

# Degradación de Pentaclorofenol Mediante un Proceso Aerobio/Anaerobio Simultáneo: una Nueva Tecnología para el Tratamiento de Aguas Residuales

H. Macarie<sup>1,2</sup> y S. Guiot<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Biotechnology Research Institute, National Research Council of Canada, 6100 Av. Royalmount, H4P 2R2 Montréal, Québec, CANADA. <sup>2</sup>Dirección actual: Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération (ORSTOM), Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Apartado Postal 55-535, 09340 México D.F., MEXICO

*Actualmente, todos los sistemas de tratamientos biológicos de aguas residuales incorporan fases aerobias y anaerobias, las cuales son generalmente realizadas en dos reactores diferentes conectados en serie. Tales secuencias aerobias-anaerobias son, en muchos casos, la única manera de mineralizar moléculas tóxicas. En este trabajo, presentamos argumentos teóricos demostrando que es factible realizar estas dos etapas en un solo reactor sin compartimentos. Los resultados experimentales de la aplicación de estos conceptos en el tratamiento de un efluente contaminado por pentaclorofenol también son presentados.*

La digestión anaerobia es actualmente considerada como una tecnología madura para el tratamiento de aguas residuales. Hoy en día, por lo menos 655 digestores de alta tasa han sido construidos en el mundo. El éxito de la digestión anaerobia está relacionado con sus bajos costos comparado con los sistemas de tratamientos biológicos aerobios o fisicoquímicos. Sin embargo su principal desventaja es que nunca o raramente produce un efluente de calidad suficiente para ser descargado directamente en el medio ambiente. En consecuencia, las aguas residuales tratadas por vía anaerobia necesitan un postratamiento, el cual generalmente es biológico de tipo aerobio (1). Por lo tanto, el tratamiento anaerobio nunca existe solo y es en realidad un tratamiento combinado anaerobio/aerobio.

Tal tratamiento combinado es además, en muchos casos, la única manera de mineralizar moléculas tóxicas que no pueden ser completamente degradadas por un sólo proceso aerobio o anaerobio, pero que son parcialmente transformadas aeróbicamente o anaeróbicamente en productos biodegradables por el tratamiento opuesto (compuestos aromáticos y alifáticos altamente

clorados, nitrobenzenos, pigmentos azo sulfonados, lignina de alto peso molecular, taninos....) (2, 3, 4).

Actualmente, a escala industrial, la práctica usual para los tratamientos combinados consiste en realizar las fases metanogénicas y aerobias en dos reactores diferentes conectados en serie, o bien en realizarlas en un solo reactor pero secuencialmente en el tiempo o en compartimentos distintos (4). La realización de estas dos fases de manera simultánea en el tiempo en un reactor único sin compartimentalización podría ser atractiva porque permitiría una reducción de espacio (menor inversión) y un intercambio permanente de metabolitos entre los microorganismos aerobios y anaerobios, lo cual debería favorecer el establecimiento de cadenas tróficas.

## Problemática del cultivo simultáneo de microorganismos aerobios y anaerobios.

A priori, parece difícil y hasta imposible mantener en el mismo medio ambiente bacterias aerobias y anaerobias estrictas (p. ej. bacterias metanogénicas). El crecimiento de las bacterias aerobias, dependiendo de la especie, se ve efectivamente limitado a



concentraciones de oxígeno disuelto inferiores o iguales a 0.1-1 mg/L (5), mientras que concentraciones de 10 a 1000 veces más bajas (0.01-0.001 mg/L) han sido reportadas como inhibitorias para el crecimiento y la producción de metano de algunas bacterias meta-nogénicas hidrogenotróficas (6).

A pesar de lo anterior, un número elevado de bacterias metanogénicas ( $4-15 \cdot 10^5$  células/mL) así como de bacterias acétogénicas anaerobias estrictas ha sido encontrado en los lodos activados de varias plantas de tratamiento aerobias, las cuales tenían concentraciones de oxígeno disuelto de hasta 4 mg/L (7, 8). De la misma manera, conteos realizados sobre el lodo de varios digestores anaerobios han indicado la presencia de  $10^6-10^8$  bacterias aerobias por mL de lodo (9).

