

APROVECHAMIENTO INTEGRAL DE LIXIVIADOS

Dr. D. Carlos Alberto Romero Batallán

Dr. en Ingeniería Química

Ldo. en CC Químicas

Diplomado en Plásticos y Caucho

Diplomado en Viticultura y Enología

Máster en Medio Ambiente

Gerente de Consultoría de Técnicas Ambientales, S.L.

SEPTIEMBRE 2010

APROVECHAMIENTO INTEGRAL DE LIXIVIADOS

Romero Batallán, Carlos Alberto

Dr en Ingeniería Química, Ldo en CC. Químicas, Diplomado en Plásticos y Caucho, Diplomado en Viticultura y Enología, Máster en Medio Ambiente

Gerente de Consultoría de Técnicas Ambientales, S.L.

RESUMEN

La tesis doctoral defendida por D. Carlos Alberto Romero Batallán, desarrolla y da soporte científico a los procedimientos de aprovechamiento integral de lixiviados, recogidos en la patente de invención nº 200402938 "Método y reactor para tratamiento fermentativo de lixiviados procedentes de vertederos y plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos y utilización del líquido resultante como abono para plantas" con nº de publicación 2261048 y también la solicitud de patente 200900699 "Procedimiento para operación de una instalación de biometanización de residuos sólidos orgánicos, e instalación para llevarlo a cabo".

Para ello, se han sometido a los lixiviado procedentes de la zona de compostaje y de la balsa de comunes de tres Centros de Tratamiento de Residuos ubicados en Castilla y León (C.T.R.^S), a un tratamiento aerobio y anaerobio. Los resultados obtenidos indican que ambos procesos, son adecuados para la transformación del lixiviado en un fertilizante; siendo el anaerobio el más ventajoso dado que produce metano, que se puede transformar en energía.

Se analizó el efluente de salida de los reactores, llegando a las siguientes conclusiones: Tiene una relación C/N adecuada. El contenido en potasio es del mismo orden que el de abonos comerciales. El pH es básico y por lo tanto, adecuado para suelos ácidos. Bajo contenido en metales pesados por debajo de los límites permitidos por la legislación para fertilizantes del grupo A. Tiene un alto poder germinativo.

ABSTRACT

The doctoral thesis defended by the Dr. Carlos Alberto Romero Batallán, develops and lends scientific support to the procedures of integrated utilization of leachate, contained in invention Patent nº 200402938, " Method and reactor for fermentative treatment of leachate from treatment plants, landfills and municipal solid waste, using the resulting liquid as fertilizer for plants; published on nº 2261048 and Patent Application 200900699, "Procedure for operation of a organic solid waste biogas plant, and installation to perform this".

To illustrate the viability of the procedure, the leachate from the composting area and common pool of three waste treatment centers located in Castilla y León (CTRS) were subjected to an aerobic and anaerobic treatment. The results indicate that both processes are suitable for transforming the leachate into a fertilizer; the anaerobic being the most advantageous as it produces methane which can be transformed into energy.

We analyzed the effluent from the reactor output and reached the following conclusions: It has an adequate C/N ratio. The potassium content is of the same level as commercial fertilizers. The PH is basic and therefore suitable for acid soils; low content of heavy metals, below the limits allowed by law for fertilizers in group A. It has a high germinating power.

ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN	5
1.1	FRACCIÓN ORGÁNICA	5
1.2	TRATAMIENTOS ACTUALES DEL LIXIVIADO	6
1.3	TRATAMIENTO ALTERNATIVO PROPUESTO	7
2	ESTUDIO DE UN NUEVO TRATAMIENTO	8
2.1	OBJETIVO	8
2.2	MATERIAL DE PARTIDA.....	9
2.3	CÁLCULO DE LA GENERACIÓN DE LIXIVIADOS.....	10
2.4	ANALÍTICAS REALIZADAS.....	11
2.5	CONDICIONES DE OPERACIÓN	11
2.5.1	INSTALACIÓN PARA EL TRATAMIENTO ANAEROBIO	12
2.5.2	INSTALACIÓN PARA EL TRATAMIENTO AEROBIO	13
2.5.3	TRATAMIENTO ANAEROBIO	14
2.5.4	TRATAMIENTO AEROBIO	15
3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	17
3.1	ESTUDIO CINÉTICO DEL PROCESO	17
3.2	APLICACIÓN EN AGRICULTURA	17
3.3	ESTUDIOS COMPATIVOS	18
4	CONCLUSIONES	21

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1</i>	<i>Degradación materia orgánica</i>	<i>5</i>
<i>Figura 2</i>	<i>Procedencia de los lixiviados</i>	<i>6</i>
<i>Figura 3</i>	<i>Tipos de tratamiento</i>	<i>7</i>
<i>Figura 4</i>	<i>Tratamiento alternativo</i>	<i>8</i>
<i>Figura 5</i>	<i>Aprovechamiento integral de los lixiviados para su transformación en biogás y/o fertilizante</i> 9	
<i>Figura 6</i>	<i>Esquema operativo</i>	<i>10</i>
<i>Figura 7</i>	<i>Diseño y construcción de las instalaciones</i>	<i>13</i>
<i>Figura 8</i>	<i>Diseño y construcción de las instalaciones</i>	<i>13</i>
<i>Figura 9</i>	<i>Tratamiento anaerobio en continuo</i>	<i>14</i>
<i>Figura 10</i>	<i>Biomasa en el tratamiento anaerobio en continuo</i>	<i>15</i>
<i>Figura 11</i>	<i>Tratamiento aerobio en continuo</i>	<i>16</i>
<i>Figura 12</i>	<i>Cinética del proceso</i>	<i>17</i>

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	Ejemplo de balance de generación de lixiviados en una planta de Salamanca.....	10
Tabla 2	Caracterización de los lixiviados.....	11
Tabla 3	Selección de condiciones de operación: Tratamiento aerobio en discontinuo	12
Tabla 4	Poder germinativo.....	17
Tabla 5	Poder germinativo.....	18

Tabla 6	Estudios comparativos. DQO y amonio	19
Tabla 7	Estudios comparativos. Biomasa	20
Tabla 8	Estudios comparativos. Ajuste a la ecuación de Contois	20
Tabla 9	Estudios comparativos. Microbiología	21
Tabla 10	Producción de metano	22
Tabla 11	Poder germinativo	22
Tabla 12	Contenido en nutrientes	23
Tabla 13	Contenido en metales pesado.....	24

1 INTRODUCCIÓN

Artículo de mi tesis doctoral "Aprovechamiento Integral de Lixiviados", defendida el 29 de junio del 2010 en la Universidad de Salamanca: Romero Batallán, Carlos Alberto, Ramos Castellanos, Pedro; Reguera Useros, Juan Ignacio; Márquez Moreno, María del Carmen; Costa Pérez, Carlos.

1.1 FRACCIÓN ORGÁNICA

La fracción mayoritaria de los residuos urbanos es la materia orgánica, el reciclado de la misma, consiste por un lado en un tratamiento de degradación aerobia (compostaje), y por otro de degradación anaerobia (biometanización) que tienen como finalidad la conversión de la fracción biodegradable en fertilizantes en el primer caso y de biogás en el segundo caso.

El compostaje se basa en la descomposición biológica de la materia orgánica bajo condiciones tales que permitan obtener un producto final suficientemente estabilizado para poder ser utilizado como abono o mejorador de suelos. Básicamente, es un proceso en el que los microorganismos (bacterias y hongos), en medio oxigenado, descomponen las fracciones orgánicas (Figura 1).

La biometanización, por el contrario, se lleva a cabo en ausencia de oxígeno y, además de los nutrientes, permite recuperar también la energía contenida en la fracción biodegradable de los residuos en forma de metano. En el caso de la biometanización se puede complementar con un proceso adicional de compostaje del digesto antes de poder ser esparcida en el suelo (Figura 1).

