

## Biokinetics parameters governing of BOD equation in a crab-processing industry wastewater

**Daisy Isea, Luis Vargas, José Durán, José Delgado, Riczely Mendoza**

Centro de Investigación del Agua (CIA), Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia,  
Apartado Postal 526. Maracaibo, Edo. Zulia. Venezuela.

daisyisea@yahoo.com / luisrvargasv@hotmail.com / jdurang2005@hotmail.com

### Abstract

Biokinetics parameters governing the biochemical oxygen demand in wastewater from crabs processing industry in the zulian region were determined. The purpose of this study was to obtain data values of biodegradation constants and the last demand to consult at the time of the design of a water treatment plant or any other study of them. The methodology was experimental with experimental design of field type, since the data were collected directly from reality, with the purpose of obtaining the values of the parameters; which through methods of slope Thomas method, moments Moore's method and the graphical Fujimoto method were determined, at temperatures of 20°C, which is the standard and temperature 33°C because is temperature similar to the region. Methods that best fitted to the analysis were the slope of Thomas method and Fujimoto method. The values of k and L obtained were  $k_{20}=0,078 \text{ d}^{-1}$ ;  $k_{33}=0,097 \text{ d}^{-1}$  and  $L_{20}=404 \text{ mg/L}$ ;  $L_{33}=414 \text{ mg/L}$  respectively, which allowed to propose the equation  $k_{33}=k_{20}(1,021)^{33-20}$ .

**Keywords:** biochemical oxigen demand, biokinetic parameters of DBO, biodegradation constant and last demand, Thomas methods, Fujimoto methods.

## Parámetros biocinéticos que rigen la ecuación de la DBO en aguas residuales de una industria procesadora de cangrejos

### Resumen

Se determinaron los parámetros biocinéticos que rigen la demanda bioquímica de oxígeno en aguas residuales de una industria procesadora de cangrejos en la región zuliana. La finalidad de este estudio fue obtener una expresión matemática que permita hallar los parámetros cinéticos: los valores de las constantes de biodegradación y de la demanda última que sirvan de referencia al momento del diseño de una planta de tratamiento de aguas o cualquier otro estudio de las mismas. La metodología fue de tipo experimental con diseño experimental de campo, utilizando dos temperaturas de incubación:  $T=20^{\circ}\text{C}$ , que es la temperatura estándar de la prueba y  $T = 33^{\circ}\text{C}$ , que es similar a la temperatura ambiente de la región. Los valores de los parámetros cinéticos, se determinaron a través del método de la Pendiente de Thomas, método de los momentos de Moore y método gráfico de Fujimoto. Los métodos que mejor se ajustaron al análisis fueron el método de la pendiente de Thomas y el método de Fujimoto. Se obtuvo valores para k y L de  $k_{20}=0,078 \text{ d}^{-1}$ ;  $k_{33}=0,097 \text{ d}^{-1}$  y  $L_{20}=404 \text{ mg/L}$ ;  $L_{33}=414 \text{ mg/L}$ , lo cual permitió proponer la ecuación  $k_{33}=k_{20}(1,021)^{33-20}$ .

**Palabras clave:** DBO, parámetros biocinéticos, métodos de Thomas, Fujimoto y Moore`s.

## Introducción

La descarga de aguas residuales industriales contamina los cuerpos de aguas superficiales, estuarios, océanos y también los suelos. A nivel mundial, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es una prueba usada para la determinación de los requerimientos de oxígeno en la degradación bioquímica de la materia orgánica en las aguas residuales, tanto municipales como industriales. Su aplicación permite calcular los efectos de las descargas de los efluentes domésticos e industriales sobre la calidad de las aguas de los cuerpos receptores [1-3].

En los últimos años, se ha prestado mayor interés al tratamiento de aguas residuales industriales debido al aumento de la industrialización. De hecho, en la región zuliana (Venezuela) se ha incrementado la actividad industrial en el área de procesamiento de especies acuáticas como cangrejo y camarón. En vista de la demanda de estos productos, el crecimiento acelerado de la indus-

tria cangrejera ha traído como consecuencia la instalación de plantas procesadoras, algunas de ellas sin sus respectivas plantas de tratamiento de aguas residuales. De acuerdo al esquema de producción instalado en la planta procesadora estudiada (Figura 1), las características de sus efluentes difieren de los generados en industrias de otros países cuyos sistemas de tratamiento de aguas residuales han sido diseñados considerando los factores climatológicos de la región, en consecuencia, no es recomendable adoptar los mismos parámetros de diseño y soluciones técnicas para adecuar los efluentes y cumplir con lo establecido en la normativa legal vigente [4].

