

**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO**  
**ESCUELA DE POSGRADO**  
**DOCTORADO EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO**  
**AMBIENTE**



**TESIS**

**EVALUACIÓN DE LA RETENCIÓN GASEOSA EN UN SISTEMA  
HELICOIDAL PARA LAGUNAS AERADAS**

**PRESENTADA POR:**

**FERNANDO MISAEL GONZA TIQUE**

**PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:**

**DOCTORIS SCIENTIAE EN CIENCIA, TECNOLOGIA Y MEDIO  
AMBIENTE**

**PUNO, PERÚ**

**2020**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO**

**ESCUELA DE POSGRADO**

**DOCTORADO EN CIENCIA, TECNOLOGIA Y MEDIO  
AMBIENTE**

**TESIS**

**EVALUACIÓN DE LA RETENCIÓN GASEOSA EN UN SISTEMA  
HELICOIDAL PARA LAGUNAS AERADAS**

**PRESENTADA POR:**

**FERNANDO MISAEL GONZA TIQUE**

**PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:**

**DOCTORIS SCIENTIAE EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE**



APROBADA POR EL SIGUIENTE JURADO:

PRESIDENTE

  
.....  
Dr. RAFAEL VELAZQUEZ HUALLPA

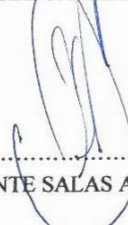
PRIMER MIEMBRO

  
.....  
Dr. GREGORIO PALOMINO CUELA

SEGUNDO MIEMBRO

  
.....  
Dr. ÁNGEL CANALES GUTIERREZ

ASESOR DE TESIS

  
.....  
Dr. DANTE SALAS AVILA

Puno, 07 de enero de 2020

**ÁREA:** Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente.

**TEMA:** Evaluación de la retención gaseosa de un sistema helicoidal para lagunas aeradas

**LÍNEA:** Evaluación tecnológica y del medio ambiente

## DEDICATORIA

A mis padres, por su incondicional apoyo.

A mi familia, por ser el motivo de vida.

### AGRADECIMIENTOS

- A la Universidad Nacional del Altiplano, Escuela de Posgrado, doctorado en Ciencia Tecnología y Medio Ambiente, que me brindo los conocimientos para el alcance de mis objetivos y aportar al desarrollo humano.
- A cada uno de los miembros del jurado y asesor, por sus recomendaciones y ayuda sin los cuales este proyecto no se hubiera culminado satisfactoriamente.
- A las autoridades, docentes y personal del laboratorio de investigación de la Facultad de Ingeniería Química de la UNAP, por su disposición en desarrollo de los análisis.
- Al Dr. Moisés Pérez Capa docente principal de la E.P. de Ingeniería Química por su apoyo en el análisis y discusión del proyecto.

**ÍNDICE GENERAL**

	Pág.
DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS	ii
ÍNDICE GENERAL	iii
ÍNDICE DE TABLAS	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
ÍNDICE DE ANEXOS	xi
RESUMEN	xii
ABSTRACT	xiii
INTRODUCCIÓN	1
<b>CAPÍTULO I</b>	
<b>REVISIÓN DE LITERATURA</b>	
1.1 Sistemas de aereación	2
1.1.1 Clasificación	2
1.1.1.1 Aireadores mecánicos.	2
1.1.1.2 Aireadores difusores.	3
1.1.1.3 Aireadores de paleta.	3
1.1.1.4 Aireadores de turbina.	3
1.1.1.5 Aireadores por gravedad.	5
1.2 Difusión	6
1.2.1 Sistemas de oxigenación artificial:	7
1.2.2 Mecanismos de disolución de oxígeno	8
1.2.3 Factores de afectan $K_{La}$	10
1.2.3.1 Efecto de la temperatura	10
1.2.3.2 Efecto de las características del agua residual	11
1.2.4 Modelos matemáticos de la disolución de oxígeno	11
1.2.4.1 Modelo Asce – EPA	11
1.2.4.2 Modelo de dos zonas	12
1.2.4.3 Modelo ASM1 (activated sludge model 1)	17
1.3 Magnitudes de Aereación (Togores, 2011)	18
1.3.1 Capacidad de oxigenación: $CO$ .	18
1.3.2 Aporte específico bruto: AEB o ASB.	18
1.3.3 Rendimiento de oxigenación: $RO$	18
1.4 Energía de compresión del aire	18
	iii

1.4.1 El rendimiento de oxigenación RO.	18
1.4.2 Comparación de los sistemas en condiciones reales de funcionamiento.	21
<b>CAPÍTULO II</b>	
<b>PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA</b>	
2.1 Planteamiento de la Investigación	24
2.2 Justificación	25
2.3 Preguntas del Problema	27
2.3.1 Problema General	27
2.3.2 Problemas Específicos	27
2.4 Objetivos	27
2.4.1 Objetivo general	27
2.4.2 Objetivos específicos	27
2.5 Hipótesis	28
2.5.1 Hipótesis general	28
2.5.2 Hipótesis Específicas	28
<b>CAPÍTULO III</b>	
<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>	
3.1 Materiales	29
3.2 Metodología Experimental	30
3.2.1 Procedimiento de laboratorio	30
3.2.2 Puntos de Muestreo	31
3.2.3 Calibración de sensores	31
Calibración de definición cero	31
3.3 Método	33
3.3.1 Método General	33
3.3.2 Métodos Específicos	33
3.4 Ámbito o lugar de estudio	34
3.5 Población y muestra	35
<b>CAPÍTULO IV</b>	
<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	
4.1 Investigación	36
4.1.1 Caracterización del sistema helicoidal	36
4.1.2 Parámetros fisicoquímicos del agua para los análisis	37
4.1.3 Validación del oxímetro thermo Fisher 68X por Winkler.	38
4.1.4 Tiempo de lectura de sensor de OD thermo Fisher 68X	40

4.1.5 Monitoreo de datos en el sistema helicoidal	40
4.1.6 Contraste de la primera hipótesis	46
4.1.7 Contraste de la segunda hipótesis	55
4.1.8 Oxígeno disuelto de las aguas residuales en la laguna de estabilización “ Espinar”	58
CONCLUSIONES	61
RECOMENDACIONES	62
BIBLIOGRAFÍA	63
ANEXOS	67

## ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
1. Factor de corrección de difusores estáticos y porosos en agua limpia desarrollado Ronzano en 2003	21
2. Rangos de concentración de oxígeno disuelto y consecuencias ecosistémicas frecuentes - CA USA 2014	23
3. Requerimiento mínimo de oxígeno disuelto mg/l – CA USA, 2014	23
4. Equipos utilizados - Lab. de investigación L-103 FIQ-UNAP, marzo - mayo 2019	29
5. Materiales y reactivos utilizados - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, marzo - mayo 2019.	30
6. Parámetros del sistema helicoidal utilizado - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, marzo - mayo 2019	36
7. Características fisicoquímicas del agua utilizada - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP mayo 2019.	37
8. Resultados de validación del oxímetro thermo fisher 68x por método analítico de oxígeno disuelto Winkler en el laboratorio de control de calidad FIQ-UNAP, 31/05/2019.	38
9. Constantes C, Co, $\tau_p$ obtenidas para el sensor thermo Fisher Scientific - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, diciembre 2019.	40
10. Condiciones de análisis para doce corridas en el sistema helicoidal con agua limpia - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, marzo - mayo 2019	43
11. Resultados de regresión no lineal modelo Asce - agua limpia- laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, mayo 2019	44
12. Resultados de coeficientes de disolución de oxígeno en el sistema helicoidal para el modelo dos zonas simplificado en agua limpia a diferentes flujos de aire y temperatura - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, mayo 2019	45
13. Resultados de regresión no lineal modelo Asce y de dos zonas - agua limpia- laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, abril 2019.	46
14. Resultados de coeficiente de disolución de oxígeno KLa a través de regresión no lineal modelo Asce – con adición de contaminantes al sistema helicoidal aereado - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, junio 2019	50



15. Resultados de coeficientes de disolución de oxígeno y de factores alfa en agua limpia y contaminada a 15°C y 4 L/s - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, junio 2019. 52
16. Regresiones no lineales para los factores alfa con respecto a concentración de contaminantes a 15°C y 4,0 L/min- laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, junio 2019. 58
17. Concentración de oxígeno disuelto – laguna de estabilización “Espinar” septiembre 2018 – agosto del 2019, Puno 59
18. Condiciones experimentales del sistema helicoidal para corridas con agua limpia - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, diciembre 2018. 68
19. Mediciones de OD a profundidad media con sistema helicoidal en agua limpia- laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, diciembre 2018 69
20. Condiciones de análisis para las corridas con agua contaminada a 15 °C y un flujo estándar de 4 l/min - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, marzo 2019. 70
21. Resultados de variación de la concentración de OD (mg/l) con respecto al tiempo doce corridas con un contaminante - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, diciembre 2018. 71
22. Resultados de oxígeno disuelto con arreglos de variación de concentración con varios contaminantes - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, abril 2019. 72
23. Oxygen Solubility Tables Science For a Changing World – 15/05/2019 73
24. Resultados de Características fisicoquímica del agua. laboratorio de Control de Calidad – Ingeniería Química UNAP 01/07/2019 75
25. Resultados de Presión de Vapor de la ecuación de Antoine con los coeficientes de: (POLING & PRAUSNITZ, 2001), concentración de saturación de OD en la superficie (de las Dtables <http://wáter.usgs.gov/software/DOTABLES/>) y a la profundidad media del líq 75
26. Valores estimados por las ecuaciones de regresión encontradas para los coeficientes volumétricos de disolución de oxígeno en agua limpia y sus respectivos residuos con respecto al valor experimental - Puno, junio de 2019 76
27. Análisis fisicoquímico de agua para la investigación - laboratorio de control de calidad UNAP-Puno 31/05/2019 777



28. Análisis de OD por Winkler y el oxímetro thermo scientific -- laboratorio de control de calidad UNAP-Puno 31/05/2019 78
29. Resultado de análisis PTAR Espinar afluyente y efluente - Puno 08/07/2019 83
30. Procedimiento de los cálculos - Puno, 2019 **¡Error! Marcador no definido.**

## ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
1. Aireadores de paleta Santa Ana- Corrientes, Argentina	3
2. Aireadores de turbina lenta l'Université	4
3. Aireadores de turbina rápida l'Université Paris.	4
4. Aireadores de tubo en U Santa Ana- Corrientes, Argentina	5
5. Conos de aireación, universidad de Granada	5
6. Aireadores por Gravedad Santa Ana- Corrientes, Argentina	6
7. Variación de disolución de oxígeno $C^*_\infty$ respecto de la sumergencia de los difusores - España	16
8. Energía específica de compresión de aire en aguas residuales	20
9. Puntos de muestreo en sistemas de aereación (a), arreglo de baffles y (b) localización de (c) puntos de muestreo.	31
10. Curva de validación de oxímetro thermofisher en reactores de aereación en el laboratorio de control de calidad FIQ-UNAP – mayo 2019	39
11. Esquemas de aereación - laboratorio L103 – UNA Puno 2018.	41
12. Comportamiento de la disolución de oxígeno en el sistema helicoidal laboratorio L103 – UNA Puno, mayo 2018	42
13. Comportamiento del coeficiente de disolución de oxígeno $K_{La}$ en el modelo helicoidal - mayo 2019	47
14. Comportamiento en la superficie del coeficiente de disolución de oxígeno $K_{LSas}$ en el modelo helicoidal – mayo 2019	47
15. Comportamiento a nivel medio del reactor del coeficiente de disolución de oxígeno $K_{LBAB}$ en el modelo helicoidal – mayo 2019	48
16. Comportamiento de residuos a nivel medio del reactor del coeficiente de disolución de oxígeno en el modelo helicoidal – mayo 2019	49
17. Diferencias del comportamiento a nivel medio y superficial del reactor del coeficiente de disolución de oxígeno en el modelo helicoidal – mayo 2019	49
18. Diagrama de Pareto de efectos estandarizados en el sistema helicoidal – junio 2019	53
19. Gráfica normal de efectos estandarizados en el sistema helicoidal sobre $K_{La}$ – junio 2019	53

20. Variación del coeficiente de disolución de OD con contaminante aceite desde 0 hasta 8 mg/L – junio 2019	54
21. Variación de los coeficientes de disolución de OD con contaminante detergente a 15°C y 4 L/s en el sistema helicoidal – junio 2019	55
22. Variación del coeficiente de disolución de OD con contaminante solidos disueltos desde 0 hasta 1500 mg/L en el sistema helicoidal – junio 2019	55
23. Ajuste del modelo matemático del factor alfa con contaminante aceite en el sistema helicoidal – junio 2019.	56
24. Análisis del factor alfa con contaminante detergente en el sistema helicoidal – junio 2019	57
25. Análisis del factor alfa con contaminante solidos disueltos en el sistema helicoidal – junio 2019	57
26. Variación de las concentraciones de OD durante los meses del año laguna de estabilización “Espinar”- Puno 2019.	59
27. Datos de oxígeno disuelto dotables USGS, 15 de mayo 2019	74
28. Regresión no Lineal de datos de aereación en Curve Expert 2.4 – 15/05/2019	74
29. Figuras de materiales y equipos utilizados - laboratorio de investigación L-103 UNAP 2019	79
30. Equipo experimental sistema helicoidal, laboratorio L-103 UNA-Puno 2019.	82

**ÍNDICE DE ANEXOS**

	Pág.
1. Resultados para corridas en agua limpia.	68
2. Resultados para corridas en agua limpia a profundidad media del helicoidal.	69
3. Diseño experimental para corridas en agua con contaminantes.	70
4. Resultados para corridas en agua con un contaminante.	71
5. Resultados experimentales para corridas en agua con tres contaminantes.	72
6. Imágenes	73
7. Datos de oxígeno disuelto dotables	74
8. Cálculos Experimentales	75

## RESUMEN

La investigación es la evaluación de un nuevo sistema de aireación de forma helicoidal para tratamiento de aguas residuales urbanas desarrollado en 2019 en el laboratorio de Control de Calidad de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Altiplano - Puno, con el objetivo de incrementar la disolución de oxígeno y minimizar los costos de operación, se analizó a través del método Gauss Newton, regresión no lineal, modelos matemáticos y prueba de distribución de residuos incrementando la retención gaseosa hasta en 26% un coeficiente de disolución de oxígeno máximo de  $9,89 \text{ h}^{-1}$  a  $5,2 \text{ }^{\circ}\text{C}$  con flujo de  $4 \text{ L/s}$  desarrollado en agua limpia y con tres contaminantes juntos  $5,60 \text{ h}^{-1}$  superior a su correspondiente de  $2,38 \text{ h}^{-1}$  según las 9 aproximaciones por iteración en promedio. Estos resultados son de pruebas de aireación en un reactor cilíndrico de  $20 \text{ L}$  donde se analizó el efecto de la tasa de flujo de aire desde  $1, 2, 3$  y  $4 \text{ L/min}$  y variación de temperatura entre  $5^{\circ}\text{C}$  a  $15^{\circ}\text{C}$  para agua limpia y con la presencia de contaminantes además, el valor del factor  $\alpha$  fue de  $1,4$  superior al sistema sin helicoide de  $1,0$  que refleja un mejor desempeño en condiciones reales según el modelo de la Sociedad Americana de Ingenieros Civiles y en términos económicos reduce el consumo de energía. Por su parte el modelo de dos zonas tiene menor ajuste con coeficiente de correlación  $0,79$  a profundidad media y  $0,82$  a nivel superficial, debido a que sistema helicoidal detiene las burbujas en la zona media del reactor y no permite la oxigenación inicial de la zona superficial hasta finalmente llegar a las condiciones dotables de equilibrio. Las correlaciones realizadas superiores a  $r > 0,9957$  fueron en general buenas, concluyendo que pueden ser utilizadas para desarrollo de sistemas de tratamiento más eficientes.

**Palabras clave:** aireación, agua, difusión, disuelto, oxígeno, tratamiento,

## ABSTRACT

The research is the evaluation of a new helical aeration system for urban wastewater treatment developed in 2019 in the Quality Control laboratory of the Facultad de Ingeniería Química of the Universidad Nacional del Altiplano - Puno, with the aim of increasing Oxygen dissolution and minimizing operating costs, was analyzed through the Gauss Newton method, nonlinear regression, mathematical models and waste distribution test increasing gas retention up to 26% a maximum oxygen dissolution coefficient of  $9,89 \text{ h}^{-1}$  at  $5.2 \text{ }^{\circ}\text{C}$  with flow of  $4 \text{ L / s}$  developed in clean water and with three pollutants together  $5,60 \text{ h}^{-1}$  higher than its corresponding  $2.38 \text{ h}^{-1}$  according to the 9 approximations per iteration on average . These results are from aeration tests in a 20 L cylindrical reactor where the effect of the air flow rate from 1, 2, 3 and 4 L / min and temperature variation between  $5 \text{ }^{\circ}\text{C}$  to  $15 \text{ }^{\circ}\text{C}$  was analyzed for Clean water and with the presence of pollutants in addition, the value of the factor  $\alpha$  was 1,4 higher than the 1,0 helical system that reflects a better performance in real conditions according to the model of the American Society of Civil Engineers and in terms Economical reduces energy consumption. On the other hand, the two zone model has a lower adjustment with a correlation coefficient 0,79 at medium depth and 0,82 at surface level, because the helical system stops the bubbles in the middle zone of the reactor and does not allow the initial oxygenation of the surface area until finally reaching the conditions of equilibrium. The correlations made above  $r > 0,9957$  were generally good, concluding that they can be used for the development of more efficient treatment systems.

**Keywords:** aeration, dissolved, diffusion, oxygen, treatment, water

## INTRODUCCIÓN

La optimización de los procesos de tratamiento de aguas residuales ha aumentado durante los últimos años debido a los requisitos exigidos por la legislación para eliminar los compuestos nitrogenados y de fósforo, así mismo de los sistemas de tratamiento que generalmente utilizan microorganismos para la degradación de compuestos orgánicos y que están en contacto con aguas residuales donde la biomasa se alimenta de impurezas en presencia/ausencia de oxígeno, En el proceso hay remoción de contaminantes con reacciones de oxido reducción que dependen su velocidad de las concentraciones de oxígeno disuelto (OD). Por otro lado el mecanismo puede realizarse con modelación matemática, el cual es una herramienta útil para asistencia en el diseño y control operativo de los procesos.

La contaminación de las aguas es notablemente mayor, de esta forma el tratamiento de aguas servidas es relevante, así mismo los tratamientos también tienen diversos costos asociados, por lo cual existe la necesidad de innovar este proceso para alcanzar la máxima eficiencia. El presente trabajo de investigación evalúa la retención gaseosa de un novísimo mecanismo helicoidal incorporado a los sistemas de aireación para incrementar la disolución de oxígeno en base a la Ley de Fick de difusión que es dependiente de la longitud, por lo cual al incrementar la distancia o tiempo de residencia del oxígeno, la difusión debe ser superior. Así mismo la disolución de oxígeno mediante aeración es una operación primordial en procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales, donde el oxígeno debe estar disponible a una tasa equivalente a la carga de demanda de oxígeno ejercida, esta operación es la que más energía consume, representando típicamente entre un 50 a un 90% de los requerimientos de energía de toda una planta de tratamiento. Ahora bien los más utilizados son los difusores de poro fino, con una retención gaseosa bastante pequeña (0,0072 litros/m<sup>3</sup>), del orden de 10<sup>-3</sup>, y además utilizamos la norma para medición de la disolución de oxígeno por la American Society of Civil Engineers y la United States Environmental Protection Agency de amplia aceptación para caracterizar los sistemas de oxigenación.



## CAPÍTULO I

### REVISIÓN DE LITERATURA

#### 1.1 Sistemas de aireación

Un sistema de aireación es el conjunto de difusores y equipos de conducción de aire distribuidos en gran parte sobre la masa total de agua residual presente en el reactor de lodos activados, estos conductores de aire están conformados por compresores y demás mecanismos auxiliares que inyectan aire en el lecho del agua residual (Burton, 1999), además el aporte de oxígeno se puede realizarse mediante aireadores mecánicos o difusores con aporte de aire a presión a través de burbujas gruesa o fina dispuestos en serie o paralelos (Rigola, 1990), muchas empresas a través de sus paginas web muestran y proveen suministros e instalación de sistema de difusión partiendo desde sopladores, tuberías, difusores, ramales y soportería (Quiminet, 2014) sin embargo, no existe el sistema helicoidal como tal en la actualidad.

##### 1.1.1 Clasificación

###### 1.1.1.1 Aireadores mecánicos.

la aireación mecánica provoca la ruptura del agua en gotas, disolviendo el oxígeno por incremento de área de la interfase aire-agua y estos pueden ser de eje vertical y horizontal. (Ronzano, 2003). En el caso vertical la disolución de oxígeno se logra por la exposición de gotas de agua en la atmósfera generando turbulencia del agua y arrastre de aire (Tchobanoglous, 1985). En caso horizontal la disolución de oxígeno es por turbulencia superficial, arrastre de aire y bombeo horizontal, pueden ser eléctricos o a combustión, también los hay híbridos como las bombas pulverizadoras y los aireadores de turbina.

Bombas verticales: son motores eléctricos sumergibles con un impulsador adherido a su eje, su potencia va de 1kW a 100kW (Boyd, 1990), por otro lado una bomba pulverizadora consiste de una bomba de alta presión que descarga agua por una serie de orificios y ranuras de diferentes formas en una pipa múltiple, la potencia va de 7,5 a 15 kw (Lawson, 1995).

#### **1.1.1.2 Aireadores difusores.**

Hélices: se basan en el efecto Venturi, consiste en un eje hueco que rota por acción de un motor eléctrico, un difusor y una hélice localizada al final del eje y sumergida en el agua. Esta unidad flota de manera tal que parte de ella esta fuera del agua donde contiene un hoyo por el cual entra el aire, este pasa a través del difusor y entra al agua en forma de finas burbujas. La potencia de estos va de 0,37 a 11 kW. Se demostró que el ángulo de inclinación que produce un máximo de intercambio de oxígeno es 30 grados (Martinson, 1984); Lawson, 1995).

#### **1.1.1.3 Aireadores de paleta.**

Consiste en un eje rotatorio propulsado por un motor eléctrico con una serie de paletas (Figura 1), tienen bajo poder de oxigenación con potencia 1,5 Kw y existen variantes que utilizan fuerza de motores a combustión.



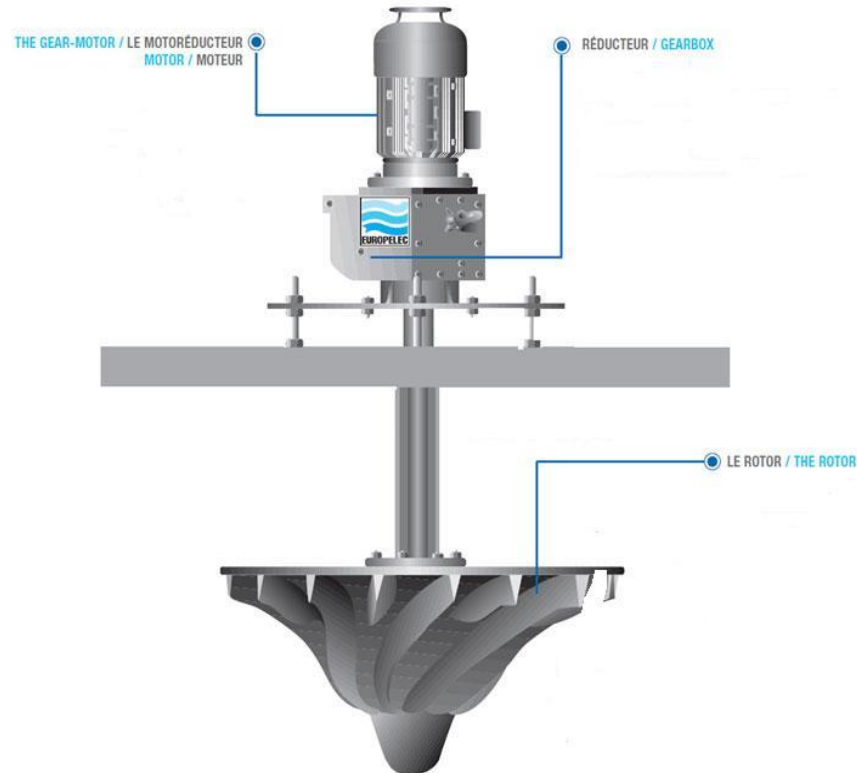
*Figura 1.* Aireadores de paleta Santa Ana- Corrientes, Argentina

Fuente: (Galli, 2007).

