

**CARACTERIZACIÓN
EXPERIMENTAL DE LA FRACCIÓN
ORGÁNICA TRITURADA DE LOS
RSU PARA VALORAR SU
INCORPORACIÓN AL AGUA
RESIDUAL Y TRATAMIENTO DE
UNA EDAR**

TRATAMIENTO DE AGUAS

Autor:

LASTRA BRAVO TANIA ELIZABETH

Directores:

D. AGUADO GARCÍA DANIEL

D. BARAT BAVIERA RAMÓN

MARZO, 2013

RESUMEN

Los residuos domésticos, que incluyen restos de comida y desperdicios de cocina, corresponden a la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) cuya gestión y manejo es especialmente difícil debido a su alto contenido de humedad y rápida putrefacción. Su disposición en vertederos da lugar a la formación de lixiviados que pueden causar impactos ambientales severos como la contaminación de aguas subterráneas y/o superficiales y la emisión de gases de efecto invernadero. Con la finalidad de controlar estos impactos entró en vigor la Directiva de Vertederos de la Unión Europea (1999/31/EC) y exigió a los estados miembros la reducción de la cantidad de desechos biodegradables que van a parar a vertederos en 75% en 2006, 50% en 2009 y 35% en 2016, basado en el nivel de producción de desechos de 1995. Para lograr este objetivo se ha promovido la implementación de varias alternativas de gestión de residuos que incluye la recogida separada y reciclaje, el compostaje centralizado y en casa, la incineración centralizada, la digestión anaerobia y el uso de los trituradores de residuos de comida (TRC).

Los TRC fueron desarrollados en Estados Unidos hace aproximadamente 80 años, y en la actualidad, alrededor del 50% de los hogares cuentan con uno de estos dispositivos, pero su uso es relativamente bajo en los estados miembros de la Unión Europea (UE) siendo inferior al 6% (Evans T.D., 2012). En países como Italia, Francia y Suecia las autoridades municipales regulan su uso, mientras que, en Austria, Bélgica y Países bajos, está prohibida su instalación (EPA, 2008).

Los TRC son dispositivos que se instalan en la salida del desagüe del fregadero de la cocina con el fin de triturar los desperdicios de comida en finas partículas y enjuagar la mezcla resultante, a través del sistema de cañerías (Arnold D., 2003; Thomas, P., 2011). De esta forma, los residuos de comida triturados se transfieren al alcantarillado público y, posteriormente, a los procesos de tratamiento de aguas residuales.

Justamente, esta derivación de los residuos de comida triturados hacia las estaciones de depuración de agua residual (EDAR) es lo que ha preocupado y limitado su instalación y uso. Sin embargo, este hecho es el que ha incentivado el estudio y evaluación de los posibles impactos que puedan tener sobre el sistema de alcantarillado, en las características del agua residual y en los procesos de tratamiento de agua.

El presente trabajo se centra en la caracterización experimental de la fracción orgánica de los residuos triturada (FORT) para evaluar y valorar su incorporación al agua residual urbana y a sistemas de depuración a través de la simulación computacional de un biorreactor de membranas anaerobias.

La caracterización de la corriente de salida del dispositivo de trituración fue posible mediante la planificación y el desarrollo de una serie de ensayos físico – químicos en laboratorio, que incluyeron la determinación de las concentraciones de la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda biológica de oxígeno (DBO), sólidos totales, disueltos y suspendidos con sus respectivas proporciones de volátiles, nutrientes, pruebas de sedimentabilidad y determinación de la distribución del tamaño de partícula. Dado que el presente trabajo se enmarca dentro de una de las líneas de investigación del grupo Calagua, que es la incorporación de la FORT al influente de la planta piloto de membranas anaerobias ubicada en la EDAR del Carraixet, se decidió simular este sistema de depuración con el uso del programa informático Desass 7.1.

Los resultados obtenidos demuestran que las características químicas de la FORT son variables, especialmente en lo que se refiere al contenido de materia orgánica medida como DQO y sólidos suspendidos. Se encontró que la corriente de salida de un TRC es de alta biodegradabilidad y que los sólidos contenidos se encuentran, mayoritariamente, en su forma particulada y volátil. Las concentraciones de los nutrientes, nitrógeno y fósforo, se sitúan alrededor de las concentraciones típicas para agua residual urbana y predominan las formas solubles; el contenido de sulfato se debe al aporte del agua del grifo empleada durante el proceso de trituración. El tamaño medio de las partículas, después de atravesar un tamiz de 3.00mm de abertura, es $153.02\mu\text{m}$ con un d_{90} igual a $516.76\mu\text{m}$ y d_{10} igual a $12.33\mu\text{m}$; se estableció que de agregarse huesos a los residuos de comida, la granulometría del cernido no

se vería afectada. Las pruebas de sedimentabilidad revelaron que la mayor cantidad de partículas decantan entre 30 y 50 minutos, y que su efecto, sobre la línea de aguas de un sistema convencional de depuración de aguas residuales, se vería reflejado en la cantidad de contaminantes contenidos en los sólidos no sedimentables que pasan a un tratamiento secundario y que representan el 80% de los sólidos totales

Por simulación se determinó que la incorporación de la FORT al agua residual urbana implica un aumento considerable en la DBO_L soluble, que equivale a la cantidad de materia orgánica rápidamente biodegradable. Además, se comprobó que impacta de manera positiva en la fermentación anaerobia, lo que se refleja en el aumento de la producción de biogás, así que, con un factor de penetración en el mercado (FPM) del 25% se cuadruplica la cantidad de biogás obtenido respecto al producido solo con agua residual urbana; de la misma manera, el porcentaje de metano incrementa del 60%, cuando se trabaja solo con agua residual urbana, al 74% cuando se incorpora la corriente de residuos triturada con un FPM de 25%.

Se puede afirmar que desde la perspectiva de los procesos de tratamiento de aguas residuales, los TRCs se perfilan como una opción interesante para integrar el manejo y gestión de aguas residuales urbanas y desechos orgánicos domésticos.

RESUM

Els residus domèstics, els quals inclouen restes de menjar i desapropitaments de cuina, corresponen a la fracció orgànica dels residus sòlids urbans (FORSU) la gestió i maneig dels quals és especialment difícil degut al seu alt contingut d'humitat i ràpida putrefacció. La seua disposició en abocadors dona lloc a la formació de lixiviats i pot causar impactes ambientals severos com són la contaminació d'aigües subterrànies i/o superficials i a l'emissió de gasos d'efecte hivernacle. Amb la finalitat de controlar estos impactes, va entrar en vigor la Directiva d'Abocaments de la Unió Europea (1999/31/EC) i va exigir als estats membres la reducció de la quantitat de rebutjos biodegradables que van a parar a abocadors en 75% en 2006, 50% en 2009 i 35% en 2016, basat en el nivell de producció de rebutjos de 1995. Per a

assolir este objectiu s'ha promogut la implementació de diverses alternatives de gestió de residus que inclouen la recollida separada i reciclatge, el compostatge centralitzat i en casa, la incineració centralitzada, la digestió anaeròbia i l'ús dels trituradors de residus de menjar (TRC).

Els TRC van ser desenvolupats en Estats Units fa aproximadament 80 anys, i en l'actualitat, al voltant del 50% de les llars compten amb un d'estos dispositius, però l'ús és relativament baix en els estats membres de la Unió Europea (UE) sent inferior al 6% (Evans T.D., 2012). En països com Itàlia, França i Suècia les autoritats municipals regulen el seu ús, mentre que, en Àustria, Bèlgica i Països Baixos, està prohibida la seua instal·lació (EPA, 2008).

Els TRC son dispositius que s'instal·len en l'eixida del desguàs del fregador de la cuina amb la finalitat de triturar els desaprofitaments de menjar en fines partícules i esbandir la barreja resultant, a través del sistema de canonades (Arnold D., 2003; Thomas, P., 2011). D'esta forma, els residus de menjar triturats es transfereixen al clavegueram públic i, posteriorment, als processos de tractament d'aigües residuals.

Justament, esta derivació dels residus de menjar triturats cap a les estacions de depuració d'aigua residual (EDAR) és el que ha preocupat i limitat la seua instal·lació i ús. Malgrat això, este fet és el que ha incentivat l'estudi i avaluació dels possibles impactes que puguen tindre sobre el sistema de clavegueram, en les característiques de l'aigua residual i en els processos de tractament d'aigua.

El present treball se centra en la caracterització experimental de la fracció orgànica dels residus (FORT) per a avaluar i valorar la seua incorporació a l'aigua residual urbana i a sistemes de depuració a través de la simulació computacional d'un biorreactor de membranes anaeròbies.

La caracterització del corrent d'eixida del dispositiu de trituració va ser possible mitjançant la planificació i el desenvolupament d'una sèrie d'assajos físic-químics en laboratori, que van incloure la determinació de les concentracions de la demanda química d'oxigen (DQO), la

demanda biològica d'oxigen (DBO), sòlids totals, dissolts i suspesos amb les seues respectives proporcions de volàtils, nutrients, proves de sedimentabilitat i determinació de la distribució de la grandària de partícula. Atès que el present treball s'emmarca dins d'una de les línies de recerca del grup Calagua, que és la incorporació de la FORT al influent de la planta pilot de membranes anaeròbies situada en la EDAR del Carraixet, es va decidir simular este sistema de depuració amb l'ús del programa informàtic Desass 7.1.

Els resultats obtinguts demostren que les característiques químiques de la FORT són variables, especialment pel que fa al contingut de matèria orgànica mesurada com DQO i sòlids suspesos. Es va trobar que el corrent d'eixida d'un TRC és d'alta biodegradabilitat i que els sòlids continguts es troben, majoritàriament, en la seua forma particulada i volàtil. Les concentracions dels nutrients, nitrogen i fòsfor, se situen al voltant de les concentracions típiques per a aigua residual urbana i predominen les formes solubles; el contingut de sulfat es deu a l'aportació de l'aigua de l'aixeta emprada durant el procés de trituració. La grandària mitjana de les partícules, després de travessar un tamís de 3.00mm d'obertura, és 153.02µm amb un d90 igual a 516.76µm i d10 igual a 12.33µm; es va establir que d'agregar-se ossos als residus de menjar, la granulometria del cés no es voria afectada. Les proves de sedimentabilitat van revelar que la major quantitat de partícules decanten entre 30 i 50 minuts, i que el seu efecte, sobre la línia d'aigües d'un sistema convencional de depuració d'aigües residuals, *es veuria reflectit en la quantitat de contaminants continguts en els sòlids no sedimentables que passen a un tractament secundari i que representen el 80% dels sòlids totals.*

Per simulació es va determinar que la incorporació de la FORT a l'aigua residual urbana implica un augment considerable en la DBOL soluble, que equival a la quantitat de matèria orgànica ràpidament biodegradable. A més, es va comprovar que impacta de manera positiva en la fermentació anaeròbia, la qual cosa es reflecteix en l'augment de la producció de biogàs, aixina que, amb un factor de penetració al mercat (FPM) del 25% es quadriplica la quantitat de biogàs obtingut respecte al produït solament amb aigua residual urbana; de la mateixa manera, el percentatge de metà incrementa del 60%, quan es treballa solament amb aigua residual, al 74% quan s'incorpora el corrent de residus triturats amb un FPM del 25%.

Es pot afirmar que des de la perspectiva dels processos de tractament d'aigües residuals, els TRC es perfilen com una opció interessant per a integrar el maneig i gestió d'aigües residuals urbanes i deixalles orgàniques domèstiques.

ABSTRACT

Household waste - including food scraps and kitchen waste - corresponds to the organic fraction of urban solid waste (USW) that presents inherent inconvenient for their self management, that is mainly due to their high moisture content and high rates of putrefaction.

The direct disposal of Household waste in landfills, results in the formation of leachate. This in turns causes severe environmental impacts, such as contamination of ground and / or surface water and the emission of greenhouse gases.

In order to reduce and control those impacts the European Union release the “Landfill Directive (1999/31/EC)” in order to requires from all member states the reduction of the amount of biodegradable waste going to landfills. The pace of reduction determined implies 75% in 2006, 50% in 2009 and 35% in 2016. The base line of waste production was set on 1995's levels.

In order to achieve this goal, UE has been promoting the implementation of various waste management alternatives, including: separate collection and recycling, Onsite centralized composting, Centralized Incineration, Anaerobic Digestion and the Use of Food Waste Disposal Units (FWD).

FWDs were developed in the United States around 80 years ago. By nowadays, 50% of US households have at least one of those devices. Nevertheless, in what concerns to UE members, their use remains low, accounting for a 6% only (TD Evans, 2012). In countries like Italy, France and Sweden, the use of FWDs is regulated by the municipal authorities, while in Austria, Belgium and the Netherlands, their use is prohibited (EPA, 2008).

FWDs are mechanical devices installed in the drain outlet of the kitchen sink. Their primary goal is to grind the food waste into fine particles and then rinse off the resultant mixture through the pipe system (Arnold D., 2003, Thomas, P., 2011) deploying the content into the public sewage system, and then, finally into municipal wastewater treatment facilities.

The absence of clear scientific knowledge about the consequences of potential deviation of grinded food waste to wastewater facilities has avoided the full deployment of FWDs in UE households. However, the same fact has encouraged the study and evaluation of potential impacts, on both, the public sewage system and municipal wastewater treatment facilities.

The present work focuses on the assessment and evaluation of the incorporation of grinded mixture into municipal wastewater treatment facilities. This was achieved by experimental characterization of the organic fraction of grinded food waste and through computer simulation of an anaerobic membrane bioreactor. The characterization of the FWD's output was done through a series of physical and chemical laboratory essays. Among them, it can be count the following: COD – chemical oxygen demand -; BOD – biological oxygen demand -; total, dissolved and suspend solids (All of them with their correspondent portion of volatiles, nutrients and settleability tests, as well as size particle determinations). The correspondent simulation of the system and its processes was possible by the use of Desass 7.1 computer software. This choice was made by taking into consideration that the present work forms part of one of the investigation lines of CALAGUA work project, which is, the deployment of the organic fraction of grinded household waste into Carraixet's wastewater treatment facility.

By the observation and study of the after essay evidence, it could be conclude that the chemical characteristics of the organic fraction were variable, especially in what refers to COD and suspended solids. Also it was found that the FWD's output is highly biodegradable and contains a majority of small size and volatile particles. The concentrations of nutrients, nitrogen and phosphorus, are between typical values for urban wastewater. Soluble forms predominate in the mixture. The sulfate presence is due to the use of tap water during the grinding process. The average particle size, after passing through a 3.00mm sieve opening was

153.02 μm . d90 equal to 516.76 μm and d10 equal to 12.33 μm . The essays demonstrated that addition of bones to food waste, the distribution of size particle would not be affected.

Tests revealed that most of the particles settle between 30 and 50 minutes, and that, their effect over water line of a conventional wastewater treatment facility, would be reflected in the amount of pollutants contained in non - settleable solids passing through secondary treatment (they represents 80% of total solids). Computer simulation determines that the incorporation of the organic fraction implies a considerable increase in the soluble BDO, which is equivalent to the amount of rapidly biodegradable organic matter. Furthermore, it was found that the addition of organic fraction, positively impacts the anaerobic fermentation; this was reflected in the increase of biogas production. So taken into consideration the previous argumentation, a market penetration factor (MPF) of 25% increases the amount of biogas in 4 times in relation to regular municipal wastewater. In the same way, with a MPF of 25 %, the percentage of methane increases from 60% to 74%.

Finally, taking in consideration the experimental results as well as the wastewater theoretical framework, it can be said that the FWD could be a viable alternative to integrate municipal wastewater and organic house hold management in a successful way.

ÍNDICE

1. OBJETIVOS	1
2. AGUAS RESIDUALES	3
2.1. DEFINICIÓN	3
2.2. CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS	4
2.3. DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS	5
2.4. TRATAMIENTOS PARA LA ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA EN LAS AGUAS RESIDUALES	9
2.5. CARACTERÍSTICAS DEL BIOGÁS	14
3. RESIDUOS SÓLIDOS	17
3.1. RESIDUOS DOMÉSTICOS	18
3.2. SISTEMAS DE GESTIÓN DE LOS RSU	19
3.3. COMPARACIÓN DE LOS DISTINTOS MÉTODOS DE GESTIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	26
3.4. IMPACTO DE LOS TRITURADORES DE RESIDUOS DE COMIDA	28
3.4.1. IMPACTO SOBRE EL SISTEMA DE ALCANTARILLADO	29
3.4.2. IMPACTO SOBRE EL AGUA RESIDUAL Y LOS PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUA	30
3.4.3. IMPACTO SOBRE EL PROCESO ANAEROBIO Y PRODUCCIÓN DE BIOGÁS	33
3.5. GESTIÓN CONJUNTA DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS CON LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS TRITURADA MEDIANTE LA TECNOLOGÍA AVANZADA DE MEMBRANAS ANAEROBIAS	35
4. MATERIALES	36
4.1. FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	36
4.2. DESCRIPCIÓN DEL MONTAJE EXPERIMENTAL	36
5. MÉTODOS	38
5.1. ACONDICIONAMIENTO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	38
5.2. CARACTERIZACIÓN FÍSICO QUÍMICA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS TRITURADA	39
5.2.1. ACONDICIONAMIENTO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS TRITURADA PARA LOGRAR SU COMPLETA HOMOGENIZACIÓN.	40

5.2.2.	ACONDICIONAMIENTO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS TRITURADA PARA LA DETERMINACIÓN DE LAS ESPECIES SOLUBLES	40
5.2.3.	DETERMINACIÓN DE PH	41
5.2.4.	DETERMINACIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD	41
5.2.5.	DETERMINACIÓN DE LA ALCALINIDAD Y LOS ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES	41
5.2.6.	DETERMINACIÓN DE NITRÓGENO TOTAL Y NITRÓGENO TOTAL SOLUBLE	42
5.2.7.	DETERMINACIÓN DE FÓSFORO TOTAL Y FÓSFORO TOTAL SOLUBLE	42
5.2.8.	DETERMINACIÓN AMONIO Y SULFATOS	42
5.2.9.	DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES Y VOLÁTILES	42
5.2.10.	DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS SEDIMENTABLES Y NO SEDIMENTABLES	44
5.2.11.	DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	44
5.2.12.	DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO	45
5.2.13.	ENSAYOS DE SEDIMENTACIÓN	45
5.2.14.	TAMAÑO DE PARTÍCULA	46
5.3.	SIMULACIÓN DEL TRATAMIENTO CONJUNTO DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS Y LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS TRITURADA	46
5.3.1.	DESCRIPCIÓN DEL ESQUEMA DE SIMULACIÓN	46
5.3.2.	DESCRIPCIÓN DE LOS ESCENARIOS SIMULADOS	48
6.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	49
6.1.	GENERALIDADES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS Y EL PROCESO DE TRITURACIÓN	49
6.2.	ANÁLISIS DE LA CARACTERIZACIÓN FÍSICO – QUÍMICA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS TRITURADA	51
6.2.1.	COMPARACIÓN DE LOS RESULTADOS DE ESTE ESTUDIO CON LOS PRESENTADOS EN BIBLIOGRAFÍA	54
6.2.2.	CONDUCTIVIDAD Y PH	56
6.2.3.	ALCALINIDAD Y ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES	57
6.2.4.	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES Y VOLÁTILES	59
6.2.5.	DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	63
6.2.6.	DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO	65
6.2.7.	NUTRIENTES	66
6.2.8.	TAMAÑO DE PARTÍCULA	71

6.2.9. ENSAYOS DE SEDIMENTABILIDAD	76
6.3. ESTUDIO POR SIMULACIÓN DEL TRATAMIENTO CONJUNTO DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS Y LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS TRITURADA	82
7. CONCLUSIONES	91
8. ANEXOS	98
8.1. ANEXO I – CÁLCULO DE LA DILUCIÓN PARA LA DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS SEDIMENTABLES Y NO SEDIMENTABLES Y DE LOS CAUDALES DE LOS DISTINTOS ESCENARIOS DE SIMULACIÓN	98
8.2. ANEXO II – MODELOS MATEMÁTICOS DE SEDIMENTACIÓN	100
8.3. ANEXO III – DATOS EXPERIMENTALES DE LA CARACTERIZACIÓN FÍSICO – QUÍMICA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA TRITURADA	104
8.4. ANEXO IV – CÁLCULO DEL CONSUMO DE AGUA DURANTE EL PROCESO DE TRITURACIÓN Y DEL VOLUMEN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS TRITURADA	105
8.5. ANEXO V – DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DE PARTÍCULA	106
8.6. ANEXO VI – CÁLCULO DE LA TASA DE PRODUCCIÓN DE METANO	109
9. BIBLIOGRAFÍA	110

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1. Valores típicos de los parámetros para agua residual urbana</i>	4
<i>Tabla 2. Composición química del biogas</i>	15
<i>Tabla 3. Características de la fracción orgánica y la fracción vegetal – poda</i>	19
<i>Tabla 4. Ventajas y desventajas del compostaje</i>	20
<i>Tabla 5. Ventajas y desventajas de la biometanización</i>	22
<i>Tabla 6. Ventajas y desventajas de los tratamientos térmicos</i>	23
<i>Tabla 7. Ventajas y desventajas del depósito en vertederos</i>	24
<i>Tabla 8. Especificaciones del triturador de residuos de comida InSinkErator® - Evolution 100</i>	37
<i>Tabla 9. Análisis de laboratorio para la caracterización de la fracción orgánica de los residuos triturada</i>	39
<i>Tabla 10. Detalle del tipo de residuos de preparación de alimentos</i>	49
<i>Tabla 11. Detalle del tipo de residuos procedentes de las bandejas</i>	50
<i>Tabla 12. Composición de la fracción orgánica de los residuos triturada</i>	53
<i>Tabla 13. Comparación de los resultados de este estudio con los presentados en bibliografía</i>	56
<i>Tabla 14. Corrección de las concentraciones de los sólidos totales y disueltos</i>	61
<i>Tabla 15. Resultados de los ensayos analíticos de la determinación de la demanda biológica de oxígeno</i>	65
<i>Tabla 16. Distribución del tamaño de partícula la fracción orgánica de los residuos triturada</i>	72
<i>Tabla 17. Distribución del tamaño de partícula de muestras de huesos después de pasar por un tamiz de 3.00mm de abertura</i>	74
<i>Tabla 18. Resultados de la determinación de sólidos sedimentables y no sedimentables</i>	76
<i>Tabla 19. Contaminantes en el sobrenadante</i>	78
<i>Tabla 20. Características químicas del agua de entrada al reactor anaerobio obtenidas por simulación con Desass 7.1</i>	83

<i>Tabla 21. Impacto de los trituradores de residuos de comida sobre el influente al biorreactor anaerobio - Comparación con valores bibliográficos</i>	84
<i>Tabla 22. Eliminación de contaminantes en el biorreactor de membranas anaerobias</i>	86
<i>Tabla 23. Relación DQO/NT en el influente al biorreactor de membranas anaerobias</i>	87
<i>Tabla 24. Tasa de producción de metano en función del factor de penetración en el mercado</i>	89
<i>Tabla 25. Parámetros de los modelos de sedimentación de Kynch y Vesilind</i>	102
<i>Tabla 26. Velocidad de sedimentación calculada a partir de los modelos de Kynch y Vesilind</i>	103
<i>Tabla 27. Datos experimentales de la caracterización físico – química de la fracción orgánica triturada</i>	104
<i>Tabla 28. Datos requeridos para el cálculo del consumo de agua y el volumen de la fracción orgánica de los residuos triturada</i>	105
<i>Tabla 29. Porcentaje acumulado inferior para tamices normalizados según la norma ASTM E1161 – muestra de la FORT (7 de febrero)</i>	107
<i>Tabla 30. Porcentaje acumulado inferior para tamices normalizados según la norma ASTM E1161 – muestra de la FORT (12 de febrero)</i>	107
<i>Tabla 31. Porcentaje acumulado inferior para tamices normalizados según la norma ASTM E1161 – muestra de la FORT (14 de febrero)</i>	107
<i>Tabla 32. Porcentaje acumulado inferior para tamices normalizados según la norma ASTM E1161 – muestra de huesos (17 de enero)</i>	108
<i>Tabla 33. Porcentaje acumulado inferior para tamices normalizados según la norma ASTM E1161 – muestra de huesos (5 de febrero)</i>	108
<i>Tabla 34. Porcentaje acumulado inferior para tamices normalizados según la norma ASTM E1161 – muestra de huesos (7 de febrero)</i>	108
<i>Tabla 35. Caudal de biogás y porcentaje de metano obtenidos por simulación del tratamiento conjunto de la corriente de agua residual urbana y de la fracción orgánica de los residuos triturada</i>	109

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1. Esquema del proceso de fangos activados</i>	6
<i>Figura 2. Metabolismo bacteriano</i>	10
<i>Figura 3. Balance aerobio y anaerobio de la materia orgánica</i>	11
<i>Figura 4. Proceso anaerobio</i>	12
<i>Figura 5. Equivalencia de biogás con otras fuentes de energía</i>	16
<i>Figura 6. Esquema del funcionamiento de un triturador de residuos de comida</i>	25
<i>Figura 7. Montaje experimental</i>	36
<i>Figura 8. Esquema para el tratamiento conjunto de las aguas residuales urbanas y la fracción orgánica de los residuos triturada</i>	47
<i>Figura 9. Sólidos retenidos por un tamiz de 4.75mm de abertura</i>	51

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Conductividad y pH de la fracción orgánica de los residuos triturada	57
Gráfico 2. Alcalinidad y ácidos grasos volátiles de la fracción orgánica de los residuos triturada	59
Gráfico 3. Sólidos en la fracción orgánica de los residuos triturada	60
Gráfico 4. Comparación de la medida de los sólidos suspendidos por dos métodos distintos	62
Gráfico 5. Demanda química de oxígeno de la fracción orgánica de los residuos triturada	64
Gráfico 6. Nutrientes de la fracción orgánica de los residuos triturada, nitrógeno y amonio	67
Gráfico 7. Nutrientes de la fracción orgánica de los residuos triturada, fósforo y fosfato	68
Gráfico 8. Nutrientes de la fracción orgánica de los residuos triturada, sulfato	70
Gráfico 9. Distribución del tamaño de partículas de la fracción orgánica de los residuos triturada después de pasar por un tamiz de 3.00mm de abertura	73
Gráfico 10. Distribución del tamaño de partículas de muestras de huesos después de pasar por un tamiz de 3.00mm de abertura	74
Gráfico 11. Distribución del tamaño de partículas, fracción orgánica de los residuos triturada y huesos, después de pasar por un tamiz de 3.00mm de abertura	75
Gráfico 12. Altura de la interfase, en cm, en función del tiempo para distintas concentraciones de la fracción orgánica de los residuos triturada	79
Gráfico 13. Altura de la interfase, en ml, en función del tiempo para distintas concentraciones de la fracción orgánica de los residuos triturada	79
Gráfico 14. Ensayos de sedimentabilidad de la fracción orgánica de los residuos triturada con concentraciones de 100 y 75%	80
Gráfico 15. Modelización de la velocidad de sedimentación de la fracción orgánica de los residuos triturada, en cm/min	81

<i>Gráfico 16. Modelización de la velocidad de sedimentación de la fracción orgánica de los residuos triturada, en ml/min</i>	82
<i>Gráfico 17. Caudal de biogás producido en el biorreactor anaerobio con membranas externas en función del factor de penetración en el mercado</i>	88
<i>Gráfico 18. Composición del biogás en las corrientes G1 y G2 en función del factor de penetración en el mercado</i>	89
<i>Gráfico 19. Altura de la interfase en función del tiempo para diferentes concentraciones de la fracción orgánica de los residuos triturada</i>	101
<i>Gráfico 20. Velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos – Modelos de Kynch y Vesilind</i>	102
<i>Gráfico 21. Distribución del tamaño de partículas de la fracción orgánica de los residuos triturada después de pasar por un tamiz de 4.75mm de abertura</i>	106
<i>Gráfico 22. Distribución del tamaño de partículas de huesos después de pasar por un tamiz de 4.75mm de abertura</i>	106

OBJETIVOS

1. OBJETIVOS

El presente trabajo tiene como finalidad determinar experimentalmente las características y el comportamiento de la mezcla de la fracción orgánica de los residuos triturada (FORT) con el agua residual urbana (ARU) y analizar por simulación su tratamiento conjunto en una EDAR con tecnología de tratamiento anaerobio por membranas en diferentes escenarios.

Para dar cumplimiento a este propósito, se han planteado los siguientes objetivos específicos:

1. Conocer el estado del arte de la gestión conjunta de las aguas residuales urbanas y la fracción orgánica de los residuos y la experimentación ya realizada para conocer las características de la fracción orgánica triturada de los residuos.
2. Determinar de forma experimental, en laboratorio, la composición química y la distribución de tamaño de partículas tras el proceso de trituración de los residuos sólidos urbanos (RSU).
 - La caracterización química de las muestras incluye la determinación de los siguientes parámetros: sólidos suspendidos, sólidos suspendidos volátiles, demanda química de oxígeno (total y soluble), nitrógeno (total y soluble), fósforo (total y soluble).
 - Conocer la variabilidad temporal de las características físico – químicas a lo largo del tiempo de experimentación debido a la gran heterogeneidad de los RSU.
3. Caracterizar la mezcla de la fracción orgánica de los residuos triturada y el agua residual urbana.
 - La caracterización química de la mezcla de la fracción orgánica de los residuos triturada y el agua residual urbana (agua residual influente de la EDAR del Carraixet,

Valencia), consiste en determinar: sólidos suspendidos, sólidos suspendidos volátiles, demanda química de oxígeno (total y soluble), nitrógeno (total y soluble), fósforo (total y soluble).

4. Estudiar las características de sedimentabilidad de la mezcla de la fracción orgánica de los residuos triturada y el agua residual urbana para conocer y cuantificar el efecto de la incorporación de la fracción orgánica triturada sobre los procesos de sedimentación en una EDAR.
5. Estudio por simulación del tratamiento conjunto de las aguas residuales y la fracción orgánica de los residuos triturada a través de un biorreactor de membranas anaerobias, en diferentes escenarios que suponen la variación del factor de penetración en el mercado (FPM).

INTRODUCCIÓN

2. AGUAS RESIDUALES

2.1. Definición

De acuerdo al Artículo 2 de la Directiva 91/271/CEE del consejo de 21 de mayo de 1991, las aguas residuales urbanas (ARU), se definen como las aguas residuales domésticas o la mezcla de las mismas con aguas residuales industriales y/o aguas de escorrentía pluvial.

Las aguas residuales domésticas proceden de zonas de vivienda y de servicios, generadas principalmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas; las aguas residuales industriales son las vertidas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial, que no sean aguas residuales domésticas o aguas de escorrentía pluvial.

En la composición de las aguas residuales urbanas siempre estarán presentes las aguas residuales domésticas, mientras que, la incidencia de las aguas residuales industriales dependerá del grado de industrialización de la aglomeración urbana, así como, de la cantidad y características de los vertidos que las industrias realicen a la red de colectores municipales. Las aguas residuales de escorrentía pluvial tendrán su influencia en aglomeraciones con redes de saneamiento unitarias y en los momentos en que se registren lluvias.

A su vez, las aguas residuales domésticas están conformadas por aguas de cocina que se caracterizan por su contenido de sólidos, materia orgánica, grasas y sales; aguas de lavadora que contienen detergentes y nutrientes; aguas de baño constituidas por jabones, geles champús; y aguas negras con alto contenido de sólidos, materia orgánica, nutrientes, sales y organismos patógenos.

2.2. Características de las aguas residuales urbanas

La mezcla de los distintos componentes de las aguas residuales urbanas, dan como resultado aguas de baja carga orgánica y de compleja composición. La concentración orgánica depende de varios factores fundamentales dentro de los cuales se pueden mencionar, el consumo per cápita de agua potable, los hábitos de la población y si la red de saneamiento tiene separación de pluviales o no.