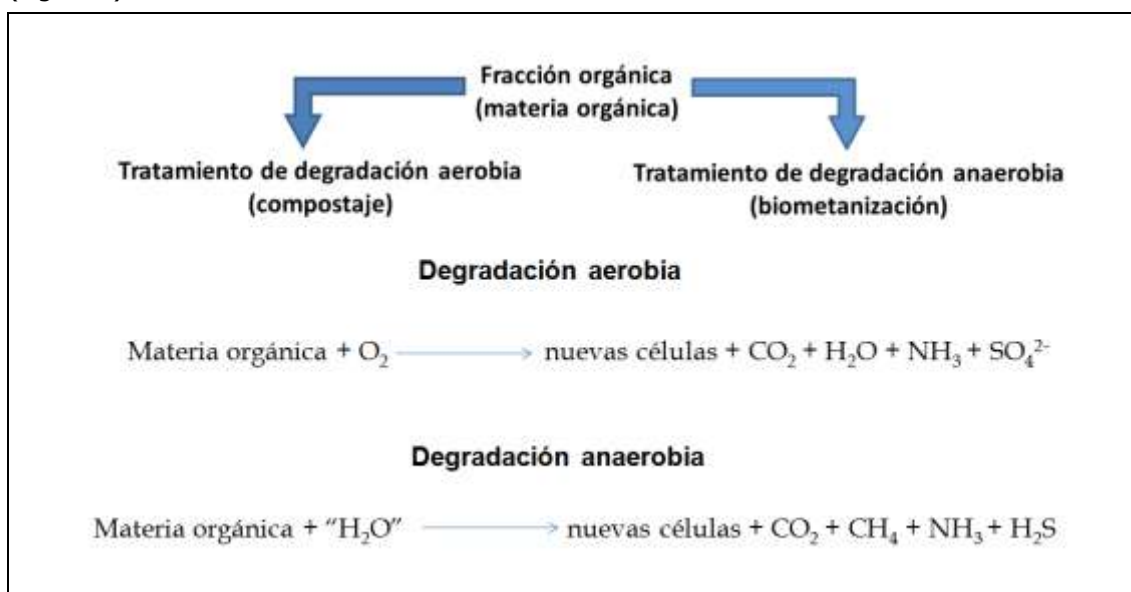


Figura 1 Degradación materia orgánica

En el proceso de compostaje siempre hay producción de agua mientras que en la biometanización, en algunas de las reacciones que tienen lugar hay consumo de agua y en otras se libera siendo el consumo neto de agua positivo. Esto hace que en los procesos de reciclado de la materia orgánica, tanto en el compostaje como en la biometanización seguida de compostaje, haya siempre una liberación de agua (Figura 2).

En esto radica el problema que surge en este tipo de tratamientos: la producción de los denominados LIXIVIADOS.

Pero no toda la materia orgánica presente en los residuos se trata sino que hay una parte que se elimina mediante su depósito en vertederos, en los que se producen igualmente

reacciones de degradación en las que aparece agua. A la cantidad de agua generada en el proceso de degradación hay que añadirle, además, la procedente de la lluvia que percola a través del residuo constituyendo también el LIXIVIADO.



Figura 2 Procedencia de los lixiviados

El lixiviado es, pues, el líquido producido en la descomposición de la materia orgánica y al percolar el agua de lluvia a través de la misma. Las características del lixiviado en cuanto a cantidad y composición dependen del tipo de residuo, de la precipitación media y de la evapotranspiración existentes en el emplazamiento, si bien siempre presenta una alta carga orgánica en suspensión y disuelta que hace que sea hasta ahora un contaminante peligroso que debe tratarse, dado que se corre el riesgo de contaminar las aguas superficiales y subterráneas.

1.2 TRATAMIENTOS ACTUALES DEL LIXIVIADO

En la actualidad, el tratamiento de los lixiviados se centra en su depuración para reducir la concentración de los contaminantes existentes en los mismos por debajo de los límites fijados por la normativa vigente para su vertido. Su tratamiento de depuración se basa en alguna de las técnicas disponibles (Figura 3), que son:

- Recirculación
- Evaporación forzada
- Tratamientos biológicos
- Tratamientos fisicoquímicos
- Tratamientos con membranas
- Procesos naturales



Figura 3 Tipos de tratamiento

De la revisión bibliográfica se puede deducir que, hasta el momento, todo el empeño en el tratamiento de lixiviados se ha centrado en su depuración con el objeto de poder realizar el vertido al cauce fluvial más próximo al lugar donde se generan.

1.3 TRATAMIENTO ALTERNATIVO PROPUESTO

La composición de los lixiviados permite prever que puedan ser utilizados con otro fin distinto al de un mero vertido.

Esa composición, con un alto contenido en carbono y nitrógeno y contenidos notables en fósforo, calcio y potasio, junto con un pH próximo a la neutralidad, parece sugerir su aprovechamiento dentro del campo de la agricultura. Para poder aplicar el lixiviado como fertilizante es necesario, entre otras cosas, que la relación carbono/nitrógeno no sea superior a 20.

Esto hace pues necesario un cierto tratamiento previo para poder emplear los lixiviados como abono. Como la finalidad de ese tratamiento es la reducción de la cantidad de carbono presente, un proceso fermentativo puede resultar adecuado y los tratamientos habitualmente utilizados en los procesos de depuración podrían ser válidos.

Estos tratamientos suelen ser aerobios y anaerobios. Los sistemas aerobios requieren una gran cantidad de energía para el suministro del oxígeno que va a actuar en la degradación de la materia orgánica; por esta razón suele existir una limitación en la carga contaminante del agua residual influente, ya que, si se tiene una alta carga, la utilización de oxígeno por parte de los microorganismos aumenta, incrementando los requerimientos energéticos, por lo que el tratamiento podría resultar muy costoso. A pesar de ello, estos sistemas presentan porcentajes de eliminación elevados y tiempos de retención cortos ya que la degradación se realiza a alta velocidad debido a que la tasa de síntesis de los microorganismos es estimulada por el suministro de oxígeno.

En los sistemas de tratamiento anaerobio, las velocidades de degradación son más lentas ya que los mecanismos de reacción utilizados por los microorganismos no tienen en cuenta una especie externa (como el oxígeno en el caso de los sistemas aerobios) para la oxidación de la materia orgánica, por lo que la síntesis de biomasa es mucho más lenta que en sistemas aerobios, haciendo que los tiempos de residencia sean más largos. No obstante, y debido a que no tienen una limitación en el suministro de oxígeno, estos sistemas soportan altas cargas orgánicas en el influente. Su característica principal, y de hecho la más llamativa, es la producción de energía en forma de metano, que puede ser aprovechado para el calentamiento de las unidades de tratamiento u otros servicios, disminuyendo los costes de operación.

Si bien la generación de un subproducto de alto valor energético que puede ser utilizado como combustible, como es el metano, presenta a los procesos anaerobios como la alternativa más atractiva frente a los procesos aerobios que consumen energía para el suministro de oxígeno, pero el excesivo tiempo usualmente necesario en ese tipo de tratamientos hace que la decisión no sea tan sencilla (Figura 4).