#### **1.1.1.4 Aireadores de turbina.**

Existen turbinas lentas con reductor de velocidad y turbinas rápidas con toma directa del motor, las turbinas lentas (Figura 2): se caracterizan por la presencia

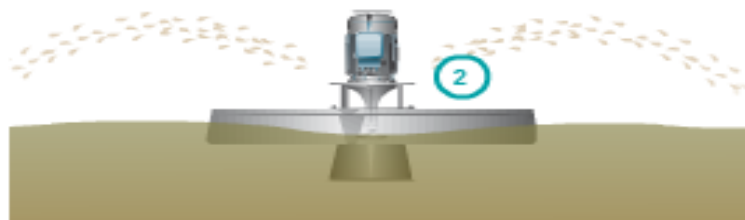
de un reductor entre el motor (1500 rpm) y la turbina (400 a 700 rpm), son interesantes por su eficacia y posibilidad de colocarlas en los tanques sin necesidad de protecciones.



*Figura 2.* Aireadores de turbina lenta l'Université

Fuente: (Wheaton, 1993).

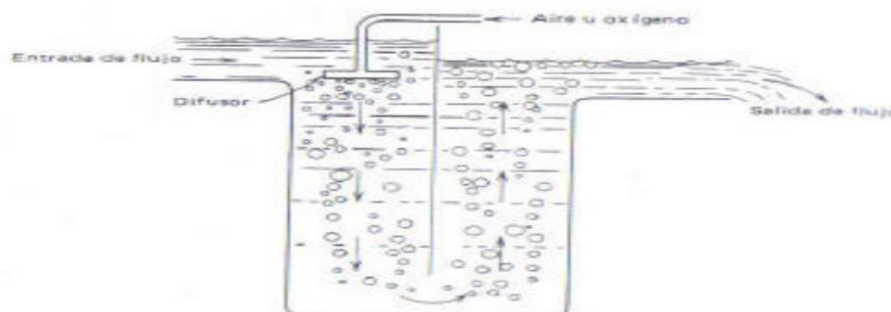
Turbinas rápidas (figura 3): tienen toma directa del motor y están provistas de una hélice que bombea y proyecta el agua, existen disponibles en el mercado, desde 47 a 103 Kw/hora/Kg de oxígeno lo que las hace para tanques poco profundos (Galli, 2007).



*Figura 3.* Aireadores de turbina rápida l'Université Paris.

Fuente: (Wheaton, 1993).

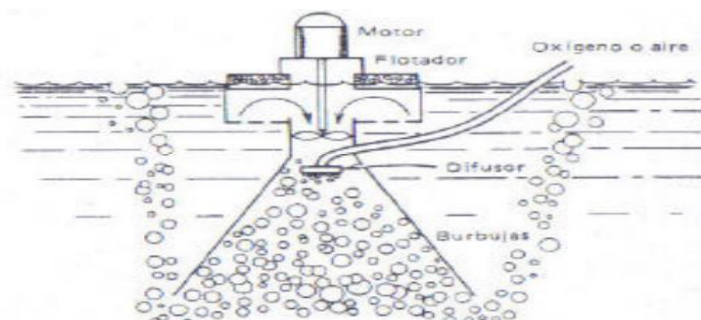
Tubo en U: consta de un tubo en forma de U (figura 4), en el cual el agua viaja hacia abajo por uno de los extremos del tubo y hacia arriba y afuera por el otro. Se inyecta aire al agua a través de un difusor.



*Figura 4.* Aireadores de tubo en U Santa Ana- Corrientes, Argentina

Fuente: (Galli, 2007)

Conos de aireación: consiste en un cono invertido sumergido en agua, donde el agua con aire inyectado a través de un difusor es bombeada hacia abajo (figura 5).



*Figura 5.* Conos de aireación, universidad de Granada

Fuente: (Nieto, 2012)

#### 1.1.1.5 Aireadores por gravedad.

Estos sistemas utilizan la energía liberada cuando el agua pierde altitud y aumentan el área superficial aire-agua, por lo tanto se incrementa la concentración de oxígeno del agua. Estos son ampliamente usados en acuicultura, debido a que son de fácil diseño y económicos. Comúnmente se los denomina aireadores de cascada o cataratas y según su diseño se clasifican en: vertedero simple (figura 6) con espumador, con rueda de paleta, con cepillos rotativos, plano inclinado corrugado con o sin orificio.

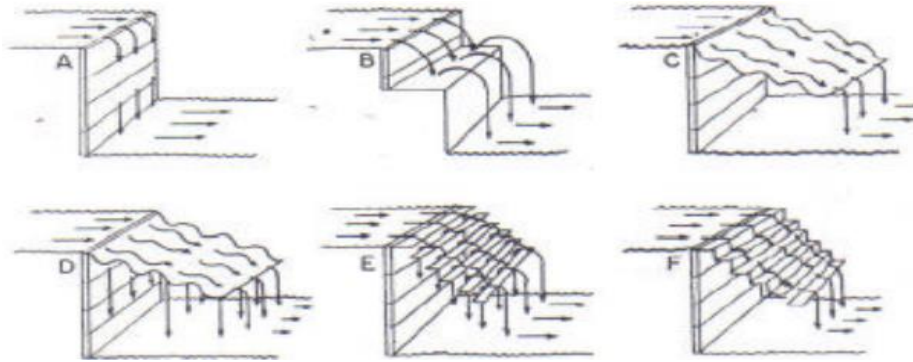


Figura 6. Aireadores por Gravedad Santa Ana- Corrientes, Argentina

Fuente: (Galli, 2007)

De nuestra parte presentamos el nuevo sistema de aereación helicoidal, buscando que el tiempo de residencia de las burbujas sea mayor en el seno del agua residual, ascendiendo a través del helicoide con un promedio el tiempo de residencia incrementado en 500% respecto de la ascensión de burbujas tradicional de la misma dimensión, el cual motivo de este estudio.

## 1.2 Difusión

Según la ley de Fick de difusión (1855) la razón de difusión de una especie química en el espacio de una mezcla gaseosa (o de una solución líquida o sólida) es proporcional al gradiente de concentración de esa especie en ese lugar, La concentración de la especie gaseosa en una solución líquida o sólida se define como la densidad en relación a la fracción de masa; por lo tanto, la formulación más apropiada de la ley de Fick para la difusión de una especie A en una mezcla binaria en reposo de las especies A y B, en una dirección x especificada esta dada por: (Çengel, 2013)

$$J_{Dif,A} = -D_{AB} \frac{dc_A}{dx} \quad \text{Ec (1)}$$

Para los casos bidimensional y tridimensional, la ley de Fick se expresa de manera vectorial al reemplazar las derivadas por los gradientes correspondientes:

$$J_A = -\rho D_{AB} \nabla W_A \quad \text{Ec. (2)}$$

Bajo condiciones de frontera se determina la distribución de la concentración bajo los siguientes límites 1) concentración y 2) flujo especificado de la especie por la distancia en el medio.

En el tratamiento aeróbico de aguas de residuales domesticas o industriales, el ingeniero proyectista debe seleccionar equipos de aeración, aunque el desarrollo de procesos aeróbicos de tratamiento se iniciaron hace de cerca 60 años y actualmente se ha logrado obtener un buen conocimiento de los aspectos bioquímicos de ellos, la información científica sobre evaluación de sistemas de aeración ha sido inadecuada. La literatura proveniente de casa fabricantes de equipos de aeración ha sido demasiado promocional, lo cual no ha permitido en muchos casos al ingeniero efectuar una selección de equipos dentro de conceptos de ingeniería económica. Por esto es necesario analizar mecanismos de transferencia de oxígeno y características de equipos de aeración, de modo que se puedan innovar nuevos métodos (Yañez, 2000).

### 1.2.1 Sistemas de oxigenación artificial:

- Difusión de aire comprimido: este puede ser de alta reducida profundidad y con difusores de burbujas de tamaño de fino y grueso, con o sin ayuda de tubulares.
- Difusión de aire comprimido a profundidad con ayuda de agitación mecánica (sistema de aeración de turbinas).
- Aeración mecánica superficial: bajo este título genérico existe una serie de sistemas que se relacionan con el tipo de rotor, su velocidad de rotación y la forma que son incomparados a la configuración específica del tanque de aeración.

Kalinske (1968) ha discutido una breve evaluación del sistema de aeración en términos de factor de masa de oxígeno introducido por unidad de potencia utilizada. o “rendimiento global de un aerador” expresado en unidades de kg O<sub>2</sub>/Kwh, en condiciones estándares de 20°C, 1 atmósfera de presión y 0% de saturación de oxígeno disuelto, además para sistemas de difusión de aire comprimido, los requisitos de energía para compresores con un promedio de 75-80% de eficiencia (compresor motor) se calculan por medio de las ecuaciones (Metcalf y Eddy, 1972):

$$KW = 0,224x Qa\left[\left(\frac{Pc}{Pa}\right)^{0,28} - 1\right] \quad \text{Ec. (3)}$$

$Qa$  = gasto de aire comprimido en pies cúbicos por minuto (CFM, usualmente se especifica en unidades de ingles).

$Pc$  = Presión absoluta de compresión, que es igual a altura hidrostática sobre las difusores, más las pérdidas de carga en el sistema, más la presión atmosférica en la localidad (14,7 P.S.I. a nivel de mar).

$Pa$  = Presión atmosférica de la localidad (P, S, I).

Por otra parte es necesario evaluar la eficiencia de disolución de oxígeno para tipos de difusores en condiciones estándar el cual según Metcalf y Eddy varía entre 3 - 10 % dependiendo de las características del desecho, y el rendimiento global de un aereador según:

$$\frac{KgO_2}{KWh} = \frac{2,07 E}{\left(\frac{Pc}{Pa}\right)^{0,28}-1} \quad \text{Ec. (4)}$$

E = eficiencia de transferencia de oxígeno ( $KgO_2$  absorbido/ $KgO_2$  abastecido), cuyo valor se asume como 0,06% (6%) en promedio.

$Pc$  = se asume como (7 PSI), correspondiente a una altura de agua de 4.5m sobre los difusores (6,5 PSI) más perdida de Carga.

En condiciones estándares se obtiene un rendimiento global de  $1,12 \frac{KgO_2}{KWh}$ .

### 1.2.2 Mecanismos de disolución de oxígeno

El oxígeno es un gas cristalino que se difunde en una masa líquida a través de una interfase gas líquido denominado de película doble compuesta de una película fina de gas y una película de líquido en la interfase, fue desarrollado por (Lewis & Whiman, 1994) originalmente en estado de equilibrio continuo, es decir flujo continuo e invariable de todos los componentes del sistema con las concentraciones constantes con el tiempo además de las ambientales de presión y temperatura. Bajo estas limitaciones la disolución de oxígeno en el agua es (Yañez, 2000):

$$N = K_{La} A (C_s - C_l) \times 10^{-3} \quad \text{Ec. (5)}$$

N = masa de oxígeno disuelto o transferido en  $Kg O_2/h$



$K_{La}$  = Coeficiente de difusión de oxígeno en la película líquida por hora

$A$  = área interfacial,  $m^2$

$C_s$  = concentración de saturación del gas en el líquido,  $mg/L$

$C_1$  = concentración de oxígeno en el líquido,  $mg/L$

La ecuación anterior tiene limitación en su aplicación por la exclusión de la variación de la concentración de oxígeno en el agua, posteriores estudios (Danckwerts, 1951) aplicaron equilibrio discontinuo caracterizado por cambio con respecto al tiempo de concentraciones de gas en cualquier punto del sistema, bajo este concepto se presenta las condiciones en estado estacionario (batch), en donde no existe flujos dentro o fuera del sistema y de flujo semiestacionario (semibatch) de una fase estacionaria y otra que fluye continua dentro y fuera del sistema (Treybal, 1997). De esta forma el proceso de disolución o transferencia de oxígeno se describe como un fenómeno que ocurre en tres etapas (Jenking, 2013): **en la primera**, las moléculas de gas son transferidas a la superficie del líquido por condiciones de saturación sobre el equilibrio en la interfase, la velocidad de transferencia es muy rápida y la película de gas-líquido es muy fina de por los menos de tres moléculas de espesor. **En la segunda** etapa las moléculas de oxígeno atraviesan esta molécula por difusión molecular. En la tercera, el oxígeno se dispersa en el líquido por difusión y convección.

el efecto de turbulencia en mecanismo de transferencia de oxígeno es crítico, en condiciones de **reposo o flujo laminar**, la masa de oxígeno transferida es controlada por la difusión molecular a través de la película que permanece constante y en condiciones de turbulencia se produce una ruptura de la película y la masa de oxígeno transferida es controlada por la velocidad de renovación de la película, esta velocidad de renovación de la interfase puede definirse como la frecuencia con la cual un líquido de concentración  $C_s$  esta siendo reemplazada por un líquido de concentración  $C_1$ .

Según (Metzger & Dobbins, 1967) el mecanismo de disolución de oxígeno esta expresado por:

$$K_{La} = \sqrt{D_L r} \cdot \cot g \sqrt{\frac{r \cdot L^2}{D_L}} \quad \text{Ec. (6)}$$



Donde:

$D_L$  = coeficiente de difusión molecular, m/h

$r$  = velocidad de renovación de la interfase,  $m^3/m^2 \cdot h$

$L$  = espesor de la película líquida, m

En la ecuación anterior cuando la velocidad de renovación superficial es igual a cero en condiciones de reposo, la disolución de oxígeno es controlada por difusión a través de la película, lo que no será considerado para nuestro caso es decir:

$$K_L = \frac{D_L}{L} \quad \text{Ec. (7)}$$

Cuando existen condiciones de turbulencia  $r$  incrementa y controla el mecanismo de transferencia:

$$K_L = \sqrt{D_L \cdot r} \quad \text{Ec. (8)}$$

Para nuestras condiciones en equilibrio discontinuo en flujo estacionario o semi estacionario, la ecuación 1 puede expresarse:

$$\frac{dc}{dt} = K_L \cdot \frac{A}{V} \cdot (C_s - C_l) = K_L a \cdot (C_s - C_l) \quad \text{Ec. (9)}$$

$K_L a$  = coeficiente global de disolución o transferencia de oxígeno ( $h^{-1}$ ), usualmente empleado para caracterizar equipo de aereación.

$V$  = volumen de líquido,  $m^3$

### 1.2.3 Factores de afectan $K_L a$

#### 1.2.3.1 Efecto de la temperatura

Está definido por la ecuación de Arrhenius:

$$K_T = K_{20} \times \theta^{T-20} \quad \text{Ec. (10)}$$

$K_T$  = coeficiente global de disolución o transferencia de oxígeno ( $K_L a$ ) a la temperatura  $T$ , ( $^{\circ}C$ ),  $h^{-1}$

$\theta$  = coeficiente sin dimensión cuyos valores varían entre 1,016 y 1,037

El valor de  $\theta$  para difusión de aire comprimido evaluado de varios estudios (Metzger & Dobbins, 1967) puede tomarse como 1,02 y para aireación mecánica,  $\theta$  puede tomarse como 1,024 – 1,028 (Metcalf y Eddy, 1972) y por su parte (Jenking, 2013).

### 1.2.3.2 Efecto de las características del agua residual

La presencia de activos superficiales produce efecto marcado en la disolución de oxígeno al modificar  $K_{La}$ , estos compuestos se encuentran en la interfase de modo que su contenido resulta mas alto que en el liquido puesto que  $K_{La}$  incluye tanto el coeficiente de película líquida  $K_L$  y  $A/V$ , se deduce que el grado de turbulencia o mezcla tiene influencia en la transferencia de oxígeno, en términos de coeficientes  $\alpha$  es definido de la siguiente forma:

$$\alpha = \frac{K_L a \text{ del agua residual}}{K_L a \text{ de agua (potable)}} \quad \text{Ec. (11)}$$

Con un mayor grado de turbulencia  $\alpha$  se recupera por efecto de un incremento del área de contacto, pudiendo llegar a un valor más alto que 1 (Mancy & Okun, 1965).

## 1.2.4 Modelos matemáticos de la disolución de oxígeno

### 1.2.4.1 Modelo Asce – EPA

La American Society of Civil Engineers (Asce, 1991) y la Environmental Protection Agency (Epa, 1999) de los Estados Unidos Proponen en “A Standard for the Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water”. una técnica para el estudio de la aireación en estado no estacionario utilizando sulfito de sodio catalizada por cloruro de cobalto (II) analizada en un reactor donde se debe alcanzar el equilibrio, este proceso realiza mediciones precisas de la concentración de oxígeno disuelto con respecto al tiempo.

El análisis se desarrolla bajo la siguiente ecuación:

$$\frac{dC}{dt} = K_L a (C_{\infty}^* - C) \quad \text{Ec. (12)}$$

Donde  $K_{La}$  es el coeficiente de disolución o transferencia de oxígeno aparente en el agua a temperatura  $T$  por un tiempo  $t$ , con  $C_{\infty}^*$ , concentración de

saturación de oxígeno disuelto en fase líquida en estado estacionario obtenida en un tiempo infinito a una temperatura  $T$  del agua y a una presión atmosférica de campo en la superficie del líquido.

Deben suponerse  $K_{La}$  y  $C_{\infty}^*$  constantes durante todo el periodo de la prueba y a lo largo de todo el volumen de transferencia, luego de la saturación se obtiene una función que describe la variación de la concentración de oxígeno disuelto con respecto al tiempo:

$$C = (C_o - C_{\infty}^*)^{-K_L at} + C_{\infty}^* \quad \text{Ec (13)}$$

$$C_p = C_{\infty}^* + (C_o - C_{\infty}^*) \exp\left(-\frac{t}{\tau_p}\right) \quad (\text{Ec. 13b})$$

Donde:  $C_o$  = Concentración de oxígeno disuelto al inicio de la aireación en  $\text{g/m}^3$ , y  $t$  = tiempo de aireación en horas

Puede utilizarse el método Gauss-Newton, para ajustar los datos a una función como la ecuación (13), se ha demostrado que este modelo ajusta estadísticamente los datos de oxigenación en forma bastante adecuada; sin embargo, algunos autores como Mc Whirter y Hutter mencionan que tienen poca explicación sentido física y por lo tanto, los resultados no pueden emplearse para el escalamiento de sistemas de aireación. Estas y otras deficiencias de este modelo las discuten ampliamente (McWhirter, 1989).

#### 1.2.4.2 Modelo de dos zonas

El modelo aplica a difusores cerca del fondo de un tanque, con que burbujas fluyen hacia arriba a través del líquido y hasta la superficie. En el trayecto, las burbujas generan movimiento y mezcla en el líquido del reactor generando dos zonas basado en las siguientes suposiciones (Chern, 2001):

- Las burbujas fluyen hacia arriba a través del líquido con un patrón de flujo tipo pistón
- El seno del líquido está completamente mezclado, es decir, la concentración de oxígeno disuelto es uniforme a lo largo de todo el volumen del tanque en cualquier instante.

- La transferencia de nitrógeno es despreciable en comparación con la de oxígeno
- El flujo molar de nitrógeno es constante
- Los procesos de disolución de oxígeno están controlados por la resistencia de la fase líquida

Del cual se plantea para un área específica  $\hat{a}$  que es la relación del área con el volumen de aireación y con su área transversal correspondiente  $A_T$ , ocurre la variación de la concentración de oxígeno respecto al tiempo, los cuales dependen del flujo másico de alimentación de aire  $G$ , y la razón de masa de oxígeno a masa de nitrógeno y dentro de una burbuja,  $gO_2/gN_2$  respecto a la altura del difusor  $Z$ . menos el coeficiente volumétrico de disolución de oxígeno en la zona de burbujas por su área transversal  $A_T$  del producto de la diferencia entre concentración de oxígeno en el equilibrio  $C^*$  con la concentración de oxígeno disuelto en el líquido  $C$  (Durán, 2006).

$$\varepsilon A_T \frac{\partial C_G}{\partial t} = -G \frac{\partial y}{\partial Z} - K_{LB} a_B (1 - \varepsilon) A_T (C^* - C) \quad \text{Ec.(14)}$$

Balance de masa de oxígeno en fase líquida:

$$\begin{aligned} A_T Z_S (1 - \varepsilon) \frac{dC}{dt} \\ = \int_0^Z K_{LB} a_B (C^* - C) (1 - \varepsilon) A_T dz + K_{LS} a_S (1 - \varepsilon) (C^* \\ - C) A_T Z_S \end{aligned} \quad \text{Ec (15)}$$

La concentración de oxígeno en el equilibrio del oxígeno en el sistema es:

$$C^* = C_S^* \frac{y(P - P_{vT})}{y_0(P_S - P_{vT})} \quad \text{Ec. (16)}$$

$A_T$  área de sección trasversal del tanque,  $m^2$

$C^*_S$  concentración de equilibrio de oxígeno disuelto en la superficie del líquido a presión atmosférica  $P_S$ ,  $g/m^3$

$C_G$  concentración de oxígeno en la fase gaseosa de la burbuja,  $g/m^3$

$G$  flujo másico de nitrógeno,  $g/h$

$K_{LBAB}$  coeficiente volumétrico de disolución de oxígeno en la zona de burbujas,  $h^{-1}$

$K_{LSAS}$  coeficiente volumétrico de disolución de oxígeno en la zona de reaeración de la superficie,  $h^{-1}$

$y$  razón de masa de oxígeno a masa de nitrógeno dentro de una burbuja,  $g O_2/g N_2$

$y_0$  razón de masa de oxígeno a masa de nitrógeno dentro de una burbuja en la alimentación,  $g O_2/g N_2$

$Z$  posición por encima del difusor,  $m$

$Z_s$  profundidad del líquido,  $m$

$\varepsilon$  retención gaseosa, adim

Por lo que  $P$  presión del gas como una función de la profundidad de líquido (densidad y aceleración de la gravedad y altura)

$$P = P_s + \rho g(1 - \varepsilon)(Z_s - Z) \quad \text{Ec. (17)}$$

(McWhirter, 1989) Indica que se debe resolver estas cuatro ecuaciones anteriores por métodos numéricos, transformada de Laplace u otro con uso de  $K_{LBAB}$ ,  $K_{LSAS}$  y  $C_0$  como parámetros ajustables, los cuales deben obtenerse de los resultados de ajuste de los ensayos de campo, y finalmente obtener los coeficientes de disolución de oxígeno.

Suponiendo un estado cuasi estable en el que la concentración de oxígeno en fase gaseosa no varíe con el tiempo, consideraremos  $Z = 0$ ,  $y = y_0$  como condiciones de frontera para la ecuación (14), y que para un tiempo  $t = 0$ , la concentración es  $C = C_0$  como la condición inicial para la ecuación (15), permitiendo un análisis más real del proceso por su complejidad matemática utilizando difusores describiendo la concentración de oxígeno disuelto en función del tiempo de aireación.

El objetivo es el análisis más riguroso de la disolución de oxígeno para poder predecir el desempeño de aireación bajo condiciones de operación y ambientales según el modelo de zonas simplificado (Durán, 2006).

Analizando las ecuaciones (14), (15) y (16) podemos simplificar haciendo dos suposiciones:

- Que la retención gaseosa es mínima
- Que la variación de la concentración de oxígeno en tramos  $dZ$  es despreciable.

Por lo que las ecuaciones que gobiernan el fenómeno de disolución de oxígeno sería:

$$Z_S \frac{dC}{dt} = \int_0^{Z_S} K_{LB} a_B (C^* - C) dz + K_{LS} a_S (1 - \dot{a}) (C^* - C) Z_S \quad \text{Ec. (18)}$$

$$C^* = C_S^* \frac{(P_S + \rho g (Z_S - Z) - P_{vT})}{(P_S - P_{vT})} \quad \text{Ec. (19)}$$

Igualando ambas ecuaciones e integrando el lado derecho de la ecuación. El balance de masa en fase líquida sería:

$$\frac{dC}{dt} = K_{LB} a_B (C_B^* - C) + K_{LS} a_S (C_S^* - C) \quad \text{Ec. (20)}$$

$$C_B^* = C_S^* \frac{(P_S + \bar{n}g Z_S / 2 - P_{vT})}{(P_S - P_{vT})} \quad \text{Ec. (21)}$$

donde  $C_B^*$  es la concentración de saturación en la zona media del tanque, o sea, el balance de masa ecuación (20) se puede interpretar como la tasa de transferencia total de la suma de la transferencia en la zona de dispersión, donde rige un coeficiente ( $K_{LB}a_B$ ) y donde la fuerza motriz es la diferencia entre la concentración de saturación promedio de todo el volumen de esa zona y la concentración instantánea de oxígeno disuelto y la transferencia en la zona de la superficie turbulenta, donde rige otro coeficiente ( $K_{LS}a_S$ ) y la fuerza motriz es la diferencia entre la concentración de saturación en la superficie y la concentración instantánea de oxígeno disuelto en el líquido.