Los valores típicos de los parámetros para el agua residual urbana se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores típicos de los parámetros para agua residual urbana

Constituyente	Concentración en (mg/l)		
	Fuerte	Media	Débil
Sólidos totales (ST)	2000	1000	350
Sólidos disueltos (SD)	1400	750	250
Sólidos disueltos volátiles (SDV)	540	300	105
Sólidos suspendidos (SS)	580	300	100
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	460	225	70
Sólidos sedimentables	1300	600	200
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	500	300	100
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	1600	750	250
Carbono orgánico total (COT)	500	300	100
Nitrógeno total, como nitrógeno (NT)	140	60	20
Nitrógeno orgánico, como nitrógeno (NO)	58	23	8
Fósforo total, como fósforo (PT)	33	15	6
Fósforo orgánico, como fósforo (PO)	8	5	2
Fósforo inorgánico, como fósforo (PI)	25	10	4
Alcalinidad, como CaCO ₃	333	150	50
Grasa	250	150	50

Fuente: Ferrer y Seco, (2011)

2.3. Depuración de las aguas residuales urbanas

La necesidad de satisfacer una demanda creciente de recursos hídricos, sin provocar la degradación de los ecosistemas, supone un reto que debe ser afrontado desde una perspectiva multidisciplinaria que recoja criterios ambientales, sociales y económicos de gestión del agua.

Los vertidos de aguas residuales urbanas constituyen, por su importancia, la segunda fuente de contaminación de medios acuáticos en forma de eutrofización, pueden ocasionar daños irreversibles tanto a ecosistemas acuáticos como riparios, así como, graves problemas de salud pública.

Por este motivo, los sistemas de depuración de aguas residuales apuntan a procedimientos más eficientes y efectivos que conlleven, no solo, beneficios a nivel ambiental y social, sino también, beneficios económicos.

En el tratamiento de las aguas residuales, éstas se someten a una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que tienen por objeto reducir la concentración de los contaminantes y permitir el vertido de los efluentes depurados con el menor riesgo tanto para el medio ambiente, como para las poblaciones.

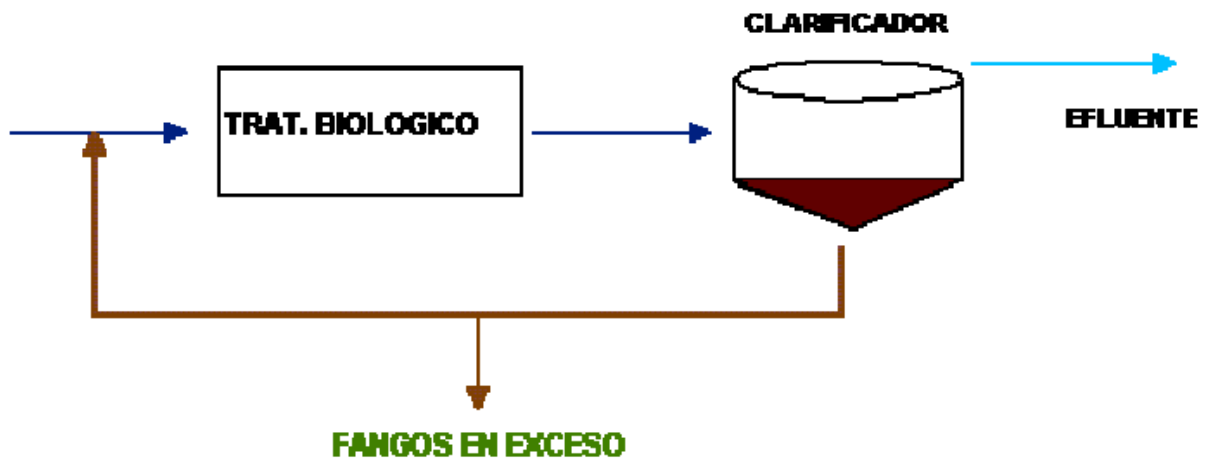
En las grandes y medianas aglomeraciones urbanas el procedimiento más habitual para el tratamiento de los vertidos líquidos se conoce como fangos activados. En sus distintas modalidades y desde sus primeras aplicaciones a principios del siglo XX se ha convertido en el tratamiento más extendido mundialmente (Secretariado Alianza por el Agua/Ecología y Desarrollo, 2012).

2.3.1.1. *Sistema de fangos activados*

Es un tipo de tratamiento biológico aerobio y en suspensión líquida provisto de un sistema de separación y recirculación de fangos. Bajo condiciones adecuadas del medio, en cuanto a

suministro de oxígeno y nutrientes, los microorganismos oxidan la materia orgánica, presente en el agua residual, transformándola a una forma más estable, con lo que se logra la disminución de la carga orgánica. Durante el crecimiento y la mezcla los microorganismos flocculan y forman una masa activa denominada lodos o fangos activados. Un esquema general de este proceso se muestra en la Figura 1.

El principio básico del proceso consiste en que el agua residual se pone en contacto con una población microbiana mixta en un tanque aireado y agitado (Rodríguez J., 2010). A continuación, la mezcla fluye a un tanque de decantación donde los flóculos de microorganismos agregados se precipitan al fondo y el agua tratada fluye por el desagüe. Los lodos acumulados en el fondo del decantador se extraen, una parte se recicla al tanque de aireación, para mantener el proceso, y el exceso, producido por el crecimiento microbiano, es purgado.



Fuente: Ferrer y Seco, (2007)

Figura 1. Esquema del proceso de fangos activados

En una planta convencional, el proceso de fangos activados está precedido por un decantador primario en donde se separan partículas inestables y putrescibles que conforman los fangos primarios. Estos lodos se tratan conjuntamente con el exceso de fangos secundarios.

El conjunto de lodos residuales debe ser tratado y estabilizado, ya sea de forma aerobia o anaerobia, con la finalidad de evitar posibles problemas relacionados al olor y agentes patógenos y para facilitar su manejo, reutilización o eliminación.

2.3.1.2. Biorreactor de membranas

Las limitaciones intrínsecas al proceso convencional de tratamiento de aguas residuales por fangos activados, cinética biológica y sedimentabilidad del fango activado (Terán, C., 2006), así como, las crecientes limitaciones de espacio en una EDAR y el incremento de la reutilización de las aguas depuradas, ponen de manifiesto la necesidad de nuevas alternativas de tratamiento.

Dentro de este contexto, se han desarrollado tecnologías avanzadas con elevadas tasas de depuración, que constituyen sistemas de tratamiento de alto rendimiento en los que interesa controlar, ya sea, la concentración de biomasa activa o su actividad específica.

Un biorreactor de membranas (BRM) se puede definir como una unidad en la cual se combinan dos procesos, degradación biológica de la materia orgánica y separación por filtración por membrana de los sólidos en suspensión y los microorganismos responsables de la biodegradación. Toda la biomasa queda confinada dentro del sistema, lo cual, proporciona un control perfecto del tiempo de permanencia de los microorganismos en el reactor (edad del fango) y la desinfección del efluente.

Estos sistemas emplean, por lo general, membranas de fibra hueca que trabajan con una configuración (OUT – IN). Los sólidos permanecen en el exterior de la membrana, de tal forma que se evita su colmatación y oclusión, y únicamente el permeado fluye hacia el interior de la fibra. Con lo cual, obtiene un permeado de alta calidad y un concentrado de fangos que es recirculado al reactor biológico. Cada cierto tiempo, se requiere de una purga de fangos para mantener una concentración adecuada dentro del reactor. En la parte interior del módulo de filtración se ubica un sistema de inyección de gas de burbuja gruesa que provoca

turbulencias en las paredes de la fibra, lo cual, por un lado minimiza la obturación de los poros al provocar oscilación, y por otro, permite mantener una agitación continua dentro del tanque. De forma periódica es necesario un lavado en contracorriente para evitar sobrepresiones y garantizar el control de ensuciamiento o fouling (Ferrer y Seco, 2007).

2.3.1.3. Ventajas de los biorreactores de membranas frente a un sistema convencional

- Consigue una alta calidad del efluente de forma independiente a las características de sedimentación del fango, y sin necesidad de un tratamiento terciario. El agua tratada no contiene sólidos en suspensión y la masa bacteriana, algas, amebas, protozoos y gran parte de virus son retenidos por la membrana, lo que hace adecuada su reutilización.
- Reducido tamaño del sistema, lo cual deriva en necesidades mínimas de espacio a consecuencia de los bajos tiempos de residencia del influente en el reactor y la ausencia de zonas de sedimentación.
- Separación del tiempo de retención hidráulico y el tiempo de retención celular, lo que permite un control óptimo de las reacciones biológicas, alcanzar altas edades de fango, lo que deriva en el desarrollo de microorganismos de lento crecimiento y una mayor fiabilidad y flexibilidad de uso.
- No hay limitaciones de concentración de biomasa en el reactor al no existir problemas de decantación. Se puede trabajar con concentraciones del orden de 15000 a 20000 mgSS/l.
- Debido a la gran concentración de biomasa en el reactor, posible gracias a la retención total de las macromoléculas orgánicas en las membranas y su recirculación al reactor, se consigue el incremento del tiempo de contacto macromolécula/microorganismo, lo que incide en una mayor degradación y, por lo tanto, se pueden tratar efluentes con materia orgánica de difícil degradación.

- En función del tamaño del poro de la membrana es posible afinar la calidad del efluente, aspecto muy importante si se considera las exigencias cada vez más altas en materia medioambiental.

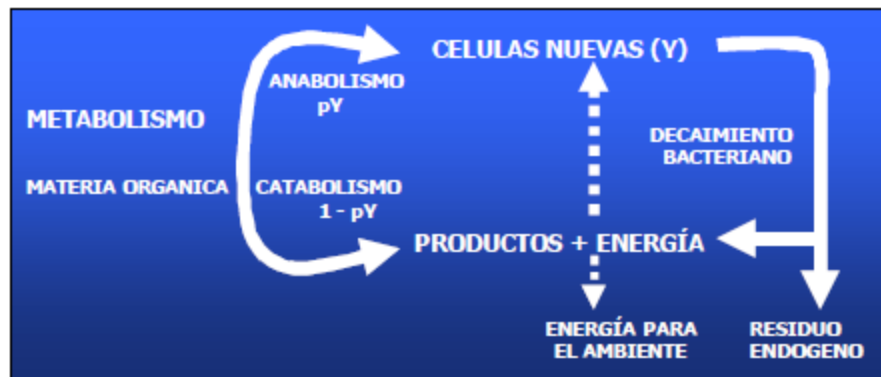
2.3.1.4. Desventajas de los biorreactores de membranas

- A pesar de lo expuesto, esta tecnología tiene asociada una serie de inconvenientes relativos al coste de implantación/explotación y dificultades de operación, que limitan su aplicación práctica (Ferrer y Seco, 2007).
- El mayor consumo energético, hasta cinco veces superior a un sistema convencional de lodos activados (Terán, C., 2006) y el alto coste de inversión de partida por concepto de membranas, que a su vez limita el tamaño de una planta, limita la viabilidad de un sistema BRM.
- Los problemas operacionales debidos al ensuciamiento de la membrana disminuyen el flujo de permeado y provoca el incremento en la periodicidad de los ciclos de lavado, lo que lleva asociado un coste en productos químicos.
- Cuando la concentración supera los 25000mgSS/l pueden suscitarse problemas en la agitación del reactor y la filtración a través de la membrana.

2.4. Tratamientos para la eliminación de materia orgánica en las aguas residuales

Los tratamientos aerobios y anaerobios constituyen las dos grandes alternativas de depuración biológica de las aguas residuales a través del metabolismo bacteriano. En ambos, las bacterias utilizan la materia orgánica como fuente de energía y carbono para generar nueva biomasa.

En el metabolismo bacteriano se suscitan dos procesos de forma simultánea y dependiente, el catabolismo y anabolismo. En el catabolismo una parte de la materia orgánica es transformada a productos finales por una serie de reacciones bioquímicas que liberan energía. En el anabolismo se sintetiza nuevo material celular con el consumo de la parte restante de materia orgánica y la energía liberada. Un esquema del metabolismo bacteriano se representa en la Figura 2.



Fuente: Van Haandel y Lettinga, (1994)

Figura 2. Metabolismo bacteriano

A su vez, el catabolismo se divide en dos procesos. El primero, se denomina catabolismo oxidativo y consiste en una reacción redox en donde la materia orgánica o reductor se oxida por acción de un agente oxidante que puede ser el oxígeno, nitrato o sulfato. El segundo, es el catabolismo fermentativo que se caracteriza por la ausencia de cualquier oxidante; en éste se produce un reordenamiento de electrones de la molécula fermentada de un modo tal que se formen como mínimo dos productos.

2.4.1.1. Tratamiento aerobio

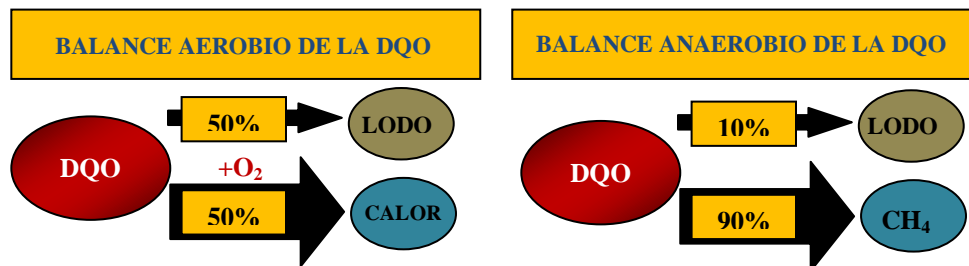
En el tratamiento aerobio sucede un catabolismo oxidativo que requiere de la presencia de un agente oxidante. Normalmente, las aguas residuales carecen de este oxidante, por lo cual, debe ser introducido artificialmente, lo que implica altos costes operacionales.

Adicionalmente, la mayor parte de la materia orgánica es convertida en fango, y al alto contenido de material vivo hace necesario un proceso de estabilización.

2.4.1.2. Tratamiento anaerobio

En un tratamiento anaerobio la materia orgánica no se destruye, se transforma a metano y CO_2 . La ausencia de un agente oxidante, oxígeno y/o nitrato, permite que la capacidad de transferencia de electrones de la materia orgánica permanezca intacta y que la mayor parte de la energía liberada se conserve como energía química en el metano producido. Por este motivo, sólo una pequeña cantidad de la energía contenida en el sustrato es utilizada en el mantenimiento y crecimiento celular y, por lo tanto, la tasa de crecimiento de las bacterias anaerobias es bajo y debe ser compensado por la cantidad de biomasa, que es entre dos y tres veces la cantidad normal en un tratamiento aerobio.

Un balance de DQO en el tratamiento anaerobio y aerobio de las aguas residuales, como se observa en la Figura 3, pone de manifiesto la transformación que sufre la materia orgánica y las principales diferencias entre estos dos procesos.



Fuente: www.uasb.org

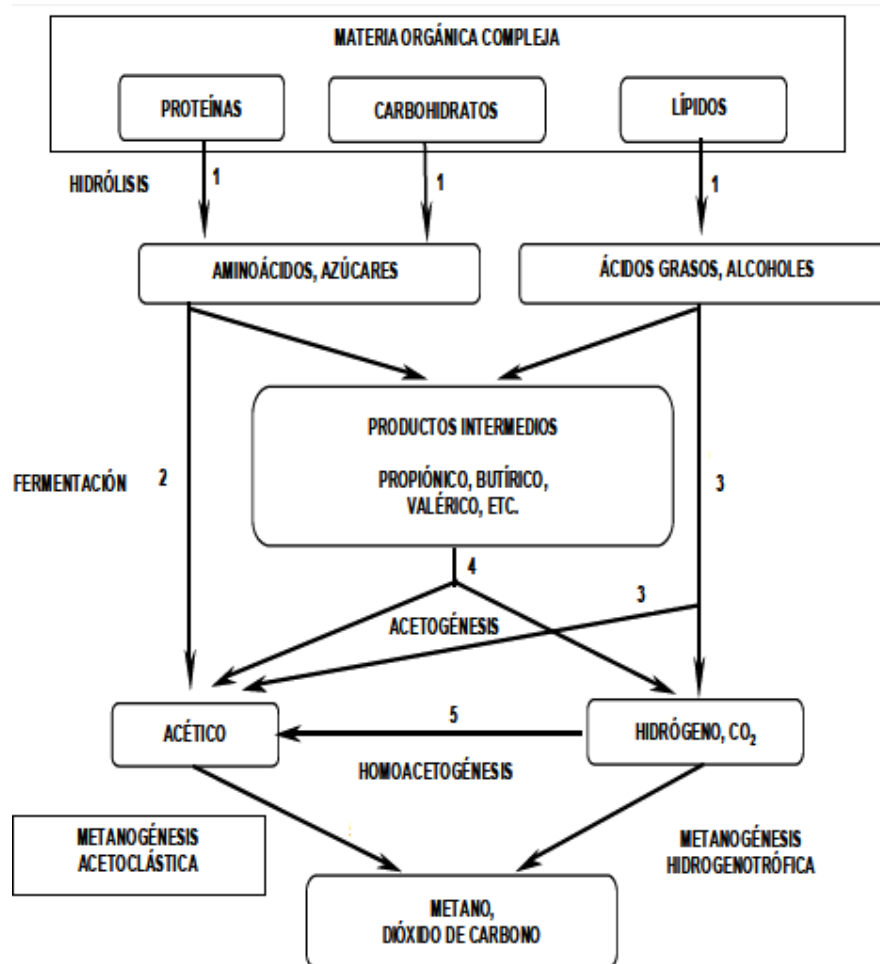
Figura 3. Balance aerobio y anaerobio de la materia orgánica

Por ello, el prescindir de aireación, la generación de biogás, que se puede emplear insitu para reducir los costes energéticos, y la reducción en la generación de lodos, hacen que un sistema anaerobio resulte una opción mucho más favorable económicamente para el tratamiento de aguas residuales de media y alta carga orgánica.

2.4.1.3. Bases del proceso anaerobio

La degradación anaerobia es un proceso fermentativo que requiere de la intervención de diversos grupos de bacterias facultativas y anaerobias estrictas. De forma secuencial los productos metabólicos son utilizados por cada grupo de bacterias.

Los procesos anaerobios se dan en tres pasos sucesivos, en una aproximación general, se pueden diferenciar la hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis. En la Figura 4 se muestra un diagrama descriptivo de las transformaciones que tienen lugar dentro de un proceso anaerobio.



Fuente: Grady *et al.*, (1999)

Figura 4. Proceso anaerobio

2.4.1.4. Hidrólisis

La hidrólisis (reacción 1) es un proceso de transformación de moléculas orgánicas solubles de gran tamaño y peso molecular a moléculas más simples, para facilitar su transporte a través de la membrana celular. Esta transformación constituye una reacción hidrolítica catalizada por enzimas extracelulares producidas por los microorganismos, y tiene lugar tanto en materia particulada como soluble. La hidrólisis es un proceso más lento que el crecimiento microbiológico, por lo cual puede ser un limitante.

2.4.1.5. Acidogénesis

La acidogénesis abarca los procesos de fermentación de aminoácidos y azúcares (reacción 2), oxidación anaerobia de ácidos grasos volátiles (AGV) de cadena larga y corta (reacciones 3 y 4), y el proceso de formación de ácido acético a partir de hidrógeno y dióxido de carbono (reacción 5).

Los aminoácidos y azúcares son degradados a ácidos grasos volátiles de cadena corta (propiónico, butírico, etc.) y precursores directos del metano que son hidrógeno, en pequeñas cantidades y ácido acético.

Las reacciones de oxidación de los AGV de cadena larga y corta, generan la mayor cantidad de hidrógeno. En esta etapa los iones hidrógeno (H^+) actúan como aceptores de electrones y se reducen.

El correcto funcionamiento del proceso global está relacionado con la producción de hidrógeno, puesto que, es uno de los precursores del metano y su producción permite que el ácido acético sea el producto mayoritario de la etapa de acidogénesis. Por cuestiones termodinámicas, las reacciones de oxidación anaerobia están inhibidas por altas presiones de hidrógeno.

En las reacciones acaecidas en esta etapa, los compuestos orgánicos actúan tanto como dadores como aceptores de electrones y como resultado se obtiene una mezcla de compuestos reducidos y oxidados. En consecuencia, la DQO del sistema no cambia de forma significativa porque la mayor parte de electrones presentes en la materia orgánica original continúa en otros compuestos orgánicos, únicamente, la desabsorción del hidrógeno formado disminuye la DQO del sistema.

2.4.1.6. Metanogénesis

Esta etapa consiste en la formación de metano a partir de ácido acético e hidrógeno por acción de bacterias anaerobias estrictas que se denominan metanogénicas. Por lo general, las dos terceras partes del metano producido en el proceso de digestión anaerobia proceden del ácido acético y el resto del hidrógeno. Las reacciones que describen los procesos de formación son las siguientes:



2.5. Características del biogás

El biogás es el producto gaseoso de la digestión anaerobia de compuestos orgánicos. Su composición depende del sustrato digerido, pero se puede sintetizar en la presentada en la Tabla 2.

El biogás se puede clasificar en función del sustrato orgánico del que proceda y de las características de las instalaciones de generación-captación, en los siguientes grupos:

Biogás de vertedero: Se generan en vertederos de residuos sólidos urbanos (RSU), y su aprovechamiento se produce una vez clausurados. En función de la composición de los RSU, puede presentar impurezas de siloxanos, compuestos fluorados y clorados.

Biogás de digestores: Se producen en depuradoras urbanas y por el origen del sustrato a digerir se diferencian tres subgrupos. Biogás que se genera a partir de la digestión anaerobia de los fangos primarios de las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas. Biogás FORSU, cuando la fracción orgánica procede de los residuos sólidos urbanos. Biogás Agroindustrial si se obtiene por la digestión de subproductos y residuos de los sectores agrícolas, ganaderos o la industria agraria.

El biogás más noble y con menor cantidad de impurezas es el obtenido a partir de residuos agroindustriales. No obstante, pueden aparecer cantidades significativas de sulfuro de hidrógeno, en los casos en que se use estiércol y purines como sustrato (MARM, 2010).

Tabla 2. Composición química del biogas

Compuesto	Composición
Metano, CH_4	50-75%
Dióxido de carbono, CO_2	25-45%
Monóxido de carbono, CO	0-0.3
Hidrógeno, H_2	0-0.3
Nitrógeno, N_2	1-5
Ácido sulfhídrico, H_2S	0.1-0.5
Oxígeno, O_2	0.1-1.0

Fuente: MARM, (2010)

2.5.1.1. Usos del biogás

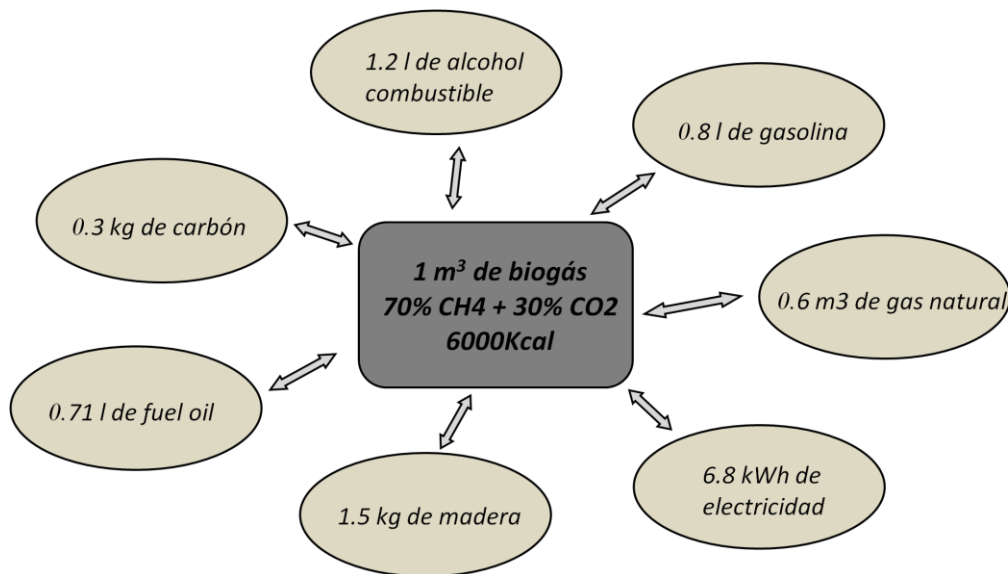
El alto contenido de metano le confiere al biogás un poder calórico mayor que la mitad del poder calórico del gas natural. Un biogás con un contenido en metano del 60% tiene un poder

calorífico de 5.500kcal/Nm³, lo que equivale a 6.4KWh/Nm³ (IDAE, 2007). Salvo por el contenido de ácido sulfhídrico, es un combustible ideal.

El biogás es aprovechado como biocarburante o como combustible en motores de cogeneración de calderas y turbinas, lo que a su vez, puede generar electricidad y calor. También puede ser purificado y se le pueden añadir los aditivos necesarios para introducirlos a una red de transporte de gas natural.

De manera aproximada, se puede constatar que el gas natural tiene un contenido en metano del 100%. Por lo tanto, se podría decir que 1m³ de biogás equivale a la energía de 0,65m³ de gas natural (suponiendo que el biogás tiene una riqueza media en metano del 65%. Por otra parte, la cantidad de metano necesaria para obtener 10kWh de energía total es de 1m³ de metano aproximadamente. Si además, el rendimiento eléctrico de un motor es del 40 – 45%, se puede concluir que 1m³ de biogás puede llegar a producir 2,8kWh de energía eléctrica renovable.

En la Figura 5 se presenta la equivalencia energética del biogás respecto a otras fuentes de energía.



Fuente: MARM, (2010)

Figura 5. Equivalencia de biogás con otras fuentes de energía

3. RESIDUOS SÓLIDOS

En la actualidad la economía mundial está basada en el consumo voraz de recursos, y junto a un crecimiento demográfico exponencial, desencadenan una producción enorme de basura dentro de un planeta con recursos limitados y en el cual el desperdicio de los residuos se ha tornado un lujo.

La Directiva Marco de Residuos (DMR), directiva 2008/98/CE, que entró en vigor en 2008, define el contexto de la generación de residuos en la UE y tiene como principal meta desvincular la generación de residuos al crecimiento económico y, aunque, detecta que la prevención es la solución principal a este problema, establece como primer objetivo la valorización de los residuos.

De acuerdo al Anuario Estadístico del Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino (MARM), en 2010 la media de generación de residuos española fue 535 kilos por habitante y año, frente a una media de 502 kg por habitante año dentro de la UE, lo que ubica a España en el noveno lugar en cuanto a generación de residuos. De un total de 22 millones de toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU) recogidos, el 70 % fue eliminado en vertedero, 9% por incineración y 3.5% se destinó para compostaje. El porcentaje de residuos mezclados o fracción resto, en donde se une lo orgánico más lo que no se lleva al punto limpio y no son envases de cartón, vidrio o plástico, fue del 83%, y de la fracción restante, que corresponde a residuos recogidos separadamente, el 2% son residuos biodegradables de cocina y restaurantes.

Si se considera que cerca del 50% en peso de la bolsa de basura es materia orgánica, que debidamente aprovechada, supone una importante fuente de riqueza económica que aporta beneficios sociales y medioambientales, los residuos podrían pasar de ser “algo para eliminar” a ser “un recurso”.

3.1. Residuos domésticos

Los residuos domésticos son los residuos orgánicos biodegradables de origen vegetal y/o animal, susceptibles de degradarse biológicamente, generados en el ámbito domiciliario y comercial, siempre que estos últimos sean similares a los primeros (www.magrama.gob.es).

Se catalogan como un material heterogéneo en el cual la composición varía ampliamente y se ve afectada por varios factores, incluyendo, las diferencias regionales, clima, reciclaje, frecuencia de recolección, estación, prácticas culturales, así como, las diferencias tecnológicas (Mata *et al.*, 2007).

Desde el punto de vista de la gestión de residuos orgánicos domésticos se dividen en dos fracciones, fracción orgánica y poda.

3.1.1.1. *Fracción orgánica*

De acuerdo al Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio ambiente, la fracción orgánica está constituida por:

- Restos de preparación de la comida o manipulación y elaboración de los productos alimentarios, restos sobrantes de comida, alimentos en mal estado y excedentes alimentarios no comercializados o consumidos, separados de su envase o embalaje.
- Fracción vegetal en forma de restos vegetales de pequeño tamaño y de tipo no leñoso procedentes de jardinería y poda. Pueden ser gestionados de forma conjunta o separada a los restos de comida, según la configuración de los servicios de recogida y los niveles de generación

3.1.1.2. Poda

Corresponde a la fracción vegetal como restos de jardinería y poda de mayor tamaño y de tipo leñoso.

Las características de la fracción orgánica y la fracción vegetal, se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. Características de la fracción orgánica y la fracción vegetal – poda

	Fracción orgánica	Fracción vegetal – Poda
Humedad	Alta (75 a 85%)	Baja (20 a 40%)
Materia orgánica	75 a 85%	80%
Nitrógeno orgánico	5.50 %	1.20 %
Relación C/N	17	32
Densidad	0.6 a 0.8 (t/m ³)	0.3 a 0.4 (t/m ³)
Mal olor	Si	No

Fuente: www.magrama.gob.es

Si bien la prevención de la producción y la reutilización de residuos son prioritarios, una adecuada separación en origen y recogida selectiva son prerrequisitos básicos para el reciclaje y valorización de residuos, de tal manera, que se logre reducir al mínimo la fracción rechazo que es eliminada en vertederos.

3.2. Sistemas de gestión de los RSU

Los sistemas de gestión incluyen las operaciones o conjunto de operaciones que tienen por objeto modificar las características físicas, químicas o biológicas de un residuo para reducir o neutralizar las sustancias peligrosas que contienen, recuperar materiales o sustancias valorizables, facilitar el uso como fuente de energía o adecuar el rechazo para su posterior tratamiento (www.magrama.gob.es).

Una adecuada gestión de los RSU es aquella que se lleva a cabo con atención a dos parámetros fundamentales, la tasa de generación y la composición de los residuos.

3.2.1.1. Tratamientos biológicos

En los tratamientos biológicos se produce la biodegradación de la materia orgánica, tanto recogida de forma separada, como de la presente en la fracción resto previamente sometida a un tratamiento mecánico complementario. Estos tratamientos son el compostaje y la biometanización.

3.2.1.2. Compostaje

Es un proceso biológico aerobio, que bajo condiciones controladas de temperatura, humedad y ventilación, transforma los residuos orgánicos biodegradables en material estable e higienizado denominado compost, que puede ser empleado como enmienda orgánica. Este tratamiento favorece el retorno de la materia orgánica al suelo y su reinsertión en los ciclos naturales. Cabe señalar que el concepto de compostaje se reserva para el tratamiento de la fracción orgánica recogida de forma separada, mientras que, el término bioestabilización o estabilización aerobia se utiliza cuando se trabaja con materia orgánica no separada en origen.

Las ventajas y desventajas del proceso de compostaje se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Ventajas y desventajas del compostaje

Ventajas	Desventajas
Rentable	Requiere de un espacio específico para esta actividad por un periodo de tiempo
Genera un producto potencialmente utilizable	Requiere de mantenimiento o vigilancia
Puede reducir al mínimo la propagación de agentes patógenos	Posibles olores y/o escorrentía

Tabla 4. Ventajas y desventajas del compostaje (continuación...)

