

# CAPÍTULO 8

## CONCLUSIONES FINALES

Este capítulo presenta las conclusiones y las recomendaciones finales obtenidas de la realización de esta tesis. Durante el primer período de estudio se trabajó con un esquema de tratamiento tipo Virginia Initiative Plant (VIP) dotado de tres tanques en serie, mientras que este esquema se modificó durante el segundo período de estudio, subdividiendo los tanques anaerobios y anóxicos, con objeto de mejorar el rendimiento de eliminación biológica incrementada de fósforo (EBIF).

Las conclusiones más destacadas de esta tesis son las siguientes:

### **Agua Residual Afluyente y Ensayo del Potencial de AGV**

1. La caracterización exhaustiva llevada a cabo de los parámetros físico-químicos típicos del ARU, así como la caracterización más específica de sus fuentes de carbono, han permitido determinar y promover su aptitud para la eliminación biológica incrementada de fósforo. La caracterización específica consistió en el estudio del fraccionamiento de la DQO y la estimación de la concentración de AGV y del potencial de AGV. La estimación del potencial de AGV se llevó a cabo junto con la investigación realizada por Barajas (2002).
2. Los estudios experimentales han permitido poner a punto una metodología para el fraccionamiento de la DQO, combinando el método descrito por Park *et al.* (1997) para la determinación de la DQOBT con el método descrito por Mamais *et al.* (1993), y aplicando las sugerencias de Ekama *et al.* (1986) con respecto a la preparación de la muestra de ARU.
3. El ARU procedente del alcantarillado de la zona residencial fue de concentración débil con tendencia a media. Las características físico-químicas del afluyente fueron diferentes durante las distintas fases del estudio, debido a las modificaciones realizadas en los dispositivos de regulación del agua afluyente al reactor (depósito auxiliar, decantador primario y depósito de alimentación). Los tratamientos primarios a los que fue sometida el agua de forma incidental, antes de ser bombeada al reactor en las Fases 1.1 y 1.2 (decantación), eliminaron una parte importante de las partículas orgánicas del ARU, provocando una reducción significativa de su MES y su DQO. El mecanismo de aireación no fue suficiente para generar por sí solo un incremento de la concentración de MES, causando además una mayor variabilidad de los datos durante esta fase (Fase 1.2). La agitación del agua durante su permanencia en el decantador primario (Fases 1.3, 2.1 y 2.2) favoreció considerablemente el aumento de estos dos parámetros de calidad, con incrementos del 200% para la MES y del 45% para la DQO.
4. La DQO del afluyente sin decantar estuvo compuesta principalmente por DQOBT (82%). 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 tan sólo un 16%. La DQOFB del ARU sin decantar fue la fracción de la DQO que registró una mayor

variabilidad; sin embargo, la adición de un 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 materia orgánica en forma de partículas fue la principal componente de la DQOLB, haciendo que la presencia de MES en el afluente fuera determinante para incrementar la concentración de DQOLB del sistema.

### **Potencial de AGV del Agua Residual**

5. 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, mediante la creación de 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.
6. La concentración media de AGV en el afluente 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 afluente 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 afluente con capacidad para la EBIF ( $\geq 100$  mg AGV-DQO/L).

### **Eliminación de MO y de MES**

7. Las distintas estrategias de explotación adoptadas a lo largo del estudio produjeron unas concentraciones medias de MES en el efluente muy similares y próximas a 8,0 mg/L. Los rendimientos de eliminación de la MES durante el estudio experimental superaron el 86%, siendo considerablemente superior el porcentaje de eliminación en el segundo período (96% > 86%). Tanto la concentración efluente como el rendimiento de eliminación de la MES estuvieron conformes con los límites exigidos por la Directiva 91/271/CEE para poblaciones con más de 10.000 hab-eq a lo largo de toda la investigación. El rendimiento de eliminación fue más variable durante el primer período que durante el segundo, debido básicamente a problemas mecánicos.
8. El rendimiento de eliminación global de materia orgánica, medida como DQO, fue superior al 90%, no existiendo diferencias apreciables entre ambos períodos de estudio (90% y 92%, respectivamente). La concentración media de DQO del efluente fue de 65 mg O<sub>2</sub>/L, considerablemente menor que el valor de 125 mg O<sub>2</sub>/L establecido por la Directiva 91/271/CEE para poblaciones con más de 10.000 hab-eq. Tanto la concentración de DQO en el efluente como los porcentajes de eliminación de DQO mostraron una gran estabilidad con el tiempo. Independientemente de la subdivisión del reactor biológico, el mayor porcentaje de eliminación de la DQO se registró en la

