando se produce un mayor aporte de materia oxidable.

Los meses en que es mayor este incremento son los de Julio y Agosto. Es por ello, que el agua residual de estos meses muestra un carácter menos biodegradable con relación a DQOb/DQO, podría ser porque la carga contaminante influente de estos meses es menos biodegradable.

6.4.7. DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD DE ELIMINACIÓN DEL NITRÓGENO

El tratamiento biológico para la eliminación del nitrógeno está compuesto por los procesos de Nitrificación (medio aerobio) y la Desnitrificación (medio anóxico), por lo que conocer el nivel de oxígeno que hay en el reactor biológico es de gran importancia para su eliminación.

Si el oxígeno disuelto que hay en el reactor es limitado, el proceso de depuración siempre da prioridad a la eliminación de la DQO fácilmente biodegradable (DQOrb), y el efecto final es que la nitrificación empieza demasiado tarde y probablemente sin la actividad adecuada. Por esta razón, el proceso no puede conceder suficiente tiempo de retención hidráulica para que la nitrificación pueda completarse normalmente y el resultado final es el de una nitrificación incompleta (parcial) o inhibición de la nitrificación.

Mediante la respirometría se pueden conocer diferentes parámetros y tasas que nos ayudan a conocer qué capacidad de eliminación de nitrógeno tiene el proceso.

6.4.7.1. DETERMINACIÓN DE LA TASA DE NITRIFICACIÓN POR RESPIROMETRÍA

Entendemos por tasa de nitrificación a la velocidad con que la biomasa nitrificante es capaz de llevar a cabo la eliminación general y progresiva del amonio (tasa de consumo de amonio).

Por medio de una respirometría, a condiciones de saturación equivalentes, se puede determinar la tasa de respiración máxima que corresponde al proceso de la Nitrificación. La saturación se consigue mediante la adición de una cantidad de cloruro de amonio para conseguir el nivel máximo de actividad en un fango activo real en donde no existe materia orgánica fácilmente biodegradable pendiente (fango en condiciones de respiración endógena).

- Tasa de nitrificación (Rn):

$$Rn \text{ (mg N-NH}_4 \text{ / l}\cdot\text{h)} = R_{s.\text{Max}} \text{ (n)} / 4,57$$

- Tasa global específica de consumo de amonio máxima (AUR):

$$AUR \text{ (mg N-NH}_4 \text{ / g VSS}\cdot\text{h)} = R_{n.\text{Max}} / VSS$$

El rango de normalidad de cada uno de estos parámetros es bastante específico de cada planta, pero a modo de orientación podemos citar los valores de la Tabla 12:

Tabla 12. Rango de valores típicos de Rn y AUR.

Rn & AUR	Valores Típicos
Rn	1,5 ~ 6
AUR	2 ~ 8

Desde estos parámetros se puede establecer una base de partida para el análisis de la capacidad de Nitrificación de un proceso específico.

Tiene especial importancia la estimación del tiempo necesario que necesitaría el proceso de la nitrificación para la total oxidación del amonio. Este parámetro se calcula a partir del valor de R_n . Para la actividad nitrificante actual, la condición para que haya un tiempo de retención hidráulica suficiente es, que el tiempo de nitrificación sea menor y así pueda desarrollarse la nitrificación completa.

El tiempo de retención hidráulica y el de nitrificación se calcula mediante la siguiente expresión matemática:

$$\text{TRH (hora)} = (V_r * 24)/Q$$

- TRH: tiempo de retención hidráulica (hora).
- V_r : volumen reactor (m^3).
- Q : caudal medio diario ($m^3/\text{día}$).

$$\text{Tn (hora)} = [N-NH_4 \text{ INF}]/R_n$$

- T_n : tiempo nitrificación (hora).
- $[N-NH_4 \text{ INF}]$: concentración amonio influente (mg/l).
- R_n : tasa de nitrificación ($mg \text{ N-NH}_4 / l \cdot h$)

➤ **PROCEDIMIENTO:**

- Se recoge un 1 l de fango de salida del biológico.
- Para que el fango alcance condiciones endógenas se debe dejar un mínimo de 24 horas aireándose, para ello se utiliza un aireador.
- La muestra se filtra para evitar queden sólidos gruesos, a continuación se introduce en el vaso reactor.
- Se pone en marcha el agitador, la bomba de recirculación y la aireación.
- Una vez el oxígeno se estabiliza, el programa nos da la orden para que se añada la muestra a analizar.
- La muestra a analizar se prepara sabiendo que por cada mg de ClNH_4 equivale a 0,26 mg de N-NH_4 . Se diluye con un poco de agua destilada (entre 5 y 10 ml).
- El respirograma se podrá detener una vez alcanzado el valor máximo R_s Max (tasa de respiración dinámica máxima).

➤ **RESULTADOS:**

En las Figuras 50, 51 y 52 se muestran los respirogramas que se han obtenido al realizar los ensayos de nitrificación de los meses de Junio, Julio y Agosto.