En el caso de las industrias existentes en la región zuliana, hay pocos estudios de tratabilidad biológica sin reporte de las constantes biocinéticas de la biodegradación de la materia orgánica. En las industrias procesadoras de camarones al hacer limpieza total del camarón originan un efluente con un gran contenido de materia orgánica, que de no ser tratado en forma eficiente con-

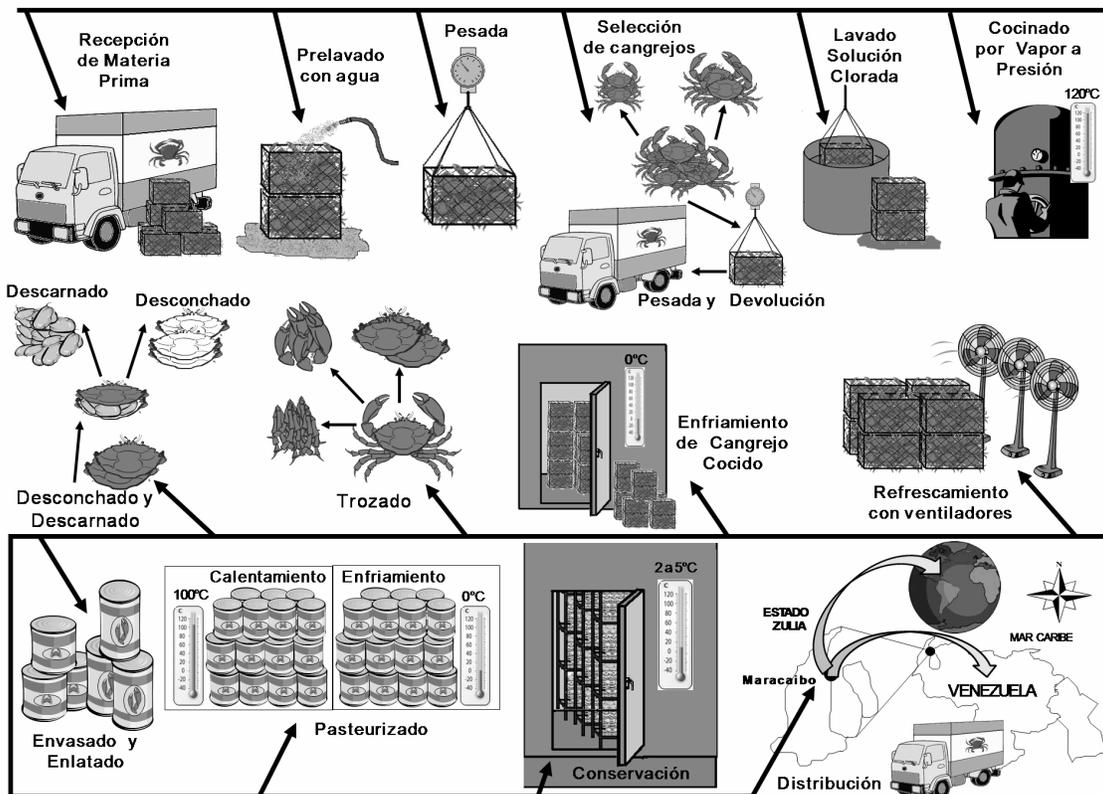


Figura 1. Diagrama de una industria procesadora de cangrejo ubicada en el estado Zulia, Venezuela (Fuente propia).

tamina los cuerpos de aguas receptores [5]. En consideración a esta situación y atendiendo a la necesidad de diseñar e instalar sistemas de tratamiento de aguas residuales a cada una de estas industrias, surge la necesidad de realizar estudios de tratabilidad biológica y contar con una base de datos para la determinación de tales constantes que permitan proyectar los sistemas de tratamiento para empresas con similares tipos de efluentes y condiciones ambientales [4].

Las propiedades físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales industriales son tan variadas como la industria misma; sin embargo, todo este conjunto de aguas deben ser asimiladas por la naturaleza-ambiente, sin que ello suponga un perjuicio para la salud y el bienestar de los seres vivos [6].

