

CAPÍTULO 6

APTITUD DEL ARU PARA LA EBIF EN LA PRIMERA FASE EXPERIMENTAL

Debido a que los AGV han sido identificados como el principal sustrato de los OAF, la eficiencia de un tratamiento de EBIF depende no sólo de las características de diseño del proceso, sino también de las propiedades intrínsecas del agua residual afluyente relativas a su concentración de AGV y su capacidad de generación de DQOFB.

Como se analizó en el apartado 3.4.6 del Capítulo 3, diferentes autores han estimado la cantidad de AGV-DQO necesaria para conseguir concentraciones de fósforo en el efluente menores o iguales a las exigidas por la legislación (Oldham y Stevens, 1985; Pitman, 1991; Abu-ghararah y Randall, 1991; Danesh y Oleszkiewicz, 1997; Christensson, 1997). De acuerdo con ellos, la aptitud de un ARU para la EBIF se puede definir como la capacidad de un agua residual para contener en ella misma (o generar) una cantidad suficiente de AGV-DQO para favorecer la eliminación biológica de fósforo. Es decir, que facilite el cumplimiento de los límites exigidos de P en la legislación correspondiente.

No todas las ARU son aptas para promover una EBIF óptima. Según Henze *et al.* (1995b), la concentración de AGV presente normalmente en el afluyente de un ARU no sedimentada, es una pequeña fracción de la DQO, aproximadamente un 5-10%. Sin embargo, un afluyente contiene por lo menos un 10-15% adicional de DQOFB que puede ser fermentada para generar AGV y otros productos de fermentación (Christensson, 1997). La cantidad real de AGV disponible para los OAF dependerá de las características orgánicas del ARU, del tipo de sistema de alcantarillado que la transporta, de la actividad microbiana y del TRH dentro de este sistema, de la temperatura ambiente y del TRH dentro de la zona anaeróbica de la planta de tratamiento.

Las bacterias adheridas a las paredes del sistema de alcantarillado pueden llevar a cabo la fermentación ácida del ARU durante su transporte. Sin embargo, la cantidad de AGV generada podría quedar disminuida, y su producción inhibida, a causa de los microorganismos que usan el oxígeno, el nitrato o el sulfato como aceptores de electrones. En alcantarillas de flujo por gravedad, el consumo de compuestos orgánicos disueltos puede ser considerable (Raunkjær *et al.*, 1995). En colectores de flujo a presión se registra normalmente una producción neta de AGV. Sin embargo, Hviteved-Jacobsen *et al.* (1995) han observado que esta producción disminuye considerablemente durante las horas de baja carga de materia orgánica soluble, en períodos de baja temperatura y a la entrada del ARU donde la concentración de OD es más elevada.

La aptitud para la EBIF era evaluada tradicionalmente mediante la determinación de cocientes que involucraban la DQO, la DBO y el P (DQO/P, DBO/P Y NKT/P). Sin embargo, estos cocientes consideran el valor total de la DQO o de la DBO, sin tener en cuenta que sólo una parte de estos parámetros (el sustrato fácilmente biodegradable) es la que realmente está disponible para los microorganismos en la zona anaeróbica del proceso.

Entre las determinaciones alternativas que se han utilizado para estimar la cantidad de sustrato disponible para los OAF en el ARU, están la determinación de DQOFB y las pruebas de liberación de fósforo que usan el acetato de sodio como sustrato (Wentzel *et al.*, 1985). Según Lie y Welander (1997), ambos ensayos se caracterizan por ser técnicas indirectas de estimación. Por ejemplo, la mayoría de los métodos para determinar la DQOFB están basados en determinaciones de la velocidad de asimilación de oxígeno (OUR) y de nitrato (NUR). Sin embargo, no todos los compuestos fácilmente biodegradables bajo condiciones aeróbicas son fácilmente fermentados a AGV en condiciones anaeróbicas (Lie y Welander, 1997). La fracción orgánica determinada por respirometría aeróbica puede ser el resultado de una sobreestimación del contenido real de sustrato para los OAF en la zona anaeróbica de un proceso de EBIF. Debido a estas consideraciones, Lie y Welander (1997) idearon un método más directo para determinar la fracción orgánica realmente utilizada por los OAF en el estado anaeróbico y le denominaron *potencial de ácidos grasos volátiles* (potencial de AGV).

Todos los métodos anteriormente expuestos han sido descritos en el capítulo 3 de revisión bibliográfica. En el presente capítulo se presentan los resultados de la determinación de la aptitud del ARU (primera fase experimental) para la EBIF. Esta determinación se llevó a cabo por el fraccionamiento de la DQO afluente y mediante la estimación del potencial de AGV.

6.1. FRACCIONAMIENTO DE LA DQO

La Tabla 6.1 presenta los resultados medios del fraccionamiento de la DQO del afluente utilizado durante la primera fase experimental.

Tabla 6.1. Resultados medios del fraccionamiento de la DQO del afluente durante la primera fase experimental.

Parámetro	n	media (mg/l)	s (mg/l)	cv	intervalo (mg/l)
DQO	18	459	141	0.31	188 - 732
DQOs	18	145	54	0.37	62 - 246
DQOBT	18	368	121	0.33	136 - 608
DQONBT	18	90	25	0.28	42 - 124
DQOFB	18	82	37	0.45	19 - 140
DQOLB	18	286	91	0.32	98 - 468
DQONBs	18	38	16	0.42	14 - 65
DQONBp	18	52	19	0.37	21 - 82

El fraccionamiento se realizó a lo largo del estudio de la primera fase experimental, utilizando muestras de afluente que contenían una DQO en el intervalo de 188 a 732 mg/l. Comenzaremos analizando la DQOs, que varió entre 62 y 246 mg/l, con una media de 145 mg/l. La DQOs representó en promedio el 31% de la DQO. La Figura 6.1 muestra la buena correlación entre la DQOs y la DQO de las muestras. La

pendiente de la recta de regresión es 0,34 y se aproxima al valor promedio de la proporción entre la DQOs y la DQO total.

La Tabla 6.2 presenta una recopilación de los porcentajes indicados por Ekama y Marais (1984) para las relaciones entre las fracciones de la DQOBT y la DQO comúnmente encontradas en las aguas residuales urbanas.

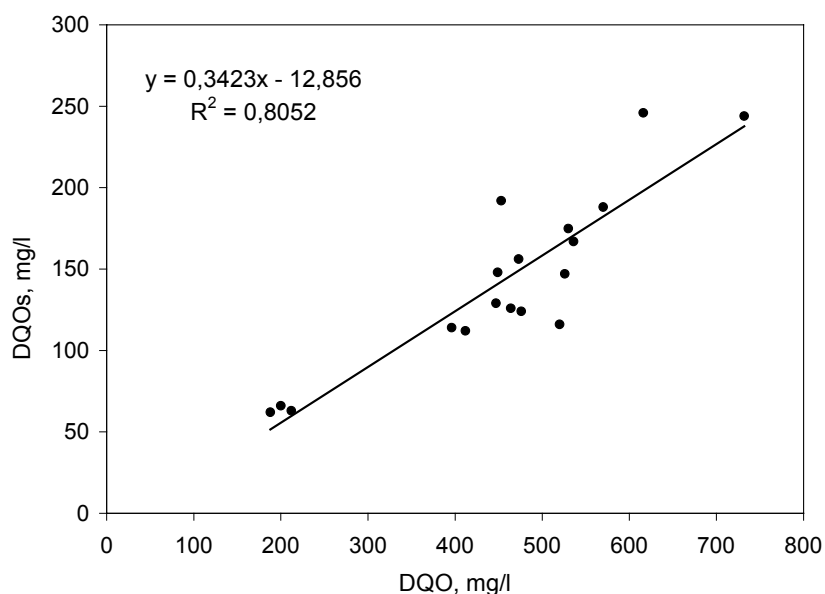


Figura 6.1. Correlación entre DQOs y DQO durante el fraccionamiento de la DQO del afluente de la primera fase experimental.

Tabla 6.2. Porcentajes de cada fracción de la DQO biodegradable respecto a la DQO, adaptado de Ekama y Marais (1984).

Parámetro	ARU con sólidos (cruda)	ARU sedimentada
DQOBT	75 - 85%	80 - 95%
DQOFB	8 - 25%	10 - 35%
DQOLB	40 - 60%	no disponible

La Tabla 6.3 presenta las concentraciones y los porcentajes indicados por Park *et al.* (1997) para cada fracción de la DQO, en muestras de ARU con diferente DQO, en la planta de tratamiento de Ashland, en Wisconsin, EE.UU.

