

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y
AGROINDUSTRIA**

**DIMENSIONAMIENTO DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO
AEROBIO DE AGUAS CONTAMINADAS DOMÉSTICAS**

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERA
QUÍMICA**

ANDREA CRISTINA GALLEGOS ANDRADE

acgallegos7@gmail.com

DIRECTOR: ING. TRAJANO ALCIVAR RAMÍREZ HIDALGO

trajanoramirez@hotmail.com

Quito, Julio 2013

© Escuela Politécnica Nacional (2013)
Reservados todos los derechos de reproducción

DECLARACIÓN

Yo, Andrea Cristina Gallegos Andrade, declaro que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Escuela Politécnica Nacional puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normativa institucional vigente.

Andrea Cristina Gallegos Andrade

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Andrea Cristina Gallegos Andrade, bajo mi supervisión.

Ing. Trajano Ramírez
DIRECTOR DE PROYECTO

DEDICATORIA

Al Ángel de mi vida, mi Mami. Porque me entregó toda su vida, me enseñó lo que es una mujer valiente, fuerte, luchadora y de grandes sueños. Porque sin ella no estaría aquí y jamás me ha dado la espalda; sé que mientras la tenga a mi lado jamás estaré sola. Y aunque sé que nunca podré devolverle lo que ha hecho y seguirá haciendo por mi "Mami: este triunfo es suyo y espero algún día llegar a ser aunque sea la mitad de la gran mujer y madre que usted es". Porque mujeres como mi madre realmente hay muy pocas. Gracias por la paciencia y por aguantar esta etapa tan difícil. Te Amo Mama.

A mi hermana, Stephy y su angelito, gracias por aguantar a tu hermana la loca y por ser siempre mi compañía y muchas veces mi hombro para llorar. Siempre he creído que eres una mini hija para mi jeje y quiero verte feliz ahora y siempre. Las tres mosqueteras siempre juntas, salen adelante con todo.

A mi compañero de vida, Pablo. Gracias por quererme tal y como soy, por aceptarme con todos mis defectos y no quererme cambiar. Por siempre estar a mi lado, me ayudaste cuando más lo necesitaba: las tardes de tesis, en las calificadas de exámenes en las salidas tarde de la Poli, en los trámites, en aguantarme los llantos por la tesis jeje en todo....esta tesis la termine con tu ayuda. Seguro seguiremos cosechando triunfos juntos.

A Dios porque siempre ha iluminado mi camino y cuidado a mi familia y mi Padre en el cielo, se que siempre me estas cuidando y seguro algún día me darás el abrazo de felicitaciones.

El primero de muchos sueños por cumplir, queda aún mucho camino por recorrer !!!!

Hasta que te acabaste querida Tesis.....

Andre

25/07/2013

AGRADECIMIENTOS

A mi querida Poli porque pese a todo lo que me ha hecho sufrir con esta tesis, ha sido mi fuente de conocimientos y en sus aulas y corredores he vivido momentos inolvidables, aquí crecí y me convertí en lo que ahora soy.

A todos mis profesores, que dejaron su huella en mi vida, gracias a ellos pude desenvolverme como profe en las aulas de mi querido San Gabriel.

A Karlita y Agrodiagnostic, por financiar este proyecto de titulación, por brindarme todo su conocimiento y por toda su paciencia durante estos tres años que tomó la culminación de este proyecto.

A mis abuelitos, tíos y primos que siempre han estado a mi lado apoyándome y dándome fuerzas para seguir adelante.

A mis amigos del cole con quienes hemos compartido tantas historias, alegrías y tristezas. Gracias porque siempre he contado con ustedes y han estado ahí para escucharme y hacerme sonreír. Milita gracias por la novena jeje y por estar siempre tan pendiente de mí.

A mis poli amigos, a los viejos y a los nuevos jeje, porque con ustedes he compartido todos estos años, ustedes hicieron que mis días en la poli sean más fáciles y divertidos... nunca me voy a olvidar de los talleres de modelado, de la casa abierta de las estudiadas de termo y las esperadas de nota. Solo ustedes entienden por lo que hemos pasado, pero lo logramos!!!! Joha, gracias por toda la ayuda que me diste por siempre responder todas mis preguntas.

Dicen que el agradecimiento es la memoria del corazón y yo los llevo a todos dentro del mío.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

	PÁGINA
RESUMEN	xiii
INTRODUCCIÓN	xv
1 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	1
1.1 Contaminación de aguas domésticas	1
1.1.1 Enfermedades transmitidas a través del agua doméstica servida	3
1.1.2 Caracterización de las aguas residuales domésticas	5
1.1.2.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	7
1.1.2.2 Materia Orgánica Biodegradable	7
1.1.2.3 Relación DQO y DBO	11
1.1.2.4 Contenido de sólidos	12
1.1.2.5 Sólidos inorgánicos disueltos	13
1.1.2.6 Nitratos y nitritos	14
1.1.2.7 Fosfatos	15
1.1.2.8 Detergentes	16
1.1.2.9 Fenoles	16
1.1.2.10 Grasas y aceites	16
1.1.2.11 Flujo másico de los contaminantes	17
1.1.3 Análisis y caracterización de aguas residuales	18
1.1.3.1 Método de oxidación del dicromato para la determinación de DQO	20
1.1.3.2 Otros análisis	21
1.1.4 Microbiología de aguas residuales y organismos indicadores	22
1.1.4.1 Microbiología en las plantas de tratamiento aerobias	24
1.1.4.2 Métodos de identificación bacteriana	27
1.2 Sistemas de tratamiento aerobios para aguas contaminadas domésticas	34
1.2.1 Tipos de tratamientos biológicos	35
1.2.2 Pretamiento de aguas residuales	38
1.2.2.1 Compensación de nutrientes	38
1.2.2.2 Ajuste de pH	39
1.2.3 Tratamiento primario	40
1.2.4 Tratamiento secundario - reactores aeróbicos de lodos activados	41
1.2.4.1 Principios de la oxidación biológica	42
1.2.4.2 Aireación	48
1.2.4.3 Modelado matemático para un reactor de mezcla completa de lodos activados con recirculación	52
2 PARTE EXPERIMENTAL	56
2.1 Muestreo de las aguas residuales domésticas	56
2.1.1 Materiales y equipos utilizados	56
2.1.2 Metodología	57