zona anaerobia con un 82% y un 90%, para el primer y segundo período, respectivamente. La DQO residual fue eliminada paulatinamente en las siguientes zonas del reactor. Durante el primer período (AA, AX y AE) la reducción fue de 82%, 10% y 6%, respectivamente, mientras que durante el segundo período (AA1, AA2, AX1, AX2 y AE) la reducción fue de 89%, 3,8%, 1,7% y 2,2%, respectivamente.

9. El porcentaje medio de eliminación de DQOs en el sistema fue del 82%, alcanzándose la mayor proporción en la zona anaerobia (52% y 67% para el primer y segundo período). El porcentaje de eliminación de DQOs aumentó cuando lo hizo la carga orgánica aplicada al sistema. La subdivisión del reactor hizo que la DQO residual del primer reactor fuera eliminada paulatinamente en las siguientes fases. La reducción durante el primer período (AA, AX y AE) fue de 82%, 10% y 6%, respectivamente, mientras que la reducción durante el segundo período (AA1, AA2, AX1, AX2 y AE) fue de 89%, 3,8%, 1,7% y 2,2%, respectivamente.
10. La carga másica aplicada al sistema fue baja a lo largo de todo el estudio (0,12 Kg DQO/Kg MESV.d), a pesar del aumento de la DQO conseguida por adición de un sustrato externo. Esto se debió a que el incremento de DQO afluente se vio compensado por el aumento de los sólidos volátiles dentro del sistema. La DQO afluente y la MESVLM del sistema durante el primer período fueron 248 mg/L y 3.700 mg/L respectivamente, mientras que en el segundo período fueron 490 mg/L y 8.260 mg/L. La fracción F/M en la zona de contacto inicial se vio afectada considerablemente por la subdivisión del reactor biológico. La F/Mc del segundo período de estudio fue 3,5 veces superior a la registrada durante el primer período (5,92 > 1,70 Kg DQO/Kg MESV.d), en razón del menor tamaño del selector que recibía la carga.
11. La subdivisión del reactor biológico en cinco zonas promueve un comportamiento hidráulico más próximo al de un reactor de flujo en pistón, favoreciendo así unas condiciones anaerobias y anóxicas más acentuadas, aumentando la fracción F/M y limitando el crecimiento de organismos filamentosos.

### **Eliminación de Nitrógeno**

12. Los rendimientos globales de eliminación de nitrógeno pueden considerarse buenos. La eficiencia del proceso de nitrificación fue sistemáticamente superior al 97%. La concentración de nitrógeno amoniacal en el efluente estuvo en todo momento por debajo de 1 mg N/L, lo que permite afirmar que la eficacia del proceso de nitrificación fue excelente. La eficiencia de eliminación del nitrógeno total fue muy estable, fluctuando en torno a una media de 75%, con una concentración media en el efluente de 8 mg N/L. La concentración media de nitrógeno amoniacal efluente durante el primer período fue superior a la registrada durante el segundo período (0,22 y 0,12 mg N/L respectivamente). La disminución media del N-org fue del 83% a lo largo de todo el estudio. Los compuestos oxidados de nitrógeno fueron muy inestables durante el primer período de estudio, especialmente durante el uso de ARU sin decantar, con un CV próximo al 80%, mientras que el CV no superó el 30% durante el segundo período.
13. La baja concentración de materia orgánica oxidable en el reactor anóxico limitó el proceso de desnitrificación, reduciendo los rendimientos de eliminación global de nitrógeno y permitiendo unas concentraciones de NT en el efluente próximas a 12 mg N/L, superiores a los 10 mg N/L establecidos por la Directiva Europea para zonas sensibles. La desnitrificación se completó generalmente durante los dos períodos del estudio. Las concentraciones de nitratos y nitritos en las zonas anóxicas solamente

sobrepasaron los 0,50 mg N/L en escasas ocasiones, con excepción de la Fase 1.2 en que se registraron las concentraciones de nitratos más elevadas en la zona anóxica, con una media de 6,72 mg N/L.

