

CAPÍTULO 6

CAPACIDAD DEL ARU PARA LA EBN

6.1 INTRODUCCIÓN

Como hemos visto en el capítulo anterior, la caracterización del agua residual es una etapa fundamental del diseño, la optimización y la operación de los procesos de fangos activados. Tradicionalmente, la capacidad de un ARU para la eliminación biológica de nutrientes (EBN) se evaluaba mediante la DQO, la DBO₅, y las fracciones de éstas con el nitrógeno y el fósforo (DQO/P, DBO/P o respecto al N). Sin embargo, este conjunto de parámetros no permite estimar con precisión el potencial de eliminación de nutrientes de un sistema de tratamiento biológico, puesto que sólo considera el valor total de la DQO o la DBO, sin tener en cuenta que sólo una parte de éstas (el sustrato fácilmente biodegradable) está realmente disponible para los microorganismos activos durante la fase anaerobia del proceso.

El desarrollo de modelos de fangos activados (ASM) ha permitido entender mejor los procesos de tratamiento, pero evidencian la necesidad de disponer de una caracterización más detallada del agua residual. La composición de la materia orgánica del agua residual cambia durante su transporte por la red de alcantarillado y su fraccionamiento depende de la tasa de degradación (Lie, 1996). Dold *et al.* (1980) establecieron que el agua residual contenía dos fracciones biodegradables de DQO, la fracción soluble fácilmente biodegradable (DQOFB) y la fracción particulada lentamente biodegradable (DQOLB). Los estudios de caracterización del agua residual (Roeleveld y van Loosdrecht, 2002; Ginestet *et al.*, 2002; Wentzel *et al.*, 1985; Dold *et al.*, 1980, Henze *et al.*, 1987; Gujer *et al.*, 1999) se han centrado en unos casos en la determinación de la fracción biodegradable de la DQO, mientras que en otros lo han hecho en la fracción inerte.

El principal objetivo de la caracterización de un ARU es identificar las fracciones orgánicas con diferentes propiedades biodegradables. La materia orgánica fácilmente biodegradable es necesaria para la producción anaeróbica de ácidos grasos volátiles (AGV), que han sido identificados como el principal sustrato de los OAF. La eficiencia de un tratamiento de EBN depende no sólo de las características de diseño del proceso, sino también de las propiedades intrínsecas del agua residual afluente relativas a su concentración de AGV y a su capacidad de generación de DQOFB (Barajas, 2002).

La cantidad de AGV-DQO considerada necesaria para obtener concentraciones de fósforo en el efluente menores o iguales a las exigidas por la legislación es muy variable. Sin embargo, estudios de diferentes investigadores (Oldham y Stevens, 1985; Pitman, 1991; Abu-ghararah y Randall, 1991; Danesh y Oleszkiewicz, 1996; Christensson, 1997; Rössle y Pretorius 2001a) indican que se requieren aproximadamente 20 mg AGV-DQO para eliminar 1 mg de fósforo. De acuerdo con estos estudios, la aptitud de un ARU para la EBIF se puede definir como su capacidad de disponer (o generar) una cantidad suficiente de AGV-DQO para favorecer la eliminación biológica de fósforo; es decir, para facilitar el cumplimiento de los límites de P exigidos en la legislación correspondiente.

No todas las ARU son aptas para promover una EBIF óptima. Según Henze *et al.* (1995b), la concentración de AGV normalmente presente en un ARU sedimentada es una pequeña fracción de la DQO total, con valores próximos a un 2-10%. La concentración varía de un lugar a otro, principalmente como resultado de los cambios sufridos por el agua durante su transporte. Sin embargo, un afluente contiene por lo menos entre un 10 y un 15% de DQOFB adicional, 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 de la fase anaeróbica de la planta de tratamiento.

Existen diferentes métodos para determinar la fracción orgánica contenida de un ARU. La literatura técnica propone métodos físico-químicos (Dold *et al.*, 1986; Henze, 1991; Mamais *et al.*, 1993) y métodos biológicos (Ekama *et al.*, 1986; Spérandio y Paul, 2000) para la caracterización orgánica de un ARU. Las técnicas utilizadas para determinar dicha fracción han sido tradicionalmente respirométricas. 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 en condiciones aeróbicas son fácilmente fermentados a AGV en condiciones anaeróbicas (Lie y Welander, 1997).

Según Lie y Welander (1997), todos esos ensayos se caracterizan por ser técnicas indirectas de estimación. La fracción orgánica determinada por respirometría aerobia puede resultar en una sobreestimación del contenido de sustrato disponible para los OAF en la zona anaeróbica de un proceso de EBIF. Por este motivo, Lie y Welander (1997) idearon un método más directo para determinar la fracción orgánica realmente utilizada por los OAF en el estado anaeróbico que denominaron *potencial de ácidos grasos volátiles* (potencial de AGV).

Estos métodos de caracterización han sido descritos en el Capítulo 3 de la revisión bibliográfica. El presente capítulo presenta los resultados de la determinación de la capacidad del ARU (segundo período de estudio) para la EBN. Esta determinación se llevó a cabo mediante el fraccionamiento de la DQO afluente y la estimación del potencial de AGV; asimismo se realizaron estimaciones de la fracción biodegradable mediante la determinación de la velocidad de consumo de oxígeno (OUR).

6.2 FRACCIONAMIENTO DE LA DQO

El segundo período de estudio incluyó un estudio detallado del fraccionamiento de la materia orgánica de las muestras de ARU sin decantación. La Tabla 6.1 presenta los resultados del estudio de fraccionamiento de la DQO realizado en 15 muestras de ARU de ambas fases experimentales del segundo período de estudio (Fase 2.1 y Fase 2.2, véase Figura 6.1).

El intervalo de concentración de la DQO de las muestras estudiadas fue aproximadamente de 300 a 700 mg/L. El 40% de la DQO corresponde a la fracción soluble total, con un valor medio de 215 mg/L. La Figura 6.2 muestra la correlación entre la DQOs y la DQO de las muestras.

Tabla 6.1. Fraccionamiento de la DQO del afluente sin decantar a lo largo del segundo período de estudio (marzo-diciembre 1999).

Parámetro	media (mg/L)		s (mg/L)		CV (%)		Intervalo (mg/L)	
	Fase 2.1 ^(a)	Fase 2.2 ^(b)	Fase 2.1	Fase 2.2	Fase 2.1	Fase 2.2	Fase 2.1	Fase 2.2
DQO	432	577	95	96	22	17	300 - 616	420 - 694
DQOs	150	267	56	57	37	21	73 - 246	175 - 345
DQOp	282	310	48	53	17	17	227 - 370	237 - 380
DQOBT	352	475	79	87	22	18	249 - 502	318 - 581
DQOFB	71	154	38	27	53	17	35 - 140	108 - 198
DQOLB	281	326	55	57	20	17	206 - 362	238 - 400
DQOnBT	79	101	20	14	26	14	49 - 114	77 - 119
DQOnBS	40	47	18	9	45	20	14 - 60	34 - 64
DQOnBP	40	56	14	11	35	19	21 - 55	43 - 73

^(a) n = 7; ^(b) n = 8

s: desviación estándar

CV: coeficiente de variación

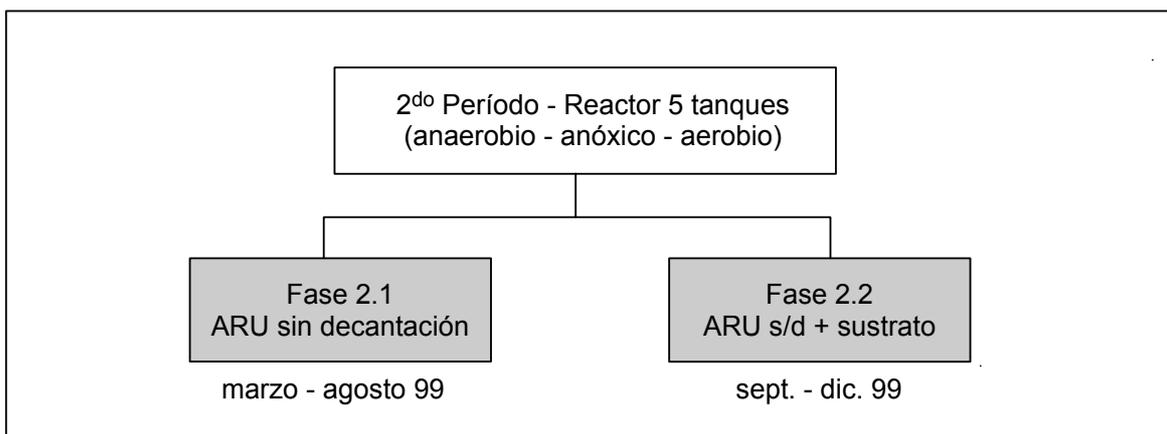


Figura 6.1 Esquema de las modificaciones aplicadas al ARU durante el segundo período de estudio (marzo-diciembre 1999).

El intervalo de variación de la fracción biodegradable de la DQO (DQOBT) osciló entre 250 y 580 mg/L. La concentración media durante la Fase 2.2 fue un 26% mayor que durante la Fase 2.1, debido a la utilización de un sustrato externo (acetato de sodio) que se agregó al afluente a fin de aumentar la fracción fácilmente biodegradable. La Figura 6.3 presenta la relación entre la DQOBT y la DQO total. Como se puede observar hay una excelente correlación entre el parámetro y su componente, con un coeficiente de determinación R^2 igual a 0,99. El modelo de regresión lineal explica el 99% de la variabilidad de la DQOBT en función de la DQO total. A medida que la DQO aumenta, también lo hace la DQOBT, de acuerdo con una constante de proporcionalidad (0,86) más un valor constante que, según el estadístico t, puede ser incluso cero (con un nivel de significación de 0,05).

La DQOBT representó entre un 76 y un 85% de la DQO en las 15 muestras estudiadas, con una media global del 82%. Por otro lado, la DQOnBT significó del 15 al

24%, con una media del 18%. La DQOBT fue siempre superior a la DQOnBT en todos los ensayos de fraccionamiento de la DQO.