2.2	Identificación y selección de las cepas de microorganismos	58
2.2.1	Conteo de microorganismos	59
2.2.1.1	Materiales y equipos utilizados	59
2.2.1.2	Reactivos	59
2.2.1.3	Metodología	60
2.2.2	Aislamiento de las colonias identificadas	60
2.2.2.1	Materiales y equipos utilizados	61
2.2.2.2	Reactivos	61
2.2.2.3	Metodología	61
2.2.3	Identificación bioquímica de bacterias gram negativas	63
2.2.3.1	Materiales y equipos utilizados	63
2.2.3.2	Reactivos	63
2.2.3.3	Metodología	64
2.2.4	Criopreservación	66
2.2.4.1	Materiales y equipos utilizados	66
2.2.4.2	Reactivos	66
2.2.4.3	Metodología	67
2.2.5	Segundo muestreo	68
2.2.6	Pruebas de antagonismo	68
2.2.6.1	Materiales y equipos utilizados	69
2.2.6.2	Reactivos	69
2.2.6.3	Metodología	69
2.2.7	Masificación aerobia	71
2.2.7.1	Materiales y equipos utilizados	72
2.2.7.2	Reactivos	72
2.2.7.3	Metodología	72
2.3	Materiales y metodología de análisis físico-químico de las aguas residuales domésticas	73
2.4	Puesta en marcha del reactor aerobio a escala de laboratorio	74
2.4.1	Materiales y equipos utilizados	75
2.4.2	Metodología	75
2.5	Determinación de las constantes cinéticas de la masa microbiana aerobia	78
2.5.1	Materiales y equipos utilizados	78
2.5.2	Metodología	78
2.6	Mejoramiento de las variables de operación del reactor aerobio	79
2.6.1	Materiales y equipos utilizados	80
2.6.2	Metodología	80
2.6.2.1	Influencia del flujo de alimentación de aguas residuales domésticas al reactor aeróbico a escala de laboratorio	80
2.6.2.2	Determinación del porcentaje de reciclo de la biomasa hacia el reactor aeróbico, a escala de laboratorio	81
2.6.2.3	Análisis de la influencia de la concentración del sustrato en el influente del reactor aeróbico, a escala de laboratorio	82
2.6.2.4	Influencia del flujo de aire en el reactor aeróbico, a escala de laboratorio	82

2.7	Desinfección del agua procedente del reactor aerobio	83
2.7.1	Materiales y equipos	83
2.7.2	Reactivos	84
2.7.3	Metología	84
2.8	Dimensionamiento del sistema de tratamiento aeróbico	85
2.8.1	Población de diseño	86
2.8.2	Caudal de diseño	87
2.8.3	Dimensionamiento de las unidades que componen el sistema de tratamiento aeróbico	88
3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	89
3.1	Identificación y selección de las cepas de microorganismos	89
3.1.1	Conteo de la población microbiana presente en el agua residual doméstica del conjunto habitacional en estudio	89
3.1.2	Aislamiento e identificación bioquímica de las cepas bacterianas de las aguas contaminadas del conjunto habitacional en estudio	91
3.1.3	Conteo, aislamiento e identificación bioquímica de las cepas bacterianas de las aguas contaminadas del conjunto habitacional portón del valle	94
3.1.4	Pruebas de antagonismo	97
3.1.5	Masificación aerobia	100
3.2	Análisis físico-químicos de las aguas residuales domésticas del conjunto habitacional en estudio	102
3.3	Puesta en marcha del reactor aerobio a escala de laboratorio	107
3.3.1	Determinación de la curva de tiempo de residencia hidráulico en el reactor aerobio	108
3.3.2	Proceso de inoculación del reactor aeróbico de lodos activados	109
3.4	Determinación de las constantes cinéticas para la masa microbiana aerobia	112
3.5	Mejoramiento de las variables de operación del reactor aerobio	121
3.5.1	Influencia del flujo de alimentación de aguas residuales domésticas al reactor aeróbico a escala de laboratorio	122
3.5.2	Determinación del porcentaje de reciclaje de la biomasa hacia el reactor aeróbico, a escala de laboratorio	129
3.5.3	Análisis de la influencia de la concentración del sustrato en el influente del reactor aeróbico, a escala de laboratorio	138
3.5.4	Influencia del flujo de aire en el reactor aeróbico, a escala de laboratorio	139
3.6	Desinfección del agua procedente del reactor aerobio	141
3.7	Dimensionamiento del sistema de tratamiento aeróbico	142
3.7.1	Determinación de la población de diseño	143