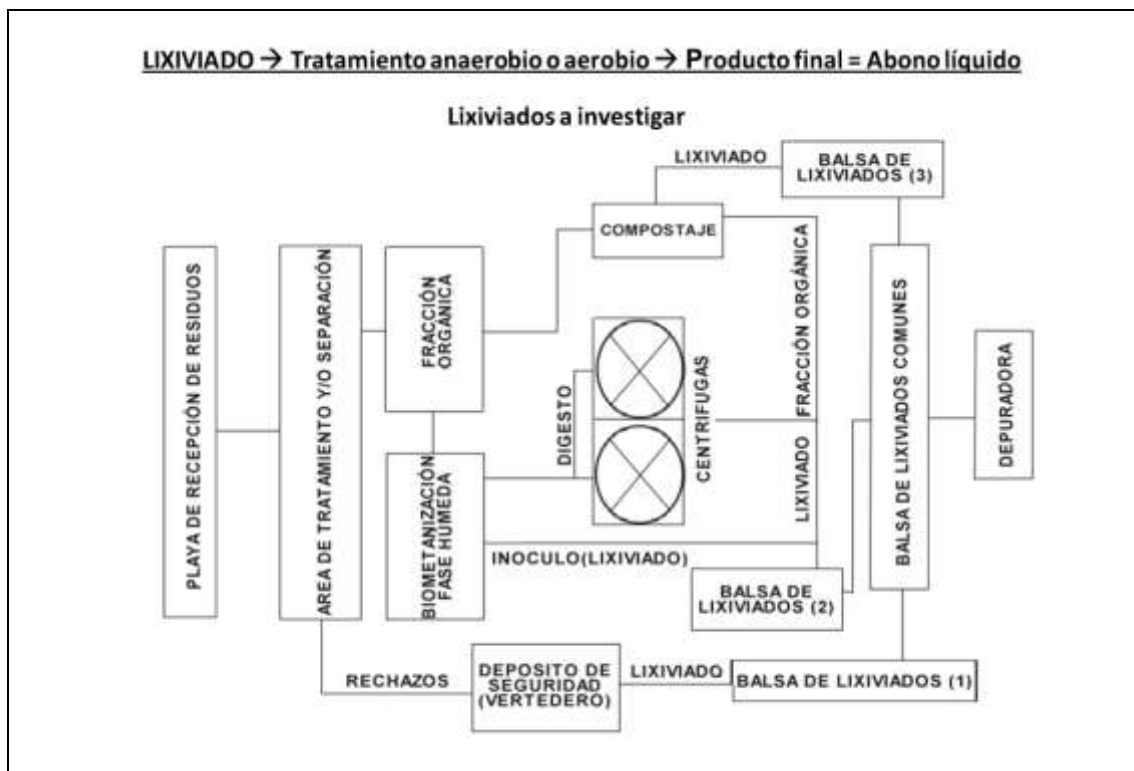


Figura 4 Tratamiento alternativo

2 ESTUDIO DE UN NUEVO TRATAMIENTO

2.1 OBJETIVO

Estudio del comportamiento de un lixiviado al ser sometido a un tratamiento anaerobio y a un tratamiento aerobio, analizando las características del producto final obtenido y determinando sus propiedades fertilizantes para su posible utilización como abono líquido.

2.2 MATERIAL DE PARTIDA

Se han considerado como lixiviado motivo de esta investigación, los generados en los Centros de Tratamiento de Residuos (CTR^s) denominados "no peligrosos", en su mayoría generados por residuos de procedencia domiciliaria. En estos centros se producen lixiviados en el vertedero, en las áreas de compostaje y en la zona de biometanización y todos ellos se llevan a la balsa denominada de comunes.

Para ello, se ha realizado la caracterización de los lixiviados generados en varios Centros de Tratamiento de Residuos de Castilla y León con el fin de elegir el que resultara más representativo de este tipo de residuos en la zona.

Se han diseñado y construido los equipos necesarios para llevar a cabo la investigación.

Posteriormente, se han llevado a cabo dos líneas de trabajo paralelas, una de tratamiento anaerobio y otra de tratamiento aerobio

Por último, y con el fin de determinar la aplicación en agricultura de los efluentes obtenidos tras los tratamientos, se ha estudiado su poder germinativo analizando:

- El crecimiento de dos tipos de plantas: césped y cebada.
- El efecto del tipo de proceso: anaerobio o aerobio.
- La influencia la etapa de desarrollo del proceso: inicial, intermedia o final.

Para asegurar la potencial utilización como fertilizantes de los productos obtenidos tras los tratamientos se han comparado con un abono líquido comercial utilizando tres parámetros para ello:

- El contenido en nutrientes.
- La presencia de compuestos tóxicos.
- El poder germinativo.

Todos estos estudios, permitirán determinar si es posible el aprovechamiento integral de los lixiviados por su transformación en fertilizantes y/o biogás (Figura 5).

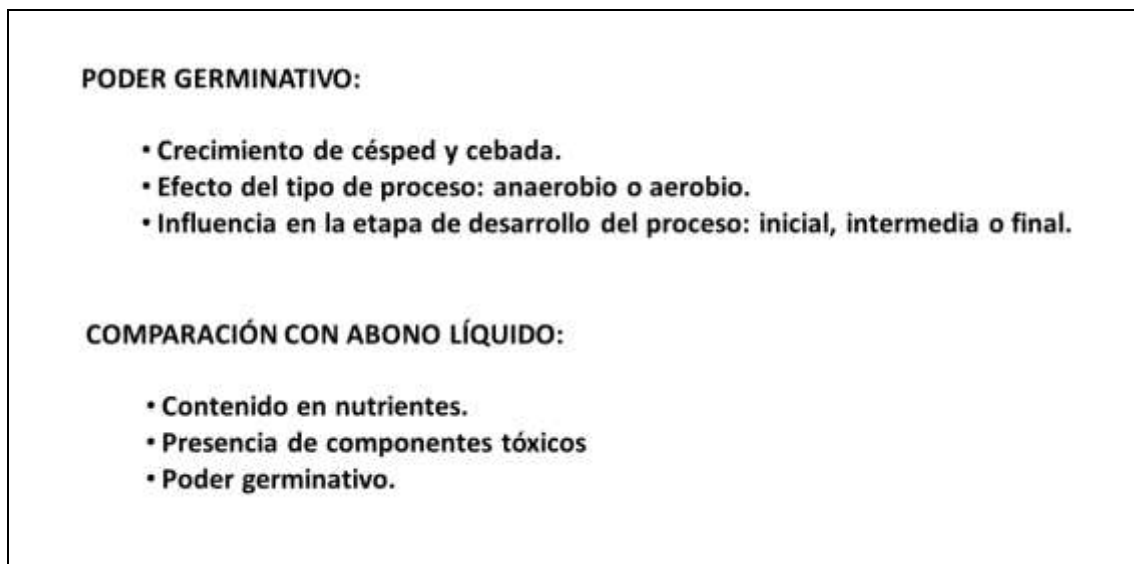


Figura 5 Aprovechamiento integral de los lixiviados para su transformación en biogás y/o fertilizante

Se han tomado muestras de lixiviados de dos tipos en los Centros de Tratamiento de Residuos estudiados: lixiviados procedentes directamente de las áreas de compostaje y lixiviados procedentes de las balsas de los denominados "comunes" que recogen todos los lixiviados generados en el CTR.

Todas las determinaciones se han realizado, como mínimo, por triplicado aplicando análisis estadístico con determinación de Distribución normal, Rechazo de datos (Figura 6).

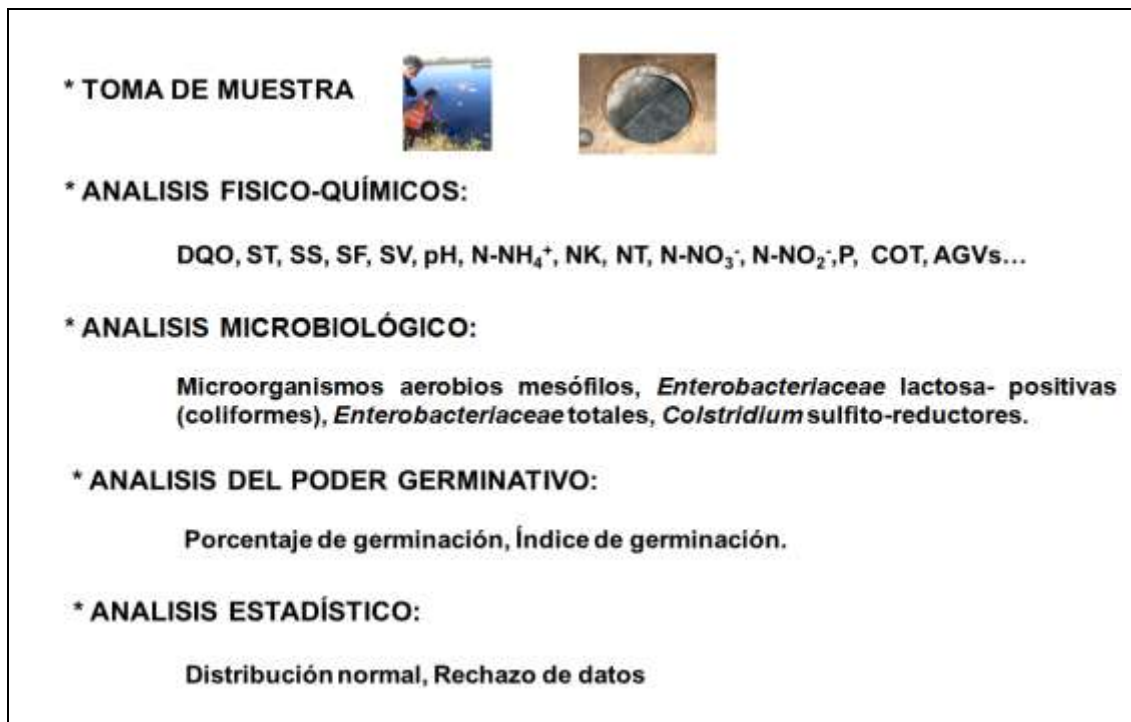


Figura 6 Esquema operativo

2.3 CÁLCULO DE LA GENERACIÓN DE LIXIVIADOS

El cálculo de los caudales promedio líquidos percolados, se basa en un balance anual de aguas (Tabla 1):