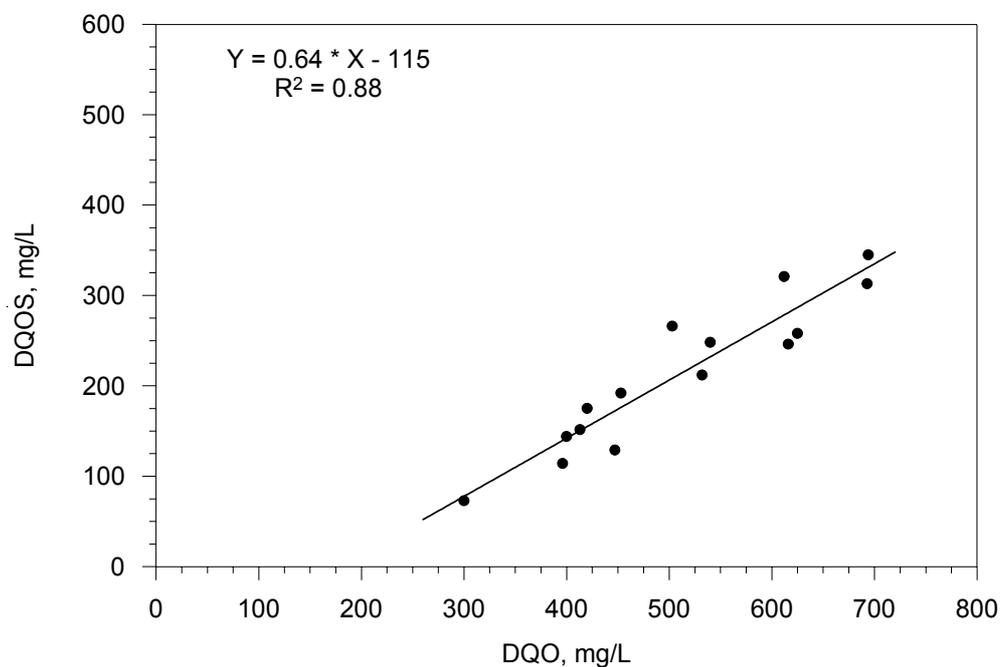


Figura 6.2 Relación entre la fracción soluble de la DQO y la concentración total del afluente sin decantar (Fase 2.1, marzo-agosto 1999).

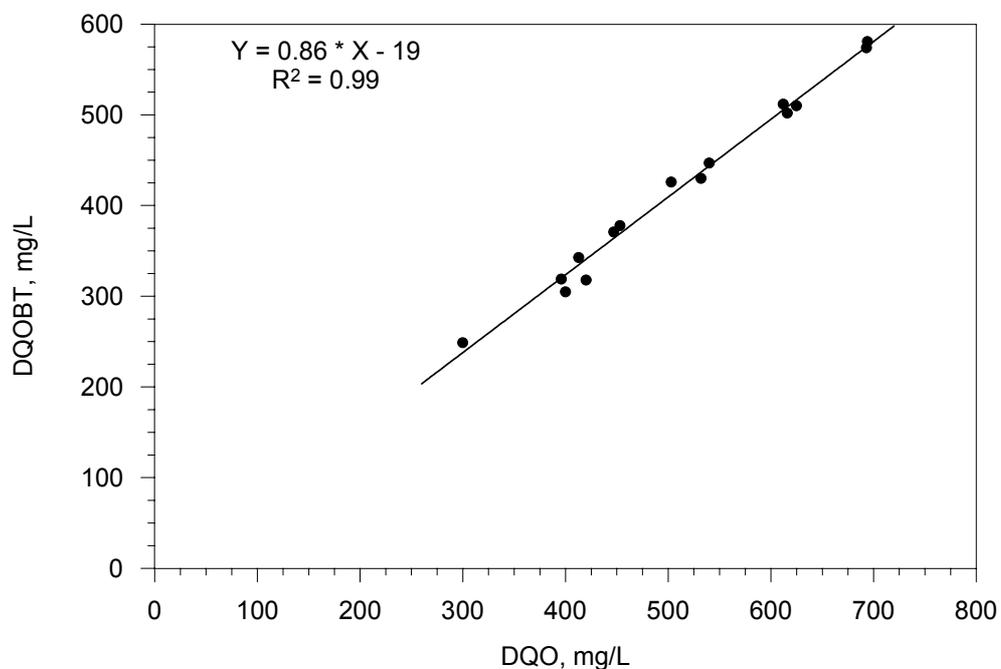


Figura 6.3 Relación entre la DQOBT y la DQO total del afluente sin decantar (Fase 2.1, marzo-agosto 1999).

La Tabla 6.2 presenta una recopilación de los porcentajes indicados en distintos estudios bibliográficos (Ekama y Marais, 1984 y Rösle y Pretorius, 2001) para las fracciones de la DQO comúnmente analizadas en un ARU. El intervalo y el promedio de los porcentajes relativos a la fracción biodegradable total de la DQO obtenidos durante la Fase 2.1, 76-83% y 82% respectivamente, son comparables con los valores indicados por estos autores. De igual forma, el porcentaje medio relativo a la DQOnBT (18%) coincide con los indicados en la Tabla 6.2. Asimismo, la Tabla 6.3 resume las concentraciones y los porcentajes indicados por Park *et al.* (1997) para cada fracción de la DQO en muestras de ARU con diferentes DQO. Tomando como referencia una DQO de 488 mg/L, próxima al valor de 432 mg/L obtenido durante la Fase 2.1 de este estudio, se obtuvo un valor de DQOBT ligeramente inferior al indicado en la Tabla 6.3 (86% frente a 89%), mientras que la fracción de la DQOnBT fue superior (18% frente a 11%).

Tabla 6.2. Valor de cada fracción porcentual de la DQO, adaptados de Ekama y Marais (1984) y Rösle y Pretorius (2001).

Parámetro	ARU con sólidos (cruda), %	ARU sedimentada, %
DQOBT	75-85	80-95
DQOFB	8-25	10-35
AGV	8-10	1-14
DQOFB-F*	5-22	6-31
DQOLB	40-77	45-85
DQOnBT	15-25	5-20
DQOnBS	4-10	5-20
DQOnBP	7-20	0-10

*DQOFB-fermentable

Tabla 6.3. Concentraciones y porcentajes de cada fracción de la DQO obtenidos en la planta de tratamiento de Ashland, Wisconsin, EEUU con diferentes cargas orgánicas (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 clasificación de Dold *et al.* (1980), permite fraccionar la DQOBT en DQOFB y DQOLB. En el presente trabajo, la DQOFB siempre fue menor que la DQOLB. La Tabla 6.1 muestra un intervalo de variación de la DQOFB durante la Fase 2.1 que oscila entre 35 y 140 mg/L, con una media de 71 mg/L; mientras que en la Fase 2.2 fue de 108 a 198 mg/L, con una media de 154 mg/L. El intervalo de confianza del 95% de la media de la DQOFB fue de 43-99 mg/L para la Fase 2.1 y de 136-172 mg/L para la Fase 2.2. Por otro lado, la DQOLB fluctuó en la primera fase entre 206 y 362 mg/L (media 281 mg/L), mientras que durante la segunda fase lo hizo entre 238 y 400 mg/L (media 326 mg/L). Con un nivel de confianza del 95%, la media de esta fracción osciló en el intervalo de 240-322 mg/L y de 287-365 mg/L para las fases 2.1 y 2.2, respectivamente.

La Tabla 6.4 resume los porcentajes de ambas fracciones respecto a la DQOBT y a la DQO total, durante ambas fases experimentales. La fracción fácilmente biodegradable varió entre un 9 y un 36% de la DQOBT (media 26%) para el global de las muestras; mientras que su variación respecto a la DQO total fue del 8 al 31% (media 22%). El suministro de sustrato externo durante la Fase 2.2 produjo un aumento apreciable de la fracción fácilmente biodegradable, que se mantuvo alrededor de un 69% superior a la del agua natural (Fase 2.1). Por otra parte, la DQOLB representó del 64 al 91% de la DQOBT, con una media del 74%, y del 54 al 75% de la DQO total, con una media del 61%.

Tabla 6.4. Porcentajes de las fracciones biodegradables respecto a la DQOBT y a la DQO total, en ambas fases experimentales.

Parámetro		% respecto a DQOBT		% respecto a DQO	
		Fase 2.1	Fase 2.2	Fase 2.1	Fase 2.2
DQOFB	media	20	33	16	27
	intervalo	9 - 28	29 - 36	8 - 23	24 - 31
DQOLB	media	80	69	65	56
	intervalo	72 - 91	64 - 75	57 - 75	54 - 60

En resumen, tanto el valor porcentual de la fracción fácilmente biodegradable como el de la lentamente biodegradable de la DQO total obtenidos durante la Fase 2.1, concuerdan bastante bien con los rangos típicos indicados en la Tabla 6.2 para un ARU sin decantar. Sin embargo, su comparación con los valores indicados en el estudio de Park *et al.* (1997), resumidos en la Tabla 6.3, muestra que para un valor de DQO similar (488 mg/L) la DQOFB presenta un porcentaje medio bastante más bajo (16% < 28%), mientras que el porcentaje medio de la DQOLB es muy similar (65% \approx 61%). Los valores obtenidos durante la Fase 2.2 deben compararse teniendo en cuenta que las características del ARU fueron alteradas para aumentar la fracción fácilmente biodegradable; así se tiene que los porcentajes de la fracción de DQOFB y de DQOLB respecto a la DQO son similares a los indicados en la Tabla 6.3 (27% \approx 28% y 56% < 61%, respectivamente).

Los valores de las desviaciones típicas indicadas en la Tabla 6.1 muestran que la DQOFB de la Fase 2.1 fue la fracción con mayor variabilidad, ya que presenta una desviación mayor respecto a su media. El CV de la DQOFB durante esta fase fue del 53%, mientras que para la DQOLB fue del 20%. Esta variabilidad se controló durante la Fase 2.2 agregando un sustrato externo que aumentara la carga fácilmente asimilable, obteniendo un CV medio de 17% para ambas fracciones.

Las Figuras 6.4 y 6.5 presentan la correlación entre la DQO y la fracción fácilmente biodegradable y la lentamente biodegradable, respectivamente. Las líneas de regresión y sus coeficientes de determinación muestran la existencia de una mejor correlación para la DQOLB que para la DQOFB. Aunque la tendencia de la DQOFB es a aumentar a medida que aumenta la DQO, este incremento tiene lugar de manera más imprecisa. El ajuste de los puntos a la recta estimada es mejor para la fracción de la DQOLB, con una ordenada en el origen que no puede considerarse estadísticamente diferente de cero (según la ensayo t para un nivel de significación de 0,05); por tanto, la correlación depende básicamente del valor de la DQO, multiplicada por el valor de la pendiente. Por otra parte, la ordenada en el origen de la recta de ajuste de la DQOFB resulta estadísticamente diferente de cero (según la ensayo t para un nivel de significación de 0,05), y por lo tanto la correlación depende de ambos coeficientes.

La DQOnBP varió entre 21 y 73 mg/L en el total de los casos estudiados (media de 48 mg/L) y significó entre el 5 y el 13% de la DQO, con una media de 10%. La Tabla 6.1 resume los promedios obtenidos en ambas fases del segundo período de estudio. El intervalo de variación de la DQOnBS osciló entre 14 y 64 mg/L, con una media de 44 mg/L, representando aproximadamente el mismo porcentaje de la DQO que la fracción particulada.