Integrando la ecuación (20) obtenemos la concentración de oxígeno disuelto en cualquier instante de la aireación:

$$C = \frac{K_{LB}a_B C_B^* + K_{LS}a_S C_S^*}{K_{LB}a_B + K_{LS}a_S} + \left[ C_0 \frac{K_{LB}a_B C_B^* + K_{LS}a_S C_S^*}{K_{LB}a_B + K_{LS}a_S} \right] \exp[-(K_{LB}a_B + K_{LS}a)t]$$

Ec. (22)

Relacionando esta ecuación con la correspondiente al modelo Asce (ecuación 13), donde se tienen las siguientes correspondencias.

$$C_\infty^* = \frac{K_{LB}a_B C_B^* + K_{LS}a_S C_S^*}{K_{LB}a_B + K_{LS}a_S} \quad \text{Ec (23)}$$

$$K_L a = K_{LB}a_B + K_{LS}a_S \quad \text{Ec. (24)}$$

Con estas relaciones se logra identificar la concentración de saturación de oxígeno disuelto en el volumen del líquido en estado estacionario ( $C_\infty^*$ ) del modelo Asce, el cual es el promedio ponderado de las concentraciones de saturación en la superficie y en el seno del fluido (Epa, 1999).

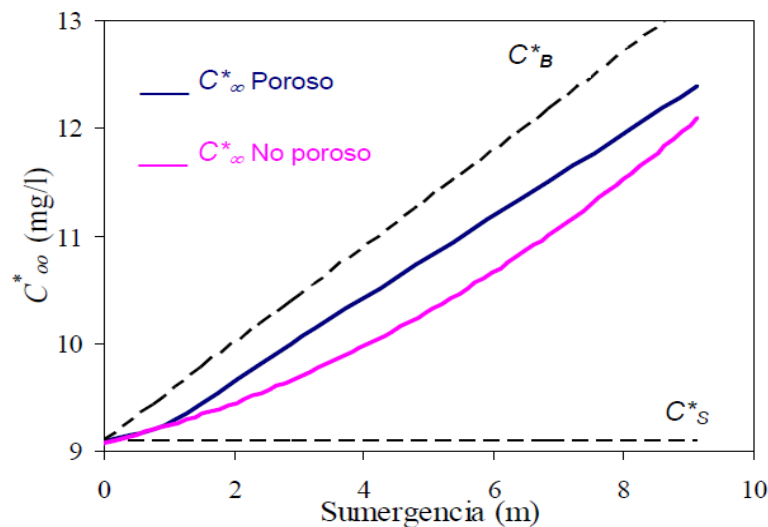


Figura 7. Variación de disolución de oxígeno  $C_\infty^*$  respecto a la profundidad de los difusores – España.

Fuente: (Sanitaire, 2013)

A partir de los datos de laboratorio de reaeración mediante el modelo de dos zonas simplificado, pueden obtenerse los coeficientes  $K_{LB}a_B$  y  $K_{LS}a_S$  mediante regresión no lineal de la ecuación (20), o también de los parámetros del modelo Asce, resolviendo las ecuaciones (21) Y (22) simultáneamente, se obtiene:

$$K_{LB} a_B = \frac{C_{\infty}^* - C_S^*}{C_B^* - C_S^*} K_L a \quad \text{Ec. (25)}$$

$$K_{LS} a_S = \frac{C_B^* - C_{\infty}^*}{C_B^* - C_S^*} K_L a \quad \text{Ec. (26)}$$

El modelo de dos zonas simplificado debe cumplir los objetivos esperados, analizar el fenómeno físico de la disolución de oxígeno con difusores de una forma más cercana a la realidad del mismo.

En los procesos de tratamiento de Lodos activados el agua residual y el lodo biológico (microorganismos) son mezclados y aireados en un tanque denominado reactor. En este proceso, los microorganismos están completamente mezclados con la materia orgánica del agua residual de manera que ésta les sirve de sustrato alimenticio. Es importante anotar, que la mezcla o agitación se efectúa por medios mecánicos superficiales o sopladores sumergidos, los cuales tienen una doble función, 1) producir mezcla completa y 2) agregar oxígeno al medio para que el proceso se desarrolle (Sanitaire, 2013).

#### 1.2.4.3 Modelo ASM1 (activated sludge model 1)

El modelo ASM1 es uno de los modelos del proceso de lodos activados ampliamente aceptado y usado por la comunidad científica hoy en día, particularmente en el diseño y evaluación de estrategias de control avanzadas (Devisscher, 2006). Muchas estrategias de identificación y control han sido desarrolladas en base al ASM1 más que para el ASM3. Dicho modelo no lineal consta de trece variables de estado y ocho procesos, tomando en cuenta entre sus variables componentes biodegradables y no biodegradables, biomasa autotrófica y heterotrófica, componentes nitrogenados y la presencia de oxígeno, este modelo será de referencia para nuestro estudio por las trece variables de estado que engloba.

En los procesos de tratamiento de lodos activados el agua residual y el lodo biológico (microorganismos) son mezclados y aireados en un tanque denominado reactor. En este proceso, los microorganismos están completamente mezclados con la materia orgánica del agua residual de manera que ésta les sirve de sustrato alimenticio. Es importante anotar, que la mezcla o agitación se efectúa por medios mecánicos superficiales o sopladores



sumergidos, los cuales tienen una doble función, 1) producir mezcla completa y 2) agregar oxígeno al medio para que el proceso se desarrolle (Iwa, 2004).

### 1.3 Magnitudes de Aereación (Togores, 2011)

#### 1.3.1 Capacidad de oxigenación: CO.

«Es la masa de oxígeno disuelta por hora y por m<sup>3</sup> de depósito, en condiciones normalizadas»:

$$\text{kg O}_2/\text{h} \cdot \text{m}^3$$

#### 1.3.2 Aporte específico bruto: AEB o ASB.

«es la masa de oxígeno disuelta por kW · h eléctrico consumido» (medida en contador de energía):

$$\text{kg O}_2/\text{kW} \cdot \text{h}$$

#### 1.3.3 Rendimiento de oxigenación: RO

(sólo para los sistemas de inyección de aire). «Es el tanto por ciento de la masa de oxígeno efectivamente disuelta, con relación a la masa de oxígeno inyectada por el sistema de aire».

### 1.4 Energía de compresión del aire

#### 1.4.1 El rendimiento de oxigenación RO.

según (Ronzano, 2003) permite comparar distintos sistemas de inyección de aire para una misma profundidad de depósitos. Para compararlos a profundidades diferentes, o con aereadores mecánicos, debemos utilizar el concepto de aporte específico bruto. Sin embargo, las necesidades de energía, para una misma presión y caudal, dependen del rendimiento del compresor y del motor. En una compresión isotérmica, la energía en W-h necesaria para comprimir 1 N · m<sup>3</sup> de aire, desde una presión de 10,33 m C.A a la presión p' en m C.A, es:

$$E (\text{Wh}) = 68 (\log (10,33 + P') - 1,014) \cdot 1 / (\text{Rc} \cdot \text{Rm}) \quad \text{o} \quad (27)$$

$$E (\text{Wh}) = 68 (\log ((10,33 + P')/10,33)) \cdot 1 / (\text{Rc} \cdot \text{Rm}) \quad (27 \text{ b})$$

Siendo:

- log: logaritmo decimal.
- P': presión relativa de compresión en m C.A.
- Rc: rendimiento isotérmico de la compresión.
- Rm: rendimiento del motor a 3/4 de su carga.
- E: energía eléctrica consumida en Watt-hora W-h.

El rendimiento isotérmico de compresión puede variar:

- Desde un mínimo del 50%, para una máquina pequeña tipo ROOTS de 100 N m<sup>3</sup>/h.
- Hasta un máximo del 70%, para un ROOTS de 6000 / 7000 Nm<sup>3</sup>/h, o un turbocompresor del mismo caudal o superior.

El rendimiento de un motor a 3/4 de carga varía asimismo:

- Desde el 92%, para una potencia de 30 kW.
- Hasta el 94%, para 100 kW o superior.

Debido a que los sistemas de inyección de aire se utilizan principalmente en medias y grandes instalaciones, podemos suponer que se utilizan máquinas de gran caudal, con un rendimiento de compresión del 70% y del motor del 94%, es decir, un rendimiento global:

$$r = 0,70 \cdot 0,94 = 0,65 = 65 \%$$

de la ecuación anterior 27, se obtiene:

$$E \text{ (Wh)} = 105 [\log (10,33 + P') - 1,014] \quad (28)$$

También podemos considerar que la pérdida de carga media entre la aspiración de los compresores y la difusión es del orden de 0,70 m C.A., y además, que el plano superior de los difusores se sitúa normalmente a 0,20 m por encima del fondo. Si llamamos P a la profundidad del depósito en metros, podemos escribir:

$$E (Wh) = 105 (\log (10,83 + P) - 1,014) \tag{28a}$$

En el caso de compresores pequeños, con un rendimiento de compresión del 50%, del motor del 92% y global del 46%, la ecuación 20a sería:

$$E (Wh) = 148 (\log (10,83 + P) - 1,014) \tag{28b}$$

A la energía de compresión de 1 Nm<sup>3</sup> de aire se le denomina ESC, Energía Especifica de Compresión, expresándose en W-h/Nm<sup>3</sup>. Aproximadamente un Nm<sup>3</sup> de aire contiene 300 g de oxígeno, para un rendimiento de oxigenación RO; 1 kg de oxígeno necesita el suministro de un volumen de aire de:

$$1.000 / (3 \cdot RO) = 333/RO \tag{29}$$

En este caso, el aporte específico bruto, ASB, se expresa por:

$$ASB (kg O2/kW \cdot h) = 3 RO/ESC \tag{30}$$

En la figura 8, indicamos el valor de la energía específica de compresión para los dos rendimientos globales considerados anteriormente (65% y 46%), y diversas profundidades de los tanques.

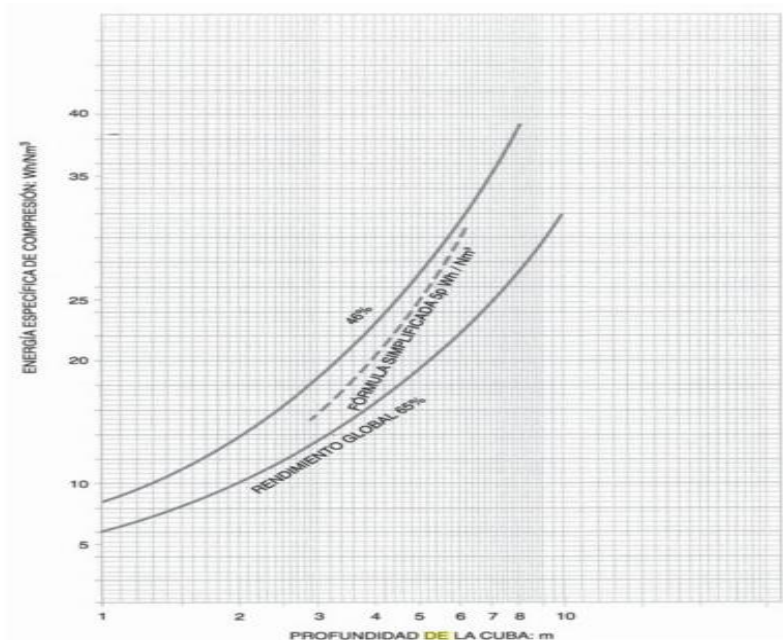


Figura 8. Energía específica de compresión de aire en aguas residuales.

Fuente: (Nieto, 2012)

**1.4.2 Comparación de los sistemas en condiciones reales de funcionamiento.**

La medida del aporte específico bruto de oxígeno siempre se efectúa en agua limpia. Para pasar de este valor al que se obtendrá en el licor mixto, se debe aplicar un factor alfa que varía, además de con las características del licor, con las del sistema propio de oxigenación. Los valores utilizados para alfa figuran en la tabla 1. Para comparar sistemas de aeración no pertenecientes a una misma familia, el aporte específico bruto, ASB, debe corregirse con el factor alfa, a modo de ejemplo, comparamos, en la tabla 1, los difusores estáticos y porosos:

$$\alpha = (1 - k_3 - k_4 \cdot C_c) \cdot e^{-k_5 \cdot C_c} + k_3 \tag{31}$$

Tabla 1

*Factor de corrección de difusores estáticos y porosos en agua limpia desarrollado Ronzano en 2003.*

	<b>Estático</b>	<b>Poroso</b>
ABS en agua limpia		
Kg O <sub>2</sub> /Kw h	2,3	4
%	100	174
Factor alfa	0,80	0,6
ABS en el licor mixto		
Kg O <sub>2</sub> /Kw h	1,84	2,40
%	100	130

Fuente: (Ronzano, 2003).

Se observa claramente que es indispensable tener en cuenta el factor alfa en la comparación de cualquier sistema de aportación de aire.

La biomasa es una mezcla heterogénea de partículas, microorganismos, coloides orgánicos polímeros y cationes, de muy diversas formas, tamaños y densidades. Todos estos parámetros impactan el consumo y disolución de oxígeno. La disolución de oxígeno también está relacionada con el tamaño del área de contacto entre las fases gaseosa y líquida, es decir, la forma de la burbuja (Germaina, 2004) y la concentración de sólidos. (García- Ochoa, 2010) Para nuestro estudio englobaremos todos estos parámetros en un coeficiente de disolución de oxígeno dependiente de los contaminantes principales como aceite, sólidos disueltos y detergentes en base al estudio de la disolución de oxígeno en los sistemas de lodos activados donde se ha relacionado dos variables principales que tienen que ver

con el transporte (coeficiente de disolución de oxígeno volumétrico,  $K_{La}$ ) y el consumo de oxígeno por parte de los microorganismos, OUR). Sin embargo, la predicción correcta de la velocidad de disolución de oxígeno (OTR) en un proceso biológico tiene que realizarse teniendo en cuenta la relación entre ambos (García-Ochoa, 2010).

Por otro lado, para los aireadores las características de la burbuja varían según el tipo de aireador usado y la capacidad de incorporación al agua residual de la burbuja creada., el uso nuestro será un aireador cerámico de poro fino. La aireación es un proceso esencial en la mayoría de procesos de tratamiento de aguas residuales, y compone la fracción más grande de los costos energéticos de la planta. Los sistemas de aireación pueden alcanzar la oxigenación de las aguas residuales esquilando la superficie (aireadores superficiales) o lanzando burbujas en el fondo del tanque (los aireadores de burbuja gruesa o de burbuja fina). (Reddy K., 2003). Según (Wesner, 1977) la operación de aireación es la que más energía consume, representando típicamente entre un 50 a un 90% de los requerimientos de energía de toda la planta.

Se ha utilizado agua sintéticamente contaminada con aceite, sólidos disueltos y detergentes en razón al estudio de sistemas aerobios donde la disolución de oxígeno depende de agentes inhibidores detergente-grasa, se determinan por medio de respirometría, además las técnicas respirométricas se han utilizado intensamente para la determinación de la DBO, toxicidad y de los parámetros biocinéticos de las aguas residuales tóxicas y no tóxicas (Spanjers, 1994).

La velocidad de consumo de oxígeno puede ser también usada para determinar la velocidad de crecimiento específico y otros coeficientes cinéticos (Henze, 2000); (Vanrolleghem, 1999) debido a los agentes inhibidores detergente-grasa. El conocimiento de la velocidad de respiración y de la función de la transferencia del oxígeno es de interés en control y diagnóstico del proceso de una planta de tratamiento de aguas residuales PTAR (Carlsson, 1994).

Tabla 2

*Rangos de concentración de oxígeno disuelto y consecuencias ecosistémicas frecuentes - CA USA 2014*

[OD] mg/L	Condición	Consecuencias
0	Anoxia	Muerte masiva de organismos aerobios
0-5	Hipoxia	Desaparición de organismos y especies sensibles
5-8	Aceptable	[OD] adecuadas para la vida de la gran mayoría de especies de peces y otros organismos acuáticos.
8-12	Buena	
>12	Sobresaturada	Sistemas en plena producción fotosintética.

Fuente: (Arocena, 1999)

Tabla 3

*Requerimiento mínimo de oxígeno disuelto mg/l – CA USA, 2014*

Especie	OD
Trucha	6,5
Lobina de boca pequeña	6,5
Larvas de tricópteros	4,0
Larvas de efemeróptero o mosca de mayo	4,0
Siluro	2,5
Carpa	2,0
Larvas de Mosquito	1,0

Fuente: (Vernier, 2014)

## CAPÍTULO II

### PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

#### 2.1 Planteamiento de la Investigación

La creciente concienciación social en materia medioambiental conlleva un aumento gradual de la presión sobre los límites de vertido y consumo de agua. El presente trabajo contempla una innovación para la optimización de la retención gaseosa del tratamiento secundario, debido a que la aereación no es eficiente ya que el aire inyectado casi en su totalidad con contenido de oxígeno atraviesa las aguas residuales, sin siquiera ser retenido en un 1%.

Los procesos de tratamiento en general, aun realizan degradación de la materia orgánica por la acción de microorganismos como bacterias en sus diferentes tecnologías como lodos activados, discos biológicos, filtros percoladores, etc. los cuales para su proceso requieren de oxígeno para la reacción de oxidación, la cantidad de materia a tratar es tal que requiere gran cantidad de oxígeno en las plantas de tratamiento y están incluso deben ser compactas, es decir tecnología acorde a las nuevas exigencias.

La inversión en obras, se justifica por el bajo costo de funcionamiento y está por las investigaciones que respalden dichos proyectos, de esta manera se propone un sistema novísimo de aereación helicoidal polimérico en el que las partículas de aire no asciendan simplemente de manera vertical para evitar la baja retención gaseosa sino por el contrario incrementar el intercambio molecular y así desarrollar la Evaluación de La Retención Gaseosa con un Sistema helicoidal en Lagunas Aereadas.

## 2.2 Justificación

La disolución de oxígeno mediante aeración, es una operación primordial en procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales. Para lograr una operación eficiente de un sistema de lodos activados se requiere un suministro adecuado de oxígeno disuelto para la oxidación. El oxígeno debe estar disponible a una tasa equivalente a la carga de demanda de oxígeno ejercida por las aguas residuales que entran a la planta, por lo que se puede afirmar que la tasa a la que el oxígeno disuelto pueda estar disponible determina la tasa a la que las aguas residuales pueden ser purificadas. Sin embargo, la operación de aeración o aireación es la que más energía consume en los procesos de tratamiento secundarios de una planta, representando típicamente entre un 50 a un 90% de los requerimientos de energía de toda la planta (Wesner, 1977).

Según estudios sobre modelos de dos zonas simplificado para el estudio de la disolución de oxígeno en sistemas de aeración con difusores de poro fino, la retención gaseosa es bastante pequeña (0,0072 litros/m<sup>3</sup>), del orden de 10<sup>-3</sup>, es decir, casi todo el aire inyectado para la aireación no es retenido en el agua, Con este resultado queda claro que el volumen del gas en el sistema de aireación no representa ni siquiera un 1% del volumen total (Durán, 2006).

Esta realidad ha hecho que en los últimos años se haya dado importancia a la búsqueda de sistemas de oxigenación más eficientes y por ende menos costosos energéticamente; así mismo, surgió la necesidad de contar con metodologías de evaluación de la eficiencia de disolución de oxígeno que permitieran comparar los diferentes sistemas. En 1984, la American Society of Civil Engineers en conjunto con la United States Environmental Protection Agency, desarrollaron una norma para la medición de la disolución de oxígeno en agua limpia, la cual se ha venido utilizando con amplia aceptación para caracterizar los sistemas de oxigenación (Asce, 1991).

Las condiciones estándar de la norma Asce son agua limpia, con un nivel de oxígeno disuelto nulo, una temperatura de 20 °C y una presión de 1 atm, por lo que la velocidad de disolución de oxígeno a otras condiciones se ajusta mediante los así llamados factores alfa ( $\alpha$ ), beta ( $\beta$ ), theta ( $\theta$ ) y efe (F), los cuales dependen del tipo de aerador o aireador, de la intensidad del mezclado o turbulencia, de las características del agua residual, del ensuciamiento de los difusores, entre otros aspectos (Stenstrom, 1981).



Durante el proceso de tratamiento de aguas residuales domésticas, el oxígeno es fundamental para los procesos de oxidación, cuando se desarrolla el diseño de lagunas aireadas, lodos activados y otros cálculos, se requieren datos de concentración de oxígeno en agua limpia a saturación a una temperatura  $T$  de campo, coeficiente real de transferencia entre otros (Oakley, 2011).

Uno de los factores a considerar en el funcionamiento de las Plantas de Tratamiento de aguas residuales, es el consumo de energía como las operaciones de lagunas de aireación, el mismo que se ha cálculo en 37 Kwh/(hab.año) y para lagunas con mezcla completa tienen un consumo de energía cinco veces mayor (Wagner, 2010).

Es indispensable considerar que las plantas o sistemas de tratamiento deben tener aprobación social, específicamente de su mantenimiento para su funcionamiento a través de la disponibilidad por pagar del usuario, y con menores costos de funcionamiento, mayor será su aprobación (Mvcs, 2017).

Con respecto a la entrega del oxígeno se indica en base a empresas que producen sistemas de aireación, normalmente con un valor en cantidad de oxígeno en el agua con una unidad de energía ( $\text{Kg O}_2/\text{kWh}$ ) (Wagner, 2001), referido a  $20^\circ\text{C}$ , altura al nivel del mar, agua limpia. Este valor tiene un rango entre 1,5 y 3,0  $\text{Kg O}_2/\text{kWh}$ .

La potabilización de agua contaminada por elevada carga orgánica, nitrógeno, metales pesados, pesticidas y otros, obliga a un tratamiento avanzado del agua antes de su distribución y, en consecuencia, a mayores costos en comparación al tratamiento de agua de fuente no contaminada. Costo por tratamiento de agua de fuente contaminada. (Ejpl: PTAP Chillón, Cons. Agua Azul, fuente: río Chillón), Costo por tratamiento de agua de fuente no contaminada: S/. 0,17 por  $\text{m}^3$  (Ejemplo: PTAP El Milagro y Santa Apolonia, SEDACAJ, fuente: ríos Porcón y Grande) Diferencia: S/. 0,39 por  $\text{m}^3$  (Ana, 2013).

El tratamiento de aguas residuales municipales mejora la calidad agrícola sanitaria del agua de riego y en consecuencia, un mayor bienestar de la población (Minagri, 2013).

Con respecto a Actividades realizadas por turistas extranjeros en el Perú, esta se realiza de la siguiente manera: Turismo de naturaleza 49%, Culturas vivas 21%, Turismo de aventura 20%. Y respecto al área pesquera, la contaminación de las áreas de extracción de moluscos, peces y cretáceos con aguas residuales ha ocasionado epidemias de

hepatitis A, Salmonella Typhi, Shigella spp. y Norovirus. En el 45% de los brotes moluscos fueron el vector transmisor, seguidos por el pescado (39%) y los crustáceos (16%) (Iwamoto, 2010).

## **2.3 Preguntas del Problema**

### **2.3.1 Problema General**

¿Es necesario evaluar un nuevo sistema de aereación, helicoidal para incrementar la retención gaseosa de lagunas aereadas en el tratamiento de aguas residuales y minimizar los costos de operación?

### **2.3.2 Problemas Específicos**

- a) ¿Cuál es el comportamiento de la disolución de oxígeno a diferentes condiciones termométricas con variación de flujo respecto a la aereación tradicional según análisis en este nuevo sistema de aereación para su aplicación al diseño de procesos de tratamiento de aguas residuales?
- b) ¿Cuál es la variación de la retención gaseosa al aplicar diferentes concentraciones de contaminantes en este nuevo sistema de aereación para su aplicación al diseño de procesos de tratamiento de aguas residuales?

## **2.4 Objetivos**

### **2.4.1 Objetivo general**

Evaluar un nuevo sistema de aereación helicoidal para incrementar la retención gaseosa de lagunas aereadas en el tratamiento de aguas residuales y minimizar los costos de operación.