De los parámetros convencionales utilizados para medir la potencia polucional de las aguas residuales, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) constituye, hasta el presente, el mejor parámetro para el control de polución en corrientes donde la carga orgánica debe ser restringida para mantener niveles de oxígeno disuelto deseados. Esta constituye la prueba principal aplicada a desechos domésticos e industriales para determinar la potencia en términos de oxígeno disuelto requeridos para su estabilización [1, 3, 7].

Los parámetros cinéticos que rigen la ecuación de la DBO han sido estudiados por muchos investigadores y se ha determinado que la temperatura es uno de los parámetros que influye sobre la constante de biodegradación ( $k$ ) y sobre la demanda última ( $L$ ). Generalmente  $k$  y  $L$  son estudiadas a una temperatura de 20°C. A esa temperatura y a cinco días ( $DBO_{5,20}$ ) son considerados estándar a pesar de que en estas condiciones solo se degrada del 60 al 70% de la materia orgánica; sin embargo el estudio puede realizarse en otras condiciones de tiempo y temperatura. Los factores climatológicos que privan en la región en estudio favorecen ampliamente tal degradación; por otro lado, las constantes biocinéticas deben conocerse a tales condiciones.

Es importante conocer o estimar la temperatura del agua residual, por ser un parámetro que afecta la velocidad de las reacciones químicas y procesos biológicos. Igualmente afecta la vida acuática y los posibles usos del agua tratada. En el Zulia los valores de temperatura del agua me-

didada en los procesos de tratamiento con aireación son similares de la temperatura media del sitio donde está ubicada la planta, lo que hace preferible usar en el diseño de la planta de tratamiento esa temperatura media del aire en el sitio obtenida de la estación meteorológica más cercana y no la temperatura del agua residual [8].

La influencia de la temperatura en la constante de biodegradación ( $k$ ) puede ser estimada por una expresión desarrollada por Phelps basado en la teoría de Van 't Hoff-Arrhenius [1, 2, 7, 9]. Para el caso de la DBO toma la forma bastante utilizada:

$$k_T = k_{20}(1,047)^{T-20}$$

El efecto de la concentración de materia orgánica sobre la biodegradabilidad puede observarse al considerar que la cinética de dicha transformación procede como una reacción de primer orden:

$$\frac{dL}{dt} = -KL, \text{ integrando queda:}$$

$$\frac{\ln Lt}{L} = -Kt \text{ (con } t, \text{ en días)}$$

Definiendo como  $Y$  a la materia orgánica oxidada ( $L - Lt$ ). Haciendo las operaciones matemáticas correspondientes se obtiene:

$$Y = L(1 - e^{-kt}) \text{ o en base 10:}$$

$$Y = L(1 - 10^{-kt}), \text{ donde } k = K/2,303$$

Sawyer y col. estudiaron las tasas de las oxidaciones bioquímicas. Por ejemplo el valor de la tasa de reacción  $k$  a 20°C, para aguas residuales fue establecido en Estados Unidos e Inglaterra como  $k = 0,10$ . Sin embargo, pronto se descubrió que el valor de  $k$  variaba con diferentes tipos de desperdicios y con la temperatura. La Tabla 1, muestra varios valores de porcentajes de DBO ejercido, en función del tiempo y de  $k$  [1, 2, 7, 9].

Esta investigación se fundamenta en la necesidad de crear una base de datos regional, que proporcione información en cuanto a las constantes biocinéticas ajustadas al clima local que permitan dimensionar las instalaciones de tratamiento de aguas residuales; medir la eficacia de al-

Tabla 1  
Porcentajes de DBO ejercido a 20°C

Tiempo (días)	Porcentaje de la DBO total ejercido				
	k = 0,05	k = 0,10	k = 0,15	k = 0,22	k = 0,25
1	10,9	20,6	29,2	36,9	43,8
2	20,6	37,0	50,0	60,0	68,0
3	29,6	50,0	64,0	75,0	82,0
4	37,0	60,0	75,0	84,0	90,0
5	44,0	68,0	82,0	90,0	94,0
6	50,0	75,0	87,0	94,0	97,0
7	55,0	80,0	91,0	96,0	98,0
10	68,0	90,0	97,0	99,0	99,0
20	90,2	99,0	> 99,0	> 99,0	> 99,0

Fuente: Sawyer y col., 2001.

gunos procesos de tratamiento y controlar el cumplimiento de las limitaciones a que están sujetos los vertidos a cuerpos de aguas. Al disponer de valores propios de la región se podrían mejorar los diseños de futuras plantas de tratamientos de aguas residuales.