- **JUNIO**

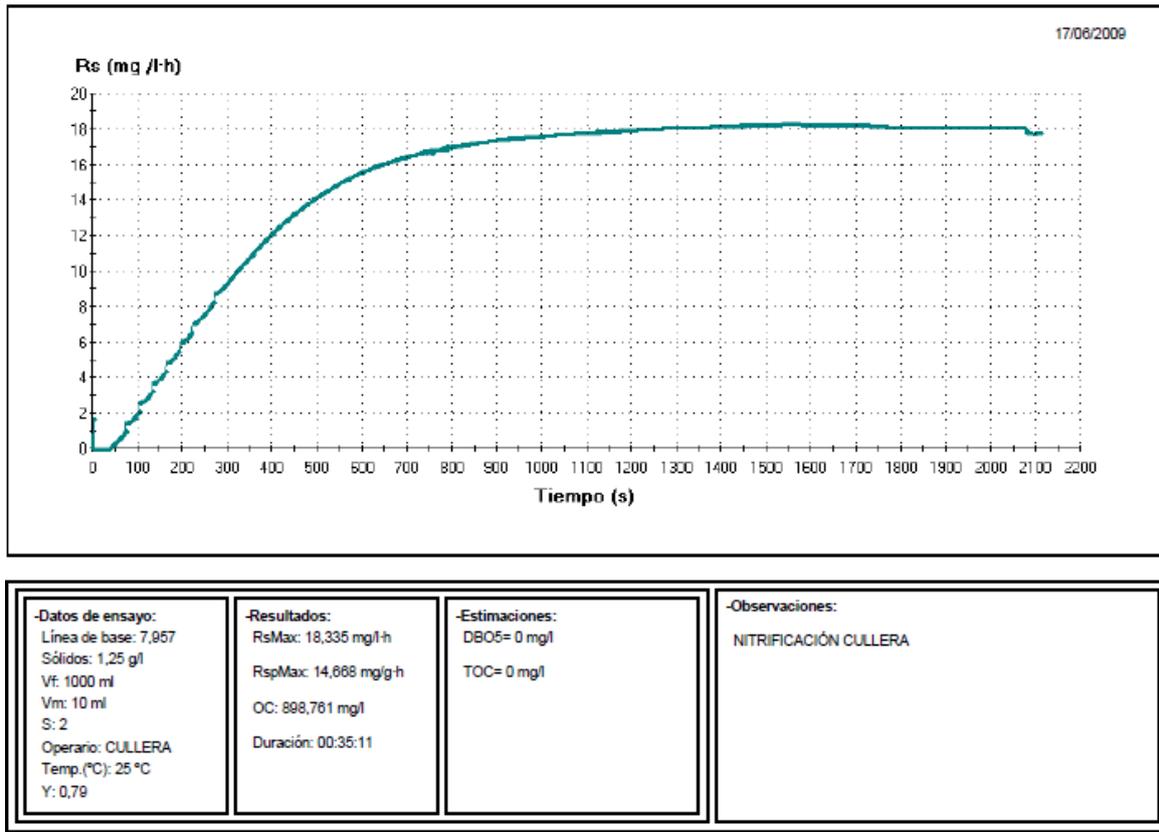


Figura 50. Respirograma NITRIFICACIÓN EDAR CULLERA (JUNIO).

Rs. Max (mg O ₂ /l-h)	Rn (mg N-NH ₄ / l-h)	AUR (mg N-NH ₄ / g VSS-h)
18,335	4,01	3,21

Si comparamos los valores de Rn y AUR con los de la Tabla 12, vemos que si que están dentro del rango de normalidad, en un principio parece que en el mes de Junio, el proceso tiene una correcta capacidad de nitrificación.

A continuación, se calcula el tiempo de retención hidráulica y el tiempo de nitrificación:

V_r (m ³)	Q (m ³ /d)	TRH (h)
16.000	9.053	42,42

[N-NH ₄ INF] (mg/l)	R_n (mg N-NH ₄ / l·h)	T_n (h)
40,1	4,01	10

En el mes de Junio el T_n es menor que TRH, por lo tanto, el proceso tiene suficiente tiempo para realizar la nitrificación completa.

- **JULIO**

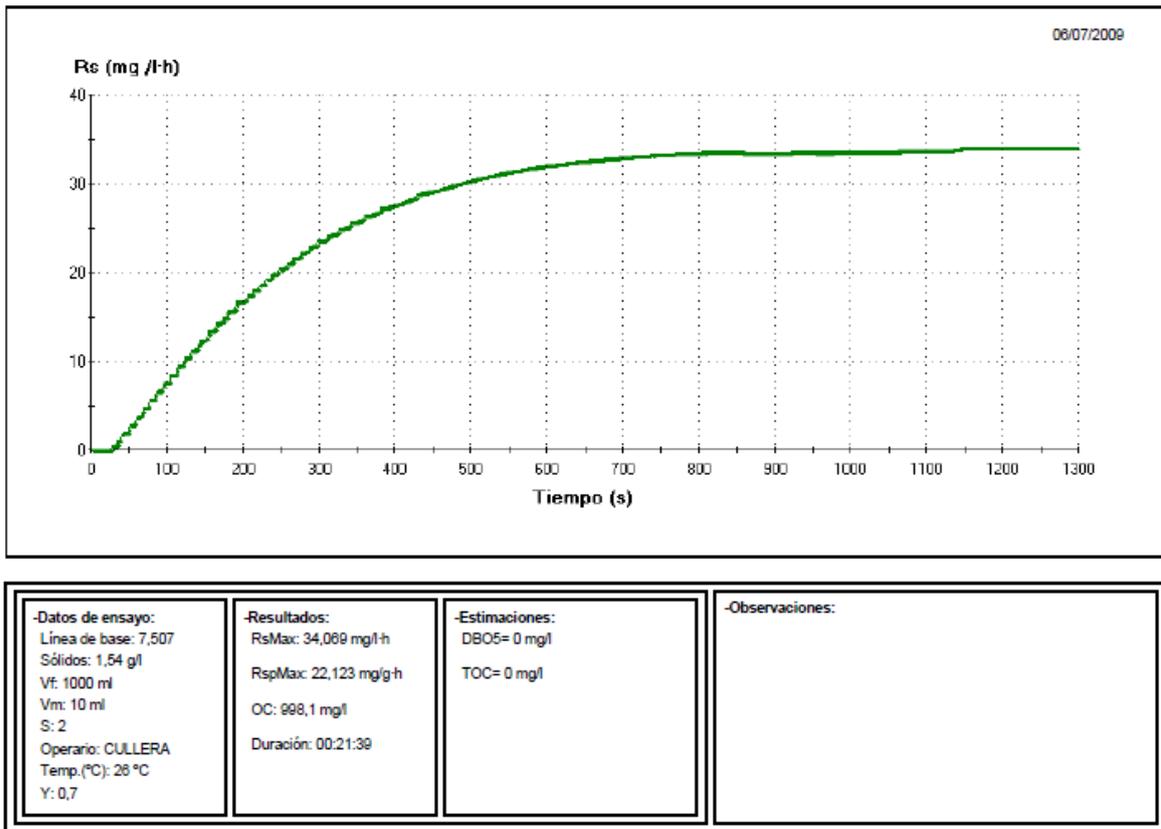


Figura 51. Respirograma NITRIFICACIÓN EDAR CULLERA (JULIO).

Rs. Max (mg O ₂ /l-h)	Rn (mg N-NH ₄ / l-h)	AUR (mg N-NH ₄ / g VSS-h)
34,069	7,46	4,84

Si comparamos los valores de Rn y AUR con los de la Tabla 12, vemos que si que están dentro del rango de normalidad, en un principio parece que en el mes de Junio, el proceso tiene una correcta capacidad de nitrificación.