Todos los datos precedentes plantean la pregunta siguiente:

¿Cómo microorganismos aerobios o anaerobios estrictos pueden crecer en un ambiente donde la presencia o la ausencia de  $O_2$  debería excluir unos u otros?

Ambientes macroscopicamente óxicos. La presencia de microorganismos anaerobios estrictos en estos ambientes corresponde a la formación de micronichos anaerobios. Estos micronichos

son relacionados con la organización de los microorganismos en flóculos o biopelículas sobre soportes y resultan de una limitación a la transferencia de oxígeno hacia el interior de estas películas, la cual se traduce por la formación de gradientes fuertes de oxígeno de la periferia al centro. La existencia de tales gradientes ha sido confirmada experimentalmente por la medición *in situ*, con microelectrodos, de la concentración de oxígeno disuelto en varias biopelículas naturales y artificiales (Tabla 1). En la mayoría de los casos estudiados, aún cuando la concentración de  $O_2$  en el líquido que bañaba la película era cercana a la saturación (6-8 mg/L), la difusión del  $O_2$  era limitada a los primeros 100-200  $\mu m$  de la superficie de la película y en consecuencia del 30 al 99% del volumen de estas películas era anóxico.

Ambientes macroscopicamente anóxicos.

La presencia de bacterias aerobias estrictas en estos ambientes corresponde al hecho de que muchos de ellos son en realidad aireados, pero su alimentación en oxígeno es muy inferior a su capacidad de consumo resultando en concentraciones de  $O_2$  inferiores a los límites de detección de las sondas clásicas. Es el caso por ejemplo de los digestores anaerobios que son aireados por el  $O_2$  disuelto presente en el agua de alimentación. En estos ambientes, la concentración de oxígeno disuelto es suficientemente baja para permitir el

TABLE 1. Profundidad de penetración del oxígeno en biopelículas de reactores aerobios.

Sistema	Oxígeno disuelto en el medio líquido (mg.L-1)	Profundidad de penetración del oxígeno (mm)	Volumen de biopelícula anóxico (%)	Referencia
Lodos de filtros percoladores	9.6	0.2	96	10
Reactor de tubos rotatorios	8 - 9	0.02 - 0.2	90 - 99	11
Gránulos nitrificantes de reactor de lecho fluidificado	7.4	0.34	29	12
"Pellets" miceliars:				
<i>Penicillium chrysogenum</i>	2.8 - 6.8	0.15	41 - 64	13
<i>Enterobacter cloacae</i> inmovilizada en alginatos	7.4	0.15	73	14

crecimiento de las bacterias anaerobias, pero suficientemente alta para permitir un crecimiento microaerofílico de las bacterias aerobias (15). Esto es posible porque este último grupo de microorganismos, aún si limitado en su crecimiento abajo de 0.1-1 mg O<sub>2</sub>/L, tiene una afinidad muy alta para el oxígeno (constantes de Mikaelis-Menten del orden de 0.00003 a 0.014 mg O<sub>2</sub>/L, 5, 15). En este caso, contrariamente a la situación anterior, los microorganismos aerobios y anaerobios no necesitan estar organizados en biopelícula para mantenerse juntos y pueden estar presentes como suspensiones de células libres.

#### Cultivos mixtos exitosos de bacterias aerobias y anaerobias estrictas reportados en la literatura.

Varios trabajos han demostrado la factibilidad de controlar los conceptos precedentes (creación de gradientes de O<sub>2</sub>, aeración limitada) para mantener en el mismo ambiente microorganismos aerobios y anaerobios y eventualmente realizar reacciones que no son posibles en presencia de uno solo.

La formación de gradientes de O<sub>2</sub> en biopelículas artificiales tipo "pellets" de alginatos u otro material ha sido empleada por ejemplo para (i) producir etanol o ácido láctico a partir del almidón cultivando juntos hongos filamentosos aerobios y bacterias fermentativas no-amilolíticas (16, 17), (ii) realizar de manera simultánea los fenómenos de nitrificación y desnitrificación (18), (iii) mineralizar completamente el 4-cloro-2-nitrofenol (CNP, 19). En este último caso, la mineralización completa del CNP resultó del acoplamiento de una bacteria fermentativa (*Enterobacter limosum*) capaz de reducirlo en anaerobiosis a 4-cloro-aminofenol (CAP) pero incapaz de mineralizarlo y de una bacteria (*Alcaligenes* sp.) capaz de mineralizar aeróbicamente el CAP pero no el CNP. Por su lado, un nivel limitado de aeración ha permitido mantener en quimiostatos varias bacterias aerobias estrictas (*Comamonas testosteroni*, Bacterias metanótrofas) junto con bacterias metanogénicas o fermentativas (15) y fue la única