Tabla 1 Ejemplo de balance de generación de lixiviados en una planta de Salamanca

	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	Total
Pluviometría (l/m ²) ^a	32,0	39,0	42,0	42,0	31,0	27,0	22,0	39,0	48,0	34,0	16,0	11,0	383,0
EIP (l/m ²) ^a	86,3	49,5	21,6	10,2	9,0	12,9	30,5	45,8	72,6	106,8	131,4	120,9	697,5
P-EIP (l/m ²)	-54,3	-10,5	20,4	31,8	22,0	14,1	-8,5	-6,8	-24,6	-72,8	-115,4	-109,9	-314,5
Pluv. percolada (80%) l/m ²	25,6	31,2	33,6	33,6	24,8	21,6	17,6	31,2	38,4	27,2	12,8	8,8	306,4
Superficie m ²	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000
Lluvia percolada m ³	512	624	672	672	496	432	352	624	768	544	256	176	6128
Mat. Orgánica al vaso (t) ^{a*}	1066,7	1066,7	1066,7	1066,7	1066,7	1066,7	1066,7	1066,7	1066,7	1066,7	1066,7	1066,7	20000
Agua orgánica (65% mat. org.) m ³	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	13000
AGUA ORGANICA (80% percola) m ³	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	10400
TOTAL LIXIVIADO (m ³)	1379	1491	1539	1539	1365	1299	1219	1491	1635	1411	1123	1043	16528

De acuerdo con esto en España habrá una producción aproximada de lixiviados del orden de los 702.900 m³.

Teniendo en cuenta que el coste para tratar un m³ de lixiviado se encuentra en torno a los 25€, se puede calcular que el coste total aproximado para el tratamiento de los lixiviados producidos anualmente en España ronda los 17,5 millones de euros (17.500.000€), lo que justifica ampliamente la elaboración de un estudio para el aprovechamiento de los lixiviados producidos en los CTRs.

2.4 ANALITICAS REALIZADAS

Se han analizado lixiviados procedentes de la zona de compostaje y de la balsa de comunes de tres CTRs de Castilla y León: Burgos, León y Zamora, llegando a las siguientes conclusiones (Tabla 2):

- Sus características físico-químicas varían dependiendo de su procedencia, tanto en función de la localidad de origen (Burgos, León o Zamora) como del punto donde se tome la muestra (zona de compostaje o balsa de comunes).
- El lixiviado procedente de la zona de compostaje suele estar más cargado de materia orgánica y sólidos que el procedente de la balsa de comunes.
- Suelen ser líquidos muy oscuros con bastantes sólidos totales (entre 4.000 y 22.000 mg/l), un pH en torno a la neutralidad (6,5-8,5) y densidad próxima a la del agua (entre 980 y 1.020 g/l).
- Poseen alta carga orgánica (DQO entre 2.000 y 27.000 mg/l), elevado contenido en nitrógeno (nitrógeno total entre 500 y 1300 mg/l) y una alta relación carbono/nitrógeno (C/N entre 2 y 18).
- Poseen elevadas concentraciones de macronutrientes (C, N, P) y micronutrientes (K, Ca, Mg, Fe, P) que los hacen adecuados para una estabilización biológica.

Tabla 2 Caracterización de los lixiviados

MUESTRA		DQO (mgO ₂ /l)	ST (mg/l)	pH	ρ (kg/m ³)	COT (mg/l)	NT (mg/l)
LEÓN	LIXIVIADO COMUNES	14.250	20.447	7,51	998,2	4.849	1.239
	LIXIVIADO COMPOST	1.569	4.040	7,81	985,8	1.137	526
BURGOS	LIXIVIADO COMUNES	2.300	4.160	6,81	999,8	1.249	529
	LIXIVIADO COMPOST	27.313	61.070	6,79	1.019,8	19.397	1.091
ZAMORA	LIXIVIADO COMUNES	5.006	22.547	8,05	1.008,5	2.587	178
	LIXIVIADO COMPOST	15.188	12.847	7,04	993,2	3.523	697

MUESTRA		K ppm	Ca ppm	Fe ppm	P ppm	Mg ppm	Zn ppm
LEÓN	LIXIVIADO COMUNES	172.808	4.020	1.535	277	28.757	44,07
	LIXIVIADO COMPOST	173.732	3.051	2.574	409	25.301	251,29
BURGOS	LIXIVIADO COMUNES	53.148	54.272	507	96	17.656	49,07
	LIXIVIADO COMPOST	116.529	173.503	1.433	1.071	11.028	170,50
ZAMORA	LIXIVIADO COMUNES	93.909	14.874	551	152	5.196	31,28
	LIXIVIADO COMPOST	146.023	89.585	1.347	1.269	8.201	49,09

2.5 CONDICIONES DE OPERACIÓN

En el tratamiento anaerobio se han tenido en cuenta como parámetros a analizar la temperatura, la inoculación o no de microorganismos y el tiempo de residencia hidráulico, para el tratamiento aerobio los dos primeros parámetros no se han considerado por haberse fijado

en el estudio anterior. Por otra parte, el tiempo de ensayo ha sido de mayor duración con la finalidad de determinar la máxima biodegradabilidad del lixiviado.

Aunque en el estudio en anaerobio se eligió como temperatura de trabajo 35°C que será la que se utilice en el proceso continuo. A la vista de los resultados obtenidos puede afirmarse que la muestra es claramente biodegradable. La DQO del lixiviado de partida era de 8.623 mgO₂/l y el líquido resultante no pasa de los 800 mgO₂/l, alcanzando un porcentaje de degradación máximo, del 90% aproximadamente, a partir del día 30. En consecuencia, para el lixiviado que alimentará la planta en continuo se puede establecer en 800 mgO₂/l el valor de la DQO refractaria, es decir, la DQO que no puede ser eliminada mediante tratamientos biológicos.

Tabla 3 Selección de condiciones de operación: Tratamiento aerobio en discontinuo

	INICIAL	FINAL
STT (mg/l)	8.013	8.052
STV (mg/l)	3.394	1.310
SST (mg/l)	715	3.565
SSV (mg/l)	407	630
DQO (mgO ₂ /l)	8.623	724
pH	7,46	9,40
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	24,81	0,00
TOC (mg/l)	2.562,0	265,9
TN (mg/l)	713,0	119,8
Ac. ACÉTICO (mg/l)	1.469,5	1,5
Ac. PROPIÓNICO (mg/l)	1.064,7	4,4
Ac. BUTÍRICO (mg/l)	720,0	4,5

CONDICIONES DE OPERACIÓN EN AEROBIO:

- Sin inyección de inóculo.
- Temperatura de 35°C.
- Tiempo de residencia hidráulico variable.

En la Tabla 3 se muestra la comparación entre la caracterización del lixiviado inicial introducido en el matraz y el líquido final obtenido tras el ensayo de biodegradabilidad.

En ella se puede apreciar un aumento de sólidos en suspensión como consecuencia de la formación de biomasa (lodos activos) durante el proceso. La formación de esta biomasa conlleva el consumo de carbono, nitrógeno y fósforo, elementos necesarios para el crecimiento de los microorganismos, lo que se traduce en la disminución de estos elementos en el producto final.

También se observa un aumento del pH en dos unidades lo que se corresponde con la disminución de los ácidos grasos volátiles que prácticamente desaparecen.

Para el estudio del proceso anaerobio se utilizaron dos instalaciones: una diseñada y construida totalmente por nosotros específicamente para este trabajo y otra consistente en un sistema de fermentación comercial pero adaptada también por nosotros para este estudio.

La utilización de ambas instalaciones en lugar de usar una única tuvo como motivo conseguir una información más completa en la investigación.

2.5.1 INSTALACIÓN PARA EL TRATAMIENTO ANAEROBIO

La instalación diseñada para el tratamiento anaerobio está realizada en metacrilato, aparece en forma esquemática en la figura, y consta de digestor anaerobio, sistema de recogida de biogás, decantador, cierre hidráulico, sistema de bombeo, cuadro de mando y sistema de medida. Éste está formado por cuatro sondas de medición de pH, T^a, oxígeno disuelto y potencial redox. La agitación se llevó a cabo mediante un agitador y un seguidor magnéticos.