Ventajas	Desventajas
Creciente aceptación por parte de la industria	Requiere de control de insectos y otros vectores
Ahorra espacio en los vertederos	La percepción de los usuarios respecto a la aplicabilidad del producto
	Su capacidad puede ser limitada si la temperatura ambiente es demasiado baja

Fuente: www.epa.gov

3.2.1.3. *Biometanización*

La biometanización o digestión anaerobia, es un proceso biológico que sucede en ausencia de oxígeno en el que se descompone la fracción más biodegradable de la materia orgánica, dando como resultado dos productos principales, biogás y digestato (www.magrama.gob.es, Pascual *et al.*, 2009).

El biogás es una mezcla de gases producidos a lo largo de las múltiples etapas del proceso de descomposición de la materia orgánica, con alto potencial energético y posibilidades de aprovechamiento. El digestato puede emplearse como enmienda del suelo de forma directa o tras ser sometido a un proceso de separación sólido líquido y estabilizada la fracción sólida, mediante compostaje (Pascual *et al.*, 2009)

Si el material orgánico a tratar no procede de recogida separada en origen, o la calidad del material separado no es adecuada por su alto contenido en materiales impropios, las instalaciones de biometanización se encuentran con graves problemas y con rendimientos que no justifican su coste ni instalación. De manera general, la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), contiene entre un 25 a 40% de elementos no apropiados para la biometanización.

A pesar de los beneficios, la implementación a gran escala se ha limitado debido a que supone un desafío técnico relativo a los problemas con la separación mecánica de las diferentes fracciones de residuos y las dificultades en la recirculación de lixiviados y la extracción de gas en vertederos, han hecho que el tratamiento biológico anaerobio de los RSU sea económicamente menos atractivo.

En la Tabla 5 se listan las ventajas y desventajas del proceso de biometanización.

Tabla 5. Ventajas y desventajas de la biometanización

Ventajas	Desventajas
Adecuado para virus y bacterias (no para priones)	Preocupación relativa a la transportación/costo
	Capacidad limitada
	Su disponibilidad no es amplia
	Los residuos requieren de un manejo y gestión adecuado

Fuente: www.epa.gov

3.2.1.4. Valorización energética / Tratamientos térmicos

Los tratamientos térmicos de los residuos abarcan cualquier proceso destinado a la transformación de los residuos mediante la aplicación de energía calórica, no son tratamientos finales ya que generan residuos que requieren de una gestión posterior. Existen varias tecnologías dentro de este tipo de tratamiento de residuos como la incineración, pirolisis, gasificación y gasificación por plasma, pero únicamente la primera está ampliamente desarrollada y probada en todos los aspectos.

3.2.1.5. Incineración

La incineración consiste en la combustión de los residuos en exceso de oxígeno obteniéndose como resultado gases de combustión y residuos sólidos. Los gases de combustión están

compuestos principalmente por CO₂, O₂, N₂; componentes minoritarios que dependen de la composición de los residuos tratados; y material particulado que es arrastrado por los gases. La temperatura de combustión está, típicamente, comprendida entre los 900°C y 1200°C.

Las ventajas y desventajas de la incineración de los RSU, se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6. Ventajas y desventajas de los tratamientos térmicos

Ventajas	Desventajas
Reduce el volumen de residuos que necesitan disposición	Los residuos todavía requieren de pruebas y eliminación
	Puede producir productos indeseables
Se pueden inactivar agentes patógenos	Preocupaciones asociadas al costo y transporte
	Los mecanismos de indemnización pueden ser un problema
Puede reducir la toxicidad de los residuos	Limitaciones de capacidad
	La renuencia de algunos propietarios/operadores/residentes

Fuente: www.epa.gov

3.2.1.6. Depósito en vertedero

Un vertedero es una instalación de eliminación de residuos mediante su depósito en estructuras subterráneas o en superficie, por períodos de tiempo superiores a los considerados para el almacenamiento temporal.

Dentro de la gestión de los residuos de competencia municipal, el vertido es la última posibilidad contemplada dentro de la jerarquía de gestión según la Directiva Marco de Residuos y la Ley 22/2011, de residuos y suelos contaminados. Por ello, únicamente se deberían destinar a estas instalaciones aquellos residuos que no pueden ser preparados para su

reutilización, reciclados, o valorizados después de someterlos a un tratamiento previo (excepto los inertes) para reducir su volumen o peligrosidad (www.magrama.gob.es).

El depósito en vertedero de los RSU tiene ventajas y desventajas que se pueden observar en la Tabla 7.

Tabla 7. Ventajas y desventajas del depósito en vertederos

Ventajas	Desventajas
Los residuos están adecuadamente caracterizados	Restricciones en sitios aprobados
	Requiere de un espacio significativo
	Puede requerir de monitoreo ambiental inicial y continuo
Las instalaciones están situadas con los controles necesarios	Se puede provocar contaminación
	Preocupaciones por el uso futuro del terreno
	La percepción pública
Adecuado para diferentes corrientes de residuos	Presencia de predadores si el relleno es poco profundo
	Requiere de control de insectos y otros vectores

Fuente: www.epa.gov

3.2.1.7. Trituradores de residuos de comida

Un triturador de residuos de comida (TRC) es un electrodoméstico que se instala debajo del fregadero de la cocina, por medio del cual, los desechos de alimentos y otros materiales orgánicos se trituran con agua adicional del grifo y la mezcla resultante se evacua al sistema de alcantarillado, a través del desagüe.

La mayoría de los desperdicios de comida pueden desecharse por el triturador: huesos de pescado y aves, carne, huesos de carne, restos de pescado, vegetales, frutas, cáscaras de huevo y muchos más. Se deben evitar alimentos con hebras o fibrosos y conchas de mariscos. Los

trituradores de desperdicios de comida están diseñados sólo para desperdicios de comida y no se deben utilizar para eliminar materiales de envoltorio.

3.2.1.7.1. Funcionamiento de un triturador de residuos de comida

Durante el funcionamiento de un TRC los residuos de comida son empujados a una cámara de trituración, caen sobre un disco rotatorio que gira rápidamente y por acción de la fuerza centrífuga son arrojados en contra de una serie de dientes de corte dispuestos alrededor del perímetro de un anillo de trituración, como se observa en la Figura 6. Las partículas trituradas pasan a través de los dientes del anillo de trituración a una cámara ubicada en la parte inferior en donde son enjuagados por el agua fría del grifo, requerida durante el funcionamiento del dispositivo. El enjuague es importante para prevenir la acumulación de residuos en la cámara baja, así como, en secciones de menor diámetro de las tuberías de drenaje (Arnold D., 1979).

En segundos los residuos de comida son triturados y conducidos hacia la cámara séptica o sistema de alcantarillado.



Figura 6. Esquema del funcionamiento de un triturador de residuos de comida

3.2.1.8. Los trituradores de residuos de comida y la industria del agua

Los TRCs constituyen una alternativa de tratamiento con altas posibilidades de desarrollo a expensas de una legislación cada vez más restrictiva con respecto a la disposición de residuos urbanos y las necesidades crecientes en materia de depuración y reutilización de las aguas residuales.

Ofrece una solución integrada que puede entregar sinergias beneficiosas a la industria del agua y a los responsables de la gestión de los RSU, con el uso compartido de instalaciones de tratamiento ya existentes y con la reducción de los costes de inversión y explotación, reducción de los costes de recogida, transporte y tratamiento de los residuos sólidos urbanos, reducción de la producción de lixiviados en las actuales instalaciones de tratamiento de RSU y la valorización de estos residuos como fuente de energía y nutrientes.

Nayono *et al.*, (2009); Zhang *et al.*, (2011) y Kujawa-Roeleveld *et al.*, (2003), reportaron como resultados de sus investigaciones, en cuanto a caracterización de los residuos de comida, que debido al alto contenido de materia orgánica (350000, 238500, 65400mgDQO/l, respectivamente) y el elevado porcentaje de sólidos volátiles respecto a los sólidos totales (88, 94, 93%, respectivamente), el agua residual de mezcla es mucho más adecuada para un tratamiento anaerobio, razón por lo cual, representa una oportunidad medioambiental para aprovechar el biogás obtenido como una fuente de energía renovable.

3.3. Comparación de los distintos métodos de gestión de los residuos sólidos urbanos

La evaluación de las opciones para la gestión y manejo de los RSU incluyen consideraciones técnico - operativas y ambientales que hacen que una opción sea de mayor interés y viabilidad, en función de los objetivos que se pretendan alcanzar y de las condiciones físicas y económicas de las cuales se dispongan.

El conocimiento y análisis de los impactos ambientales generados por estas alternativas son de interés mundial, por lo cual, varios estudios se han centrado en determinar dichos impactos en diferentes categorías que incluyen el incremento en el consumo de agua y energía, cambio climático (huella de carbono), potencial de eutrofización y potencial de acidificación. Además, los esfuerzos se han enfocado en minimizar la emanación incontrolada de gases de efecto invernadero, en particular de los generados en vertederos. Los vertederos son ampliamente utilizados a nivel mundial y constituyen la tercera fuente de emanación de metano, un gas de efecto invernadero 21 veces más potente que el dióxido de carbono (PE Americas, 2011).

De acuerdo al estudio realizado en Australia por Lundie y Peters, (2005), en el cual se realizó una evaluación ambiental del compostaje doméstico y centralizado, de la disposición en vertedero de los residuos de alimentos junto a residuos municipales (codisposición) y del uso de los TRCs instalados en la fregaderos de cocina de los hogares; se determinó que el compostaje doméstico tiene el menor impacto ambiental en todas las categorías consideradas, mencionadas anteriormente. La opción de codisposición tiene un buen desenvolvimiento ambiental, salvo en lo referente a cambio climático y potencial de eutrofización. Los TRCs tienen un buen rendimiento en términos de uso de energía, cambio climático y potencial de acidificación, pero contribuyen de manera significativa al potencial de eutrofización. El compostaje centralizado, en comparación con las tres opciones anteriores, tiene un comportamiento ambiental relativamente pobre debido a que involucra actividades “energéticamente intensas” de recolección. La implementación de un sistema de recogida por separado y el transporte de residuos orgánicos resulta en un impacto ambiental relativamente alto a causa de la frecuencia y las pequeñas cantidades de residuos verdes que se recogen en cada hogar. A pesar que el compostaje doméstico es claramente la mejor opción en términos de las categorías ambientales examinadas en este estudio, es indispensable señalar que si la operación no se lleva a cabo con el debido cuidado, las emisiones de gases de efecto invernadero, son altas; además, el interés del compost como enmienda orgánica, está supeditada a la aceptación de la gente y a las condiciones del suelo de la zona en que se produce.

El estudio desarrollado en Estados Unidos por PE Americas, (2011), tuvo como objetivo estudiar el comportamiento ambiental, bajo la consideración de los indicadores medioambientales antes señalados, de diferentes procesos de eliminación de residuos de alimentos como los vertederos, la incineración, el compostaje y a través de los TRCs cuya corriente desemboca en una EDAR. Como resultado establecieron que el potencial de calentamiento global por eliminación de residuos de comida mediante el empleo de un TRC, cuya corriente se trata en una EDAR, siempre es menor que la huella de carbono generada al desechar los residuos en un vertedero, cuya huella de carbono está asociada a las emisiones de metano no capturadas. Los tratamientos convencionales de aguas residuales, con cogeneración de gas por digestión anaerobia, tienen el menor impacto en cuanto a emisión de gases de efecto invernadero. Los impactos asociados al uso de los TRCs son compensados con los beneficios obtenidos con la generación de biogás y aplicación de los biosólidos como enmienda en el suelo y los impactos medioambientales relativos a su uso están directamente relacionados con las tecnologías de aguas residuales empleadas.

3.4. Impacto de los trituradores de residuos de comida

Los TRCs aparecen como una alternativa fácil y confiable para manejar los residuos de alimentos en su origen, pero existen varios aspectos que se deben tomar en cuenta al momento de su instalación, tales como, el impacto dentro de la industria del agua en términos de alteración de las características del agua residual y en los procesos de depuración de aguas residuales, consecuencias en el sistema de alcantarillado e incrementos en el consumo de agua y energía dentro de los hogares.

Un mayor o menor impacto queda determinado por el factor de penetración en el mercado, la frecuencia de uso y el volumen de residuos eliminados a través de los TRCs. La dieta local y el tipo de residuos que son aceptados por el dispositivo pueden afectar significativamente a los dos últimos aspectos mencionados.

En la investigación llevada a cabo por Marashlian y El-Fadel, (2005), en el área metropolitana de Beirut, cuyo objetivo fue determinar los impactos operativos y económicos del uso de los TRCs, se concluyó que dichos dispositivos son una opción para minimizar los RSU dentro de programas de gestión de residuos sólidos y el beneficio económico neto de su introducción en los sistemas de manejo y gestión de basura y aguas residuales oscila entre el 7.2 y 44% del costo total de gestión de los residuos sólidos con factores de penetración en el mercado (FPM) de 25 y 75%. Esto se debe a la reducción del total de residuos sólidos entre el 12 y 43%, en virtud de los factores de penetración antes mencionados. Sin embargo, la ubicación y las características específicas del área son determinantes al contemplar la adopción de una estrategia para integrar los TRCs al sistema de gestión de las aguas residuales

3.4.1. Impacto sobre el sistema de alcantarillado

Dos de los problemas más frecuentes dentro de la red de alcantarillado son las obstrucciones y la pérdida de capacidad de las tuberías. Pueden suscitarse por vertidos de grasas y aceites que al llegar a la red de alcantarillado forman tacos de sebo y por la formación de una capa de sedimentos que reducen el área de flujo.

Varias investigaciones se han llevado a cabo para determinar el nivel de responsabilidad del uso de los TRCs sobre estas problemáticas y los resultados han demostrado que no se han registrado aumentos en el contenido de grasas y aceites en las aguas residuales ni problemas de sedimentación.

Como resultado de su investigación Battistoni *et al.*, (2007), reportó la ausencia de una significativa sedimentación de sólidos si no se introducen en los dispositivos materiales como pedazos de huesos, conchas, etc. De hecho, de acuerdo a las pruebas de sedimentación realizadas por Bolzonella *et al.*, (2003), el 78% de los residuos orgánicos llegan a la planta de tratamiento de agua, mientras que, la probabilidad de que el resto lo haga es más baja.

Durante el estudio realizado en Surahammar en Suecia por Evans *et al.*, (2010), el equipo responsable del manejo del sistema de alcantarillado informó que no se produjeron aumentos en el número de obstrucciones, acumulación de sólidos, incremento en la cantidad de grasas y aceites, sulfuro de hidrógeno o corrosión. Tal como señala Evans y su equipo de trabajo, el mecanismo por el cual las grasas y aceites se depositan es desconocido, pero las características físicas y visuales sugieren que la mayoría de depósitos corresponden a sales metálicas o ácidos grasos formados por saponificación. Sin embargo, se supone que los constituyentes de las grasas y aceites se unen a las partículas de los residuos de comida triturados durante el enjuague con agua fría y, por lo tanto, no se encuentran libres para acumularse/solidificarse en las paredes de las alcantarilla.

Otro impacto a considerar son los desbordamientos hidráulicos por el incremento en el consumo de agua durante el uso y funcionamiento de los TRCs en los hogares. Al asumir el empleo de un volumen de 11.7 L de agua por cada kilogramo de residuo de comida triturado, el aumento en el consumo de agua de uso doméstico y el correspondiente aumento de caudales de agua residual fueron relativamente insignificantes, entre 0.72 a 2.35% (FPM = 25%) y entre 1.1 a 4.4% (FPM = 75%), tal como lo reporta Marashlian y El-Fadel, (2005). Lo mismo fue corroborado por Battistoni *et al.*, (2007), quien señala que después de la instalación de los TRCs con un FPM del 67%, en un pueblo de montaña de 205 habitantes, no se encontraron significativos desbordamientos hidráulicos debido al agua de grifo adicional por uso de los TRCs, (1 – 4.5 L/hab.día), y se observó siempre un caudal de flujo entrante en el alcantarillado entre 48 y 52 m³/día, en tiempo seco. Cambios insignificantes en la carga hidráulica también se reportan en el trabajo de Evans *et al.*, (2010), en el cual el cambio en la tendencia general de flujo fue insignificante entre enero de 1995 y abril de 2009.

3.4.2. Impacto sobre el agua residual y los procesos de tratamiento de agua

El impacto de los TRCs sobre el agua residual y los sistemas de tratamiento de aguas residuales se presentan como el exceso de cargas contaminantes y pueden ejercer una enorme influencia en los rendimientos de los distintos procesos.

El estudio realizado por Thomas, P., (2011), revela que, en comparación con los valores estándar típicos de diseño de una EDAR en el Reino Unido, el mayor impacto se observa en los valores de DQO, DBO y sólidos en porcentajes iguales a 24, 28 y 18% (142 g residuos/PE.día), o 48, 59 y 39% (303 g residuo/PE.día), respectivamente, asumiendo un FPM del 100%. Marashlian y El-Fadel, (2005), reportaron que las cargas de contaminantes en las aguas residuales aumentaron de 17 a 62% en términos de DBO y de 1,9 a 7,1% para los SS, bajo dos escenarios con FPM iguales a 25 y 75%, respectivamente. En la investigación desarrollada en Italia por Battistoni *et al.*, (2007), se encontró que la instalación de los TRCs, con un FPM del 67%, involucra incrementos máximos de 30, 44 y 19% para los SS, DQO y NT, respectivamente y como resultado global de su investigación se concluyó que las cargas reales en el efluente de los principales contaminantes se dispersaron por lo cual la planta no sufrió sobrecargas vinculadas a los residuos de comida triturados, ni en periodo seco ni en período húmedo. Esta información fue corroborada por Evans *et al.*, (2010), quien después de un periodo de investigación de 10 años reportó que tras el aumento inicial por el pico de instalaciones de TRCs (FPM igual a 30%) las cargas de contaminantes (DQO, DBO, NT y NH₄-N), que ingresan al sistema de tratamiento de aguas residuales, volvieron a los valores previos a la instalación aún cuando el FPM final fue del 50%.

Otro parámetro importante a determinar, en el caso de tratar los residuos de comida triturados en una EDAR convencional, es la proporción de partículas de alimentos triturados que sedimentan en el decantador primario y que, posteriormente, serán tratados en la línea de fangos, y la proporción que pasará a un tratamiento secundario dentro de la línea de agua. El efecto de estas fracciones, particulada y disuelta o en suspensión, depende de los procesos de tratamiento de agua con que cuenta la EDAR. La fracción disuelta si es digerida de forma anaeróbica puede conducir al incremento en el rendimiento de producción de biogás, mientras que, la fracción disuelta o suspendida en un sistema de fangos activados dará lugar a una mayor demanda de oxígeno, pero en el caso de existir procesos de eliminación biológica de nutrientes puede mejorar los rendimientos de eliminación y reducir los costos asociados a la adición de materia orgánica fácilmente biodegradable.

Para cuantificar la proporción de residuos de alimentos triturados que potencialmente irían a parar a una de estas dos vías, Thomas, P., (2011), realizó pruebas de sedimentación a nivel de laboratorio y encontró que los valores de DQO, DBO y NT se dividen, aproximadamente, en partes iguales entre el sobrenadante y el sedimento, lo que resulta en un aumento de las cargas que podrían pasar a un tratamiento secundario. Además, cerca del 62% del PT y el 90% del amonio, estaban en la fracción del sobrenadante. En la fracción de sedimento calculado se encontraban alrededor del 77 y el 90% de los sólidos suspendidos totales y los sólidos suspendidos rápidamente sedimentables, que podrían perderse por deposición en el alcantarillado.

Cabe señalar, que los residuos de comida triturados, que efectivamente llegan a la EDAR, se mezclan previamente con aguas residuales urbanas en el alcantarillado, y están sujetos a turbulencias; en función de la longitud de la red y el lapso de tiempo entre que los residuos son triturados y sedimentan en el decantador primario, se pueden desencadenar varias reacciones químicas que podrían cambiar los porcentajes estimados en laboratorio.

Dentro de algunas de las investigaciones ya mencionadas, adicionalmente, se analizó el efecto sobre los procesos de eliminación biológica de nutrientes. Battistoni *et al.*, (2007), encontró que los residuos de comida triturados aumentan la DQO fácilmente biodegradable, la relación DQO_{fb}/DQO pasa de 0,20 a 0,24, al mismo tiempo relación DQO/NT aumenta de 9,9 a 12, por lo que la relación DQO_{fb}/NT pasa de 1.98 a 2.88 (45% de aumento), lo que derivó a una mejora sustancial de la desnitrificación de más del 27%. Por lo tanto, concluye que la mayor disponibilidad de carbono biodegradable puede optimizar el uso del nitrógeno unido al oxígeno, por lo que se ahorra en energía para suplir las necesidades de aireación. Bolzonella y colaboradores habían demostrado con anterioridad que el uso de los TRCs significaba una ventaja para los sistemas de tratamiento de aguas residuales debido al incremento de la relación carbono/nutrientes, lo que si bien condujo mayores requerimientos de aireación, el aumento en la producción de biogás contrarrestó este efecto.

3.4.3. Impacto sobre el proceso anaerobio y producción de biogás

A través de la codigestión se trata de manera conjunta los lodos de depuradora, tanto primarios como secundarios, con otros sustratos de diferente origen (residuos agrícolas, agroindustriales, alimenticios, etc.), que compensen el balance de nutrientes y la humedad, aumentando de manera significativa el rendimiento de producción de biogás del proceso (Morenilla *et al.*, 2009).

Iacovidou *et al.*, 2012 (b) demostró que el rendimiento de generación de metano aumenta notablemente al aumentar la fracción de residuos de alimentos en los lodos de aguas residuales. Sin embargo, existe un límite de adición de residuos dentro del cual se mejora este rendimiento, una adición sobre o bajo la relación de mezcla óptima, puede desembocar en una reducción en el rendimiento de metano o en un fallo total por inestabilidad del sistema

El carbono y el nitrógeno son esenciales para la síntesis celular y el metabolismo de las bacterias anaerobias. La relación de carbono a nitrógeno de un sustrato puede afectar el proceso de digestión (Universidad de Southampton and Greenfinch *Ltd*, 2004). En general, los fangos de aguas residuales se caracterizan por una relación C:N baja, entre 6 y 9. La adición de residuos de comida, cuya relación C:N es alta, puede mejorar la relación de los fangos de las aguas residuales, lo que incrementaría el rendimiento de metano. Sin embargo, la relación C:N, para una digestión óptima está entre 20 y 30 (Junta de Andalucía, 2011), no debe sobrepasar un valor de 30 ya que se produce inestabilidad en el sistema debido a una deficiencia de nutrientes que afectan considerablemente a la actividad bacteriana y que resulta en una baja asimilación de sustrato y deficiente producción de metano. Mientras que, una relación menor a 6 tienen un efecto negativo en el proceso de digestión, principalmente debido al bajo carbono disponible combinado con la alta generación de amoníaco (NH_3), que es tóxico para los microorganismos anaerobios. Además, la adición de desechos de comida aumenta la cantidad de materia orgánica fácilmente biodegradable, lo que mejora la eficiencia de degradación y acelera la hidrólisis de los fangos de las aguas residuales, que se caracteriza por ser lenta por el alto contenido de proteínas (Iacovidou *et al.*, 2012).

Según estudios realizados a escala de laboratorio, se concluyó que la relación RSU/lodos para la mayor producción de biogás y una mayor degradación de sólidos está en valores de 60/40 (Junta de Andalucía, 2011).

Una de las principales limitaciones de la codigestión de desechos de alimentos y fangos de las aguas residuales se debe a la variabilidad en la composición de los desechos alimenticios, lo que puede derivar en una inestabilidad del sistema, puesto que los microorganismos anaeróbicos están aclimatizados a un tipo de mezcla (sustrato), y cambios en la misma, pueden afectar los procesos de reacción y en el rendimiento de metano. También se pueden producir limitaciones debido al incremento de la concentración de cationes metálicos (sodio ó potasio, cuando los desechos alimenticios son ricos en vegetales), así como, por el incremento en la concentración de productos intermedios de la digestión, ácidos grasos volátiles de cadena larga y amonio (NH_3), cuando los residuos alimenticios tienen un alto contenido en proteínas (Iacovidou *et al.*, 2012).

Por lo tanto, esta tecnología se vuelve viable, en primer lugar, cuando existe una cultura de reciclaje y clasificación de los residuos y en segundo lugar cuando se maximiza el beneficio económico de valorizar energéticamente los residuos y los fangos de depuradora.

A pesar de lo expuesto, la preocupación por la instalación y uso de los TRCs persisten y sus implicaciones medioambientales y económicas pueden variar según la ubicación y características del área. Por lo tanto, una determinación de las capacidades disponibles así como de una evaluación del alcantarillado y la observación de las condiciones de frontera, es esencial al momento de adoptar una estrategia de integración sinérgica de los residuos de comida triturados al sistema de gestión de aguas residuales urbanas.

3.5. Gestión conjunta de las aguas residuales urbanas con la fracción orgánica de los residuos triturada mediante la tecnología avanzada de membranas anaerobias

La gestión conjunta de las aguas residuales urbanas y la fracción orgánica de los residuos triturada, mediante una tecnología avanzada de membranas anaerobias, supone un cambio hacia un tratamiento sostenible que resulta beneficioso desde el punto de vista económico, social y ambiental.

El interés hacia esta tecnología se fundamenta en el mayor rendimiento y estabilidad del proceso anaerobio debido al incremento del contenido de materia orgánica en el agua residual, además, por ventajas como la eliminación de materia orgánica sin aporte de oxígeno, incremento de la producción de biogás enriquecido en metano, menor generación de fangos, que debido al hecho de trabajar con elevados tiempos de retención celular, se encuentran estabilizados y una mayor calidad del efluente del tratamiento del cual se han eliminado compuestos no degradables mediante sistemas de depuración tradicionales.

Por los motivos señalados, en este trabajo se propone estudiar las características físico – químicas de la fracción orgánica de los residuos triturada y la viabilidad de su incorporación al agua residual urbana mediante la simulación computacional de la tecnología de membranas anaerobias.

MATERIALES Y MÉTODOS

4. MATERIALES

4.1. Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

Para el desarrollo de este estudio se emplearon los residuos orgánicos recogidos de la Cafetería Ágora de la Universidad Politécnica de Valencia; fueron separados en origen por los trabajadores del comedor, y abarcaron tanto los restos generados durante la elaboración de los alimentos, como los desperdicios dejados en las bandejas por los consumidores. Los residuos se recogieron en la noche de los días lunes, martes y jueves, se almacenaron en bolsas plásticas dentro de una nevera y se acondicionaron en la mañana del día siguiente.

4.2. Descripción del montaje experimental

El montaje experimental constó de un TRC marca InSinkErator® modelo Evolution 100, cuyas especificaciones técnicas se presentan en la Tabla 8; acoplado a un fregadero y con un depósito de recogida de muestras, como se observa en la Figura 7. Por facilidad de operación y con miras a una posterior aplicación de la corriente de salida del TRC a la planta piloto de membranas anaerobias, el montaje se situó en la EDAR del Carraixet.



Figura 7. Montaje experimental

Tabla 8. Especificaciones del triturador de residuos de comida InSinkErator® - Evolution 100

Tipo de alimentación	Continua
Control On/Off	Interruptor neumático incorporado
Motor	Monofásico
Inversión	Acción inversa automática
Time rating	Intermitente
Lubricación	Permanente Lubricado superior & rodamientos inferiores
Peso (aproximado)	8.8kg
Unidad final	Esmalte negro, Gris TEN-1706
Altura total	312mm
Tecnología de trituración	Tecnología de trituración de dos etapas
Tecnología de sonido	Montaje anti vibración y tubo de escape Deflector disipador de sonido Aislamiento acústico de múltiples etapas
Capacidad de la cámara de trituración	1005ml
Protección del motor	Restablecimiento manual de sobrecargas
Consumo de agua promedio	5 litros por hogar al día
Consumo eléctrico promedio	2-3kWh por año
Conexiones de drenaje	1-1/2in (3.81cm) Anti vibración (Abrazadera de manguera)
Conexión de drenaje para lavavajillas	Si

Voltios/Hz	HP	RPM	Carga media
120V, 60Hz	.75	1725	8.1A
220 – 240V, 50Hz	.70	1425	380W
220 – 240V, 60Hz	.70	1725	380W

Fuente: www.insinkerator.es

5. MÉTODOS

5.1. Acondicionamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

El acondicionamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) consistió en su trituración mediante el uso de un TRC. Previo a la trituración, los residuos recogidos fueron pesados e inspeccionados para separar huesos, conchas y otros materiales que pudieran afectar la operación del TRC.

Dado que la cantidad de residuos recogidos fue muy variable, y en varias ocasiones escasearon los restos generados en la preparación de alimentos, la cantidad de residuos triturados también varió, pero siempre se contó con un volumen suficiente de muestra para la realización de todos los ensayos requeridos.

Con el objeto de reproducir la operación habitual del TRC en una cocina doméstica, se trituraron en primera instancia los restos de preparación de alimentos y a continuación los restos de comida de las bandejas. Sin embargo, las dos corrientes se recolectaron en el mismo contenedor.

Para emular el pretratamiento por desbaste en una EDAR, la mezcla resultante fue homogeneizada y cribada por un tamiz de 4.75mm de abertura; a esta mezcla se la denominará de ahora en adelante como FORT (fracción orgánica de los residuos triturada).

De acuerdo a las instrucciones del fabricante, los residuos se introdujeron a la cámara de trituración de forma continua pero lenta. Durante todo el tiempo de operación se mantuvo abierto el grifo de agua fría a su máximo, y una vez terminada la trituración, se dejó correr agua por 15 segundos para limpiar la línea de drenaje.

Los huesos fueron triturados por separado y la corriente de salida no se agregó a la FORT. No existen limitaciones en cuanto a trituración de huesos por parte del fabricante del equipo, la separación se realizó para proteger las membranas de la planta piloto cuando la FORT se incorpore al influente.

5.2. Caracterización físico química de la fracción orgánica de los residuos triturada

La caracterización físico química de la FORT consistió en la determinación analítica de los parámetros listados en la Tabla 9. Adicionalmente se realizaron pruebas para estudiar sus características de sedimentación.

Tabla 9. Análisis de laboratorio para la caracterización de la fracción orgánica de los residuos triturada

Parámetro	Método de análisis	Equipo
pH		pH-metro portátil
Conductividad		Conductímetro
Alcalinidad y AGV	Método de valoración ácido – base propuesto por Moosbrugger <i>et al.</i> , (1992)	Titrimo 716 DMS de la casa <i>Metrohm Ltd.</i>
Nitrógeno (total y soluble)	Kit de nitrógeno total de <i>Merck</i> (0.5-15.0 mg/l)	Espectrofotómetro Pharo 300 (AQUAMATE)
Fósforo (total y soluble), Amonio y Sulfatos	Los propuestos por el <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i>	SmartChem 200 de la casa <i>Metrohm Ltd.</i>
Sólidos suspendidos (totales y volátiles)	Método Gravimétrico	
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Método de reflujo abierto	Titrimo SM 702 de la casa <i>Metrohm Ltd.</i>
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)		OXITOP® OC -110
Tamaño de partícula	Difracción láser	Mastersizer 2000E de la casa <i>MALVERN</i>

Las especies presentes en la FORT se pueden encontrar en forma disuelta o en forma particulada. De acuerdo a la legislación española, se considera que las partículas que pasan a través de un filtro de membrana con un tamaño de poro de $0.45\mu\text{m}$ son sólidos disueltos o filtrables, mientras que, los sólidos retenidos en el filtro se denominan sólidos suspendidos o no filtrables (Ferrer y Seco, 2007). El contenido total de sólidos corresponde a la suma de los sólidos disueltos y suspendidos.

5.2.1. Acondicionamiento de la fracción orgánica de los residuos triturada para lograr su completa homogenización.

La medida de las concentraciones totales de DQO, DBO, nitrógeno, fósforo y sólidos, incluyen tanto a los componentes solubles como particulados.