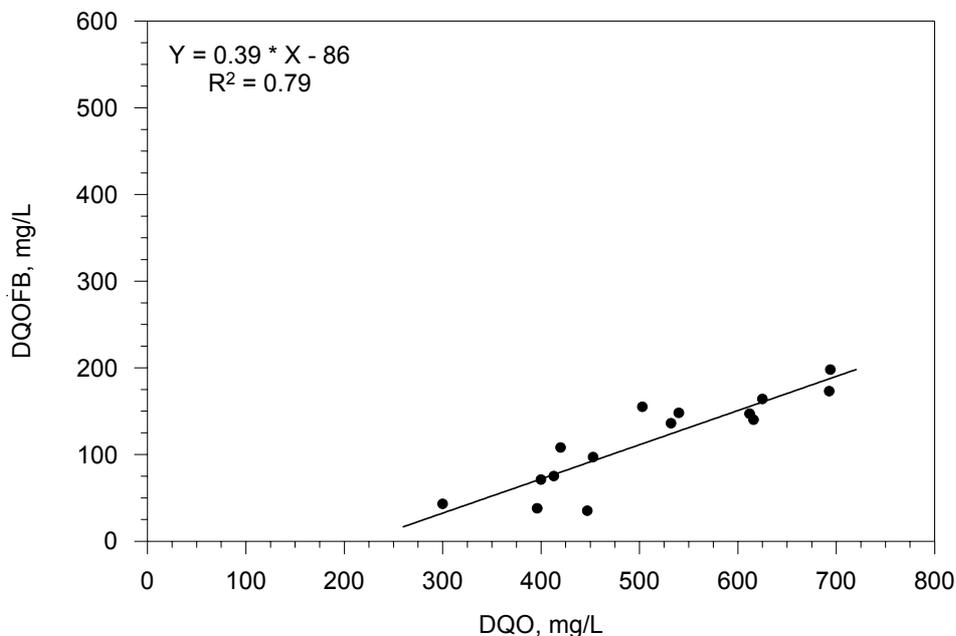


Figura 6.4 Relación entre la DQOFB y la DQO del afluente sin decantar (Fase 2.1, marzo-agosto 1999).

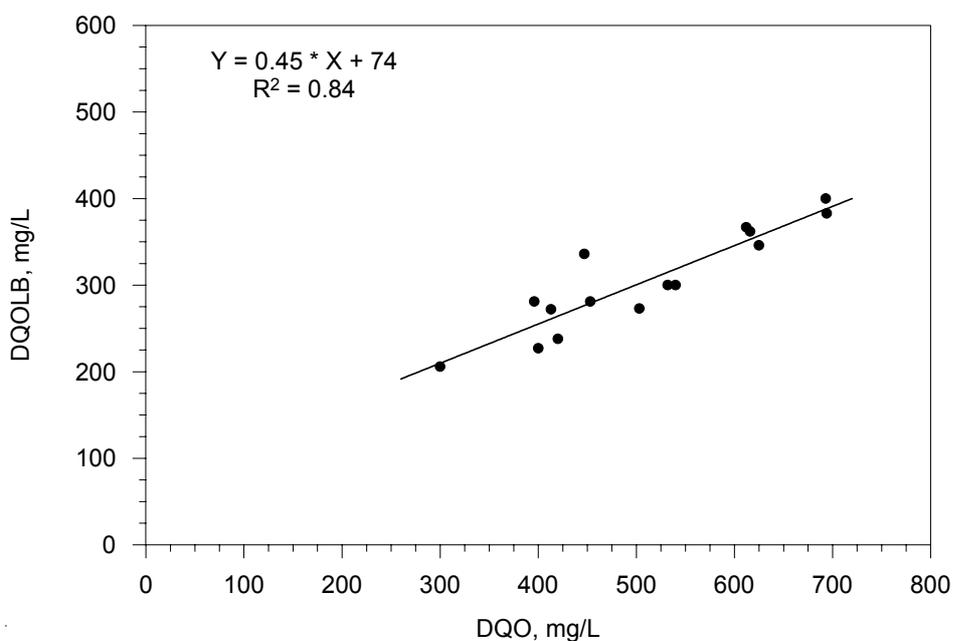


Figura 6.5 Relación entre la DQOLB y la DQO del afluente sin decantar (Fase 2.1, marzo-agosto 1999)..

6.2.1 Correlaciones entre la DQO y sus componentes

La Tabla 6.5 presenta la matriz de correlación de Pearson con la que valorar el grado de dependencia de la DQO y sus fracciones. Para los cálculos se utilizaron los datos de ambas fases experimentales (Fase 2.1 y Fase 2.2). La matriz indica el coeficiente de correlación de Pearson (r) para cada par de variables, así como el correspondiente valor de la probabilidad (p -valor) para un nivel de significación total de $\alpha = 0,05$ sobre 36 ensayos simultáneas. Como se puede observar, se registraron correlaciones significativas (la probabilidad de que las variables no estén correlacionadas es menor o igual que α) básicamente entre los componentes biodegradables de la DQO (DQOs, DQOBT, DQOFB y DQOLB) y la DQO total.

Tabla 6.5. Coeficientes de correlación de Pearson y probabilidades asociadas entre las diferentes fracciones de la DQO. Segundo período de estudio, marzo-diciembre 1999.

	DQO	DQOs	DQOBT	DQOnBT	DQOFB	DQOLB	DQOnBS	DQOnBP	DQOp
DQO	1,000 0,000 (s)								
DQOs	0,937 0,000 (s)	1,000 0,000 (s)							
DQOBT	0,995 0,000 (s)	0,941 0,000 (s)	1,000 0,000 (s)						
DQOnBT	0,880 0,000 (s)	0,769 0,023 (s)	0,827 0,004 (s)	1,000 0,000 (s)					
DQOFB	0,889 0,000 (s)	0,949 0,000 (s)	0,882 0,000 (s)	0,732 0,021 (s)	1,000 0,000 (s)				
DQOLB	0,914 0,000 (s)	0,780 0,017 (s)	0,925 0,000 (s)	0,744 0,042 (s)	0,645 0,265 (ns)	1,000 0,000 (s)			
DQOnBS	0,657 0,218 (ns)	0,483 1,000 (ns)	0,622 0,371 (ns)	0,736 0,049 (s)	0,400 1,000 (ns)	0,710 0,084 (s)	1,000 0,000 (s)		
DQOnBP	0,633 0,318 (ns)	0,630 0,333 (ns)	0,590 0,580 (ns)	0,773 0,054 (ns)	0,727 0,059 (ns)	0,382 1,000 (ns)	0,084 1,000 (ns)	1,000 0,000 (s)	
DQOp	0,830 0,000 (s)	0,583 0,023 (s)	0,810 0,000 (s)	0,820 0,000 (s)	0,554 0,032 (s)	0,881 0,000 (s)	0,757 0,080 (ns)	0,467 0,001 (s)	1,000 0,000 (s)

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

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

Para determinar si dichas asociaciones son estadísticamente significativas, se realizó una prueba de contraste de hipótesis entre las variables. Cuando el p -valor asociado (probabilidad de obtener diferencias entre lo observado en la muestra y lo esperado bajo la hipótesis nula) a la correlación de Pearson es menor que el nivel de significación ($\alpha = 0,05$) se puede decir que las variables están correlacionadas significativamente. En la Tabla 6.5 se indican las correlaciones que resultan significativas. Como criterio orientador para interpretar las correlaciones obtenidas se ha adoptado la escala resumida en la Tabla 6.6.

La comparación de los resultados indicados en la Tabla 6.5 con los valores guía de la Tabla 6.6 permite observar que la máxima correlación lineal con la DQO total corresponde a la fracción de la DQOBT ($r = 0,995$), seguida de la DQOs (0,937) y de la DQOLB (0,914); por otra parte, la menor relación de dependencia se registra con la

DQOnBP ($r = 0,633$). Asimismo, se observa también un alto grado de correlación entre la DQOs y la DQOBT (0,941) y la DQOFB (0,949), siendo acentuada con la DQOLB (0,780). 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.

Tabla 6.6. Guía interpretativa de las correlaciones estadísticas (Grajales, 2000).

Coefficiente de correlación	Interpretación
0,80 a 1,00	Una gran relación de dependencia
0,60 a 0,79	Una relación entre moderada a acentuada
0,40 a 0,59	Una relación mediana
0,20 a 0,39	Una relación ligera
0,00 a 0,19	Una relación fortuita o insignificante

El grado de dependencia de la DQOBT respecto a la DQOLB fue superior (0,925) al obtenido para la DQOFB (0,882). Finalmente, la DQOnBT presenta una relación moderada tanto con la fracción soluble (DQOnBS) como con la particulada (DQOnBP) con un r de 0,736 y 0,773 respectivamente.

Por otro lado, la DQO particulada (DQOp) presenta una elevada relación de dependencia con la DQOLB (0,881). Es interesante señalar que esta relación (DQOp/DQOLB) resultó superior a la obtenida entre la DQOs y la DQOLB (0,780). Esto hace suponer que aunque la fracción lentamente biodegradable está formada tanto por DQO soluble como por particulada, esta última es la que más influye en la composición de la DQOLB.

En conclusión, la DQO del afluyente sin decantar empleado en el segundo período de estudio estuvo compuesta principalmente por DQOBT (82%); esta proporción aumentó a medida que lo hizo la concentración de la DQO. La mayor parte de la DQOBT fue DQOLB (75%). La DQOLB fue principalmente particulada, haciendo 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 que el incremento de la DQOs favoreció el incremento de la DQOFB. 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 integrantes de la DQOFB hicieron que el valor promedio de esta fracción (80 mg/L) se aproximara al valor recomendado en la bibliografía para un agua residual afluyente apta para la EBIF (≥ 100 mg AGV-DQO/L).

6.3 CONCENTRACIÓN DE AGV DEL ARU DEL SEGUNDO PERÍODO DE ESTUDIO

La Tabla 6.7 presenta las concentraciones individuales y las medias de los AGV obtenidos en varias muestras de afluyente por cromatografía de gases durante la primera fase del segundo período de estudio. Por otro lado, durante la Fase 2.2 se agregó un sustrato externo (NaAc) al agua residual afluyente, con objeto de incrementar la concentración de la DQO del ARU entre 100 y 150 mg AGV-DQO/L. Las concentraciones

de AGV se expresan teniendo en cuenta su conversión a DQO teórica. Asimismo, se presentan las medias, las desviaciones típicas y los intervalos de variación de los AGV respecto a la DQO, la DQOFB y la DQOs.