3.7.2	Determinación del caudal de diseño	144
3.7.3	Dimensionamiento de las unidades que componen el sistema de tratamiento aeróbico	146
3.7.3.1	Tanque de acondicionamiento del agua residual	146
3.7.3.2	Dimensionamiento del reactor aeróbico de lodos activados	157
3.7.3.3	Dimensionamiento del sedimentador secundario	170
3.7.3.4	Unidad de clorinación	176
4	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	182
4.1	Conclusiones	182
4.2	Recomendaciones	184
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	185
	ANEXOS	190

ÍNDICE DE TABLAS

		PÁGINA
Tabla 1.1	Clasificación de los sistemas de tratamiento de efluentes	2
Tabla 1.2	Clasificación de los componentes de las aguas	6
Tabla 1.3	Carga contaminante de aguas residuales domésticas en diversos países	6
Tabla 1.4	Características promedio de un residual municipal	18
Tabla 1.5	Principales interacciones entre microorganismos presentes	23
Tabla 1.6	Concentraciones máximas permisibles por cada 100 mL de agua	24
Tabla 1.7	Interpretación de los resultados para citrato agar	30
Tabla 1.8	Interpretación de los resultados para TSI agar	31
Tabla 1.9	Interpretación de los resultados para citrato agar medio	32
Tabla 1.10	Interpretación de los resultados para citrato MR-VP medio	32
Tabla 1.11	Interpretación de los resultados para urea caldo	33
Tabla 3.1	Resultado del conteo de microorganismos presentes en las aguas residuales domésticas del conjunto habitacional “Los Cantaros” para las tres sub-muestras	90
Tabla 3.2	Forma y respuesta a la tinción Gram de las bacterias seleccionadas del agua residual doméstica del conjunto “Cántaros I”	92
Tabla 3.3	Identificación bioquímica y composición bacteriana porcentual para el agua residual doméstica del conjunto habitacional “Cantaros I”	93
Tabla 3.4	Resultado del conteo de microorganismos presentes en las aguas residuales domésticas del conjunto habitacional “Portón del Valle” para las tres sub muestras	94
Tabla 3.5	Forma y respuesta a la tinción gram de las bacterias pre-identificadas del agua residual doméstica del conjunto “Portón del Valle”	95
Tabla 3.6	Identificación bioquímica y composición bacteriana porcentual para el agua residual doméstica del conjunto habitacional “Portón del Valle”	96
Tabla 3.7	Cepas de bacterias incompatibles entre sí, de acuerdo a los resultados de las pruebas de antagonismo	98

Tabla 3.8	Bacterias selectivas aisladas de las aguas domésticas contaminadas para la formulación del coctel bacteriano	99
Tabla 3.9	Composición porcentual de cada bacteria seleccionada en el coctel bacteriano a ser usado en el tratamiento aeróbico del agua doméstica contaminada.	100
Tabla 3.10	Composición porcentual del inóculo seleccionado agrupada por género de bacterias	101
Tabla 3.11	Caracterización físico-química de las aguas residuales del conjunto	103
Tabla 3.12	Incremento porcentual de algunos parámetros físico-químicos de las aguas residuales del conjunto habitacional “Cantaros I” con respecto a los valores permisibles según TULAS, para descarga al alcantarillado	104
Tabla 3.13	Resultados de la medición de la DBO ₅ y de los SSV a diferentes tiempos de residencia hidráulico en el reactor aeróbico durante el proceso de inoculación (caudal de alimentación de 6 mL/min)	113
Tabla 3.14	Resultados de los cálculos realizados a partir de las mediciones de DBO ₅ y SSV en el reactor aeróbico para la determinación de las constantes cinéticas K _S y k.	114
Tabla 3.15	Constantes cinéticas para la biomasa del proceso de tratamiento aeróbico de aguas residuales del conjunto “Cantaros I” y comparación con datos bibliográficos	118
Tabla 3.16	Concentración de sustrato y velocidad específica de crecimiento para el proceso aeróbico de tratamiento de aguas residuales domesticas del conjunto “Cántaros I”	120
Tabla 3.17	Caracterización físico-química del efluente del reactor aeróbico en sistema continuo sin reciclo (tiempo de proceso 6 días, flujo de aireación 0,2 L/min)	127
Tabla 3.18	Caracterización físico-química del efluente del reactor aeróbico en sistema continuo con reciclo, tiempo de proceso 6 días y flujo de aireación 0,2 mL/min	135
Tabla 3.19	Valores experimentales de las constantes K _L y K _T para tanques que tienen cuatro deflectores en la pared del tanque, cuya anchura es igual o menor al 10% del diámetro del tanque	155
Tabla 3.20	Parámetros de diseño de la descarga del efluente del sistema de tratamiento aeróbico	158