2.5.3 TRATAMIENTO ANAEROBIO

En el tratamiento anaerobio en continuo se estudiaron cuatro tiempos de residencia hidráulicos: 5, 10, 12,5 y 22 días, obteniéndose un comportamiento análogo en todos ellos por lo que, debido a la limitación de tiempo en esta exposición, se va a hacer un comentario común sin detallar los tiempos uno a uno (Figura 9).

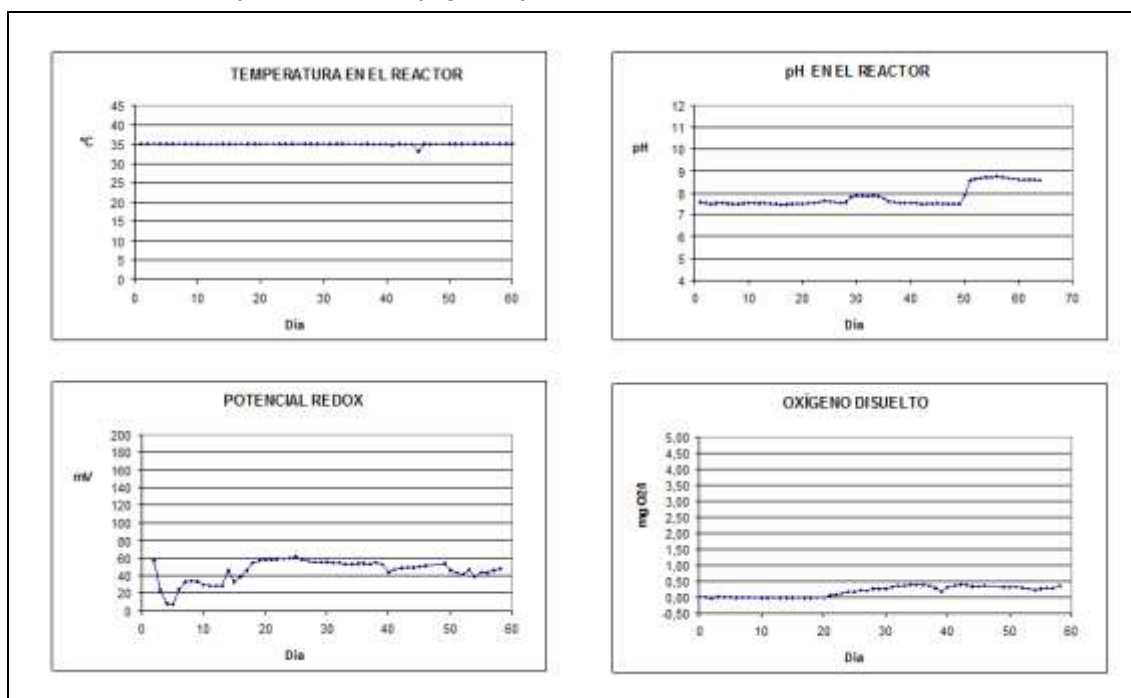


Figura 9 Tratamiento anaerobio en continuo

En todos los casos, las condiciones de operación fueron seguidas constantemente por las sondas introducidas en el reactor manteniéndose la temperatura en torno a los 35°C, el pH entre 7.5 y 8.5 y el oxígeno disuelto en cero o muy próximo a cero (Figura 9).

Con el fin de desarrollar una biomasa adaptada al influente de la planta, es decir, al lixiviado de la balsa de compostaje, se mantuvo la planta en circuito cerrado. En este estudio, se utilizaron las instalaciones descritas anteriormente en las que, para conseguir un circuito cerrado, se recirculó el efluente de salida al reactor, todo ello siempre en ausencia de oxígeno de manera que se asegure que los microorganismos que sobrevivan sean facultativos o anaerobios. Éstos últimos son los que constituyen las poblaciones bacterianas encargadas de llevar a cabo la degradación en los procesos de digestión anaerobia.

Como indicador del desarrollo de biomasa se ha utilizado la disminución del valor de la DQO. Se consideró finalizada la etapa de crecimiento de biomasa, cuando la DQO se redujo a valores tan bajos que podría haber una falta de sustrato para las bacterias lo que dañaría la población bacteriana (Figura 10).

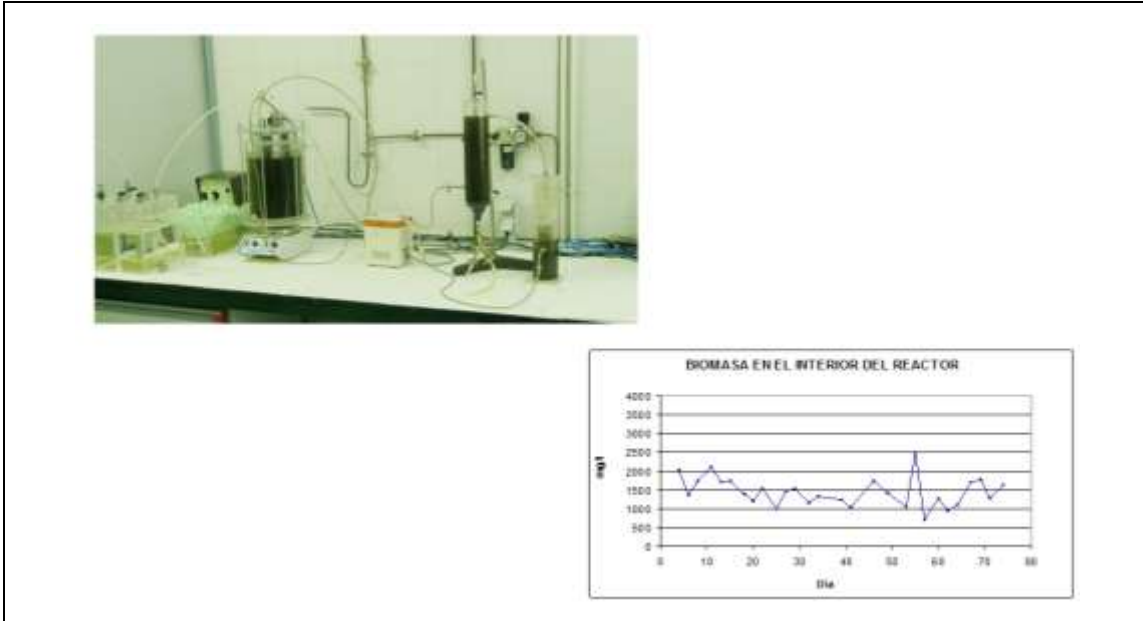


Figura 10 Biomasa en el tratamiento anaerobio en continuo

Una vez alcanzadas las condiciones de biomasa deseadas se comenzó a trabajar con el sistema en abierto, es decir, alimentando el reactor con lixiviado fresco de manera continua y permitiendo la salida del efluente de la planta en lugar de su recirculación al reactor.

- En relación con la DQO se apreció una disminución de la misma a lo largo del tiempo hasta alcanzar el estado estacionario en la planta momento en el cual el valor de la DQO del efluente permanecía constante obteniéndose, en todos los casos, eliminaciones en torno al 90 %.
- Como era de esperar, ese mismo comportamiento se observó en el carbono orgánico total.
- En relación con los sólidos, tanto totales como en suspensión, también se apreció una clara disminución con el tiempo hasta alcanzar un valor constante al llegar al estado estacionario. Esta reducción de los sólidos es indicativa de un buen funcionamiento del decantador utilizado en la instalación.
- Respecto al nitrógeno, tanto total como amoniacal, se observó una ligera disminución lo cual está en concordancia con los datos dados en la bibliografía según los cuales, en los procesos anaerobios, no se produce eliminación de amonio.
- El pH experimentó una subida respecto al del influente debido a la disminución del contenido en ácidos grasos volátiles por su transformación en metano y al desarrollo de microorganismos que pueden ejercer un efecto tamponador en la mezcla.
- El análisis el contenido en ácidos grasos volátiles y metano permitió comprobar la relación inversa existente entre ambos parámetros debido a que los ácidos producidos en la etapa acidogénica del proceso se transforman posteriormente en metano en la etapa metanogénica del mismo.

2.5.4 TRATAMIENTO AEROBIO

En el tratamiento aerobio en continuo también se estudiaron varios tiempos de residencia hidráulicos: 5, 10 y 12,5 días, obteniéndose al igual que en el proceso anaerobio un comportamiento análogo en todos ellos. Por tanto, haremos un comentario para todos ellos.