Las partículas de gran tamaño, contenidas en la FORT, dificultaron la toma de muestras con pipetas de aforo, por lo cual, fue necesario el empleo de probetas para la medida de volúmenes al momento de realizar diluciones. Además, provocaron la colmatación de prefiltros, lo cual, imposibilitaba la filtración de volúmenes representativos de muestra al momento de determinar los sólidos suspendidos.

Por este motivo, se decidió someter la FORT a un proceso de licuado en una licuadora - batidora de uso doméstico, con lo que se consigue reducir el tamaño de las partículas y una completa homogenización, y a su vez, hace posible un adecuado trabajo bajo los estándares requeridos en las determinaciones analíticas.

5.2.2. Acondicionamiento de la fracción orgánica de los residuos triturada para la determinación de las especies solubles

Dada la alta concentración de sólidos suspendidos presentes en la FORT, fue necesario someter a las muestras a un acondicionamiento previo antes de filtrarlas al vacío por membranas de $0.45\mu\text{m}$ de tamaño de poro. Este acondicionamiento previo consistió en la

centrifugación de las muestras a 9600 rpm durante 8 minutos, a continuación fueron tamizadas por un tamiz de 0.42mm y finalmente se filtraron al vacío por un prefiltro de 1.2 – 1.6 μ m.

5.2.3. Determinación de pH

La medida del pH se basa en la capacidad de respuesta de un electrodo de vidrio ante soluciones con determinada actividad de iones H⁺. La fuerza electromotriz producida en el electrodo de vidrio varía linealmente con el pH del medio.

El pH de la mezcla de trituración se mide directamente con la introducción del electrodo y en agitación continua de las muestras, hasta la estabilización del valor mostrado en la pantalla del pH-metro.

5.2.4. Determinación de la conductividad

La conductividad es una medida de la corriente conducida por los iones presentes en el agua. Está estrechamente relacionada con la concentración y la naturaleza de los iones y la temperatura y viscosidad de la solución.

La medida de la conductividad de la mezcla de trituración se mide directamente con el empleo de un conductímetro.

5.2.5. Determinación de la alcalinidad y los ácidos grasos volátiles

Para la determinación de la alcalinidad y los ácidos grasos volátiles (AGV) se trabajó con 50ml de muestra centrifugada y tamizada por un tamiz de 0.42mm. Se corrigió el pH con una base fuerte, (NaOH) hasta elevarlo a un valor superior a 7.

Las concentraciones de alcalinidad y AGV fueron valorados con el Titrimo de forma directa, siguiendo el método de valoración ácido – base propuesto por Moosbrugger *et al.*, (1992).

5.2.6. Determinación de nitrógeno total y nitrógeno total soluble

Se define como nitrógeno total (NT) a la suma de las diversas formas de nitrógeno inorgánico y nitrógeno orgánico soluble y particulado. Con el empleo del kit de *Merk* para la determinación de nitrógeno total, y la digestión de las muestras en un termoreactor durante una hora a 120°C, los compuestos orgánicos e inorgánicos de nitrógeno son transformados a un compuesto nitrogenado que se determina fotométricamente a 338nm.

5.2.7. Determinación de fósforo total y fósforo total soluble

Se denomina fósforo total (PT) a todo el fósforo presente en una muestra en forma disuelta o particulada, ya sea en compuestos orgánicos o inorgánicos. La determinación del fósforo total implica la liberación del fósforo que está combinado en la materia orgánica tras una digestión ácida por dos horas a 150°C. Luego de la digestión el fósforo se mide con un analizador multiparamétrico para análisis de agua en un intervalo calibrado 0.00 - 3.26mgPO₄/l.

5.2.8. Determinación Amonio y Sulfatos

El amonio y el sulfato son especies que se encuentran en forma disuelta en la FORT. Su concentración se mide con un analizador multiparamétrico para análisis de agua. Los rangos de medida son 0.00 - 7.76mgNH₄/l y 0.00 – 80.00mgSO₄/l.

5.2.9. Determinación de sólidos suspendidos totales y volátiles

Los análisis para medir el contenido de sólidos son de tipo gravimétrico y se basan en la cantidad de residuo. En primera instancia los sólidos suspendidos totales (SS) se determinaron de forma experimental y los sólidos totales (ST) se determinaron a partir de muestras de FORT bruta, sin homogenización previa. Sin embargo, debido a los inconvenientes relativos a la heterogeneidad FORT y a la presencia de partículas de gran tamaño, que imposibilitaron el filtrado de volúmenes representativos de muestra por la rápida colmatación de los prefiltros y

el uso de pipetas de aforo, se decidió determinar la concentración de SS como la diferencia entre los ST y sólidos disueltos totales (SD).

Los ST y los SD se determinan mediante evaporación a sequedad de volúmenes conocidos de FORT a 105°C. Las muestras se obtuvieron de acuerdo a los procedimientos descritos en los apartados 5.2.1 y 5.2.2.

Para determinar los sólidos totales volátiles (STV) y sólidos disueltos volátiles (SDV) la cápsula con el residuo seco se calcina en una mufla a 550°C. Una vez fría, es necesario regenerar el carbonato de magnesio y poner las cápsulas en una estufa a 105°C para evaporar el exceso de carbonato amónico.

El contenido de sólidos se obtiene por diferencia de pesos, a través de las Ecuaciones 3,4 y 5.

$$ST = \frac{P_2 - P_1}{V_m} \left[\frac{mg}{l} \right] \quad \text{[Ecuación 3]}$$

$$STNV = \frac{P_3 - P_2}{V_m} \left[\frac{mg}{l} \right] \quad \text{[Ecuación 4]}$$

$$STV = ST - STNV \quad \text{[Ecuación 5]}$$

Donde;

STNV: Sólidos totales no volátiles o fracción inorgánica

P₁: Peso de la cápsula, (mg)

P₂: Peso de la cápsula y los sólidos retenidos tras la estufa, (mg)

P₃: Peso de la cápsula, los sólidos retenidos tras la mufla, (mg)

V_m: volumen de muestra, (l)

Para la determinación de los SS se filtra un volumen conocido de muestras de la FORT bruta, sin homogenización previa, debidamente agitada, mediante un prefiltro estándar de fibra de vidrio. El residuo retenido en el mismo se seca a temperatura constante de 105°C.

Los sólidos suspendidos volátiles (SSV) se obtienen de manera similar a la descrita para la determinación de los STV y SDV. Las ecuaciones de cálculo, 3, 4 y 5 son válidas para la medición de SS y SSV, únicamente se debe considerar el peso adicional del prefiltro.

5.2.10. Determinación de sólidos sedimentables y no sedimentables

El análisis de sólidos sedimentables indica la cantidad de sólidos que pueden sedimentar a partir de un volumen dado de muestra en un tiempo determinado.

Su determinación se lleva a cabo con 1 litro de muestra, vigorosamente agitada, la cual se vierte dentro de un cono Imhoff y se deja sedimentar por una hora. Los sólidos sedimentables corresponden al volumen de sólidos sedimentados en el cono en ml/l. Los sólidos no sedimentables son aquellos sólidos contenidos en el sobrenadante.

Los sólidos sedimentables fueron medidos a partir de muestras de la FORT, de agua residual urbana y de una dilución de FORT con agua residual urbana. Los cálculos para determinar la dilución de trabajo se presentan en el Anexo I (i).

Una vez transcurrido el tiempo de sedimentación se tomaron muestras del sobrenadante de cada uno de los conos y se analizó su contenido de DQO, nitrógeno y fósforo.

5.2.11. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno

La demanda química de oxígeno (DQO) se corresponde con la cantidad de oxígeno requerida para oxidar la fracción orgánica e inorgánica de una muestra que es susceptible de serlo con oxidantes fuertes en disolución ácida.

Para determinar la DQO total y soluble se empleó el método estándar de oxidación con dicromato, que es aplicable a valores de DQO comprendidos entre 50 y 800mg/l, para valores de DQO superiores es necesario diluir la muestra.

Este test se llevó a cabo por calentamiento bajo condiciones de reflujo total de 20ml de muestra, con un exceso conocido de dicromato en presencia de ácido sulfúrico al 96%. Donde el dicromato (naranja amarillento) oxida la materia orgánica reduciéndose a Cr^{3+} (verde). El periodo de reflujo estándar es de 2 horas a $150^{\circ}C$. La reacción que tiene lugar se expresa en la Ecuación 6.



La medición de la DQO en mg/l, se realiza directamente con el Titrino.

5.2.12. Determinación de la Demanda Biológica de Oxígeno

La demanda biológica de oxígeno (DBO) se define como la cantidad de oxígeno utilizada por los microorganismos en el proceso de degradación bioquímica de la materia orgánica presente en el agua.

Se mide como la diferencia de oxígeno consumido en un intervalo de tiempo, que representa indirectamente, el gradiente de actividad biológica, que a su vez es una función de la cantidad de materia nutritiva transformada por los procesos bioquímicos, en el mismo intervalo de tiempo.

El valor de la DBO en mg/l, corresponde a la lectura manométrica a los 5 días (DBO_5), o los 20 días (DBO límite, DBO_L), por el DBOmetro.

5.2.13. Ensayos de sedimentación

Dada la alta concentración de partículas suspendidas en la FORT, el líquido tiende a moverse hacia arriba a través de los intersticios de las partículas que sedimentan como un bloque, manteniendo la misma posición relativa. Esto provoca la formación de una interfase diferenciada entre la masa que sedimenta y el líquido sobrenadante. A este fenómeno se le conoce como sedimentación zonal o retardada.

De forma experimental, los ensayos para el estudio de este fenómeno se realizaron en probetas de 1L. Se registraron, a diferentes intervalos de tiempo, la variación de la altura de la interfase en cm y ml, hasta completar 60 minutos de ensayo.

La concentración de la FORT varió, inicialmente se trabajó con la FORT bruta, a la que se consideró como concentración al 100%. A partir de esa concentración se hicieron diluciones al 85, 75, 60 y 50% con el empleo de agua destilada. Para cada una de las concentraciones señaladas se determinó la concentración de los sólidos suspendidos, de acuerdo a la metodología descrita en el apartado 5.2.9.

Con los datos registrados se plantearon dos modelos matemáticos que definen el proceso de sedimentación, *Modelo exponencial o modelo de Vesilind* y *el Modelo de Kynch*, que se describen en el Anexo II.

5.2.14. Tamaño de partícula

El tamaño de partícula se determinó a través de la técnica de difracción láser. Esta técnica se basa en la medición de la intensidad de la luz dispersada cuando un rayo láser atraviesa una muestra de partículas dispersas.

El equipo Mastersizer 2000E analiza la información obtenida, en forma de patrones de dispersión, y entrega la información como una distribución de tamaño de partículas.

5.3. Simulación del tratamiento conjunto de las aguas residuales urbanas y la fracción orgánica de los residuos triturada

5.3.1. Descripción del esquema de simulación

Un esquema para el tratamiento conjunto de las aguas residuales urbanas (ARU) y la fracción orgánica de los residuos triturada (FORT) se planteó en el programa informático Desass 7.1.

Dado que una de las líneas de investigación del grupo Calagua es la incorporación de la corriente de la FORT al influente de la planta piloto de membranas anaerobias ubicada en la EDAR del Carraixet, se eligió como esquema de simulación de partida el modelo que se muestra en la Figura 8, que consiste en un biorreactor anaerobio con membranas externas instaladas en un elemento específico de separación. El reactor anaerobio (R. anaer) tiene una corriente de entrada o influente y tres corrientes de salida, una corriente gaseosa denominada G1, una corriente de agua y una corriente de fango concentrado o purga. El influente se constituye por la combinación de las corrientes de ARU y FORT. Como resultado de la separación por membranas anaerobias (An.MBR) se obtienen tres corrientes, el permeado o efluente del proceso, una corriente de fango concentrado que se recircula al reactor biológico y una corriente gaseosa que se denota como G2.

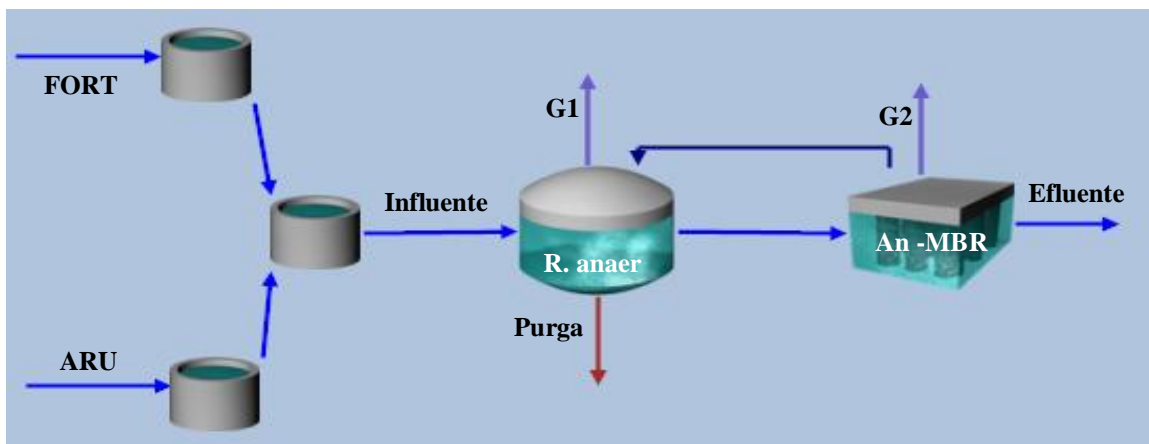


Figura 8. Esquema para el tratamiento conjunto de las aguas residuales urbanas y la fracción orgánica de los residuos triturada

El esquema de tratamiento contempla un diseño original con una capacidad de tratamiento de 20 habitantes equivalentes y un caudal máximo de $3.20\text{m}^3/\text{día}$ de agua residual urbana, el tiempo de retención celular es de 47.26 días y la temperatura en el sistema reactor-membranas es de 29.1°C .

5.3.2. Descripción de los escenarios simulados

A partir del esquema de tratamiento descrito se planteó una batería de simulaciones en las que se mantuvo constante el caudal de ARU y se modificó el caudal de la corriente de la FORT con la variación del factor de penetración en el mercado (FPM) entre 100, 75, 50 y 25%. Los cálculos para determinar los caudales correspondientes se presentan en el Anexo I (ii).

Se debe recalcar, que las características de la corriente de la FORT se corresponden a las obtenidas en los ensayos experimentales y las de la corriente de ARU a un periodo comprendido entre el 29/07/11 al 16/09/11.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Generalidades de la fracción orgánica de los residuos y el proceso de trituración

El conjunto de datos, sobre el cual se desarrolla este estudio, incluye los ensayos analíticos para caracterizar de forma físico - química la fracción orgánica de residuos triturada (FORT), llevados a cabo desde el 7 de noviembre de 2012 hasta el 14 de febrero de 2013, con una pausa intermedia entre el 18 de noviembre al 17 de enero debido a las festividades de navidad y fin de año. Se analizaron un total de 25 muestras durante las épocas estacionales de otoño e invierno.

La recogida de residuos de comida se realizó en un total de 25 días, los datos correspondientes se pueden revisar en el Anexo III, en todos ellos existieron restos de bandejas, y tan solo en 12 ocasiones, restos de preparación de alimentos.

En las Tablas 10 y 11 se detallan el tipo de residuos y la frecuencia de existencia de los mismos, en porcentaje. Bajo el esquema de trabajo propuesto es imposible cuantificar la proporción de cada tipo de residuo.

Tabla 10. Detalle del tipo de residuos de preparación de alimentos

Tipo de residuo	Frecuencia
Pimiento	100%
Cáscaras de huevo	42%
Cebolla	42%

Los residuos de preparación de alimentos estuvieron constituidos por restos de pimientos el 100% de las ocasiones, mientras que, en un 42% de las veces se encontraron cáscaras de huevo y restos de cebolla. Es evidente la falta de diversidad en este tipo de residuos, esto se

debe a que los alimentos se adquieren previamente procesados, pelados, en latas o empaquetados.

En los restos de bandejas, los residuos predominantes fueron el arroz, en sus varios tipos de preparaciones, restos y cáscaras de fruta, patatas, pan, pasta y mariscos varios. Los residuos listados en la Tabla 11 son aquellos que se podían reconocer a simple vista y en cantidades considerables, pero se debe tener en cuenta que existen varios tipos de alimentos como condimentos, salsas, etc., que no pueden ser especificados.

Tabla 11. Detalle del tipo de residuos procedentes de las bandejas

Tipo de residuo	Frecuencia
Arroz (Paella de verduras, paella valenciana, paella de mariscos, arroz negro)	88%
Restos y cáscaras de frutas	80%
Patatas (fritas, cocinadas, tortilla)	68%
Pan	64%
Pasta	56%
Mariscos varios	52%
Verduras cocinadas varias	44%
Pollo	32%
Ensaladas varias	20%
Filetes de pescado	16%
Chuletas de cerdo	8%
Lomo de res	8%

Durante la trituración se empleó un volumen de agua promedio de 2.43 litros por kilogramo de residuo, los cálculos se detallan en el Anexo IV. En estudios similares realizados por Marashlilan y El-Fadel, (2005), Thomas, P., (2011) y Bernstad *et al.*, (2012), se reportaron consumos de 11.7 y 12.0 litros de agua por kilogramo de residuo. Bajo las condiciones de trabajo y en atención a las instrucciones de operación del fabricante, no se justifican consumos de agua tan elevados.

El volumen promedio de la FORT es igual a 5.61 litros por kilogramo de residuo, este valor se calculó a partir de 15 mediciones y la metodología seguida se muestra en el Anexo IV.

La corriente de salida del triturador pasó a través de un tamiz de 4.75mm de abertura, con el objeto de representar la función desempeñada por el enrejado fino en una EDAR. Con esto se eliminaron sólidos de gran tamaño, compuestos principalmente por materiales fibrosos procedentes de residuos crudos, cartílagos y pieles de frutas y verduras. En la Figura 9 se puede observar el tipo de sólidos retenidos en el tamiz.



Figura 9. Sólidos retenidos por un tamiz de 4.75mm de abertura

6.2. Análisis de la caracterización físico - química de la fracción orgánica de los residuos triturada

Durante la realización de los ensayos analíticos se evidenciaron varios inconvenientes relacionados con el tamaño de las partículas presentes en la FORT, como dificultad en la toma de muestras homogéneas, obstrucción de pipetas, y colmatación de prefiltros. Por lo cual, se tomaron medidas para mejorar los procedimientos de análisis y asegurar la fiabilidad de los resultados.

- Debido a la colmatación de prefiltros que imposibilitaba el filtrado de una cantidad representativa de muestra, se decidió suspender los ensayos experimentales para la

determinación de sólidos suspendidos, y calcular su valor como la diferencia entre sólidos totales y sólidos disueltos.

- Por la dificultad de tomar muestras homogéneas y la obstrucción de pipetas por partículas de gran tamaño durante los ensayos experimentales para la determinación de las concentraciones totales de DQO, DBO, nitrógeno, fósforo y sólidos, se decidió someter la FORT a un proceso de licuado en una batidora - licuadora de uso doméstico.

Adicionalmente, se estableció la necesidad de airear la FORT, puesto que, en una etapa posterior a este proyecto la corriente de salida del TRC será introducida a la planta piloto de membranas anaerobias ubicada en la EDAR del Carraixet. La planta piloto cuenta con un tanque de almacenamiento para la FORT provisto de agitación y aireación que permite la eliminación de los aceites y grasas.

Por los motivos señalados, desde del 29 de enero, las analíticas para la determinación de DQO, NT, PT y ST se realizaron con la FORT sometida a un proceso de aireación durante 30 minutos, transcurrido este tiempo se retiró la capa de grasas que flota en la superficie y se procedió a licuar la mezcla hasta su completa homogenización.

Cabe señalar, que los ensayos para la determinación de componentes solubles no fueron realizados a partir de la FORT licuada, ya que se presume que alguna porción de partículas se podrían solubilizar en este proceso.

La FORT compuesta por diferentes tipos de residuos, en distintas proporciones cada vez, fue analizada en laboratorio para determinar parámetros químicos cuyos valores promedio, junto con la desviación estándar y los valores máximo y mínimos entre los que oscilaron, se muestran en la Tabla 12.

El total de datos se dividió en dos grupos, A y B, en función de la metodología empleada para el análisis. Los datos del grupo A fueron obtenidos a partir de la FORT bruta sin aireación, mientras que, los datos del grupo B se obtuvieron a partir de la FORT aireada y licuada.

A excepción de los parámetros pH, conductividad, alcalinidad, AGV y DQO, que se midieron de en la FORT sin aireación durante todo el tiempo de estudio, el resto, a partir del 29 de enero, únicamente fueron medidos en la FORT aireada y licuada.

Tabla 12. Composición de la fracción orgánica de los residuos triturada

Componente	Unidad	Promedio A (<i>d.e</i>)	máx – mín	Promedio B (<i>d.e</i>)	máx – mín
pH		6.43 (0.26)	7.00-6.02	6.31 (0.32)	6.68-5.90
Conductividad	ms/cm	5.69 (1.20)	6.93-3.71	6.39 (0.90)	7.82-5.05
Alcalinidad	mgCaCO ₃ /l	191.40 (58.26)	279.42-48.94	188.24 (40.81)	218.18-54.65
AGV	mgHAC/l	622.53 (134.11)	1389.12-12.38	718.02 (52.72)	1198.16-627.27
ST	mg/l	<i>n.d</i>	<i>n.d</i>	47017 (8812)	59848-23097
STV	mg/l	<i>n.d</i>	<i>n.d</i>	41960 (8754)	54505-19119
SD	mg/l	<i>n.d</i>	<i>n.d</i>	18708 (3142)	24241-14960
SDV	mg/l	<i>n.d</i>	<i>n.d</i>	13518 (2800)	18531-10570
SS	mg/l	19393 (8206)	59730-7985	27826 (6566)	36706-7287
SSV	mg/l	18617 (7838)	56040-7585	27806 (6595)	36764-7287
SSV/SS	%	96.11 (1.81)	99.38-93.65	99.92 (0.28)	100-99.31
DQO	mgO/l	62837 (14592)	128800-24150	53417 (7134)	128300-26600
DQOsol	mgO/l	17445 (6032)	41900-6250	16618 (3234)	23025-9775
DQOsol/DQO	%	33.07 (10.05)	74.16-22.18	30.09 (4.52)	55.75-10.46
NT	mgN/l	76.19 (18.53)	145.00-47.30	98.64 (12.69)	124.00-41.00
NTsol	mgN/l	48.98 (8.26)	63.75-37.00	54.14 (8.76)	64.00-37.25
NH₄-N	mgN/l	14.79 (3.92)	27.68-7.64	18.45 (2.11)	21.46-14.86
NTsol/NT	%	59.49 (12.45)	81.82-40.34	55.63 (11.63)	90.85-42.29
PT	mgP/l	26.93 (7.15)	74.32-16.68	43.26 (3.96)	46.24-23.82
PTsol	mgP/l	22.67 (8.11)	60.26-14.25	28.24 (4.15)	41.34-14.68
PO₄-P	mgP/l	20.60 (5.77)	47.08-15.56	25.47 (6.76)	34.23-14.66
PTsol/PT	%	83.28 (7.98)	95.38-40.39	75.99 (15.27)	94.04-14.66
SO₄-S	mgS/l	157.31 (18.50)	212.08-36.55	139.68 (32.23)	177.02-30.60

Promedio A: Promedio de datos obtenidos a partir de la FORT bruta sin aireación.

Promedio B: Promedio de datos obtenidos a partir de la FORT aireada y licuada.

d.e: desviación estándar

n.d: no disponible

6.2.1. Comparación de los resultados de este estudio con los presentados en bibliografía

Los datos encontrados en bibliografía, respecto a la caracterización química de los residuos de alimentos triturados, son muy amplios en cuanto a rango de valores y metodologías de trabajo empleadas para la trituración. Por este motivo, una comparación resulta compleja, debe ser realizada con mucho cuidado y poner especial atención a los detalles experimentales.

Uno de los factores de relevancia es la cantidad de agua empleada en la trituración. Una mayor o menor proporción, generan una corriente de salida del TRC concentrada en diferente medida, y modifica los valores dados en unidades de concentración, mg/l. De acuerdo a Thomas, P., (2011), para realizar una comparación entre estudios y con otros valores conocidos de las aguas residuales, resulta más conveniente expresar los valores en cantidad por persona; sin embargo, los resultados son dependientes de la cantidad de residuos generados.

Los datos de este estudio expresado en mg/l se transformaron a unidades de g/hab.día. La base de generación de residuos utilizada es de 1.437g de RSU por habitante y día, tal como se estipula en la base de datos del INE, (2004), y se considera que el 44% corresponde a la fracción orgánica (FORSU). Adicionalmente, los resultados del presente estudio se recalcularon con un consumo de agua de 11.7 litros por kilogramo de residuo triturado (*Este estudioR*), que corresponde al consumo de agua reportado en el trabajo desarrollado por Thomas, P., (2011).

La Tabla 13 recoge los resultados obtenidos en cinco estudios y los del presente proyecto.

Al igual que en el estudio realizado por Wedland *et al.*, (2006), la dispersión de los datos es amplia. Para la DQO, SS y SSV la desviación típica estándar es sustancialmente alta, provocada por la gran cantidad de materia particulada presente en las muestras.

Wedland *et al.*, (2006) y Nayono *et al.*, (2009), reportan valores de DQO muy similares entre sí, del orden de 1100g/hab.día, aproximadamente cinco veces superiores a las obtenidas en este estudio. En el trabajo realizado por Bolzonella *et al.*, (2003), no se especifica la base de generación de residuos de cálculo, sin embargo, se conoce que se emplearon 3.35 litros por kilogramo de residuo. Este consumo, no dista mucho del empleado en este estudio, pero la DQO es menor en 60%.

Si se comparan los resultados de Thomas, P., 2011, con los de *Este estudioR*, se observa que la diferencia entre valores de DQO se reduce, aunque, los de *Este estudioR* son bastante menores. Lo mismo sucede con la DBO₅ que es igual a la mitad de la determinada por Thomas.

La relación DQO_{sol}/DQO obtenida en este estudio, 30% y 33.07%, es muy cercana a la presentada por Nayono *et al.*, (2009), 34.29%. Zhang *et al.*, (2011), encontró una relación superior de 44.70%, mientras que Wendland *et al.*, (2006), reporta una relación inferior e igual a 23.46%.

A pesar de lo diferentes que son los resultados obtenidos por Wendland *et al.*, (2006), y Thomas, P., (2011), en cuanto al contenido de nitrógeno total y amonio, la proporción de NH₄-N a NT es prácticamente la misma, 5.51 y 5.74%, respectivamente. Mientras que, en comparación a la encontrada en este estudio, en donde se obtuvo una relación de 18.71%, son aproximadamente tres veces menores.

En cuanto al contenido de fósforo total, se puede observar que los resultados de este estudio son inferiores a los valores encontrados en los estudios previos, 1.92g/hab.día y 4.95g/hab.día. Una diferencia significativa también se aprecia cuando se compara el valor de fósforo total de *Este estudioR* con el obtenido por Thomas, P., (2011).

La relación SV/ST, únicamente puede ser calculada a partir de los datos entregados por Nayono *et al.*, (2009), y es igual a 88.24%. Este valor es prácticamente el mismo que el encontrado en este estudio, igual a 88.09%.

Tabla 13. Comparación de los resultados de este estudio con los presentados en bibliografía

<i>Estudio</i>	Unidades	DQO	DQOsol	DBO ₅	NT	NH ₄ -N	PT	ST	SV	SS	SSV
<i>Bolzonella et al., (2003)*</i>	g/hab.día	75			2.5		0.25			50	
<i>Wedland et al., (2006)</i>	(mg/l)	335132	78632		5140	283	577				181512
	g/hab.día ^(a)	1114	261		17.09	0.94	1.92				603
<i>Nayono et al., (2009)</i>	(mg/l)	350000	120000			220		255000	225000		
	g/hab.día ^(a)	1164	399			0.73		848	748		
<i>Thomas, P., (2011)</i>	(mg/l)	18500		8370	272	15.6	57			7710	
	g/hab.día ^(a)	62		28	0.90	0.05	0.19			26	
<i>Zhang et al., (2011)</i>	(mg/l)	238500	106600			160	1490				
	g/hab.día ^(a)	793	354			0.53	4.95				
<i>Este estudio</i>	g/hab.día ^(b)	209	58	60	0.25	0.05	0.09			64	62
	g/hab.día ^(c)	178	55	60	0.33	0.06	0.14	156	139	93	92
<i>Este estudioR</i>	g/hab.día ^(b)	39	11	11	0.05	0.01	0.02			12	11
	g/hab.día ^(c)	33	10	11	0.06	0.01	0.03	29	26	17	17

^(a) Base de cálculo: 630gFORSU/hab.día (INE, 2004)

^(b) FORT bruta sin aireación

^(c) FORT aireada y licuada

* En este estudio se consumieron 3.35 litros de agua por kilogramo de residuo.

Este estudio: Los resultados corresponden a los obtenidos bajo las condiciones metodológicas descritas en este trabajo.

Este estudioR: Los resultados se obtuvieron al asumir que durante el proceso de trituración se consumieron 11.7litros de agua por kilogramo de residuo.

6.2.2. Conductividad y pH

De acuerdo a los resultados obtenidos, la FORT tiene un valor de pH entorno a la neutralidad, siendo ligeramente ácida. Como se observa en el Gráfico 1 el valor de pH se mantiene muy estable durante todo el tiempo de caracterización y no existe una diferencia en su valor entre muestras aireadas y sin aireación.

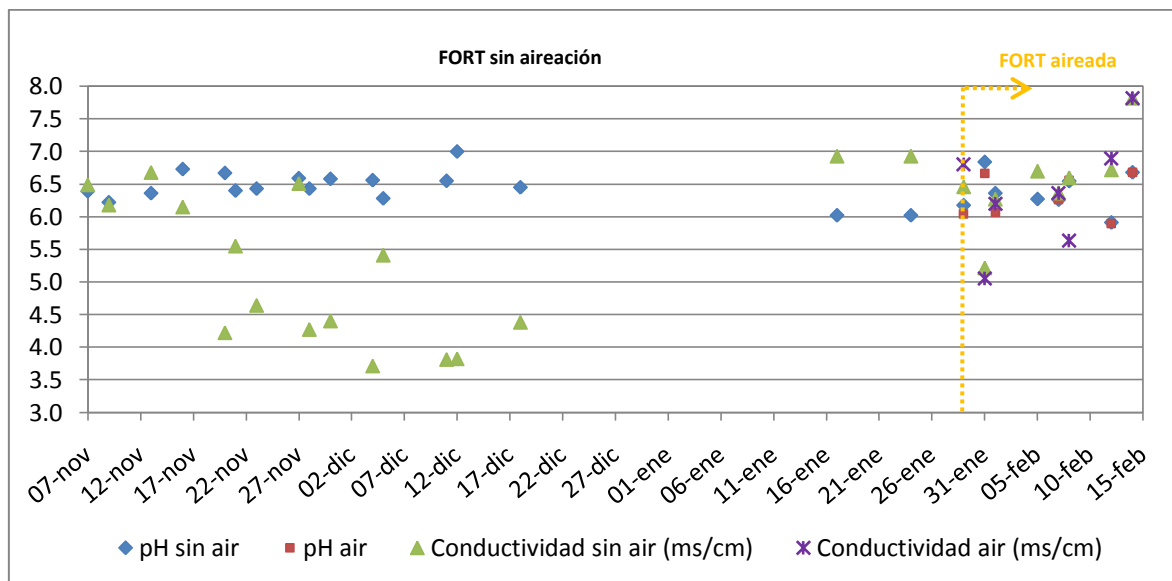


Gráfico 1. Conductividad y pH de la fracción orgánica de los residuos triturada

En medios líquidos la conductividad está relacionada con el pH por la presencia de sales en solución. Sin embargo, cuando se trata de soluciones concentradas ($SD > 1000\text{mg/l}$), la proximidad de los iones en solución inhibe la actividad entre ellos y, por lo tanto, su habilidad para transmitir corriente.