14. La velocidad de nitrificación ( $V_N$ ) osciló entre 0,00 y 0,17 mg N/mg MESV.d, con una media de 0,066 mg N/mg MESV.d, mientras que la velocidad de desnitrificación ( $V_{DN}$ ) varió entre 0,00 y 0,39 mg N/mg MESV.d, con una media de 0,105 mg N/mg MESV.d. Tanto las  $V_{DN}$  como las  $V_{DNax}$  del segundo período fueron ligeramente inferiores a las registradas durante el primer período y perfectamente comparables con los valores indicados en la bibliografía. A diferencia del primer período, las  $V_{DN}$  registradas durante en el segundo período fueron generalmente inferiores a las obtenidas a partir del balance de los reactores anóxicos. Esto fue debido a que la biomasa usada para el cálculo de la  $V_{DN}$  global fue la suma de la biomasa de ambos reactores anóxicos, mientras que la  $V_{DNax}$  se estimó mediante la biomasa correspondiente a cada reactor. La velocidad máxima de desnitrificación en los reactores anóxicos fue de 0,20 y de 0,16 mg N/mg MESV.d durante el primer y segundo período, respectivamente.
15. La desnitrificación de un 80% de los nitratos afluentes al reactor anóxico requirió una carga DQO/N de 40 mg DQO/mg N o superior en el primer período y de 15 mg DQO/mg N o superior en el segundo período. La causa principal de que no se alcanzaran niveles elevados de desnitrificación fue la reducción del TRH en los reactores anóxicos.

### Eliminación de Fósforo

16. La presencia de nitratos en el caudal de recirculación a la zona anaerobia impidió la existencia de condiciones estrictamente anaerobias y limitó el desarrollo del proceso de eliminación de fósforo. Los rendimientos de eliminación de fósforo obtenidos a lo largo del estudio fueron muy variables, oscilando entre el 30% y el 85%, con una media del 62%. Estos resultados hicieron que la concentración media de PT del efluente superara los límites de 1,0 y 2,0 mg P/L establecidos por la Directiva Europea (91/271/CEE) para los vertidos de aguas residuales en zonas sensibles para poblaciones de más de 100.000 hab-eq, y que el rendimiento de eliminación no alcanzara el porcentaje mínimo de reducción exigido (80%). Las mayores concentraciones de PT del efluente se registraron los días en que se produjo una mayor recirculación de nitratos al reactor anaerobio (Fase 1.2 y Fase 2.1) y los días en que se produjo un episodio de *bulking*, por adición de un exceso de sustrato (Fase 2.2, principios de noviembre). Las concentraciones de nitratos superiores a 0,20 mg N/L hicieron que la liberación de fósforo fuera inferior a 1 mg P/L. A medida que aumentó la concentración de nitratos recirculados al anaerobio, disminuyó la liberación de P en dicho reactor, perjudicando la asimilación posterior de éste en el reactor aerobio.
17. El valor medio de la fracción DQO/PT en el afluente durante el segundo período fue superior a la obtenida durante el primer período de estudio (59 > 32 mg/mg, respectivamente). Este valor sigue siendo inferior al valor recomendado en la bibliografía (77 mg/mg) para una óptima eliminación simultánea de nutrientes. La fracción DQO/PT máxima se obtuvo durante la Fase 2.2 (72 mg/mg) cuando se agregó un sustrato para aumentar la concentración de materia orgánica fácilmente biodegradable. La relación entre el consumo de P y la liberación de P (C/L de P) registró un valor medio de 1,14, cuando se incluye la liberación tanto en los reactores anaerobios como en los anóxicos, y de 1,57 si sólo se tiene en cuenta la liberación en el anaerobio. Estos resultados son comparables a los valores 1,31 y 1,20 obtenidos por Punrattanasin (1997) y Abu-ghararah y Randall (1991), respectivamente. Las

concentraciones más bajas de P del efluente se obtuvieron con valores altos de la fracción DQO/PT. Más del 70% de los valores de DQO/PT oscilaron entre 20 y 40 mg/mg, mientras que tan sólo el 25% de las concentraciones de PRS efluente fueron inferiores a 2,0 mg P/L.