En todos los casos, las condiciones de operación fueron seguidas constantemente por las sondas introducidas en el reactor manteniéndose:

- La temperatura en torno a los 35°C.
- El pH en torno a 8.5.
- El oxígeno disuelto entre 2,5 y 3.

Con el fin de desarrollar una biomasa adaptada al influente de la planta, también se mantuvo la planta en circuito cerrado, recirculando para ello el efluente de salida al reactor, ahora en presencia de oxígeno para asegurar el desarrollo de microorganismos facultativos o aerobios (Figura 11).

Como indicador del desarrollo de biomasa se ha utilizado la disminución del valor de la DQO considerando finalizada la etapa de crecimiento de biomasa, cuando la DQO se redujo a valores suficientemente bajos.

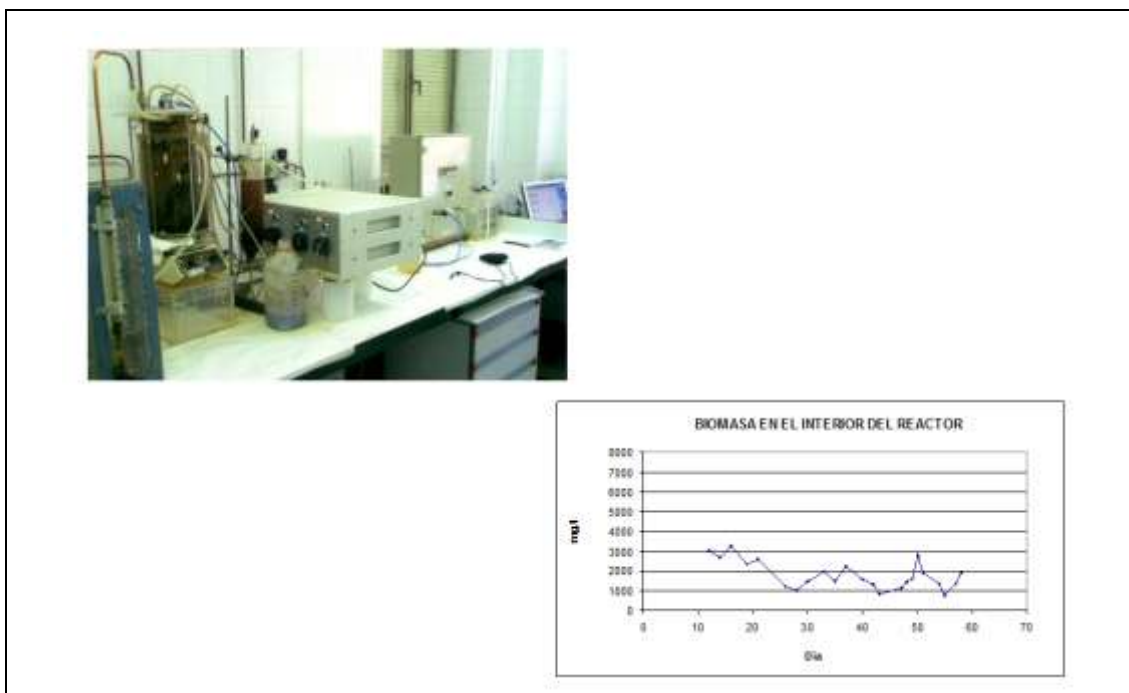


Figura 11 Tratamiento aerobio en continuo

Una vez alcanzadas las condiciones de biomasa deseadas se abrió el circuito de modo que se introducía el lixiviado fresco de manera continua y se permitía la salida del efluente de la planta en lugar de su recirculación al reactor.

El comportamiento de la DQO y del carbono orgánico total fue análogo al observado en el sistema anaerobio

- En el caso del nitrógeno, como cabía esperar dado que es un proceso aerobio, sí que se produjo una reducción apreciable del mismo en concordancia con los datos dados en la bibliografía.
- El pH también experimentó una subida respecto al del influente debido a la transformación de unos compuestos en otros y al desarrollo de microorganismos que pueden ejercer un efecto tamponador en la mezcla.

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 ESTUDIO CINÉTICO DEL PROCESO

A partir de los resultados obtenidos se procedió a realizar un estudio cinético de los mismos con el fin de determinar las ecuaciones de diseño que permitieran un cambio de escala en el proceso.

De los distintos modelos ensayados, al único al se ajustaron los datos fue el modelo de Contois debido a que incluye en su ecuación no sólo la eliminación de DQO y el tiempo de residencia hidráulico si no, también, la concentración de biomasa (Figura 12).

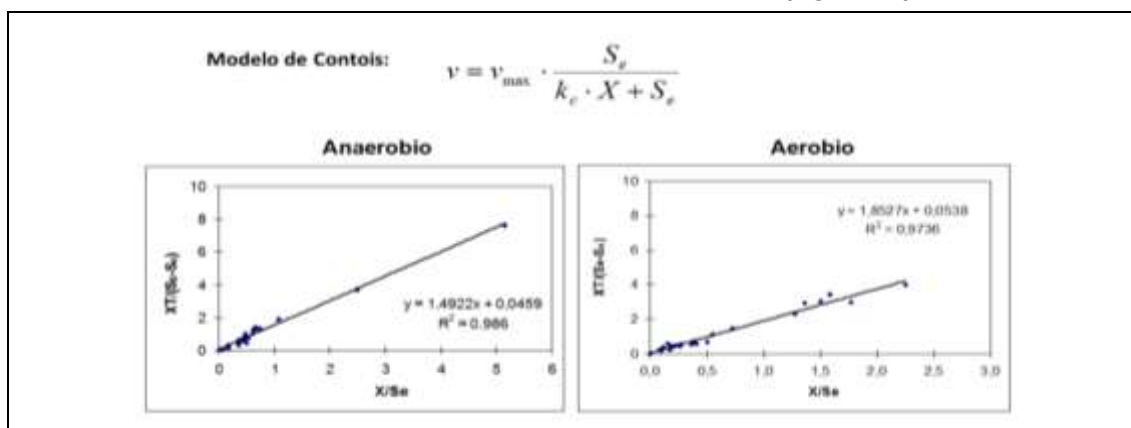


Figura 12 Cinética del proceso

3.2 APLICACIÓN EN AGRICULTURA

Con el fin de determinar la posible aplicación en la agricultura de los lixiviados antes y después de su tratamiento, se llevó a cabo un estudio sobre el poder germinativo de los mismos utilizando para ello dos tipos de semillas: de cebada y de césped. Las semillas de cebada presentan la ventaja de su fácil manejo y rápido crecimiento y son resistentes a algunos factores como la salinidad. Las semillas de césped ofrecen una respuesta rápida en ensayos de germinación, mostrando además una elevada sensibilidad a concentraciones bajas de sales y sustancias de naturaleza fitotóxica. Para cada muestra se ensayaron tres diluciones diferentes (1/10, 1/50 y 1/100) con el fin de determinar el efecto de la concentración en sales (Tabla 4).

Tabla 4 Poder germinativo

MUESTRA	Media de Índices de Germinación de semillas de césped	
	Lixiviado	Compo
control	100,0	100,7
Ext. 1/10	128,3	--
Ext. 1/50	120,8	42,0
Ext. 1/100	121,2	72,1

MUESTRA	Media de Índices de Germinación de semillas de cebada	
	Lixiviado	Compo
control	100,0	100,0
Ext. 1/10	107,1	--
Ext. 1/50	127,7	50,7
Ext. 1/100	150,2	75,9

Se analizó el poder germinativo del lixiviado y se comparó con el de un abono comercial denominado COMPO. Los datos obtenidos para los índices de germinación son positivos en todos los casos para el lixiviado, independientemente de la dilución empleada. Esto confirma la posible existencia de compuestos con alguna capacidad fitohormonal dentro de los lixiviados, los cuales pueden llegar a ejercer un efecto positivo sobre las raíces de ciertas plantas, en las primeras etapas de crecimiento de las mismas. Por el contrario, cuando se observa el índice de germinación del abono comercial, se aprecia una clara disminución frente al control, detectando por tanto la existencia de sustancias fitotóxicas.