explicación posible al hecho de que un *Bacillus* sp. aerobio estricto realice la primera etapa de mineralización de la acétamida hacia CH<sub>4</sub> en lodos metanogénicos (20). Niveles limitados de aeración y formación de gradientes de oxígeno han sido también combinados de manera exitosa para obtener la mineralización total del ácido 2,3,6-triclorobenzoico (TBA, 21).

A pesar del hecho que todos los ejemplos precedentes son excelentes modelos que confirman la posibilidad de cultivar en un sólo reactor microorganismos aerobios y anaerobios estrictos, ninguno de ellos propone un sistema aplicable al tratamiento de aguas residuales.

#### El lodo Granular de los reactores anaerobios UASB (upflow Anaerobic Sludge Blanket), una matriz potencial para el desarrollo de biopelículas mixtas aerobias/anaerobias

Varios trabajos han demostrado que los gránulos desarrollados sobre aguas residuales complejas, presentan una organización en multicapas de su población bacteriana (22). Las bacterias fermentativas, las cuales son en parte anaerobias facultativas, se encuentran exclusivamente en la capa externa (a lo máximo hasta 100-300 µm de profundidad) mientras que las bacterias sensibles al O<sub>2</sub> (bacterias acetogénicas así como metanogénicas acetoclásticas e hidrogenotróficas) se ubican en las capas más profundas del gránulo. En presencia de O<sub>2</sub>, tal estructura debería proteger las bacterias anaerobias obligatorias ya que el consumo de éste por las bacterias facultativas de la capa externa debería crear un gradiente de oxígeno de la periferia hacia el centro del gránulo. Esto ha sido confirmado experimentalmente hace poco tiempo por Kato et al. (23).

#### Objetivos del estudio

En este trabajo, como primera etapa del desarrollo de reactores aerobios/anaerobios simultáneos, nos propusimos determinar: (i) la factibilidad de enriquecer en microorganismos aerobios

la superficie de gránulos metanogénicos, sometiendo a una aeración limitada y (ii) el impacto de combinar metabolismos aerobios y anaerobios sobre la degradación del pentaclofenol (PCF), un compuesto cuya mineralización completa es difícilmente obtenida en procesos puramente aerobios ó anaerobios.

## MATERIAL Y METODOS

Descripción de los reactores y su operación. El estudio fue realizado con dos reactores híbridos de flujo ascendente (cama de lodo en la parte inferior, soporte en la parte superior) operados de manera idéntica excepto que uno de ellos fue aireado (reactor combinado) y el otro no (reactor anaerobio estandar) (fuente de carbón: mezcla de sacarosa, butirato y etanol en una proporción de 2.2/1.13/1.0 en base DQO (Demanda Química de Oxígeno); temperatura de incubación: 35°C; tiempo de retención hidráulica: 2 días; inóculo: lodo granular metanogénico adaptado a la degradación del PCF a una concentración inicial de 26.7 g SSV/Lreactor (SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles); velocidad ascensional: 2 m/h). Durante los 56 primeros días de operación, los dos reactores fueron alimentados a una carga orgánica de 1.2-1.5 g DQO/Lreactor.día y una carga de PCF de 5-6 mg/Lreactor.día. La aeración con oxígeno puro del reactor combinado empezó el día 17 con un flujo de 1.16 L O<sub>2</sub> (PTN)/Lreactor.día (PTN: Presión y Temperatura Normal). El día 57, la carga orgánica aplicada a los dos reactores y la aeración del reactor combinado fueron incrementadas a 2.6-3 g DQO/Lreactor. día y 2.54 L O<sub>2</sub> (PTN)/Lreactor.día respectivamente. A partir de este día, la carga de alimentación del PCF fue incrementada de manera progresiva hasta llegar a la falla de los reactores.