La conductividad de la FORT se debe principalmente al aporte de la sal común o de mesa adicionada en la elaboración de la comida y a sales minerales de calcio, sodio, magnesio y fósforo, que constituyen el grupo de macroelementos presentes en los alimentos. Por la variabilidad en el tipo de alimentos y sus proporciones, los valores de conductividad son muy inestables a lo largo del periodo en análisis.

6.2.3. Alcalinidad y ácidos grasos volátiles

La alcalinidad y la concentración de AGV están estrechamente relacionadas. La alcalinidad proporciona un amortiguamiento para resistir la caída de pH en aguas residuales. Los AGV, cuando no son neutralizados, ocasionan una rápida disminución de la alcalinidad disponible y consecuentemente un descenso de pH.

La FORT está compuesta por una mezcla de alimentos alcalinos y ácidos, su valor promedio es superior a $175 \text{ mgCaCO}_3/\text{l}$, por lo cual, se la puede catalogar como una corriente de alcalinidad alta.

Los alimentos alcalinos se caracterizan por su composición mineral, iones de calcio, potasio, sodio y magnesio, dentro de los cuales se encuentran las verduras, frutas, especias y condimentos como la sal, hierbas y vinagre de manzana, y grasas y aceites como el aceite de oliva. Mientras que, los alimentos de mayor acidez son productos de alto contenido en proteínas de origen animal como carne, leche, huevo, quesos y productos procesados, grasas y aceites como el aceite de maíz y girasol, pasta de harina refinada, legumbres como el arroz y el maíz y condimentos como el vinagre destilado. Adicionalmente, los carbonatos como el carbonato de sodio y los bicarbonatos como el bicarbonato de sodio y amonio son muy empleados en la industria alimenticia como aditivos neutralizantes, endurecedores, aglutinantes y antihumectantes.

A partir del 29 de enero se midió la alcalinidad de la misma muestra, sin aireación y aireada, se encontró que por efecto de la aireación la alcalinidad de la FORT disminuye de 191.40 ± 58.26 a $188.24 \pm 40.81 \text{ mgCaCO}_3/\text{l}$. Dado que el pH de la FORT en promedio es menor a 6.5, el equilibrio entre CO_2 y H_2CO_3 se desplaza hacia el primer compuesto y, por tanto, se produce una pérdida de CO_2 .

Como se observa en el Gráfico 2 la concentración de los AGV varía según el tipo de alimento existente cada día. Factores como el manejo, condiciones y tiempo de almacenamiento de los residuos pueden también incidir en este valor, sobre todo el proporcionado por el personal de la cafetería universitaria sobre el cual no se tiene un control. De forma general, se observa que en el periodo comprendido entre el 7 de noviembre y el 24 de enero, la concentración de AGV varía entre $1389.12 \text{ mgHAC}/\text{l}$ y $12.38 \text{ mgHAC}/\text{l}$, por lo cual, para obtener al valor promedio se prescindieron de los puntos correspondientes a los días 9 y 13 de noviembre y 17 y 24 de enero por presentar valores superiores a $800 \text{ mgHAC}/\text{l}$, y del día 27 de noviembre ya que la concentración es inusualmente baja e igual a $12.38 \text{ mgHAC}/\text{l}$. De igual manera, en el periodo comprendido entre el 29 de enero y el 14 de febrero se aprecia una oscilación de la

concentración de AGV entre 1198.16mgHAC/l y 627.27mgHAC/l, por lo cual, para la estimación del valor promedio no se incluyeron los puntos de los días 7 y 12 de febrero ya que la concentración fue superior a 1000mgHAC/l.

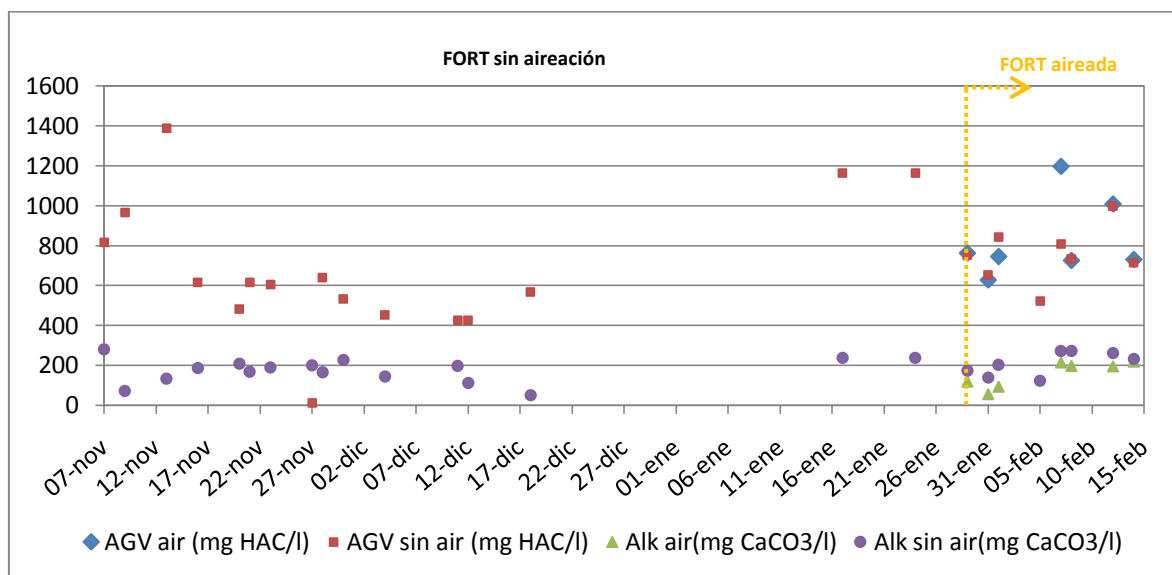


Gráfico 2. Alcalinidad y ácidos grasos volátiles de la fracción orgánica de los residuos triturada

En principio se consideró que con la aireación de la FORT y la separación de la capa de grasa, que flota en la superficie, se provocaría la disminución de la concentración de AGV, sin embargo, los resultados obtenidos contradijeron esta hipótesis ya que la capa de grasa está constituida por aceites y grasas de cadena larga.

Los AGV representan en promedio el 4% de la DQOsol, el resto corresponde a la cantidad de materia orgánica fermentable y materia inerte.

6.2.4. Sólidos suspendidos totales y volátiles

Una de las características físicas de un efluente es su contenido de sólidos. La forma más práctica y sencilla de conocer el contenido de sólidos es a través de la determinación de los sólidos totales. Sin embargo, una caracterización exhaustiva permite conocer la concentración

de sólidos volátiles que indican, de manera aproximada, la cantidad de material que puede ser usado como alimento por las bacterias e indirectamente la cantidad de arenas, lo que es muy útil y necesario cuando el efluente será sometido a un tratamiento biológico.

En el Gráfico 3 se presentan los resultados del contenido de sólidos en la FORT previamente aireada. Los valores promedio de los sólidos totales, sólidos suspendidos totales y sólidos disueltos totales son $47017 \pm 8812 \text{mg/l}$, $27826 \pm 6566 \text{mg/l}$ y $18708 \pm 3142 \text{mg/l}$, respectivamente. Cabe señalar, que para este cálculo se ha omitido el dato correspondiente al día 31 de enero ya que su valor es mucho más bajo en comparación con la tendencia general. A partir de los valores promedio mencionados, se puede establecer que los sólidos en la FORT se encuentran mayoritariamente en forma particulada y representan el 59.18% de los sólidos totales.

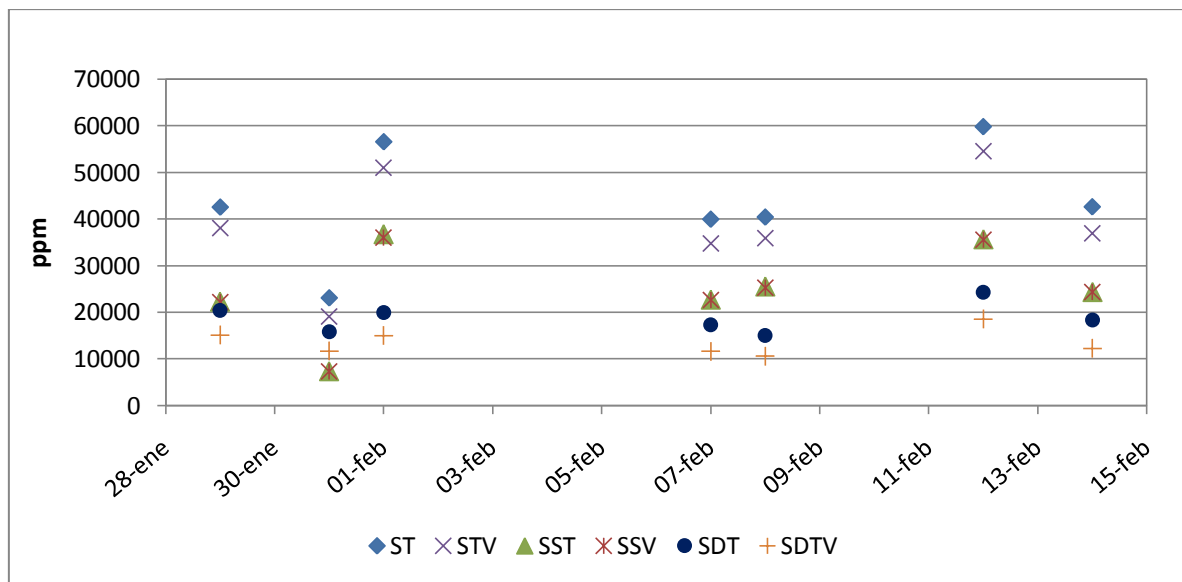


Gráfico 3. Sólidos en la fracción orgánica de los residuos triturada

Del mismo gráfico se observa un alto contenido de material volátil en todos los tipos de sólidos, los porcentajes correspondientes son 89.24%, 73.91% y 99.93% respecto a los sólidos totales, sólidos disueltos totales y sólidos suspendidos totales, respectivamente.

Cuando se trabaja con residuos de alimentos, que son susceptibles a la putrefacción, se debe poner especial cuidado durante el secado de las muestras ya que se pueden perder componentes volátiles (Angelidaki *et al.*, 2009). Por este motivo, para la determinación experimental de sólidos es necesario realizar los ensayos a 90°C en lugar de 105°C hasta que el peso de las cápsulas sea constante.

Como los ensayos experimentales para la determinación de los ST y SD se realizaron con el empleo de una estufa de uso común que opera de normal a 105°C, sus concentraciones fueron subestimadas por la pérdida de AGV, razón por la cual, en la Tabla 14 se muestran los valores experimentales y corregidos al sumar el peso de los AGV, como ácido acético (HAC), y la variación producida, en porcentaje. Las concentraciones de los SS, calculados como la diferencia entre los ST y los SD nos se ven afectados por esta corrección.

Tabla 14. Corrección de las concentraciones de los sólidos totales y disueltos

Parámetro	Unidades	29-ene	31-ene	01-feb	07-feb	08-feb	12-feb	14-feb
AGV	mgHAC/l	762.06	627.27	745.22	1198.16	725.51	1009.1	730.04
ST ^{exp}	mg/l	42578	23097	56609	39980	40439.5	59848	42645.5
ST ^{corr}	mg/l	43340	23724	57354	41178	41165	60857	43376
Variación	%	1.79%	2.72%	1.32%	3.00%	1.79%	1.69%	1.71%
STV ^{exp}	mg/l	38060	19119	51721	34713.5	35874	54505	36886
STV ^{corr}	mg/l	38822	19746	52466	35912	36600	55514	37616
Variación	%	2.00%	3.28%	1.44%	3.45%	2.02%	1.85%	1.98%
SD ^{exp}	mg/l	20358	15810	19903	17325	14960	24241	18357
SD ^{corr}	mg/l	21120	16437	20648	18523	15686	25250	19087
Variación	%	3.74%	3.97%	3.74%	6.92%	4.85%	4.16%	3.98%
SDV ^{exp}	mg/l	15072	11662	14957	11627	10570	18531	12207
SDV ^{corr}	mg/l	15834	12289	15702	12825	11296	19540	12937
Variación	%	5.06%	5.38%	4.98%	10.30%	6.86%	5.45%	5.98%

exp: Valores experimentales

corr: Valores corregidos

Como se observa en la Tabla 14 el porcentaje de variación máximo se produce en las determinaciones realizadas el 7 de febrero. La diferencia entre los valores de los ST^{exp} y ST^{corr} es despreciable y no supera el 3%, esta variación incrementa al comparar los valores experimentales y corregidos de los SD hasta 6.92% y es mucho más representativa en las concentraciones de las fracciones volátiles, y alcanza una variación máxima igual a 10.30% en los SDV.

En el Gráfico 4 se han representado los sólidos suspendidos totales y los sólidos suspendidos volátiles determinados de forma experimental, de acuerdo al procedimiento descrito en el apartado 5.2.9., y los calculados como la diferencia entre los sólidos totales y los sólidos disueltos totales.

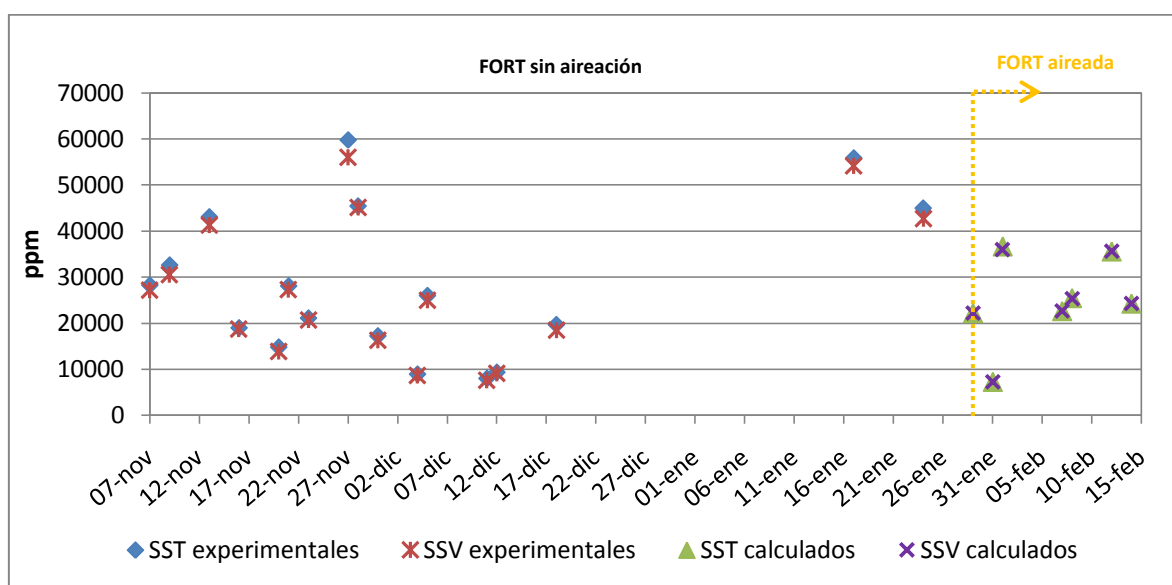


Gráfico 4. Comparación de la medida de los sólidos suspendidos por dos métodos distintos

Si bien los datos de los SS calculados por diferencia se consideran mucho más fiables y representativos, no sucede lo mismo con el cálculo de la fracción volátil. A pesar de este inconveniente, los SS se pueden considerar en alto grado volátiles, los SSV tienen un porcentaje igual o mayor a 96% dentro del total de sólidos suspendidos en la FORT.

Por otra parte, no es posible comparar los promedios de los SS de la FORT sin aireación y aireada, ya que en ninguno de los casos se midieron de la misma muestra o en el mismo día. Que el promedio de SS en la FORT aireada, de la cual se retiró la capa de grasa de la superficie, sea superior al promedio de los SS de la FORT sin aireación, ratifica el cambio en las características de las muestras de acuerdo al tipo de residuo y su proporción dentro de la FORT y no constituye un error de medida.

6.2.5. Demanda Química de Oxígeno

La FORT está constituida, en su totalidad, por materia de origen orgánico, proteínas, carbohidratos y lípidos. Por la procedencia de los residuos se asume que está libre de materia orgánica sintética como detergentes y tensoactivos, pesticidas y productos químicos empleados en la agricultura.

En el Gráfico 5 se han representado los valores obtenidos de DQO tanto para la FORT sin aireación y aireada, así como, los valores de DQO_{sol}. La DQO_{sol}, en el periodo comprendido entre el 7 de noviembre y el 24 de enero, fue medida a partir de la FORT sin aireación y desde el 29 de enero hasta el 14 de febrero, de la FORT previamente aireada sin más alteración en la metodología experimental.

La concentración promedio de DQO es $62837 \pm 14592 \text{mg/l}$ y $53417 \pm 7134 \text{mg/l}$, para la FORT sin aireación y aireada, respectivamente. Estos valores fueron obtenidos discriminando puntos que se encontraban sobre o bajo la tendencia general. En el primer caso no se incluyeron los datos pertenecientes a los días 9 y 13 de noviembre, 11 y 18 de diciembre y 1 y 5 de febrero. En el segundo caso, no fueron incluidos los valores de los días 1 y 5 de febrero.

Como se aprecia, la diferencia de DQO representa la capa de grasa eliminada tras el proceso de aireación. Esta diferencia puede ser mayor o menor, en función del tipo de residuos y su contenido en grasas y aceites. En los residuos triturados el día 1 de febrero la diferencia de

DQO debida a la capa de grasa es insignificante e igual a 0.39%, mientras que, en la muestra analizada el día 12 de febrero representa aproximadamente el 50%.

Durante todo el período de trabajo en que se midió la DQO de la FORT sin aireación, las concentraciones oscilaron entre 128800 y 24150mg/l, lo que indica que el contenido de materia orgánica puede variar hasta en un 81.00%.

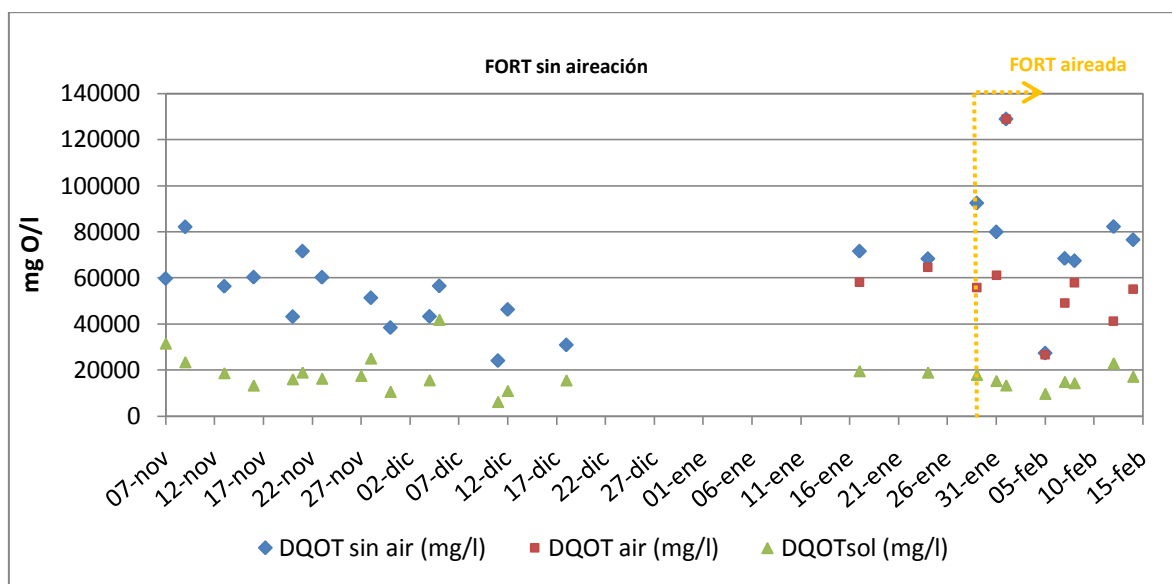


Gráfico 5. Demanda química de oxígeno de la fracción orgánica de los residuos triturada

En lo que se refiere a la DQO soluble, su tendencia es consistente a lo largo del tiempo de estudio, incluso cuando se analizó a partir de muestras aireadas, esto confirma, que con el proceso de aireación no se produce la eliminación de materia orgánica disuelta como son los AGV.

Las concentraciones promedio en la FORT sin aireación es 17445 ± 6032 mg/l, no se incluyó del valor del día 5 de diciembre, y 16618 ± 3234 mg/l en la FORT sin tomar en cuenta el día 5 de febrero. La DQO soluble representa en torno al 30% de la DQO, lo que indica que mayoritariamente la materia orgánica se encuentra en forma particulada.

6.2.6. Demanda biológica de oxígeno

Durante la etapa de caracterización se realizaron únicamente dos ensayos para determinar la DBO en la FORT, por esta razón, los valores obtenidos no se puede considerar como representativos.

El primer ensayo se realizó el 18 de diciembre y el segundo el 31 de enero, los resultados se presentan en la Tabla 15.

Tabla 15. Resultados de los ensayos analíticos de la determinación de la demanda biológica de oxígeno

Muestra	DBO ₅ (ppm)	DBO _L (ppm)	<i>f</i>	DBO ₅ /DQO
18-dic A	18070	24840	0.7275	0.58
18-dic B	6915	10165	0.6803	0.44
31-ene A	18065	24833	0.7275	0.30
31-ene B	10010	14715	0.6803	0.65

18-dic A: FORT bruta sin aireación

18-dic B: Fracción soluble de la FORT bruta sin aireación

31-ene A: FORT aireada y licuada

31-ene B: Fracción soluble de la FORT aireada y licuada

El 18 de diciembre se midió la DBO₅ y la DBO_L de la FORT sin pasar por procesos de aireación ni licuado. Con los resultados obtenidos se calculó el factor *f*, que es igual a la relación DBO₅/DBO_L.

De un análisis puntual del día en cuestión, en el cual la DQO medida fue 30950mg/l, se puede establecer que la DBO_L o fracción biodegradable es igual al 80.26%. Con una DQO_{sol} de 15600mg/l, la materia orgánica rápidamente biodegradable medida como DBO_{Lsol} corresponde al 65.16%.

La relación DBO_5/DQO es un factor importante que indica la biodegradabilidad de una muestra. Se entiende por biodegradabilidad la característica de algunas sustancias químicas de poder ser utilizadas como sustratos por microorganismos para producir energía y para sintetizar nueva biomasa (Martín *et al.*, 2006).

Un valor igual o mayor a 0.4 demuestra una alta biodegradabilidad. En el caso de análisis se demuestra que las muestras son altamente biodegradables.

A través del valor de f se puede establecer que aproximadamente el 70% de las sustancias biodegradables se consumen a los cinco días, lo cual se ajusta a los valores normales encontrados en aguas residuales urbanas.

En la prueba realizada en día 31 de enero sólo se registraron datos hasta el séptimo día, se desconocen las causas que provocaron la suspensión del ensayo, motivo por el cual, no se cuenta con el dato de DBO_L . No obstante, se empleó el factor f determinado en el ensayo anterior para estimar este dato.

6.2.7. Nutrientes

6.2.7.1. Nitrógeno y amonio

Las proteínas contenidas en los alimentos se caracterizan por poseer grandes cantidades de nitrógeno, aproximadamente un 16%, a diferencia de las grasas y carbohidratos. En general, las carnes de origen animal, los productos lácteos y huevos contienen una mayor concentración de proteínas, en segundo lugar destacan los cereales, patatas y legumbres y en una concentración muy baja, alrededor de 2%, en frutas y verduras.

En el Gráfico 6 se presentan las concentraciones de nitrógeno total, soluble y amonio, cada día, en la FORT. Se puede observar, a grandes rasgos, que las medidas de compuestos solubles, como son el nitrógeno soluble y amonio, tienden a presentar cierta estabilidad

durante todo el tiempo de muestreo de forma independiente al proceso de aireación. En cuanto a los valores medidos de la concentración de NT, que incluye el contenido de nitrógeno en la fracción particulada, las variaciones diarias son más notorias y los datos más dispersos.

El NT varía entre 47.30mgN/l y 145.00mgN/l en la FORT sin aireación, con un valor promedio de 76.19 ± 18.53 mgN/l. En la FORT aireada la concentración varía entre 41.00mgN/l y 124.00mgN/l, con un valor promedio de 98.64 ± 12.69 mgN/l. Para estimar el promedio, en el primer caso, no se consideró el punto correspondiente al día 17 de enero. En el segundo caso, no se incluyó al valor obtenido el 5 de febrero. Ambos valores se desestimaron por presentar picos, hacia arriba y hacia abajo, respecto al conglomerado de datos medidos.

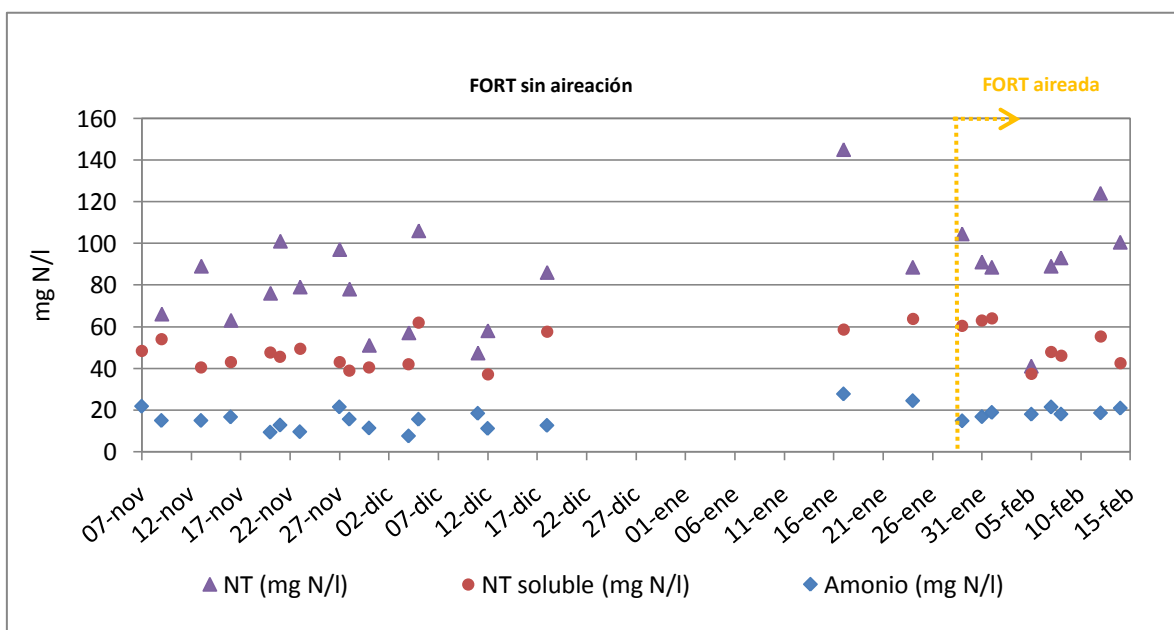


Gráfico 6. Nutrientes de la fracción orgánica de los residuos triturada, nitrógeno y amonio

La fracción de nitrógeno soluble, respecto al contenido de nitrógeno total, oscila entre el 59.49 y 55.63%, sobre esta fracción, entre el 30.19 y 34.08% corresponde al contenido de nitrógeno como amonio y el resto a nitrógeno orgánico soluble, para la FORT sin aireación y aireada, respectivamente. Las concentraciones de nitrito y nitrato son iguales a cero.

6.2.7.2. Fósforo y fosfato

El fósforo es un elemento que se encuentra en alimentos de origen animal, como la carne de cerdo, pollo, pescado y vacuno, huevos y quesos curados y en una amplia variedad de productos vegetales, como el trigo y diversas semillas.

Dentro de la FORT se determinaron los contenidos de fósforo total, fósforo soluble y fosfato, los resultados diarios se presentan en el Gráfico 7.

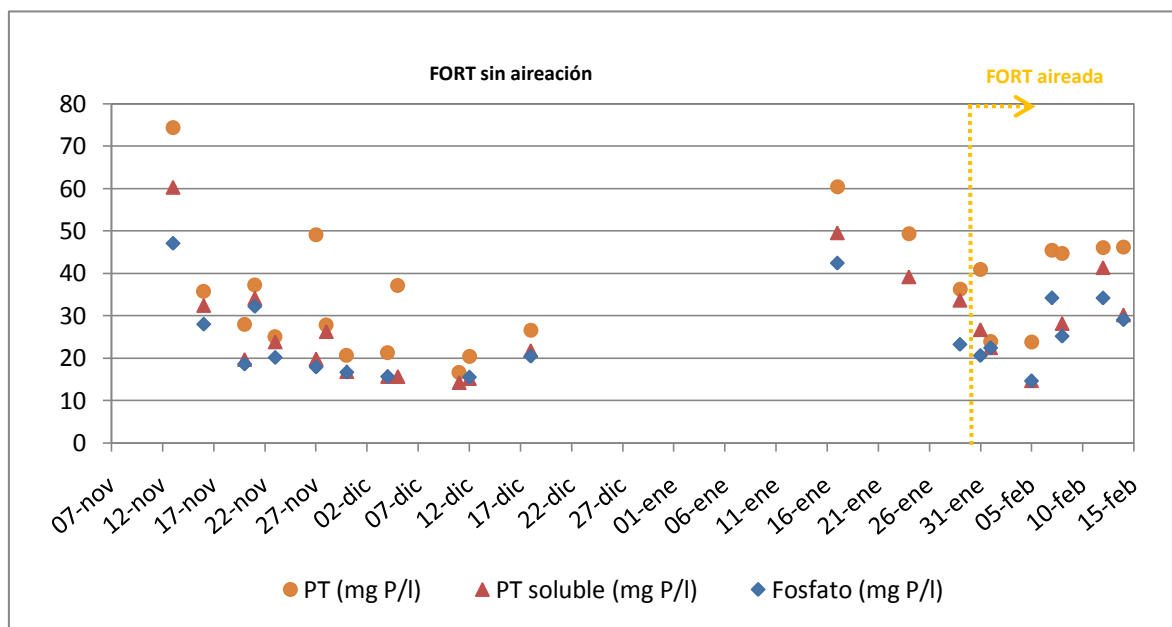


Gráfico 7. Nutrientes de la fracción orgánica de los residuos triturada, fósforo y fosfato

Al igual que con la concentración total de nitrógeno, el fósforo total muestra una variación diaria bastante amplia en función del tipo de residuo existente. Dado que el contenido de fósforo en grasas y aceites de origen animal y vegetal es muy bajo, no se esperaba la reducción de su concentración en la FORT por motivo de la aireación. Tal es así, que la concentración promedio durante la etapa en que se trabajó con muestras aireadas es mayor.

En la primera etapa, en la que no se airearon las muestras, el contenido promedio de PT es $26.93 \pm 7.15 \text{ mg P/l}$. No se incluyeron en el cálculo de este valor, los correspondientes a los días

13 y 27 de noviembre y 17 y 24 de enero al ser valores pico dentro de la tendencia general. En la segunda etapa, en la cual las muestras fueron aireadas, la concentración promedio de PT fue de $43.26 \pm 3.96 \text{ mgP/l}$, en este cálculo no se incluyeron los valores de los días 1 y 5 de febrero pues son mucho más bajos en comparación con el resto de puntos obtenidos.