## Parte experimental

### Sitio de muestreo

La toma de muestras se realizó directamente de la descarga del canal central de agua residual de la industria ubicada en el municipio San Francisco, estado Zulia. Debido a que las características de este tipo de agua residual son muy cambiantes, sobre todo en el sitio de la toma de la muestra seleccionado por cuanto confluyen las aguas provenientes de las diversas actividades que se realizan en la industria. Para lograr muestras representativas se optó por realizar muestras compuestas tomando alícuotas, en función del caudal, cada 15 minutos en el intervalo comprendido de 7 am a 3 pm. Este horario corresponde a la operatividad de la planta, donde se procesa aproximadamente el 90% de la producción.

### Recolección y análisis de muestras

Las muestras se recolectaron en recipientes plásticos de capacidad igual a un litro, con tapas herméticas para evitar en lo posible el intercambio de oxígeno con el medio ambiente. Se colo-

caron dentro de una cava refrigerada, aproximadamente a 4°C, inmediatamente se trasladaron al laboratorio de Ingeniería Ambiental del Centro de Investigación del Agua de la Universidad del Zulia para su posterior análisis.

### Procedimiento analítico

Cada uno de los análisis se realizó siguiendo la metodología establecida por el Standard Methods de la APHA (1999) [10]. La determinación de la DQO se realizó mediante el método estándar 5220-D, método colorimétrico Reflujo Cerrado [10].

Por su parte, la determinación de la DBO última se desarrolló de acuerdo al procedimiento estándar 5210-C (DBO extendida), la cual está basada en el método de las diluciones para una degradación cercana al 100% de la materia orgánica y la determinación del oxígeno se realizó a través del método estándar 4500-O-C modificado de azida. Los ensayos se realizaron empleando dos temperaturas de incubación 20°C y 33°C a fin de establecer su influencia en los parámetros cinéticos de la DBO. Estas temperaturas fueron seleccionadas considerando que la temperatura de la región varía dentro de ese rango. Para conocer la cinética de biodegradabilidad de la materia orgánica, la prueba de DBO se ejecutó durante un período de incubación de diez días (día a día) para cada ensayo, para un total de ocho repeticiones. Para el cálculo de la DBO a los diferentes tiempos de incubación se aplicó:

$$DBO_n = \frac{(D_2 - D_1) - f(B_2 - B_1)}{p}$$

donde

$D_2$ : OD inicial en la muestra diluida.

$D_1$ : OD final en la muestra diluida.

$B_2$ : OD en el inóculo (inicial).

$B_1$ : OD final en el inóculo.

$p$ : fracción decimal de la muestra en la dilución.

$n$ : período de incubación

$f$ : razón de inóculo en la muestra a inóculo en el control.

Como inóculo se utilizó licor mezcla proveniente de reactores por carga alimentados con efluentes de la industria estudiada [10].

Una vez obtenida la data experimental se procedió al cálculo y el establecimiento de las relaciones pertinentes a cada método: método de la Pendiente de Thomas, método de los momentos de Moore y el método gráfico de Fujimoto para la determinación de los parámetros cinéticos  $k$  y  $L$  a las temperaturas citadas [1, 2, 6, 7].

A partir de los valores calculados de  $k$  de cada muestreo para cada uno de los métodos estudiados en el rango de temperatura 20 a 33°C, se determinó los valores de los parámetros: factor de frecuencia ( $N = (\log k_{T_2}/k_{T_1})/(T_2 - T_1)$ ), coeficiente de temperatura ( $\theta = 10^N$ ), energía de activación ( $E = 2.3N.R.T_2.T_1$ ) indicados en la demostración de la expresión desarrollada por Phelps basado en la teoría de Van't Hoff-Arrhenius [1, 2, 7, 9]. Del mismo modo, se estimó la influencia de la temperatura tanto en la constante de velocidad ( $k$ ) como en la demanda última ( $L$ ) de acuerdo a las ecuaciones de Van't Hoff-Arrhenius y Theriault  $L_T = L_{20}[1 + 0,020(T-20)]$  respectivamente.

## Resultados y discusión

La Tabla 2, muestra los valores de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), realizada previamente a la determinación de la DBO para estimar en qué proporción se realizaría la dilución de la muestra a ensayar. Así mismo, se muestran los valores puntuales de DBO, obtenidos experimentalmente para ambas temperaturas de ensayo en una secuencia de 10 días.