Durante la primera fase experimental de esta tesis, la DQOBT varió entre 136 y 608 mg/l, con una media de 368 mg/l. En todos los ensayos de fraccionamiento de la DQO, la DQOBT siempre fue superior a la DQONBT. De esta manera, la DQOBT representó entre un 68 y un 85% de la DQO, con una media del 80%, mientras que la

DQONBT significó del 15 al 32%, con una media del 20%. Se puede afirmar que el intervalo y el promedio de los porcentajes encontrados para la fracción biodegradable total de la DQO coinciden perfectamente con los valores referenciados en el estudio bibliográfico de Ekama y Marais (1984) para un ARU cruda. Sin embargo, tanto el porcentaje obtenido para la DQOBT como para la DQONBT resultaron inferiores a los valores indicados por Park *et al.* (1997), para un valor de DQO similar (488 mg/l).

Tabla 6.3. Concentraciones y porcentajes obtenidos por cada fracción de la DQO con diferentes cargas orgánicas en la planta de tratamiento de Ashland, Wisconsin, EEUU (Park *et al.*, 1997).

DQO (mg/l)	283	345	488	565
DQOBT	220 (78%)	302 (88%)	438 (89%)	463 (82%)
DQOFB	85 (30%)	71 (21%)	137 (28%)	107 (19%)
DQOLB	136 (48%)	231 (67%)	298 (61%)	356 (63%)
DQONBT	63 (22%)	43 (12%)	50 (11%)	102 (18%)
DQONBs	20 (7%)	14 (4%)	19 (4%)	29 (5%)
DQONBp	42 (15%)	29 (8%)	34 (7%)	73 (13%)

La Figura 6.2 muestra la correlación entre la DQOBT y la DQO. Como se puede observar hay una excelente correlación entre el parámetro y su componente, con un coeficiente de determinación R^2 igual a 0,98.

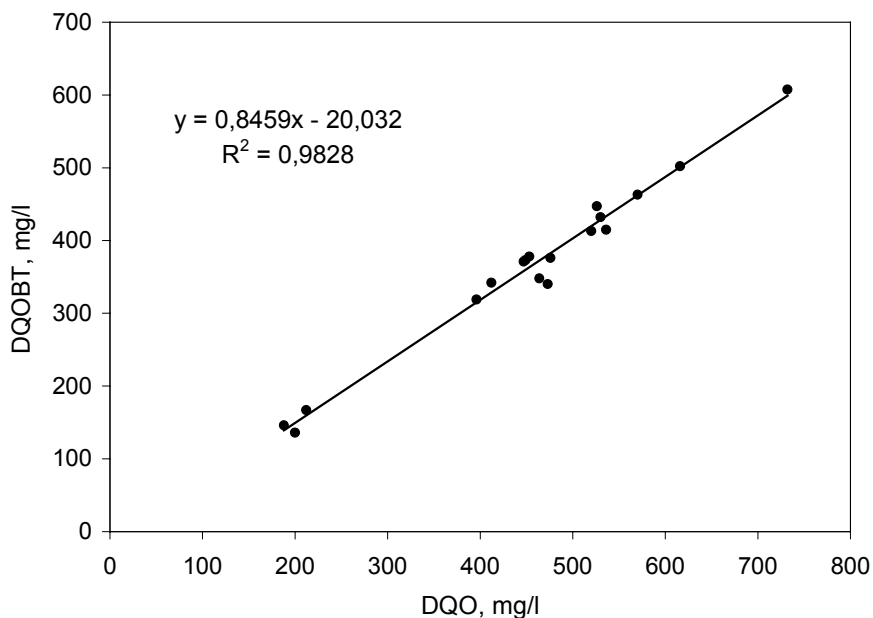


Figura 6.2. Correlación entre DQOBT y DQO del afluente de la primera fase experimental.

A medida que la DQO aumenta, la DQOBT también lo hace, de acuerdo con una constante de proporcionalidad (0,84) más una constante que, según el estadístico t, puede ser incluso cero (con un nivel de significación de 0,05). Este resultado es comprensible, ya que la mayor parte de la DQO (un 80%) del agua residual afluyente resultó ser DQO biodegradable.

Según la clasificación de Dold *et al.* (1980), la DQOBT se puede fraccionar en DQOFB y DQOLB (ver apartado 3.4.1 del Capítulo 3). En el presente trabajo, la DQOFB siempre fue menor que la DQOLB. La primera significó del 9 al 28%, con una media del 21 % de la DQOBT y del 8 al 23% de la DQO, con una media del 17 %. Por otra parte, la DQOLB significó del 72 al 91% de la DQOBT, con una media del 79%, y del 49 al 75% de la DQO, con una media del 63%.

La Tabla 6.1 muestra que la DQOFB varió en el intervalo de 19 a 140 mg/l, con una media de 82 mg/l. El intervalo de confianza del 95% de la media de la DQOFB fue 61,4-98,6 mg/l. La DQOLB fluctuó entre 98 y 468 mg/l, con una media de 286 mg/l. El intervalo de confianza del 95% de la DQOLB fue 241-331 mg/l. Tanto el porcentaje de la fracción fácilmente biodegradable como el de la lentamente biodegradable de la DQO coinciden bastante bien con los rangos típicos presentados en la Tabla 6.2 para un ARU sin decantar. Los valores de las desviaciones típicas indican que la DQOFB fue la fracción que más variabilidad mostró, ya que presenta una desviación mayor respecto a su media. El cv de la DQOFB fue de 0,45, mientras que el cv de la DQOLB fue de 0,32.

La Figura 6.3 presenta la correlación existente entre la DQOFB y la DQO, la Figura 6.4 presenta la correlación entre la DQOLB y la DQO.

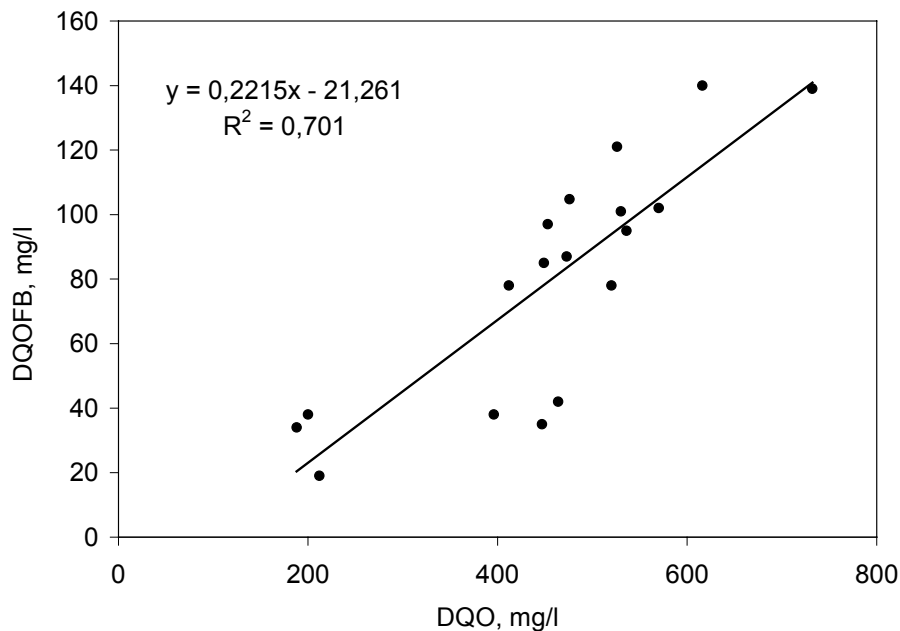


Figura 6.3. Correlación entre DQOFB y DQO del afluyente utilizado en la primera fase experimental.

Estas dos rectas y sus coeficientes de determinación muestran la existencia de una mejor correlación entre la DQOLB y la DQO, que entre la DQOFB y la DQO. Por lo tanto, aunque la tendencia de la DQOFB es a aumentar a medida que aumenta la DQO, este incremento lo hace de manera más inestable. El ajuste de los puntos a la recta estimada es mejor en la fracción de la DQOLB. No obstante, la ordenada al origen en ambas rectas no puede considerarse estadísticamente diferente de cero (según la prueba t para un nivel de significación de 0,05), por lo cual puede decirse que la correlación depende básicamente del valor de la DQO multiplicada por el valor de su pendiente.

Por lo que respecta a las fracciones de la DQONBT, la DQONBp fue predominante en el 72% de los casos estudiados. Esta fracción varió entre 21 y 82 mg/l, con una media de 50 mg/l y significó entre el 5 y el 19% de la DQO, con una media de 11%. La DQONBs sólo fue superior en el 28% de los casos, variando entre 14 y 66 mg/l, con una media de 39 mg/l y significó del 4 al 14% de la DQO, con una media del 9%.