El fósforo total soluble representa entre el 83.28 y 75.99% del fósforo total, para la primera y segunda etapa de análisis antes mencionadas, respectivamente. Dentro este contenido, el fosfato equivale al 90% y, por lo tanto, el contenido de fósforo orgánico soluble es bastante bajo.

Como se indicó anteriormente, los huesos fueron separados y no se incluyeron en la FORT. Dado que la estructura de los huesos está constituida principalmente por fósforo de incorporar estos materiales dentro de los residuos a triturar, lo cual sería recurrente en el funcionamiento cotidiano de un TRC dentro del hogar, sería conveniente evaluar su influencia en las concentraciones antes señaladas.

6.2.7.3. Sulfato

El azufre forma parte de la estructura molecular de aminoácidos azufrados, cisteína y metionina, que componen las proteínas presentes en alimentos de origen animal y vegetal. En los seres vivos, el azufre absorbido por el sistema digestivo es separado de los aminoácidos y oxidado a sulfato, una parte se almacena dentro del organismo y otra es eliminada en la orina.

Dentro de la industria alimentaria el azufre como sulfito sódico o de calcio, se emplea como aditivo alimentario de acción conservadora y antioxidante en concentración que pueden variar, de normal, entre 30 a 200 miligramos por kilo de alimento procesado.

A través de los ensayos analíticos para determinar el contenido de sulfato en la muestra de trituración se determinó que las concentraciones promedio son iguales a $157.31 \pm 18.50 \text{ mgS/l}$ y $139.68 \pm 32.23 \text{ mgS/l}$ en muestras sin aireación y aireadas, respectivamente. Para su estimación

se descartaron los picos de valores, sobre o bajo, la tendencia seguida por la mayoría de puntos. En el primer caso, no figuran los datos correspondientes a los días 7, 9 y 13 de noviembre, 5 de diciembre, 18, 17 y 24 de enero. En el segundo caso, los valores de los días 7 y 12 de febrero.

Dado la alta concentración de sulfatos y en atención a la composición del agua de la comunidad Valenciana, que se caracteriza por su alto contenido en minerales, se consideró pertinente analizar la concentración de sulfato en el agua del grifo empleada para la trituración. El resultado, de doce mediciones, indica que el agua del grifo contiene en promedio $133.02 \pm 16.65 \text{ mg S/l}$, con concentraciones que oscilaron entre un máximo de 168.19 mg S/l y un mínimo de 104.72 mg S/l .

En el Gráfico 8 se presenta la variación diaria de la concentración de sulfato en la FORT y en el agua del grifo. Un análisis y comparación, entre estos dos valores, se realizó de manera puntual para los días en que se determinaron de manera conjunta.

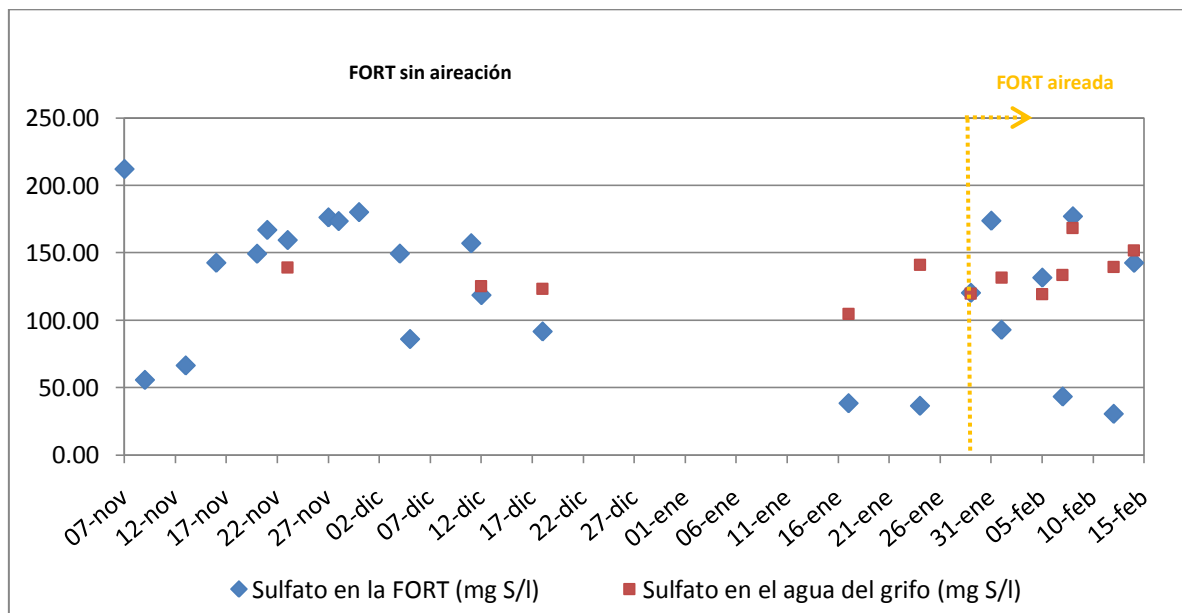


Gráfico 8. Nutrientes de la fracción orgánica de los residuos triturada, sulfato

En general, el contenido de sulfato en el agua de grifo es superior al de la FORT, a excepción de los días 23 de noviembre, 5 de febrero y 8 de febrero, motivo por el cual, se asume que se produce una dilución en la FORT, ya que el azufre contenido en los alimentos se encuentra formando estructuras moleculares complejas que no se han degradado y no aportan sulfato. Sin embargo, también se observa que la concentración de sulfato de la FORT en los días 17 y 24 de enero y 7 y 12 de febrero es menor que la esperada para una dilución del 50% (en promedio la relación agua de grifo consumida/FORT generada es 1:2), por tanto, se cree que pueden estar sucediendo fenómenos físicos como la precipitación de sulfato de calcio (sustancia muy poco soluble), aunque, se requiere de un estudio mucho más detallado para corroborar esta hipótesis.

En los días 21 de noviembre, 12 y 18 de diciembre, 29 de enero, 1,5, 8 y 14 de febrero existe un aporte de sulfato por parte de los residuos de comida a la concentración de la FORT, la fuente más probable es el sulfato empleado como aditivo alimentario.

6.2.8. Tamaño de partícula

Para describir de forma adecuada y completa la distribución de tamaño de partícula de una muestra se deben especificar tres puntos, una medida de tendencia central y dos puntos que denoten el ancho de la distribución.

Dentro de las medidas de tendencia central, la mediana es el cálculo más estable generado en una difracción láser, representa el punto medio de la distribución del tamaño de partícula que divide la mitad de la población sobre este diámetro y la otra mitad bajo el mismo. La práctica más común es incluir, junto a la mediana, dos puntos que describan las partes más finas y más gruesas de la distribución, el d90 y el d10.

Al inicio de la experimentación se dispuso de un tamiz (ASTM) de 4.75mm de abertura, por este motivo, se decidió retirar los sólidos que sobrepasen esta dimensión y analizar la distribución del tamaño de partícula de muestras de FORT. Si bien el equipo Mastersizer

2000E mide sin problema partículas mayores a 3.00mm, éstas pueden generar interferencia en el patrón de dispersión generado y, por tanto, el modelo matemático de ajuste emite un error en las lecturas, mayor según aumente el porcentaje de partículas fuera de rango.

Posteriormente, se adquirió un tamiz (ASTM) de 3.00mm de abertura, lo cual permitió descartar las partículas sólidas que pudieran haber provocado errores en las medidas y afinar los resultados obtenidos, especialmente en lo que se refiere a la determinación de finos.

En la Tabla 16 se resume la distribución del tamaño de partículas de cuatro muestras de FORT tomadas después de atravesar un tamiz de 4.75mm de abertura, y de tres muestras recogidas después de pasar por un tamiz de 3.00mm de abertura.

Tabla 16. Distribución del tamaño de partícula la fracción orgánica de los residuos triturada

Fecha	d10 (μm)	Mediana (μm)	d90 (μm)
<i>Después de atravesar por un tamiz de 4.75mm</i>			
07-nov	12.73	156.46	782.61
23-nov	9.03	103.48	608.56
28-nov	11.53	115.46	643.26
05-dic	9.61	87.34	650.23
<i>Después de atravesar por un tamiz de 3.00mm</i>			
07-feb	14.08	143.01	497.29
12-feb	8.55	157.19	296.73
14-feb	15.27	155.82	516.78

Como se observa, el aporte en volumen de los gránulos más gruesos desplaza el d90 hacia un diámetro de partícula más grande. Los valores de la mediana y de d10 presentan una cierta variación al alza, por lo cual, efectivamente, al retirar partículas de tamaños superiores a los 3.00mm se afinan las mediciones y, por lo tanto, son más fiables. A pesar de la perturbación existente, las cuatro medidas iniciales son válidas ya que los parámetros entregados por el software del equipo, ajuste y residual ponderado, están dentro de los rangos normales y aceptables.

Sobre la base de los resultados obtenidos, se establece que el tamaño medio de las partículas de los residuos triturados es $153.02\mu\text{m}$, el 90% de sólidos gruesos son inferiores a $516.78\mu\text{m}$ de abertura y el 10% de los sólidos finos, tienen un tamaño inferior a $12.32\mu\text{m}$.

En el Gráfico 9 se encuentran graficadas las curvas de la fracción acumulativa inferior en función del tamaño de partícula de muestras de FORT después de atravesar un tamiz de 3.00mm de abertura.

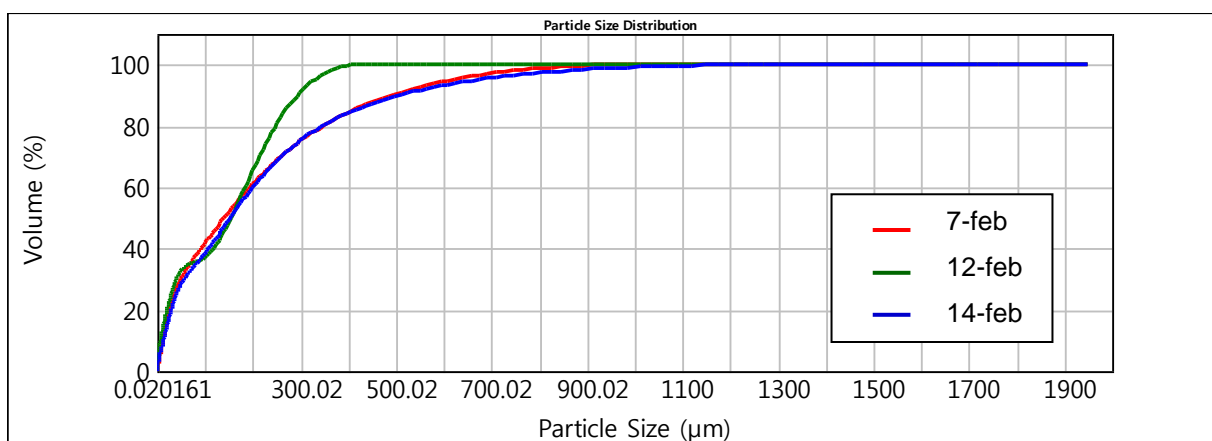


Gráfico 9. Distribución del tamaño de partículas de la fracción orgánica de los residuos triturada después de pasar por un tamiz de 3.00mm de abertura
Fracción acumulativa inferior en función del tamaño de partícula

La curva que representa la muestra del 12 de febrero presenta una distorsión respecto a la forma de las curvas de los días 7 y 14 de febrero. Para un mismo tamaño de partícula, por ejemplo $317\mu\text{m}$, en las muestras de los días 7 y 14 de febrero el 76% en volumen es inferior a este diámetro, mientras que, en la muestra del 12 de febrero el 93% del volumen de partículas tiene un diámetro menor. Por lo tanto, en la muestra del 12 de febrero las partículas presentes son más finas y el 100% de las mismas no supera los $418\mu\text{m}$. En las dos muestras restantes el tamaño del 100% de las partículas es inferior a $1012\mu\text{m}$. Esta diferencia podría deberse a una agitación menos vigorosa o a un menor tiempo de agitación, lo que ocasionaría que los granos más finos queden retenidos por los de mayor tamaño, o al tipo y características de los residuos con los que se trabajó ese día.

Muestras de huesos triturados por separado y cribadas por un tamiz de 3.00mm de abertura se analizaron los días 17 de enero, 5 y 7 de febrero. La descripción de los resultados de la distribución de tamaño de partícula se expone en la Tabla 17.

Tabla 17. Distribución del tamaño de partícula de muestras de huesos después de pasar por un tamiz de 3.00mm de abertura

Fecha	d10 (μm)	Mediana (μm)	d90 (μm)
17-ene	17.22	207.41	726.92
5-feb	12.91	123.70	745.24
7-feb	14.17	120.45	672.78

El tamaño medio de las partículas de huesos triturados es $147.33\mu\text{m}$, con un d90 y un d10 iguales a $709.52\mu\text{m}$ y $14.57\mu\text{m}$, respectivamente.

En el Gráfico 10 se han representado las curvas de la fracción acumulativa inferior en función del tamaño de partícula para las tres muestras de huesos. Como se puede apreciar la forma de las curvas es bastante análoga entre las tres muestras, pero entre $90\mu\text{m}$ y $390\mu\text{m}$, aproximadamente, las partículas de la muestra del 17 de enero son más gruesas en comparación con las presentes en las muestras del 5 y 7 de febrero.

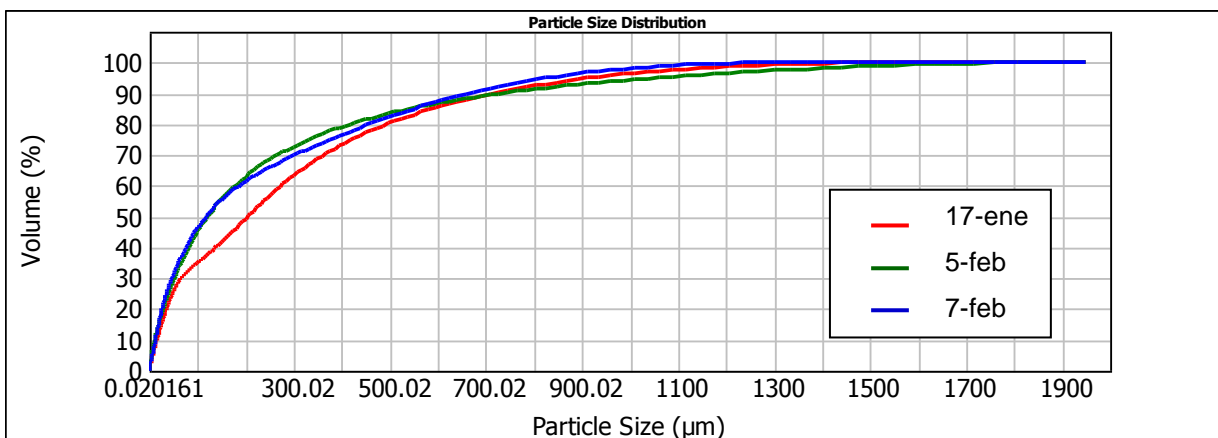


Gráfico 10. Distribución del tamaño de partículas de muestras de huesos después de pasar por un tamiz de 3.00mm de abertura

Fracción acumulativa inferior en función del tamaño de partícula

Al comparar estas dimensiones con las correspondientes en la FORT, queda demostrado que si se trituran de forma simultánea residuos de comida y huesos, el 50% de todas las partículas podrán atravesar un tamiz de 153.02 μ m de abertura, en otras palabras, la granulometría del cernido no se modifica. Sin embargo, en la fracción de gránulos gruesos se encontrarían partículas de huesos de mayor tamaño que las partículas de residuos de comida.

El Gráfico 11 es una representación consolidada de la distribución del tamaño de partículas de las muestras de FORT y huesos después de atravesar por un tamiz de 3.00mm. Se observa que el 100% de las partículas de residuos de comida pasan a través de un tamiz de 1.4mm de abertura. En un estudio previo realizado por Kegebein *et al.*, (2001), se determinó que después del proceso de trituración el 98% de los gránulos eran capaces de atravesar un tamiz de 2.00mm, mientras que, de acuerdo a los resultados del presente trabajo el mismo porcentaje de partículas atraviesan un tamiz de 0.75mm.

La planta piloto de membranas anaerobias, ubicada en la EDAR del Carraixet, cuenta con un rototamiz de 0.5mm de abertura. Si la FORT se introduce a este sistema de depuración el 93.15% de las partículas podrían pasar al tratamiento biológico anaerobio después de atravesar la etapa de pretratamiento.

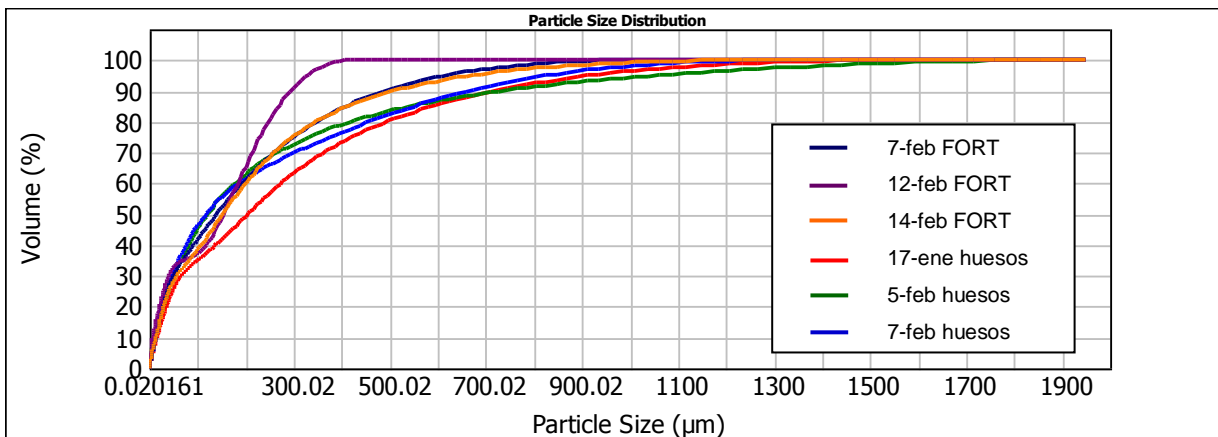


Gráfico 11. Distribución del tamaño de partículas, fracción orgánica de los residuos triturada y huesos, después de pasar por un tamiz de 3.00mm de abertura
Fracción acumulativa inferior en función del tamaño de partícula

Conocer tamaño de partícula generado por trituración de los residuos de comida con un TRC cobra importancia por dos situaciones específicas. Durante varios años se ha supuesto que partículas muy grandes aumentan el riesgo de sedimentación en el sistema de alcantarillado y su posterior obstrucción, lo que ha motivado a los diseñadores de TRC a conseguir partículas cada vez más pequeñas, sin embargo, partículas muy finas promueven la velocidad del proceso de hidrólisis, con lo cual, se produce la pérdida de materia orgánica y la generación espontánea de metano antes de que la corriente de agua residual llegue la estación de depuración (Bollzonella *et al.*, 2003, y Bernstad *et al.*, 2012)

Los resultados de las medidas realizadas en muestras de huesos después de pasar por un tamiz de 4.75mm de abertura, el gráfico de porcentaje acumulativo inferior para las muestras de FORT después de atravesar un tamiz de 4.75mm y las tablas con el porcentaje acumulado inferior para la serie de tamices normalizados por la norma ASTM E1161 se encuentran en el Anexo V.

6.2.9. Ensayos de sedimentabilidad

6.2.9.1. Sólidos sedimentables y no sedimentables

Con el objeto de conocer el efecto potencial de la incorporación de la FORT a las aguas residuales urbanas en un sistema convencional de depuración, se realizaron ensayos para determinar la concentración de contaminantes en el sobrenadante, DQO, NT y PT, así como, el aporte de sólidos sedimentables. Los tres ensayos se presentan en las Tablas 18 y 19.

Tabla 18. Resultados de la determinación de sólidos sedimentables y no sedimentables

SSsed (ml/l)			SSNsed (mg/l)		
ARU	FORT+ARU	Impacto	ARU	FORT+ARU	Impacto
10	28	180.00%	79	143	81.01%
17	30	76.47%	88	125	42.05%
17	23	35.29%	68	139	104.41%

Se determinaron los sólidos sedimentables (SSsed) y no sedimentables (SSNsed) de muestras de agua residual urbana y de una dilución de la FORT con agua residual urbana bajo un FPM de 100%, el cálculo correspondiente se puede verificar en el Anexo I (i).

En un sistema convencional de depuración de agua los sólidos sedimentables quedarían retenidos en el decantador primario, mientras que, los sólidos no sedimentables pasarían a un tratamiento secundario, que para el caso específico de un sistema de fangos activados elevarían la demanda de oxígeno y, por tanto, los costes energéticos.

A partir de los resultados obtenidos se establece que la proporción de los sólidos no sedimentables dentro de los sólidos totales es inferior al 20%, por lo tanto, una fracción mayoritaria de partículas sólidas, disueltas y no sedimentables, ingresarían a un tratamiento secundario. Cabe señalar, que en una aplicación real, los residuos de comida triturados por uso de TRCs en los hogares, atravesarían el sistema de alcantarillado urbano antes de llegar a la EDAR, por lo cual, las turbulencias, la mezcla con otros tipos de aguas residuales y la longitud del alcantarillado modificarían la proporción antes mencionada.

De forma general, el impacto provocado por la FORT (aumento de SSsed y SSNsed respecto al contenido inicial en el ARU) es muy amplio y depende tanto de la variabilidad en las características del agua residual, como de la FORT. Fijar un valor promedio de impacto con base a tres ensayos no es representativo, pero nos da una idea muy clara sobre el incremento de la cantidad de sólidos cuando la corriente de salida de los TRCs es incorporada al agua residual urbana.

Una vez culminado el ensayo para determinar los SSsed y SSNsed se tomaron muestras del sobrenadante y se midieron las concentraciones de DQO, NT y PT. Los resultados de los tres ensayos y el valor promedio junto a su desviación estándar se muestran en la Tabla 19.

Las concentraciones de los contaminantes, presentes en el sobrenadante, representan la cantidad de materia orgánica y nutrientes que estarían disponibles en un tratamiento biológico dentro de un sistema de depuración, pero, al igual que para los sólidos, se deberá tener en

consideración los cambios que podrían suscitarse dentro del sistema de alcantarillado. De los resultados merece destacar que la mezcla de agua residual urbana con residuos de alimentos triturados supone un aumento del 160% en la concentración de DQO, mientras que, el aporte de nitrógeno por parte de los residuos de alimentos es insignificante e igual a 1.45%.

Tabla 19. Contaminantes en el sobrenadante

DQO (mg/l)		NT (mgN/l)		PT (mgP/l)	
ARU	FORT+ARU	ARU	FORT+ARU	ARU	FORT+ARU
273	647	68.25	68.50	1.87	2.47
249	825	62.50	48.00	2.03	2.47
394	907	41.50	<i>n.d</i>	1.55	2.38
Promedio (<i>d.e</i>)					
305 (78)	793 (133)	57.42 (14.08)	58.25 (14.50)	1.82 (0.24)	2.44 (0.05)

6.2.9.2. Sedimentación de la fracción orgánica de los residuos triturada

Para conocer las características de sedimentabilidad de la FORT se realizaron ensayos de acuerdo a la metodología descrita en el apartado 5.2.13.

En los Gráficos 12 y 13 se ha representado la altura de la interfase, fango – sobrenadante, en función del tiempo, para cinco diferentes concentraciones de la FORT.

A medida que disminuye la concentración de la FORT, la velocidad de sedimentación aumenta, desde 0.289cm/min o 10.961ml/cm hasta 1.015cm/min o 29.332ml/cm, para concentraciones de 100 y 50%, respectivamente. Esta velocidad de sedimentación se alcanza cuando desaparecen las turbulencias generadas al llenar la probeta y aparece una interfase que separa el fango del sobrenadante. A medida que transcurre el tiempo la interfase se mueve hacia abajo hasta formar una capa de fango denso en el fondo, posteriormente, se produce una transición de sedimentación zonal a compactación del fango con un sobrenadante por encima.

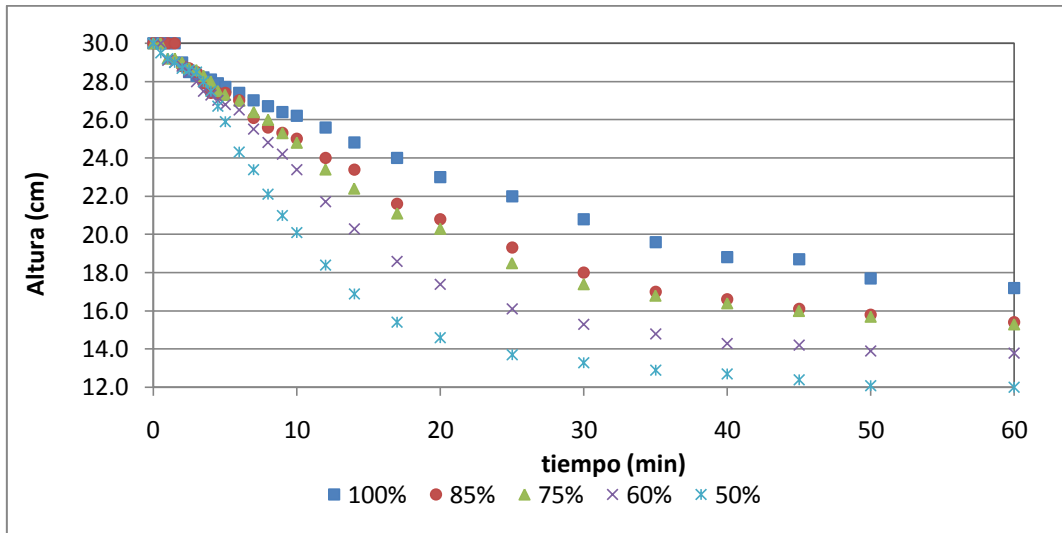


Gráfico 12. Altura de la interfase, en cm, en función del tiempo para distintas concentraciones de la fracción orgánica de los residuos triturada

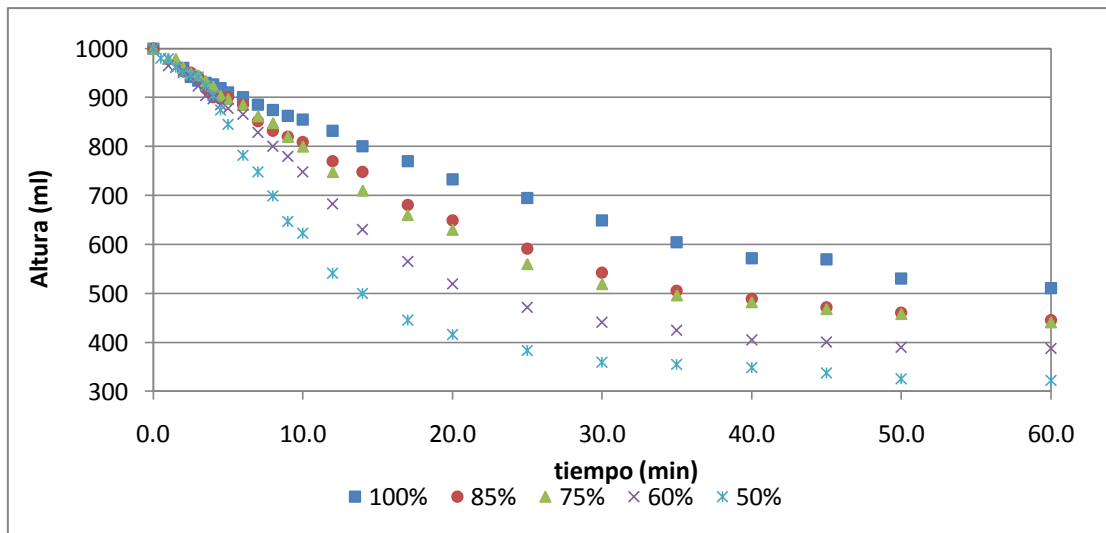


Gráfico 13. Altura de la interfase, en ml, en función del tiempo para distintas concentraciones de la fracción orgánica de los residuos triturada

De forma cuantitativa, la velocidad de sedimentación se corresponde con la pendiente de la recta de ajuste, en el gráfico altura en función del tiempo. Los cálculos y las gráficas empleadas para estimar la velocidad de sedimentación se presentan en el Anexo II.

En el Gráfico 14 se ha representado el volumen de sedimento y sobrenadante en una probeta de un litro, para dos concentraciones de FORT, 100 y 75%. Como se observa, el volumen de fango sedimentado tiende a estabilizarse a los 50 minutos cuando la concentración es del 100%, mientras que, para una concentración del 75% lo hace aproximadamente a los 30 minutos. Un incremento en el volumen de agua consumida por kilogramo de residuo durante el proceso de trituración, de 2.43 a 3.24, respectivamente, modifica las características de sedimentabilidad de la FORT y reduce el tiempo requerido para que el volumen ocupado por los sólidos suspendidos sedimentables sea la mitad del inicial.

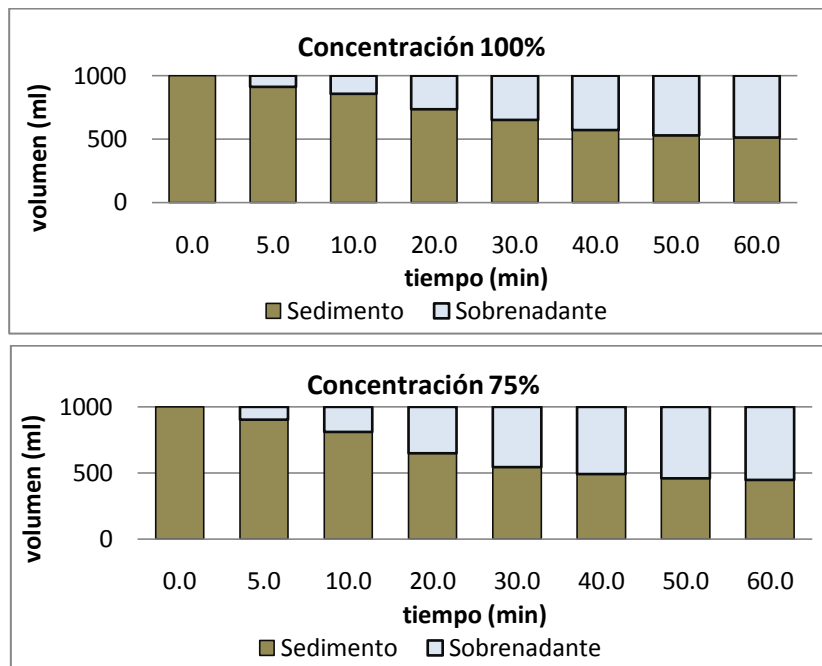


Gráfico 14. Ensayos de sedimentabilidad de la fracción orgánica de los residuos triturada con concentraciones de 100 y 75%

Benstad *et al.*, (2011) realizó ensayos de sedimentación con residuos de alimentos triturados y encontró que las partículas sedimentables decantan dentro de los primeros 10 minutos, mientras que, en este estudio se encontró que la mayor cantidad de partículas sedimentan entre 30 y 50 minutos. La gran diferencia en resultados se debe a la cantidad de agua empleada en el proceso de trituración, que en este caso, es aproximadamente cinco veces menor que la usada por Bernstad y colaboradores.

Durante el desarrollo de los ensayos se comprobó que diluciones menores al 50%, lo que implica un consumo de agua superior a 4.86 litros por kilogramo de residuo, dejan de presentar una sedimentación zonal y la sedimentación de los sólidos tiende a un tipo de sedimentación discreta y/o floculada.