Los valores de la DBO presentados en la Tabla 2, aumentan a medida que pasan los días, esto se debe a que hay un consumo continuo de oxígeno disuelto; de igual forma se observa que los valores obtenidos a una temperatura de incubación de 33°C son mayores que a 20°C para un mismo tiempo. La diferencia entre los valores de DBO para temperaturas diferentes e igual tiempo de incubación, se debe al hecho que para el rango de temperatura estudiado, cuando esta aumenta se acelera el consumo de oxígeno disuelto por una mayor actividad bacteriana y en consecuencia un mayor requerimiento de energía para el crecimiento y la reproducción de las bacterias. En cuanto a la DQO, se observa una alta variabilidad que oscila de 319 mg/L a 1020 mg/L; aunque la mayor parte de las muestras se encuentran en el rango de 854 mg/L y 1020 mg/L.

El cociente  $DBO_{10}/DQO$  (Tabla 3), permite establecer la relación de materia biodegradable presente en las muestras una vez obtenidos los valores de  $DBO_{10}$ . La relación muestra una variación en el rango 0,265–0,514. Se tiene que, a valores similares de DQO M:2 1020 mg/L y M:4 1006 mg/L se presentan relaciones de  $DBO_{10}/DQO$  diferentes M:2 (0,414<sub>20°C</sub> y 0,450<sub>33°C</sub>) y M:4 (0,265<sub>20°C</sub> y 0,313<sub>33°C</sub>), lo que indica una composición distinta o mezcla de aguas diferentes. Esto se debe a que los procesos productivos de la industria varían diariamente según el número de capturas y producto elaborado en el día.

La Tabla 4, muestra la variación de sólidos suspendidos y pH durante el período de muestreo. Los valores de los sólidos suspendidos totales varían entre 50-171 mg/L, mientras que los valores de sólidos suspendidos volátiles entre 5-20 mg/L, por lo tanto, el material orgánico suspendido afecta en menor grado el valor de la DBO cuyo aporte mayoritario viene dado por la materia orgánica disuelta. En consecuencia,  $k$  y  $L$  no se ven afectadas por la variación de sólidos suspendidos de las muestras.

En cuanto al pH se tiene que los efluentes se mantienen en valores cercanos a 7,00; fluctuando entre 6,75 y 7,16; esto se corresponde con la naturaleza de las aguas (proviene de distintas áreas del proceso). Estos resultados indican que estas aguas pueden ser tratadas por medios biológicos sin ningún tratamiento de control de pH, por lo cual la determinación de  $k$  y  $L$  no se ve afectada

Tabla 2  
Valores de DBO (mg/L) en una industria procesadora de cangrejo de la región zuliana, medidos a distintas temperaturas

Día	M: 1 DQO = 854		M: 2 DQO = 1020		M: 3 DQO = 866		M: 4 DQO = 1006	
	20°C	33°C	20°C	33°C	20°C	33°C	20°C	33°C
1	100	127	131	153	33	40	50	83
2	136	200	181	223	63	70	91	123
3	236	263	211	278	90	96	127	155
4	281	300	322	367	128	146	164	187
5	314	327	383	418	149	181	195	229
6	327	345	394	430	163	200	227	241
7	331	355	400	440	174	219	240	268
8	335	365	406	447	205	241	256	282
9	342	373	411	456	218	267	261	295
10	345	385	422	459	236	270	267	315
Día	M: 5 DQO = 319		M: 6 DQO = 510		M: 7 DQO = 854		M: 8 DQO = 945	
	20°C	33°C	20°C	33°C	20°C	33°C	20°C	33°C
1	15	17	43	46	90	100	110	115
2	23	26	74	88	190	240	170	193
3	33	44	103	116	210	275	220	273
4	54	66	119	142	255	310	273	333
5	61	73	154	168	270	330	293	387
6	79	83	178	193	290	345	327	427
7	84	90	184	226	315	370	387	447
8	96	105	223	249	325	385	407	460
9	107	115	238	254	335	390	420	473
10	109	121	242	262	355	410	440	480

Tabla 3  
DQO, DBO y Relación DBO (10 días)/ DQO para cada muestreo con las dos temperaturas ensayadas