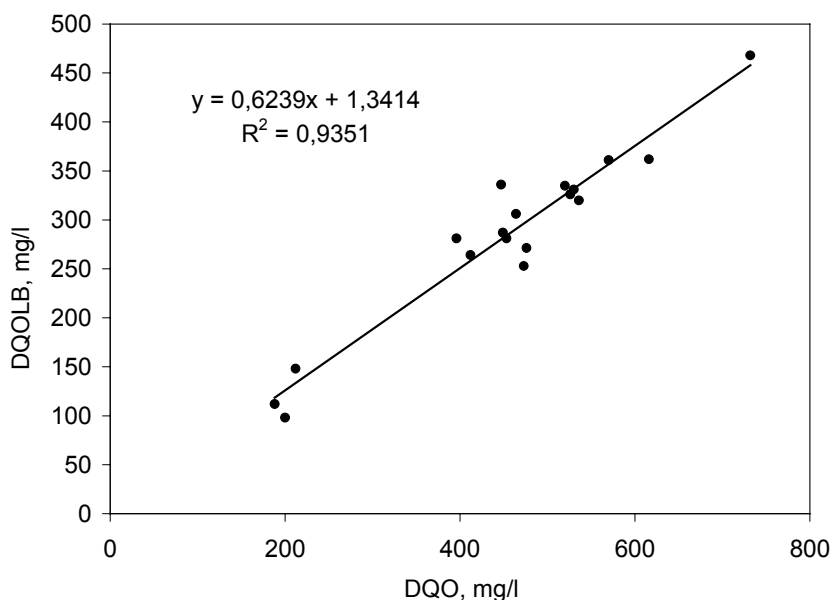


Figura 6.4. Correlación entre DQOLB y DQO del afluente utilizado en la primera fase experimental.

Para un mejor entendimiento del grado de dependencia entre la DQO y sus fracciones, la Tabla 6.4 presenta la matriz de correlación de Pearson. Esta matriz presenta el valor de la probabilidad Bonferroni para cada correlación y para un nivel de significación del 0,05. Como se puede observar se obtienen correlaciones significativas (cuando la probabilidad de que las variables no estén correlacionadas es prácticamente cero) entre los componentes básicamente biodegradables de la DQO (DQOs, DQOBT, DQOFB y DQOLB) y la DQO.

Entre estas correlaciones significativas, los mayores Coeficientes de Pearson (CP) corresponden a las relaciones DQOBT/DQO (CP = 0,991) y DQOLB/DQO (0,967). Por otro lado, se encuentra también un grado de correlación significativo para

DQOs/DQOBT (0,897), DQOs/DQOFB (0,855) y DQOs/DQOLB (0,835). El grado de dependencia de la DQOBT respecto a la DQOLB fue superior (0,975) al obtenido para la DQOFB (0,844). Finalmente, la DQONBT está principalmente influida por la fracción de la DQONBp, presentando un CP de 0,778.

Es importante destacar el elevado grado de dependencia entre la DQOs y la DQOFB, mayor que el obtenido respecto a la DQOLB. Por lo tanto, cualquier incremento de la DQOFB (por ejemplo, en AGV) representará un incremento de la DQOs del agua residual afluyente. Por otro lado, la DQO particulada (DQOp) presenta un grado de correlación significativo con la DQO, la DQOBT y la DQOLB. Es interesante observar que la relación DQOp/DQOLB (0,955) resultó superior a la obtenida entre la DQOs y la DQOLB (0,835). Esto hace suponer que aunque la fracción lentamente biodegradable está formada tanto por DQO soluble como particulada, esta última es la que más influye en la composición de la DQOLB.

Tabla 6.4. Coeficientes de correlación de Pearson y probabilidades asociadas entre los diferentes componentes de la DQO fraccionada.

	DQO	DQOs	DQOBT	DQONBT	DQOFB	DQOLB
DQO	1,000 p = 0,000 s					
DQOs	0,897 p = 0,000 s	1,000 p = 0,000 s				
DQOBT	0,991 p = 0,000 s	0,897 p = 0,000 s	1,000 p = 0,000 s			
DQONBT	0,850 p = 0,000 s	0,720 p = 0,021 s	0,776 p = 0,004 s	1,000 p = 0,000 s		
DQOFB	0,837 p = 0,000 s	0,855 p = 0,000 s	0,844 p = 0,000 s	0,641 p = 0,117 ns	1,000 p = 0,000 s	
DQOLB	0,967 p = 0,000 s	0,835 p = 0,000 s	0,975 p = 0,000 s	0,764 p = 0,006 s	0,705 p = 0,030 s	1,000 p = 0,000 s
DQONBs	0,639 p = 0,120 ns	0,509 p = 0,864 ns	0,612 p = 0,195 ns	0,667 p = 0,069 ns	0,257 p = 1,000 ns	0,703 p = 0,032 s
DQONBp	0,603 p = 0,227 ns	0,538 p = 0,598 ns	0,527 p = 0,688 ns	0,778 p = 0,004 s	0,645 p = 0,107 ns	0,433 p = 1,000 ns
DQOp	0,969 p = 0,000 s	0,760 p = 0,009 s	0,956 p = 0,000 s	0,848 p = 0,000 s	0,753 p = 0,011 s	0,955 p = 0,000 s

(s) La correlación Pearson es significativa con un nivel de significación de $\alpha = 0,05$.

(ns) La correlación Pearson no es significativa con un nivel de significación de $\alpha = 0,05$.

En conclusión, la DQO del afluyente utilizado en la primera fase experimental estuvo compuesta principalmente por DQOBT (80%), y aumenta con el incremento de la concentración de la DQO. La mayor parte de la DQOBT fue DQOLB (63%). La DQOLB fue principalmente particulada, lo que hizo que los sólidos en suspensión del

ARU fueran fundamentales para incrementar la concentración de la DQOLB dentro del sistema. La DQOFB mostró la mayor variabilidad del estudio, según los cv de las distintas fracciones. La DQOFB mostró una excelente correlación con la DQOs, por lo tanto un incremento de la DQOFB favorecerá el incremento de la DQOs. Aunque, como se verá a continuación, las concentraciones de AGV en el agua residual afluyente fueron muy inferiores a las indicadas en la bibliografía, los demás constituyentes de la DQOFB hicieron que el valor promedio de esta fracción (82 mg/l) se aproximara al valor recomendado en la bibliografía para un agua residual afluyente apta para la EBIF (≥ 100 mg AGV-DQO/l). Por lo tanto, falta determinar si los compuestos de la DQOFB que no son AGV pueden servir para obtener más AGV, por fermentación acidogénica del ARU.

6.1.1. Concentración de AGV en el ARU de la primera fase

La Tabla 6.5 presenta las concentraciones individuales y medias de los AGV determinados en el estudio de varias muestras de afluyente por cromatografía de gases durante la primera fase experimental. Los resultados de las concentraciones de AGV se expresan teniendo en cuenta su conversión a DQO teórica, como se explicó en el apartado 4.4.2 del Capítulo 4. La Tabla 6.5 presenta también las medias, desviaciones típicas e intervalos de variación de los AGV respecto a la DQO, DQOFB y la DQOs.

Tabla 6.5. Resultados de la determinación de las concentraciones de AGV en el afluyente de la primera fase experimental del estudio.

Fecha	mgAGV-DQO/l	mgAGV-DQO/mg DQO (%)	mgAGV-DQO/mg DQOFB (%)	mgAGV-DQO/mg DQOs (%)
21/03/99	2,2	0,62	-	-
30/03/99	2,6	0,66	6,8	2,3
13/04/99	17	2,3	12	7,0
16/04/99	6,6	1,3	8,5	5,7
06/05/99	4,2	1,0	5,4	3,8
26/05/99	16	2,6	11	6,5
09/06/99	22	3,0	-	-
02/07/99	7,2	1,4	7,1	4,1
29/07/99	6,0	1,4	17	4,7
03/08/99	1,3	0,4	6,8	2,1
media	8,5	1,5	9,4	4,5
s	7,2	0,9	3,9	1,8
intervalo	1,3 - 22	0,42-3,0	5,4 - 17	2,1 - 7,0

Los resultados de este análisis muestran que la concentración de AGV varió de 1,3 a 22 mg AGV-DQO/l, con una media de 8,5 mg AGV-DQO/l. El intervalo de confianza del 95% para la media obtenida fue 3,3 - 13,7 mg AGV-DQO/l. Las concentraciones de AGV representaron en promedio alrededor de un $9,4 \pm 3,9\%$ de la DQOFB, un $4,5 \pm 1,8\%$ de la DQOs y un $1,5 \pm 0,9\%$ de la DQO.

Según Henze *et al.* (1992), en un ARU típica con una DQO de 400 mg/l, el porcentaje de AGV respecto a la DQOFB es aproximadamente el 40%, y respecto a la DQO del 5 al 10%. Los porcentajes observados en el ARU de la primera fase experimental son muy inferiores a los valores encontrados en la bibliografía.