Procedimientos analíticos. las actividades metabólicas aerobias de consumo de varios sustratos se midieron con un respirómetro electrolítico (modelo ER-100) siguiendo el procedimiento indicado por el fabricante (Bioscience Inc., Bethlehem, PA, USA). Todos los demás parámetros fueron medidos usando procedimientos publicados: DQO, SSV,

Cl<sup>-</sup>, conteos micro-bianos sobre "Plate Count Agar" (24); actividades metabólicas anaerobias de los lodos, distribución de tamaño de los gránulos, concentración de ácidos grasos volátiles (AGV), producción de CH<sub>4</sub> (25), concentración del PCF e intermedios de degradación menos clorados (26).

## RESULTADOS Y DISCUSION

### Eficiencia de operación del reactor combinado versus el reactor anaerobio estandar.

Durante los primeros 130 días de operación los dos reactores presentaron un comportamiento muy similar con eficiencias de remoción de la DQO soluble por arriba del 97% y hasta el 99% del PCF. El comienzo de la aeración el día 17 y su aumento de más de 2 veces el día 57 no causó ninguna perturbación al reactor combinado aún si recibía alrededor de 155 veces más oxígeno que el reactor estandar (unicamente aireado por el O<sub>2</sub> disuelto en la alimentación). El potencial de oxidoreducción del liquido arriba de su cama de lodo se mantuvo incluso muy cercano al del reactor anaerobio (-130 mV contra - 150 mV). Durante todo este periodo, a pesar de la aeración, el digestor combinado no paró, además, de producir metano indicando el mantenimiento de su actividad metanogénica. Los dos reactores fueron capaces de aceptar cargas volumétricas de PCF muy altas antes de fallar (137 mg PCF/Lreactor.día para el reactor combinado y 150 para el estandar). La intoxicación por el PCF se tradujo en ambos casos por una importante acumulación de AGVs y en consecuencia tanto la alimentación de la fuente de carbón como la alimentación de PCF tuvieron que ser paradas. Sin embargo, mientras fue posible rearrancar el reactor aireado a su carga anterior en menos de 10 días y alcanzar rápidamente eficiencias de remoción de DQO similares al periodo previo, se necesitaron 37 días para que el reactor estandar recobre su carga anterior. El día 190, una tentativa para realimentar el reactor combinado con PCF a una carga de 42 mg/Lreactor.día se tradujo inmediatamente en la acumulación de

Tabla 2. Evolución de las actividades metabólicas anaerobias específicas de los lodos del reactor aireado y del reactor estándar (\*).

Días/ Sustrato	0		89		168	246
	Reac. Ae.	Reac. Anaer.	Reac. Ae.	Reac. Anaer.	Reac. Ae.	Reac. Anaer.
Glucosa	1270	1270	5837	2307	3753	3918
Propionato	5.5	5.5	50	36	102	126
Acetato	103	103	716	729	815	960
Formato	2112	2112	3273	2276	4811	4720

(\* Las actividades son expresadas en mg sustrato consumido/g VSS.día

AGVs como la primera vez. Sin embargo, de nuevo, este reactor fue capaz de recuperar su carga previa en menos de 12 días.

Impacto de la aeración sobre las características microbiológicas y físicas de los lodos.

Los principales requisitos para que los lodos granulares puedan ser empleados en el establecimiento de sistemas combinados aerobios/anaerobios son los siguientes: que la aeración no afecte de manera drástica las actividades de sus poblaciones anaerobias, su diámetro promedio, su retención y que finalmente sea un soporte adecuado para la colonización de microorganismos aerobios.

Actividades metabólicas anaerobias. La evolución de estas actividades se determinó mediante la comparación de las velocidades de consumo en anaerobiosis de varios sustratos por los lodos del reactor aireado y del reactor control. Cuatro sustratos fueron empleados con el fin de abarcar las actividades de todos los grupos bacterianos involucrados en la metanización de los compuestos orgánicos presentes en la alimentación de los reactores (glucosa para las bacterias fermentativas, propionato para las acetogénicas, acetato para las metanogénicas acetoclásticas, formato para las metanogénicas hidrogenotróficas). Los resultados (Tabla 2) indican que independientemente del grupo trófico no hubo diferencias

significativas entre los dos lodos y que por consecuencia los niveles de aeración empleados (hasta 1.7 g O<sub>2</sub>/Lreactor.día) no fueron tóxicos. Cabe mencionar el aumento de las actividades de degradación del propionato y del formato para las últimas mediciones con respecto a las anteriores. Esto indica una posible inhibición de estas actividades cuando los reactores recibían PCF.

