

EVALUACIÓN DE LA CONSTANTE CINÉTICA k PARA EL EJERCICIO DE LA DBO EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA CHACINERA

Jorge A. Garnero. Paola G. Chiappero*

* Grupo de efluentes industriales. Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional San Francisco. Av. de la Universidad 501, 2400, San Francisco (Córdoba), Argentina. E-mail: jgarnero@coopmorteros.com.ar

Palabras Claves/Key words: industria chacinera, efluente, cinética, DBO.

Resumen

La industria chacinera genera efluentes con alto contenido de materia orgánica, la cual puede evaluarse midiendo la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Conocer la velocidad a la cual es oxidada por vía biológica permite diseñar adecuadamente los sistemas de depuración, como así también evaluar el impacto que su vertido puede ocasionar sobre el ambiente.

En el presente trabajo se determinó la constante de velocidad de reacción (k) y la demanda bioquímica de oxígeno última (L) para el efluente generado por un frigorífico faenador de porcinos y elaborador de chacinados, considerando que el ejercicio de la DBO es directamente proporcional a la concentración del sustrato (cinética de primer orden). Se evaluaron muestras del efluente recogidas en diferentes días de la semana, incubándolas durante diez días en condiciones estándar y se midió la DBO ejercida cada 24 horas. Con los valores encontrados se procedió a calcular los parámetros cinéticos k y L utilizando el método de los mínimos cuadrados. Se encontraron valores de k de $0,25 - 0,85 \text{ d}^{-1}$ (rango $0,60 \text{ d}^{-1}$) y L de $1578 - 3270 \text{ mg/l}$ (rango 1692 mg/l). La DBO ejercida luego de 5 días de incubación (DBO_5) osciló de $1328 - 2730 \text{ mg/l}$ (rango 1402 mg/l).

Los resultados de este estudio indican una importante variación en la carga contaminante del efluente medida en términos de DBO_5 , al igual que la velocidad de estabilización por vía biológica evaluada según los valores de k . Del mismo modo, la DBO_5 expresa solo una fracción de la cantidad de oxígeno que se consumirá para la estabilización del residuo en un sistema de depuración o en el ambiente luego de su vertido. Estas situaciones influirán en la eficiencia de las plantas de depuración para este tipo de efluente a los efectos de lograr una adecuada depuración.

Se considera conveniente conocer los parámetros cinéticos para optimizar el diseño de las instalaciones para el tratamiento del efluente generado por la industria chacinera y evaluar adecuadamente el impacto ambiental de este residuo.

Introducción

Los frigoríficos generan volúmenes importantes de efluentes con una carga alta de materia orgánica, altas demandas químicas y bioquímicas de oxígeno, alto contenido de grasas, de residuos secos, de sólidos sedimentables totales, de nitrógeno, de fósforo y de cloruros [1, 2]. La evaluación de la carga orgánica que lleva un efluente se puede realizar mediante la determinación de la DBO_5 , parámetro que permite estimar la cantidad de oxígeno que será consumido por microorganismos aerobios heterótrofos para estabilizarla por oxidación biológica [3]. La cantidad de oxígeno consumido durante ese intervalo de tiempo permite estimar la cantidad de oxígeno que será necesario para estabilizar biológicamente la materia orgánica contenida en el efluente.

Sin embargo, para conocer el impacto que puede producir el vertido de ese residuo sobre el cuerpo receptor no es suficiente con conocer la DBO_5 , sino que es importante conocer la velocidad de oxidación biológica y la cantidad de oxígeno que se requiere para oxidar la totalidad de la materia orgánica presente [4, 5]. Para obtener esta información sería necesario incubar la muestra durante un intervalo de tiempo muy prolongado, lo cual dejaría de tener aplicaciones prácticas. Por ello es que se utilizan modelos matemáticos en los cuales se estiman los

parámetros cinéticos k y L . Si bien se existen diferentes modelos cinéticos, lo más frecuente es describir el ejercicio de la DBO en función del tiempo mediante una cinética de primer orden ($dL/dt = -kL$), donde se supone que la velocidad a la cual ocurre la estabilización de la materia orgánica (dL/dt) es proporcional a la concentración de la materia orgánica contenida en la muestra (L) [4]. La velocidad a la cual ocurre esta reacción bioquímica depende de múltiples factores, muchos de los cuales debieron ser estandarizados para la reproducibilidad del método (temperatura, tiempo de incubación, nutrientes e inóculo requeridos). De ese modo, la velocidad de consumo del oxígeno dependerá solamente de la concentración y de la naturaleza de la materia orgánica presente [5]. El parámetro k es independiente de la concentración ($k = 1/L \cdot dL/dt$), por lo cual estimando su valor para diferentes efluentes permitirá conocer la facilidad con la cual será oxidado en condiciones estándares. El diseño de las instalaciones de tratamiento biológico de los efluentes debe tener en cuenta esta situación, por lo que conocer el parámetro k permitirá optimizar las instalaciones, adecuándolas a las características de cada efluente en particular [6].