El efecto del tratamiento sobre el poder germinativo se analizó en tres etapas del proceso: al principio, hacia la mitad y al final. Tanto en el caso de la cebada como en el del césped se aprecia un mayor poder germinativo, en comparación con el control, al aumentar la dilución para prácticamente todas las muestras analizadas. Esto es lógico ya que la dilución amortigua el efecto de los componentes perjudiciales que puede haber en el producto (Tabla 5).

También se aprecia en todos los casos una mayor germinación en la cebada que en el césped debido a que aquella es más resistente a la salinidad que es alta según se ha indicado anteriormente.

Tabla 5 Poder germinativo

MUESTRA	Media de Índices de Germinación de semillas de césped					
	Principio del proceso		Mitad del proceso		Final del proceso	
	Anaerobio	Aerobio	Anaerobio	Aerobio	Anaerobio	Aerobio
control	100,0	100,0	100,0	102,2	102,2	102,2
Ext. 1/10	97,5	101,0	115,3	97,2	80,0	89,5
Ext. 1/50	101,8	107,2	118,8	106,8	82,1	87,5
Ext. 1/100	113,0	117,7	129,7	121,1	72,4	97,1

MUESTRA	Media de Índices de Germinación de semillas de cebada					
	Principio del proceso		Mitad del proceso		Final del proceso	
	Anaerobio	Aerobio	Anaerobio	Aerobio	Anaerobio	Aerobio
control	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Ext. 1/10	102,6	109,3	105,1	97,8	94,0	105,0
Ext. 1/50	116,2	114,3	106,2	101,8	101,1	93,0
Ext. 1/100	126,2	119,7	115,7	94,8	95,3	106,0

Comparando los resultados obtenidos a lo largo del proceso anaerobio se aprecia un mayor poder germinativo hacia la mitad del proceso. Esto puede deberse a que, en esa etapa del proceso el contenido en carbono y nitrógeno se han reducido manteniéndose en los límites adecuados para el desarrollo de las plantas. Tanto un exceso como un efecto de nutrientes pueden resultar perjudiciales en agricultura.

En cualquiera de los casos, el poder germinativo es elevado (Tabla 5).

3.3 ESTUDIOS COMPATIVOS

Con el fin de decidir qué tipo de tratamiento puede ser más interesante para ser aplicados a los lixiviados, se va a realizar un estudio comparativo entre los resultados correspondientes al proceso anaerobio y los correspondientes al proceso aerobio.

Los resultados obtenidos para la reducción de materia orgánica (Tabla 6) indican que, en ambos procesos, la reducción es muy elevada siendo un poco inferior en el tratamiento aerobio. Esto puede deberse al hecho de que, cuando se lleva a cabo una degradación aerobia, la difusión de oxígeno en el medio resulta ser una etapa limitante del proceso, especialmente, para altas cargas orgánicas como es el caso. En este tratamiento se observa cómo la eficacia del proceso aumenta con el tiempo de residencia hidráulico ya que, a mayor tiempo de contacto entre las bacterias y la materia orgánica, mayor será la eliminación de la misma.

Tabla 6 Estudios comparativos. DQO y amonio

TRH (días)	Eliminación de DQO (%)	
	TRATAMIENTO ANAEROBIO	TRATAMIENTO AEROBIO
12,4	89,9	88,1
10	85,0	82,8
5	91,6	79,1

TRH (días)	Eliminación de NH_4^+ (%)	
	TRATAMIENTO ANAEROBIO	TRATAMIENTO AEROBIO
12,4	37,6	84,1
10	19,9	96,1
5	23,7	84,5

Sin embargo, esto no ocurre en el tratamiento anaerobio en el que la eficacia parece ser independiente del tiempo de residencia hidráulico. Este resultado es muy interesante ya que no es habitual en este tipo de procesos en los que suele existir una relación directa entre el tiempo de reacción y la degradación alcanzada. No obstante, este comportamiento sí que ha sido observado por otros investigadores quienes, en trabajos de eliminación de fósforo en aguas residuales, han obtenido un mismo rendimiento cuando han disminuido el tiempo de residencia ocho veces.

En cualquier caso, hay que destacar que el proceso anaerobio ha resultado altamente eficaz en la depuración del lixiviado para tiempos de residencia muy inferiores a lo habitual para aguas residuales con alta carga orgánica, pero no en los lixiviados que no proceden de las aguas residuales. Para sistemas anaerobios de mezcla completa, como el utilizado en este trabajo, el tiempo de retención hidráulico varía entre 10 y 60 días y, en este trabajo se ha obtenido una degradación del 90 % para un tiempo de cinco días.

Sin embargo, este comportamiento está refrendado por la bibliografía donde algunos autores indican que, en el tratamiento de lixiviados, los reactores anaerobios funcionan igual de bien que los aerobios cuando trabajan con tiempos de residencia hidráulicos similares.

También la bibliografía confirma los resultados obtenidos en el análisis de amonio: en el proceso anaerobio, no se produce eliminación de amonio lo que sí ocurre en el proceso aerobio, lo que concuerda con los análisis realizados en este trabajo.

En los procesos biológicos llevados a cabo para la elaboración de mi tesis doctoral, se ha trabajado sin control de la concentración de biomasa lo que ha llevado grandes oscilaciones en la misma contenida en los reactores como puede verse en la Tabla 7. No obstante, los rendimientos del proceso han sido independientes de esas variaciones. Esta situación no es

anómala ya que algunos investigadores que han trabajado en la degradación de sustancias complejas indican que no hay variación alguna en la velocidad de degradación al aumentar la concentración de biomasa.

Tabla 7 Estudios comparativos. Biomasa

TRH (días)	Biomasa (mg/l)	
	TRATAMIENTO ANAEROBIO	TRATAMIENTO AEROBIO
12,4	630	1.575
10	1.449	481
5	541	6.561

A pesar de haber trabajado permitiendo constantes variaciones en la concentración de microorganismos en el interior de los reactores, los resultados obtenidos una vez alcanzado el estado estacionario en las plantas de tratamiento, se han ajustado perfectamente al modelo cinético de Contois (Tabla 8) lo que confirma la posibilidad de trabajar en este tipo de procesos sin control de ese parámetro. La constante de saturación media calculada ha resultado ser análoga para ambos procesos, anaerobio y aerobio, mientras que, en la velocidad específica de degradación máxima, el valor correspondiente al proceso aerobio es ligeramente inferior al del proceso anaerobio, lógica consecuencia del rendimiento más bajo alcanzado en aquel. La relación existente entre las velocidades de degradación coincide con la relación existente entre los porcentajes de eliminación alcanzados lo cual es lógico ya que la velocidad del proceso es directamente proporcional a la diferencia entre la DQO de la alimentación y la DQO del efluente.

Tabla 8 Estudios comparativos. Ajuste a la ecuación de Contois

Parámetro	Ajuste a la ecuación de Contois	
	TRATAMIENTO ANAEROBIO	TRATAMIENTO AEROBIO
v_{max} (d ⁻¹)	21,79	18,59
k_c (mg DQO/l)	32,51	34,44

Si bien los resultados cinéticos son análogos, no lo son los microorganismos contenidos en los reactores.

Los estudios microbiológicos realizados sobre la biomasa del reactor aerobio revelan un alto contenido en microorganismos aerobios mesófilos aunque también existe en ella una cantidad importante de microorganismos anaerobios y hay presencia de coliformes como indica la producción de gas en la prueba correspondiente. No hay, sin embargo, ni enterobacterias ni Clostridium sulfito-reductores (Tabla 9).

Tabla 9 Estudios comparativos. Microbiología

		REACTOR						
		AEROBIO			ANAEROBIO			
	MEDIO CULTIVO	DILUCIÓN	24h	48 h	72 h	24h	48 h	72 h
AEROBIOS	PCA	10 ⁻⁵	890	Inc.	Inc.	52	141	168
	PCA	10 ⁻⁶	90	107	176	1	23	41
	VRBG	10 ⁻⁶	0	0	0	0	0	0
ANAEROBIOS	PCA	10 ⁻⁵	0	2	Inc.	0	9	153
	PCA	10 ⁻⁶	0	0	72	0	1	22
	VRBG	10 ⁻⁵	0	0	0	0	0	0
	VRBG	10 ⁻⁶	0	0	0	0	0	0
Clostridios sulf. reduct.	SPS	10 ⁻⁶	0	0	0	0	0	0
Coliformes	PRODUCCIÓN DE GAS		+	+	+	+	+	+

La microbiología de la biomasa del reactor anaerobio indica un menor desarrollo de microorganismos en general. Coincide con la del reactor aerobio en la presencia de coliformes y en la ausencia de enterobacterias y Clostridium sulfito-reductores, pero difiere de ella en el menor contenido de microorganismos aerobios mesófilos lo cual es lógico dado que en el medio hay ausencia de oxígeno. En este medio, sin embargo, sí que se desarrollan bacterias metanogénicas lo que está comprobado por la producción de metano durante el proceso.