Colonización de los gránulos por microorganismos aerobios. La colonización se evaluó vía la medición el día 83 de la actividad respiratoria de los lodos sobre varios sustratos (Tabla 3) y la realización de conteos microbianos (Fig. 1) a diferentes momentos de operación de los reactores. Excepto para la sacarosa, la velocidad de consumo de O<sub>2</sub> fue notablemente superior en el caso del reactor combinado, particularmente con acetato (Tabla 3). Los niveles de consumo de O<sub>2</sub> alcanzaron inclusive valores similares a los reportados en lodos activados aerobios (12-72 mg O<sub>2</sub>/g lodo.h, 27). La ausencia de incremento en el caso de la sacarosa puede explicarse por el hecho que en el proceso de digestión anaerobia las bacterias que lo degradan son en parte anaerobias facultativas y que entonces ya tienen un fuerte potencial respiratorio, mientras que las bacterias que usan el acetato y el butirato son anaerobias estrictas. Consistentemente con las actividades respiratorias, la aeración del reactor combinado se tradujo por un aumento de su población microbiana aerobia (facultativas + aerobias estrictas) de 5 a 45

Tabla 3. Actividad respirométrica de los lodos

Sustrato	Consumo de oxígeno	
	Reactor aireado	Reactor anaerobio
	mg oxígeno/g VSS.h	
Sacarosa	13.6 ± 0.8 *	12.4 ± 1.4
Butirato	19.7 ± 2	7.8 ± 3.3
Acetato	33.2 ± 6.8	14.7 ± 4.7
Testigo endógeno	2.2 ± 1.2	2 ± 1.4

\* ± desviación estandar

veces comparado al reactor anaerobio (Fig. 1). La aeración permitió también el establecimiento de bacterias aerobias estrictas en este sistema, las cuales llegaron a representar hasta 77% de su población aerobia total (Fig. 1) (día 91 de operación, baja carga de PCF = 11 mg/Lreactor.día). La presencia de bacterias aerobias estrictas, pero en proporción mucho menor, en el reactor estandar (Fig. 1) se puede explicar por la presencia de oxígeno disuelto en su

alimentación la cual resultó en niveles de aeración del orden de 6 mg O<sub>2</sub>/Lreactor.día. En ningún caso, la presencia de microorganismos aerobios en los lodos estuvo relacionada con una entrada continua de estas bacterias via el influente de los reactores. Efectivamente, la población bacteriana aerobia en el agua de alimentación fue siempre por lo menos 60 veces inferior a la de los lodos (Fig. 1).

Tamaño de los gránulos y retención de los lodos. El diámetro promedio de los gránulos constituyendo los lodos de los dos reactores fue relativamente constante durante toda la operación y no fue significativamente diferente de un reactor a otro indicando la ausencia de efecto negativo de la aeración (reactor combinado: día 96, 0.46±0.3 mm, día 163, 0.57±0.41 mm; reactor anaerobio: día 96, 0.58±0.54 mm; día 163, 0.65±0.49 mm). Para ambos reactores, se observó, sin embargo, una disminución drástica de la concentración de biomasa (reactor combinado: día 0, 26.7 ; día 246, 7.17 g SSV/Lreactor; reactor anaerobio: día 0, 26.7 ; día 246, 6.12 g SSV/Lreactor). En un principio, correspondiendo a la alimentación con PCF, la disminución de biomasa fue mucho más rápida en el