A continuación, se calcula el tiempo de retención hidráulica y el tiempo de nitrificación:

V_r (m ³)	Q (m ³ /d)	TRH (h)
16.000	12.157	31,59

[N-NH ₄ INF] (mg/l)	R_n (mg N-NH ₄ / l·h)	T_n (h)
34	7,46	4,6

En el mes de Julio el T_n es menor que TRH, por lo tanto, el proceso tiene suficiente tiempo para realizar la nitrificación completa.

- **AGOSTO**

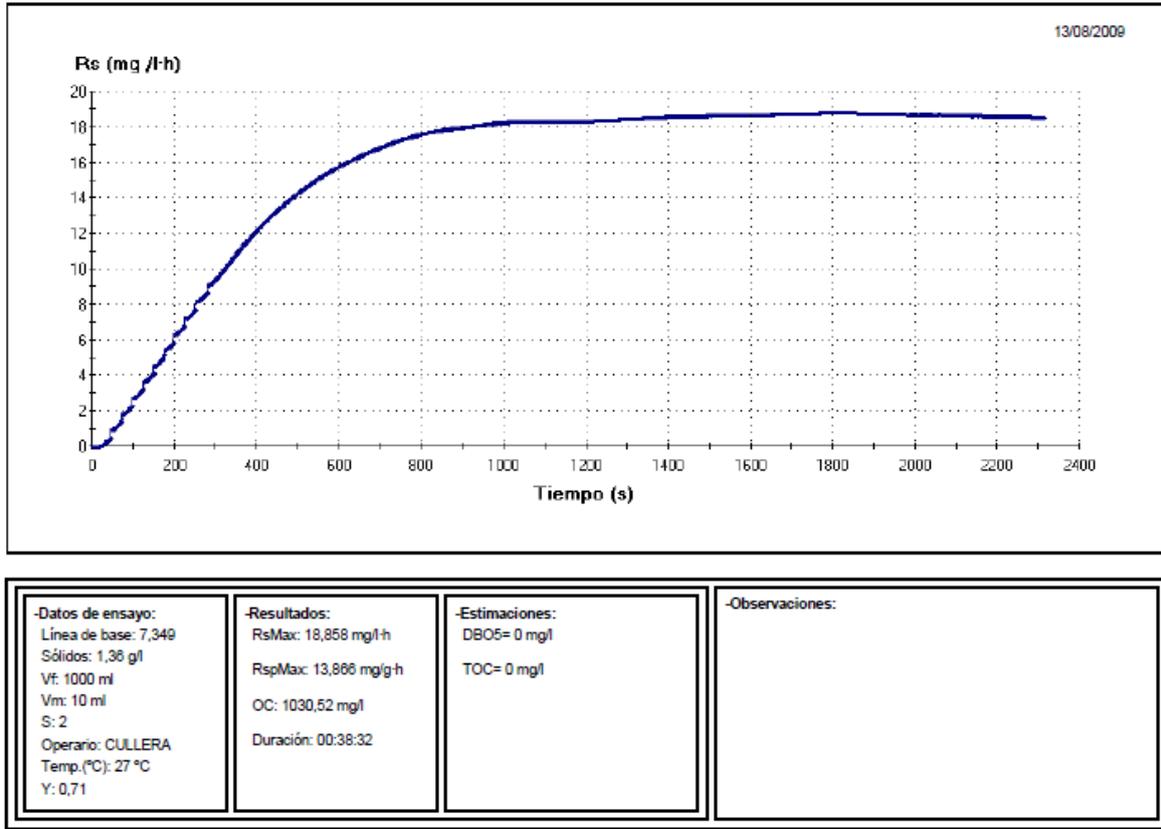


Figura 52. Respirograma NITRIFICACIÓN EDAR CULLERA (AGOSTO).

Rs. Max (mg O ₂ /l·h)	Rn (mg N-NH ₄ / l·h)	AUR (mg N-NH ₄ / g VSS·h)
18,858	4,13	3,03

Si comparamos los valores de Rn y AUR con los de la Tabla 12, vemos que si que están dentro del rango de normalidad, en un principio parece que en el mes de Agosto, el proceso tiene una correcta capacidad de nitrificación.

A continuación, se calcula el tiempo de retención hidráulica y el tiempo de nitrificación:

V_r (m ³)	Q (m ³ /d)	TRH (h)
16.000	15.346	25,02

[N-NH ₄ INF] (mg/l)	R_n (mg N-NH ₄ / l·h)	Tn (h)
36	4,13	8,7

En el mes de Agosto el Tn es menor que TRH, por lo tanto, el proceso tiene suficiente tiempo para realizar la nitrificación completa.

6.4.7.2. ESTIMACIÓN DE LA TASA DE DESNITRIFICACIÓN (NUR)

La Desnitrificación se lleva a cabo en medio anóxico por medio de bacterias heterótrofas facultativas y por lo tanto utilizan DBO como fuente de carbón orgánico para la síntesis y energía, así como el nitrato (NO₃⁻) como fuente de oxígeno.

La tasa de desnitrificación (NUR) es la velocidad de consumo de nitratos. Se calcula mediante la siguiente expresión matemática:

$$\text{NUR (g NO}_3^- \text{-N/g VSS}\cdot\text{d) estimado} = \text{FED SOUR (g O}_2\text{/ g VSS}\cdot\text{d) / 2,8}$$

➤ **RESULTADOS:**

Los siguientes valores de NUR representan los gramos de NO_3^- consumidos por sólidos volátiles y por día, de los meses de Junio, Julio y Agosto.

MES	FED SOUR (g O_2 / g VSS·d)	NUR (g NO_3^- -N/g VSS·d)
JUNIO	0,002	0,018
JULIO	0,004	0,032
AGOSTO	0,004	0,035

6.4.7.3. MATERIA ORGÁNICA CARBONOSA PARA DESNITRIFICACIÓN

Es fundamental conocer si se dispone de suficiente materia orgánica carbonosa para satisfacer los requerimientos del proceso de la desnitrificación. Podríamos disponer de una buena tasa de desnitrificación (NUR) pero si no hay suficiente materia carbonosa, ésta no se podrá completar.

Consideramos como materia carbonosa necesaria para la desnitrificación a la DQO soluble fácilmente biodegradable (DQOrb).

La relación de DQOrb con los nitratos a desnitrificar (N-NO_3^- d), para una desnitrificación completa es la siguiente:

$$\text{DQOrb} / \text{N-NO}_3^- \text{d} = 2,86$$

$$N\text{-NO}_3^-d = N\text{-NH}_4n - N_{org} - N\text{-NO}_3^-e$$

- $N\text{-NH}_4n$: nitrógeno a nitrificar en la zona aerobia (mg/l).
- N_{org} : nitrógeno orgánico en el efluente de planta (mg/l).
- $N\text{-NO}_3^-e$: nitrato en el efluente de planta (mg/l).