El rango de variación de la concentración de AGV durante la Fase 2.1 fue de 1,3 a 16 mg AGV-DQO/L, con una media de 5,5 mg AGV-DQO/L. Las concentraciones de AGV representaron en promedio alrededor de un $1,1 \pm 0,8\%$ de la DQO, un $3,5 \pm 2,0\%$ de la DQOs y un $8,7 \pm 5,7\%$ de la DQOFB. En la Fase 2.2 la adición de acetato externo permitió mantener un porcentaje medio de AGV del 20, del 42 y del 74% respecto a la DQO, a la DQOs y a la DQFB, respectivamente.

Tabla 6.7. Concentraciones de AGV del afluente del segundo período de estudio.

Fase	Fecha	mg AGV-DQO/L	mg AGV-DQO/mg DQO (%)	mg AGV-DQO/mg DQOFB (%)	mg AGV-DQO/mg DQOs (%)
2.1	23/03/1999	2,2	0,72	-	-
	30/03/1999	2,6	0,66	6,8	2,3
	26/05/1999	16	2,6	11	6,5
	07/07/1999	4,8	1,1	4,9	2,5
	28/07/1999	6,0	1,3	17	4,7
	03/08/1999	1,3	0,43	3,0	1,8
2.2	16/09/1999	100	19	68	40
	16/10/1999	100	20	65	38
	15/11/1999	150	22	76	43
	08/12/1999	150	22	87	48
	media*	5,5/125	1,1/20	8,7/74	3,5/42
s*	5,4/29	0,8/1,5	5,7/10	2,0/4,4	
intervalo	1,3-150	0,43-22	3,0-87	1,8-48	

* valores correspondientes a Fase 2.1/Fase 2.2

Según Henze *et al.* (1992) el porcentaje de AGV respecto a la DQOFB de un ARU típica (con una DQO de 400 mg/L) es aproximadamente del 40%, y respecto a la DQO total del 5 al 10%. Los porcentajes observados en el ARU de la Fase 2.1 son muy inferiores a los valores indicados en la bibliografía.

La Figura 6.6 muestra la correlación entre la concentración de AGV y la DQO, la DQOs y la DQOFB. En primer lugar, se aprecia 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 del afluente. De todas maneras, no se dispone de puntos experimentales de AGV correspondientes a DQO inferiores a 312 mg/L con los que poder contrastar esta hipótesis.

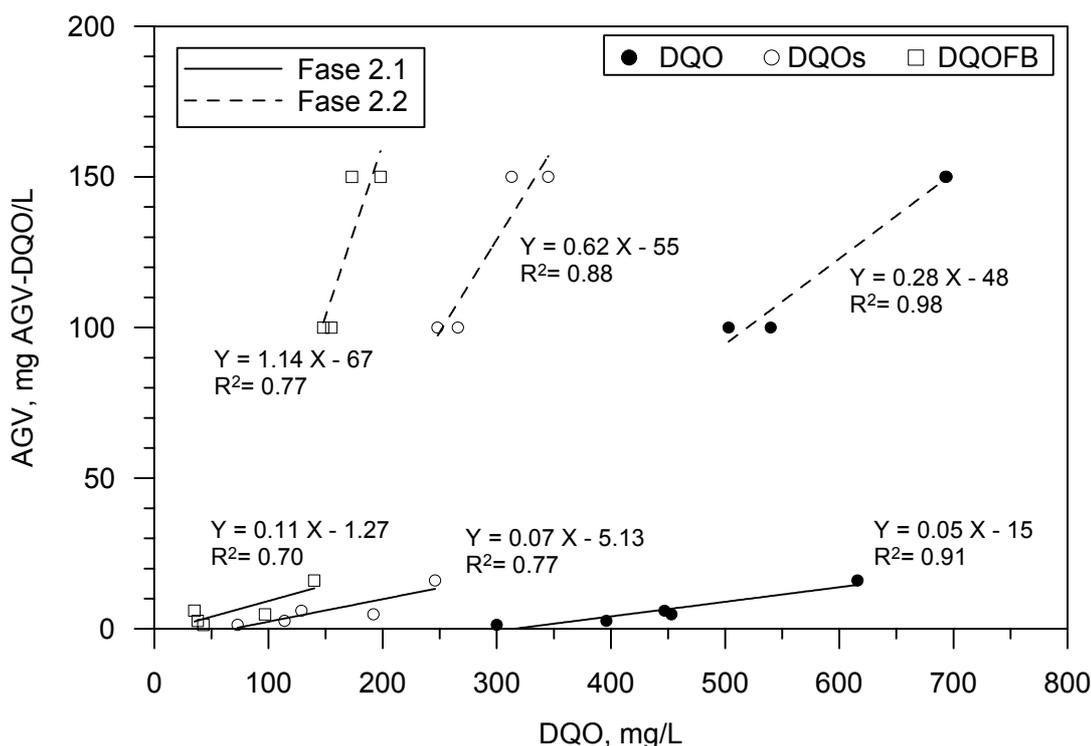


Figura 6.6 Relación entre la concentración de AGV y la DQO, la DQOs y la DQOFB del afluente durante el segundo período de estudio (marzo-diciembre 1999).

6.4 POTENCIAL DE AGV DEL AGUA RESIDUAL URBANA. MODIFICACIÓN DEL MÉTODO DE LIE Y WELANDER (1997)

La forma más sencilla de determinar la capacidad de un ARU para producir ácidos grasos volátiles, principal sustrato para los OAF, es el ensayo del potencial de AGV desarrollado por Lie y Welander (1997). El ensayo del potencial de AGV consiste en propiciar la fermentación espontánea de una muestra de agua residual, en condiciones anaerobias, hasta alcanzar una concentración máxima estable de AGV. Este método permite determinar tanto los AGV en estado libre como los 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.

Uno de los objetivos de esta investigación fue modificar el método original del potencial de AGV con el fin de evitar la necesidad de usar nitrógeno gas y reducir los posibles riesgos de contaminación de la muestra. La metodología para la estimación del potencial de AGV fue estudiada combinando el método original de Lie y Welander (1997) con una modificación descrita en esta tesis y desarrollada en conjunto con la investigación de Barajas (2002). Asimismo, cada una de las botellas empleadas en el ensayo fue agitada después de la fermentación para asegurar la homogeneidad de las muestras. Los detalles del método original (Lie y Welander, 1997) y del método modificado han sido descritos ampliamente en los capítulos 3 y 4.

Por otro lado, se realizó un fraccionamiento de la DQO inicial de las muestras 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 los AGV, la DQO total y y

soluble, la MES, el ORP, el pH y la alcalinidad, así como de la solubilización del nitrógeno y del fósforo.

Las Tablas 6.8 y 6.9 resumen los parámetros característicos de dos muestras compuestas del ARU utilizada en los ensayos del potencial de AGV. Las muestras presentan diferentes contenidos de MES, de MESV, de DQO, de AGV, de OD, de pH, de alcalinidad y de DQO fraccionada. La carga orgánica del ARU analizada en el ensayo no. 2 fue casi el doble de la del ARU del primer ensayo. Asimismo, las concentraciones de MES, de MESV, de AGV y de alcalinidad de la muestra del segundo ensayo fueron mayores.

Tabla 6.8. Parámetros del ARU utilizada en los ensayos del 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]
Ensayo no. 1	300	270	396	2,6	< 0,05	8,11	271
Ensayo no. 2	375	320	616	16	< 0,05	8,47	388

Tabla 6.9. Fraccionamiento de la DQO afluente utilizada en los ensayos del potencial de AGV.

	Total			Biodegradable		No biodegradable	
	DQO [mg/L]	DQOBT [mg/L]	DQONBT [mg/L]	DQOFB [mg/L]	DQOLB [mg/L]	DQONBs [mg/L]	DQONBp [mg/L]
Ensayo no. 1	396	319	77	38	281	52	25
Ensayo no. 2	616	502	114	140	362	60	54

La Figura 6.7 muestra la evolución de la DQO total y soluble, de la MES y de los AGV durante ambos ensayos del potencial de AGV. La concentración inicial de AGV obtenida en el primer ensayo fue muy baja (2,6 mg DQO/L), al igual que la concentración inicial de DQOFB (38 mg/L). La concentración de AGV aumentó progresivamente hasta 86 mg DQO/L sin alcanzar un valor estable con el tiempo. Esto indica que el tiempo máximo permitido para producir la fermentación de la DQO hidrolizada no fue suficiente.

Por otra parte, la DQOs aumentó progresivamente de 92 a 230 mg/L, mientras que la DQO particulada se redujo de 304 a 131 mg/L, indicando una hidrólisis anaerobia de la muestra en las condiciones experimentales. Más aún, la concentración final de AGV (86 mg/L) fue muy superior a la de 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 (Barajas *et. al*, 2003).

La Figura 6.7 muestra que el potencial de AGV de la muestra empleada en el ensayo no. 2 fue nuevamente superior a la concentración inicial de AGV (150 mg/L y 16 mg/L, respectivamente) y al potencial obtenido en el primer ensayo. La concentración de AGV mostró un rápido incremento durante las primeras 54 horas del ensayo (de 16 a 128 mg AGV-DQO/L) y un crecimiento más suave durante el resto del ensayo (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 una reducción de la disponibilidad de DQO fácilmente fermentable. Por otro lado, la generación más suave de AGV (tramo de pendiente menor) puede interpretarse como una lenta utilización de la DQO hidrolizada.