A través del presente trabajo se buscó conocer los parámetros cinéticos que satisfacen una ecuación de primer orden para el efluente generado por una empresa que posee playa de faena porcina y elaboración de chacinados.

Materiales y métodos

Los ensayos se realizaron sobre el efluente de un frigorífico que realiza faena porcina y elaboración de chacinados, recogiendo nueve muestras compuestas en días diferentes. Las muestras se recogieron por bombeo en el punto de ingreso al sistema de tratamiento primario. Se extrajeron 150 ml de efluente crudo a intervalos regulares de 15 minutos, recolectándose en envases de polipropileno de capacidad suficiente para acumular las muestras extraídas durante 8 horas. Las muestras se mantuvieron bajo refrigeración entre 2 °C y 5 °C. Se extrajeron así tres recipientes diarios con 4,8 litros de efluente cada uno. Al final de cada día se procedió a mezclar el contenido de los tres recipientes para obtener una muestra compuesta de 24 horas.

A partir de esta muestra compuesta así obtenida se extrajo el efluente destinado a los ensayos. La muestra se filtró con un tamiz de 150 micrones para retener sólidos en suspensión de gran tamaño (pelos, restos de carne, grasa, restos de estiércol, etc.) y sobre el líquido se practicaron los ensayos de caracterización (pH, alcalinidad, dureza total, cloruros, demanda química de oxígeno, sólidos fijos y sólidos volátiles) utilizando técnicas estandarizadas [7].

La determinación de la DBO se llevó a cabo utilizando el método manométrico [7]. Se utilizaron 2,00 ml de muestra del efluente filtrado y se lo diluyó con 95,00 ml agua desmineralizada con una conductividad máxima de 2 μ S (Biopack productos químicos) para ajustar el valor de la DBO al rango de lectura del equipo analítico utilizado (OxyTop® measuring system). La dilución de ensayo se colocó en una botella color caramelo junto con el inóculo aclimatado a las condiciones de trabajo según las instrucciones del proveedor (Polyseed Inoculum, Hach Company, Loveland, Co). Se agregó una solución buffer de fosfatos pH 7,2 (Hach Company, Loveland, Co), se cerró herméticamente para impedir el intercambio gaseoso con la atmósfera y se incubó en oscuridad a 20 °C con agitación continua en una incubadora para la determinación de DBO (FTC 90, Velp Científica ®). La DBO se leyó diariamente durante 10 días a intervalos regulares de 24 horas [8].

Los parámetros cinéticos k y L se calcularon utilizando el método de los mínimos cuadrados según la metodología indicada en la bibliografía [3, 8]. Con los valores de k y L hallados para cada una de las muestras se calculó la media aritmética, rango (R) y desviación estándar (SD).

Resultados y discusión

La composición química del efluente utilizado en los ensayos se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1: Composición química del efluente utilizado en los ensayos.

Parámetro	Máximo	Mínimo	Media	Desviación estándar	N ° de muestras
pH	8,56	8,20	8,42	0,19	9
Alcalinidad (mg / l CaCO ₃)	810,3	789,1	801,5	11,1	9
Dureza total (mg / l CaCO ₃)	465,2	436,3	453,7	15,3	9
Cloruros (mg / l)	1384,1	1219,6	1338,5	84,9	9
DQO (mg / l)	3843,6	2486,3	2982,0	473,5	9
DBO ₅ (mg/l)	2730	1328	1894	559	9
Sólidos totales (mg / l)	10440	9585	9978	280	9
Sólidos fijos (mg / l)	7874	7327	7620	186	9
Sólidos volátiles (mg / l)	2704	2017	2358	244	9

La Tabla 2 muestra los valores de DBO encontrados a diferentes instantes de tiempo para las muestras analizadas. Se observa una importante dispersión de los resultados obtenidos para las muestras extraídas en diferentes días de la semana, con rangos amplios en todas las mediciones realizadas.