➤ **RESULTADOS:**

MES	$N\text{-NH}_4n$	N_{org}	$N\text{-NO}_3^-e$	$N\text{-NO}_3^-d$
JUNIO	40,1	2,80	3,50	33,80
JULIO	34,0	2,98	3,00	28,02
AGOSTO	36,0	1,28	1,53	33,19

MES	DQOrb	$N\text{-NO}_3^-d$	DQOrb / $N\text{-NO}_3^-d$
JUNIO	107,44	33,80	3,19
JULIO	121,48	28,02	4,34
AGOSTO	121,01	33,19	3,65

En los meses de Junio, Julio y Agosto la relación DQOrb / $N\text{-NO}_3^-d$ es mayor que 2,86, por lo tanto, hay suficiente materia orgánica carbonosa para satisfacer los requerimientos del proceso de la desnitrificación y se desarrolla correctamente.

6.4.8. DETERMINACIÓN DE LOS PARÁMETROS BIOCINÉTICOS DE LA BIOMASA AUTÓTROFA

6.4.8.1. CONCENTRACIÓN DE BIOMASA AUTÓTROFA (X_A)

X_A (mg/l): Concentración de la biomasa autótrofa.

X_A se calcula a partir de la relación DBO_5/NKT (Tabla 13), de la cual se obtiene la fracción de nitrificantes (F_n):

Tabla 13. Influencia de la relación DBO_5/NKT en la nitrificación:

DBO_5/NKT	0,5	1	2	3	4	6	8
Fracción de nitrificantes	0,35	0,21	0,12	0,083	0,064	0,043	0,033

- Fracción de nitrificantes (F_n): factor sobre la concentración total de MLVSS (mg/l).

Se calcula X_A desde la siguiente expresión matemática:

$$X_A \text{ (mg/l)} = F_n * MLVSS$$

➤ **RESULTADOS:**

MES	DBO ₅ (mg/l)	NKT (mg/l)	DQO ₅ /NKT	Fn
JUNIO	150	57,00	3	0,083
JULIO	170	48,24	4	0,064
AGOSTO	150	51,12	3	0,083

MES	MLVSS (mg/l)	X _A (mg/l)
JUNIO	1923	159,60
JULIO	2270	145,28
AGOSTO	1900	157,70

Los valores obtenidos de X_A de los meses de Junio, Julio y Agosto representa la concentración de biomasa autótrofa por mg/l. La concentración de biomasa autótrofa es muy similar en los tres meses.

6.4.8.2. TASA ESPECÍFICA DE LA NITRIFICACIÓN (q_N)

Desde el valor de R_n (tasa de nitrificación), se calcula la tasa específica de nitrificación (q_N) correspondiente, con la siguiente expresión matemática:

$$q_N \text{ (mg N-NH}_4 \text{ / mg MLVSS}_A \cdot \text{d)} = R_n * 24 / X_A$$

➤ **RESULTADOS:**

MES	Rn (mg N-NH ₄ / l·h)	X _A (mg/l)	q _N (mg N-NH ₄ / mg MLVSS _A ·d)
JUNIO	4,01	159,60	0,60
JULIO	7,46	145,28	1,23
AGOSTO	4,13	157,70	0,63

6.4.8.3. TASA DE CRECIMIENTO DE LA BIOMASA AUTÓTROFA

Desde el valor de q_N , se calcula la tasa de crecimiento máxima ($\mu_{A,max}$) correspondiente, con la siguiente expresión matemática:

$$\mu_{A,max} (d^{-1}) = Y_A * q_N$$

- Y_A = Coeficiente de rendimiento de la biomasa autótrofa en función de la biomasa autótrofa.

$Y_A = 0,15$. Se toma este valor como referencia a una temperatura de 25-28 °C.

La determinación de la tasa de crecimiento máxima ($\mu_{A,max}$) es esencial la caracterización de la biomasa autótrofa, ya que determina la velocidad máxima de crecimiento de los microorganismos autótrofos y por tanto el tiempo mínimo de retención de fangos que necesita un sistema para llevar a término la nitrificación.

➤ RESULTADOS:

MES	Y_A	q_N	$\mu_{A,max} (d^{-1})$
JUNIO	0,15	0,60	0,09
JULIO	0,15	1,23	0,18
AGOSTO	0,15	0,63	0,09

Los valores que se han obtenido de $\mu_{A,max}$ en los meses de Junio, Julio y Agosto están por debajo del rango de valores típico de ASM1 (0,34-0,8 d^{-1} a 20 °C). Se puede deber a que las características ambientales y de funcionamiento del sistema condicionan enormemente el valor de $\mu_{A,max}$ que presentan los fangos activos. La temperatura influye en la actividad de las bacterias y por lo tanto queda reflejada en su velocidad máxima de crecimiento.

6.4.9. SONICACIÓN DEL FANGO Y ESTUDIO DE LA DQO MEDIANTE RESPIROMETRÍA

En este punto, se va a realizar un estudio de la influencia del tiempo de sonificado en la biodegradabilidad del fango, mediante respirometría. En este estudio, se ha considerado constante el resto de variables (temperatura e intensidad). Para estas experiencias se ha utilizado la temperatura de 17 °C.

Se realiza el estudio en el mes de Agosto, utilizando muestras de fango de la EDAR de Cullera.

6.4.9.1. ULTRASONIDOS

Ultrasonido es el término que se emplea para describir las ondas de energía, con frecuencias alrededor de los 230 kHz, que se propagan por un medio, como resultado de un mecanismo de compresión/rarefacción.

Originariamente, esta técnica era empleada para extraer el material intercelular de las células microbianas (Harrison, 1991). Más tarde, este método ha sido reconocido por Chiu *et al.* (1997) y Thiem *et al.* (1997, 2001), como un pretratamiento adecuado para la reducción del fango que se produce en las depuradoras de aguas residuales.

Con esta técnica se producen ondas de sonido de elevada intensidad que se van a propagar por el medio, produciendo una disipación de la energía y la rotura de las fuerzas atractivas de las moléculas de agua.

Muchos estudios han demostrado que la aplicación de ultrasonidos antes de la digestión anaerobia, no sólo mejora el proceso de digestión y deshidratación, sino que también aumenta la solubilidad del fango y con ello, su biodegradabilidad.