Parámetro	M: 1		M: 2		M: 3		M: 4	
Temp, °C	20	33	20	33	20	33	20	33
DQO mg/L	854	854	1020	1020	866	866	1006	1006
DBO <sub>10</sub> mg/L	345	385	422	459	236	270	267	315
DBO <sub>10</sub> /DQO	0,404	0,451	0,414	0,450	0,273	0,312	0,265	0,313
Parámetro	M: 5		M: 6		M: 7		M: 8	
Temp, °C	20	33	20	33	20	33	20	33
DQO mg/L	319	319	510	510	854	854	945	945
DBO <sub>10</sub> mg/L	109	121	242	262	355	410	440	480
DBO <sub>10</sub> /DQO	0,342	0,379	0,475	0,514	0,416	0,480	0,466	0,508

Tabla 4  
Variación de sólidos suspendidos y pH

Muestreo	Sólidos suspendidos totales (mg/L)	Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)	Sólidos suspendidos fijos (mg/L)	pH
1	94	20	74	7,16
2	136	8	128	7,36
3	56	8	48	6,78
4	155	9	146	7,15
5	74	18	56	6,80
6	171	15	156	6,90
7	142	12	130	6,75
8	50	5	45	6,76

por este parámetro ya que se encuentra dentro del rango óptimo para el crecimiento bacteriano, es decir pH entre 6,5 y 8,5 [1, 6, 7].

#### Determinación de los parámetros k y L

Los valores obtenidos de las constantes de velocidad (k) y demanda última (L) de las muestras compuestas de la industria procesadora de cangrejos para las temperaturas 20°C y 33°C, calculados a partir del método de la pendiente de Thomas, método gráfico de Fujimoto y método de los momentos de Moore [1, 2, 6, 7], se muestran en la Tabla 5.

Se aprecia que tanto los valores de k como los de L aumentan con el incremento de la temperatura, es decir, la velocidad con que los microorganismos encargados de la estabilización de la materia orgánica consumen el oxígeno disuelto es directamente proporcional a su temperatura; lo antes expuesto es cónsono con la ecuación de Arrhenius:  $k=Ae^{-E_a/RT}$ , es decir, a mayor temperatura mayor velocidad de reacción [11].

Los resultados obtenidos de k y L para las diferentes muestras compuestas, por los tres métodos estudiados (Tabla 5) indican que los valores experimentales se ajustan tanto al método gráfico de Fujimoto como al método de la pendiente de Thomas, presentando valores muy cercanos entre sí. Mientras que por el método de los momentos de Moore los valores están más alejados, siendo imposible la determinación de k y L para algunos muestreos.

Esto se debe a que durante los primeros días de incubación ocurre la Fase de Retardo, la cual fue muy acentuada, afectando más al método de los momentos de Moore. De igual forma ocurrió en los últimos días de incubación, es decir, en la Fase Estacionaria [12, 13]. Este comportamiento fue observado por Sawyer y colaboradores en su estudio del efecto de la constante de reacción k sobre la DBO [1]. Los valores entre estas fases pueden proporcionar desviaciones en el cálculo de k y L en todos los métodos, pero el de los momentos de Moore se ve más afectado por emplear menor cantidad de puntos. Sin embargo, los valores promedio del método de los momentos de Moore's obtenidos ( $k_{20}=0,091$  y  $L_{20}=402$ ;  $k_{33}=0,126$  y  $L_{33}=416$ ), no están muy lejos de los obtenidos por los otros métodos, lo cual indica que con mayor cantidad de datos es posible obtener cálculos del valor de k y L similar a los aportados por los otros métodos.

#### Determinación de la energía de activación (E) y el coeficiente de temperatura ( $\theta$ )

La Tabla 6, presentan los valores de energía de activación (E), coeficiente de temperatura ( $\theta$ ) y N. El valor promedio del coeficiente de temperatura ( $\theta$ ) tanto por el método de Thomas como por el método de Fujimoto es similar; se obtuvo un valor de  $\theta=1,021$  por el método de Thomas mientras que por el método de Fujimoto fue de  $\theta=1,012$ . Ambos métodos son adecuados para el cálculo de las ecuaciones generales que muestran la influencia de la temperatura en la constante de biodegradación (k).