Tabla 3.21	Velocidad máxima de sedimentación de lodos activados para diferentes concentraciones de SSV	171
Tabla AV.1	Especificaciones para la determinación de hierro total, fosfatos, nitratos y nitritos	207
Tabla AVII.1	Resultados experimentales del caudal de alimentación vs el tiempo de residencia hidráulico para el reactor aerobio a escala de laboratorio	212
Tabla AVII.2	Variación del DQO del agua residual doméstica a la salida del reactor aeróbico, durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa para un caudal de 2 mL/min y flujo de aireación 0,2 L/min	212
Tabla AVII.3	Variación del crecimiento de la biomasa (SSV) del agua residual doméstica a la salida del reactor aeróbico, durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa para un caudal de 2 mL/min y flujo de aireación 0,2 L/min	213
Tabla AVII.4	Variación de los nutrientes (fosfatos y nitratos) del agua residual doméstica a la salida del reactor aeróbico, durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa para un caudal de 2 mL/min y flujo de aireación 0,2 L/min	213
Tabla AVII.5	Variación del DBO ₅ del efluente del reactor aeróbico continuo sin reciclo para distintos caudales (flujo de aireación 0,2 L/min)	214
Tabla AVII.6	Variación del crecimiento de la biomasa (SSV) del agua residual doméstica a la salida del reactor aeróbico con respecto al tiempo de proceso, en sistema continuo sin reciclo para distintos caudales (flujo de aireación 0,2 L/min)	214
Tabla AVII.7	Variación del pH del efluente del reactor aeróbico en sistema continuo sin reciclo para distintos caudales (flujo de aireación 0,2 L/min)	215
Tabla AVII.8	Variación del DBO ₅ del efluente del proceso en el reactor aeróbico continuo a distintos porcentajes de reciclo para un caudal de 6 mL/min (flujo de aireación 0,2 L/min)	216

ÍNDICE DE FIGURAS

	PÁGINA
Figura 1.1 Secuencia de degradación de los componentes orgánicos	8
Figura 1.2 Variación en el tiempo de la DBO carbonácea	10
Figura 1.3 Diagrama para demanda bioquímica de oxígeno para compuestos orgánicos carbonacea y nitrogenacea de agua residual.	11
Figura 1.4 Transformación de diferentes formas del nitrógeno	15
Figura 1.5 Diferentes tipos de microorganismos a) bacilos, b) protozoo	26
Figura 1.6 Bacteria observada a través de un microscopio óptico	28
Figura 1.7 Procedimiento estándar para realizar una tinción Gram	28
Figura 1.8 Bacterias gramnegativas y grampositivas	29
Figura 1.9 Sistema de biodiscos	36
Figura 1.10 Configuración típica de un sistema de tratamiento de	38
Figura 1.11 Compensador de volumen constante	39
Figura 1.12 Graficas de la ecuación de Monod que relaciona la tasa de crecimiento máxima y la concentración de sustrato	46
Figura 1.13 Diagrama de representativo de las fases de crecimiento bacteriano	47
Figura 1.14 Esquema de mezcla completa con recirculación	53
Figura 2.1 Aislamiento y refrigeración de las colonias seleccionadas, procedentes del agua contaminada doméstica.	62
Figura 2.2 Producción de CO ₂ en la batería bioquímica (1), caldo urea y reactivo indol (2)	65
Figura 2.3 Procedimiento para la realización de las pruebas de antagonismo	70
Figura 2.4 Halos de inhibición, cajas petri para la realización de las pruebas de antagonismo	71
Figura 2.5 Instalación del sistema masificador de bacterias	73
Figura 2.6 Recipiente de alimentación al reactor aerobio.	76

Figura 2.7	Crecimiento de la masa microbiana en el reactor aeróbico a escala de laboratorio	79
Figura 2.8	Sedimentador secundario y bomba peristáltica acoplados al sistema de tratamiento aeróbico del agua doméstica contaminada	83
Figura 2.9	Muestras de agua del efluente del proceso de descontaminación aerobio de las aguas domésticas contaminadas antes y después del proceso de desinfección con hipoclorito de sodio	85
Figura 3.1	Cajas petri con agar nutriente y siembra de las diluciones 10^{-1} y 10^{-3} para el conteo de la concentración de microorganismos en las aguas residuales.	90
Figura 3.2	Bacterias gram positivas y gram negativas observadas al microscopio	91
Figura 3.3	Placas petri de agar nutriente con cultivos en superficie de todas las cepas para observar la formación de halos de inhibición de crecimiento	97
Figura 3.4	Curva de calibración caudal de alimentación vs tiempo de residencia hidráulico en el reactor aeróbico de 8 L, a escala de laboratorio	108
Figura 3.5	Crecimiento de la biomasa en el reactor aeróbico trascurridos 6 días de la inoculación del coctel bacteriano	109
Figura 3.6	Variación del DQO del agua residual doméstica a la salida del reactor aeróbico durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa (caudal de 2 mL/min y flujo de aireación 0,2 L/min)	110
Figura 3.7	Crecimiento de la biomasa (SSV) durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa en el reactor aeróbico (caudal de 2 mL/min y flujo de aireación 0,2 L/min)	110
Figura 3.8	Variación de la concentración de nutrientes (nitratos y fosfatos) en el agua residual doméstica a la salida del reactor aeróbico durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa en el reactor aeróbico (caudal de 2 mL/min y flujo de aireación 0,2 L/min)	111
Figura 3.9	Gráfica de la ecuación AVI.2 para la determinación de las constantes cinéticas K_S y k del proceso de oxidación de las aguas domésticas en el reactor aeróbico.	115
Figura 3.10	Gráfica de la ecuación AVI.4 para la determinación de las constantes cinéticas Y y k_d del proceso de oxidación de las aguas residuales domésticas en el reactor aeróbico	117
Figura 3.11	Gráfica de la ecuación de Monod que relaciona la velocidad específica de crecimiento con la concentración de sustrato para las aguas residuales del conjunto “Cántaros”	121