### **2.4.2 Objetivos específicos**

- a) Analizar el comportamiento de la retención gaseosa en este nuevo sistema a diferentes condiciones termométricas con variación de flujo respecto a la aereación tradicional para su aplicación al diseño de procesos de tratamiento de aguas residuales.
- b) Analizar la variación de la retención gaseosa en este nuevo sistema con adición de diversos contaminantes y diferentes concentraciones para minimizar los costos en la biodegradabilidad aerobia de la materia orgánica.

## 2.5 Hipótesis

### 2.5.1 Hipótesis general

Formulando un nuevo sistema de aereación, helicoidal se incrementará el coeficiente de retención gaseosa respecto a sistemas tradicionales en el tratamiento de aguas residuales urbanas y se minimizará los costos de operación.

### 2.5.2 Hipótesis Específicas

- a) Utilizando diferentes condiciones termométricas y relación al flujo de aire, se incrementará la disolución de oxígeno en el nuevo sistema de aereación a menor costo para mejorar la biodegradabilidad aerobia de la materia orgánica.
- b) Aplicando el nuevo sistema de aereación con diferentes contaminantes y diferentes concentraciones se incrementará la disolución de oxígeno permitiendo menor costo de la biodegradabilidad aerobia de la materia.

## CAPÍTULO III

## MATERIALES Y MÉTODOS

## 3.1 Materiales

**Para el primer objetivo específico,** se utilizó un aereador cerámico alimentado con una bomba de aire eléctrico con filtro, regulador de presión, flujometro de aire, válvula de control y manómetro, donde las mediciones de concentración de oxígeno disuelto se realizaron con dos oxímetros thermo scientific Orion versa star water analysis Instruments alpha road, chelmsford, 68X001258 del laboratorio de investigación de la facultad de ingeniería química, los cuales midieron el oxígeno disuelto en tiempo real a profundidad media (0,30 m) y superficial (0,03 m), así también para el acondicionamiento de la temperatura del agua se utilizó un refrigerador Frezer C-312 y otras especificaciones (Tabla 4).

Tabla 4

*Equipos utilizados - Lab. de investigación L-103 FIQ-UNAP, marzo - mayo 2019*

UNIDAD	RANGO	MARCA	SERIE
- Medidor multiparametro de OD, Temperatura, pH, STD, conductividad	% de saturación Concentración mg/L	thermo Fisher Scientific	68X001258
- Balanza Digital	0-200 g	OHAUS	1000230445
- Difusor	0-4 L/min	Marina	PR22
- Sistema bomba de aire, filtro, regulador de presión, flujometro, válvula de control y manómetro	Blue tools	0-15L/min	195M

**Para el segundo objetivo específico**, se utilizaron sustancias contaminantes siguientes: aceite de soya y mezclas de aceites vegetales (girasol y algodón) de marca comercial, como surfactante detergente catiónico y aniónico comercial cuyo ingrediente básico es el alquil aril sulfonato de sodio, y como solidos suspendidos arcilla montmorillonita de malla 200 de la serie Tyler (Tabla 5).

Tabla 5

*Materiales y reactivos utilizados - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, marzo - mayo 2019.*

Reactivo	Fabricante	Pureza	Calidad
Aceite de uso doméstico mezclas de aceites vegetales (soya, girasol y algodón)	Alicorp S.A		Comercial
Detergente domestico	Intradevco		Comercial
Arcilla montmorillonita seleccionada	-	Malla 200	-
Sulfito de sodio	MERCK	98%	QP
Cloruro de cobalto (II)	MERCK	98%	QP

### 3.2 Metodología Experimental

El proceso experimental consistió en una serie de pruebas realizadas en un reactor cilíndrico de 20 litros de capacidad con 0,30 m de diámetro y 0,37 m de altura con sistema helicoidal central y aereador cerámico de 0,06 m de diámetro ubicado a 0,35 m de profundidad respecto al nivel del espejo de agua.

#### 3.2.1 Procedimiento de laboratorio

- Se eliminó el oxígeno del agua hasta una concentración mínima con agente químico desoxigenador como es el sulfito de sodio  $\text{Na}_2\text{SO}_3$ , como catalizador se utilizó cloruro de cobalto  $\text{CoCl}_2$  y la reacción es la siguiente:



- La relación estequiométrica es:

$$\frac{Na_2SO_3}{(1/2)O_2} = \frac{126}{16} = 7,875$$

Es decir se requiere teóricamente 7,9 ppm de  $Na_2SO_3$  para remover 1 ppm de oxígeno disuelto, a su vez basándose en pruebas de oxígeno disuelto en agua, se utilizó un exceso de  $Na_2SO_3$  (entre 10 y 20%) procurando añadir suficiente cloruro de cobalto para tener una contracción mínima de 1,5 ppm de  $Co^{+2}$ , posteriormente se elimina el oxígeno disuelto, se inicia la aereación y se procede a medir la concentración la cual se incrementa con el tiempo, el método se llama aereación en estado inestable.

### 3.2.2 Puntos de Muestreo

El dispositivo aereador debe localizarse en el tanque de prueba con baffles en los puntos cuartos tal como muestra la figura 9:

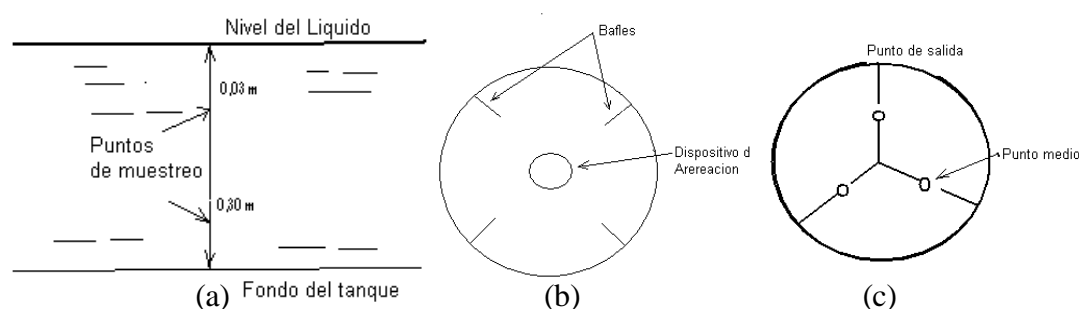


Figura 9. Puntos de muestreo en sistemas de aereación (a), arreglo de baffles y (b) localización de (c) puntos de muestreo.

Fuente: (Ramalho, 1996).

### 3.2.3 Calibración de sensores

#### Calibración de definición cero

Se realizó una calibración de agua saturada con aire antes de llevar a cabo una calibración de definición cero (Thermofisher, 2015).

Se preparó una solución de sulfito de sodio disolviendo aproximadamente 1,50 gramos de  $Na_2SO_3$  en unos 250 mL de agua destilada, luego se transfirió la solución a un frasco o botella de DBO y se utilizó una película de parafina de plástico para sellar la botella, se añadió una pequeña cantidad de sal de cobalto a la solución de sulfito de sodio para que actúe como indicador y cambie de color

cuando la solución de sulfito de sodio tenga cero contenido de oxígeno. Se realizó luego el procedimiento especificado en el manual del equipo:

1. Pulse la tecla f1 (Cal) para iniciar la calibración.
  - a. Si se muestra más de un canal en el modo de medida, pulse la tecla ▲ o ▼ para resaltar el canal deseado y pulse la tecla f3 (Select).
2. Pulse la tecla ▲ o ▼ para resaltar Set Zero (Definición cero) y pulse la tecla f3 (Select).
3. Prepare la sonda de OD y la solución de cero oxígeno y permita que alcancen su punto de equilibrio.
  - a. Utilice una película de parafina de plástico para sellar la zona abierta entre la sonda de OD y el recipiente que contiene la solución de calibración.
4. Cuando la sonda de OD y el aparato de calibración estén listos, pulse la tecla f3 (Start).
  - a. Si utiliza una sonda de agitador, esta empezará el agitado cuando se pulse la tecla f3 (Start) y detendrá el agitado cuando la lectura se estabilice.
5. Espere hasta que el valor de oxígeno disuelto del medidor se estabilice y pulse la tecla f2 (Accept).
  - a. Se mostrará 0,0 % cuando la lectura se estabilice.
6. Pulse la tecla f3 (Cal Done) para guardar y finalizar la calibración.
7. El medidor mostrará el resumen de la calibración y exportará los datos al registro de calibración. Pulse la tecla measure (esc) para pasar al modo de medida.

Luego se procedió a la calibración de contraste Winkler

#### **Calibración manual (Winkler)**

1. Pulse la tecla f1 (Cal) para iniciar la calibración.
  - a. Si se muestra más de un canal en el modo de medida, pulse la tecla ▲ o ▼ para resaltar el canal deseado y pulse la tecla f3 (Select).

2. Pulse la tecla ▲ o ▼ para resaltar Manual y pulse la tecla f3 (Select).
3. Prepare la sonda de OD y la solución de calibración y permita que alcancen su punto de equilibrio.
  - a. Utilice una película de parafina de plástico para sellar la zona abierta entre la sonda de OD y el recipiente que contiene la solución de calibración.
4. Cuando la sonda de OD y el aparato de calibración estén listos, pulse la tecla f3 (Start).
  - a. Si utiliza una sonda de agitador, esta empezará el agitado cuando se pulse la tecla f3 (Start) y detendrá el agitado cuando la lectura se estabilice.

### 3.3 Método

#### 3.3.1 Método General

Se utilizó el método dinámico en modo discontinuo en un reactor de 20 L de capacidad para su análisis de acuerdo a la American Society of Civil Engineers (Asce) y la Environmental Protection Agency (EPA) de los Estados Unidos.

$$k_L a = k_1 Q^{k_2} \theta^{T-20} \quad \text{Ec (23)}$$

Donde:  $k_1$  y  $k_2$  son parámetros de ajuste cuyos valores para  $K_{La}$  en  $\text{h}^{-1}$ ,  $Q$  en  $\text{l/min}$  y  $T$  en  $^{\circ}\text{C}$ . Esta ecuación correlaciona los coeficientes de disolución de oxígeno y trata de agrupar todos los posibles factores tales como cambios en el coeficiente de disolución de oxígeno, área de disolución de oxígeno, viscosidad, tensión superficial, coeficiente de difusividad, etc. (Vogelaar, 2000).

#### 3.3.2 Métodos Específicos

**Metodología 1:** Método de Gauss Newton, regresión no lineal, prueba de distribución de residuos, analítico de coeficientes de disolución de oxígeno a diferentes condiciones termométricas con diferentes flujos de aire para su aplicación al diseño de procesos de tratamiento de aguas residuales

**Metodología 2:** Métodos numéricos, solución analítica y su correspondiente correlación pseudoestable en el análisis de los coeficientes volumétricos de transferencia en agua limpia y con variación de contaminantes y su concentración.



- Desarrolladas las corridas en aireación en agua limpia con diferentes flujos y variaciones de temperatura y con arreglos de combinación de contaminantes según las variaciones correspondientes, con solo un contaminante y su efecto en forma independiente y las ultimas corridas para luego analizar el efecto combinado de lo contaminantes juntos de un flujo estándar.
- Se obtuvo los coeficientes de transferencia de aireación para dos modelos matemáticos elegidos.
- Se realizó la correlación de modelos
- Se obtuvo los coeficientes de transferencia de oxígeno  $K_{La}$ ,  $C_{\infty}^*$ ,  $C_o$  para determinar los errores estándares de correlación
- Se calculó los coeficientes de transferencia de aireación para el segundo modelo matemático.
- Se analizó la influencia del Coeficiente de aireación ( $K_{La}$ ) y sus variaciones en la superficie ( $K_{Ls}$ )
- Con valores de  $K_{La}$ , se correlacionó a través de una ecuación empírica para agruparlos y englobar así varios factores que afecten al coeficiente de aeración.
- Se determinó el valor de Theta  $\theta$  y sus correspondientes errores estándar
- Se determinó la influencia de principales contaminantes sobre el coeficiente de aeración.
- Se calculó el factor alfa ( $\alpha$ ) correspondiente al coeficiente de aeración de oxígeno disuelto ( $\alpha_{Asce}$ ) y sus análisis según graficas.

### 3.4 **Ámbito o lugar de estudio**

Ciudad de Puno, UTM 15°50'15" S 70°01'18" O entre una temperatura promedio máxima de 21 °C y una mínima de -5 °C.

### 3.5 Población y muestra

Plantas de tratamiento de aguas residuales representado a escala de laboratorio con temperatura de agua sintética en las cuencas en promedio desde 4 °C hasta 16 °C, por lo que es estudio se enmarca alrededor de estos valores.

## CAPÍTULO IV

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 4.1 Investigación

En esta sección previamente presentamos algunos resultados de consideración para luego realizar el análisis y la contrastación de las hipótesis del estudio.

##### 4.1.1 Caracterización del sistema helicoidal

Las condiciones experimentales se desarrollaron en un reactor cilíndrico de las cuales definimos las principales características, el volumen de gas retenido fue de 0,008 calculo que se realiza de la concentración de oxígeno eliminado mediante sulfito de sodio en relación al oxígeno insuflado hasta llegar a la saturación respecto al volumen de agua de prueba (Tabla 6).

Tabla 6

*Parámetros del sistema helicoidal utilizado - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, marzo - mayo 2019*

Parámetro	Símbolo	Valor	UNIDAD
Diámetro inferior del reactor	d	0,25	m
Diámetro superior del reactor	D	0,28	m
Altura del reactor	H	0,38	m
Nivel del líquido	$h_1$	0,36	m
Profundidad del difusor	$h_2$	0,35	m
Volumen del Líquido	$V_L$	20,13	L
Volumen del gas	$V_G$	0,16	L

Retención gaseosa	E	0,008	m <sup>3</sup>
Numero de espiras del helicoide	n`	3	und
Pendiente del helicoide	m	30	%

El volumen de gas retenido de 0,008 m<sup>3</sup> según la estequiometria aplicada es mayor en 11% respecto a la encontrada por (Duran, 2005) mostrando que el volumen de gas en el sistema de aereación se incrementa ligeramente debido a la altitud de análisis sobre el nivel del mar a 3820 msnm aproximadamente, sin embargo no se incrementa sustancialmente y lograr la saturación en el menor tiempo posible es el logro del sistema helicoidal.

#### 4.1.2 Parámetros fisicoquímicos del agua para los análisis

Se realizaron análisis del agua de trabajo del laboratorio, cumpliendo valores fisicoquímicos según el D.S. 004-2017-MINAM y la norma Asce con características fisicoquímicas de agua potable para estas pruebas, a su vez uno de los parámetros importantes a considerar fue los solidos totales disueltos con un valor de 796 mg/L (Tabla 7).

Tabla 7

*Características fisicoquímicas del agua utilizada - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP mayo 2019.*

Parámetro	Valor Analizado	Limites máx. de potabilidad	Observación
pH	6,971	6,5 – 8,5	Admisible
Conductividad $\mu$ S/cm	1481	1500	Admisible
Dureza mg/L	410	500	Admisible
Solidos Totales Disueltos mg/L	796	1000	Admisible
Turbiedad UNT	5	5	Admisible
Cloruros	247	250	Admisible
Densidad	0,998	No indicado	Admisible

Los solidos totales disueltos no deben exceder los 2000 mg/L para los análisis debido a que al agregar sulfito de sodio y cloruro de cobalto (II) el valor se incrementa perturbando el proceso y esto fue permisible para realizar varias

pruebas a la vez sobre el mismo agua, la permisividad según la tabla 7 es desde 796 mg/L hasta el límite de 2000 mg/L sin embargo, se realizaron sólo hasta dos corridas como máximo (Apha, 2005).

#### 4.1.3 Validación del oxímetro thermo Fisher 68X por Winkler.

El laboratorio de control de calidad de la E.P. de ingeniería química - UNAP tiene para el análisis instrumental de oxígeno disuelto tres oxímetros thermo Fisher 68X los cuales se validaron (Tabla 8) para su uso en la investigación en base a los métodos de ensayo normalizados desarrollados y diseñados en laboratorio concordante con las ampliaciones y modificaciones de los métodos ISO 9000. (Oaa, 2013), el objetivo de la validación fue probar la aptitud de los métodos, así como la capacidad de los equipos de laboratorio, esta validación se apoya en los parámetros estadísticos del procedimiento y el alcance de la validación no son siempre los mismos y deben ser establecidos individualmente (Ideam, 2007).

Tabla 8

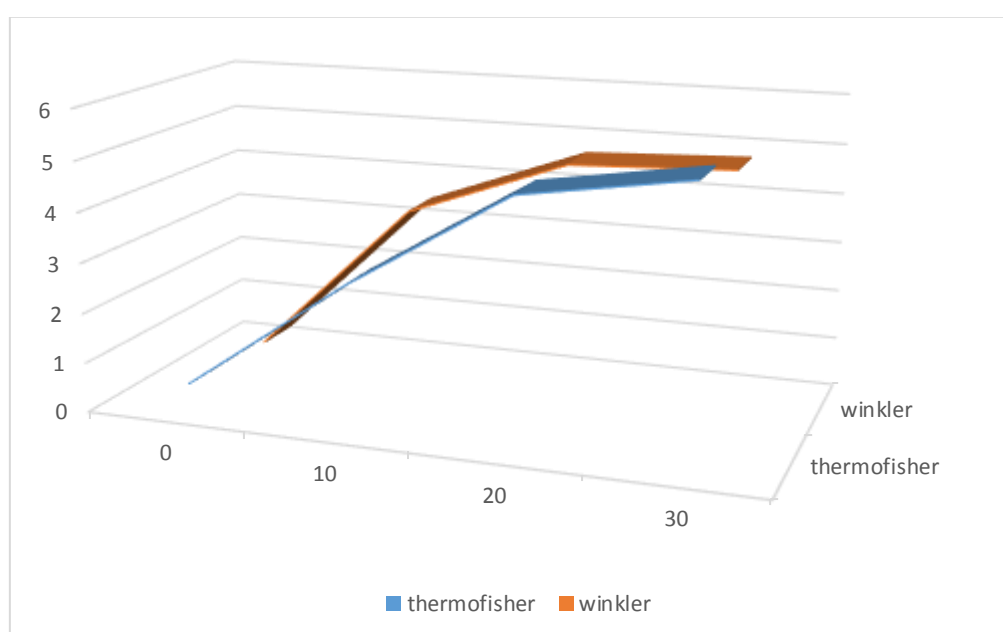
*Resultados de validación del oxímetro thermo fisher 68x por método analítico de oxígeno disuelto Winkler en el laboratorio de control de calidad FIQ-UNAP, 31/05/2019.*

Item	Calibración aire – agua aereada				Análisis de OD por Winkler			
	thermo Fisher 68X							
Tiempo(min)	0	10	20	30	0	10	20	30
Promedio	0,45	2,75	4,76	5,27	0,35	3,48	4,68	4,80
D <sub>Sn-1</sub>	0,03	0,04	0,01	0,06	0,05	0,25	0,06	0,13
% CV	0,059	0,015	0,002	0,011	0,145	0,073	0,012	0,027
LC 98%	0,34	2,59	4,72	5,03	0,15	2,47	4,44	4,28
% Error	0,56	2,92	4,80	5,52	0,55	4,49	4,92	5,32
% Saturación				82,83				74,53
OD Satur 480 mmHg				6,44				6,44

De acuerdo los resultados de validación los análisis de oxígeno disuelto realizados en agua limpia y a agua saturada para el método analítico Winkler y para el oxímetro thermo Fisher 68X se observa a través de la comparación de datos

pertenecientes a ambos métodos un coeficiente de variación máximo de %CV 0,145 indicando que la media aritmética del conjunto de datos es representativa del conjunto de datos.

La similitud en las tendencias en el análisis a diferentes tiempos de aereación tiene implicancias en los coeficientes de disolución y en la aplicación de los modelos matemáticos, de esta forma se debe establecer con toda confianza que los valores indicados por los medidores electrónicos sean bastante cercanos al valor instantáneo real, que de no ser así se requeriría trabajar con modelos mas complejos (Figura 10).



*Figura 10.* Curva de validación de oxímetro thermofisher en reactores de aereación en el laboratorio de control de calidad de la FIQ-UNAP – mayo 2019.

El método analítico de Winkler presenta 74,53% y thermo Fisher de 82,83% de saturación con un porcentaje de error máximo de 5,52, la diferencia es debido al análisis puntual del instrumento electrónico mientras que el método analítico toma muestras de 300 ml de la zona media del reactor lo cual es permisible (Ideam, 2007).

#### 4.1.4 Tiempo de lectura de sensor de OD thermo Fisher 68X

Para la validez de la investigación se analizó el tiempo de respuesta del sensor (Tabla 9), según la norma Asce las constantes de tiempo del sensor no deben ser superiores a  $0,02/K_{LA}$ , debido que un  $K_{LA}$  elevado delimita la constante de tiempo máxima del sensor, el tiempo de respuesta calculado para el sensor utilizado fue el modelo matemático tipo escalón según la gráfica obtenida de las lecturas y el ajuste de datos al modelo de la ecuación 13b.

Tabla 9

*Constantes C, Co,  $\tau_p$  obtenidas para el sensor thermo Fisher Scientific - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, diciembre 2019.*

Corrida	Constante de tiempo $\tau_p$ (s)	Error estándar (s)
1	5,7	2,8
2	1,1	1,3
3	1,2	1,5
Promedio	2,6	1,9

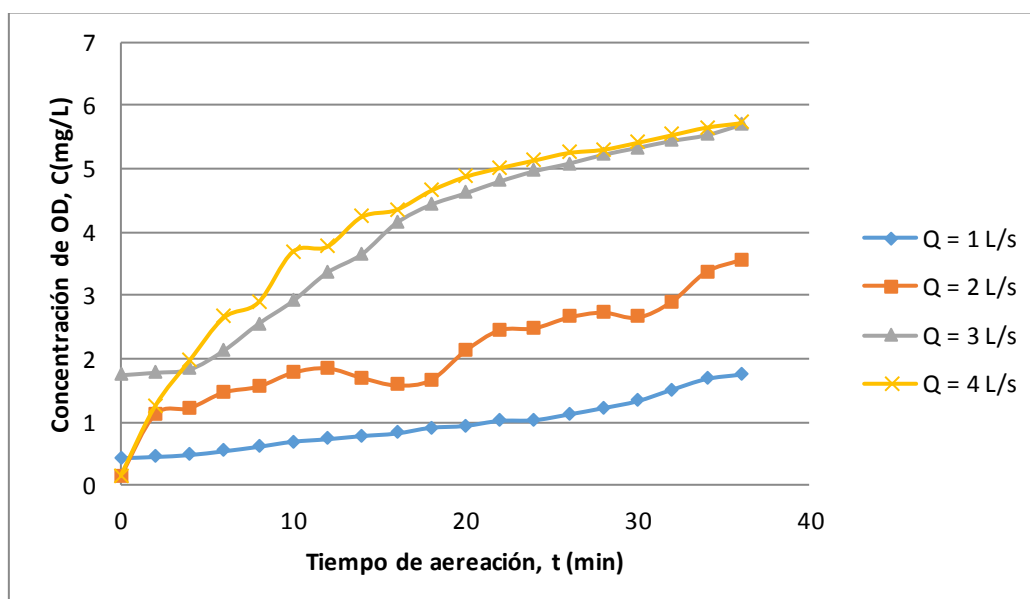
Obteniendo las constantes de tiempo para el sensor con tecnología actual según el módulo VSTAR-RD el oxígeno disuelto como porcentaje de saturación concentración con temperatura utilizando sondas polarográficas u ópticas (Thermofisher, 2015), tiene una constante de tiempo menor a 8,0 segundos y esto se contrasta en la tabla 9 donde las constantes de tiempo de las tres corridas tienen como constante 2,6 y 1,9 que son menores en 70% al valor requerido lo que permite aplicar los modelos matemáticos planteados.

#### 4.1.5 Monitoreo de datos en el sistema helicoidal

Fue necesario el uso de dos sensores simultáneamente debido a que el sistema helicoidal generaba mayor tiempo de residencia los cuales según Ramalho, 1996 se colocaron a profundidad media y superficial (Figura 11).







*Figura 12.* Comportamiento de la disolución de oxígeno en el sistema helicoidal laboratorio L103 – UNA Puno, mayo 2018

Al analizar el comportamiento el oxígeno disuelto con el sistema helicoidal en agua limpia a diferentes temperaturas y con diferentes flujos de aire, se observó que a menor caudal la disolución del oxígeno tiende a ser lineal (Figura 12) es decir proporcional cuyo significado a nivel de modelado deja de ser una ecuación exponencial desarrollado por (Muñoz, 2017), no existiendo un modelado similar al fenómeno del sistema helicoidal hasta la actualidad.