Tabla 5  
Valores de k y L para cada uno de los métodos ensayados

Procesadora de Cangrejos T = 20°C						
Muestreo	Método de Fujimoto		Método Thomas		Método de Moore	
	L	k	L	k	L	k
1	366	0,141	379	0,127	421	0,113
2	445	0,135	475	0,106	532	0,094
3	395	0,039	395	0,039	333	0,050
4	328	0,077	334	0,075	438	0,050
5	213	0,030	350	0,017	****	****
6	340	0,053	418	0,039	295	0,078
7	359	0,137	354	0,144	338	0,150
8	497	0,090	529	0,075	456	0,100
Promedio	368	0,088	404	0,078	402	0,091
Desv. std.	84,2	0,046	67,7	0,045	83,5	0,036
Procesadora de Cangrejos T = 33°C						
Muestreo	Método de Fujimoto		Método Thomas		Método de Moore	
	L	k	L	k	L	k
1	388	0,164	388	0,164	383	0,172
2	478	0,153	492	0,136	502	0,139
3	417	0,045	488	0,037	****	****
4	349	0,093	367	0,079	306	0,113
5	219	0,034	265	0,027	****	****
6	350	0,061	369	0,055	338	0,065
7	411	0,162	403	0,173	394	0,172
8	533	0,107	539	0,104	572	0,094
Promedio	393	0,102	414	0,097	416	0,126
Desv. std.	93,7	0,053	88,1	0,057	101,6	0,043

\*\*\*\* No se obtuvo valor.

**Influencia de la temperatura en la constante de biodegradación (k) y demanda última (L)**

Las expresiones matemáticas que permitieron obtener el valor de la constante de velocidad a una temperatura diferente de 20°C como lo es 33°C, la cual corresponde a la temperatura de la región zuliana, se muestran en la Tabla 7. Para aguas residuales doméstica, en un rango de temperatura de 15°C a 30°C la literatura cita un valor de  $\theta$  constante igual a 1,047 [6]. Sin embargo, algunos autores [14] han encontrado valores de  $\theta$  diferente demostrando la necesidad de correc-

ción por efecto de la temperatura, proponiendo para países de clima tropical  $k_r = k_{20}(1,0436)^{T-20}$  y  $k_r = k_{20}(1,243)^{T-20}$ . No obstante, para aguas residuales industriales específicamente de procesadoras de cangrejo se carece de valores referenciales.

La Tabla 8, presenta la ecuación de Theriault donde se destaca la influencia de la temperatura en la demanda última, la cual se puede expresar mediante la relación del tipo  $L_t = L_{20}(x+yT)$ . Puesto que esta expresión es similar a la ecuación de una recta, a 20°C se transforma en  $1 = x+yT$ ; permitiendo establecer un sistema de ecuaciones con

Tabla 6  
Valores de energía de activación (E), coeficiente de temperatura ( $\theta$ ) y los valores N, para cada método en estudio en el rango de temperatura de 20-33°C

Procesadora de Cangrejos T = 20-33°C									
Muestreo	Método de Fujimoto			Método Thomas			Método de Moore		
	N	$\theta$	E (cal)	N	$\theta$	E (cal)	N	$\theta$	E (cal)
1	0,0050	1,012	2013	0,0086	1,020	3437	0,0140	1,033	5600
2	0,0042	1,010	1675	0,0084	1,020	3349	0,0131	1,031	5215
3	0,0050	1,012	2013	****	****	****	****	****	****
4	0,0064	1,015	2572	0,0021	1,005	824	0,0272	1,065	10869
5	0,0040	1,009	1605	0,0157	1,037	6275	****	****	****
6	0,0043	1,010	1710	0,0119	1,028	4755	****	****	****
7	0,0055	1,013	2201	0,0061	1,014	2431	0,0046	1,011	1824
8	0,0059	1,014	2364	0,0108	1,025	4310	****	****	****
Promedio	0,0051	1,012	2019	0,0091	1,021	3626	0,0147	1,035	5877
Desv. std.	0,0009	0,002	347	0,0044	0,010	1739	0,0094	0,022	3736

\*\*\*\* No se obtuvo valor.

Tabla 7  
Expresiones matemáticas que relacionan el valor de la constante de velocidad para la temperatura de 33°C con respecto a 20°C

Rango Temperatura (°C)	Método gráfico Fujimoto	Método Pendiente Thomas
20-33	$k_{33} = k_{20}(1,012)^{33-20}$	$k_{33} = k_{20}(1,021)^{33-20}$

Tabla 8  
Expresiones matemáticas que relacionan el valor de la última demanda a diferentes temperaturas con respecto al valor de L a 20°C

Temperatura (°C)	Relación de $L_T / L_{20}$
Método de Fujimoto	$L_T = L_{20} (0,8954 + 5,23 \times 10^{-3} T)$
Rango (20-33°C)	ó $L_T = L_{20} [1 + 5,23 \times 10^{-3} (T - 20)]$
Método de Thomas	$L_T = L_{20} (0,9616 + 1,904 \times 10^{-3} T)$
Rango (20-33°C)	ó $L_T = L_{20} [1 + 1,904 \times 10^{-3} (T - 20)]$

las dos expresiones, basado en los promedios de L a las temperaturas de 20 y 33°C.