Figura 3.12	Disminución de la contaminación orgánica expresada como DBO ₅ en función del tiempo del proceso aeróbico continuo, sin reciclo y flujo de aireación 0,2 L/min	123
Figura 3.13	Variación de la concentración de biomasa (SSV) en el reactor aeróbico vs tiempo de proceso aeróbico continuo, sin reciclo y flujo de aireación 0,2 L/min	125
Figura 3.14	Variación del pH en el reactor aeróbico vs tiempo de proceso aeróbico continuo, sin reciclo y con flujo de aireación de 0,2 L/min	126
Figura 3.15	Variación de la turbidez en el reactor aeróbico vs tiempo de proceso aeróbico continuo, sin reciclo y con flujo de aireación de 0,2 L/min	126
Figura 3.16	Porcentajes de remoción de algunos parámetros físico-químicos, en función del caudal de alimentación al reactor aeróbico continuo, sin reciclo (tiempo del proceso 6 días y flujo de aireación de 0,2 L/min)	128
Figura 3.17	Variación del DBO ₅ vs tiempo de proceso aeróbico para distintos porcentajes de recirculación de la biomasa al reactor (caudal 6 mL/min, flujo de aireación 0,2 L/min)	130
Figura 3.18	Porcentaje de remoción de DBO ₅ vs tiempo de proceso aeróbico continuo para distintos porcentajes de reciclo (caudal 6 mL/min, flujo aireación 0,2 L/min)	133
Figura 3.19	Variación de la concentración de biomasa (SSV) en el reactor aeróbico y en el efluente durante el proceso aeróbico en estado pseudo estacionario (caudal 6 mL/min, reciclo 25%, flujo de aireación 0,2 L/min)	134
Figura 3. 20	Porcentajes de remoción de algunos parámetros físico-químicos, en función al porcentaje de recirculación de la biomasa al reactor aeróbico en proceso continuo (tiempo del proceso 6 días y flujo de aireación 0,2 mL/min)	136
Figura 3.21	Influencia de la concentración de sustrato (DQO) en el agua residual doméstica vs tiempo de proceso aerobio continuo (caudal 6 mL/min, porcentaje de reciclo 25% y flujo de aireación 0,2 L/min)	139
Figura 3.22	Influencia del tiempo de proceso aerobico sobre el contenido de DBO ₅ a diferentes flujos de aire (caudal 6 mL/min, porcentaje de reciclo 25%)	140
Figura 3.23	Configuración básica del reactor de lodos activados del sistema de tratamiento aeróbico propuesto para el conjunto habitacional "Cantaros I"	143
Figura 3.24	Diseño estándar de un tanque agitado	152

Figura 3.25	Dimensionamiento del tanque de acondicionamiento para el sistema de tratamiento aeróbico del conjunto habitacional “Cantaros I”	156
Figura 3.26	Configuración básica del reactor de lodos activados del sistema de tratamiento aeróbico propuesto para el conjunto habitacional “Cantaros I”	161
Figura 3.27	Velocidad de sedimentación de los flocs en función de la concentración de sólidos suspendidos volátiles en el licor de mezcla	171
Figura 3.28	Configuración básica del sedimentador de lodos activados del sistema de tratamiento aeróbico propuesto para el conjunto habitacional “Cantaros I”	173
Figura 3.29	Diseño del sedimentador de lodos activados del sistema de tratamiento aeróbico propuesto para el conjunto habitacional “Cantaros I”	175
Figura 3.30	Distribución porcentual de HOCl y OCl para diferentes valores de pH	177
Figura 3.31	Influente del proceso de tratamiento aeróbico, comparado con el efluente final del proceso posterior a la clorinación	180
Figura AIII.1	Tabulación de resultados bioquímicos	194
Figura AIII.2	Diferenciación de bacterias Gram negativas del género Escherichia	195
Figura AIII.3	Diferenciación de bacterias aeróbicas Gram negativas que oxidan etanol a ácido acético	195
Figura AIV.1	Esterilización e incubación de microorganismos en cajas petri	196
Figura AIV.2	Instalación del reactor aerobio de lodos activados a escala de laboratorio	196
Figura AIV.3	Tubos de ensayo inoculados con las diferentes especies de bacterias	197
Figura AV.1	Reactor para análisis de DQO	203

ÍNDICE DE ANEXOS

	PÁGINA
ANEXO I Metodología de muestreo estándar para aguas residuales	191
ANEXO II Metodología de conteo de microorganismos	192
ANEXO III Tablas de diferenciación bioquímica	194
ANEXO IV Ilustraciones varias	196
ANEXO V Metodología de análisis físico-químicos	198
ANEXO VI Modelo matemático para la determinación de las constantes cinéticas de un proceso de lodos activados (Metcalf y Eddy)	210
ANEXO VII Datos experimentales de los ensayos realizados en el reactor aerobio a escala de laboratorio	212

RESUMEN

El presente trabajo está orientado al dimensionamiento de un sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas para el conjunto habitacional “Cántaros I”, ubicado en la ciudad de Quito, provincia de Pichincha, con la finalidad de que las aguas tratadas puedan ser reutilizadas en actividades de limpieza y riego. La población servida en este conjunto habitacional es de 240 habitantes y la población de diseño es de 350 habitantes, con lo cual, el caudal de diseño es de 168 m³/día.