Se registro el diseño experimental con las correspondientes variaciones de temperatura y flujo de aire, presión atmosférica y presión manométrica del aireador para establecer el comportamiento del coeficiente de disolución de oxígeno (Tabla 10).

Tabla 10

*Condiciones de análisis para doce corridas en el sistema helicoidal con agua limpia - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, marzo - mayo 2019.*

N° Corrida	Temp. del agua (°C)	Flujo estándar del aire (l/min)	Temperatura del aire (°C)	Presión manométrica del flujo de aire (Pa)	Presión atmosférica (Pa)
1	5,4	1	15	4399	64581
2	5	2	14	4666	64581
3	5,2	3	15	5039	64581
4	5,1	4	14	5733	64581
5	10,4	1	15	4399	64581
6	10,2	2	15	4666	64581
7	10,4	3	15	5039	64581
8	10,3	4	15	5733	64581
9	14,6	1	16	4399	64795
10	15	2	16	4666	64861
11	14,9	3	17	5039	64581
12	15	4	14	5733	64581

Se evaluó dichas temperaturas cercanas a 5, 10 y 15 en razón a la aplicación a la temperatura promedio de las aguas residuales en el altiplano es decir para aquellas donde la temperatura disminuye cercana a 5°C (Susan, 2014) y la correspondiente a la ciudad de Puno – Perú.

Para el **contraste de la primera hipótesis**, se procesó los datos obtenidos mediante regresión no lineal de acuerdo a la ecuación (13) Asce-Epa de cada una de las corridas en agua limpia a saber:

$$C = C_{\infty}^* + (C_o - C_{\infty}^*)^{-K_L a t}$$

Donde:  $C_o$  = Concentración de oxígeno disuelto al inicio de la aireación en  $g/m^3$

$t$  = tiempo de aireación en horas

Suponiendo que  $K_L a$  y  $C_{\infty}^*$  constantes durante todo el periodo de prueba se registran los siguientes datos:

Tabla 11

*Resultados de regresión no lineal modelo Asce - agua limpia- laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, mayo 2019.*

N° ensayo	T(°C)	Q (l/min)	K <sub>La</sub> (h <sup>-1</sup> )	K <sub>La</sub> /h	C <sub>∞</sub> (mg/l)	C <sub>o</sub> (mg/l)	EEE (mg/l)	r (adim)
1	5,2	1	0,0824	<b>4,94</b>	7.05	0,19252	0,23	0,9939
2	5,2	2	0,0875	<b>5,25</b>	7.23	0,63042	0,25	0,9917
3	5,2	3	0,1213	<b>7,28</b>	7,2	0,28645	0,17	0,9968
4	5,1	4	0,1649	<b>9,89</b>	<b>7,35</b>	<b>0,20969</b>	<b>0,13</b>	<b>0,9985</b>
5	10,4	1	0,0721	<b>4,33</b>	6,73	0,42117	0,17	0,9960
6	10,4	2	0,0886	<b>5,32</b>	6,92	0,2775	0,14	0,9973
7	10,4	3	0,0694	<b>4,16</b>	7,13	0,50677	0,21	0,9937
8	10,4	4	0,0582	<b>3,49</b>	6,9	1,92097	0,34	0,9716
9	14,6	1	0,0001	<b>0,01</b>	335.70	0,19828	0,16	0,9719
10	15	2	0,0005	<b>0,03</b>	164,19	0,74184	0,27	0,9717
11	14,9	3	0,0520	<b>3,12</b>	6,31	1,15826	0,28	0,9817
12	15	4	0,0857	<b>5,14</b>	5,93	0,26339	0,01	0,9968

Los coeficientes de correlaciones todas mayores a 0,9716 y un error estándar máximo de 0,34 que representaría menor a 5% del ajuste con lo cual se puede obtener los estimados de la concentración de la disolución de oxígeno del modelo, de los coeficientes de disolución de oxígeno K<sub>La</sub>, se observa en la tabla 9 que el mayor coeficiente obtenido es 9,89 h<sup>-1</sup> para el flujo de 4 L/s superior a los valores encontrados por (Durán, 2006), esta para los bloques de temperatura cercanos a 5°C y 15°C, con excepción del bloque de las temperaturas de 10,4 °C, donde el mayor coeficiente es 4,16 para un flujo de 3 L/s (Tabla 11).

Por otro lado, analizamos el modelo de dos zonas simplificado a partir de los K<sub>La</sub> obtenidos con la concentración de oxígeno disuelto teóricamente en el infinito C<sub>∞</sub>, y las ecuaciones 25 y 26 de (Chern, 2001) (tabla 12):

$$K_{LB}a_B = \frac{C_{\infty}^* - C_S^*}{C_B^* - C_S^*} K_L a$$

$$K_{LS}a_S = \frac{C_B^* - C_\infty^*}{C_B^* - C_S^*} K_L a$$

Tabla 12

*Resultados de coeficientes de disolución de oxígeno en el sistema helicoidal para el modelo dos zonas simplificado en agua limpia a diferentes flujos de aire y temperatura - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, mayo 2019.*

Nº ensayo	T(°C)	Q (l/min)	K <sub>L</sub> a	K <sub>LS</sub> a <sub>S</sub>	K <sub>LB</sub> a <sub>B</sub>
1	5,2	1	4,9440	26,9355	-21,9915
2	5,2	2	5,2500	24,2691	-19,0191
3	5,2	3	7,2780	34,6452	-27,3672
4	5,1	4	9,8940	41,1249	-31,2309
5	10,4	1	4,3260	11,2902	-6,9642
6	10,4	2	5,3160	8,6288	-3,3128
7	10,4	3	4,1640	2,2178	1,9462
8	10,4	4	3,4920	6,0308	-2,5388
9	14,6	1	0,0078	-14,6651	14,6729
10	15	2	0,0278	-25,0808	25,1086
11	14,9	3	3,1200	6,0919	-2,9719
12	15	4	5,1402	17,2075	-12,0673

En la los coeficientes en la superficie K<sub>LS</sub>a<sub>S</sub> son mayores respecto a los de profundidad media K<sub>LB</sub>a<sub>B</sub>, contrario al estudiado por (Durán, 2006) indicando que este modelo matemático no representa al sistema helicoidal debido a que este ha invertido el proceso, haciendo que las mayores mediciones de la disolución del oxígeno se dan al inicio en la zona media del reactor haciendo que los helicoides no permitan el afloramiento del oxígeno, sino que este se disuelva en la parte media (Tabla 10).

Así mismo, correlacionamos en la tabla 13 los resultados de los coeficientes con respecto al flujo estándar de aire y a la temperatura para el caso del modelo Asce con el siguiente modelo.

$$K_L a = x_1 \cdot Q^{x_2} \cdot \theta^{T-20}$$

Donde:  $x_1$ ,  $x_2$  y  $\theta$  son parámetros de ajuste para  $K_{La}$  por hora a partir del, flujo de aire  $\theta$  en L/s y temperatura  $T$  en °C.

Tabla 13

*Resultados de regresión no lineal modelo Asce y de dos zonas - agua limpia-laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, abril 2019.*

Parámetro	$K_{La}$	$K_{LSaS}$	$K_{LBA_B}$
K1	0,9398	0,1369	8590267334.6
Confianza 95%	1,00E-02	0,0846	0,0000
K2	0,4905	0,3371	-2,3441
Confianza 95%	1,26E-01	1,151569	0,0001
Theta $\Theta$	0,8995	1,083148	41,0019
Confianza 95%	1,50E-02	0,1423266	0,0000
Coefficiente de Correlación	0.85	0,82	0,7891

Estos coeficientes de la tabla 13 y figura 13 representan el conglomerado de variables que intervienen en la disolución del oxígeno en el agua residual como: viscosidad, tensión superficial, coeficiente de difusividad, área de transferencia, entre otros y permite analizar estadísticamente en forma general que  $K_{La}$  tiene para el modelo Asce mayor valor para el comportamiento del sistema helicoidal, es decir se incrementa la disolución de oxígeno en el nuevo sistema de aereación a menor costo para mejorar la biodegradabilidad aerobia de la materia orgánica.

#### 4.1.6 Contraste de la primera hipótesis

El comportamiento  $K_{La}$  en la figura 13 muestra que la disolución de oxígeno en general como función de la temperatura y el flujo de aire tiene un *comportamiento ascendente constante en la aereación*, es necesario mencionar que el helicoide actúa como moderador al no permitir que el aire emerja rápidamente hacia la superficie, el tiempo promedio de ascensión de las burbujas en el sistema helicoidal es mayor a cuatro segundos, comparado con la aireación sin helicoide, esto permite un mayor tiempo de residencia de las burbujas de oxígeno en el medio, haciendo que la disolución sea mayor, constante y uniforme en todo el volumen de agua del reactor y esto reflejado en el comportamiento de este coeficiente.

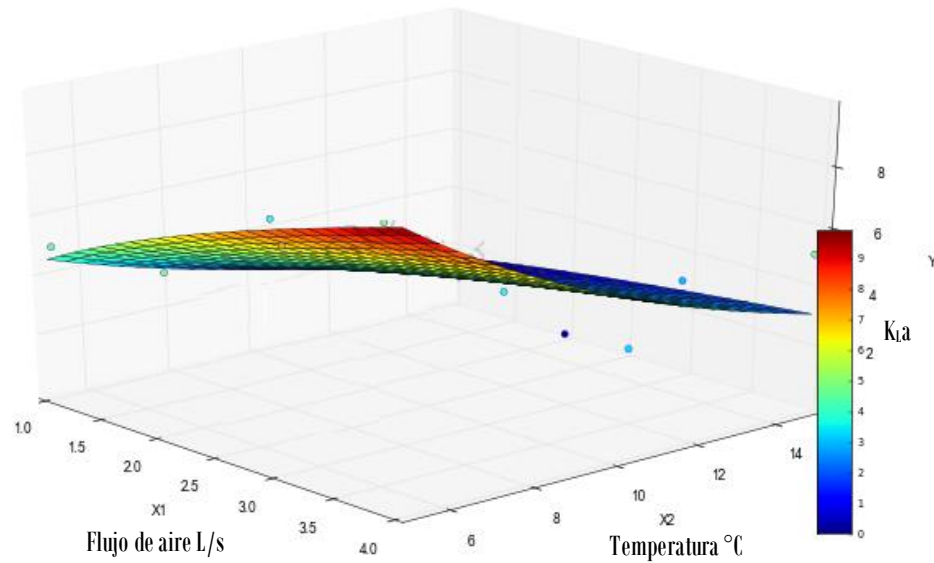


Figura 13. Comportamiento del coeficiente de disolución de oxígeno  $K_{La}$  en el modelo helicoidal - mayo 2019

Esta gráfica es respaldado por la tabla 10 y 11 donde los coeficientes del modelo Asce son positivos que reflejan el comportamiento físico comparados a los valores fluctuantes indicando inestabilidad del modelo de dos zonas diferente a la tendencia evaluada por (Durán, 2006).

El comportamiento de  $K_{LSas}$  en el modelo helicoidal corresponde al nivel superficial de la disolución de oxígeno (figura 14) en esta, presentamos el comportamiento a través del tiempo para su análisis.

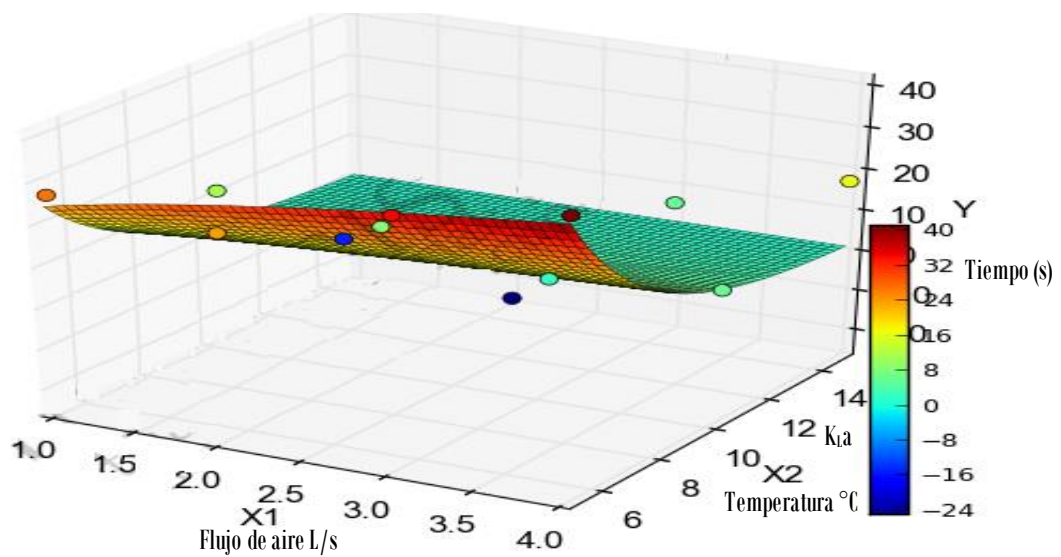
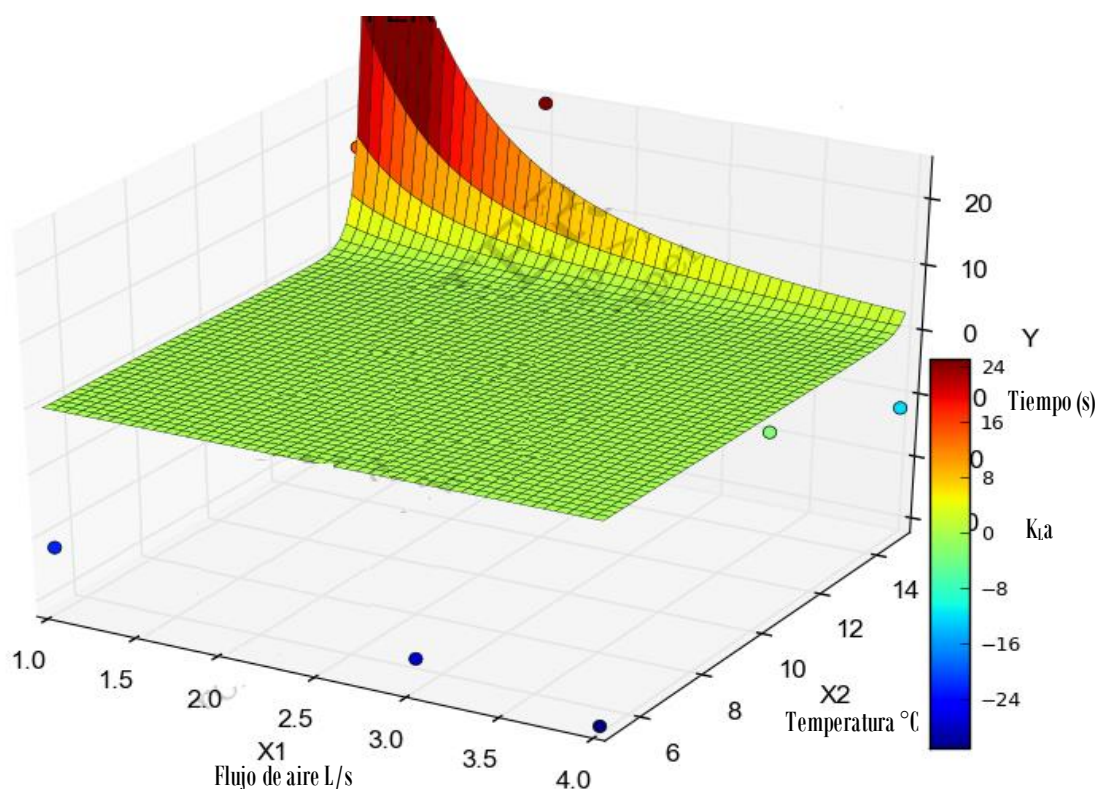


Figura 14. Comportamiento en la superficie del coeficiente de disolución de oxígeno  $K_{LSas}$  en el modelo helicoidal – mayo 2019

el oxígeno se disuelve lentamente en los primeros ocho minutos de la aereación aproximadamente, momento en el cual se genera la ascensión del oxígeno reflejándose en los valores del coeficiente y finalmente posterior a los diez minutos se incrementa según la grafica de superficie hasta saturación así como en el interior del reactor, el OD alcanza hasta las condiciones dotables, (Usgs, 2019) Estos resultados se muestran en la tabla 12 luego 9 iteraciones en el modelo matemático.

A nivel medio del reactor (figura 15), el coeficiente de disolución del oxígeno muestra que en los inicios de la aereación tiene los valores máximos para luego descender hasta ser constante, siendo congruente con la evaluación a nivel superficial y en general del análisis del sistema helicoidal que hace que el oxígeno se disuelve de forma elevada a los inicios de la aereación para luego ser constante.



*Figura 15.* Comportamiento a nivel medio del reactor del coeficiente de disolución de oxígeno  $K_{LBA}$  en el modelo helicoidal – mayo 2019.

El coeficiente de disolución de oxígeno permanece constante debido a que llega a la saturación hasta los límites planteados por la (Usgs, 2019) para las condiciones de 15°C y presión de 64581 Pa correspondiente a la zona altiplánica.



En la figura 16 cuando se ajustan los datos al modelo determinado se generan residuos, que son importantes considerar para su analizar para determinar la magnitud de las diferencias entre los datos y el ajuste propiamente al modelo y esta observación se presenta en esta grafica:

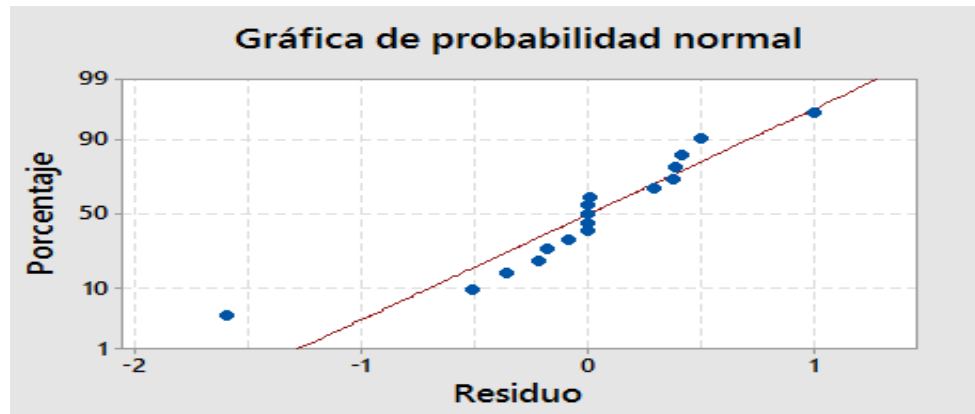


Figura 16. Comportamiento de residuos a nivel medio del reactor del coeficiente de disolución de oxígeno en el modelo helicoidal – mayo 2019

Sobre residuos para visualizaciones de probabilidad normal los residuos se comportan de una manera aproximada al modelo es decir, se agrupan alrededor de recta de distribución normal y de esta manera no es necesario hacer una transformación box cox para corregir sesgos en la distribución de errores.

La figura 17. Muestra que a nivel medio del reactor la disolución de oxígeno es constante en cambio a nivel superficial se observa un aumento uniforme de la disolución con la presencia de los tres contaminantes juntos, todos con valores positivos entre 0,9 a 1.

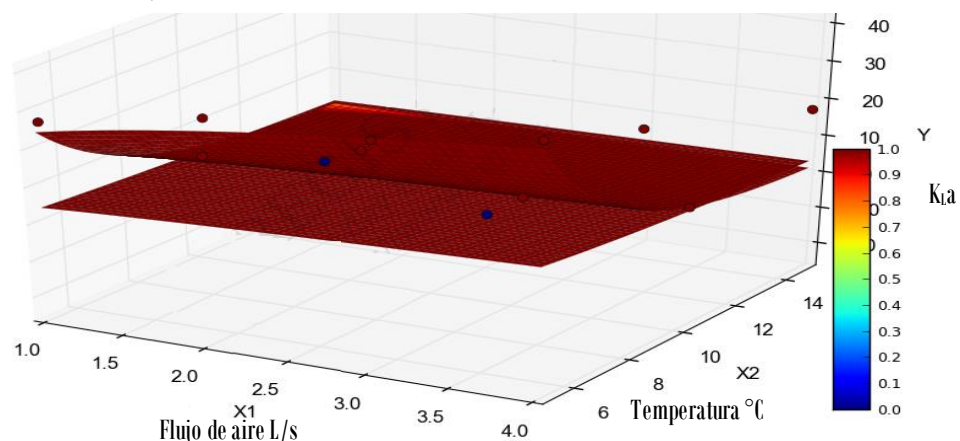


Figura 17. Diferencias del comportamiento a nivel medio y superficial del reactor del coeficiente de disolución de oxígeno en el modelo helicoidal – mayo 2019.



Al analizar los coeficiente de las dos zonas se observa en la tabla 12 que el coeficiente en la zona superficial de aereación es menor que la zona de dispersión de burbujas y se demuestra que las burbujas son retenidas en mayor tiempo por el helicoidal generando mayor tiempo de residencia así también es eficiente para la aereación permitiendo mayor disolución del oxígeno en la zona media antes que en la superficie según las figuras 18 al 21 para mas detalle, incluso puede incrementarse a profundidad por la mayor presión hidrostática.

En el análisis mas detallado se estudio la influencia de contaminantes (aceite, detergente y solidos suspendidos) en la disolución de oxígeno, en las corridas del 13 al 16 con detergente, del 17 al 20 con aceite y del 21 al 24 con sólidos suspendidos. Finalmente, en las corridas del 25 al 28 con la combinación de los tres contaminantes a 15°C con flujo constante de aire a 4 L/s, debido a que el factor alfa no depende del flujo de aire ni de la temperatura según (Chern, 2001).

Los resultados de la tabla 14 muestra que los coeficientes de disolución de oxígeno disminuyen de 7,23 a 4,22 en el caso del contaminante aceite, para detergente incrementa levemente y para solidos suspendidos hay un incremento, y con la presencia máxima de los tres contaminantes el coeficiente es mayor con 5,60. *Es importante notar el decremento del coeficiente con la presencia de los tres contaminantes por la acción conjunta de los mismos*, por lo que el sistema helicoidal se ajusta a las condiciones de operación. Los ajustes tuvieron aceptables coeficientes de correlación con un mínimo de 0,9957 para la corrida 25 contaminada con aceite y detergente.

Tabla 14

*Resultados de coeficiente de disolución de oxígeno  $K_{La}$  a través de regresión no lineal modelo Asce – con adición de contaminantes al sistema helicoidal aereado - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, junio 2019.*

Nº ensayo	$C_{ac}$ (mg/L)	$C_{det}$ (mg/L)	$C_{sol}$ (mg/L)	$K_{La}$ (h <sup>-1</sup> )	$C_{oc}^*$ (mg/L)	$C_{oc}^*$ (mg/L)	EEE (mg/L)	r (adim)
13	2	0	0	7,23	5,72	0,15493	0,07	0,9989
14	4	0	0	5,65	6,29	0,17150	0,04	0,9997
15	6	0	0	5,65	6,29	0,17150	0,04	0,9997
16	8	0	0	4,22	6,05	0,08525	0,15	0,9965

17	0	2	0	6,81	6,37	-0,01233	0,08	0,9990
18	0	4	0	7,63	6,37	-0,03364	0,10	0,9984
19	0	6	0	7,80	6,35	-0,15064	0,11	0,9980
20	0	8	0	7,41	6,52	-0,20478	0,12	0,9979
21	0	0	250	7,49	6,27	0,23643	0,04	0,9997
22	0	0	500	7,64	6,37	-0,08484	0,09	0,9988
23	0	0	1000	7,78	6,37	0,05588	0,06	0,9994
24	0	0	1500	8,07	6,20	0,44290	0,05	0,9994
25	4	4	0	2,97	5,23	0,79111	0,11	0,9957
26	4	4	500	0,69	15,33	0,15126	0,13	0,9970
27	4	8	500	0,69	15,33	0,15126	0,13	0,9970
28	8	8	1000	5,60	5,29	-0,10573	0,13	0,9966

$C_{ac}$ : Concentración de aceite,  $C_{det}$ : Concentración de detergente,  $C_{sol}$ : Concentración de solidos suspendidos, EEE: Error estándar de la estimación.

La presencia de los tres contaminantes incide notablemente en la aereación a nivel superficial, los bajos valores del coeficiente de aeración en particular con aceite y detergente influyen a nivel superficial por la misma concentración de estos en la superficie, los cuales al momento de realizar el ensayo generan películas de grasa junto a solidos con burbujas de detergente.