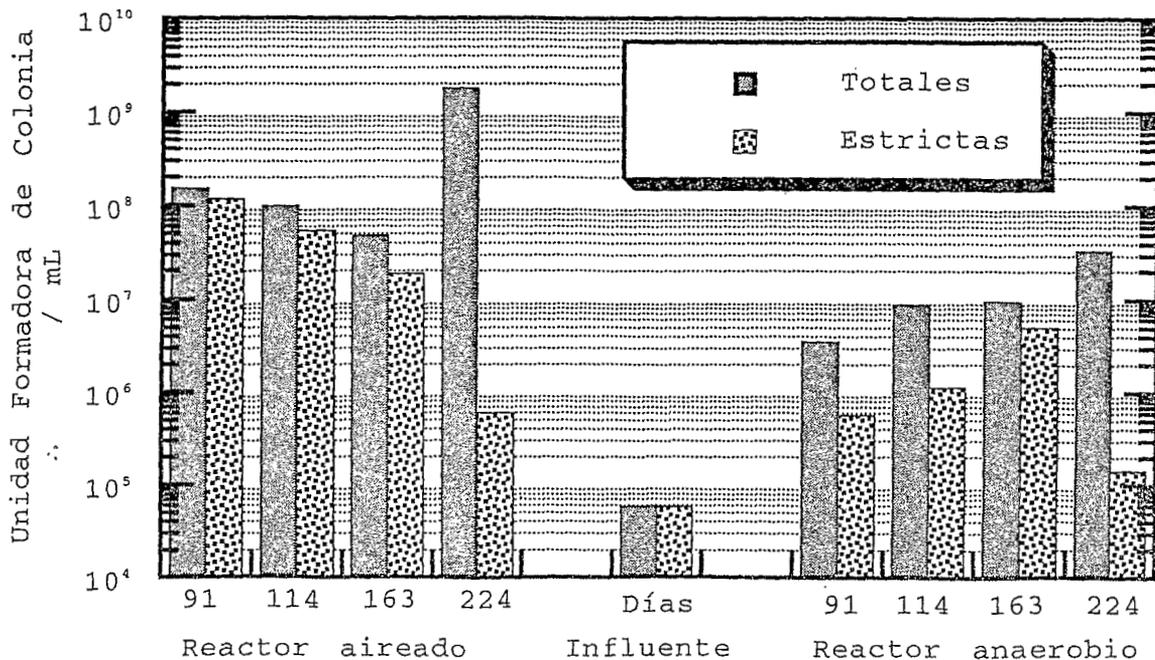


Fig. 1. Conteo de bacterias aerobias en los lodos del reactor aireado y del anaerobio

reactor combinado pero se estabilizó rápidamente después del paro de su adición. Finalmente, ambos reactores presentaron concentraciones de biomasa similares el último día de operación. Las variaciones de concentración de biomasa parecen ser entonces más relacionadas a la presencia de PCF que a la aeración.

#### Degradación del PCF.

Contrariamente a lo esperado, los dos reactores tuvieron la capacidad de mineralizar por completo el PCF. Esto se puede deducir de la liberación, en el efluente de los reactores, de cantidades de cloruro inorgánico equivalente al cloro orgánico del PCF introducido y de la ausencia de acumulación en cantidades estequiométricas de un intermedio fenólico menos clorado (datos no presentados). Trazas de fenol y de di-, tri-, tetra-clorofenoles pudieron sin embargo ser detectados confirmando la mineralización. El reactor anaerobio, empezó a fallar a una carga volumétrica mayor (150 mg/Lreactor.día) a la del reactor combinado (137 mg/Lreactor.día), pero las cargas específicas correspondientes fueron similares (10.9 y 11.7 mg PCF/Lreactor.día para el reactor combinado y el reactor anaerobio respectivamente). En consecuencia, en este caso particular, la aeración no mejoró la mineralización de la molécula blanco porque ésta era ya mineralizada anaerobicamente.

#### CONCLUSIONES

\* El lodo granular metanogénico de los reactores UASB corresponde a una matriz excelente para desarrollar biopelículas aerobias/anaerobias.

\* El tratamiento aerobio/anaerobio simultáneo puede implementarse con modificaciones sencillas de los diseños de los reactores anaerobios de alta tasa actualmente disponibles.

\* Contrariamente a la mayoría de los datos de la literatura, el penta-clorofenol puede ser mineralizado a altas cargas por digestores anaerobios estándares.

\* El sistema aireado no mejoró la degradación del PCF pero sí la

capacidad de recuperación del reactor después de un choque tóxico.

\* Contrariamente al caso del PCF, el tratamiento combinado podría permitir la mineralización de compuestos conocidos por no ser biodegradables aerobicamente (hexaclorobenceno, percloroetileno, etc).