6.4.9.2. EQUIPO EXPERIMENTAL

En este apartado se hace referencia a todo el material necesario para llevar a cabo la sonicación del fango.

➤ **SONICADOR**

El sonicador empleado para la experimentación es un SONOPLUS Ultrasonic Homogenizers GM 200, para volúmenes comprendidos entre 50 µm y 1000 ml.

➤ **REFRIGERADOR**

El refrigerador empleado es un Polysciencie que trabaja a una potencia de 240V y una frecuencia de 50 Hz. La función de éste es mantener la temperatura constante durante la sonicación.

➤ **CALENTADOR-AGITADOR**

El agitador empleado es un Agimatic-N (Pselecta) que trabaja a 230 V y 50 Hz. Éste es utilizado para calentar el fango a la temperatura que se quiera realizar la experimentación. La muestra debe estar en continua agitación, para asegurar la homogeneización de la misma.

➤ **TERMÓMETRO**

El termómetro es utilizado para asegurar que la temperatura se mantiene constante durante todo el tiempo de sonicación.

➤ **OTROS**

Se utiliza material de laboratorio como vasos de precipitados, probetas, soporte para sostener la punta sonicadora, etc.

6.4.9.3. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL ENSAYOS DE SONIFICACIÓN

El estudio consiste en sonicar fango de la EDAR de Cullera, a una temperatura e intensidad constantes, durante periodos de tiempo determinados.

- Se pone en marcha el refrigerador para que vaya estabilizándose la temperatura a la cual se quiere realizar el ensayo.
- El volumen de fango a sonicar es de 400 ml, el cual se introduce en el reactor.
- A continuación, se introduce la punta sonicación, que debe situarse a 1/3 de la profundidad del fango.
- Para que la sonicación sea homogénea en todo el fango, éste debe estar agitándose constantemente, por lo que el reactor con el fango estará situado sobre un agitador magnético y en su interior se depositará un pez magnético para que responda a esta agitación.
- Desde el momento en que se empieza a sonicar, hasta el final del proceso, se introduce el termómetro en el fango para testar que la temperatura se mantiene constante en todo momento.
- Finalizada la sonicación, el fango se introduce en botellas de plástico cerradas y marcadas correctamente.

El ensayo se realiza dos veces, en los dos casos se toman 4 muestras de fango y se sonica a los tiempos de 0, 1, 3 y 6 minutos.

6.4.9.3. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL RESPIROMETRÍA FANGO SONICADO

Los ensayos que se realizan del fango sonicado mediante respirometría son la determinación de la DQOb y de la DQOrb, para ello, la técnica empleada es la misma que se utiliza en el apartado 6.4.5 (fraccionamiento DQO). La muestra a añadir en este caso es el fango, en vez de influente.

6.4.9.4. RESULTADOS

A continuación, se muestra los respirogramas obtenidos en los diferentes ensayos de respirometría.

- PRIMER ENSAYO

La Figura 53 corresponde al respirograma de cada una de las DQOb que se han obtenido en los diferentes tiempos de sonicado de las muestras de fango sin filtrar, para ello se ha superpuesto todos los respirogramas obtenidos.

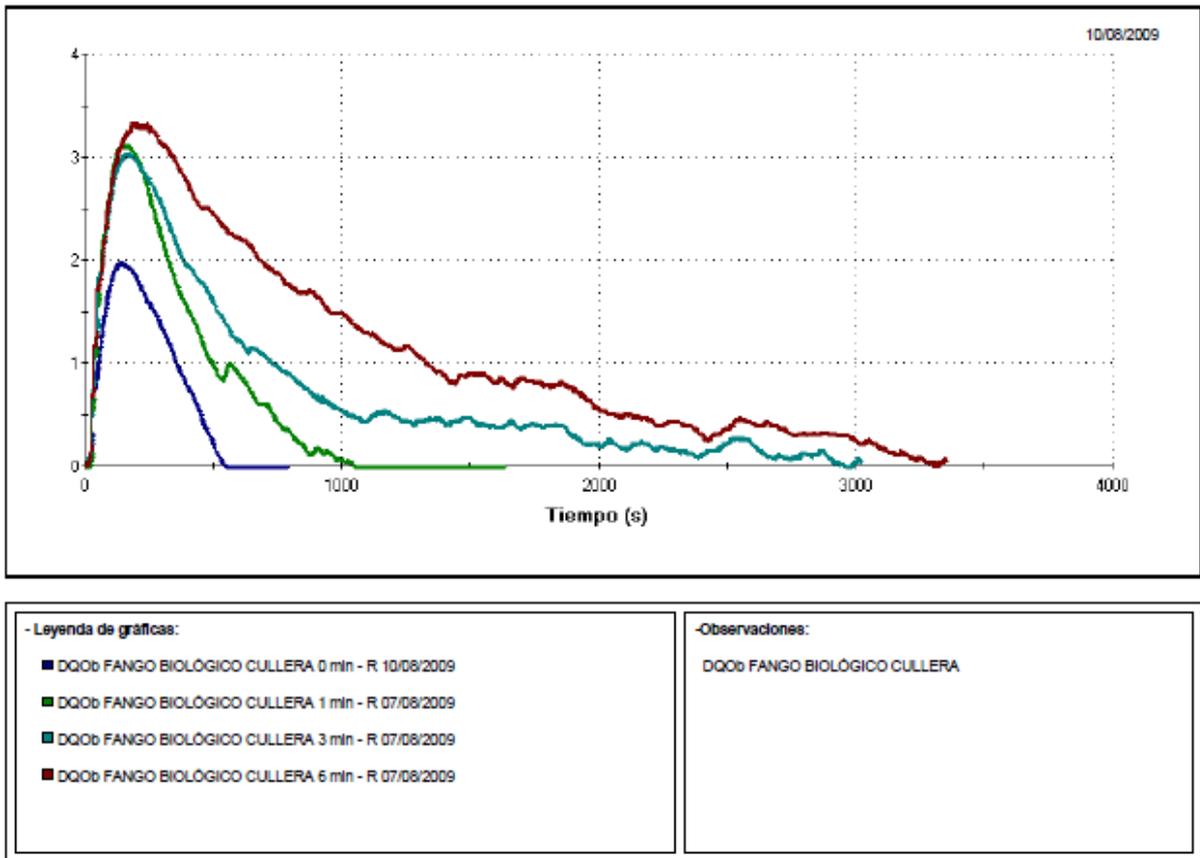


Figura 53. Respirograma DQOb FANGO EDAR CULLERA (t= 0, 1, 3 y 6 minutos).