Al analizar los coeficiente de las dos zonas se observa que el coeficiente en la zona superficial de aereación es menor que la zona de dispersión de burbujas en contraposición estudiada en la Propuesta de un Modelo de dos Zonas Simplificado Para el Estudio de la disolución de oxígeno en Sistemas de Aeración con difusores de Poro Fino por (Durán, 2006) lo que demuestra que las burbujas son retenidas en mayor tiempo por el helicoidal y esto genera el mayor tiempo de residencia, por consiguiente mayor disolución del oxígeno desde la zona de dispersión según la ley de Fick de la difusión hacia la superficie en forma helicoidal. Además, realizamos mediciones del tiempo de ascensión de las burbujas con y sin helicoidal con un promedio de 5,4 segundos respecto a 1,2 segundos sin helicoidal.

Los resultados de la tabla 14 realizada con contaminantes fueron analizados en relación a la concentración de saturación con agua limpia (fila 12 de tabla 12) los

coeficientes de disolución de oxígeno a profundidad media  $K_{LBA_B}$  en relación con el sistema helicoidal son todas mayores a los superficiales o zona de burbuja  $K_{LSa_S}$ , este resultado demuestra que el sistema es eficiente para la aereación permitiendo mayor disolución del oxígeno en la zona media antes que en la superficie que incluso puede incrementarse a profundidad por la mayor presión hidrostática contraria a los sistemas tradicionales (Durán, 2006).

Tabla 15

*Resultados de coeficientes de disolución de oxígeno y de factores alfa en agua limpia y contaminada a 15°C y 4 L/s - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, junio 2019.*

Nº ensayo	Cac (mg/l)	Cdet (mg/l)	Cs (mg/l)	$K_{La}$ /(h-1)	$K_{LBA_B}$	$K_{LSa_S}$	$\alpha_{Asce}$	$\alpha_S$	$\alpha_B$	$K_{La}$
12	0	0	0	0,086	17,207	-12,067	1,000	1,000	1,000	5,14
13	2	0	0	0,121	0,545	-0,425	1,407	0,032	0,035	7,23
14	4	0	0	0,094	0,121	-0,027	1,099	0,007	0,002	5,65
15	6	0	0	0,094	0,121	-0,027	1,099	0,007	0,002	5,65
16	8	0	0	0,070	0,186	-0,116	0,822	0,011	0,010	4,22
17	0	2	0	0,113	0,097	0,016	1,325	0,006	-0,001	6,81
18	0	4	0	0,127	0,103	0,024	1,483	0,006	-0,002	7,63
19	0	6	0	0,130	0,120	0,010	1,517	0,007	-0,001	7,80
20	0	8	0	0,123	-0,004	0,127	1,441	0,000	-0,011	7,41
21	0	0	250	0,125	0,173	-0,049	1,456	0,010	0,004	7,49
22	0	0	500	0,127	0,106	0,021	1,487	0,006	-0,002	7,64
23	0	0	1000	0,130	0,107	0,023	1,513	0,006	-0,002	7,78
24	0	0	1500	0,134	0,241	-0,106	1,569	0,014	0,009	8,07
25	4	4	0	0,050	0,363	-0,314	0,579	0,021	0,026	2,97
26	4	4	500	0,011	0,556	0,567	0,133	0,032	-0,047	0,69
27	4	8	500	0,011	0,556	0,567	0,133	0,032	-0,047	0,69
28	8	8	1000	0,093	0,717	-0,624	1,089	0,042	0,052	5,60

En la figura 18 la diagramación de pareto estandarizado con un nivel de significancia del 0,05 se aprecia de mayor a menor importancia cada uno de los factores y sus posibles interacciones para el resultado final o la variable de respuesta coeficiente de

disolución de oxígeno o de transferencia, mencionaremos en este caso el factor que mas afecta a la respuesta es la combinación de los tres contaminantes seguido de la interacción de los aceites y detergentes, detergentes y solidos y los aceites con impacto significativo debido a que las barras sobrepasan la línea punteada roja del diagrama (Figura 18).

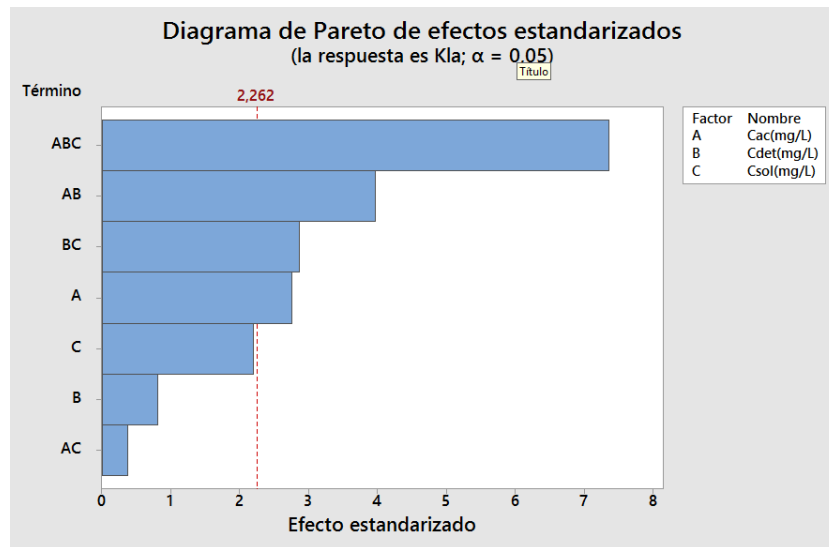


Figura 18. Diagrama de Pareto de efectos estandarizados en el sistema helicoidal – junio 2019

El diagrama de Pareto (Figura 18) o grafica normal de efectos estandarizados en el que por la línea roja no sobrepasan tres barras de color azul que indica que el tipo de efecto es no significativo, contrariamente se tienen cuatro barras azules que si tienen un efecto sobre la constante de disolución de oxígeno, concluyendo que los efectos de los contaminantes en conjunto tienen mayor o en menor grado impacto significativo estadístico en el coeficiente de disolución concordante con la grafica normal de efectos estandarizados (Figura 19).

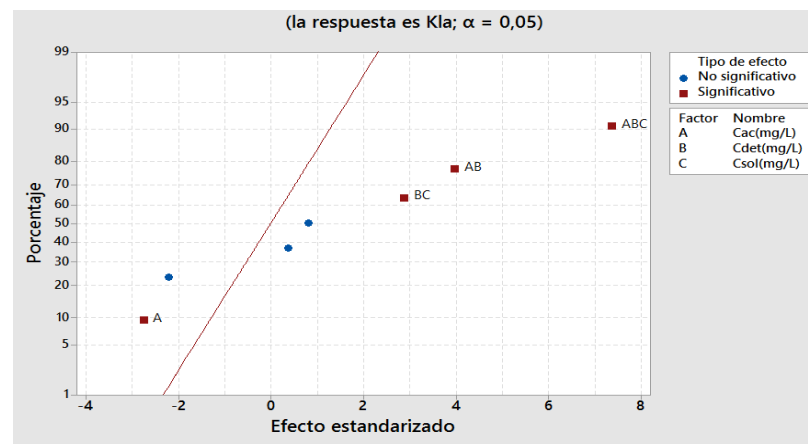


Figura 19. Gráfica normal de efectos estandarizados en el sistema helicoidal sobre  $K_{La}$  – junio 2019

Analizamos además el efecto de los contaminantes de forma individual sobre el coeficiente de disolución de oxígeno en el sistema helicoidal, como es:

- a) Tendencia de variación de los coeficientes de disolución con contaminante aceite a 15°C y 4 L/s.

El coeficiente de disolución de oxígeno en concentraciones bajas de contaminante aceite superficial es negativa según la figura 20 y a profundidad media es positiva, y desde concentraciones de 2 a 4 mg/L el coeficiente disminuye, hasta aproximarse a cero, esto debido a que la presencia del contaminante forma películas muy delgadas que impiden la disolución de oxígeno.

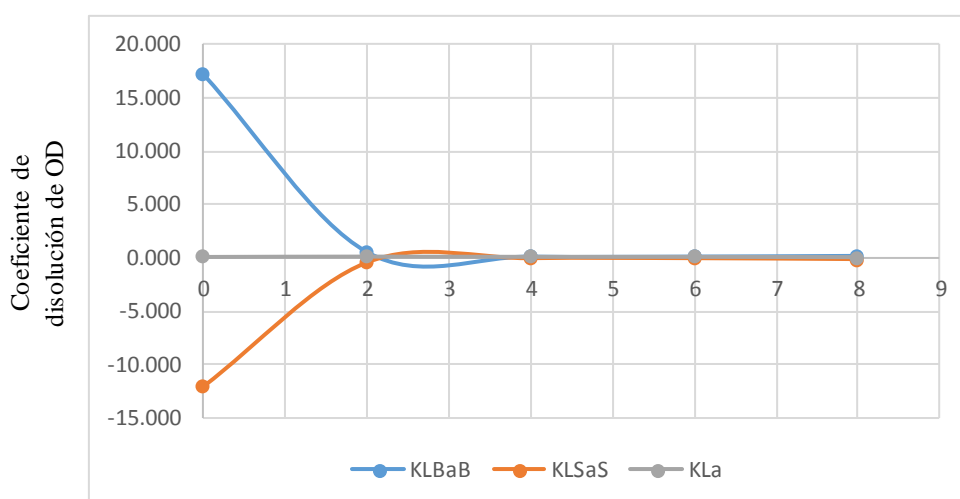


Figura 20. Variación del coeficiente de disolución de OD con contaminante aceite desde 0 hasta 8 mg/L – junio 2019.

- b) Tendencia de variación de los coeficientes de disolución con contaminante detergente a 15°C y 4 L/s.

El comportamiento es similar a la del contaminante aceite, se observa que los contaminantes generan una disminución de la disolución de oxígeno en el agua y cuanto más es la concentración del contaminante, la eficiencia de la disolución es menor.

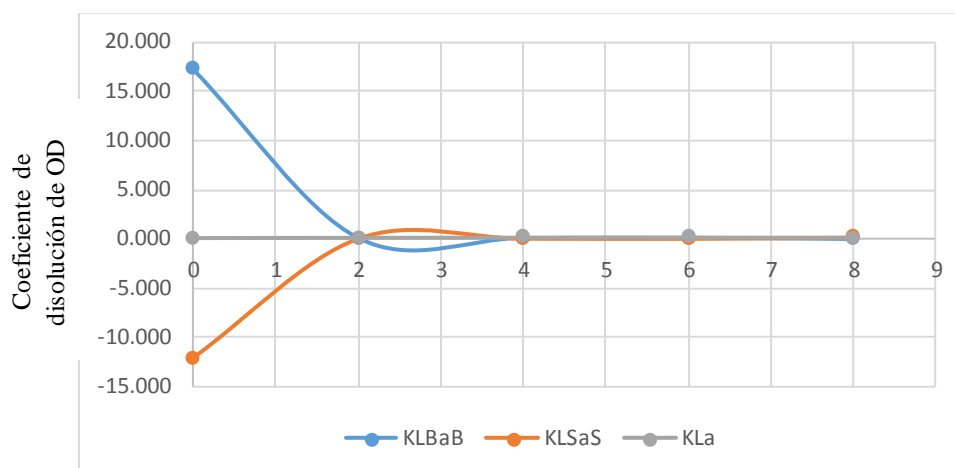


Figura 21. Variación de los coeficientes de disolución de OD con contaminante detergente a 15°C y 4 L/s en el sistema helicoidal – junio 2019

- c) Tendencia de variación de los coeficientes de disolución con contaminante solidos disueltos a 15°C y 4 L/s, El comportamiento permite observar que los contaminantes generan retardo y disminución de la disolución de oxígeno en la aereación en el sistema helicoidal.

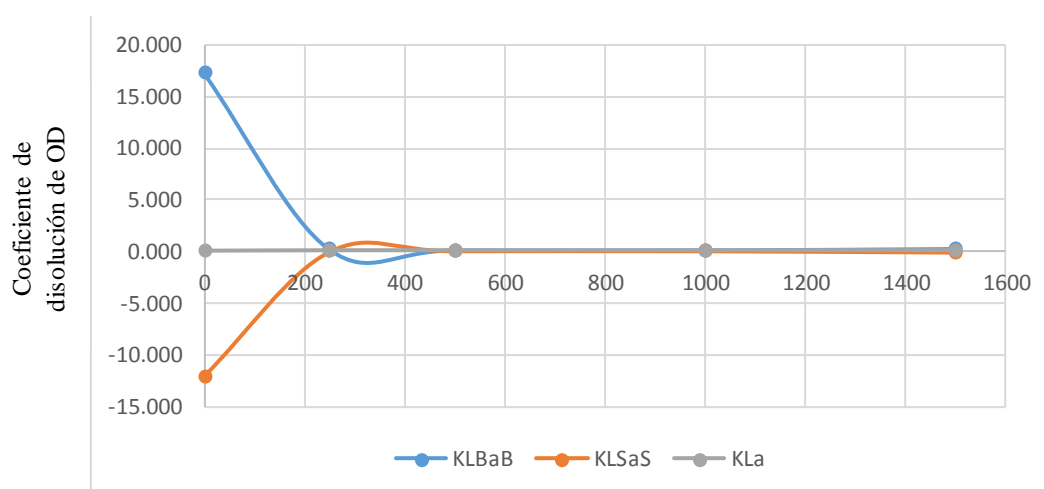


Figura 22. Variación del coeficiente de disolución de OD con contaminante solidos disueltos desde 0 hasta 1500 mg/L en el sistema helicoidal – junio 2019

#### 4.1.7 Contraste de la segunda hipótesis

Finalmente como estudio se busca la correlación de los factores alfa de la aereación sin helicoide (tabla 16) donde la hipótesis  $H_0 < \alpha_i$  y su correspondiente con helicoide obtenido con respecto a las concentraciones de los contaminantes en

el mismo modelo matemático de ajuste exponencial al comportamiento de los datos utilizando la ecuación 31:

$$\alpha = (1 - k_3 - k_4 \cdot C_c) \cdot e^{-k_5 \cdot C_c} + k_3 \quad (\text{Apha, 2005})$$

Donde  $\alpha$  representa la relación del  $K_{LA}$  residual y  $K_{LA}$  limpia que esta en función de varios factores:  $\alpha = f(\text{surfactante, solidos suspendidos y aceites})$ , para surfactantes entre 0,4 – 0,9 y a nivel superficial de 1 – 2 (Stenstrom, 1981) donde los solidos suspendidos y los aceites disminuyen el valor de  $\alpha$ , cuando la concentración del contaminante es cero, alfa tiene un valor de uno y cuando se agrega contaminante el valor de alfa se acerca a un valor asintótico específico, como es previsible debido a que al ser estacionario con respecto al tiempo el reactor alcanza una homogeneidad en la disolución del oxígeno, los resultados se muestran en la figura 23 y tabla 16.

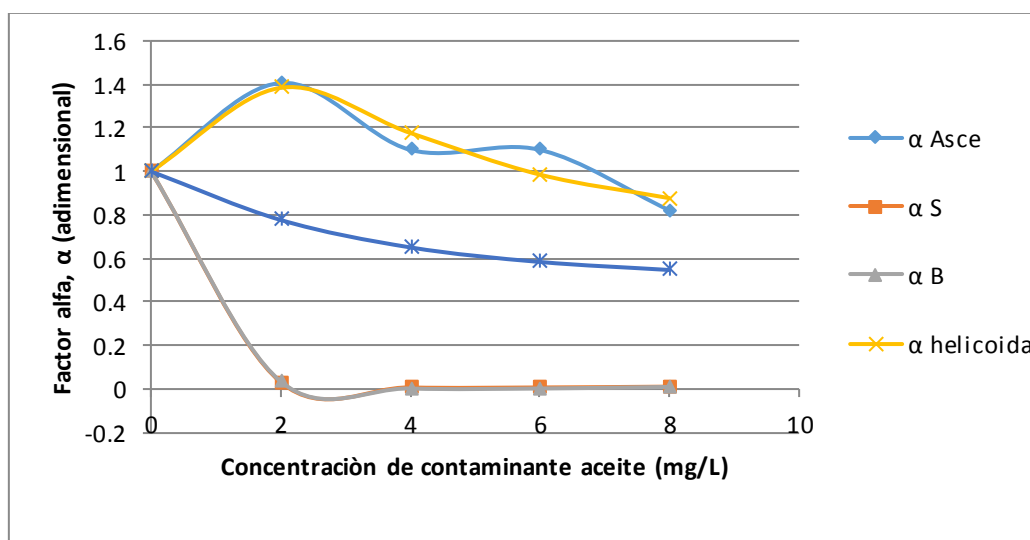


Figura 23. Ajuste del modelo matemático del factor alfa con contaminante aceite en el sistema helicoidal – junio 2019.

En las figuras 24 al 25 representamos  $H_o$  menor a  $\alpha$  helicoidal el mismo que se encuentra por debajo del modelo desarrollado con el sistema helicoidal llegamos a la aceptación de la hipótesis concluyendo que el sistema helicoidal incrementa la retención gaseosa en los sistemas de tratamiento, así mismo, para el análisis del sistema helicoidal en la zona superficial el factor alfa tiene comportamiento negativo, que es concordante por la presencia de los helicoides, debido a que este no permite a las burbujas de aire que emerjan fácilmente hacia la superficie

quedando alfa sin afectación. Este resultado indica que la presencia de contaminantes reduce la transferencia del oxígeno en esta zona como en el caso del sistema sin helicoidal.

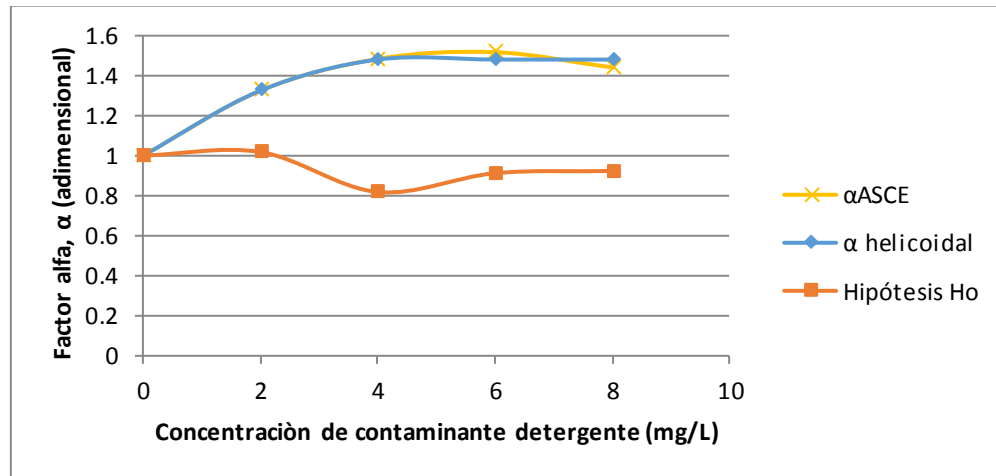


Figura 24. Análisis del factor alfa con contaminante detergente en el sistema helicoidal – junio 2019

También llegamos a determinar que los contaminantes tienen el mismo efecto sobre el coeficiente de disolución de oxígeno en el reactor, tanto en el sistema tradicional como en el sistema helicoidal son afectados por los contaminantes aceite, sólidos suspendidos y detergentes (Figuras 23,24 y 25).

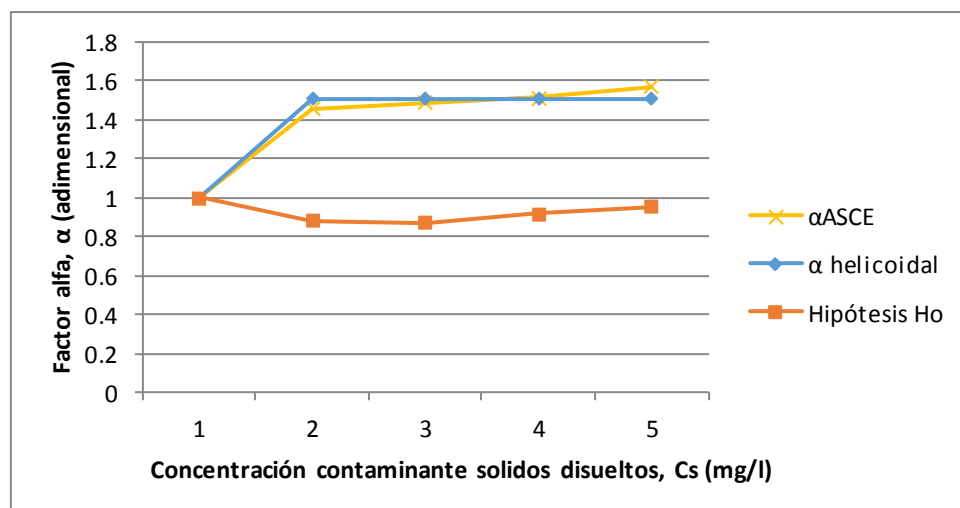


Figura 25. Análisis del factor alfa con contaminante solidos disueltos en el sistema helicoidal – junio 2019

Los análisis de las figuras 23 al 25 resultados de correlaciones correspondientes al modelo matemático según la tabla 16 son aceptables por los valores del



coeficiente de correlación mayor a 0,909 que presentan, donde el contaminante aceite representa un decaimiento ajustado por el modelo, siendo el comportamiento ascendente en relación a la hipótesis y a los resultados encontrados por (Durán, 2006) para los solidos suspendidos a 25°C que tienen un decaimiento inicial.

Tabla 16

*Regresiones no lineales para los factores alfa con respecto a concentración de contaminantes a 15°C y 4,0 L/min- laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, junio 2019.*

Valor	Aceite			Detergente			Solidos Disueltos		
	$\alpha_{Asce}$	$\alpha_S$	$\alpha_B$	$\alpha_{Asce}$	$\alpha_S$	$\alpha_B$	$\alpha_{Asce}$	$\alpha_S$	$\alpha_B$
$k_3$	0,785	0,010	0,008	1,480	0,004	0,005	1,506	0,009	0,002
$k_4$	0,751	0,916	0,376	431,14	0,001	0	1,000	1,000	1,000
$k_5$	0,526	0,326	1,085	4,311	3,193	2,803	1,000	1,000	1,000
Error de Ajust	0,106	0,171	0,003	0,038	0,004	0,006	0,059	0,005	0,007
R	0,936	0,909	1,000	0,992	1,000	1,000	0,984	1,000	1,000

#### 4.1.8 Oxígeno disuelto de las aguas residuales en la laguna de estabilización “Espinar”

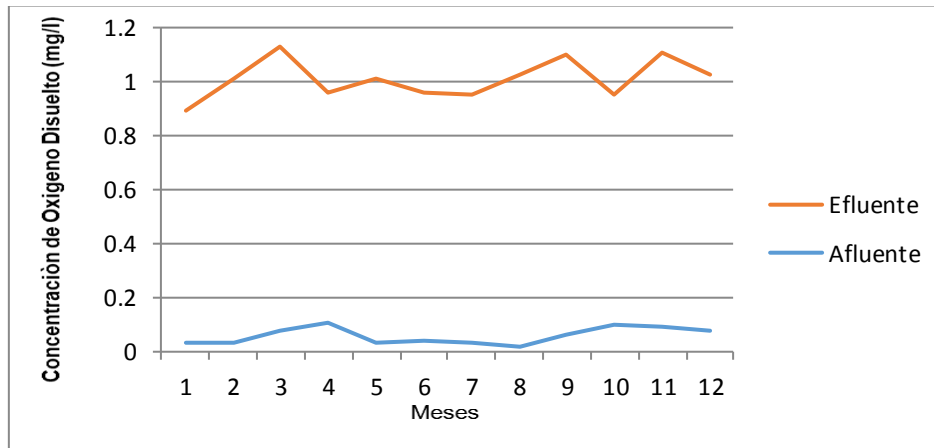
Así mismo, se realizaron análisis de oxígeno disuelto de las aguas residuales en la laguna de estabilización “Espinar” – Puno entre los días 25 a 30 de los meses: septiembre 2018 – agosto del 2019, tanto en el afluente como en efluente, de acuerdo al protocolo de monitoreo y manejo de aguas residuales en el Perú por el Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental OEFA (Oma, 2017) sobre la vigilancia, control, monitoreo y seguimiento para plantas de tratamiento de aguas residuales domesticas, en concordancia la Ley de Recursos Hídricos N°29338, y D.S.N°003-2010-MINAM, protocolo de monitoreo de la calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales domesticas o municipales (EmsaPuno, 2018), el mismo que entro en vigencia el 17 de marzo del 2010 (Tabla 17).