4 CONCLUSIONES

La diferencia fundamental entre ambos tratamientos radica en la producción de metano que se produce en el tratamiento anaerobio pero no en el aerobio, lo que hace que el primero sea doblemente ventajoso ya que une a la opción de utilizar el lixiviado como fertilizante la posibilidad de obtener un gas combustible.

Respecto a esta producción, se puede observar que es inversamente proporcional al tiempo de residencia hidráulico (Tabla 10). Esto es debido a que la reducción de DQO obtenida ha sido, prácticamente, la misma para todos los tiempos ensayados lo que significa que la velocidad de degradación ha sido más rápida para cinco días de TRH y como consecuencia también lo es la cantidad de metano producida por kg de DQO eliminada.

Las cantidades de metano obtenidas para los tiempos de residencia más altos están por debajo de los valores de 350 l/ kg DQO eliminada que se consideran habituales en las digestiones anaerobias. Sin embargo, si se comparan con los valores de 20-70 l/ kg DQO eliminada obtenidos en la digestión anaerobia de lixiviados por otros autores, resultan muy interesantes. Además, para el tiempo de residencia hidráulico de cinco días sí que se alcanza el valor estimado de acuerdo con la bibliografía en los procesos anaerobios (Tabla 10).

Tabla 10 Producción de metano

TRH (días)	Metano (l/kg DQO _{eliminada})	
	TRATAMIENTO ANAEROBIO	TRATAMIENTO AEROBIO
12,4	141,02	0,00
10	175,15	0,00
5	346,72	0,00

La comparación del potencial germinativo (Tabla 11) indica que el producto obtenido por tratamiento anaerobio presenta en general un valor más alto excepto al final del proceso en el cual su poder germinativo es inferior al del producto obtenido por tratamiento aerobio. Este comportamiento es debido a que, al final del proceso, el contenido en carbono es superior en el producto del tratamiento aerobio el cual presenta siempre una eliminación de DQO inferior a la del proceso anaerobio. Como se indicó al hablar del poder germinativo, un contenido adecuado en carbono resulta fundamental en el proceso fertilizante por lo que el control del tratamiento para finalizarlo en el punto más apropiado para la obtención de ese contenido en carbono parece ser imprescindible.

Tabla 11 Poder germinativo

Etapa del tratamiento	PODER GERMINATIVO			
	TRATAMIENTO ANAEROBIO		TRATAMIENTO AEROBIO	
	Césped	Cebada	Césped	Cebada
Inicial	104,1	115,0	108,6	114,4
Media	121,2	109,0	108,4	98,1
Final	78,2	96,8	91,4	101,3

A la vista de todos estos resultados, parece que, aun siendo los dos procesos adecuados para la transformación del lixiviado en un fertilizante, el tratamiento anaerobio podría resultar más interesante ya que produce, además, metano.

Para utilizar el líquido resultante de la degradación anaerobia como abono líquido, además de un adecuado poder germinativo, debe cumplir una serie de requisitos que son los que se exigen a los abonos comerciales. Con el fin de decidir si es posible utilizar ese producto con tal fin, se va a realizar un estudio comparativo entre las características del líquido producido en una etapa intermedia del tratamiento anaerobio, que es el que se ha comprobado tiene un mayor poder germinativo, y las del abono líquido comercial marca COMPO®.

El pH del abono líquido comercial, un poco inferior al del efluente de la planta, sugiere que el abono COMPO® puede resultar más adecuado en suelos básicos y el producto de la degradación anaerobia en suelos ácidos (Tabla 12).

En los nutrientes requeridos por la legislación correspondiente a productos fertilizantes, fundamentalmente nitrógeno, fósforo y potasio, se aprecia un valor análogo en el contenido en potasio en ambos productos, y un valor superior en el contenido en nitrógeno para el efluente

del tratamiento anaerobio respecto al abono comercial lo que, posiblemente, justifica los mejores resultados conseguidos por aquel en cuanto a poder germinativo (Tabla 12).

Por el contrario, el contenido en fósforo es bastante inferior en el efluente (Tabla 12). Probablemente debido a su utilización por parte de los microorganismos durante el proceso de degradación anaerobia. Sin embargo, esto no siempre es un inconveniente ya que, cuando hay contenidos altos de P en el suelo, la adición de fertilizante tiene poco efecto en la absorción de este elemento, es decir, que la probabilidad de respuesta a la aplicación de un fertilizante fosfatado disminuye a medida que la concentración de P en el suelo se incrementa. Por ello el efluente de la planta de tratamiento sería muy recomendable en suelos ricos en fósforo.

La concentración en carbono orgánico también es mayor en el efluente de la planta, de ahí un valor mayor en su DQO. Las relaciones C/N para el efluente de la planta y el abono comercial son, respectivamente, 1,28 y 0,41. Si bien la limitación legal sólo indica que la relación C/N debe ser inferior a 20, su valor influye en la disponibilidad del nitrógeno. Cuando es elevada, los microorganismos del suelo precisan de nitrógeno adicional para descomponer el carbono y se producirá inmovilización del nitrógeno de forma orgánica. Por otro lado, un valor bajo de la relación C/N indica contenidos elevados de nitrógeno y puede ser considerado como un fertilizante mineral. No obstante, una relación C/N demasiado baja en un abono líquido implica una mineralización rápida de la materia orgánica del suelo; es por ello por lo que el aporte al suelo de un abono con un contenido de nitrógeno excesivo puede provocar una pérdida de materia orgánica. Por tanto, el efluente de la planta parece adecuado en este sentido (Tabla 12).

Tabla 12 Contenido en nutrientes

CONTENIDO EN NUTRIENTES	EFLUENTE ANAEROBIO	COMPO® DILUIDO
pH	8,50	7,01
NT (mg/l)	350	246,27
TOC (mg/l)	450	101,49
C/N	1,28	0,41
P (mg/l)	10,12	244,60
K (mg/l)	740,01	739,11

Este abono se elabora a partir de guano de aves y se comercializa concentrado de manera que, para una fertilización normal, debe diluirse. Como consecuencia de esas diluciones sus características cambian por lo que el estudio comparativo debe realizarse a partir de esas diluciones.

Los productos fertilizantes elaborados con materias primas de origen orgánico no pueden superar el contenido de metales pesados fijado por la legislación, siendo ese contenido más estricto según sea su clase A, B o C. El contenido en metales pesados del producto procedente del tratamiento anaerobio está dentro de los límites fijados para los metales pesados en cualquiera de los tres tipos de fertilizantes, A, B o C, por lo que también esto parece indicar la posibilidad de su utilización como abono (Tabla 13).

Tabla 13 Contenido en metales pesado

Metal pesado	Límites de concentración (mg/l)				
	Clase A	Clase B	Clase C	EFLUENTE	COMPO®
Cadmio	0,7	2	3	< 0,01	0,14
Cobre	70	300	400	< 0,01	33,02
Níquel	25	90	100	0,08	0,46
Plomo	45	150	200	0,03	0,12
Zinc	200	500	1.000	0,82	41,7
Mercurio	0,4	1,5	2,5	< 0,01	<0,01
Cromo total	70	250	300	0,07	0,21
Cromo VI	0	0	0	< 0,01	0,02

Todos estos resultados permiten concluir que el efluente de la planta de tratamiento anaerobio puede utilizarse como fertilizante y que es posible llevar a cabo un aprovechamiento integral de los lixiviados cumpliéndose así el objetivo fijado en mi tesis doctoral que el bajo el título "Aprovechamiento Integral de Lixiviados", la defendí el día 29 de junio de 2010 y que da soporte científico a la patente de invención nº 200402938 "Método y reactor para tratamiento fermentativo de lixiviados procedentes de vertederos y plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos y utilización del líquido resultante como abono para plantas" con nº de publicación 2261048 y también a la solicitud de patente 200900699 "Procedimiento para operación de una instalación de biometanización de residuos sólidos orgánicos, e instalación para llevarlo a cabo".