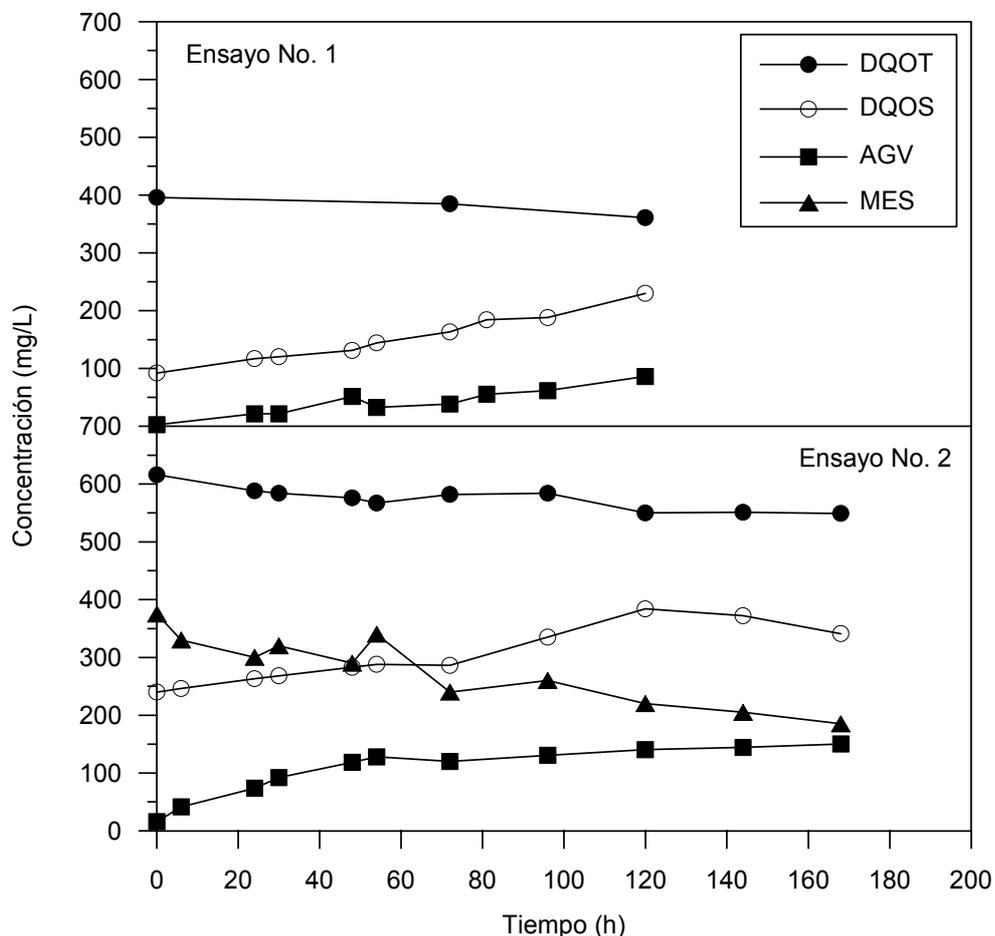


Figura 6.7 Evolución de la DQO y de los AGV durante los ensayos del potencial de AGV del afluente.

El ensayo no. 2 muestra un descenso del 11% en la concentración de la DQO y del 50% en la concentración de la MES, mientras que la DQOs aumentó en un 42%, lo que indica la existencia de una intensa hidrólisis de una parte de la DQOLB a lo largo del ensayo.

La Figura 6.8 muestra la evolución temporal del potencial de oxidación-reducción (ORP). Los valores del ORP permanecieron muy bajos durante la mayor parte del ensayo no. 1. El ORP disminuyó de +117 a - 412 mV en tan solo 6 horas y permaneció por debajo de este valor durante el resto del ensayo. Esto confirma que no es necesario purgar el sistema con nitrógeno gas para conseguir condiciones anaerobias.

Los resultados confirman que las condiciones en que fue manipulada la muestra antes de iniciar el ensayo son adecuadas para lograr el ambiente anaeróbico propicio para la producción de AGV, es decir:

- La concentración inicial de OD de la muestra de ARU debe ser baja (cerca de 0 mg/L).
- La introducción de la muestra dentro del frasco de DBO se debe realizar con extremo cuidado para evitar la incorporación de oxígeno atmosférico.
- No debe quedar espacio libre entre el nivel de la muestra y el tapón del frasco de DBO usado.

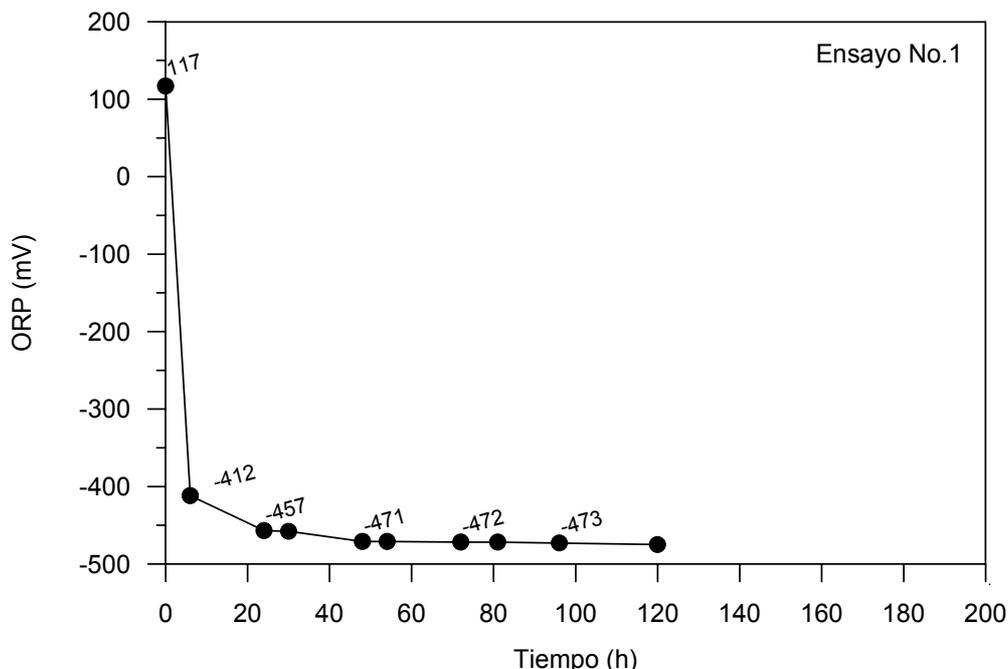


Figura 6.8 Potencial de oxidación-reducción (ORP) durante el primer ensayo del potencial de AGV del afluente.

La Tabla 6.10 resume los valores obtenidos durante la solubilización de la DQO (mg de DQO soluble producida por mg de DQO particulada afluente) y la fermentación (mg de AGV-DQO producidos por mg de DQO total afluente) que tienen lugar durante el ensayo del potencial de AGV. Como se puede observar, la solubilización de la DQO observada fue superior a la indicada por otros investigadores, a excepción del trabajo de Christensson *et al.* (1998), quienes encontraron valores muy superiores en el seguimiento del decantador primario de una planta de tratamiento a escala real. Por otro lado, el grado de fermentación acidogénica o fermentación de la DQO hidrolizada fue similar en ambos ensayos, registrando un valor promedio de 0,22 mg AGV-DQO/mg DQO inicial, ligeramente superior a los valores indicados en la literatura.

La solubilización porcentual de la DQO total afluente obtenida en los estudios de Hatziconstantinou *et al.* (1996) fue de 4,8 a 22,4% con una media de 10,5%, que es comparable con los resultados obtenidos en esta investigación (16-35%). Cabe destacar que estos investigadores realizaron su estudio en un fermentador cerrado con flujo discontinuo y con un TRH de 3 a 13 días a temperatura inferior a 20°C. Karlsson y Smith (1990) obtuvieron una solubilización de la DQOs del 20% (como fracción de DQO total) para un TRH de 1 día y una temperatura de 37°C, mientras que Brinch *et al.* (1994) sugirieron que era factible alcanzar una producción de 10 al 15% para un TRH entre 2 y 3 días y una temperatura de 25°C. Kristensen *et al.* (1992) obtuvieron una producción de

DQOs del 3 y el 8% a 15°C para un TRH de 1 y 2 días respectivamente, mientras que la producción fue del 9 y del 13% respectivamente para una temperatura de 30°C.

Tabla 6.10. Resultados experimentales de diversos estudios de fermentación y solubilización de fangos primarios.

	Solubilización ^a , %	Fermentación ^b , %	Condiciones de operación	Notas
Ensayos no. 1 y no. 2	27 - 45 (16-35)	21 -22	7 d en oscuridad T=20°C	Fermentación en botellas de DBO
Lie y Welander, 1997	n.s	10 - 13	7 d en oscuridad T=20°C	Fermentación en botellas de suero
Barajas <i>et al.</i> , 2003	0 - 7 (0 - 5)	0 - 8	TRS=5-10 d T≈20°C	Prefermentador de flujo continuo
Christensson <i>et al.</i> , 1998	30-100 (11 - 37)	2 - 5	T=15-30°C	Decantador primario
Eastman y Ferguson, 1981	3 - 9	6 - 13	TRS = 9 - 72 h	Mezcla completa
Gonçalves <i>et al.</i> , 1994	0 - 13 (0 - 7)	2 - 17	TRH=2,3 h T=20°C	USB ^c
Münch y Koch, 1999	-	2 - 14	-	Diferentes tipos de prefermentadores

^a medido como mg DQOs/mg DQOp afluente; los datos entre paréntesis se refieren a la DQO total

^b medido como mg AGV-DQO/mg DQO total

^c reactor de flujo ascendente con lecho de fango

n.s: no hubo solubilización

La Tabla 6.11 resume la relación obtenida entre el potencial de AGV y el contenido de DQO del afluente durante los ensayos del potencial de AGV realizados, así como los valores obtenidos por otros investigadores. El potencial de AGV representó un 22% de la DQO inicial en el primer ensayo y un 24% en el segundo. Ambos valores son comparables con los indicados en el trabajo de Lie y Welander (1997) y de Christensson *et al.* (1998). En un trabajo más reciente, Martin *et al.* (2002) indican un rango de valores más amplio, que también concuerda con los valores obtenidos en este estudio; la causa de este mayor rango de variación fue la presencia de una fracción fermentable de la DQO muy variable en las distintas aguas estudiadas.

Tabla 6.11. Relación entre el potencial de AGV y el contenido de DQO total del afluente.

Estudio	Potencial de AGV/DQO, %
Ensayos no. 1 y no. 2	22-24
Lie y Welander 1997	21-24
Christensson <i>et al.</i> 1998	19-33
Martin Ruel <i>et al.</i> 2002	17-40

La Figura 6.9 muestra la evolución de las especies de AGV contenidas en las dos muestras ensayadas. La fermentación comienza inmediatamente en ambos casos, haciendo que la concentración de AGV aumente progresivamente hasta alcanzar el valor correspondiente a la DQOFB del agua residual al cabo de las primeras 50 h. En ese momento, o poco después, se produce una estabilización momentánea o incluso una disminución de la concentración de AGV. Este fenómeno coincide con el agotamiento de la DQOFB del agua residual inicial y podría indicar el final de la fase inicial de fermentación en que el sustrato preferente es la DQOFB existente en el agua residual. Alrededor de 15 horas después, la producción de AGV –especialmente de ácido acético– se reanuda, probablemente a expensas de la DQO solubilizada. En esta segunda fase, la producción de AGV presentó patrones muy diferentes en cada una de los dos ensayos. En el ensayo no. 1, la producción fue rápida y resultó básicamente en ácido acético, tal como se observa en la pendiente de la recta interpolada para tiempos superiores a 70 h; mientras que en el ensayo no. 2 la producción, tanto de ácido acético como de otros AGV, fue lenta y alcanzó concentraciones bajas.