18. La eliminación de fósforo aumentó rápidamente a medida que lo hizo la eliminación de DQO por encima de los 200 mg/L hasta alcanzar los 560 mg/L. Sin embargo, cuando la eliminación de DQO superó los 600 mg/L, la eliminación de P registró una reducción drástica. Los resultados muestran que la eliminación de P disminuyó cuando la adición de acetato sódico alcanzó 150 mg DQO/L, debido a un deterioro rápido de la decantabilidad del fango por formación de bulking. La introducción de una elevada concentración de materia orgánica fácilmente biodegradable en la zona anaerobia del sistema propició un crecimiento incontrolado de filamentos.
19. La asimilación de P en la zona aerobia fue proporcional a la liberación de P en la zona anaerobia. La liberación de P en el reactor AX se produjo durante todo el estudio, siendo más acusada durante la Fase 2.1. La liberación de P en la zona anóxica pudo ocurrir como resultado de la fermentación de una fracción de la DQOLB presente en esta zona.

## 8.1 RECOMENDACIONES

Los trabajos experimentales realizados durante el desarrollo de esta tesis permiten formular las siguientes recomendaciones:

1. Convendría rediseñar los selectores anaerobios y anóxicos, dotándolos de forma cuadrada y no rectangular, para facilitar una mezcla más homogénea del líquido de mezcla y evitar zonas muertas. Asimismo, convendría utilizar tuberías porosas flexibles para la aireación del reactor biológico, a fin de evitar la acumulación de fango bajo el marco rectangular de la membrana de aireación y asegurar la ausencia de zonas muertas.
2. La determinación del potencial de AGV ha demostrado ser una técnica muy valiosa para evaluar el sustrato realmente disponible para los OAF en un proceso de EBIF. Esta técnica analítica puede convertirse en una herramienta útil de uso diario en los laboratorios de las estaciones depuradoras de aguas residuales. Por lo tanto, es muy importante realizar un estudio más detallado y sistemático de esta metodología, con el fin de optimizarla y normalizarla.
3. Convendría realizar un fraccionamiento de la DQO durante el ensayo del potencial de AGV, con el fin de determinar con mayor precisión la contribución que las diferentes fracciones de la DQO tienen en la generación de AGV.
4. Es recomendable realizar un estudio más detallado del comportamiento cinético del proceso de degradación de la DQOLB.
5. Es recomendable realizar un estudio más detallado de la relación existente entre la fracción DQO/PT y el rendimiento de eliminación de fósforo, verificando cual de los parámetros es el realmente limitante del proceso para este tipo de ARU.

6. Es recomendable estudiar en mayor detalle la influencia del sustrato externo tanto sobre el potencial de eliminación de fósforo en el sistema como sobre los demás parámetros del proceso de tratamiento.
7. Convendría analizar con más detalle la influencia que la adición de una concentración elevada de sustrato externo fácilmente biodegradable puede tener sobre la proliferación de microorganismos filamentosos y en consecuencia sobre la perturbación del proceso de eliminación de fósforo.
8. Convendría desarrollar una relación funcional entre los microorganismos presentes en el sistema y el grado de eficiencia del proceso de depuración, mediante el estudio de la secuencia de tratamiento adoptada y el funcionamiento de su metabolismo microbiano. Para ello se proponen los siguientes estudios:
  - a) Un estudio detallado de los diferentes microorganismos presentes en el proceso de depuración biológica, con especial atención en los microorganismos filamentosos, los protozoarios y los OAF.
  - b) Un estudio detallado de la dinámica poblacional mediante la cuantificación y la comparación relativa de los diversos microorganismos presentes, así como del papel determinante que los parámetros físico-químicos y las formas de explotación del sistema de depuración puedan tener sobre ellos.