Tabla 17

*Concentración de oxígeno disuelto – laguna de estabilización  
“Espinar” septiembre 2018 – agosto del 2019, Puno.*

MES	Afluyente	Efluente
Set	0,03	0,89
Oct	0,03	1,01
Nov	0,08	1,13
Dic	0,11	0,96
Ene	0,03	1,01
Feb	0,04	0,96
Mar	0,03	0,95
Abr	0,02	1,03
May	0,06	1,10
Jun	0,10	0,95
Jul	0,09	1,11
Ago	0,08	1,03

El afluyente con un promedio de 0,06 y el efluente con 1,01 los que de acuerdo a la tabla 2 y 3 se puede determinar que el efluente general la proliferación de larvas de mosquito y que para alcanzar una concentración de OD mayor a 3 mg/l se requeriría 25 minutos de aereación para el sistema helicoidal en el caso de que fuera agua limpia (Figura 12), pero como está sujeta a la presencia de contaminantes, el procesos de aereación sería mayor según análisis del agua residual de la figura 26, los cuales en relación a los rangos de concentración de oxígeno disuelto se encuentra en estado de hipoxia (Tabla 2).



*Figura 26.* Variación de las concentraciones de OD durante los meses del año laguna de estabilización “Espinar”- Puno 2019.

Para establecer el tiempo mínimo de aereación de aguas residuales es necesario llegar a las condiciones de concentración de oxígeno disuelto adecuadas para un especie en particular, es decir se evalúa (tabla 16, 17) y la DBO necesaria para la materia orgánica presente en el efluente a las condiciones de trabajo (Clynn, 1999).

## CONCLUSIONES

- El sistema helicoidal incrementa la retención gaseosa hasta en 26% a temperatura de 5,2 °C y flujo 4 L/min con coeficiente de disolución de oxígeno de 9,89 h<sup>-1</sup>, superior a su correspondiente de 7,84 h<sup>-1</sup> sin el sistema helicoidal y en términos económicos reduciría el consumo de energía según el modelo ASCE.
- La presencia de contaminantes generó la disminución de la retención gaseosa en el sistema helicoidal con un valor del coeficiente de disolución de oxígeno de 5,60 h<sup>-1</sup>, siendo aun así superior a su correspondiente de 2,38 h<sup>-1</sup> no obstante haber disminuido respecto al ensayo en agua limpia
- El valor del factor  $\alpha$  definido como  $K_{La}(\text{agua residual}) / K_{La}(\text{agua limpia})$  alcanzado por el sistema helicoidal fue de 1,4 superior al sistema sin helicoide de 1,0 lo que refleja un mejor desempeño en condiciones reales, de esta manera es satisfactoria la innovación de nuestro sistema helicoidal para los sistemas de aereación, que a nivel mundial permitirá la reducción de costos de operación.

## RECOMENDACIONES

- Aplicar los resultados de los modelos de ajuste de esta investigación a la sinergia del sistema helicoidal con variadores de velocidad respecto del control predictivo de la relación aereación/consumo de oxígeno.
- la presencia de contaminantes genera disminución de la retención gaseosa, debido a que estas se depositan en el sistema helicoidal, por lo que es posible su análisis como superficie de soporte para la acción bacteriana incidiendo en la degradación de materia orgánica.
- Realizar estudios de la disolución de oxígeno en el sistema con movimiento rotacional del helicoide a diferentes revoluciones analizando la velocidad de ascensión aun mas las burbujas con las partículas de aire.

## BIBLIOGRAFÍA

- Ana, A. N. (2013). *Impactos Socio-Economicos del Vertimiento de Aguas Residuales sin Tratar*. Lima: Pro-VMA.
- Apha, A. y. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington: Apha.
- Arocena, R. &. (1999). *Métodos en Ecología de Aguas Continentales*. Montevideo: Dirac/Fc/Udela.
- Asce, A. S. (1991). *A Standard for the Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water, 2a* (Vol. 2). New York: Asce.
- Boyd, M. (1990). *Sistemas de Recirculación y Tratamiento de agua*. Alabama: University Alabama.
- Burton, F. (1999). *Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutiliación*. Mexico: McGraw-Hill. (2).
- Cañellas, A. E. (2006). *Modelación matemática de procesos biológicos de tratamiento de agua residual*. Tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas y su impacto en los sistemas acuáticos.
- Carlsson, B. L.-F. (1994). *Nonlinear and set-point control of the dissolved oxygen*. London: Water Science and Technology.
- Çengel, Y. A. (2013). *Transferencia de Calor y de Masa*. En Y. A. Çengel, *Transferencia de Calor y de Masa*. Mexico: McGraw-Hill.
- Chern, J. C. (2001). *Effects of Impurities on Oxygen Transfer*. Wat: Res Wat.
- Clynn, H. &. (1999). *Contaminación del agua*. Mexico: (Eds),Ingeniería Ambiental.
- Danckwerts, P. V. (1951). *Significance of liquid film Coefficients in Gas Adsorption*. Ind Engr Chem.
- Devisscher, C. G. (2006). *Estimating costs and benefits of advanced control for wastewater treatment plants*. Vanrolleghem: Water Science and Technology.
- Durán. (2006). Modelación de la transferencia de oxígeno. En E. D. Meza, *Modelación de la transferencia de oxígeno*. Costa Rica: Ciencia y Tecnología.

- EmsaPuno. (2018). *Memoria Anual - Empresa Municipal de Saneamiento Básico de Puno S.A.* Puno: [www.emsapuno.com.pe](http://www.emsapuno.com.pe) › downloads › MemoriaAnual.
- Epa, E. p. (1999). *Fine Bubble Aeration*, /832/F-99/065,. Washington: EPA.
- Galli, M. S. (2007). *Sistemas de Recirculación y Tratamiento de Agua*. Santa Ana: Cenadac.
- García- Ochoa, e. a. (2010). Evaluación de la transferencia de oxígeno en un biorreactor. *Unal*, 153-176.
- Germaina. (2004). *Oxygenation of water by Bladed Rotors*. Netherlads: Reserch Institute for Public Health Engeniering Tno.
- Henze. (2000). *Industrial waste control. Activated sludge models*. London: Iwa Publishing.
- Ideam, I. d. (2007). *Subdirección de Hidrología - Laboratorio de Calidad Ambiental*. Colombia: Ideam.
- Iwa. (2004). *Modelling aspects of wastewater treatment processes*. London: International Water Association.
- Iwamoto, T. A. (2010). *Epidemiology of Seafood-Associated Infections in the United States*. New York: American Society for Microbiology.
- Jenking, S. H. (2013). *Advances in Water Pollution Research: Proceedings of the aeration*. New York: Technology & Engineering.
- Kalinske, E. A. (1968). *Hdraulics of Mechanical Surface Aerators*. New York: Water an water Engineering.
- Lawson, T. B. (1995). *Oxygen and Aeration*. Boston: Springer.
- Lewis, W., & Whiman, W. (1994). *Principles of Gas Adsorption*. Massachusetts: Ind Ener Chem. 16, 1215.
- Mancy, K. M., & Okun, D. A. (1965). *The Effects of Surface Active Agents on Aeration*. Jour W.P.C.F.
- Martinez, D. S. (2005). *Tratamiento de aguas residuales con Matlab*. Barcelona España: Reverte ISBN 978-968-6708-57-8.
- Martinson, y. B. (1984). *Evaluation of propeller-aspirator-pump aerators*. USDA: Elsevier B.V.
- McWhirter, J. y. (1989). *Improved Oxygen Mass Transfer Modeling for Diffused/Subsurface Aeration Systems*". 35, 1527-1534. New York: AIChE J.
- Menendes, C., & Miguel, D. (2009). *Environmental Capacity Enhancement project in Cuba*. La Habana: Discover the world's research.
- Metcalf y Eddy, I. (1972). *Wastewater Engineering collection Treatment and Disposal*. Mc Graw Hill book co.

- Metzger, I., & Dobbins, W. (1967). *Role of fluid Properties in gas Transfer*. New York: Enviromental Sciencie and Technology.
- Minagri, M. d. (2013). *Oportunidades de mejoras ambientales, Segundo Encuentro Internacional Pro-VMA*. Lima: Giz.
- Montgomery, G. R. (2004). *Control estadístico de la calidad*. Washinton: Grupo Editorial Iberoamericana S.A.
- Muñoz, H. (2017). *Control Predictivo de la concentración de oxígeno disuelto (DO) en el biorreactor de la planta piloto de aguas residuales de la Universidad de Ibagué*. Ibagué: Facultad de ingeniería Industrial, Universidad de Ibagué, Colombia.
- Mvcs, M. d. (2017). *Resolución ministerial n° 024-2017-vivienda - Ministerio de Vivienda*. Lima: Diario Oficial el Peruano.
- Nieto, F. (2012). *Diseño de un Sistema de aireación de Superficie con Matlab*. Callao: Unac.
- Oaa, O. A. (2013). *Guía para la validación de metodos de ensayo*. Buenos Aires: MC-OAA.
- Olsson, G. N. (1999). *Wastewater Treatment Systems: Modelling, Diagnosis and Control*. London: 1999.
- Oma, M. (2017). *Protocolo de Monitoreo de Calidad de Efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domesticas o Municipales*. Lima: El Peruano.
- Petersen, B., Gernaey, K., Vanrolleghem, P. A. (2002). *Improved theoretical identifiability of model parameters by combined respirometric–titrimetric measurements*. Viena: Third Symposium on Mathematical.
- Poling, B., & Prausitz, J. &. (2001). *The Properties of Gases and Liquids*. New York: 5th edition McGraw Hill.
- Quiminet. (06 de 05 de 2014). *Sistemas de aireación para plantas de tratamiento de aguas residuales*. Obtenido de quiminet.com: <https://www.quiminet.com/articulos/sistemas-de-aireacion-para-plantas-de-tratamiento-de-aguas-residuales-3744145.htm>
- Ramalho, R. (1996.). *Tratamiento de aguas residuales*. Mexico: Ed. Reverte.
- Reddy K., D. G. (2003). *Evaluation of activated sludge treatment and settleability in remediation of edible oil effluent*. A: Water SA.
- Rigola, L. M. (1990). *Tratamiento de Aguas Industriales: Aguas de Proceso y Residuales*. Barcelona España: Marcombo S.A.
- Ronzano, D. J. (2003). *Sistemas de Aereación*. Mexico: ARC.
- Sakar, U. D. (2010). *Simulación Dinamica de Plantas de Tratamiento de Lodos Activados*. India: Ser.



- Sanitaire. (23 de 11 de 2013). *Diffused Aeration Design Guide*. Obtenido de Academia:  
[https://www.academia.edu/14028569/DIFFUSED\\_AERATION\\_DESIGN\\_GUIDE](https://www.academia.edu/14028569/DIFFUSED_AERATION_DESIGN_GUIDE)
- Spanjers, H. O. (1994). *Determining influent shortterm biochemical oxygen demand by combined respirometry and estimation*. London: UK.
- Stenstrom, M. y. (1981). Effects of Alpha, Beta and Theta Factor Upon the Design, Specification and Operation of aeration Systems. En M. y. Stenstrom, *Effects of Alpha, Beta and Theta Factor Upon the Design, Specification and Operation of aeration Systems* (pág. 653). New York: Watres.
- Tchobanoglous, S. (1985). *Manual para la Reutilización de Aguas Residuales*. Barcelona: Montgomery.
- Thermofisher. (2015). *Medidor de sobremesa de electroquímica*. New York: thermofisher.
- Togores, J. H. (2011). *Tratado de Enología I*. Mundi Prensa.
- Treybal, R. (1997). *Treybal, R.E. (2008) Operaciones de Transferencia de Masa. Universidad de Rhode Island Mcgraw-Hill / Interamericana de Mexico. p. 342. Mexico: Universidad de Rhode Island Mcgraw-Hill / Interamericana.*
- Upc, U. P. (12 de nov de 2014). *eio.upc*. Recuperado el 21 de oct de 2016, de upc.edu:  
<http://www-eio.upc.edu/teaching/estad/MC/taules/TSstud.pdf>
- Usgs, W. R. (23 de 5 de 2019). *Science For a Changing World*. Obtenido de Dotables:  
<http://water.usgs.gov/software/DOTABLES/>
- Vanrolleghem, P. A. (1999). *Estimation of (combinations of) activated sludge model*. A: Water Science and Technology.
- Vernier, A. (2014). *Ciencias de lo mejor de Vernier Química (Chemistry)*. Mexico: Csde.
- Vilanova, R. M. (2017). Control y Operación de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales: .... Mathematical and Computer Modelling of Dynamical System. *sciencedirect*, 24.
- Vogelaar, J. (2000). *Temperature Effects on the Oxygen Transfer Rate between 20 and 55°C*. New York: Wat. Res.
- Wesner, G. (1977). *Energy Conservation in Municipal Wastewater Treatment*. Washington D.C.: Usepa.
- Wheaton, F. (1993). *Acuacultura "Diseño y construcción de sistemas"*. DF Mexico: AGT editor SA.
- Yañez, F. (2000). *Transferencia de oxígeno y aeración*. Lima - Perú: Centro panamericano de ingeniería sanitaria y ciencias del ambiente (CEPIS).



**ANEXOS**

**Anexo 1.** Resultados para corridas en agua limpia.

Tabla 18

*Condiciones experimentales del sistema helicoidal para corridas con agua limpia - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, diciembre 2018.*

<b>N° Corrida</b>	<b>Temperatura del agua (°C)</b>	<b>Flujo estándar del aire (l/min)</b>	<b>Temperatura del aire (°C)</b>	<b>Presión manométrica del flujo de aire (Pa)</b>	<b>Presión atmosférica (Pa)</b>
1	5,2	1	15	4399	64581
2	5,2	2	14	4666	64581
3	5,2	3	15	5039	64581
4	5,1	4	14	5733	64581
5	10,4	1	15	4399	64581
6	10,4	2	15	4666	64581
7	10,4	3	15	5039	64581
8	10,4	4	15	5733	64581
9	14,6	1	16	4399	64795
10	15	2	16	4666	64861
11	14,9	3	17	5039	64581
12	15	4	14	5733	64581

**Anexo 2.** Resultados para corridas en agua limpia a profundidad media del helicoidal.

Tabla 19

*Mediciones de OD a profundidad media con sistema helicoidal en agua limpia-laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, diciembre 2018*

Tiempo (min)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
0	0,12	0,14	0,16	0,25	0,16	0,12	0,41	2,41	0,43	0,14	1,74	0,15
2	1,22	2,32	1,97	2,24	1,46	1,48	1,46	2,91	0,45	1,12	1,78	1,25
4	2,14	2,78	3,03	3,56	2,17	2,36	2,25	2,6	0,48	1,22	1,83	1,97
6	2,67	3,18	3,89	4,45	2,73	3,12	2,7	2,86	0,54	1,47	2,13	2,65
8	3,74	4,06	4,54	5,68	3,19	3,6	3,3	3,6	0,61	1,56	2,55	2,89
10	4,41	4,46	4,93	6,11	3,59	4,17	3,67	4	0,69	1,78	2,91	3,69
12	4,72	4,57	5,33	6,41	4,01	4,57	4,3	4,32	0,73	1,85	3,36	3,77
14	4,86	5,14	5,97	6,65	4,35	4,91	4,54	4,81	0,78	1,7	3,65	4,24
16	4,95	5,56	6,19	6,79	4,65	5,22	4,97	5,02	0,82	1,58	4,14	4,35
18	5,12	5,79	6,34	6,94	4,88	5,47	5,21	5,25	0,91	1,66	4,43	4,65
20	5,48	6,01	6,61	7,02	5,08	5,68	5,26	5,38	0,94	2,12	4,61	4,87
22	5,79	6,13	6,79	7,15	5,33	5,85	5,53	5,53	1,02	2,45	4,8	5,01
24	5,88	6,3	6,95	7,16	5,5	6,02	5,65	5,78	1,03	2,48	4,96	5,13
19	6,05	6,48	6,98	7,17	5,66	6,19	6,08	6,18	1,12	2,65	5,08	5,25
28	6,33	6,72	6,97		5,81	6,32	6,14	5,78	1,22	2,73	5,22	5,30
30	6,41	6,82	6,98		5,96	6,46	6,19	6,02	1,33	2,65	5,33	5,41
32	6,64	6,89	7,02		6,09	6,55	6,4	5,24	1,51	2,9	5,44	5,53
34	6,73	6,92	7,01		6,19	6,6	6,64	5,98	1,68	3,37	5,53	5,65
36	6,86	6,98	7,01		6,28	6,65	6,65		1,75	3,56	5,69	5,72
38	6,87	6,98			6,35	6,71			1,92	3,62	5,56	5,72
40		7,01			6,43	6,76			2,1	3,9	5,57	5,77
42					6,49	6,81			2,25	3,91	5,57	5,79
44									2,44	4,12	5,58	5,88
46									2,53	4,29	5,59	5,83
48									2,54	4,63	5,59	5,92
									2,54	4,88	5,58	5,92
									2,55	4,82	5,6	5,99
									2,55	4,9	5,62	5,94

**Anexo 3.** Diseño experimental para corridas en agua con contaminantes.

Tabla 20

*Condiciones de análisis para las corridas con agua contaminada a 15 °C y un flujo estándar de 4 l/min - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, marzo 2019.*

Corrida #	Contaminante Aceite Cac. (mg/l)	Contaminante Detergente Cdet (mg/l)	Contaminante Solidos disueltos Cs(mg/l)	Temperatura del aire (°C)	Presión manométrica del flujo de aire (Pa)	Presión atmosférica (Pa)
13	2	0	0	15	5332,9	64608
14	4	0	0	15	5332,9	64608
15	6	0	0	15	5332,9	64608
16	8	0	0	15	5332,9	64608
17	0	2	0	16	5332,9	64608
18	0	4	0	16	5332,9	64608
19	0	6	0	16	5332,9	64608
20	0	8	0	16	5332,9	64608
21	0	0	250	16	5332,9	64608
22	0	0	500	15	5332,9	64608
23	0	0	1 000	15	5332,9	64608
24	0	0	1 500	15	5332,9	64608
25	4	4	0	16	5332,9	64608
26	4	4	500	16	5332,9	64608
27	4	8	500	16	5332,9	64608
28	8	8	1 000	15	5332,9	64608

**Anexo 4.** Resultados para corridas en agua con un contaminante.

Tabla 21

*Resultados de variación de la concentración de OD (mg/l) con respecto al tiempo doce corridas con un contaminante - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, diciembre 2018.*

Tiem po (min)	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
0	0,13	0,19	0,53	0,3	0,18	0,16	0,09	0,08	0,29	0,09	0,15	0,46
2	1,19	1,2	1,4	0,75	1,15	1,34	1,17	1,08	1,57	1,25	1,46	1,82
4	2,09	2,07	2	1,21	2,23	2,33	2,34	2,09	2,56	2,39	2,56	2,86
6	2,85	2,82	2,71	1,99	2,99	3,24	3,24	3,29	3,35	3,22	3,36	3,58
8	3,5	3,38	3,16	2,75	3,68	3,93	3,89	3,91	3,96	3,96	4,04	4,17
10	4,13	3,91	3,57	3,23	4,35	4,59	4,58	4,72	4,55	4,57	4,64	4,55
12	4,53	4,31	3,99	3,89	4,81	5,07	5,1	5,04	4,97	5,06	5,1	5,11
14	4,87	4,74	4,3	3,85	5,18	5,35	5,41	5,4	5,25	5,37	5,39	5,38
16	5,13	5,01	4,39	4,2	5,42	5,65	5,7	5,65	5,51	5,66	5,65	5,6
18	5,37	5,19	4,61	4,24	5,58	5,83	5,88	5,95	5,67	5,84	5,83	5,74
20	5,55	5,34	5,07	4,58	5,75	5,99	6,04	6,06	5,84	5,98	5,98	5,88
22	5,68	5,51	5,05	4,8	5,89	6,07	6,09	6,1	5,91	6,06	6,08	5,95
24	5,81	5,64	5,21	5	6	6,17	6,1	6,21	6	6,09	6,16	6,03
26	5,9	5,71	5,21	5,05	6,05	6,19	6,15	6,28	6,04	6,14	6,18	6,05
28	5,98	5,81	5,25	5,1	6,12	6,25	6,16	6,33	6,1	6,15	6,19	6,1
30	6,04	5,89	5,34	5,2	6,15	6,27	6,17	6,35	6,12	6,16	6,2	6,1
32	6,07	5,93	5,45	5,28	6,16	6,26	6,21	6,36	6,12	6,16	6,24	6,08
34	6,13	5,98	5,5	5,44	6,2	6,28	6,24	6,39	6,15	6,21	6,25	6,09
36	6,19	6,05	5,55	5,56	6,24	6,29	6,27	6,43	6,18	6,25	6,26	6,12
38	6,22	6,11	5,62	5,64	6,28	6,28	6,28	6,44	6,2	6,27	6,28	6,15
40	6,27	6,18	5,75	5,7	6,3	6,28	6,27	6,45	6,23	6,3	6,3	6,17
42	6,28	6,2	5,76	5,76	6,29	6,27	6,27	6,44	6,24	6,33	6,32	6,17
44	6,29	6,26	5,8	5,85	6,3	6,28	6,27	6,45	6,25	6,34	6,34	6,18
46	6,28	6,25	5,84	5,89	6,29	6,27	6,28	6,44	6,24	6,36	6,35	6,17
48	6,28	6,25	5,86	5,92	6,29	6,27	6,3	6,44	6,24	6,37	6,35	6,17
50	6,28	6,25	5,89	5,93	6,29	6,27	6,3	6,44	6,24	6,37	6,35	6,17

**Anexo 5.** Resultados experimentales para corridas en agua con tres contaminantes.

Tabla 22

*Resultados de oxígeno disuelto con arreglos de variación de concentración con varios contaminantes - laboratorio de investigación L-103 FIQ-UNAP, abril 2019.*

<b>Tiempo(min)</b>	<b>25</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>28</b>
0	0,84	0,28	0,66	0,17
2	1,02	0,36	1,01	0,64
4	1,53	0,62	1,32	1,39
6	2,03	1,11	1,53	1,92
8	2,37	1,55	1,89	2,7
10	2,64	1,88	2,23	3,35
12	2,83	2,21	2,48	3,68
14	3,05	2,61	2,72	3,95
16	3,28	2,77	2,97	4,12
18	3,41	3,01	3,14	4,32
20	3,49	3,22	3,32	4,48
22	3,61	3,4	3,53	4,6
24	3,74	3,65	3,71	4,7
26	3,89	3,87	3,94	4,79
28	4,03	4,21	4,24	4,83
30	4,2	4,55	4,54	4,93
32	4,39	4,94	4,85	5,02
34	4,55	5,16	4,99	5
36	4,67	5,27	5,1	5,06
38	4,69	5,27	5,18	5,14
40	4,58	5,27	5,18	5,14
42	4,55	5,27	5,17	5,14
44	4,55	5,27	5,17	5,14
46	4,55		5,17	5,14
48	4,55		5,17	