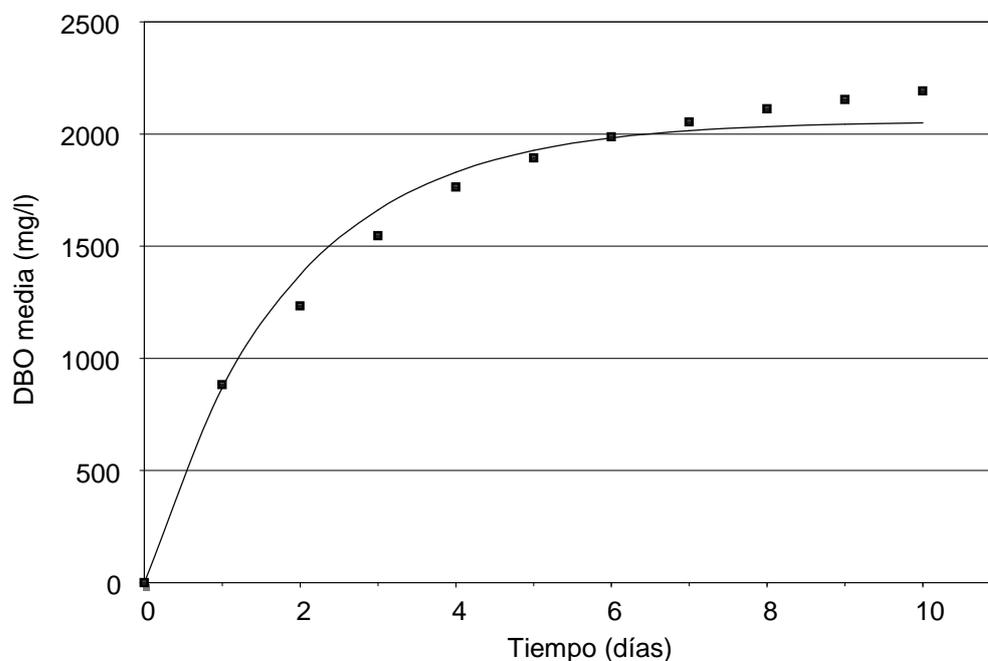


Figura 1: Evolución de la DBO media en función del tiempo

La Figura 1 muestra la evolución de la DBO media en función del tiempo, pudiéndose observar el continuo cambio de la pendiente de la curva a lo largo del tiempo transcurrido de incubación. Estos cambios reflejan la variación de la velocidad de estabilización de la muestra, la cual queda determinada como la pendiente de la recta tangente a la curva en cada uno de sus puntos. Ese cambio continuo en la velocidad de estabilización está asociado a la facilidad de degradación de los compuestos presentes. Aquellos más fáciles de biodegradar se oxidan en los primeros días de incubación, con una mayor velocidad, quedando hacia los últimos días de incubación los compuestos más refractarios a la acción microbiana.

Tabla 2: DBO de las muestras ensayadas a distintos instantes de tiempo.

Ensayo N°	INSTANTES DE TIEMPO (DÍAS)										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0	1683	2052	2341	2485	2607	2690	2750	2854	2915	2956
2	0	984	1170	1455	1497	1497	1558	1600	1600	1581	1558
3	0	821	1045	1396	1600	1661	1750	1775	1795	1815	1828
4	0	657	961	1417	1581	1702	1786	1874	1933	1949	2022
5	0	779	1395	1805	2257	2523	2630	2709	2790	2878	2937
6	0	1240	1748	2150	2500	2730	2900	3000	3150	3180	3205
7	0	940	1280	1450	1570	1565	1660	1760	1820	1900	1970
8	0	410	734	950	1188	1328	1384	1426	1450	1480	1546
9	0	432	720	950	1200	1430	1530	1580	1620	1680	1710
Máximo	0	1683	2052	2341	2500	2730	2900	3000	3150	3180	3205
Mínimo	0	410	720	950	1188	1328	1384	1426	1450	1480	1546
Media	0	883	1234	1546	1764	1894	1988	2053	2112	2153	2192
Desvío estándar (SD)	0	399	446	478	515	559	581	595	637	650	655
Rango (R)	0	1273	1332	1391	1312	1402	1516	1574	1700	1700	1659

En la Tabla 3 se muestran los valores de k y L obtenidos para cada una de las muestras analizadas según la metodología detallada en la bibliografías [3, 8].

Tabla 3: Valores de k y L de las muestras ensayadas

Muestra N°	k (día ⁻¹)	L (mg/l)
1	0,69	2823
2	0,85	1578
3	0,47	1854
4	0,35	2063
5	0,31	3094
6	0,38	3270
7	0,56	1838
8	0,32	1603
9	0,25	1897
Máximo	0,85	3270
Mínimo	0,25	1578
Media	0,55	2058
Desvío estándar	0,20	655
Rango	0,60	1692

Se observa una importante dispersión de los valores de k ($SD = 0,20 \text{ d}^{-1}$) y de L ($SD = 655 \text{ mg/l}$), posiblemente asociados a la actividad desarrollada en la planta industrial en la jornada cuando se extrajeron cada una de las muestras analizadas.