En las expresiones propuestas para k y L para esta industria procesadora de cangrejo, los coeficientes obtenidos son menores a los presentados por la literatura para aguas residuales domésticas, estableciendo una dependencia de k y L con la naturaleza del efluente, como lo es el contenido de materia orgánica y la temperatura.

## Conclusiones

La mayor carga orgánica del agua residual estudiada, incrementa notoriamente la DBO, en consecuencia aumenta el valor de los parámetros biocinéticos.

- La velocidad de consumo de oxígeno disuelto se ve acelerada a medida que aumenta la temperatura, hasta los límites aceptados

por el tipo de cultivo bacteriano utilizado; de tal manera que el valor de la constante de biodegradación ( $k$ ) incrementa al aumentar la temperatura de incubación, para todos los métodos estudiados.

- El valor de la demanda última ( $L$ ), es mayor al aumentar la temperatura de incubación; por lo tanto es importante determinar estos valores a la temperatura de la zona de estudio, la cual en este caso es de clima tropical.
- Para el estudio realizado, el método gráfico de Fujimoto y el método de la pendiente de Thomas se ajustaron favorablemente; caso contrario sucedió con el método de los momentos de Moore, el cual no es aplicable para este tipo de agua residual dada su alta variabilidad.
- Los valores de  $k$  y  $L$  obtenidos  $k_{20}=0,078$ ;  $k_{33}=0,097 \text{ d}^{-1}$  y  $L_{20}=404$ ;  $L_{33}=414\text{mg/L}$ , permitieron proponer la ecuación  $k_{33}=k_{20}(1,021)^{33-20}$ .

### Agradecimiento

Los autores agradecen al Centro de Investigación del Agua de la Universidad del Zulia, por el financiamiento aportado y a la industria que permitió el acceso a sus instalaciones para la realización de este estudio.

### Referencias bibliográficas

1. Sawyer C. N., Perry L. McCarty y Parkin G.: "Química para Ingeniería Ambiental". 4ta. Edición. McGraw Hill. Colombia. 2001.
2. Rivas M. G.: "Tratamientos de Aguas Residuales". 2da. Edición. Ediciones Vega, Venezuela, 1978.
3. Winkler, M.: "Tratamiento Biológico de Aguas de Desechos". Editorial Limusa, México, 1996.
4. Herrera L., Yabroudi S., y col.: "Tratamiento Biológico de efluentes de industrias procesadoras de cangrejo azul usando lodos activados". Interciencias. Vol. 32, No. 7 (2007) 490-495.
5. Fernández N., Pérez J.: "Diseño de un sistema UASB y lagunas de estabilización para tratar los desechos líquidos de una industria procesadora de camarones". Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia, Vol. 22, No. 3 (1999) 194-204.
6. Metcalf L. y Eddy H.: "Ingeniería Sanitaria". Editorial Labors S.A, España, 1985; 2-5.
7. Romero R. J.: "Tratamiento de Aguas Residuales. Teoría y principios de diseño". Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, Colombia, 2000.
8. Perruolo T.: "Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas". Texto Guía. LUZ, Fac. Ing. Esc. Civil. Venezuela, 1999.
9. Menéndez C. y Pérez J.: "Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales". Editorial Félix Varela-Editorial Universitaria, La Habana, Cuba. 2007.
10. APHA-AWWA-WPCF. Standards Methods for Examination of Water and Wastewater. 20<sup>th</sup> Edition. USA, 1999.
11. Snoeyink, V. y Jenkins, D.: "Química del Agua". Editorial Limusa, México, 2004.
12. Rittmann, B., McCarty, P. "Biotecnología del Medio Ambiente. Principios y Aplicaciones". Editorial McGraw Hill, España 2001.
13. Gottschalk, G. "Bacterial Metabolism". 2<sup>nd</sup> Edition, Springer-Verlag, New York, USA 1986.
14. Aldana G, Vargas L, Portillo E y col.: "Variación de la constante  $k$  y análisis de la prueba de la DBO a diferentes temperaturas en aguas municipales". Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia, Vol. 32 No. 2 (1997) 1-18.

Recibido el 9 de Enero de 2014

En forma revisada el 23 de Marzo de 2015