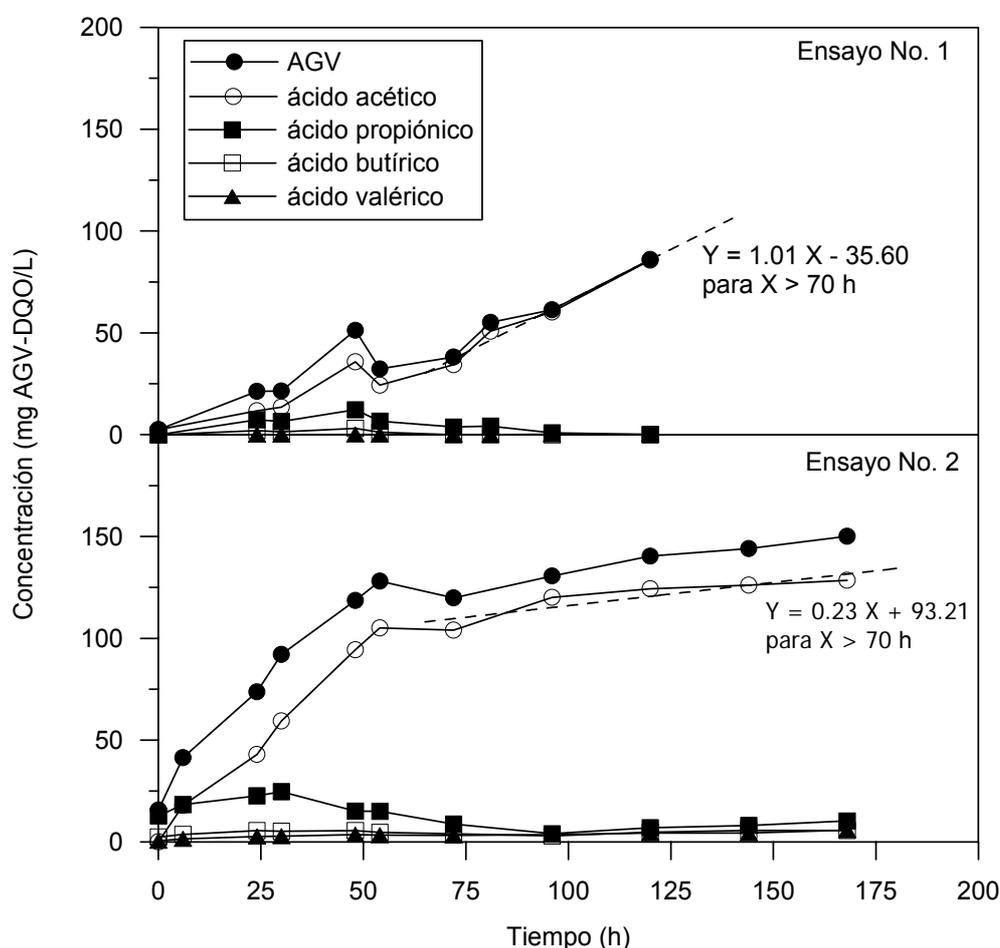


Figura 6.9 Producción de AGV específicos durante cada uno de los ensayos del potencial de AGV realizados en el afluente.

El ácido acético fue el AGV más abundante en ambas ensayos, seguido por el propiónico (70% y 21% respectivamente). Sin embargo, las primeras fases registraron también la producción de cantidades significativas de otros AGV que más tarde fueron consumidas. El ácido butírico y el isovalérico registraron un comportamiento y una

concentración muy similares. La Figura 6.10 presenta la evolución de los ácidos acético y propiónico registrada durante el ensayo no. 2, comparables a los valores obtenidos por Martin *et al.* (2002). Aunque la diferente evolución de la producción de ambos ácidos puede ser debida a la conservación de las muestras tomadas antes del ensayo del potencial de AGV, el nivel final de AGV no pareció verse afectado significativamente.

En conclusión, la modificación del ensayo del potencial de AGV permitió una estimación de la disponibilidad de AGV para la EBIF, similar a la obtenida en el trabajo de Lie y Welander (1997). Además, las concentraciones de AGV alcanzadas en los dos ensayos del potencial de AGV (86 y 150 mg AGV-DQO/L) indican que el ARU tiene un potencial significativo para producir AGV por fermentación de la DQOFB y parte de la DQOLB, que pueden ser utilizados para mejorar el proceso de eliminación biológica de fósforo.

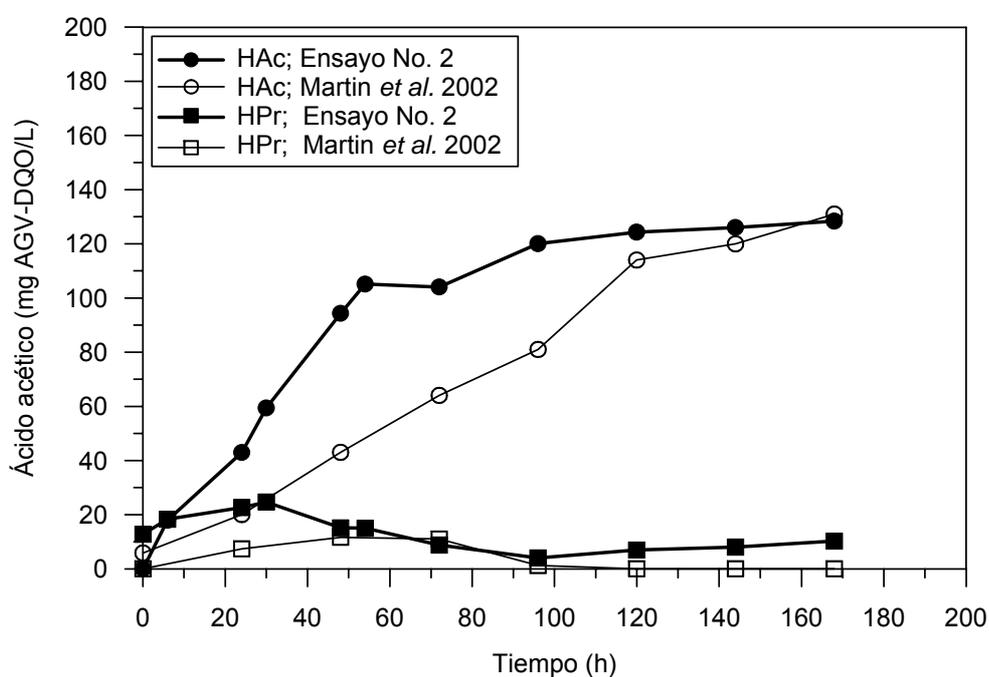


Figura 6.10 Evolución del ácido acético y propiónico durante el ensayo del potencial de AGV.

6.5 SOLUBILIZACIÓN DE N Y P EN LAS ENSAYOS DEL POTENCIAL DE AGV

La Tabla 6.12 resume la relación obtenida entre el potencial de AGV y el contenido de fósforo del afluente durante los ensayos del potencial de AGV realizados, así como los valores obtenidos por otros investigadores. La relación entre el potencial de AGV y el fósforo soluble fue 14,6 y 22,0 mg/mg, para los ensayos no.1 y no.2, respectivamente. Estos valores son comparables con los valores indicados en el método original y con el valor sugerido por Abu-ghararah y Randall (1991) para una EBIF eficiente (20 mg AGV/mg P). Finalmente, las relaciones entre el potencial de AGV y el fósforo total también se asemejan a los obtenidos por Lie y Welander en el método original.

La Figura 6.11 presenta la liberación de fósforo soluble por hidrólisis de compuestos orgánicos durante el ensayo del potencial de AGV, como una función de la concentración de AGV. La liberación de fósforo soluble aumenta generalmente con el incremento de la concentración de AGV, alcanzando aproximadamente 10 g de P por gramo de AGV producido.

Tabla 6.12. Relaciones entre el potencial de AGV y el contenido de fósforo del afluente.

	Potencial de AGV /PT, mg DQO/mg P	Potencial de AGV /P-PO ₄ , mg DQO/mg P
Ensayos no.1 y no.2	9-10	15-22
Lie y Welander, 1997	10-13	21-27
Christensson <i>et al.</i> , 1998	9-15	20-31

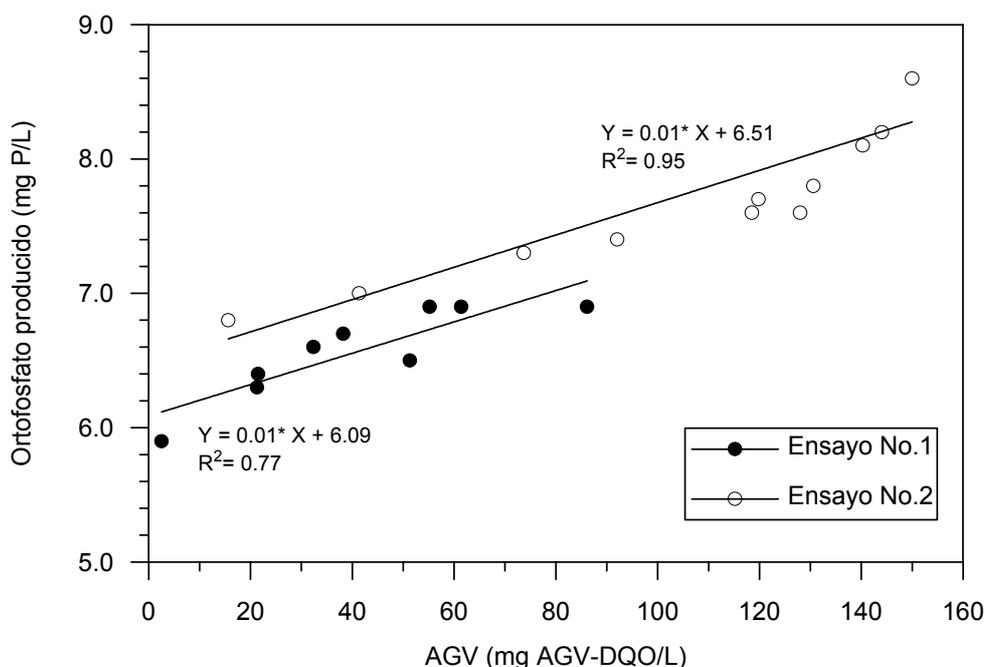


Figura 6.11 Solubilización del P en función de los AGV producidos en los ensayos del potencial de AGV.

Por otro lado, la Figura 6.12 muestra la evolución seguida por la solubilización del nitrógeno amoniacal y del ortofosfato durante la fermentación acidogénica. La solubilización del N y del P comenzó inmediatamente y continuó de forma gradual. La curva de solubilización del ortofosfato se asemeja a la curva de generación de AGV. En el caso del nitrógeno, las curvas siguen un comportamiento similar, a pesar de que no se puede apreciar en la gráfica por cuestión de escala. Los incrementos de ortofosfato y de nitrógeno amoniacal obtenidos al final de cada ensayo, así como la solubilización de ambos elementos respecto a la cantidad de DQO inicial y de AGV producidos, se resumen en la Tabla 6.13. La solubilización de ambos elementos fue mayor en la muestra con mayor concentración de MES.