En la Figura 53, se observa que cuando mayor es el tiempo de sonicado, la DQOb aumenta.

La Figura 54 corresponde al respirograma de cada una de las DQOrb que se han obtenido en los diferentes tiempos de sonicado de las muestras de fango filtradas, para ello se ha superpuesto todos los respirogramas obtenidos.

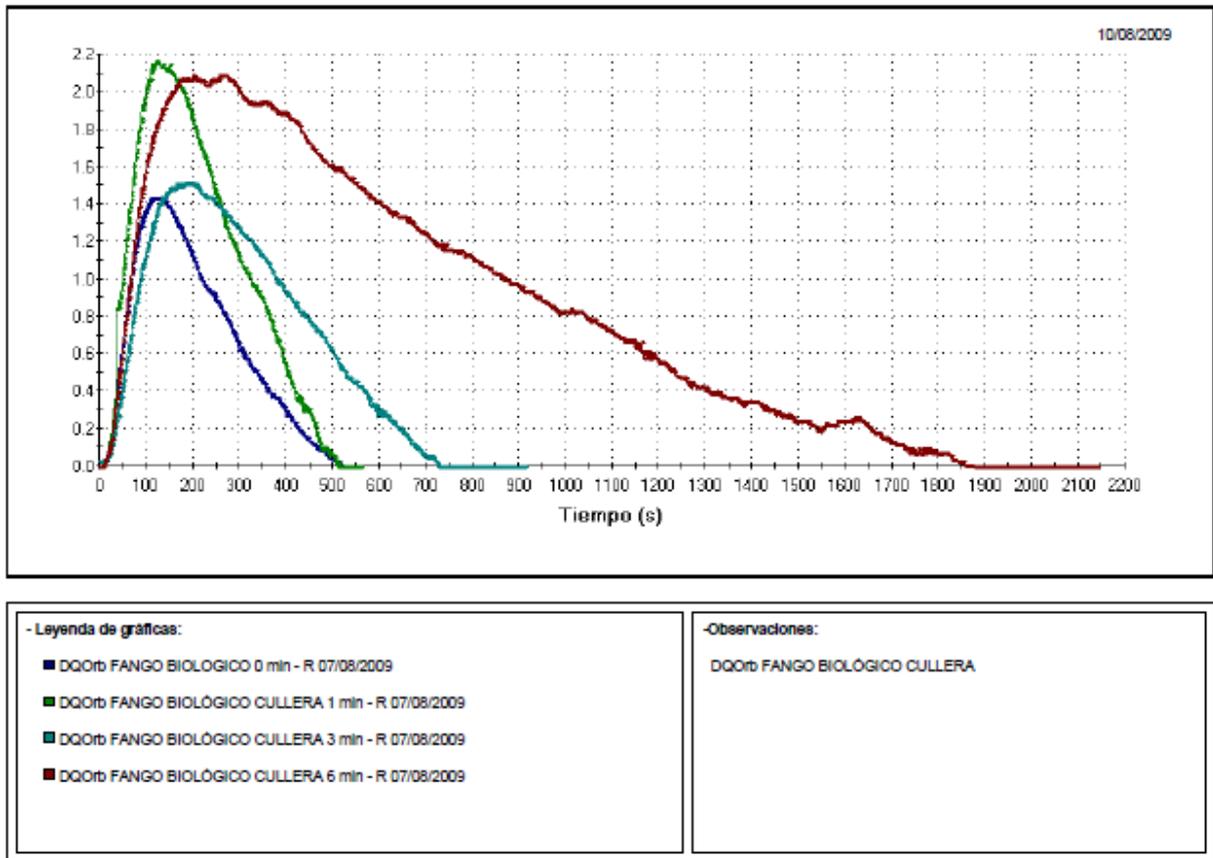


Figura 54. Respirograma DQOrb FANGO EDAR CULLERA ($t= 0, 1, 3$ y 6 minutos).

En la Figura 54, se observa que cuando mayor es el tiempo de sonicado, la DQOrb aumenta.

A continuación, en la Tabla 14, se muestra las DQO obtenidas en los diferentes tiempos de sonicado. La DQO total y la DQO soluble total, están calculadas mediante tubos de reacción (cubeta test) preparados de DR. Lange.

Tabla 14. Resultados DQO fango sonicado a diferentes tiempos (EDAR Cullera).

	t=0	t=1	t=3	t=6
DQO TOTAL	2.146	2.149	2.131	2.069
DQO SOL. TOTAL	53,1	60	96,7	134
DQOb	12,079	26,337	49,813	95,14
DQOrb	9,347	11,227	12,835	41,681
DQOlb	2,732	15,110	36,978	53,459

Se observa un aumento de la DQO soluble, de la biodegradable, de la rápidamente biodegradable y de la lentamente biodegradable, a medida que el tiempo de sonicado es mayor. También, hay que resaltar que cuando mayor es el tiempo de sonicado mayor es el aumento de la fracción soluble de la DQO.

- SEGUNDO ENSAYO

La Figura 55 corresponde al respirograma de cada una de las DQOb que se han obtenido en los diferentes tiempos de sonicado de las muestras de fango sin filtrar, para ello se ha superpuesto todos los respirogramas obtenidos.