Para caracterizar las aguas contaminadas domésticas del conjunto habitacional “Cántaros I”, se tomaron muestras compuestas de las aguas negras según la metodología estándar descrita en la APHA y la norma INEN. Con estas muestras, se realizaron los análisis físico-químicos correspondientes en el Laboratorio de Aguas y Microbiología de la Escuela Politécnica Nacional.

En los laboratorios de la empresa auspiciante del proyecto Agrodagnostic, se identificaron y aislaron las bacterias aerobias propias de las aguas negras domésticas para formular un coctel bacteriano, con el cual se inoculó el reactor aeróbico a escala de laboratorio y se determinaron las constantes cinéticas:

$$k = 6,11 \frac{mg\ DBO_5}{mg\ SSV \cdot día} , \quad K_S = 2085,1 \frac{mg\ DBO_5}{L} , \quad Y_{X/S} = 0,4 \frac{mg\ SSV}{mg\ DBO_5} , \quad k_d = 0,15 \frac{1}{día} \text{ y}$$

$$\mu_m = 0,15 \frac{1}{día}.$$

Para medir la eficiencia del proceso de descontaminación de aguas residuales mediante un proceso de lodos activados, se instaló un reactor aerobio de mezcla completa de un volumen de 8 L y se determinaron las mejores variables de operación del mismo: caudal de alimentación 6 mL/min, porcentaje de reciclo 25% y flujo de aireación 0,2 L/min.

Se estableció que la eficiencia en la remoción de materia orgánica fue del 91% cuando las condiciones de operación del proceso fueron: caudal de alimentación

de 6 mL/min, porcentaje de recirculación de la biomasa de 25% y caudal de aire de 0,2 L/min.

Una vez obtenidas las mejores variables de operación, se realizó el dimensionamiento del sistema de tratamiento para un caudal de aguas residuales de 1,94 L/s. El sistema de tratamiento consta de 4 unidades que son el tanque de acondicionamiento de las aguas residuales de 100 m³, el reactor aeróbico de 24 m³, el sedimentador secundario de 40 m³ y la unidad de clorinación para desinfectar el efluente.

INTRODUCCIÓN

El tratamiento secundario es designado para substancialmente degradar el contenido orgánico de las aguas residuales que se derivan de la basura humana, basura de comida, jabones y detergentes. La mayoría de las plantas municipales e industriales tratan las aguas residuales con procesos biológicos aeróbicos. Para que el proceso biótico sea efectivo, se requiere de oxígeno y del sustrato.

La aplicación de procesos biológicos es exclusivo para el tratamiento de efluentes líquidos, donde se busca como objetivo principal la eliminación de los componentes definidos como contaminantes con o sin efectos nocivos para el medio ambiente, de tal manera que al final del proceso, el agua residual vertida cumpla con las especificaciones legales existentes. (Castillo, 2005, p. 571).

Las bacterias utilizan el oxígeno para descomponer los desechos orgánicos de las aguas contaminadas. Los sólidos en suspensión y las bacterias forman una especie de lodo conocido como lodo activado, el cual se deja sedimentar, se remueve del sedimentador, se desinfecta y se deja secar. Finalmente el lodo seco puede ser utilizado como fertilizante en campos de cultivo, incinerado o llevado a un relleno sanitario. (Henry y Heinke, 1999, p. 275, 276).

Para proceder al diseño del reactor biológico donde se llevará a cabo la oxidación aerobia se requiere conocer las ecuaciones que describan la cinética de crecimiento del microorganismo y de la eliminación de sustrato a escala de laboratorio que permitirán calcular las constantes cinéticas (Romero, 2001, p. 267).

En la determinación de la concentración de contaminantes orgánicos en las aguas domésticas, el parámetro más utilizado es la demanda biológica de oxígeno o (DBO), que se define como la cantidad de oxígeno necesario para degradar la materia orgánica biodegradable por acción los microorganismos presentes en el agua o añadidos a ella para efectuar la disminución de la materia orgánica biodegradable presente el agua residual. Generalmente en las aguas de origen

doméstico este valor fluctúa entre 200 a 300 mg O₂/l. (Kemmer y Mc Callion, 1989, p.19-3).

La población de microorganismos y la concentración de sólidos en suspensión en el licor de mezcla (SSLM), tienen que alcanzar un valor constante para llegar a un equilibrio entre la carga orgánica a eliminar y la cantidad de microorganismos necesarios para que se elimine dicha carga.

En esta fase del proceso, es necesario un sistema de aireación y agitación, que provoque que el oxígeno necesario para la acción depuradora de las bacterias aerobias, se homogenice en la cuba de aireación y que evite la sedimentación de los flóculos y el fango. Una vez que la materia orgánica ha sido suficientemente oxidada, lo que requiere un tiempo de retención del agua en el reactor, el licor mezcla pasará al denominado decantador secundario o clarificador. Aquí, el agua con fango se deja reposar y por tanto, los fangos floculados tienden a sedimentarse, consiguiéndose separar el agua clarificada de los fangos. (Sainz, 2007, p. 270).