#### AGRADECIMIENTOS.

El primer autor recibió el apoyo del "Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada" bajo la forma de una beca post-doctoral. Agradecemos Oscar Monroy por darnos la oportunidad de escribir este artículo, los Dr Yves Arcand y Rachid El Mamouni por sus discusiones críticas, el Dr. Charles Greer por sus consejos en microbiología, el Dr Denis Rho por asesoría en el uso del respirómetro electrolítico, la Dra Margarita Salazar así como el Dr Luis Fernández por revisar el manuscrito y Jean-Claude Frigon, Olivier Gautier, Marie France Landry, Line Lalonde por su apoyo técnico. Este trabajo está registrado como el artículo del NRCC n° 34487.

#### LITERATURA CITADA

1. Ødegaard, H., Treatment of anaerobically pretreated effluents, In *Proceedings of the fifth International Symposium on Anaerobic Digestion*, E. R. Hall., and P. N. Hobson (eds.). Pergamon Press, Oxford, UK, p. 225 (1988).
2. Field, J. A., A. J. M. Stams, M. Kato and G. Shraa. *Anton. Leeuwenhoek*, **67**, 47 (1995).
3. Guiot, S. R., J. C. Frigon, B. Darrah, M. F. Landry, H. Macarie, Coupled aerobic and anaerobic treatment of toxic wastewater, In *Proceedings of the 7th forum for Applied Biotechnology*, Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent, 58/4a, Gent, Belgium, p. 1769 (1993).
4. Zitomer, D. H., R. E. Speece, *Environ. Sci. Technol.*, **27**, 227 (1993).
5. Atkinson, B. and F. Mavituna, *Biochemical Engineering and Biotechnology Handbook*, p. 211,215,216. M Stockton press. New York. USA (1991).

6. Zehnder, A. J. B. and K. Wuhrmann, *Arch. Microbiol.*, **111**, 199 (1977).
7. Guyot, J. P., G. Gutierrez, M. G. Rojas, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **40**, 139 (1993).
8. Wu, W.-M, J. Hu, X. Gu, Y. Zhao, H. Zhang and G. Gu, *Wat. Res.*, **21**, 789 (1987).
9. Toerien, D. F., and W. H. J. Hattingh, *Wat. Res.*, **3**, 385 (1969).
10. Ramsing, N. B., M. Kühl, and B. B. Jørgensen., *Appl. Environ. Microbiol.*, **59**, 3840 (1993).
11. Lens, P. N., A. Massone, A. Rozzi and W. H. Verstraete, *Wat. Res.*, **29**, 857 (1995).
12. De Beer, D., J. C. Van Den Heuvel and S. P. P. Ottengraf, *Appl. Environ. Microbiol.*, **59**, 573 (1993).
13. Wittler. R., H. Baumgartl, D. W. Lübbers, K. Schügerl, *Biotechnol. Bioeng.*, **28**, 1024 (1986).
14. Beunink, J., H. Baumgärtl, W. Zimelka and H. J. Rehm, *Experientia*, **45**, 1041 (1989).
15. Gerritse, J. and J. C. Gottschal, *J. Gen. Microbiol.*, **139**, 1853 (1993).
16. Kurosawa, H., H. Ishikawa, H. Tanaka, *Biotechnol. Bioeng.*, **31**, 183 (1988).
17. Tanaka, H., H. Kurosawa and H. Murukami, *Biotechnol. Bioeng.*, **28**, 1761 (1986).
18. Kokufuta, E., M. Shimohashi and I. Nakamura, *Biotechnol. Bioeng.*, **31**, 382 (1988).
19. Beunink, J., H., and H. J. Rehm, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **34**, 108 (1990).
20. Guyot, J. P., F. Ramirez, B. Ollivier, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **42**, 452 (1994).
21. Gerritse, J. and J. C. Gottschal., *FEMS Microbiol. Ecol.*, **101**, 89 (1992).
22. Guiot, S. R., A. Pauss and J. W. Costerton, *Wat. Sci. Tech.*, **25**, 7, 1 (1992).
23. Kato, M. T., J. Field and G. Lettinga, *Biotechnol. Bioeng.*, **42**: 1360 (1993).
24. APHA, AWWA, WPCF, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 16th edn. American Public Health Association, Washington, D. C. (1985).
25. Guiot, S. R., Y. Arcand, C. Chavarie, *Wat. Sci. Tech.*, **26**, 3/4, 897 (1992).
26. Arcand, Y. J. Hawari and S. Guiot, *Wat. Res.*, **29**, 131 (1995).
27. Smith, P. G., *Wat. Res.*, **18**, 1045 (1984).