6.2.9.3. Modelización de la velocidad de sedimentación

La modelización de la velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos de la FORT se realizó por medio de dos modelos matemáticos ampliamente utilizados, exponencial o de Vesilind y potencial o de Kynch.

En los Gráficos 15 y 16 se encuentran graficadas las curvas de los modelos de Kynch y de Vesilind y los datos experimentales obtenidos en este estudio. Adicionalmente se presentan las ecuaciones ajustadas de los modelos, la determinación de los parámetros de ajuste y el detalle de la metodología de cálculo se presentan en el Anexo II.

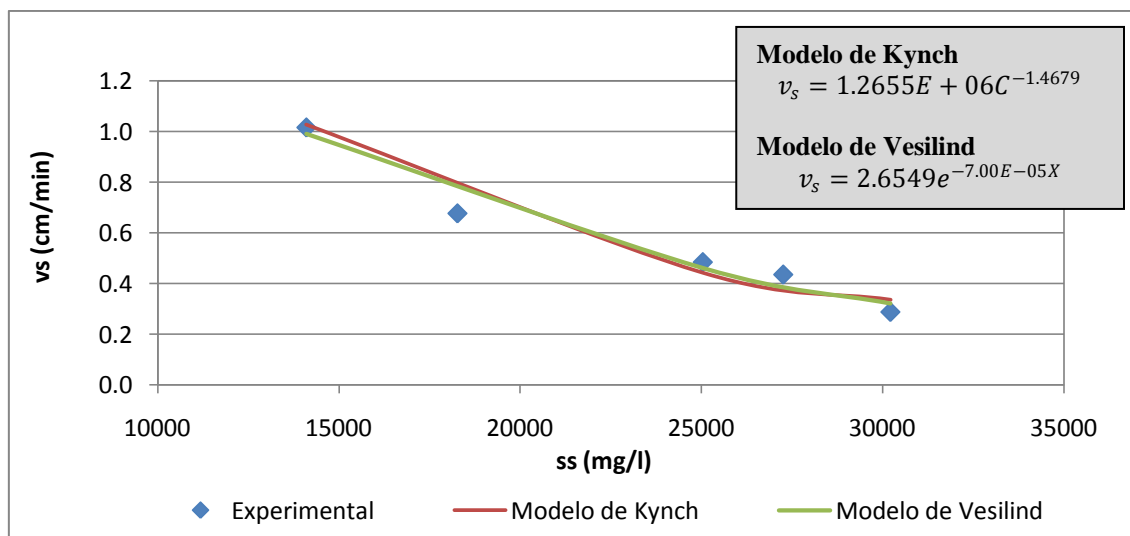


Gráfico 15. Modelización de la velocidad de sedimentación de la fracción orgánica de los residuos triturada, en cm/min

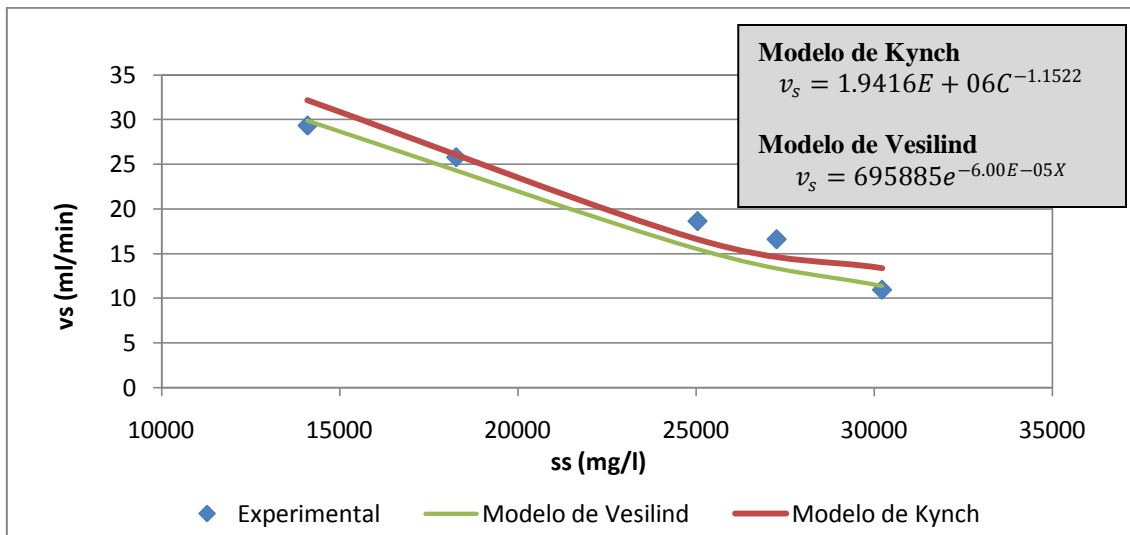


Gráfico 16. Modelización de la velocidad de sedimentación de la fracción orgánica de los residuos triturada, en ml/min

No existe una diferencia marcada entre las predicciones realizadas por los dos modelos, por lo cual, ambos se consideran válidos para conocer el comportamiento de la sedimentabilidad de la FORT para distintas concentraciones de sólidos suspendidos.

6.3. Estudio por simulación del tratamiento conjunto de las aguas residuales urbanas y la fracción orgánica de los residuos triturada

A partir del biorreactor de membranas anaerobias, descrito en el apartado 5.3.1., se desarrolló una batería de simulaciones, en las que se mantuvo constante el caudal de ARU y se varió el caudal de la corriente de la FORT bajo la consideración de distintos factores de penetración en el mercado (FPM), los cálculos correspondientes se pueden revisar en el Anexo II (ii).

Los resultados de las características físico – químicas del influente al biorreactor anaerobio (mezcla de las corrientes de ARU y FORT) se detallan en la Tabla 20. Únicamente se observan incrementos significativos para las concentraciones de materia orgánica y sólidos, mientras que, el contenido de nutrientes no se ve alterado.

Tabla 20. Características químicas del agua de entrada al reactor anaerobio obtenidas por simulación con Desass 7.1

Parámetro	Unidades	ARU + FORT	ARU + FORT	ARU + FORT	ARU + FORT
		(FPM=100%)	(FPM=75%)	(FPM=50%)	(FPM=25%)
Caudal	m ³ /d	3.27	3.25	3.23	3.22
DQO	mgO/l	1805	1488	1166	1004
DQO _{sol}	mgO/l	433	334	233	182
DBO _L	mgO/l	972	818	663	584
DBO _{Lsol}	mgO/l	365	276	187	142
AGV	mgHAc/l	19.28	14.98	10.63	8.43
NT	mgN/l	48.88	48.57	48.26	48.10
NT _{sol}	mgN/l	33.47	33.34	33.21	33.15
NH ₄ -N	mgN/l	25.64	25.69	25.73	25.75
PT	mgP/l	7.35	7.13	6.91	6.79
PT _{sol}	mgP/l	4.01	3.86	3.71	3.64
PO ₄ -P	mgP/l	3.68	3.54	3.41	3.34
SO ₄ -S	mgS/l	120.42	120.30	120.18	120.12
SS	mgSS/l	952	787	619	535
SSV	mgSSV/l	868	702	535	450
Alcalinidad	mgCaCO ₃ /l	333.20	334.10	335.00	335.40
pH		6.99	6.99	6.99	7.00

6.3.1.1. Impacto de la fracción orgánica de los residuos triturada sobre el influente al biorreactor anaerobio

El impacto de la FORT sobre el influente al biorreactor anaerobio, que inicialmente estaba conformado únicamente por la corriente de ARU, se analiza para distintos FPM 25, 50, 75 y 100%, como se puede observar en la Tabla 21. No obstante, los FPM de 25 y 50% se consideran los más realistas de acuerdo a la distribución máxima alcanzada en Estados Unidos después de 80 años de estar disponibles en el mercado.

La introducción de los TRCs (representado por la corriente de FORT) supone un aumento insignificante en el caudal de tratamiento que no supera el 2.06%, cuando el FPM es del 100%. Como ya estableció Bozonella *et al.*, (2003), la mayor contribución de los TRCs se

refleja en la cantidad de DBO_{Lsol} disponible, que equivale a la materia orgánica rápidamente biodegradable, por lo cual, se prevé una mejora en los procesos de eliminación biológica de nutrientes, sin embargo, se debe tener en cuenta que una fracción de la materia orgánica disuelta se descompondrá por transformaciones acaecidas en el sistema de alcantarillado (Evans *et al.*, 2010). El rango de variación encontrado en este estudio está comprendido entre 178.43% cuando el FPM es igual a 25% hasta 615.69% cuando el FPM es del 100%, como se observa en la Tabla 21.

Tabla 21. Impacto de los trituradores de residuos de comida sobre el influente al biorreactor anaerobio - Comparación con valores bibliográficos

Parámetro	Este estudio			Marashlian y El-Fadel, (2005)*	Battistoni <i>et al.</i> , (2007)**	Evans <i>et al.</i> , (2010)***	Thomas, P., (2012)
	100%	50%	25%				
Caudal	2.06%	1.03%	0.53%				
DQO	167.01%	72.49%	48.52%		44%	31%	48%
DQO _{sol}	441.25%	191.25%	127.50%				
DBO_{L}	128.17%	55.63%	37.09%	17%		27%	59%
DBO_{Lsol}	615.69%	266.67%	178.43%				
AGV	382.00%	165.75%	110.75%				
NT	2.28%	0.98%	0.65%		19%	0.18%	
NT _{sol}	1.36%	0.58%	0.39%				
$\text{NH}_4\text{-N}$	-0.62%	-0.27%	-0.19%		11%	-16%	
PT	11.87%	5.18%	3.35%				
PT _{sol}	15.23%	6.61%	4.60%				
$\text{PO}_4\text{-P}$	15.00%	6.56%	4.37%				
$\text{SO}_4\text{-S}$	0.35%	0.15%	0.10%				
SS	161.54%	70.05%	46.98%	1.9%	30%		39%
SSV	211.11%	91.76%	61.29%				
Alcalinidad	-1.04%	-0.50%	-0.39%				
pH	-0.14%	-0.14%	0.00%				

*FPM = 25%

**FPM = 67%

***FPM = 30% – 50%

Un aumento significativo, entre el 110.75 y 382%, se reporta para los AGV cuando se introduce la corriente de la FORT con FPM de 25 y 100%, respectivamente. Pese a este incremento, la afección en la alcalinidad del efluente se traduce en la reducción de su concentración hasta un máximo de 1.04%, y por consiguiente, el efecto tampón de la alcalinidad en la corriente mantiene constante el valor de pH.

Al tomar como referencia el impacto generado por la introducción de los TRCs con un FPM de 25% y comparar los resultados con los reportados en bibliografía se tiene que el incremento de la DQO en este estudio, 48.52%, es igual al obtenido por Thomas, P., (2012) 48%, y no dista mucho del porcentaje que Battistoni *et al.*, (2007), indica en su trabajo ,44%. El aumento en la concentración de la DBO_L se puede suponer dentro rango, 17 – 59%, mientras que, el impacto generado sobre los SS es bastante mayor e igual a 46.98%

Para el NT y NH_4 establecer los datos de bibliografía como un rango de variación esperado no parece muy coherente, ya que la diferencia entre un valor y otro es demasiado grande. En cuanto al NT el impacto generado por los TRCs con un FPM de 25% es igual a 0.65%, se acerca al estimado por Evans *et al.*, (2010) 0.18%; pero incluso, cuando el FPM es del 100% la impacto provocado, 2.28%, es muy inferior al reportado por Battistoni *et al.*, (2007), 19%.

En contraste, el impacto de los TRCs sobre la calidad del agua residual urbana produce un decremento de la concentración de NH_4 . Evans *et al.*, (2010) atribuye este suceso a procesos de nitrificación/desnitrificación o nitrificación/denitrificación que se producen en las alcantarillas, puesto que, actúan como biorreactores lineales. En este trabajo la corriente de FORT pasa directamente de la salida del dispositivo de trituración al sistema de depuración, por consiguiente, los procesos biológicos que podrían acontecer en el sistema de alcantarillado no tienen efecto alguno, por lo tanto, el porcentaje de disminución en el contenido de NH_4 se debe a que la dilución provocada es superior al aporte de contaminante.

6.3.1.2. Impacto de la fracción orgánica de los residuos triturada en la eliminación de materia orgánica

El esquema de tratamiento planteado no se considera como un sistema de depuración final, por lo cual, se asume que el efluente será sometido a procesos posteriores, tal que, permitan dar cumplimiento a los límites de vertido requeridos.

El propósito del cálculo del porcentaje de eliminación, cuando se trabajan con un FPM de 25 y 100%, es observar el efecto de un exceso de contaminantes sobre el funcionamiento normal del biorreactor de membranas con aguas residuales urbanas.

En la Tabla 22 se muestra la concentración de los distintos parámetros en el influente y efluente y los correspondientes porcentajes de eliminación.

Tabla 22. Eliminación de contaminantes en el biorreactor de membranas anaerobias

FPM		Contaminante				
		DQO (mg/l)	DBO _L (mg/l)	NT (mgN/l)	NH ₄ (mgN/l)	PT (mgP/l)
100%	Influente	1805	972	48.88	25.64	7.35
	Efluente	161	15	38.17	36.44	4.41
	% eliminación	91.06%	98.50%	21.91%	-42.12%	40.00%
75%	Influente	1488	818	48.57	25.69	7.13
	Efluente	147	14	38.99	37.26	4.54
	% eliminación	90.12%	98.30%	19.72%	-45.04%	36.33%
50%	Influente	1166	663	48.26	25.73	6.91
	Efluente	132	13	39.82	38.09	4.68
	% eliminación	88.66%	98.01%	17.49%	-48.04%	32.27%
25%	Influente	1004	584	48.10	25.75	6.79
	Efluente	125	13	40.25	38.51	4.75
	% eliminación	87.59%	97.80%	16.32%	-49.55%	30.04%
0%	Influente	676	426	47.79	25.80	6.57
	Efluente	94	13	41.01	39.23	5.03
	% eliminación	86.11%	96.89%	14.19%	-52.05%	23.44%

FPM = 0% equivale a la corriente de ARU

En general, al aumento del FPM está asociado a un porcentaje mayor de eliminación de contaminantes, a excepción del NH_4 que no se consume por acción de bacterias anaerobias, lo cual genera una acumulación dentro del sistema debido al proceso de hidrólisis.

Respecto a la materia orgánica, el efecto de la incorporación de la corriente de la FORT con un FPM de 100% lleva el valor de la DQO y DBO_L a más del doble de la concentración correspondiente a la corriente de ARU, sin que eso signifique una reducción en cuanto a su eliminación.

Ya que el sistema propuesto no contempla procesos específicos de eliminación biológica de nutrientes, el NT y el PT se consumen únicamente por acción metabólica durante la síntesis celular de bacterias anaerobias.

Por bibliografía se conoce que el incremento de la relación DQO/NT mejora los procesos biológicos de eliminación de nutrientes, su rango normal está comprendido entre 8.6 y 47.5 (Bollzonella *et al.*, 2003). Para el caso en estudio, el agua residual urbana, por sí sola, ya tiene un valor suficientemente bueno, pero debe advertirse que la introducción de la corriente de FORT incrementa notablemente la relación DQO/NT, lo que puede resultar altamente beneficioso en aguas deficitarias. Los valores de la relación DQO/NT se pueden verificar en la Tabla 23.

Tabla 23. Relación DQO/NT en el influente al biorreactor de membranas anaerobias

FPM	100%	75%	50%	25%	0%
DQO/NT	36.93	30.63	24.16	20.87	14.15

6.3.1.3. Producción de Biogás

La incorporación de la corriente de FORT en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales favorece, de forma notable, la generación de biogás, tan solo con un FPM de 25% se logra cuadruplicar el caudal de biogás, como se puede observar en el Gráfico 17. A partir de este

valor, incrementos del 25% en el FPM suponen aumentos mucho más modestos, pero significativos. Esta mejora en el desempeño del proceso anaerobio por introducción de los TRCs en cuanto a biogás generado, ya fue establecido por Evans *et al.*, (2010).

La producción y composición de biogás está influenciada por la acumulación o inhibición de compuestos químicos, como los AGV, la carga orgánica y la dilución del sustrato, de acuerdo a lo mencionado en los estudios desarrollados por la Universidad de Southamton and Greenfich *Ltd*, (2004) y Vij Suyog, (2011).

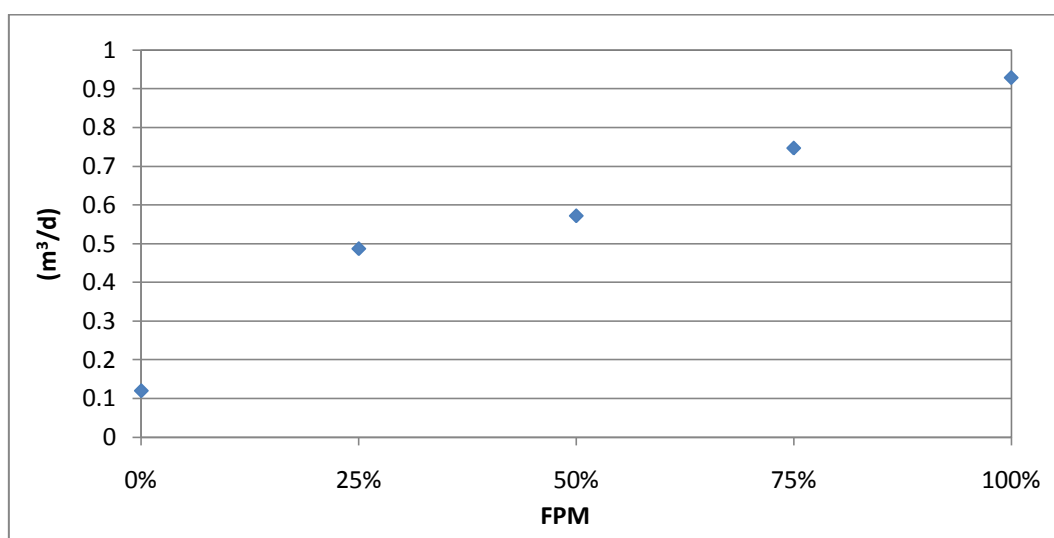


Gráfico 17. Caudal de biogás producido en el biorreactor anaerobio con membranas externas en función del factor de penetración en el mercado

La composición de biogás, que se presenta en el Gráfico 18, demuestra que la proporción de metano aumenta por efecto de la incorporación de la corriente de la FORT. El porcentaje de metano varía del 72.69%, cuando el FPM es de 100%, hasta 74.86%, cuando el FPM es 25%. Un resultado análogo fue reportado por Zhang *et al.*, (2007) quien desarrolló ensayos de biodegradabilidad en digestores anaerobios por lotes a 50°C con cargas iniciales de 6.8 y 10.5gSV/l. En éstos, el contenido de metano en el biogás producido por el digestor de menor carga inicial fue más alto en comparación con el digestor con mayor carga inicial.

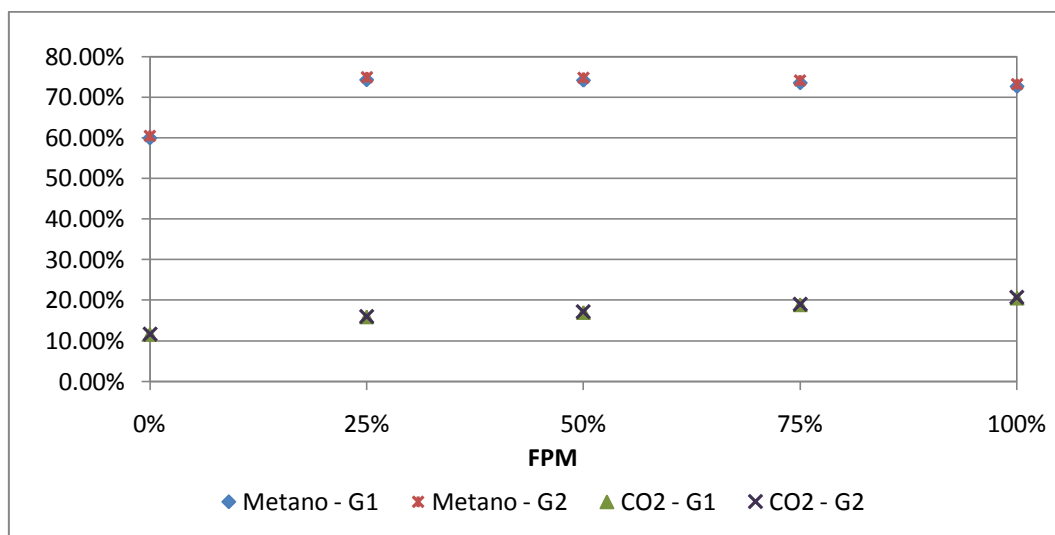


Gráfico 18. Composición del biogás en las corrientes G1 y G2 en función del factor de penetración en el mercado

De acuerdo a los datos de la Tabla 24 la tasa de producción de metano máxima se obtiene para un FPM de 100% y es igual a 652ml/l.día. Los resultados de las pruebas de digestión anaerobia realizadas por Zhang *et al.*, (2007) después de 20 días a 50°C, mostraron que los residuos de alimentos tenían una tasa de producción de metano de 602 y 762ml/l.día, para cargas iniciales de 6.8 y 10.5gSV/l, respectivamente. Un mayor FPM supone un contenido más elevado de SV adicionados.

Tabla 24. Tasa de producción de metano en función del factor de penetración en el mercado

Factor de penetración	CH _{4PR} (ml/l.día)
100%	652
75%	642
50%	619
25%	598

CH_{4PR}: tasa de producción de metano, los cálculos se presentan en el Anexo VI

Los ensayos de laboratorio desarrollados por Nayono *et al.*, (2010), en los cuales se trabajó con residuos de comida como cosustrato en la digestión anaerobia de biorresiduos a 37°C, se

obtuvo un incremento significativo en la producción de biogás, entre 32.4% y 74.3% después de 18 y 21 semanas de ensayo. El mismo resultado fue reportado por Wedland *et al.*, (2006), quien concluyó que el desempeño del tratamiento anaerobio mejora altamente en términos de producción de metano cuando se empleado como cosustrato en el tratamiento de aguas negras.

CONCLUSIONES

7. CONCLUSIONES

Respecto a la revisión bibliográfica

La gestión conjunta de la fracción orgánica de los residuos con el agua residual urbana ofrece una solución integrada que puede entregar sinergias beneficiosas a la industria del agua y a los responsables de la gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU) con la reducción de los costes de recogida, transporte y tratamiento de los RSU, el aprovechamiento de las instalaciones de depuración de aguas residuales ya existentes y la reducción en la generación de lixiviados.

El tratamiento conjunto en un sistema anaerobio de la fracción orgánica de los residuos con lodos de depuradora y agua residual urbana incrementa la producción de biogás, proporciona mayor estabilidad al proceso y aumenta la relación C:N lo que reduce la necesidad de un tratamiento posterior por exceso de nitrógeno.

La incorporación de la corriente de salida de los trituradores de residuos de comida (TRCs) al sistema de alcantarillado no implica incrementos en el número de obstrucciones, acumulación de sólidos, cantidad de grasas y aceites, sulfuro de hidrógeno o corrosión.

El impacto de los TRCs sobre el agua residual urbana y los procesos de tratamiento de agua se observa como el incremento de cargas de contaminantes, materia orgánica y sólidos, sin embargo, después del pico inicial de instalaciones del dispositivo de trituración se ha observado que las concentraciones de los contaminantes en el agua residual vuelven a valores medidos previos a la instalación.

Respecto a la caracterización físico – química de la fracción orgánica de los residuos triturada

- Por la procedencia de los residuos de comida, cafetería universitaria, la diversidad de restos de preparación y sobrantes de comida es limitada y no se evidenciaron diferencias en el tipo de alimentos consumidos entre las épocas estacionales de otoño e invierno.
- El uso de los TRCs supone un consumo de agua promedio de 2.43 litros por kilogramo de residuo, lo que equivale a 1.53 litros por habitante y día. A pesar de ser un consumo mucho más bajo al reportado por Marashlian y El-Fadel, (2005), Thoma, P., (2011) y Bernstad *et al.*, (2012), de 11.7 y 12 litros de agua por kilogramo de residuo, se considera válido ya que atiende a las instrucciones dadas por el fabricante y reproduce el uso normal en un hogar. En promedio se generan 5.61 litros de fracción orgánica de los residuos triturada (FORT) por kilogramo de residuo.
- La corriente de salida del TRC contiene partículas gruesas que corresponden principalmente a residuos crudos y fibrosos, cartílagos y pieles de frutas y verduras.
- Para llevar a cabo los ensayos analíticos fue preciso someter la corriente de salida del TRC a procesos de acondicionamiento previo a fin de eliminar errores y lograr la reproducibilidad de los resultados. Además, se precisó de un proceso de aireación para representar la forma en que esta corriente se introducirá a la planta piloto de la EDAR del Carraixet, que contará con un tanque de almacenamiento agitado y con un sistema de aireación para este propósito y que se realizará en una etapa posterior a este proyecto.
- Las concentraciones de los parámetros medidos, para caracterizar químicamente la FORT sin aireación y aireada, presentan una amplia dispersión que se refleja en el valor de la desviación estándar calculada; en particular para los valores promedio de DQO (62837 ± 14592 y 53417 ± 7134 mg/l), SS (19393 ± 8206 y 27826 ± 6566 mg/l) y SSV (18617 ± 7838 y 27806 ± 6595 mg/l).

- Los resultados de este estudio no tienen mayor similitud con datos reportados en bibliografía, que ya de por sí presentan amplia variabilidad, y los valores son mayores o menores indistintamente para los parámetros comparados. La única coincidencia se encontró en la relación SV/ST; de acuerdo a este estudio es igual a 88.09%, mientras que, Nayono *et al.*, (2009) reporta un valor de 88.24%.
- La FORT sin aireación y aireada presenta un pH ligeramente ácido igual a 6.43 ± 0.26 y 6.31 ± 0.32 , respectivamente, y una conductividad baja igual a 5.69 ± 1.20 y 6.39 ± 0.90 ms/cm, respectivamente.
- Tanto la alcalinidad como la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) son altas, con valores iguales a 191.40 ± 58.26 mgCaCO₃/l y 622.53 ± 134.11 mgHAC/l, respectivamente, en la FORT sin aireación y 188.24 ± 40.81 mgCaCO₃ y 718.02 ± 52.72 mgHAC/l, respectivamente, en la FORT aireada. Cabe señalar que los AGV corresponden aproximadamente al 4% de la DQO_{sol}.
- Con un contenido promedio de sólidos totales (ST) igual a 47017 ± 8812 mg/l y un porcentaje de sólidos suspendidos (SS) del 59.18%, se establece que los sólidos en la FORT se encuentran mayoritariamente en forma particulada.
- Dentro de la fracción particulada predominan los sólidos volátiles y, por tanto, el material inerte básicamente está contenido en la fracción de sólidos solubles.
- El contenido promedio de materia orgánica expresada como DQO es de 62837 ± 14592 mg/l y 53417 ± 7134 mg/l en la FORT sin aireación y aireada, respectivamente, con un porcentaje de DQO_{sol} de 30 y 33%. El proceso de aireación produce la flotación de grasas y aceites y con su eliminación se reduce la concentración de DQO medida.

- No es posible establecer un valor promedio de DBO que caracterice la FORT, pues únicamente se llevaron a cabo dos ensayos. De un análisis puntual para el día 18 de diciembre se establece que la materia orgánica biodegradable corresponde al 80.26% y, dentro de esta fracción, la materia orgánica rápidamente biodegradable es de 40.92%. En los dos ensayos realizados se verificó que la FORT presenta una alta biodegradabilidad.
- El contenido de nutrientes en la FORT sin aireación y aireada, (nitrógeno: 76.19 ± 18.53 y 98.64 ± 12.69 mgN/l, respectivamente y fósforo: 26.93 ± 7.15 y 43.26 ± 3.96 mgP/l, respectivamente), se sitúa alrededor de las concentraciones típicas para agua residual urbana y predominan las formas solubles (nitrógeno: 59.49 y 55.63%, respectivamente y 83.28 y 75.99%, respectivamente) En la fracción soluble, la concentración de $\text{NH}_4\text{-N}$ representa el 30.19 y 34.08%, respectivamente, mientras que, el $\text{PO}_4\text{-P}$ es igual al 90.89 y 90.19%.
- La concentración de sulfato se debe básicamente al aporte realizado por el agua del grifo empleada durante el proceso de trituración. Si bien los alimentos contienen azufre, éste se encuentra en su forma orgánica dentro de estructuras moleculares complejas, por ello se cree que la contribución de sulfato por los residuos de alimentos se debe al empleado como aditivo alimentario. En promedio la concentración de sulfato en la FORT sin aireación y aireada es 157.31 ± 18.51 y 139.68 ± 32.23 mgS/l y en el agua del grifo es 133.02 ± 16.65 mgS/l.

Respecto a la determinación del tamaño de partícula

- La distribución de tamaño de partículas en la FORT tiene una media igual a $153.02 \mu\text{m}$, con un d_{90} de $516.76 \mu\text{m}$ y un d_{10} de $12.32 \mu\text{m}$. El 100% de las partículas es capaz de pasar por un tamiz de 1.4mm de abertura, mientras que, el 93.15% atraviesa un tamiz de 0.5mm de abertura.

- El tamaño medio de las partículas de hueso es igual a $147.33\mu\text{m}$, el d_{90} y d_{10} tienen valores de $709.52\mu\text{m}$ y $14.57\mu\text{m}$, respectivamente.
- De incorporar huesos a los residuos de comida la granulometría del cernido (lo que atraviesa el tamiz de 4.75mm de abertura), no se vería afectado. Sin embargo, dentro de los sólidos gruesos las partículas de hueso serían de mayor tamaño en comparación con las partículas de residuos de comida.

Respecto a las pruebas de sedimentación

- Sobre la base de una dilución, (FORT más agua residual urbana), que representa la introducción de los TRCs con un factor de penetración en el mercado (FPM) del 100%, se encontró que los sólidos sedimentables son inferiores al 20% respecto al total de sólidos contenidos, por lo cual, un alto porcentaje de sólidos disueltos y no sedimentables, pasarían a un tratamiento secundario dentro de una EDAR convencional. El aporte de sólidos sedimentables por parte de la FORT al agua residual urbana es muy variable y en las tres pruebas realizadas osciló entre 35.29 y 180%.
- El análisis del sobrenadante, (sobrenadante de los ensayos de sedimentación en conos Imhoff), reveló que las concentraciones de DQO, nitrógeno y fósforo son iguales a 488mgDQO/l , 0.83mgN/l y 0.62mgP/l y equivalen a aumentos, de éstos contaminantes en el agua residual, de 160%, 1.45% y 34.24%, respectivamente. El sobrenadante contiene todos los contaminantes que no serían retenidos en un tratamiento primario.
- La velocidad de sedimentación de la FORT es 0.289cm/min o 10.961ml/min . Una dilución del 50%, produce un incremento de la velocidad de sedimentación a 1.015cm/min o 29.332ml/min . Por debajo de esta concentración, el tipo de sedimentación tiende de una sedimentación zonal a una sedimentación de partículas discretas y/o floculadas.

- La mayoría de partículas sedimentan en 30 minutos cuando la concentración FORT es 75%, mientras que, cuando la concentración es del 100% sedimentan en 50 minutos, aproximadamente.