A pesar de ser la industria de elaboración del chacinados una actividad que genera un efluente de naturaleza eminentemente orgánica, la constante k toma valores bajos, indicando baja velocidad de estabilización del residuo con valores de L muy elevados, por lo que es de esperar que se requieran tiempos prolongados e importantes consumos de oxígeno disuelto para poder satisfacer su demanda de oxígeno y evitar la acción contaminante del vertido.

Conclusiones

El efluente utilizado para la realización del presente trabajo tiene una composición química similar a la informada en trabajos anteriores [1, 2, 9] para efluentes generados por la industria frigorífica.

La constante cinética de velocidad de reacción k muestra un rango de valores muy amplio ($R = 0,60 \text{ d}^{-1}$). Los valores de k para muestras recogidas en diferentes días de la semana muestran valores muy dispares, lo que indica velocidades de degradación de la materia orgánica muy variable. Se observa un amplio rango de valores de DBO_5 ($R = 1692 \text{ mg/l}$), por lo que se supone que las distintas velocidades puedan estar asociadas a diferencias en la composición química del efluente, vinculadas a su vez a la actividad desarrollada en la planta industrial durante el día de muestreo.

La variación de los valores de k genera la necesidad de contar con esta información para el diseño de estaciones de tratamiento que resulten eficientes para las distintas composiciones de efluente que deberán manejar. Las amplias variaciones de L indican necesidades variables de oxígeno y de tiempos de residencia en los reactores que se diseñen para la depuración del residuo, debiendo satisfacer altas demandas de oxígeno para lograr objetivos de eficiencia que resulten satisfactorios para la protección de los cuerpos receptores en los cuales se realicen los vertidos de los efluentes tratados.

El valor medio calculado para la constante cinética k para este efluente muestra valores más altos que el informado para efluentes de otros orígenes [3, 10]. Esto demuestra que se trata de

efluentes relativamente sencillos de biodegradar, aún cuando lograr la completa satisfacción de la demanda altas masas de oxígeno disuelto en el licor mezcla de los reactores biológicos.

El diseño de planta de tratamiento de efluentes que solo consideren el caudal del líquido a depurar y su DBO₅ sin contemplar la velocidad a la cual ocurre la degradación o la demanda última de oxígeno pueden conducir a la construcción de instalaciones que no logren la eficiencia de remoción apropiada para la protección del ambiente en el cual el efluente tratado sea vertido.

Referencias

[1] Sroka, E., Kaminski, W., Bohdziewicz, J. 2004. Biological treatment of meat industry wastewater. *Desalination*. 162: 85 – 91.

[2] Johns, M. R. 1995. Developments in wastewater treatment in the meat processing industry: a review. *Bioresource Technology* 54: 203 – 216.

[3] Crites, R., Tchobanoglous, G. 2000. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. McGraw-Hill Companies, INC.

[4] Moore, E., Thomas, H., Snow, W. 1950. Simplified method for analysis of B.O.D. data. *Sewage and industrial wastes*. 22 (10): 1343 – 1353.

[5] Orford, H, Ingram, W. 1953. Deoxygenation of sewage. *Critical Review of the monomolecular formula*. *Sewage and industrial wastes*. 25 (4): 419 – 424.

[6] Nakhla, G., Liu, V., Bassi, A. 2004. Kinetic modeling of aerobic biodegradation of high oil and grease rendering wastewater. *Bioresource Technology*. 97: 131 – 139.

[7] The American Public Health Association, The American Water Works Association and the Water Pollution Control Federation. 1989. *Standard Methods for the examination of water and wastewater* 17th Edition. APHA. Washington, D.C.

[8] Metcalf, L.; Eddy, H.P. 1995. *Ingeniería de las aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización*. 3ª edición. Ed. McGraw – Hill, INC., Madrid.

[9] Benticuaga, I., Barbaresi, C., Carbajal, A., de Tullio, L. and Zuccolo, C. 1986. Los efluentes líquidos originados en la actividad chacinera. *Noticiteca* 16 (1): 35 - 39.

[10] Cutrera, G., Manfredi, L., del Valle, C., González, J. 1999. On the determination of the kinetic parameters for the BOD test. *Water SA*. 25 (3): 377 – 379.