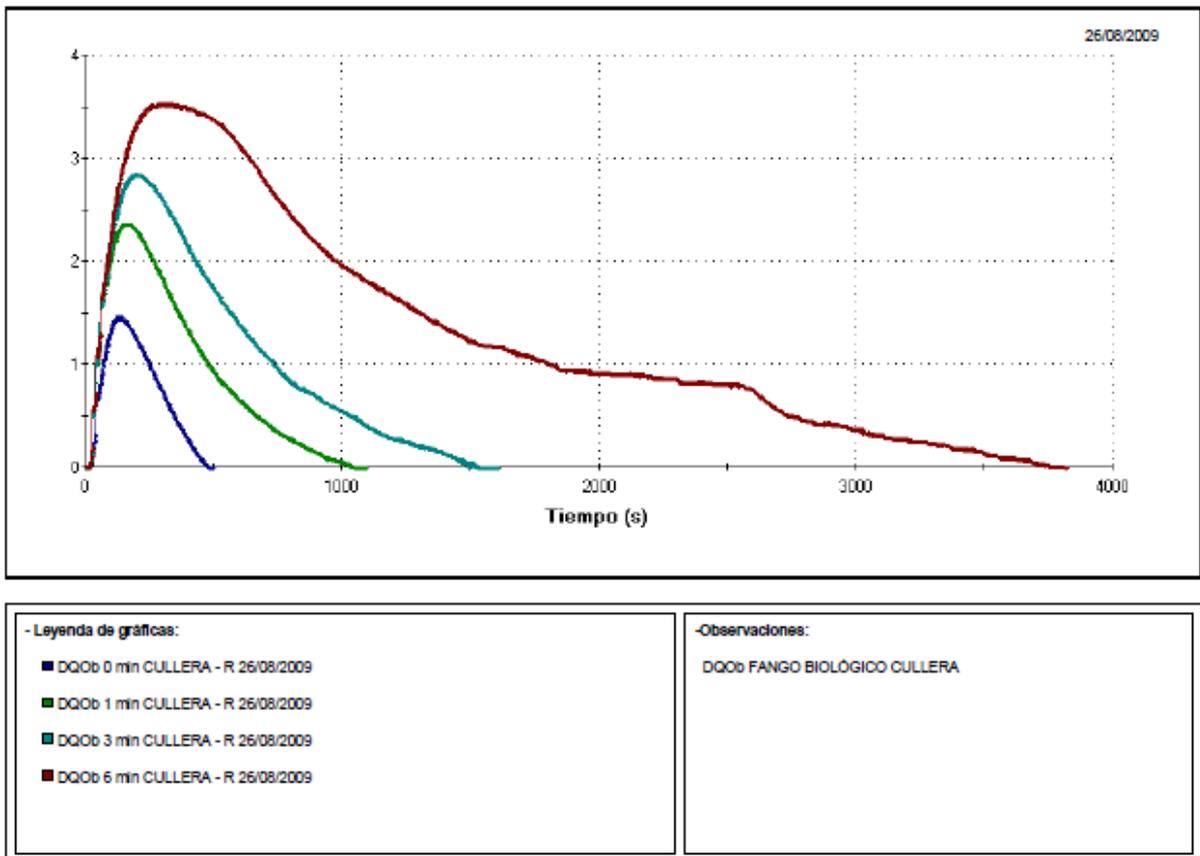


Figura 55. Respirograma DQOb FANGO EDAR CULLERA (t= 0, 1, 3 y 6 minutos).

En la Figura 55, se observa al igual que en el primer ensayo, que cuando mayor es el tiempo de sonicado, la DQOb aumenta.

La Figura 56 corresponde al respirograma de cada una de las DQOrb que se han obtenido en los diferentes tiempos de sonicado de las muestras de fango filtradas, para ello se ha superpuesto todos los respirogramas obtenidos

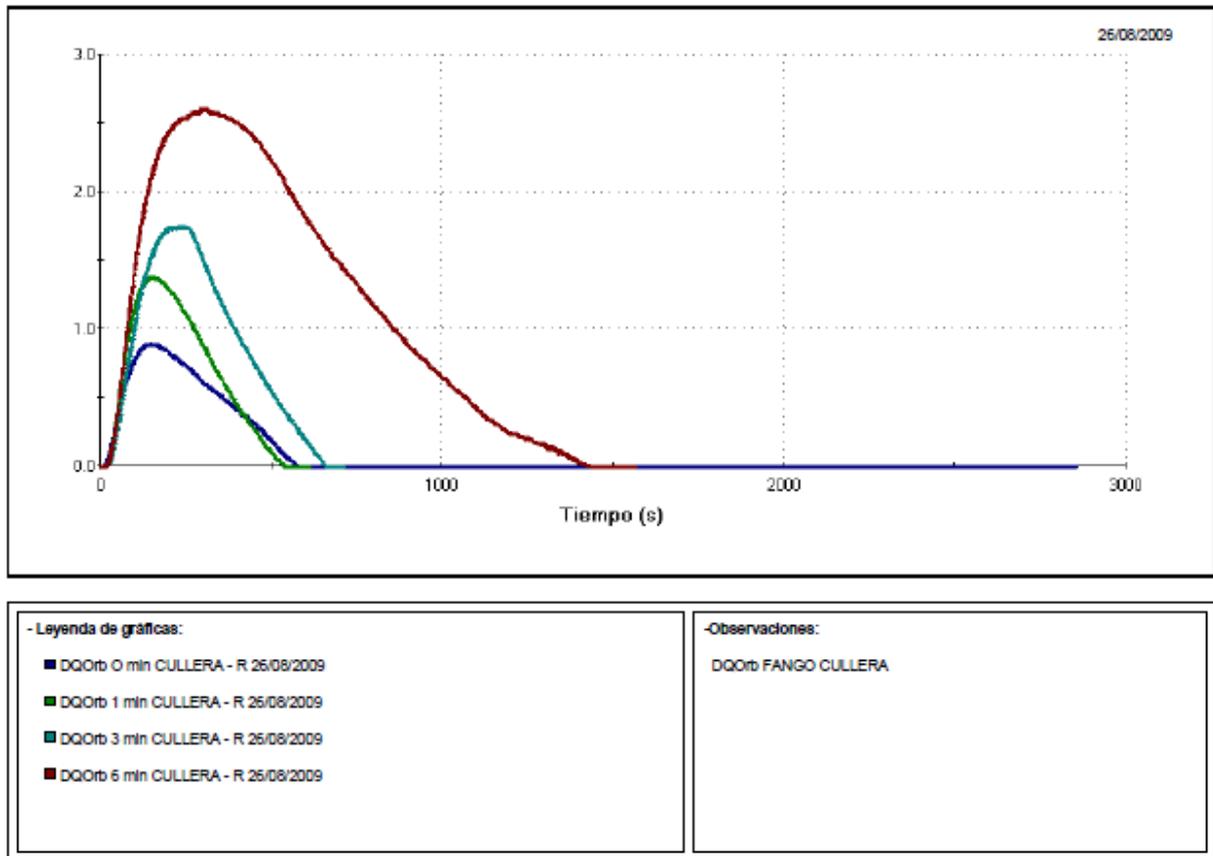


Figura 56. Respirograma DQOrb FANGO EDAR CULLERA (t= 0, 1, 3 y 6 minutos).

En la Figura 56, también se observa que cuando mayor es el tiempo de sonicado, la DQOrb aumenta.

A continuación, en la Tabla 15, se muestra las DQO obtenidas en los diferentes tiempos de sonicado del segundo ensayo. Al igual que en el primer ensayo la DQO total y la DQO soluble total, están calculadas mediante tubos de reacción (cubeta test) preparados de DR. Lange.