# Opportunities for Environmental Biotechnology within the Current Context of the Mexican Agroindustry

E. J. Olguín

Instituto de Ecología, Apartado Postal 63, Xalapa, Veracruz 91000, MEXICO

*Agroindustry provides employment to several million people in México. However, obsolete technology, lack of innovations and a high degree of negative environmental impacts are some of the major characteristics of this activity. Within this context and taking advantage of the recent trends to enforce environment protection laws, environmental biotechnology has a growing market and greater opportunities to develop waste treatment processes. The objective of this work is to discuss some processes with a large potential for animal production units and coffee processing plants. Recent research advances concerning an integrated system for animal waste recycling, involving anaerobic digestion and high rate oxidation ponds (HROP), with recovery of Spirulina, are discussed. Results of the characterization of the native and variant (straight short filaments) strains of this cyanobacteria, led to conclude that the latter is more suitable for outdoor cultivation. This research line resulted very relevant since hardly any information on polymorphism of Spirulina, is available and yet, its practical implications are considerable. Evaluation of the output rate of the variant strain in outdoor conditions (light intensity in the range of 360 to 800  $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , and temperature around 24 to 27 °C), is also described. Evaluation was performed in semi-continuous cultures in raceways, utilizing sea water, anaerobic effluents and 2  $\text{gl}^{-1}$  of bicarbonates. The maximum productivity attained (8  $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ), compares well with others reported for more expensive culture mediums, and can be improved when cultivated at higher temperatures. On the other hand, accelerated composting of coffee pulp is described showing that "cachaza" and "gallinaza" promoted a faster stabilization of this residue and that this technology is suitable for organic coffee production with pollution control.*

## Pentachlorophenol Degradation by a Simultaneous Aerobic/Anaerobic Process: a New Technology for Waste Water Treatment

H. Macarie<sup>1,2</sup> and S. Guiot<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Biotechnology Research Institute, National Research Council of Canada, 6100 Av. Royalmount, H4P 2R2 Montréal, Québec, CANADA. <sup>2</sup>Dirección actual: Institut Francais de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération (ORSTOM), Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Apartado Postal 55-535, 09340 México, D.F., MEXICO

*Biological wastewaters treatments always incorporate aerobic and anaerobic stages which take place in two reactors in series. Such aerobic and anaerobic stages are often the only way to mineralise toxic compounds. Theoretical arguments are presented in this paper which demonstrate that the two phases can take place within one reactor without compartmentalisation. Experimental results on the application of these concepts to a pentachlorophenol containing wastewaters are also presented.*

E. Galindo (Ed.), *Fronteras en Biotecnología y Bioingeniería*,  
Sociedad Mexicana de Biotecnología y Bioingeniería, A. C., 1996

# FRONTERAS

en BIOTECNOLOGÍA

y BIOINGENIERÍA

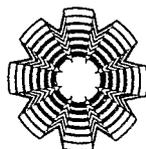
EDITADO POR

DR. ENRIQUE GALINDO

INSTITUTO DE BIOTECNOLOGÍA  
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
CUERNAVACA, MORELOS, MÉXICO

CON LA COLABORACIÓN DE

Dr. Eduardo Bárzana (FACULTAD DE QUÍMICA, UNAM)  
Ing. Gustavo Dávila (MEXAMA, S. A. DE C. V.)  
Dra. Amelia Farrés (FACULTAD DE QUÍMICA, UNAM)  
Dr. Ernesto Favela (UAM-IZTAPALAPA)  
Dr. Gustavo F. Gutiérrez (ENCB, IPN)  
Dr. Mariano Gutiérrez (UAM-IZTAPALAPA)  
Dr. Miguel Lara (INSTITUTO DE BIOTECNOLOGÍA, UNAM)  
Mtro. Óscar Monroy (UAM-IZTAPALAPA)  
Dr. Adalberto Noyola (INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM)  
Ing. Hugo Velasco (ENCB, IPN)  
Dra. Thelma L. Villegas (ENCB, IPN)  
Dr. Gustavo Viniegra (UAM-IZTAPALAPA)



SOCIEDAD MEXICANA DE BIOTECNOLOGÍA Y BIOINGENIERÍA, A. C.

1996