La Figura 6.5 muestra la correlación entre la concentración de AGV y de DQO. Asimismo, la Figura 6.6 presenta la correlación entre la concentración de AGV y de DQOFB. La primera de estas figuras muestra dos fenómenos; en primer lugar, hay una linealidad notable entre la concentración de AGV y la DQO para DQO superiores a 312 mg/l. Cada 100 mg/l de aumento de la DQO produce un aumento de 5 mg/l de la concentración de AGV. Esta proporción se mantiene en un intervalo amplio de DQO al haber un ajuste excelente de la recta con un coeficiente de determinación de 0,93. Por otra parte, la concentración de AGV es prácticamente nula por debajo de una DQO de 312 mg/l. Por lo tanto, la presencia de AGV en el afluente parece ir ligada a la presencia de un valor mínimo de DQO en el afluente. De todas maneras, no se dispone de puntos experimentales de AGV correspondientes a DQO inferiores a 312 mg/l, para comprobar esta hipótesis.

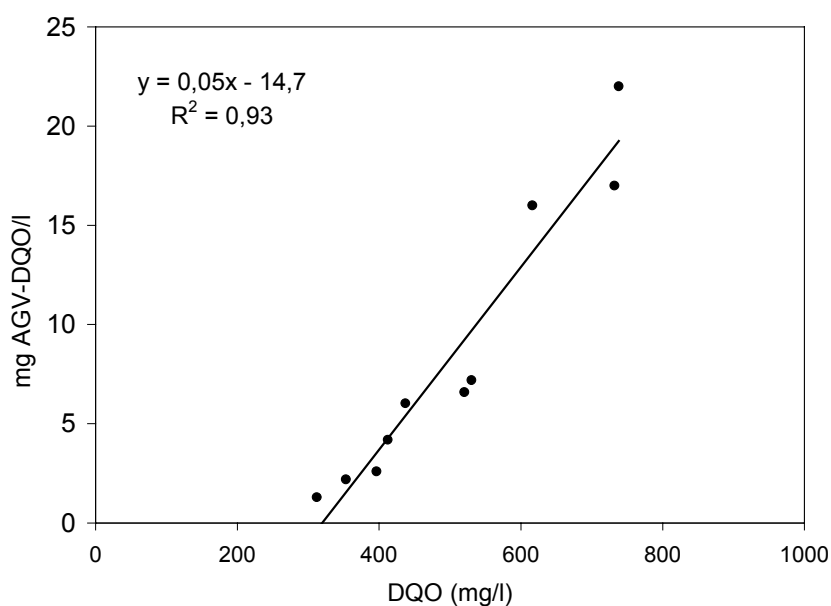


Figura 6.5. Correlación entre las concentraciones de AGV y DQO del ARU utilizada en la primera fase experimental.

En la Figura 6.6 muestra claramente que las concentraciones de AGV inferiores a 10 mg AGV-DQO/l coinciden con las concentraciones de DQOFB inferiores a 100 mg/l. Asimismo, unas concentraciones de AGV elevadas (superiores a 15 mg AGV-DQO/l) coinciden con unas concentraciones de DQOFB superiores a 120 mg/l. Por otro lado, este gráfico también evidencia que la DQOFB no sólo depende de la concentración de AGV, pues se observa que el coeficiente de determinación no es muy alto. Asimismo, la ecuación del gráfico indica que sí una muestra de ARU contiene una concentración de 0 mg/l de AGV, la DQOFB tendrá un valor mínimo de 23,5 mg/l, que puede

deberse a otros compuestos fácilmente biodegradables del sistema, como alcoholes, aminoácidos y carbohidratos.

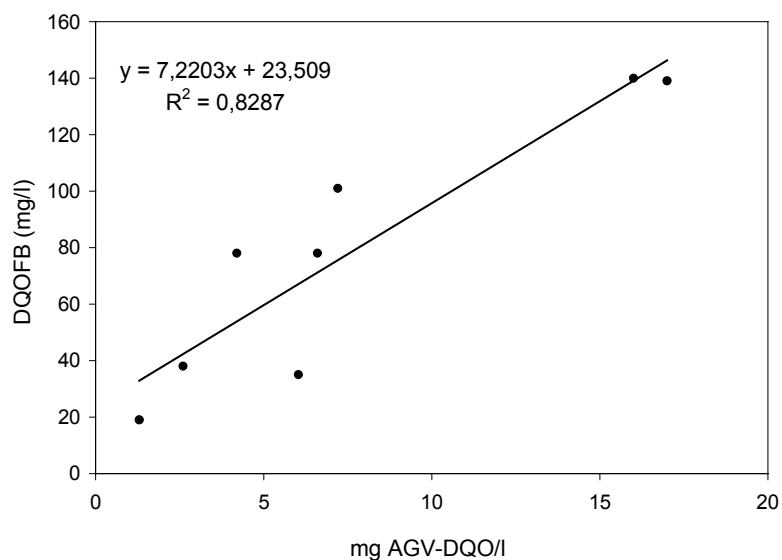


Figura 6.6. Correlación entre las concentraciones de DQOFB y AGV del ARU de la primera fase experimental.

6.1.2. Evolución temporal de las fracciones de DQO

La Figura 6.7 muestra la evolución temporal de las fracciones de la DQO del afluente de la primera fase experimental.

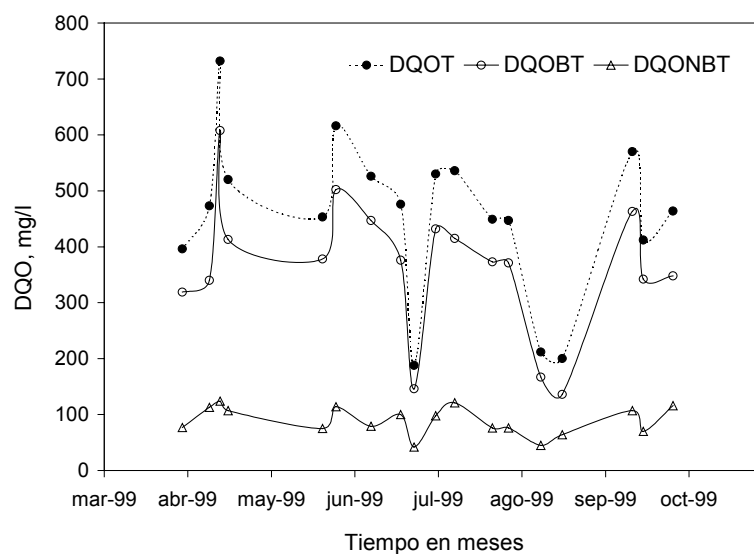


Figura 6.7. Evolución temporal de la DQO, DQOBT y DQONBT del afluente de la primera fase experimental.

Como se puede apreciar, la variabilidad temporal de la DQOBT viene determinada fundamentalmente por la variabilidad de la DQO, lo que se explica si se recuerda que la mayor parte de la DQO está compuesta por la fracción biodegradable. De esta manera, se observa que la fracción biodegradable también mostró sus valores mínimos en días de baja carga de DQO (víspera de semana santa, 24 de junio y vacaciones de agosto). Asimismo, mostró una clara tendencia a decrecer durante el mes de julio. Sin embargo, la DQONBT presentó una evolución bastante estable, sin cambios bruscos ni tendencias claras en ningún tramo de su curva.

6.2. DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL DE AGV DE UN AGUA RESIDUAL URBANA. MÉTODO LIE Y WELANDER (1997) MODIFICADO

El potencial de AGV es una forma más directa para medir la aptitud de un agua residual afluente para la EBIF. Este método fue ideado por Lie y Welander (1997) e incluye los AGV en estado libre y los AGV que pueden ser liberados por fermentación de la DQOFB. El ensayo original, no considera la participación de la DQOLB como fuente de materia fácilmente fermentable para el potencial de AGV.

El método original del potencial de AGV fue modificado con el fin de evitar la necesidad de usar nitrógeno gas. Además, las muestras fueron agitadas después de la fermentación, con el fin de asegurar concentraciones homogéneas. Los detalles del método original (Lie y Welander, 1997) y del método modificado fueron descritos ampliamente en los apartados 3.4.5 y 4.3.2 de los Capítulos 3 y 4 respectivamente.

El fraccionamiento de la DQO inicial de las muestras fue llevado a cabo con el fin de identificar el papel de cada fracción de la DQO en la formación de los AGV. En este apartado se presentan los resultados del seguimiento de las evoluciones de los AGV, la DQO, la DQOs, la MES, el ORP, el pH y la Alc, así como, de las solubilizaciones del N y del P.

Las Tablas 6.5 y 6.6 presentan los resultados obtenidos en muestras compuestas de ARU antes de las pruebas del potencial de AGV. Las muestras presentan diferentes contenidos de MES, MESV, DQO, AGV, OD, pH, alcalinidad y DQO fraccionada. El ARU analizada en la prueba No 2. contenía una concentración de carga orgánica de casi el doble que la del ARU de la prueba No.1; asimismo, presentaba mayores concentraciones de MES, MESV, AGV y Alc.