Existen una serie de variables que hay que controlar para asegurar que el proceso de fangos activos funciona bien. Entre estas variables se encuentran: la calidad exigida al efluente, caracterización del agua residual a tratarse, el caudal de alimentación al reactor, la proporción entre la cantidad de microorganismos activos y el alimento disponible que es un parámetro decisivo en el control del proceso. Por otra parte, es fundamental proceder a una recirculación de fangos desde el decantador hasta la cuba de aireación, para mantener una concentración de organismos suficiente, ya que si no se irían eliminando y se acabaría con un lavado del tanque. Para conocer la concentración de microorganismos del licor de mezcla y de los fangos de recirculación, se determinará el nivel de sólidos volátiles en ambos. (Romero, 2001, pp. 490, 491; Ramón Gualdrón y Maldonado, 2007, pp.1-3).

El presente trabajo, nace en respuesta a la creciente necesidad de cuidar los recursos naturales no renovables como lo es el agua. La utilización de agua

potable para lavar los autos, regar jardines etc. podría ser casi eliminada mediante la implementación de esta planta de tratamiento en los conjuntos habitacionales.

La empresa AGRODIAGNOSTIC interesada en la conservación de los recursos naturales auspiciará y financiará parte del proyecto; además de proporcionar la guía necesaria en el área de microbiología.

1 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1.1 CONTAMINACIÓN DE AGUAS DOMÉSTICAS

En la actualidad, el cuidado de los recursos naturales en busca de un desarrollo sostenible; es decir, el desarrollo que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer sus propias necesidades, ha conllevado al desarrollo de tecnologías de control ambiental funcionales, económicas y sencillas que permitan tanto la recuperación como el re-uso de los mismos. Existen bastantes problemas ambientales que se podrían eliminar o reducir con la aplicación de tecnología actual, pero no se atacan por falta de políticas para hacerlo o en muchos casos debido a la carencia de recursos (Henry y Heinke, 1999, pp. 338-340).

El agua es el recurso natural motivo de mayor preocupación, sobre todo, para los países desarrollados en el mundo entero. La dotación mínima de agua potable recomendada se sitúa alrededor de 167 L/hab.día. Actualmente, en las grandes ciudades, se aproxima a los 250 L/hab.día. Satisfacer esta dotación de agua significa generar altas cantidades de aguas contaminadas, para lo cual se han desarrollado varias tecnologías para el tratamiento de estas aguas contaminadas (Morato, Subirana, Gris, 2009, p. 20).

Se pueden considerar como aguas residuales a aquellas provenientes de procesos industriales; es decir, aquellas que han sido utilizadas en las distintas etapas de un proceso de producción, tanto como aquellas que provienen de los sistemas de alcantarillado municipales. Estas aguas residuales, deben ser tratadas antes de ser evacuadas por las distintas redes de vertido a sistemas naturales como ríos, lagos y finalmente el océano (C.E.P., 2002, p. 2).

Los contaminantes se encuentran en el agua como materia en suspensión, como material coloidal que ocasiona eutrofización o como especies químicas disueltas que disminuyen la cantidad de oxígeno disuelto en el agua. La materia en suspensión es separada por medio de operaciones físicas como por ejemplo la

sedimentación y el desbaste. La materia coloidal requiere de un proceso fisicoquímico preliminar y las sustancias disueltas requieren de procesos más específicos para su eliminación.

El tratamiento de efluentes líquidos consiste en una serie de operaciones unitarias físicas, tales como: tamizado, coagulación-floculación, precipitación, tratamiento mediante lodos activados, etc. (Ramalho, 2003, pp. 4, 5).

El tratamiento de aguas puede clasificarse en tres grandes grupos, como se puede observar en la Tabla 1.1: tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario y su selección dependen de un estudio detallado de las características físico-químicas y microbiológicas del agua a tratarse. La aplicación de los procesos biológicos es exclusivo para el tratamiento de efluentes líquidos, donde se busca como objetivo principal eliminar los componentes definidos como contaminantes con o sin efectos nocivos para el medio ambiente, de tal manera que se eliminen principalmente los contaminantes disueltos y coloidales; y sus niveles de calidad residuales cumplan con las especificaciones legales existentes (Castillo, 2005, p. 571).

Tabla 1.1 Clasificación de los sistemas de tratamiento de efluentes líquidos contaminados

Tipo de Tratamiento	Propósito	Porcentaje (%)
Primario	Ajustar el pH y remover materiales orgánicos e inorgánicos en suspensión con tamaño de partícula igual o mayor a 0,1 mm.	36,3
Secundario	Remover materiales orgánicos coloidales y disueltos.	54,9
Terciario	Remover sustancias disueltas como gases y iones. Procesos de desinfección avanzada para eliminar bacterias y virus.	8,8

(Castillo, 2005, pp. 571, 572).

Con el transcurso de los años, la necesidad de suministrar agua a la población, que crece de manera exponencial, es cada vez mayor y más aún si se suma la

expansión industrial. La tecnología se concentró únicamente en suplir estas necesidades llegando a generar en la población una idea de abundancia de los recursos sobre todo del agua.

El desperdicio generalizado ahora incide en la preocupación ambiental sobre los efectos a largo plazo del uso del agua y la pérdida de la misma para fines estéticos y recreativos sobre todo a un costo que aun sea sostenible (Henry y Heinke, 1999, pp. 338).

1.1.1 ENFERMEDADES TRANSMITIDAS A TRAVÉS DEL AGUA DOMÉSTICA SERVIDA

En su mayoría las enfermedades transmitidas a través del agua servida son de tipo gastrointestinales o entéricas y el hombre las adquiere debido al consumo de agua que ha estado en contacto con materia fecal de un huésped infectado. Las fuentes de agua de consumo se contaminan con las heces fecales debido a la descarga directa de aguas negras sin tratamiento en cuerpos receptores de agua. En general, la única manera de prevenir estas enfermedades es tener una higiene adecuada y hervir el agua destinada al consumo humano (García, 2005, p. 63).