## Anexo 6. Imágenes

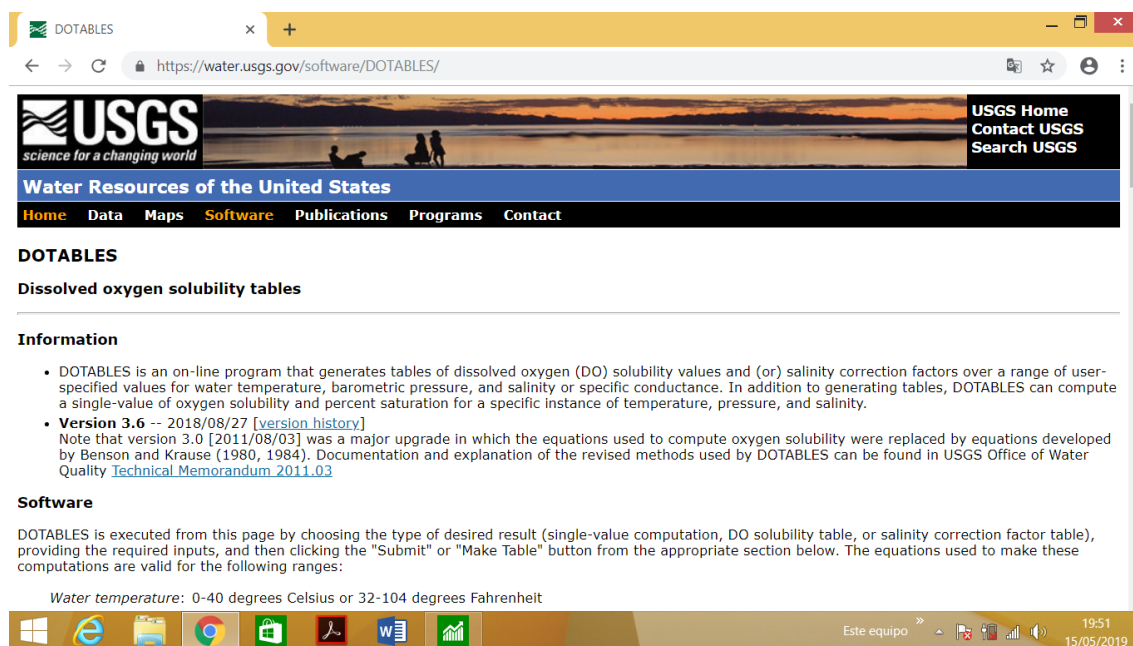
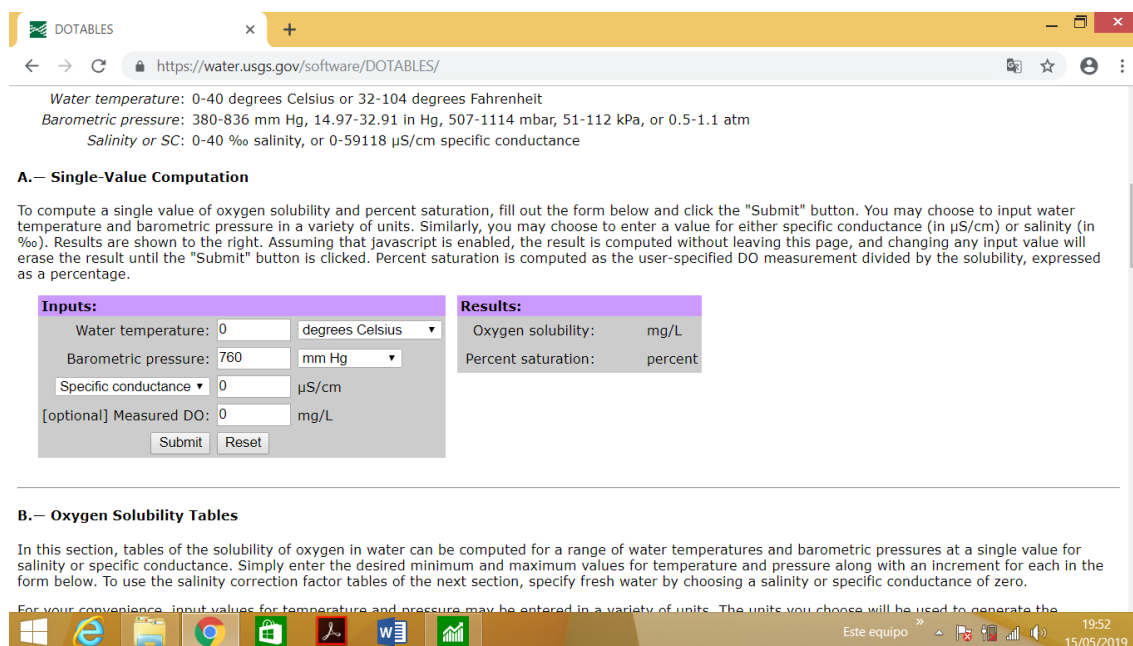


Tabla 23

### *Oxygen Solubility Tables Science For a Changing World – 15/05/2019*

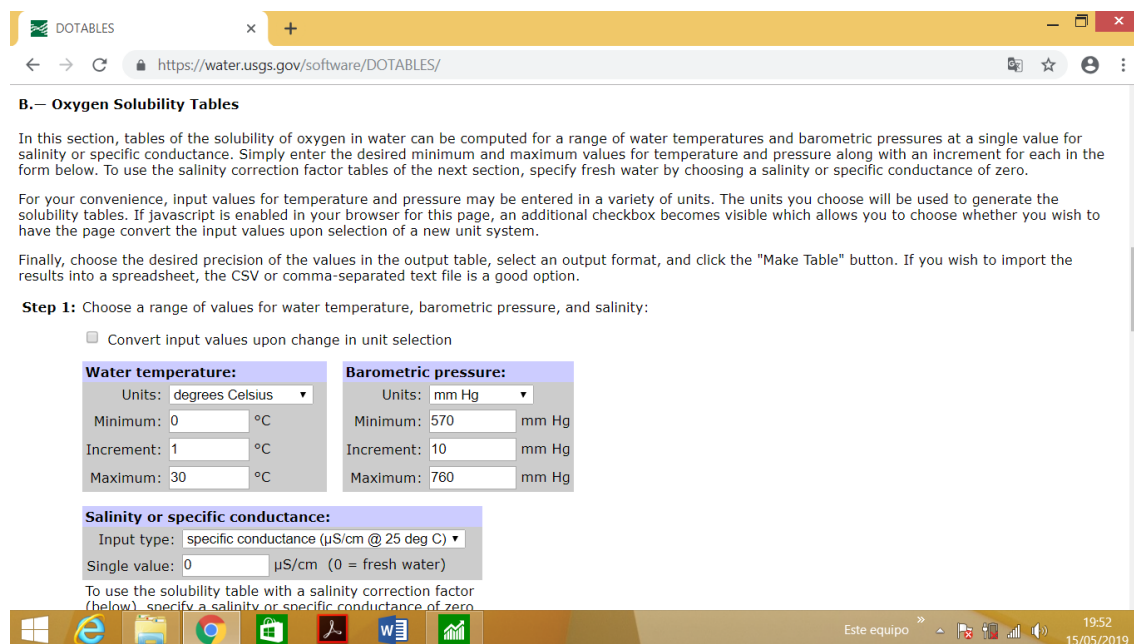


Fuente: <http://water.usgs.gov/software/DOTABLES/>

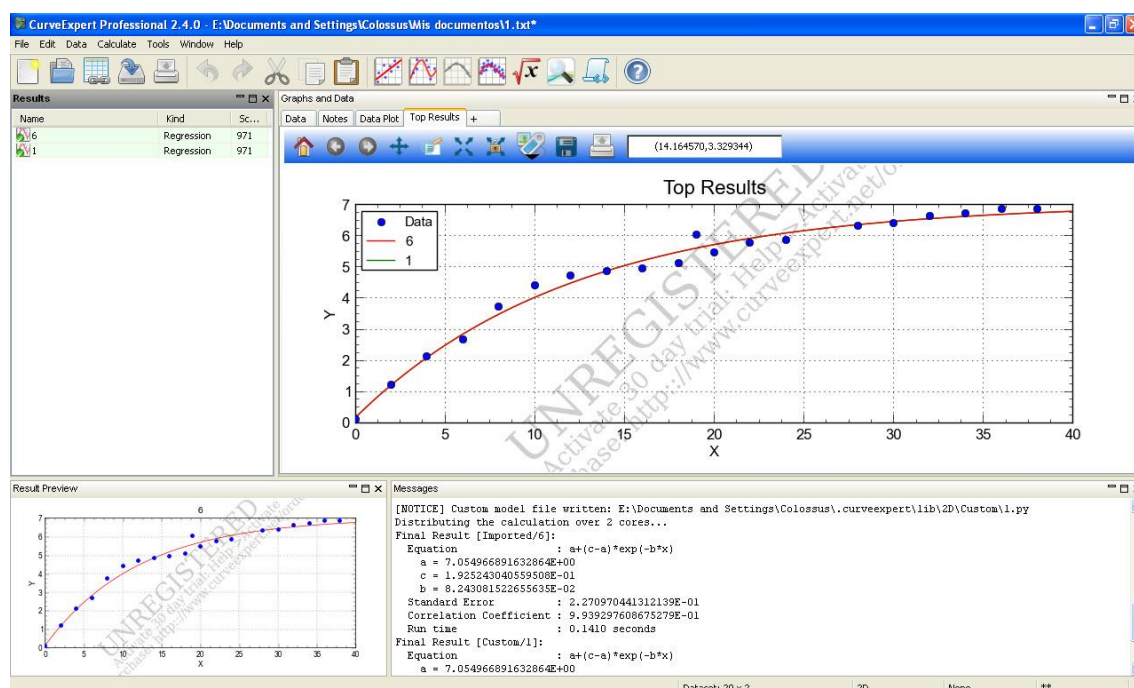


**Anexo 7. Datos de oxígeno disuelto dotables**

*Figura 27. Datos de oxígeno disuelto dotables USGS, 15 de mayo 2019*



Fuente: Science For a Changing World (Usgs, 2019)



*Figura 28. Regresión no Lineal de datos de aereación en Curve Expert 2.4 – 15/05/2019*

**Anexo 8. Cálculos Experimentales**

Tabla 24

*Resultados de Características fisicoquímica del agua - laboratorio de Control de Calidad – Ingeniería Química UNAP 01/07/2019*

Parámetro	Media	Desviación Estándar	Error Estándar del Prom
pH	7,33	0,14	0,22
Temperatura	15	0,2	0,03
Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$	6,93	0,12	0,09
Turbiedad UNT	4,00	0,00	0
Densidad g/ml	0,996	0,0003	0,0004
Cloruros	176,95	0,006	0,001
Dureza	651,168	1,154	2,56
Solidos Disueltos	387	0,67	3

Tabla 25

*Resultados de Presión de Vapor de la ecuación de Antoine con los coeficientes de: (POLING & PRAUSNITZ, 2001), concentración de saturación de OD en la superficie (de las Databases <http://wáter.usgs.gov/software/DOTABLES/>) y a la profundidad media del líq*

Corrida #	Presión de vapor (Pa)	$C_s^*$ (mg/l)	$C_B^*$ (mg/l)
1	882,92	8,02	8,24
2	882,92	8,02	8,24
3	882,92	8,02	8,24
4	876,74	8,04	8,26
5	1261,52	7,04	7,23
6	1261,52	7,04	7,23
7	1261,52	7,04	7,23
8	1261,52	7,04	7,23
9	1664,41	6,36	6,54
10	1708,09	6,34	6,51
11	1697,08	6,48	6,66
12	1708,09	6,34	6,51
13	1730,3	6,34	6,51
14	1708,09	6,34	6,51
15	1675,24	6,34	6,51
16	1708,09	6,34	6,51
17	1664,41	6,34	6,51
18	1653,65	6,34	6,51
19	1686,13	6,34	6,51
20	1708,09	6,34	6,51
21	1708,09	6,34	7
22	1708,09	6,34	6,51
23	1730,3	6,34	6,51
24	1708,09	6,34	6,51
25	1708,09	6,34	6,51
26	1664,41	6,48	6,66
27	1632,3	6,48	6,66
28	1697,08	6,48	6,66

Tabla 26

*Valores estimados por las ecuaciones de regresión encontradas para los coeficientes volumétricos de disolución de oxígeno en agua limpia y sus respectivos residuos con respecto al valor experimental - Puno, junio de 2019*

N° ensayo	T(°C)	Q (l/min)	Estimado de	
			$K_{L,sas}$	Diferencias $K_{L,sas}$
1	5,2	1	0,041978216	-26,8935
2	5,2	2	0,053027504	-24,2161
3	5,2	3	0,060794117	-34,5844
4	5,1	4	0,066452239	-41,0585
5	10,4	1	0,063591716	-11,2266
6	10,4	2	0,080329999	-8,5484
7	10,4	3	0,092095439	-2,1257
8	10,4	4	0,101474045	-5,9293
9	14,6	1	0,088938401	14,7541
10	15	2	0,115995636	25,1968
11	14,9	3	0,131926862	-5,9600
12	15	4	0,146527406	-17,0609

Tabla 27

Análisis fisicoquímico de agua para la investigación - laboratorio de control de calidad UNAP-Puno 31/05/2019



Universidad Nacional del Altiplano - Puno  
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA  
LABORATORIO DE CONTROL DE CALIDAD



LQ - 2019  
N° 0802

## Certificado de Análisis

**ASUNTO** : Análisis Físico Químico de AGUAS

**PROCEDENCIA** : AGUA DE LABORATORIO DE INVESTIGACIÓN FACULTAD DE INGENIERIA QUIMICA

**PROYECTO** : "ANÁLISIS DE LA DISOLUCIÓN DE OXIGENO DISUELTO EN EL SISTEMA HELICOIDAL PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES"

**INTERESADO** : FERNANDO MISAEEL GONZA TIQUE

**MOTIVO** : TESIS DOCTORAL

**MUESTREO** : 31/05/2019, por el interesado

**ANÁLISIS** : 31/05/2019

**COD. MUESTRA** : B009-000125

---

**CARACTERÍSTICAS ORGANOLÉPTICAS:**

ASPECTO : Líquido  
 COLOR : Incoloro  
 OLOR : Inodoro

**CARACTERÍSTICAS FÍSICO - QUÍMICAS**

pH : 7.33  
 Temperatura : 15 °C  
 Conductividad Eléctrica : 6.93  $\mu\text{S}/\text{cm}$   
 Densidad : 0.996 g/ml

**CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS**

Dureza Total como $\text{CaCO}_3$	: 651.168 mg/L
Alcalinidad como $\text{CaCO}_3$	: 269.22 mg/L
Cloruros como $\text{Cl}^-$	: 176.95 mg/L
Sulfatos como $\text{SO}_4^{2-}$	: 99.2 mg/L
Nitratos como $\text{NO}_3^-$	: 0.00 mg/L
Calcio como $\text{Ca}^{++}$	: 151.846 mg/L
Magnesio como $\text{Mg}^{++}$	: 39.62 mg/L
Sólidos Totales	: 387.00 mg/L
Porcentaje de salinidad	: 0.4 %
Turbidez	: 4 NTU

---

**INTERPRETACIÓN**

1.- Los parámetros físico-químico analizados en el laboratorio de control de calidad cumplen con los estándares de calidad ambiental para agua, según D.S 004-2017-MINAM. Indicando que es APTO para consumo humano.

Puno, C.U. 01 de julio del 2019.



Dr. Nazario Villafuerte Prudencio  
DECANO (e) FIQ.UNA



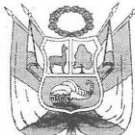
ING. LUZ MARINA TEVES PONCE  
ANALISTA LABORATORIO DE CONTROL DE CALIDAD  
FIQ - UNA - CIP - 182393

---


Ciudad Universitaria Av: Floral s/n Facultad de Ing. Química - Pabellón 94 - Telefax (051)366142 -352992 .

Tabla 28

Análisis de OD por Winkler y el oxímetro thermo scientific -- laboratorio de control de calidad UNAP-Puno 31/05/2019



Universidad Nacional del Altiplano - Puno  
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA  
LABORATORIO DE CONTROL DE CALIDAD



N° 0801

## Certificado de Análisis

LQ - 2019

**ASUNTO** : Análisis de Oxígeno Disuelto por Winkler y el Oxímetro Thermo Scientific OrionVersaStar

**PROCEDENCIA** : AGUA DE LABORATORIO DE INVESTIGACION FACULTAD DE INGENIERIA QUIMICA

**PROYECTO** : "ANALISIS DE LA DISOLUCIÓN DE OXIGENO DISUELTO EN EL SISTEMA HELICOIDAL PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES"

**INTERESADO** : FERNANDO MISAEL GONZA TIQUE

**MOTIVO** : TESIS DOCTORAL

**MUESTREO** : 31/05/2019, por el interesado

**ANÁLISIS** : 31/05/2019

**COD. MUESTRA** : B009-000125

---

**CARACTERÍSTICAS DE ANALISIS:**

Reactor : 20 Litros

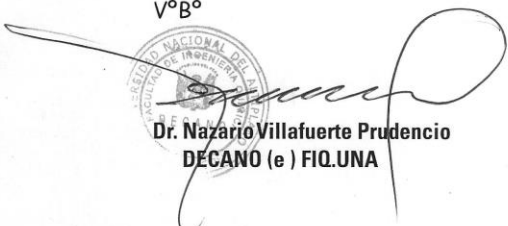
Reactivo : Sulfito de sodio

Catalizador : Cloruro de cobalto


	Winkler				Oxímetro Thermo Scientific			
	0	10	20	30	0	10	20	30
Tiempo (min)	0	10	20	30	0	10	20	30
Resultado	0,35	3,48	4,68	4,80	0,45	2,75	4,76	5,27

Puno, C.U. 01 de julio del 2019.

VºBº



**Dr. Nazario Villafuerte Prudencio**  
DECANO (e) FIQ.UNA

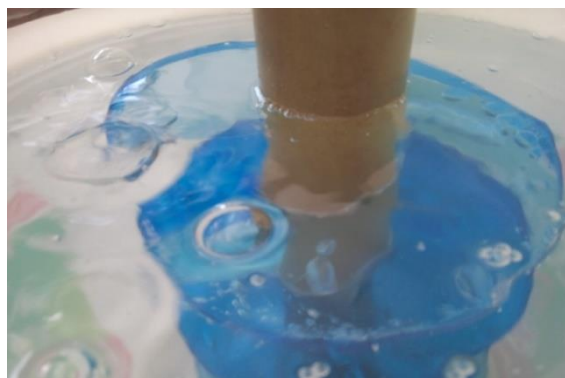


**ING. LUZ MARINA TEVES PONCE**  
ANALISTA DE LABORATORIO DE CONTROL DE CALIDAD  
FIQ - UNA - CIP - 162393

---

Ciudad Universitaria Av: Floral s/n Facultad de Ing. Química - Pabellón 94 - Telefax (051)366142 -352992.





a) helicoidal



b) sensor



c) Rotámetro, Aereador y Oxímetro



d) Balanza analítica

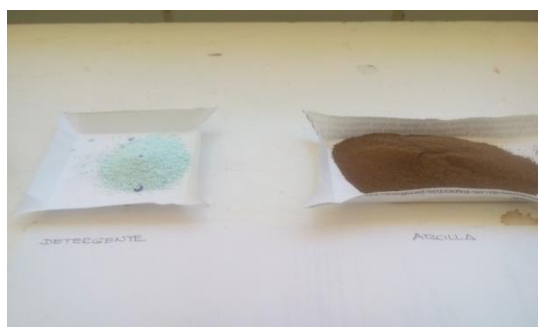


e) Registro de datos



f) Reactivos

Figura 29a. Materiales y equipos utilizados - laboratorio de investigación L-103 UNAP 2019



**g) Contaminantes**



**h) Manometro**



**i) Pesada de reactivos**



**j) Adición de Cloruro de cobalto**



**k) Resultados del oxímetro**

*Figura 30b. Materiales y equipos utilizados - laboratorio de investigación L-103 UNAP 2019*



**l) helicoidal**



**m) Frizer**

*Figura 31c. Materiales y equipos utilizados - laboratorio de investigación L-103 UNAP 2019*



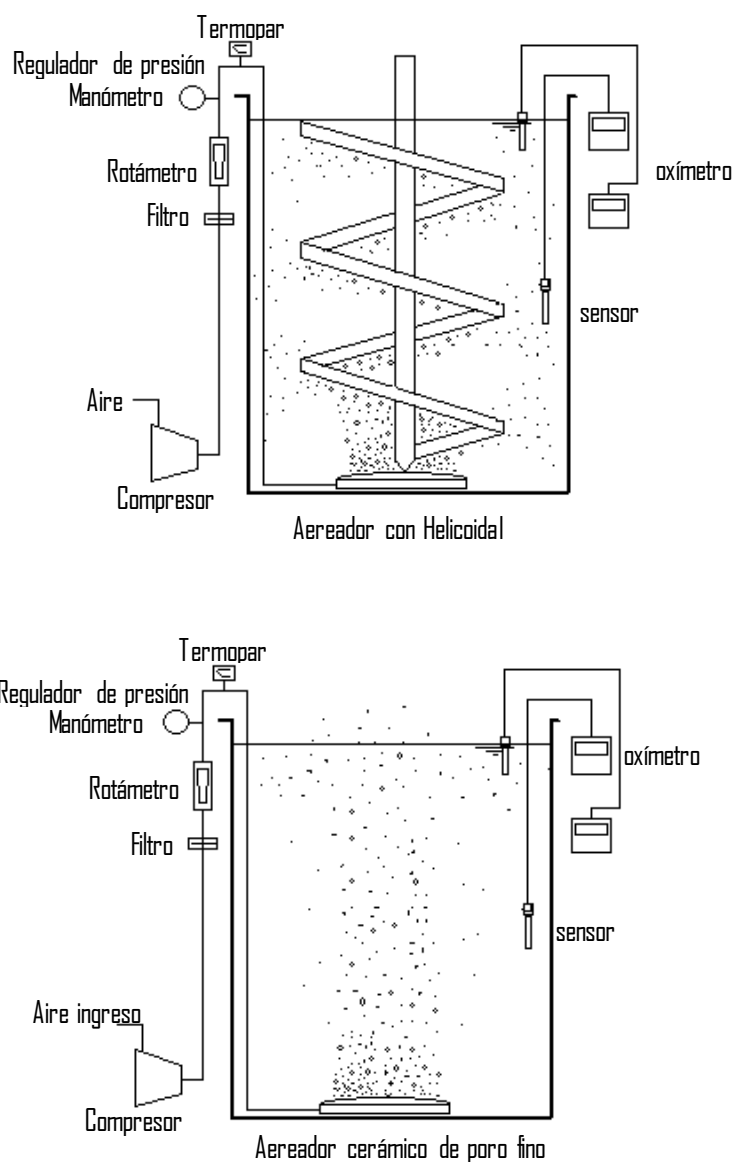


Figura 32. Equipo experimental sistema helicoidal, laboratorio L-103 UNA-Puno 2019.

Tabla 29

*Resultado de análisis PTAR Espinar afluente y efluente - Puno 08/07/2019*

## RESULTADOS DE ANÁLISIS

**ASUNTO : Agua F.Q. Agua Residual (PTAR) AFLUENTE**PROCEDENCIA : PROVINCIA DE PUNO, DISTRITO DE PUNO, LAGUNA DE OXIDACION  
ESPINAR

MUESTREO : 08/07/2019

ANÁLISIS : 08-09/07/2018

COD. MUESTRA : JA

**CARACTERÍSTICAS ORGANOLEPTICAS**

ASPECTO : Líquido

COLOR : Característico al agua residual

**CARACTERÍSTICAS FISICO – QUÍMICAS**

PARAMETROS	UNIDAD	AFLUENTE RESULTADOS	METODO ANALITICO
Potencial de Hidrogeno	pH	9.11	Electrométrico
Conductividad Eléctrica	μS/ cm	903.00	Electrométrico
Sólidos Totales Disueltos	mg/L	1375.00	Colorímetro
Porcentaje de Salinidad	%	14.00	Electrométrico
Sólidos en suspensión	mg/L	160.00	Colorímetro
Demanda Química de oxígeno (DQO)	mg/L	1728.00	Digestión cerrada
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO)	mg/L	691.20	Digestión cerrada
oxígeno disuelto OD	mg/L	0,09	Electrodo de membrana

**OBSERVACIONES**

Los resultados se expresan sobre base seca

Puno, C.U. 19 de julio del 2019.

v°B°

## RESULTADOS DE ANÁLISIS

**ASUNTO** : Agua F.Q. Agua Residual (PTAR) efluente

**PROCEDENCIA** : PROVINCIA DE PUNO, DISTRITO DE PUNO, LAGUNA DE OXIDACION ESPINAR

**MUESTREO** : 08/07/2019

**ANÁLISIS** : 08-09/07/2018

**COD. MUESTRA** : JB

### CARACTERÍSTICAS ORGANOLEPTICAS

**ASPECTO** : Líquido

**COLOR** : Característico al agua residual

### CARACTERÍSTICAS FÍSICO – QUÍMICAS

PARAMETROS FÍSICO QUÍMICOS	UNIDAD	EFLUENTE RESULTADOS	METODO ANALITICO
Potencial de Hidrogeno	pH	7.50	Electrométrico
Conductividad Eléctrica	µS/ cm	578.00	Electrométrico
Sólidos Totales Disueltos	mg/L	971.00	Colorímetro
Porcentaje de Salinidad	%	14.00	Electrométrico
Sólidos en suspensión	mg/L	88.00	Colorímetro
Demanda Química de oxígeno (DQO)	mg/L	1600.00	Digestión cerrada
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO)	mg/L	640.00	Digestión cerrada
oxígeno disuelto OD	mg/L	1,11	Electrodo de membrana

### OBSERVACIONES

Los resultados se expresan sobre base seca

Puno, C.U. 29 de julio del 2019.

V°B°