Tabla 6.5. Parámetros del ARU antes de las pruebas de potencial de AGV.

	MES mg/l	MESV mg/l	DQO mg/l	AGV mg COD/l	OD mg/l	pH	Alcalinidad mg CaCO ₃ /l
Prueba No. 1	300	270	396	2.6	< 0.05	8,11	271
Prueba No. 2	375	320	616	16	< 0.05	8,47	388

Tabla 6.6. Fraccionamiento de la DQO del afluente antes de las pruebas de potencial de AGV.

	DQOBT y DQONBT			Fracciones de la DQOBT		Fracciones de la DQONBT	
	DQO mg/l	DQOBT mg/l	DQONBT mg/l	DQOFB mg/l	DQOL B mg/l	DQONBs mg/l	DQONBp mg/l
Prueba No. 1	396	319	77	38	281	52	25
Prueba No. 2	616	502	114	140	362	60	54

La Figura 6.8 muestra la evolución de la DQO, la DQOs y los AGV durante la prueba No. 1 del potencial de AGV. En esta primera prueba se encontró una concentración inicial muy baja de AGV (2,6 mg DQO/l) así como una concentración inicial baja de DQOFB (38 mg/l). La concentración de AGV registró un incremento progresivo con el tiempo –por encima de 86 mg DQO/l- sin alcanzar un valor estable. Esto significa que el máximo tiempo permitido para producir la fermentación de la DQO hidrolizada debió de haberse extendido más allá de 120 h.

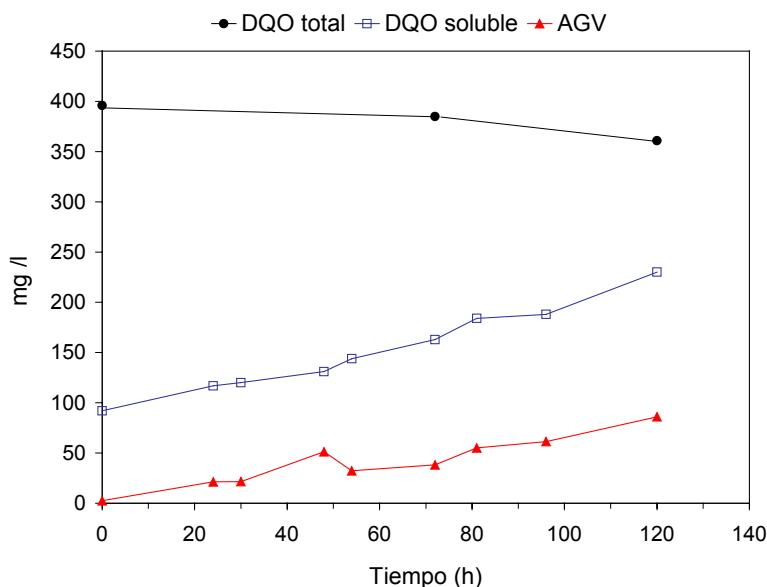


Figura 6.8. Evolución de la DQO y los AGV en la prueba No.1 del potencial de AGV del afluente de la primera fase experimental.

Por otra parte, la DQOs aumentó progresivamente con el tiempo, de 92 a 230 mg/l, mientras que la DQO particulada se redujo de 304 a 131 mg/l. Esto indica una hidrólisis anaerobia en las condiciones en las que se llevó a cabo el experimento. Más aún, la concentración de AGV alcanzó un valor de 86 mg/l, mucho más alto que la DQOFB inicial (38 mg/l). Esto puede ser interpretado como una desigualdad entre la

DQOFB determinada aeróbicamente y la DQOFB determinada anaeróbicamente, como argumentaron Lie y Welander (1997). Sin embargo, este fenómeno también es compatible con una utilización parcial de la DQO hidrolizada (proveniente del material soluble y particulado de la DQOLB), como sustrato para la fermentación.

La Figura 6.9 muestra la evolución del potencial de oxido-reducción (ORP) con el tiempo. Los valores de ORP prevalecieron muy bajos durante la mayor parte de la prueba No. 1. El ORP cayó de +117 a -412 mV en 6 horas y permaneció muy por debajo de este valor durante el resto de la prueba. Esto confirma que no es necesario purgar con nitrógeno gas para conseguir condiciones anaeróbicas en el sistema.

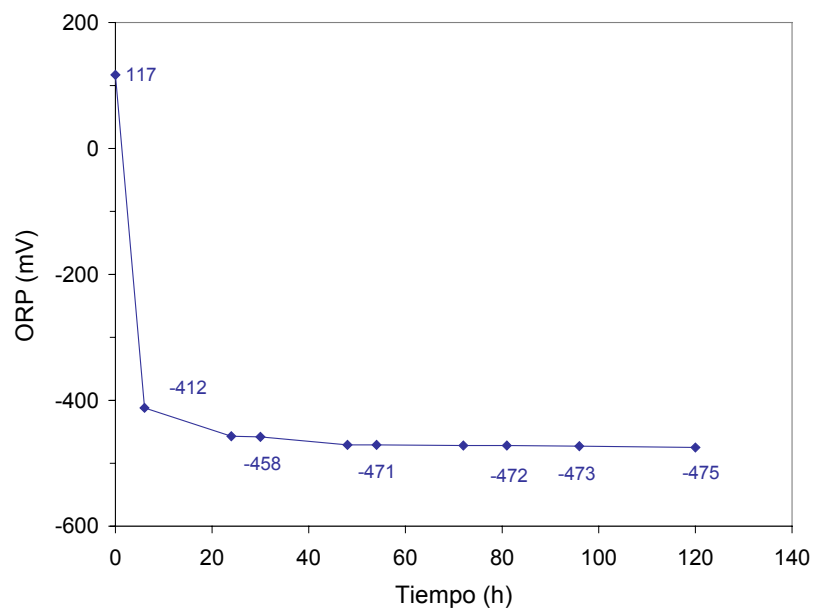


Figura 6.9. Potencial de oxido-reducción (ORP) durante la prueba No. 1 del potencial de AGV del afluente de la primera fase experimental.

Se confirma pues que las condiciones en que fue manipulada la muestra antes de iniciar la prueba son adecuadas para lograr el ambiente anaeróbico que favorece la producción de AGV. Estas condiciones son principalmente las siguientes:

- a) La muestra de ARU debe contener una baja concentración inicial de OD (cercana a 0 mg/l).
- b) El vaciado de la muestra dentro del frasco de DBO se debe realizar con extremo cuidado.
- c) No debe dejarse espacio entre la muestra y el tope del frasco de DBO usado.

La Figura 6.10 muestra la evolución de la DQO, la DQOs, la MES y los AGV durante la prueba No. 2 de potencial de AGV. Esta segunda prueba tuvo una duración superior a la primera (168 h). El potencial de AGV en esta muestra (150 mg/l) fue de nuevo superior a la concentración inicial de AGV (16 mg/l). Asimismo, el potencial de AGV de esta segunda prueba fue superior al obtenido en la primera.

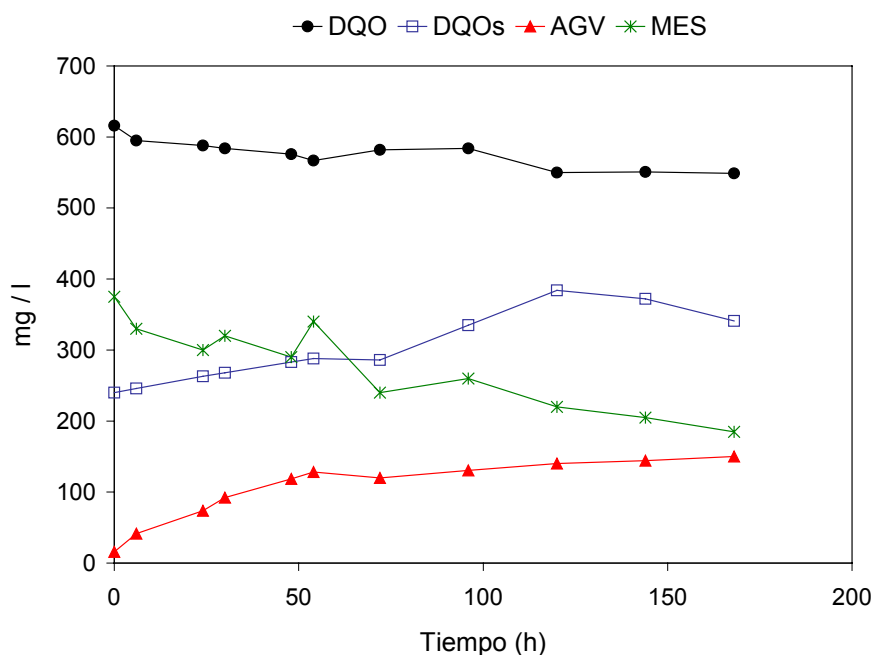


Figura 6.10. Evolución de la DQO, los AGV y la MES en la prueba No. 2 del potencial de AGV del afluente de la primera fase experimental.