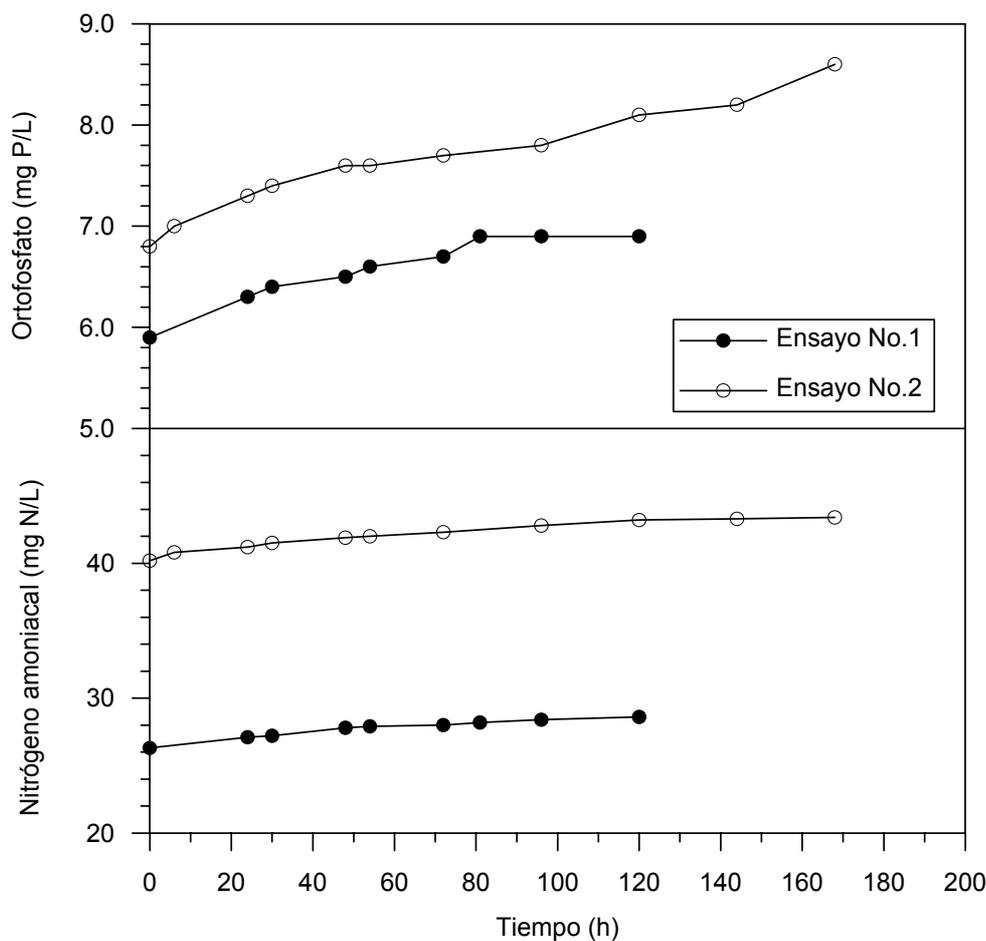


Figura 6.12 Solubilización del N amoniacal y del ortofosfato en los ensayos del potencial de AGV.

Tabla 6.13. Solubilización del N amoniacal y del ortofosfato respecto a la DQO inicial y a los AGV producidos.

Parámetro	Ensayo no. 1	Ensayo no. 2	Lie y Welander, 1997	Christensson <i>et al.</i> , 1998
Incremento de ortofosfato, mg P/L	1	1,4	0,7-2,3	0,2-0,6
mg orto-P liberado / g DQO inicial	2,5	2,3	1,6-6,8	0,47-1,3
mg orto-P liberado / g AGV-DQO	12	9,3	6-28	6-16
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 solubilización de ortofosfato durante el segundo ensayo fue menor que durante el primero, a pesar de haber experimentado un incremento de P mayor. Esta discordancia se debe a que la fermentación y la hidrólisis de la DQO en el ensayo no.1 fue incompleta,

afectando de igual forma a la producción de AGV, y haciendo que el denominador de la relación (masa de P/ masa de AGV) fuera pequeño. La solubilización del ortofosfato obtenida en este estudio es comparable con los valores obtenidos por otros investigadores (Tabla 6.13). Las fracciones medias obtenidas por Christensson *et al.* (1998) son 0,96 mg P/g DQO afluente y 13 mg P/g AGV-DQO. Por otro lado, Banister *et al.* (1998) estudiaron cuatro tipos de fangos primarios distintos, obteniendo una solubilización de fósforo en el fango primario de entre 2 y 8 mg P/g DQO inicial y 35 mg P/g AGV-DQO. Este incremento de ortofosfato es debido a las condiciones anaeróbicas a las que se somete el fango primario, al margen de que exista o no producción de AGV (Christensson *et al.* 1998).

El grado de solubilización del ortofosfato es también función de la composición del agua residual, del TRS, de la concentración de MES, de la temperatura del sistema y de los efectos de la mezcla entre el fango y el ARU (Salsky y Daigger, 1995; Jardín y Pöpel, 1996; Banister *et al.*, 1998). Los incrementos de ortofosfato en los afluentes fermentados pueden ejercer un impacto negativo en la carga de nutrientes, afectando directamente a las relaciones AGV/P y AGV/DQO (Banister *et al.*, 1998).

La solubilización del N amoniacal respecto a la DQO fue prácticamente igual en ambos ensayos: 5,3 mg N/g DQO inicial. La solubilización del N respecto a los AGV fue de 24 mg N/g AGV-DQO y 21 mg N/g AGV-DQO, en el primer y el segundo ensayo, respectivamente. La comparación de estos resultados con los valores obtenidos por otros investigadores permite concluir que la solubilización del N por masa de DQO afluente obtenida en este estudio se encuentra en el rango inferior de los valores obtenidos por Banister *et al.* (1998) (4 a 18 mg N/g DQO) o por Eastman y Ferguson (1981) (4 a 8 mg N/g DQO). No ocurre lo mismo cuando se considera la solubilización del N por masa de AGV-DQO, pues los valores obtenidos en los dos ensayos se encuentran muy por debajo de los obtenidos por esos mismos investigadores, 10 a 170 mg N/g AGV-DQO y 44 a 52 mg N/g AGV-DQO, respectivamente.

Comparando los valores de la solubilización del N y del P se observa que el incremento de amoníaco fue mayor que el de ortofosfato en ambos ensayos. Esto también ha sido observado por Banister *et al.* (1998) en una investigación sobre fermentación de lodo primario. Según Eastman y Ferguson (1981), este comportamiento se debe a que la DQO nitrogenada y particulada es fácilmente biodegradable durante la fase ácida de la digestión anaerobia.

6.6 EVOLUCIÓN DEL PH Y DE LA ALCALINIDAD EN LOS ENSAYOS DEL POTENCIAL DE AGV

La Figura 6.13 presenta la evolución del pH y de la alcalinidad durante los ensayos del potencial de AGV. El pH disminuyó en la fase inicial de ambos ensayos, cuando se registró la mayor generación de AGV. Varios autores han indicado la influencia del pH sobre la producción de AGV, relacionando la disminución del pH con la producción de AGV (Eastman y Ferguson, 1981; Elefsiniotis y Oldham, 1994; Lie y Welander, 1997; Christensson, 1997).

La Figura 6.14 permite apreciar claramente este fenómeno. El comportamiento del pH fue diferente durante la segunda fase de ambos ensayos. El pH se recuperó considerablemente en el ensayo no.2, coincidiendo con una producción muy débil de AGV en esta fase (31% aproximadamente). Esto puede ser atribuido al aumento de la

alcalinidad observado, sin una producción paralela de AGV. El pH no se recuperó en el ensayo no.1 y siguió disminuyendo durante la segunda fase de la curva de AGV, coincidiendo con una producción de AGV casi tres veces mayor que en el segundo ensayo (83% aproximadamente).

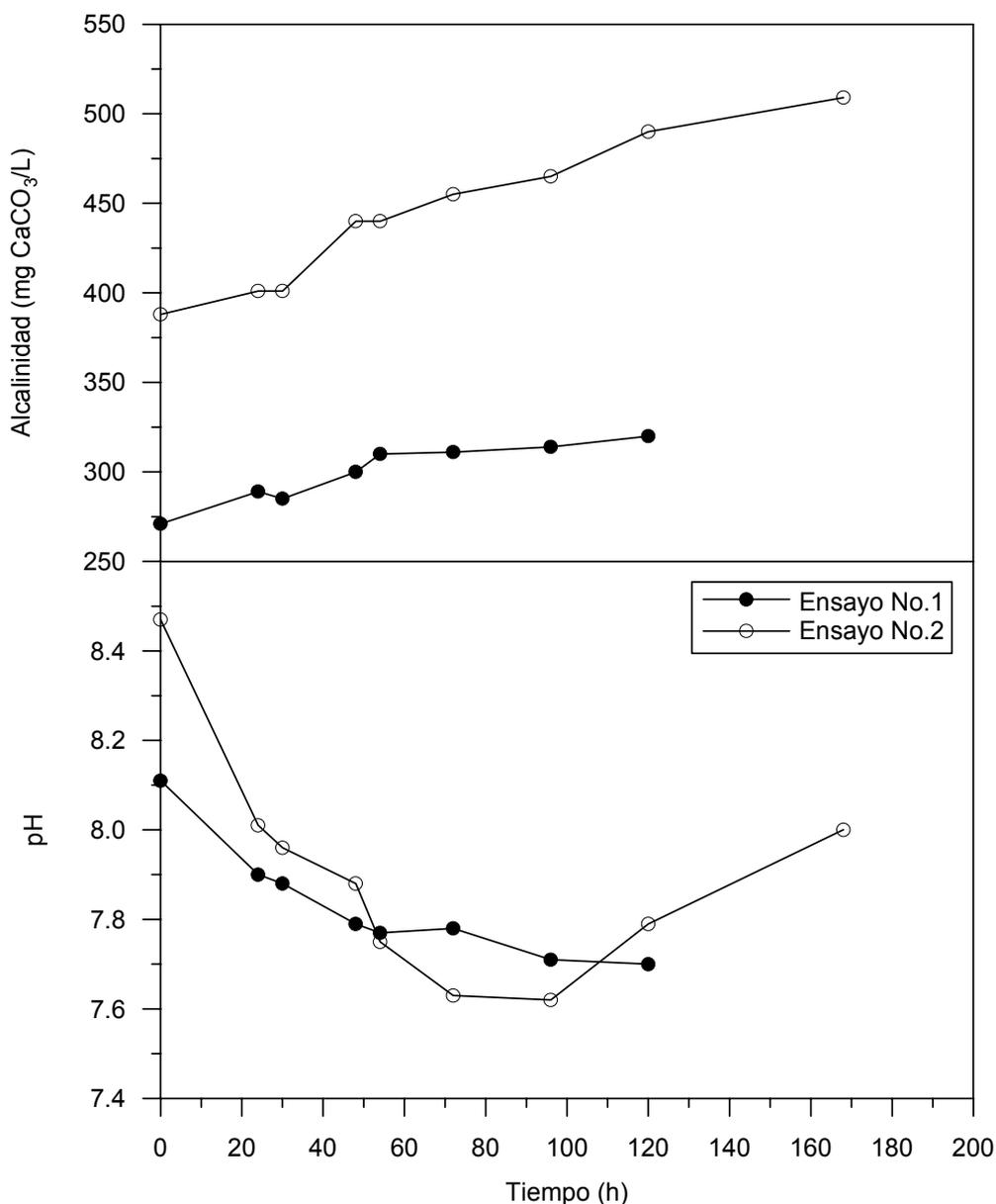


Figura 6.13 Evolución del pH y de la alcalinidad durante los ensayos del potencial de AGV.