Respecto a la simulación computacional de la tecnología de membranas anaerobias mediante el programa informático Desass 7.1

- Se establece que el impacto generado por uso de los TRCs en el caudal de tratamiento del sistema de depuración simulado, no supera el 2.06% cuando el FPM es del 100%.
- El mayor impacto sobre el influente al biorreactor anaerobio se observa en la DBO_{Lsol} ya que su concentración aumenta drásticamente en porcentajes iguales a 178.43% cuando el FPM es del 25% y 615.59% cuando el FPM es del 100%. Con el incremento de la materia orgánica rápidamente biodegradable se espera una mejora de los procesos biológicos. Efectos importantes se observan, también, sobre las concentraciones de DQO_{sol} , AGV, DQO, SSV y SS en todos los escenarios simulados.
- A pesar que la incorporación de la corriente de FORT a la corriente de agua residual urbana (ARU) supone un gran aumento en el contenido de AGV, el efecto tampón de la alcalinidad es suficiente para evitar la caída del pH en la corriente combinada.
- En el sistema simulado, un mayor FPM está relacionado con un mayor porcentaje de eliminación de materia orgánica, cuando el FPM es 0% (sólo ARU) el porcentaje de eliminación es 86.11%, cuando es igual a 25% el porcentaje de eliminación corresponde a 87.59% y cuando es igual a 100% el porcentaje de eliminación de materia orgánica es 91.06%.
- La corriente de la FORT mejora notablemente la relación DQO/NT en el agua residual, por lo cual, es posible reducir una mayor cantidad de nitrógeno en el tratamiento

anaerobio y reducir las necesidades de un tratamiento posterior para la eliminación de este nutriente.

- El efecto de la corriente de FORT en la producción de biogás y proporción de metano es positivo. Con referencia a los resultados obtenidos, cuando solo se trabaja con la corriente de ARU, la introducción de la corriente de FORT, con tan sólo un FPM de 25%, incrementa cuatro veces la cantidad de biogás generado y en su composición el porcentaje de metano contenido sube de 60% a 74%.

ANEXOS

8. ANEXOS

8.1. Anexo I - Cálculo de la dilución para la determinación de sólidos sedimentables y no sedimentables y de los caudales de los distintos escenarios de simulación

Consideraciones generales de cálculo:

- La generación de RSU es igual a 1.437 kilogramos por habitante y día, de acuerdo a lo estipulado en el PNIR (2007-2015), para el año 2004. El 44% corresponde a la FORSU, por lo tanto, la cantidad de la FORT generada es igual a 0.63kg/hab.día.
 - La cantidad de la FORT generada es: *(i)* Aproximada a su valor inmediato superior 6 litros por kilogramo de residuo triturado; *(ii)* Promedio de todas las medidas durante el tiempo de caracterización de la corriente de la FORT, 5.61 litros por kilogramo de residuo.
 - La planta piloto ubicada en la EDAR del Carraixet tiene una capacidad para 20 hab-eq.
 - El caudal de ARU generado es: *(i)* 282.4 litros por habitante y día, INE 2010; *(ii)* 200 litros por habitante día. Las aguas residuales de origen domiciliario corresponden al 80%.
- (i) Cálculo de la dilución para la determinación de los sólidos sedimentables y no sedimentables en un cono Imhoff de 1000ml.*

$$0.63 \frac{\text{kgFORSU}}{\text{hab.día}} \cdot 6 \frac{\text{lFORT}}{\text{kgFORSU}} \cdot 20\text{hab} = 75.6 \frac{\text{lFORT}}{\text{día}} \quad [\text{Ecuación 7}]$$

$$\frac{13326802 \text{ m}^3/\text{día}}{47190494 \text{ hab}} \cdot 20 \text{ hab} \cdot 0.08 \cdot \frac{1000 \text{ l}}{\text{m}^3} = 4518.4 \frac{\text{lARU}}{\text{día}} \quad [\text{Ecuación 8}]$$

$$\frac{75.6}{4518.4} \cdot 1000 \text{ ml} = 16.7 \text{ mlFORT} \approx 17.00 \text{ mlFORT} \quad [\text{Ecuación 9}]$$

(ii) *Cálculo de los caudales de la corriente de la FORT para los distintos escenarios simulados con FPM de 100, 75, 50 y 25%.*

$$0.2 \frac{\text{m}^3 \text{ARU}}{\text{hab.día}} \cdot 20 \text{ hab} - eq \cdot 0.80 \frac{\text{m}^3 \text{ARUdoméstica}}{\text{m}^3 \text{ARU}} = 3.2 \frac{\text{m}^3 \text{ARUdoméstica}}{\text{día}} \quad [\text{Ecuación 10}]$$

$$1.437 \frac{\text{kgRSU}}{\text{hab.día}} \cdot 0.44 \frac{\text{kgFORSU}}{\text{kgRSU}} \cdot 5.61 \frac{\text{lFORT}}{\text{kgFORSU}} \cdot \frac{1 \text{ m}^3 \text{FORT}}{1000 \text{ lFORT}} \cdot 20 \text{ hab} - eq \cdot 100\% = 0.066 \frac{\text{m}^3 \text{FORT}}{\text{día}} \quad [\text{Ecuación 11}]$$

8.2. Anexo II – Modelos matemáticos de sedimentación

Modelo de Vesilind

El modelo exponencial establece una relación entre la velocidad de sedimentación y la concentración de sólidos suspendidos de tipo exponencial, está representado por Ecuación 12.

$$v_s = v_o e^{-nX} \quad \text{[Ecuación 12]}$$

Donde:

v_s = velocidad de sedimentación, (cm/min) y (ml/min)

v_o y n = parámetros que están relacionados con las características de sedimentabilidad, (cm/min) o (ml/min), (l/mg)

X = concentración de sólidos suspendidos, (mg/l)

Modelo de Kynch

Este modelo plantea que la velocidad de sedimentación de los sólidos es una suspensión sólo varía con la concentración inicial en la zona de sedimentación retardada, se representa a través de la Ecuación 13.

$$v_s = mC^{-n} \quad \text{[Ecuación 13]}$$

Donde:

v_s = velocidad de sedimentación, (cm/min) y (ml/min)

m y n = parámetros del modelo, (cm/min) o (ml/min), (l/mg)

C = concentración de sólidos suspendidos, (mg/l)

Aplicación de los modelos de sedimentación

Se graficaron los datos de altura de la interfase en función del tiempo. Las curvas correspondientes y el ajuste lineal para determinar la pendiente de la recta que corresponde a la velocidad de sedimentación zonal, se presentan el Gráfico 19.

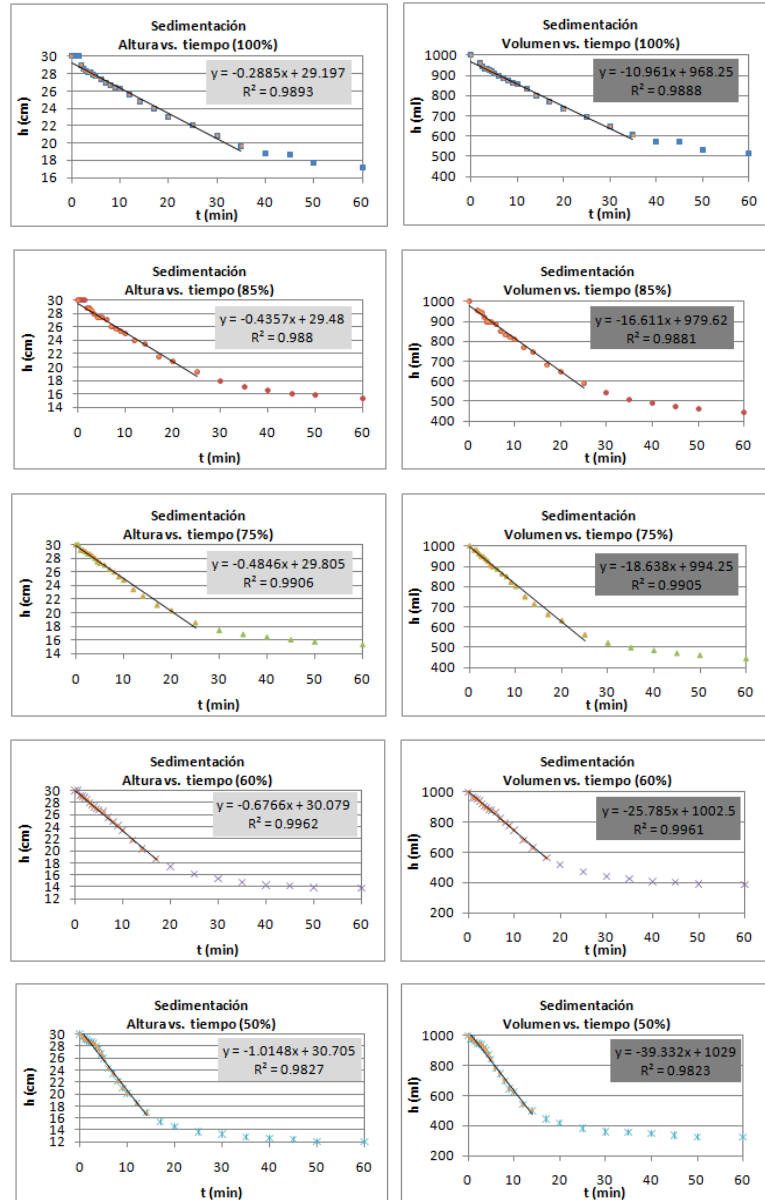


Gráfico 19. Altura de la interfase en función del tiempo para diferentes concentraciones de la fracción orgánica de los residuos triturada

Se linealizaron los modelos de acuerdo a las Ecuaciones 14 y 15, a continuación, se graficó el logaritmo de la velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos, como se muestra en el Gráfico 20.

$$\ln(v_s) = \ln(m) - n\ln(C) \quad \text{[Ecuación 14]}$$

$$\ln(v_s) = \ln(v_o) - nC \quad \text{[Ecuación 15]}$$

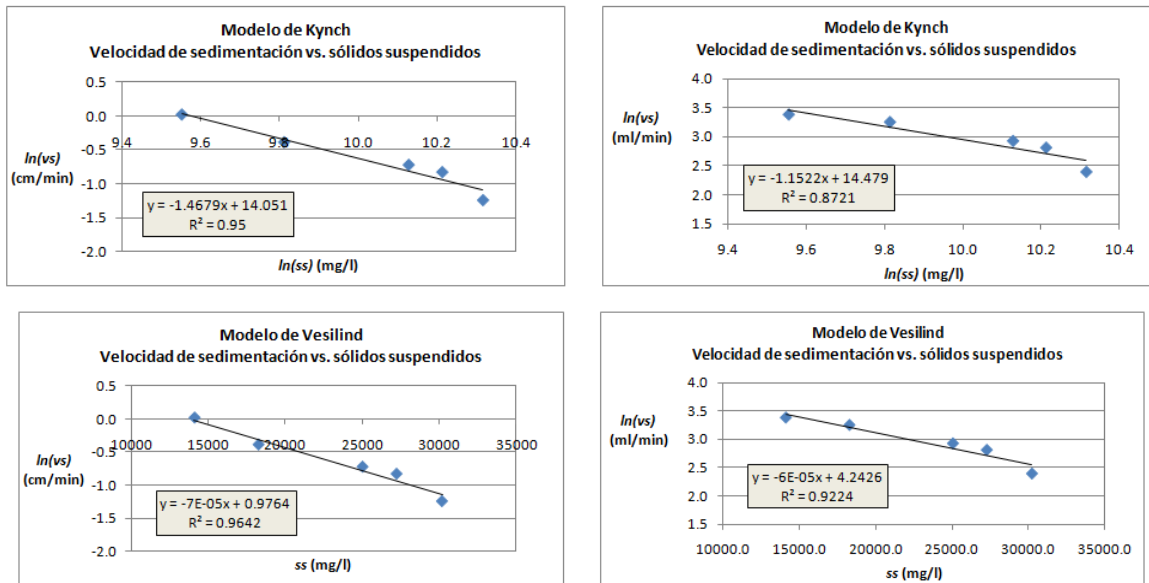


Gráfico 20. Velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos – Modelos de Kynch y Vesilind

A partir de las ecuaciones lineales, que se muestran en el Gráfico 20, se determinan los parámetros de los modelos de Kynch y de Vesilind, los resultados se presentan en la Tabla 25.

Tabla 25. Parámetros de los modelos de sedimentación de Kynch y Vesilind

	Modelo de Kynch	Modelo de Vesilind		Modelo de Vesilind
Altura vs. SS				
$\ln(m)$	14.0510	$\ln(v_o)$	0.9764	
m	1.2655E+06	v_o	2.6549	
n	1.4679	n	7.00E-05	

**Tabla 25. Parámetros de los modelos de Kynch y Vesilind
(continuación...)**

Modelo de Kynch		Modelo de Kynch	
Volumen vs. SS			
$\ln(m)$	14.4790	$\ln(v_o)$	4.2426
m	1.9416E+06	v_o	69.5885
n	1.1522	n	6.00E-05

Por último, se calcularon las velocidades de sedimentación zonal con las ecuaciones que representan los modelos de Kynch y Vesilind., los resultados se pueden verificar en la Tabla 26.

Tabla 26. Velocidad de sedimentación calculada a partir de los modelos de Kynch y Vesilind

Modelo de Kynch		Modelo de Vesilind	
vs (cm/min)	vs (ml/min)	vs (cm/min)	vs (ml/min)
0.336	13.366	0.320	11.354
0.390	15.050	0.394	13.558
0.442	16.598	0.460	15.490
0.702	23.869	0.739	23.256
1.027	32.174	0.990	29.867

8.3. Anexo III - Datos experimentales de la caracterización físico - química de la fracción orgánica triturada

Tabla 27. Datos experimentales de la caracterización físico - química de la fracción orgánica triturada

8.4. Anexo IV – Cálculo del consumo de agua durante el proceso de trituración y del volumen de la fracción orgánica de residuos triturada

Para la estimación del consumo de agua durante el proceso de trituración y el volumen de la FORT obtenida se necesitaron de los siguientes datos:

- Peso de residuos
- Área del contenedor
- Altura de la FORT dentro del contenedor
- Caudal del agua de grifo
- Tiempo de duración del proceso de trituración

Un ejemplo de cálculo con las medidas realizadas el día 24 de enero que se muestran en la Tabla 28, se detalla a continuación.

Tabla 28. Datos requeridos para el cálculo del consumo de agua y el volumen de la fracción orgánica de los residuos triturada

Medida	Valor	Unidades
Área de contenedor	0.126	m ²
Altura de la FORT dentro del contenedor	0.18	m
Caudal del agua de grifo	5.32	l/min
Tiempo de duración de la trituración	2.50	min

Mezcla de trituración generada por kilogramo de residuo

$$0.126m^2 \cdot 0.180m \cdot \frac{1000l}{m^3} \cdot \frac{1}{5.00kgFORSU} = 4.52 \frac{lFORT}{kgFORSU} \text{ [Ecuación 16]}$$

Caudal de agua empleada para la trituración

$$2.5min \cdot 5.32 \frac{lagua}{min} \cdot \frac{1}{5kgFORSU} = 2.66 \frac{lagua}{kgFORSU} \text{ [Ecuación 17]}$$

8.5. Anexo V – Distribución del tamaño de partícula

En el Gráfico 21 se encuentran representadas las curvas de la fracción acumulativa inferior en función del tamaño de partícula para las muestras de la FORT después de atravesar por un tamiz de 4.75mm de abertura.

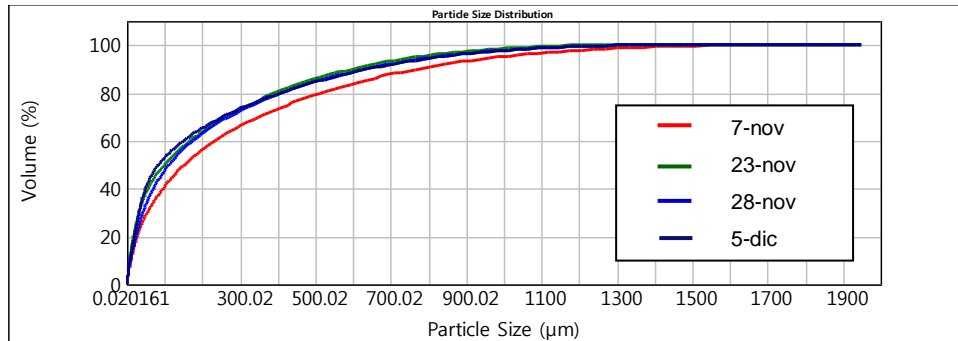


Gráfico 21. Distribución del tamaño de partículas de la fracción orgánica de los residuos triturada después de pasar por un tamiz de 4.75mm de abertura
Fracción acumulativa inferior en función del tamaño de partícula

En el Gráfico 22 se presentan los resultados de la distribución del tamaño de partícula de muestras de hueso después de atravesar un tamiz de 4.75mm.

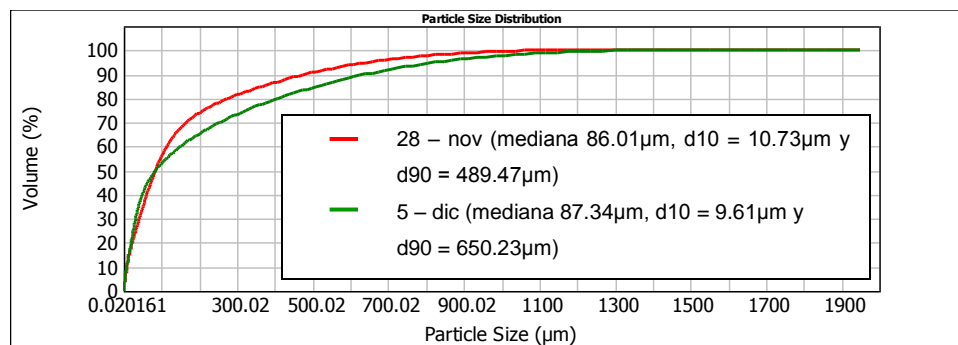


Gráfico 22. Distribución del tamaño de partículas de huesos después de pasar por un tamiz de 4.75mm de abertura
Fracción acumulativa inferior en función del tamaño de partícula

En las Tablas 29 a la 34, se detalla el porcentaje acumulativo inferior para la serie de tamices normalizados según la norma ASTM E1161 correspondientes a muestras de la FORT después de pasar por un tamiz de 3.00mm.

Tabla 29. Porcentaje acumulado inferior para tamices normalizados según la norma ASTM E1161 – muestra de la FORT (7 de febrero)

Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %
10	2000	0.00	100.00	35	500	4.37	90.14	120	125	3.94	46.35
12	1700	0.00	100.00	40	425	5.50	85.77	140	106	3.38	42.41
14	1400	0.00	100.00	45	355	5.61	80.26	170	90	3.24	39.03
16	1180	0.12	100.00	50	300	6.35	74.65	200	75	2.76	35.78
18	1000	0.87	99.88	60	250	5.76	68.31	230	63	2.60	33.03
20	850	1.99	99.01	70	212	5.50	62.55	270	53	2.50	30.43
25	710	2.83	97.02	80	180	5.67	57.05	325	45	2.72	27.93
30	600	4.05	94.19	100	150	5.02	51.38	400	38		25.21
35	500		90.14	120	125		46.35				

Tabla 30. Porcentaje acumulado inferior para tamices normalizados según la norma ASTM E1161 – muestra de la FORT (12 de febrero)

Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %
10	2000	0.00	100.00	35	500	0.09	100.00	120	125	3.45	40.90
12	1700	0.00	100.00	40	425	2.79	99.91	140	106	1.62	37.45
14	1400	0.00	100.00	45	355	6.57	97.12	170	90	0.81	35.82
16	1180	0.00	100.00	50	300	10.64	90.55	200	75	0.78	35.01
18	1000	0.00	100.00	60	250	11.25	79.91	230	63	1.36	34.23
20	850	0.00	100.00	70	212	10.90	68.66	270	53	1.96	32.87
25	710	0.00	100.00	80	180	10.04	57.75	325	45	2.57	30.92
30	600	0.00	100.00	100	150	6.81	47.71	400	38		28.35
35	500	0.00	100.00	120	125		40.90				

Tabla 31. Porcentaje acumulado inferior para tamices normalizados según la norma ASTM E1161 – muestra de la FORT (14 de febrero)

Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %
10	2000	0.00	100.00	35	500	3.90	89.29	120	125	4.01	43.14
12	1700	0.07	100.00	40	425	5.08	85.39	140	106	3.13	39.13
14	1400	0.29	99.93	45	355	5.50	80.31	170	90	2.80	36.00
16	1180	0.73	99.64	50	300	6.69	74.82	200	75	2.36	33.20
18	1000	1.26	98.91	60	250	6.46	68.12	230	63	2.36	30.84
20	850	2.09	97.65	70	212	6.39	61.66	270	53	2.42	28.48
25	710	2.65	95.56	80	180	6.57	55.27	325	45	2.73	26.06
30	600	3.62	92.91	100	150	5.56	48.70	400	38		23.33
35	500		89.29	120	125		43.14				

Tabla 32. Porcentaje acumulado inferior para tamices normalizados según la norma ASTM E1161 – muestra de huesos (17 de enero)

Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %
10	2000		100.00	35	500		80.01	120	125		37.79
12	1700	0.00	100.00	40	425	5.10	74.91	140	106	2.37	35.42
14	1400	0.47	99.53	45	355	6.09	68.82	170	90	1.99	33.43
16	1180	1.32	98.21	50	300	5.99	62.83	200	75	2.20	31.23
18	1000	2.08	96.12	60	250	6.53	56.30	230	63	2.38	28.85
20	850	2.80	93.33	70	212	5.60	50.70	270	53	2.72	26.12
25	710	3.87	89.45	80	180	4.94	45.76	325	45	2.81	23.31
30	600	4.25	85.20	100	150	4.52	41.23	400	38	2.95	20.36
35	500	5.19	80.01	120	125	3.44	37.79				

Tabla 33. Porcentaje acumulado inferior para tamices normalizados según la norma ASTM E1161 – muestra de huesos (5 de febrero)

Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %
10	2000		100.00	35	500		83.21	120	125		50.28
12	1700	0.62	99.38	40	425	3.22	79.99	140	106	4.34	45.94
14	1400	1.48	97.90	45	355	3.84	76.15	170	90	4.21	41.73
16	1180	1.78	96.12	50	300	3.81	72.34	200	75	4.48	37.24
18	1000	2.02	94.10	60	250	4.32	68.02	230	63	4.00	33.24
20	850	2.19	91.92	70	212	4.05	63.97	270	53	3.66	29.59
25	710	2.66	89.26	80	180	4.15	59.82	325	45	3.17	26.42
30	600	2.75	86.51	100	150	4.74	55.09	400	38	3.00	23.42
35	500	3.30	83.21	120	125	4.81	50.28				

Tabla 34. Porcentaje acumulado inferior para tamices normalizados según la norma ASTM E1161 – muestra de huesos (7 de febrero)

Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %
10	2000		100.00	35	500		82.05	120	125		50.85
12	1700	0.00	100.00	40	425	4.31	77.74	140	106	3.82	47.03
14	1400	0.03	99.97	45	355	4.45	73.29	170	90	3.83	43.21
16	1180	0.60	99.37	50	300	3.82	69.47	200	75	4.18	39.03
18	1000	1.57	97.80	60	250	3.86	65.61	230	63	3.81	35.21
20	850	2.57	95.23	70	212	3.39	62.23	270	53	3.55	31.66
25	710	3.90	91.33	80	180	3.39	58.84	325	45	3.17	28.49
30	600	4.33	87.01	100	150	3.90	54.93	400	38	3.12	25.37
35	500	4.96	82.05	120	125	4.08	50.85				

8.6. Anexo VI – Cálculo de la tasa de producción de metano

Para el cálculo de la tasa de producción de metano debido a la FORT se emplearon los datos de la Tabla 35, obtenidos por simulación del biorreactor de membranas anaerobias con el programa informático Desass 7.1.

Tabla 35. Caudal de biogás y porcentaje de metano obtenidos por simulación del tratamiento conjunto de la corriente de agua residual urbana y de la fracción orgánica de los residuos triturada

FPM	Caudal de biogás (m ³ /d)		Metano (%)	
	G1	G2	G1	G2
100%	0.402	0.527	72.69%	73.20%
75%	0.323	0.424	73.57%	74.09%
50%	0.247	0.325	74.20%	74.74%
25%	0.210	0.277	74.31%	74.86%
0%	0.052	0.068	59.88%	60.40%

Para un FPM del 100%, se calcula la cantidad de metano generado por la corriente combinada (ARU + FORT), Ecuación 18, a este valor se le resta la cantidad de metano generado por la corriente de ARU (FPM = 0%) para estimar la cantidad de metano producido únicamente por la corriente de la FORT, Ecuación 19, y por último, se transforman las unidades a mililitros de metano por litros de biogás al día, Ecuación 20.

$$0.402 \frac{m^3}{día} \cdot 72.69\% + 0.527 \frac{m^3}{día} \cdot 73.20\% = 0.678 \frac{m^3 CH_4}{día} \quad \text{[Ecuación 18]}$$

$$0.678 \frac{m^3 CH_4}{día} - 0.072 \frac{m^3 CH_4}{día} = 0.606 \frac{m^3 CH_4}{día} \quad \text{[Ecuación 19]}$$

$$0.606 \frac{m^3 CH_4}{día} \cdot 1000 \cdot \frac{día}{0.929 m^3 CH_4} = 652 \frac{ml CH_4}{l.día} \quad \text{[Ecuación 20]}$$

BIBLIOGRAFÍA

9. BIBLIOGRAFÍA

Artículos y libros:

Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzocconi, J., Campos, L., (2009). Defining the biomethane potencial (BMP) of solid organic waste and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Sciencia & Technology* 59(5), 927-934.

Arnold, D., (2003). Disposers. *Supply House Times*, 87 – 93.

Battistoni, P., Fatone, F., Passacantando, D., Bolzonella, D., (2007). Application of food waste disposers and alternate cycles process in small-decentralized towns: A case study. *Water Research* 41, 893-903.

Bolzonella, D., Pavan, P., Battistoni, P., Cechi, F., (2003). The under sink garbage grinder: A friendly technology for the environment. *Environmental Technology* 24, 349 – 359.

Evans, T.D., Andersson, P., Wievegg, A, Carlsson, I., (2010). Surahammar: a case study of the impacts of installing food waste disposers in 50% of households. *Water and Environment Journal* 24, 309-319.

Ferrer, J. y Seco A., (2007). Tratamiento biológico de aguas residuales, Editorial UPV, Valencia, España.

Ferrer, J. y Seco, A., (2011). Tratamiento de aguas, tomo 1, Editorial UPV, Valencia, España.

Grady, L., Daigger, G., Lim, H., (1999). “Biological Wastewater Treatment”, second edition, New York, United States.

Iacovidou, E., Ohandja, D., Voulvoulis, N., (2012). Food waste disposal units in UK households: The need for policy intervention. *Science of the total environment* 23, 1-7.

IDAE, (2007). *Biomasa: Digestores anaerobios. Ministerio de Industria, Turismo y Comercio, Madrid – España.*

Junta de Andalucía, (2011), *Estudio básico del biogás.*

Kegebein, J., Hoffmann, E., Hahn, H., (2001). Co-transport and Co-reuse an alternative to separate bio- waste collection. Institute for Municipal Water Treatment, University of Karlsruhe, (TH), D-76128 Kalsrube.

Kujawa-Roeleveld, K., Elmitwalli T., Gaillard A., van Leeuwen M., Zeeman, (2003). G. Co-digestion of concentrated black water and kitchen refuse in an accumulation system within the DESAR (decentralized sanitation and reuse) concept. *Water Science & Technology* 48 (4), 121–128.

Lundie, S., Peters, M., (2005). Life cycle assessment of food waste management options. *Journal of Cleaner Production* 13, 275-286.

Mata, A.; Benabdallah, T.; Mace, S. (2007). El aumento de rendimientos en la digestión de lodos de EDAR. *Retema* 122, 8-17.

Marashlian, N. y El-Fadel, M., (2005). The effect of food waste disposers on municipal waste and wastewater management. *Waste Manage & Research* 23, 20-31.

Martín, I., Betancort, J., Salas, J., Peñate, B., Pidre, J., Martín, N., (2006). *Guía sobre tratamientos de aguas residuales urbanas para pequeños núcleos de población, primera edición.*

MARM, (2010). *El sector del biogás agroindustrial en España.*

Morenilla, J., Bernácer, I., Martínez, F., Jardín, C., Simón, P., Ruiz, L., Pradas, P., Pastor, L., (2009), “Experiencias en EDAR de la codigestión de sustratos sobre la producción de biogas)

Nayono, S., Gallert, C., Winter, J., (2009). Food waste as a co-substrate in a fed-batch anaerobic biowaste digester for constant biogas supply. *Water Sci. Technol.* 59 (6), 1169-1178.

Nayono, S., Claudia, G., Winter, J., (2010). Co-digestion of press water and food waste in a biowaste digester for improvement of biogas production. *Bioresource Technology* 101, 6987-6993

Pascual *et al.*, (2009). Manual de Estado del Arte de la Co-digestión anaerobio de residuos ganaderos y agroindustriales. Ministerio de Ciencia e Innovación.

PE Americas, (2011). LCA or Systems for the management and disposal of food waste.

Plan nacional integrado de residuos para el periodo 2008-2015. Boletín Oficial del Estado. 26 de febrero de 2009, núm. 49 p. 19895. España.

Secretariado Alianza por el Agua/Ecología y Desarrollo (2012). Manual de depuración de aguas residuales urbanas

Terán, C., (2006). “Vertidos Industriales: Los reactores biológicos de membrana (RBM) y la industria de la alimentación y bebidas”. 2do Diálogo Internacional sobre la Crisis Mundial del Agua, Sevilla – España.

Thomas, P., (2011). The effects of food waste disposers on the wastewater system: a practical study. *Water and Environment Journal* 25, 205-256.

Universidad de Southampton and Greenfinch Ltd, (2004), Biodigestion of kitchen waste: A comparative evaluation of mesophilic and termophilic biodigestion for the stabilisation and sanitisation of kitchen waste.

Van Haandel, A. y Lettinga G., (1994). Tratamiento Anaeróbico de Esgotos. Editora EPGRAF, Campina Grande, Brasil.

Wendland, C., Deegener, S., Behrendt, J., Toshev, P., y Otterpohl, R., (2006). Anaerobic digestion of blackwater from vacuum toilets and kitchen refuse in a continuous stirred tank reactor (CSTR). Proceedings of the 7th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Systems in Mexico, March 7-10.

Zhang, R., El-Mashad, H., M, Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C., Gamble, P., (2007). Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 98 929–935.

Zhang, L., Lee Y., Deokjin Jahng D., (2011). Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace element. *Bioresource Technology* 102 5048–5059.

Páginas Web:

“Biorresiduos”, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MARM) <http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/biorresiduos/Default.aspx>, fecha de consulta: octubre de 2012.

“Directiva 91/271/CEE sobre tratamiento de las aguas residuales”, Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente (MARM). http://www.magrama.gob.es/es/agua/publicaciones/03_manual_directiva_9_1_271_cee_tcm7-28959.pdf, fecha de consulta: noviembre de 2013.

“Sistemas de tratamiento”, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MARM), <http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/gestion/Default.aspx>, fecha de consulta: octubre de 2012.

“Triturador de desperdicios de comida – Evolution ® 100”, InsinkErator ®, <http://www.insinkerator.es/product/evolution-100>, fecha de consulta: octubre de 2012.

“Waste management options”, U.S. Environmental Protection Agency (EPA), <http://www.epa.gov/wastes/homeland/options.htm>, fecha de consulta: noviembre de 2012.

Tesis:

Rodríguez Morales, José Alberto. “Estudio comparativo de diferentes tecnologías de higienización de lodos de depuradora con fines para su reutilización”, Director: Aurelio Hernández Lehmann, Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, 2010.

Vij, Suyog. “Biogas production from kitchen waste”, Guided by: Prof. Krishna Parmanik, Bachelor of Technology (Biotechnology), National Institute of Technology, Rourkela, 2011.