La DQO y la MES decrecieron a lo largo del estudio (10 y 50% respectivamente) mientras que la DQOs aumentó en un 41%. Esto indica que se produjo una fuerte hidrólisis de una parte de la DQOLB a lo largo de la prueba. La concentración de AGV muestra un rápido incremento durante las primeras 54 horas (de 16 a 128 mg AGV-DQO/l) y un crecimiento más suave durante las 114 horas restantes de la prueba (de 128 a 150 mg AGV-DQO/l). El cambio de pendiente a los 128 mg AGV-DQO/l se aproxima a la concentración inicial de la DQOFB (140 mg/l). Este cambio de pendiente puede ser interpretado como un decremento en la disponibilidad de la DQO fácilmente fermentable. La segunda fase de generación más suave de AGV puede interpretarse, a su vez, como una lenta utilización de la DQO hidrolizada.

La Figura 6.11 presenta los valores obtenidos por la solubilización (mg de DQO soluble producida por mg de DQO particulada) y por la fermentación (mg de AGV-DQO producidos por mg de DQO inicial) en ambas pruebas del potencial de AGV.

Como se puede observar, la solubilización de DQO obtenida en la primera prueba (0,45 mg DQO soluble / mg DQO particulada) fue superior al conseguido en la segunda (0,38 mg DQO / mg DQO particulada). Sin embargo, los resultados obtenidos en la fermentación de la DQO hidrolizada fueron muy similares y muestran un valor medio de 0,22 mg AGV-DQO/ mg DQO inicial.

La Tabla 6.7 presenta las relaciones obtenidas entre el potencial de AGV y el contenido de DQO y fósforo durante las dos pruebas de potencial de AGV realizadas.

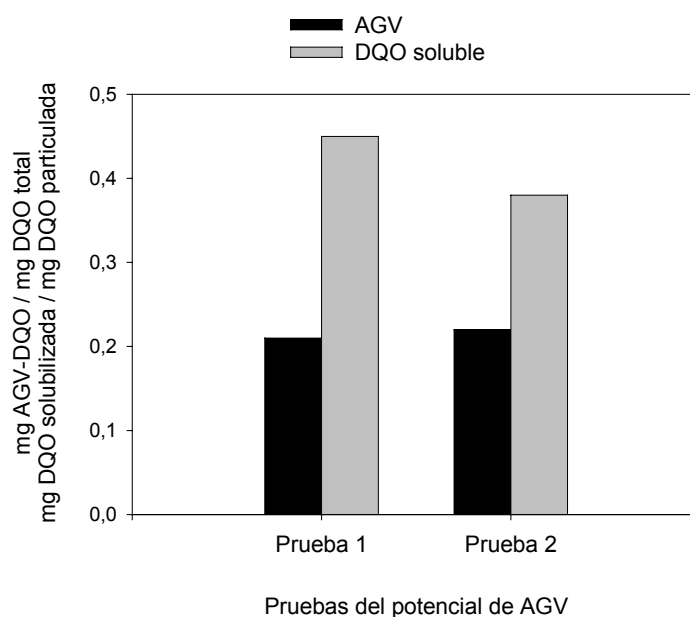


Figura 6.11. Resultados de la fermentación y la hidrólisis en las dos pruebas del potencial de AGV del afluente de la primera fase experimental.

Tabla 6.7. Relaciones entre el potencial de AGV y las concentraciones de DQO y de fósforo del afluente de la primera fase experimental.

Prueba de potencial de AGV	potencial de AGV/DQO %	potencial de AGV/PT mg/mg	potencial de AGV/P-PO ₄ mg/mg
No. 1	22	9,3	14,6
No. 2	24	9,7	22,0

Como se puede observar, el potencial de AGV representó un 22% de la DQO inicial en la primera prueba y un 24% en la segunda. Ambos valores son comparables con los indicados en el trabajo de Lie y Welander (1997). Por otro lado, las relaciones entre el potencial de AGV y el fósforo soluble fueron 14,6 y 22,0 mg/mg, para la primera y segunda prueba respectivamente. Estos valores son comparables con el valor sugerido por Abu-gharah y Randall (1991) para una EBIF eficiente: 20 mg AGV / mg P. Finalmente, las relaciones entre el potencial de AGV y el fósforo total fueron 9,3 y 9,7 mg/mg, para la primera y segunda prueba respectivamente.

La Figura 6.12 muestra la evolución de los AGV individuales en cada una de las dos pruebas de potencial realizadas. La fermentación comienza inmediatamente en ambas pruebas y la concentración de AGV aumenta constantemente, aproximadamente durante las primeras 50 h, hasta alcanzar el valor correspondiente a la DQOFB del agua residual. En ese momento, o poco después, se produce una estabilización momentánea –o incluso una disminución– de la concentración de AGV. Este fenómeno se relaciona con el agotamiento de la DQOFB del agua residual inicial

y podría indicar que la fase inicial de la fermentación utiliza preferentemente la DQOFB existente en el agua residual. Pasadas 10-20 horas, la producción de AGV – especialmente de ácido acético- se reanuda y probablemente a expensas de la DQO solubilizada. En esta segunda fase, la producción de AGV presentó patrones muy diferentes en cada una de las dos pruebas. En la prueba No. 1, la producción de AGV en la segunda fase fue rápida y resultó básicamente en ácido acético. En la prueba número 2, la producción de AGV fue lenta y resultó tanto en ácido acético como en otros AGV, todos ellos con producciones bajas.

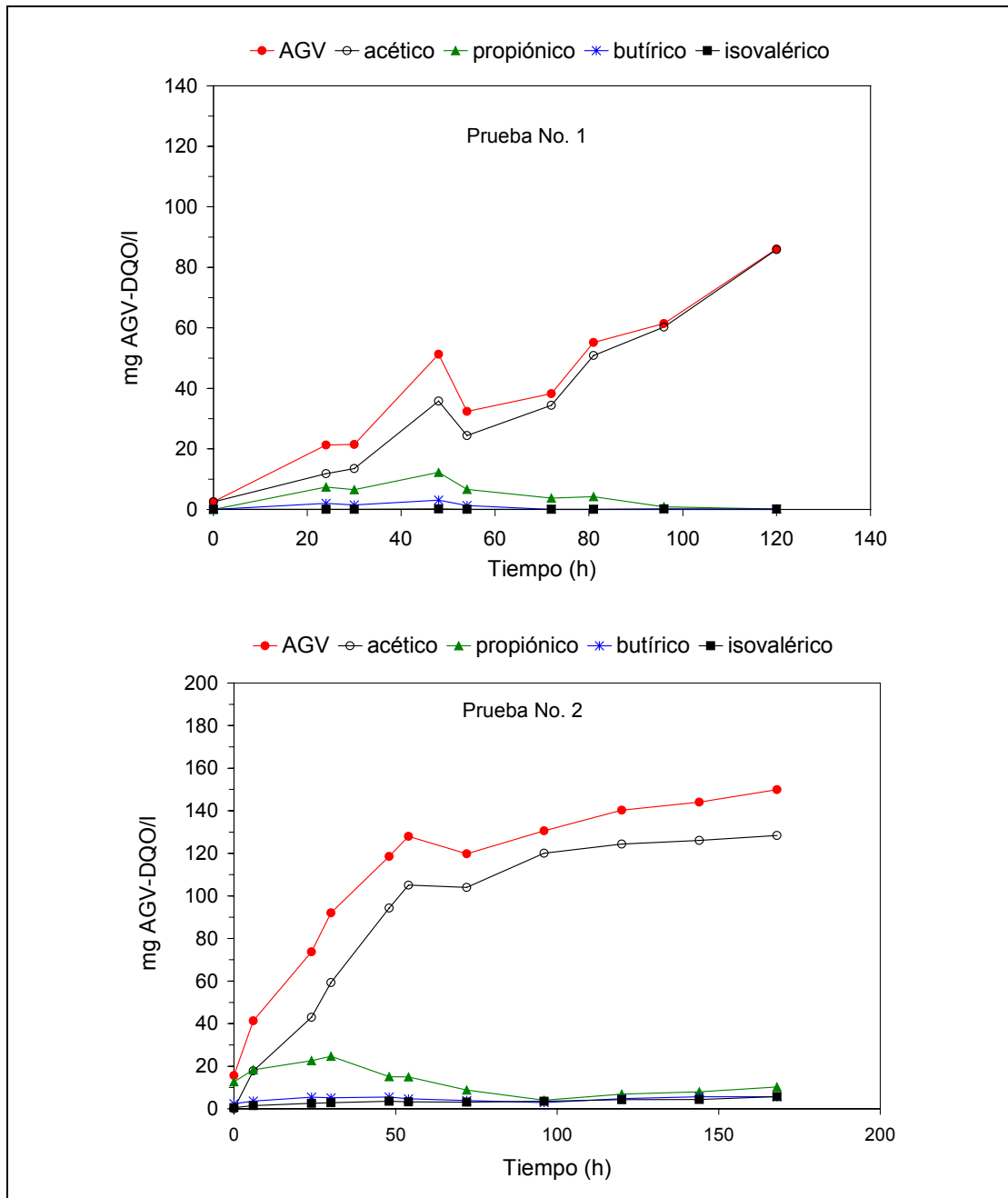


Figura 6.12. Producción de AGV individuales durante cada una de las pruebas de potencial de AGV realizadas en el afluente de la primera fase experimental.