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 rango óptimo para la actividad biológica (7,5-8,6). Esto debe ser atribuido a la elevada alcalinidad del afluente (330 mg CaCO₃/L) y a la producción adicional de alcalinidad durante el proceso de fermentación.

La alcalinidad aumentó a lo largo de ambos ensayos. El aumento fue mayor en el ensayo no.2, con un incremento del 31% durante el tiempo de fermentación, mientras que el primer ensayo sólo registró un incremento del 18%. La generación de alcalinidad durante los ensayos del potencial de AGV puede ser atribuida a mecanismos como la amonificación del nitrógeno orgánico, que produce $3,57 \text{ mg CaCO}_3/\text{mg N}$ (Araujo *et al.*, 1998) y también a la producción de bicarbonato a partir de la reacción entre el CO_2 generado y el carbonato de calcio contenido en la muestra (Wetzel, 1983).

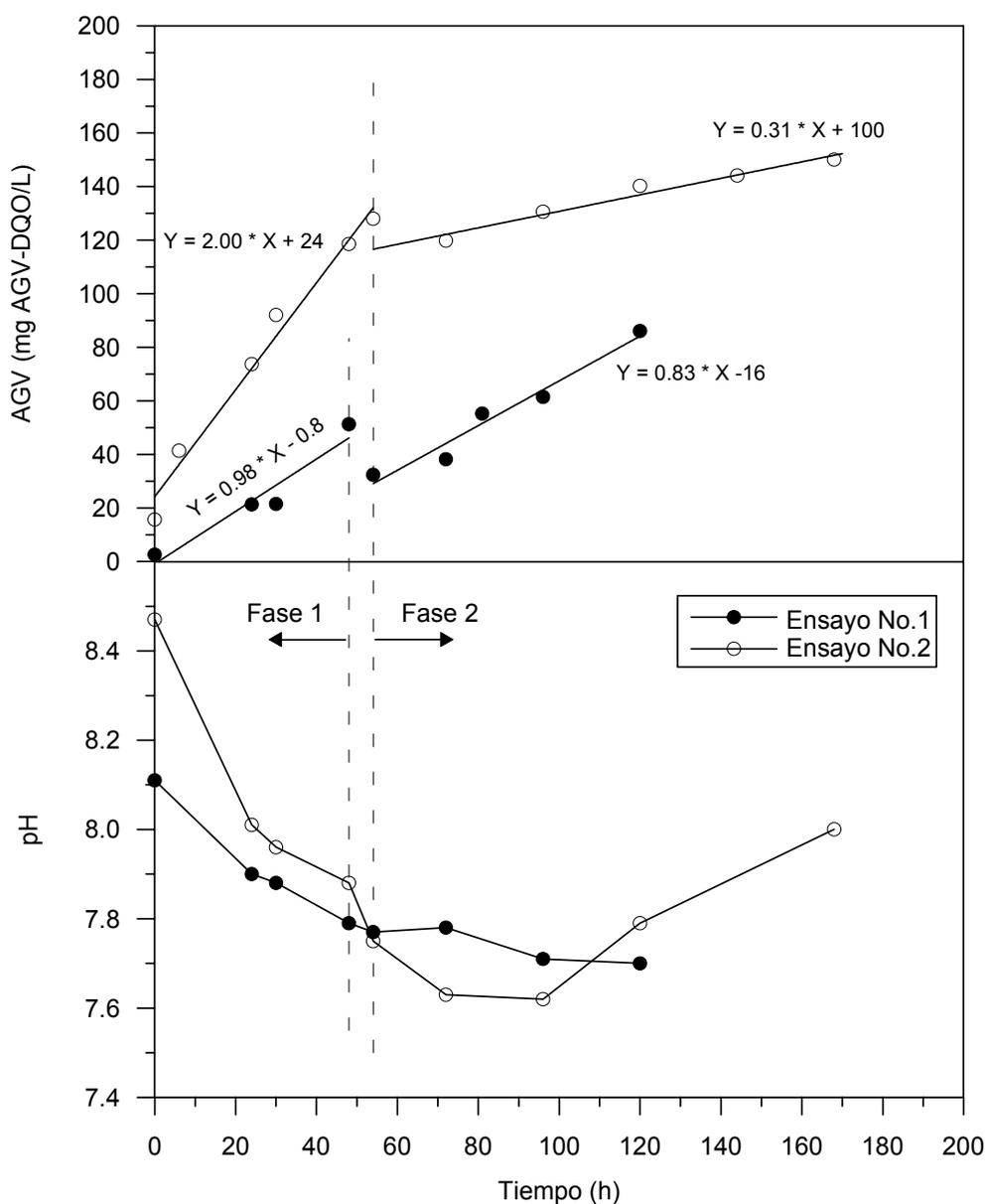


Figura 6.14 Relación entre el pH y la concentración de AGV durante los ensayos del potencial de AGV.

6.7 RESUMEN

El segundo período de estudio (ARU sin decantar) permitió una mejor valoración de la capacidad del agua residual afluyente para la eliminación biológica de nutrientes. Esta determinación se llevó a cabo mediante el fraccionamiento de la DQO afluyente y la estimación del potencial de AGV.

La DQO del afluyente sin decantar empleado durante el segundo período de estudio estuvo compuesta principalmente por DQOBT (82%), observándose una excelente correlación entre ambos parámetros, con un coeficiente de determinación R^2 igual a 0,99. El 18% restante de la DQO afluyente correspondió a DQOnBT.

La DQOBT estuvo compuesta por un 75% de DQOLB y un 25% de DQOFB. La DQOLB del ARU representó un 65% de la DQO, mientras que la DQOFB representó sólo un 16%. La DQOFB del ARU sin decantar fue la fracción de la DQO que registró una mayor variabilidad; sin embargo, la adición del sustrato externo permitió disminuir esta variabilidad, reduciendo considerablemente el coeficiente de variación desde un 53% a un 17%.

La DQOFB registró una excelente correlación con la DQOs, por lo que los incrementos de la DQOFB resultaron en incrementos de la DQOs. La DQOLB fue principalmente particulada, haciendo que la MES del afluyente fuera determinante para incrementar la concentración de DQOLB del sistema.

La concentración media de AGV en el afluyente sin decantar fue de 5,5 mg AGV-DQO/L, representando una media del 8,7% de la DQOFB, un 3,5% de la DQOs y un 1,1% de la DQO. La aportación externa de acetato permitió aumentar y mantener un porcentaje medio de AGV del 74%, del 42% y del 20% respecto a la DQOFB, a la DQOs y a la DQO, respectivamente. Aunque las concentraciones de AGV en el agua residual afluyente fueron muy inferiores a las indicadas en la bibliografía, los demás componentes de la DQOFB hicieron que el valor promedio de esta fracción (80 mg/L) se aproximara al valor recomendado en la bibliografía para un agua residual afluyente con capacidad para la EBIF (≥ 100 mg AGV-DQO/L).

El método original de Lie y Welander (1997) para determinar el potencial de AGV fue modificado y simplificado, eliminando la necesidad de usar nitrógeno gas. El método modificado permite estimar la capacidad de generación de AGV a partir de la fermentación acidogénica del ARU. El método modificado permitió alcanzar unas condiciones anaerobias óptimas para la fermentación acidogénica, a la vez que simplificar el material requerido en el laboratorio.

La modificación del método original permitió obtener una estimación de la disponibilidad de AGV para la EBIF similar a la obtenida en el trabajo de Lie y Welander (1997). Las concentraciones de AGV obtenidas en las pruebas realizadas (86 y 150 mg AGV-DQO/L) indican que el ARU tiene un potencial real de producción de AGV, debido a la fermentación de la DQOFB y de una parte de la DQOLB, que puede ser utilizado para mejorar el proceso de eliminación biológica de fósforo. El mayor potencial de AGV se obtuvo con la muestra que tenía una mayor concentración de MES y DQO.

En condiciones favorables, el potencial de AGV puede materializarse también dentro de la zona anaerobia del proceso de EBN, o en una unidad externa diseñada para llevar a cabo la fermentación acidogénica de los sólidos primarios del ARU. Las fracciones del potencial de AGV relativas a la DQO y al fósforo soluble, obtenidas usando el método modificado, fueron de 0,22 - 0,24 mg AGV-DQO/mg DQO y de 14,6 - 22,0 mg

AGV-DQO/mg P-PO₄, respectivamente. Estos valores son comparables a los obtenidos con otras aguas residuales analizadas siguiendo el método original. La fracción entre el potencial de AGV y el fósforo soluble resultó ser un mejor indicador de la aptitud de un ARU para la EBIF que los obtenidos con otros parámetros de calidad.

El ensayo de determinación del potencial de AGV detectó la existencia de una fuerte hidrólisis anaerobia, a la vista de la evolución registrada por las concentraciones de MES, DQO y DQOs. El potencial de AGV fue mayor que la DQOFB inicial, indicando la compatibilidad de una utilización parcial de la DQO hidrolizada como sustrato de la fermentación. El análisis de la MES y de la DQO fraccionada durante el ensayo del potencial de AGV permite determinar la contribución tanto de la DQOFB como de la DQOLB en la formación de los AGV.

Los dos ensayos utilizados para estimar el potencial de AGV permitieron evaluar los procesos de solubilización del fósforo y del nitrógeno. Ambos parámetros aumentaron gradualmente con el tiempo. Asimismo, el pH disminuyó cuando se registró 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 los dos ensayos realizados.