Tabla 15. Resultados DQO fango sonicado a diferentes tiempos (EDAR Cullera).

	t=0	t=1	t=3	t=6
DQO TOTAL	2.277	2.281	2.193	2.230
DQO SOL. TOTAL	19,9	57,9	130	194
DQOb	7,559	23,188	42,776	132,477
DQOrb	6.274	7,734	14,198	46,578
DQOlb	1,285	15,454	28,578	85,899

Al igual que en el primer ensayo, se ve un aumento de la fracción soluble de la DQO cuando mayor es el tiempo de sonicado. Es este caso hay que destacar un aumento significativo de la fracción soluble de la DQO para un tiempo de sonicado de 6 minutos.

Por lo tanto, en los dos ensayos puede observarse un aumento considerable de la fracción soluble de la DQO. Este hecho denota que durante la aplicación de ultrasonidos, parte de la fracción orgánica particulada se solubiliza, es decir, una porción de la fracción orgánica se disgrega pasando a la fracción soluble.

Hay que resaltar, que según los dos ensayos realizados, únicamente del fango que se utiliza sólo un 0,3% es biodegradable (a t=0), DQOb/DQO total, lo cual es improbable.

Por lo tanto, mediante respirometría se puede estimar como aumenta la fracción biodegradable del fango debido a la sonicación. Pero en sí, la técnica respirométrica no permite determinar la biodegradabilidad de fangos.

VII. CONCLUSIONES

7. CONCLUSIONES

- ❖ La utilización de un respirómetro BM-T permite conocer en todo momento cómo se encuentra el proceso de depuración, ponerlo a punto y prevenir importantes problemas.
- ❖ Desde la valoración primaria del proceso y la actividad biológica se puede detectar con anticipación un problema de inhibición de actividad o toxicidad de efecto progresivo. La respirometría determina posibles síntomas de toxicidad e inhibición específica dentro de una amplia variedad de procedimientos basados en el análisis de la evolución de la tasa de respiración dinámica provocada por el agua residual en el fango activo. En el mes de Agosto la E.D.A.R. de Cullera muestra síntomas de toxicidad.
- ❖ El cálculo de la capacidad de nitrificación nos permite averiguar si la actividad de la biomasa nitrificante está actuando dentro de unos niveles normales o por el contrario está mermada o inhibida. En la E.D.A.R. de Cullera los meses analizados presentan una capacidad de nitrificación correcta y por lo tanto, hay suficiente tiempo para realizar la nitrificación completa.
- ❖ Con la determinación de la capacidad de desnitrificación valoramos la materia orgánica carbonosa disponible para el proceso de la desnitrificación y la posibilidad de que este proceso se complete o no satisfactoriamente por este concepto. En la E.D.A.R. de Cullera los meses analizados hay suficiente materia orgánica carbonosa para satisfacer los requerimientos del proceso de la desnitrificación y se desarrolla correctamente.
- ❖ Por medio del respirómetro se pueden valorar las fracciones biodegradables de la DQO y la biodegradabilidad del agua residual desde la relación $DQOb/DQO$ y $DQOrb/DQO$.

- ❖ Los ensayos de respirometría permiten el cálculo de parámetros biocinéticos que caracterizan el proceso de los fangos activos a partir de las velocidades de consumo de oxígeno de la biomasa presente en el sistema.
- ❖ La sonicación de fangos puede ser valorada mediante técnicas de respirometría. Se puede estimar como aumenta la fracción biodegradable del fango cuando mayor es el tiempo de sonicado, pero la técnica respirométrica no permite determinar la biodegradabilidad de fangos.

VIII. BIBLIOGRAFÍA

8.1. BIBLIOGRAFÍA

- APHA-AWWA-WPCF. “Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales”. *Madrid, Díaz de Santos*, ISBN: 84-7978-031-2. 1992.
- BECHMANN, H; MARINUS, K.; MADSEN, H. and KJØLSTAD, N. “Control of sewer systems and wastewater treatment plants using pollutant concentration profiles”. *Water Science and Technology* 37 (12): 87-93. 1998.
- BUDAY, J. M.; DRTIL, M.; HUTŇAN and DERCO, J. “Substrate and Product Inhibition of Nitrification”. *Chemical Papers*: 53(6): 379-383. 1999.
- BUTLER, D. *et al.* “Urban Drainage” – *E & FN SPON – London, UK*. 2000.
- GRADY, J.; DAIGGER, G. and LIM, H. “Biological wastewater treatment”. *Marcel Dekker, Inc., New York*. 1999.
- MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M. and PARKER BROCK, J. “Biología de los microorganismos”. *Prentice Hall Iberia, Madrid*. 1997.
- METCALF & EDDY. “Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse”. *McGraw-Hill International Editions* [ISBN 0-07-041690-7]. 1991.

- ORHON, D. and ARTAN, N. "Modelling of activated sludge systems". *Technomic Publ.* ISBN 1566761018. 1994.
- RAUCH, W. And HARREMOES, P. "The importance of the treatment plant performance during rain to acute water pollution". *Wat. Sci. Tech*, 34(3-4), 1-8. 1996.
- RIVAS, M. G. "Tratamiento de aguas residuales"; (2ª. Ed.). *Ediciones Vega, Madrid*. 1978.
- SERRANO, E. "Aplicaciones en el Analizador de Respirometría BM-T " (en línea). [Consulta: 8 de Noviembre de 2009]. Disponible en: <http://www.surcis.com/html/aplicaciones.html>
- SERRANO, E. "Modos de trabajo del Respirómetro BM-T" (en línea). [Consulta: 8 de Noviembre de 2009]. Disponible en: <http://www.surcis.com/html/aplicaciones.html>
- TAKÁCS, I.; PATRY, G. G. and NOLASCO, D. "A dynamic model of the clarification-thickening process". *Water Research*, 25(10): 1263-1271. 1991.
- THIEM, A. et al. "Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization". PII: S0043-1354(00)00468-1. *Water res.* 35 (8) (2001). 2003-2009.

- VAN HAANDEL, A. C.; EKAMA, G. A. ; MARAIS, G. V. R. "The activated sludge process—3 single sludge denitrification". *Water Research*, Volume 15, Issue 10, 1135-1152. 1981.
- URRUTIKOETXEA, A. and GARCÍA-HERAS, J., L. "A thickening model for activated sludge secondary settlers". *Environmental Technology*, 15, pp.1051-1060, 1994.