El ácido acético fue el AGV más abundante en ambas pruebas, seguido por el propiónico. Sin embargo, en las primeras fases se produjeron cantidades significativas de otros AGV que más tarde fueron consumidas. Los ácidos butírico e isovalérico registraron un comportamiento y una concentración muy similares.

En conclusión, los dos niveles de concentración de AGV obtenidos en ambas pruebas del potencial de AGV (86 y 150 mg AGV-DQO/l) indican que el ARU tiene un potencial de producción de AGV, por fermentación de la DQOFB y parte de la DQOLB, que puede ser utilizado para mejorar el proceso de eliminación biológica de fósforo.

6.2.1. Solubilización de N y P en las pruebas de potencial de AGV

Las Figuras 6.13 y 6.14 muestran respectivamente la evolución seguida por la solubilización del P y del N durante la fermentación acidogénica.

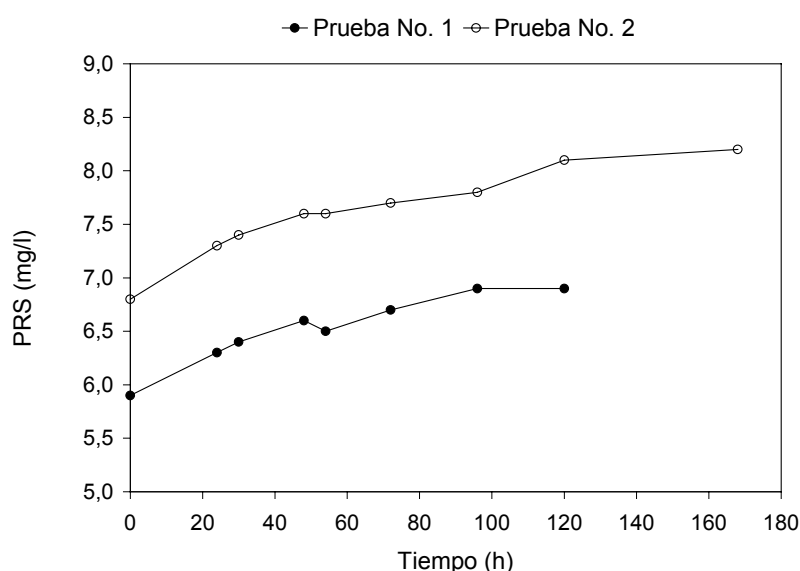


Figura 6.13. Solubilización del P en las pruebas de potencial de AGV realizadas con el afluente utilizado en la primera fase experimental.

Ambas pruebas registraron una solubilización de N y de P. La solubilización de N y de P comenzó inmediatamente y continuó de forma gradual. Es interesante resaltar que las curvas de producción de N y de P de ambas pruebas son muy similares a las curvas resultantes de la producción de AGV. Los incrementos de fosfato soluble obtenidos al final de los ensayos de las pruebas fueron de 1,0 y 1,4 mg P/l en la primera y segunda prueba respectivamente. Por lo que respecta al N, éste presentó una producción de 2,1 mg N/l en la primera prueba y de 3,2 mg N/l en la segunda. La solubilización de ambos elementos fue mayor en la muestra que contenía mayor concentración de MES. La Tabla 6.8 muestra la solubilización de P y de N respecto a la cantidad de DQO inicial y de AGV producidos.

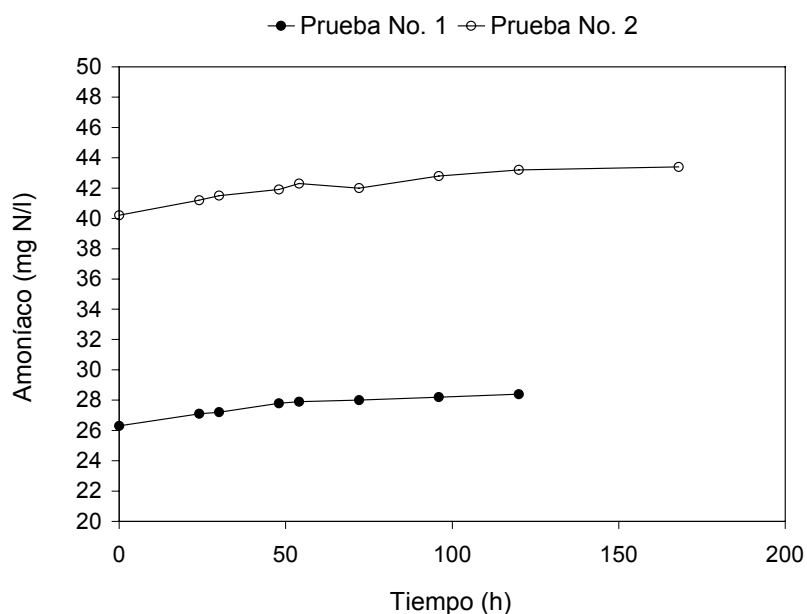


Figura 6.14. Solubilización del N en las pruebas de potencial de AGV realizadas con el afluente utilizado en la primera fase experimental.

Tabla 6.8. Solubilización de P y de N respecto a la cantidad de DQO inicial y a los AGV producidos.

Parámetros	Prueba No. 1	Prueba No. 2
Incremento de ortofosfato (mg P/l)	1	1,4
mg P / g DQO inicial	2,5	2,3
mg P / g AGV-DQO	12	9,3
Incremento de amoníaco (mg N/l)	2,1	3,2
mg N / g DQO inicial	5,3	5,2
mg N / g AGV-DQO	24	21

La relación entre el fósforo liberado y la DQO inicial fue de 2,5 mg P/g DQO inicial en la primera prueba y de 2,3 mg/g en la segunda. La relación entre el fósforo liberado y los AGV producidos fue de 12 mg P/g AGV-DQO en la primera prueba y de 9,3 mg/g en la segunda.

Por otro lado, la solubilización de N respecto a la DQO fue prácticamente igual en ambas pruebas: 5,3 mg/g DQO inicial. La solubilización de N respecto a los AGV fue de 24 mg N/g AGV-DQO y 21 mg N/g AGV-DQO, en la primera y segunda prueba

respectivamente. Como se puede ver, la solubilización de N fue mayor que la solubilización de P en ambas pruebas. Esto ha sido publicado también en investigaciones con fermentación de lodo primario (Banister *et al.*, 1998). Los incrementos de ortofosfato en los afluentes fermentados pueden ejercer un impacto negativo en la carga de nutrientes, afectando directamente las relaciones AGV/P y AGV/DQO (Banister *et al.*, 1998).

6.2.2. Comportamiento del pH y la alcalinidad en las pruebas de potencial de AGV

Las Figuras 6.15 y 6.16 presentan el comportamiento respectivo del pH y de la alcalinidad, en las dos pruebas de potencial de AGV.

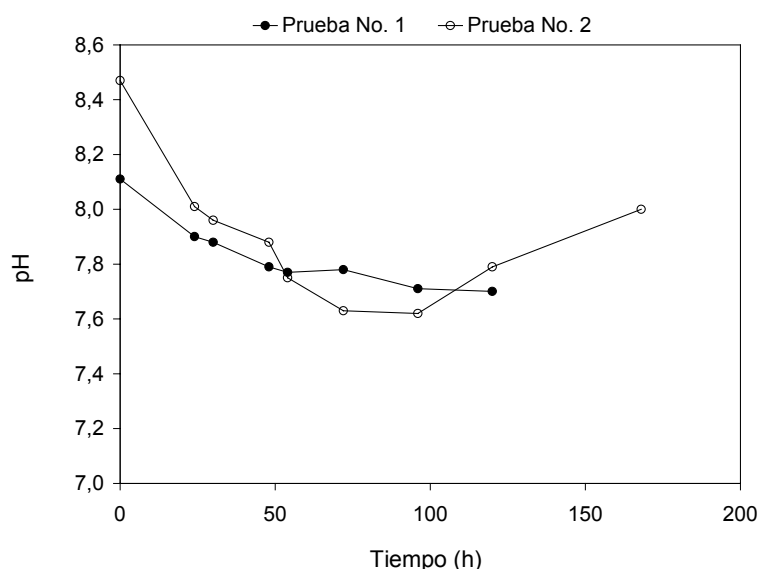


Figura 6.15. Comportamiento del pH en las dos pruebas del potencial de AGV realizadas en el afluente de la primera fase experimental.

El pH disminuyó en la fase inicial de ambas pruebas, cuando se produjo la mayor generación de AGV. Lie y Welander (1997) y Christensson (1997) relacionaron la caída del pH con la producción de AGV. Durante la segunda fase, el pH mostró un comportamiento diferente en las dos pruebas. En la prueba No. 2, que registró una producción muy débil de AGV durante la segunda fase, el pH se recuperó considerablemente. Esto puede ser atribuido al aumento de alcalinidad observado, sin una producción paralela de AGV. En la prueba No. 1, que registró una producción apreciable de AGV durante la segunda fase, el pH no se recuperó, sino que siguió disminuyendo durante la segunda fase de la curva de AGV.

A pesar de las variaciones del pH mencionadas, el agua residual analizada mostró una notable capacidad amortiguadora, ya que el pH se mantuvo en el intervalo 7,5-8,6. Esto puede ser atribuido a su considerable alcalinidad y a la producción paralela de alcalinidad durante el proceso de fermentación.

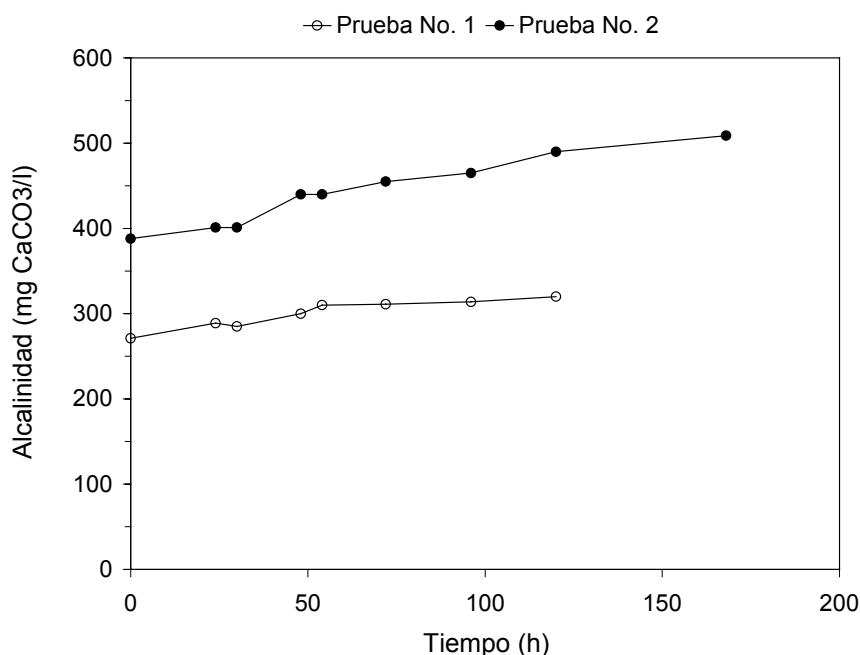


Figura 6.16. Comportamiento de la alcalinidad en las dos pruebas del potencial de AGV realizadas en el afluente de la primera fase experimental.

La alcalinidad aumentó a lo largo de las dos pruebas. El aumento fue mayor durante la segunda prueba en la que se registró un incremento del 28%, mientras que la primera prueba sólo registró un incremento del 18%. La evolución de la alcalinidad en las pruebas de potencial de AGV puede ser atribuida a mecanismos como la amonificación del nitrógeno orgánico, que produce 3,57 mg CaCO₃/mg N (Araujo *et al*, 1998), y también a la producción de bicarbonato a partir de la reacción entre el CO₂ generado y el carbonato de calcio de la muestra (Wetzel, 1983).

6.3. CONCLUSIONES

- 1) En este capítulo ha sido posible determinar la aptitud del agua residual afluente para la EBIF de la primera fase experimental. Esta determinación se llevó a cabo mediante el fraccionamiento de la DQO afluente y la estimación del potencial de AGV.
- 2) La DQO del afluente de la primera fase experimental estuvo compuesta principalmente por DQOBT, en una proporción del 80% de la primera. El 20% restante corresponde a DQONBT. Se ha observado una excelente correlación entre la DQOBT y la DQO. La DQONBp fue mayor que la DQONBs en el 72% de los casos estudiados.
- 3) La DQOBT estuvo compuesta por un 79% de DQOLB y por un 21% de DQOFB. La DQOLB representó 63% de la DQO, mientras que la DQOFB representó sólo un 17%. La DQOFB fue la fracción de la DQO que mayor variabilidad mostró a lo largo de todo el estudio.

- 4) El análisis de correlación Pearson muestra correlaciones significativas (con un nivel de significación de 0,05) entre la DQO y todos sus componentes biodegradables.
- 5) Se observó un elevado grado de dependencia entre la DQOFB y la DQOs, por lo que el incremento de DQOFB en las muestras de ARU representa un incremento de DQOs.
- 6) La DQOLB registró una mejor correlación con la DQOp que con la DQOs. Por lo tanto, aunque la DQOLB esta formada por ambas fracciones, la fracción particulada influye más en su composición. Los sólidos en suspensión del afluente serán fundamentales para incrementar la concentración de DQOLB dentro del sistema.
- 7) La concentración media de AGV fue de 8,5 mg AGV-DQO/l. Esta concentración significó un 9,4% de la DQOFB, un 4,5% de la DQOs y un 1,5% de la DQO. Estos porcentajes fueron muy inferiores a los indicados en la bibliografía.
- 8) El análisis de regresión realizado muestra que cada 100 mg/l de incremento en la DQO produce un aumento de 5 mg AGV-DQO/l en la concentración de AGV.
- 9) Aunque las concentraciones de AGV en el agua residual afluente fueron muy inferiores a las indicadas en la bibliografía, los demás componentes de la DQOFB favorecieron que el valor medio de esta fracción (82 mg/l) se aproximara al valor recomendado en la bibliografía para un agua residual afluente apta para la EBIF (≥ 100 mg AGV-DQO/l).
- 10) El método original de Lie y Welander (1997) para la obtención del potencial de AGV ha sido modificado y simplificado, eliminando la necesidad de usar nitrógeno gas. El método modificado ha proporcionado una estimación de la capacidad de generación de AGV a partir de la fermentación acidogénica del ARU. En el método modificado se lograron alcanzar unas condiciones anaeróbicas óptimas para la fermentación acidogénica, mientras que se simplificaba el material requerido en el laboratorio.
- 11) Los potenciales de AGV obtenidos fueron 86 mg AGV-DQO/l en la primera prueba y 150 mg AGV-DQO/l en la segunda. El mayor potencial de AGV se obtuvo en la muestra con mayor concentración de MES y DQO. Si las condiciones son propicias, el potencial de AGV puede ser también obtenido dentro de la zona anaeróbica del proceso de EBIF, o en una unidad externa pensada para llevar a cabo la fermentación acidogénica de los sólidos primarios del ARU.
- 12) Las fracciones obtenidas usando este método modificado para el potencial de AGV y las concentraciones de DQO y fósforo soluble fueron 0,22 - 0,24 mg AGV-DQO/ mg DQO y 14,6 - 22 mg AGV-DQO/mg P-PO₄, respectivamente. Estos valores son comparables a los indicados para otras aguas residuales analizadas

con el método original. La relación entre el potencial de AGV y el fósforo soluble ha resultado ser un mejor indicador de la aptitud de un ARU para la EBIF que los obtenidos con otras medidas.

- 13) La prueba del potencial de AGV detectó una fuerte hidrólisis anaeróbica mediante la evolución de las concentraciones de la MES, la DQO y la DQO soluble. El potencial de AGV fue mayor que la DQOFB inicial, lo cual es compatible con una utilización parcial de la DQO hidrolizada como sustrato de la fermentación. El análisis de la MES y de la DQO fraccionada en la prueba del potencial de AGV puede ayudar a evaluar la contribución tanto de la DQOFB como de la DQOLB en la formación de los AGV.

- 14) Las dos pruebas de potencial de AGV permitieron evaluar la solubilización del fósforo y del nitrógeno. Ambos parámetros crecieron gradualmente en el tiempo. Asimismo, el pH disminuyó en las fases de ambas pruebas, que presentaron una fuerte liberación de AGV, mientras que se estabilizó o incluso aumentó al reducirse o detenerse la liberación de AGV. La alcalinidad aumentó a lo largo de las dos pruebas realizadas.