Algunos países suelen sufrir de epidemias de estas enfermedades en diferentes épocas del año, pero países desarrollados como los Estados Unidos han logrado erradicar estas enfermedades gracias a la construcción de sistemas adecuados de abastecimiento de agua y tratamiento de aguas residuales (Henry y Heinke, 1999, p. 284).

Las principales enfermedades que se transmiten a través del agua doméstica son (Henry y Heinke, 1999, p. 284):

a. Salmonelosis

Se presenta de tres maneras en los seres humanos: gastroenteritis aguda, septicemia (envenenamiento de la sangre) y fiebres entéricas, cada una generada por una especie de *Salmonella* diferente. La fiebre tifoidea es el tipo de fiebre entérica más común; una vez ingeridas las bacterias luego de un periodo de incubación de 10 a 14 días se presenta una fiebre de 40°C que persiste varias semanas. Acompañan a la fiebre dolor abdominal y trastornos intestinales (Henry y Heinke, 1999, p. 284).

En el Ecuador la salmonelosis está considerada como una enfermedad de notificación obligatoria, durante el año 2012, se confirmaron 306 casos de infecciones producidas por *Salmonella* (D.N.I.E., 2013, p. 2).

b. Hepatitis infecciosa

Aunque la hepatitis infecciosa puede ser una enfermedad asintomática y el paciente puede estar enfermo sin saberlo, existen ciertos síntomas típicos como son: “fiebre, pérdida de apetito y de energía, dolor de cabeza y dolores de espalda. A los pocos días, la fiebre desaparece y se presenta ictericia en la piel” La tasa de mortalidad a causa de esta enfermedad es baja (Henry y Heinke, 1999, p. 285).

En el Ecuador, durante el año 2012, se confirmaron 534 casos de hepatitis infecciosa (D.N.I.E., 2013, p. 2).

c. Amibiasis

También llamada disentería amebiana. Los síntomas incluyen espasmos estomacales y diarrea. Este microorganismo forma quistes que son arrojados en las heces contaminando así las corrientes de agua. Estos quistes en el agua

pueden sobrevivir durante más tiempo; son capaces de sobrevivir durante un mes en el hielo pero solo de 1 a 2 días a 34°C. Una vez que han ingresado en su huésped son capaces de regresar a una condición vegetativa (activa) (Henry y Heinke, 1999, p. 285).

d. Cisticercosis

La triquinosis es causada por la ingestión de alimentos contaminados con larvas o gusanos inmaduros de *Taenia Solium* eliminados en las heces fecales del humano infectado. Los síntomas dependen del lugar del cuerpo donde se alojen las larvas, por ejemplo: en el cerebro causa convulsiones o síntomas similares a los de un tumor cerebral, en los ojos disminución en la visión o ceguera, en el corazón causa un ritmo cardíaco anormal, en la columna vertebral causa debilidad o cambios en el caminar debido al daño en los nervios de la columna y en el intestino forma los quistes que causan oclusión intestinal que a su vez ocasionan contaminación en las heces fecales por los huevos producidos por la *Taenia* en el intestino (White J. et al., 2013, p. 3).

1.1.2 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Los contaminantes de las aguas residuales domésticas, sin la combinación con aguas contaminadas industriales, pueden clasificarse, de modo muy general, en varios grupos como se muestra en la Tabla 1.2, según diferentes características químicas y biológicas de los mismos (Henze, Harre, Jansen y Arvin, 1996, p. 27).

Para evaluar la composición de las aguas residuales domésticas, un buen parámetro es la medición de la carga contaminante per cápita por día o por año. Estos índices varían de país a país, de acuerdo con el estilo de vida de sus habitantes como se muestra en la Tabla 1.3 (no se encuentran disponibles datos sobre la carga contaminante per cápita); es por ello que para diseñar un sistema

de tratamiento de efluentes contaminados se debe primeramente caracterizar el influente a ser tratado (Henze et al., 1996, p. 27-28).

Tabla 1.2 Clasificación de los componentes de las aguas residuales domésticas

Componentes	Características
Microorganismos	Pueden ser patógenos, implica riesgos a la salud.
Materia orgánica Biodegradable	Disminuye la cantidad de oxígeno disuelto en lagos, ríos, etc.
Otra materia orgánica	Detergentes, pesticidas, grasa, aceites, solventes, fenoles, etc.
Nutrientes	Nitrógeno, Fósforo, etc.
Metales	Hg, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni. Tienen efectos tóxicos y además de bioacumulación.
Efectos térmicos	Agua caliente. Cambio en las condiciones de vida de la flora y la fauna en el ecosistema.
Olor (sabor)	Causa daño de efectos estéticos así como efectos tóxicos.

(Henze et al., 1996, pp. 26, 27)

Altos niveles de contaminación representan un bajo consumo de agua y aguas residuales diluidas significan un alto consumo de agua (Henze *at al*, 1996, p. 31).

Tabla 1.3 Carga contaminante de aguas residuales domésticas en diversos países

Contaminante (kg/hab.año)	Brasil	Egipto	India	Italia	USA	Alemania	Colombia
DBO ₅	20-25	10-15	10-15	18-22	30-35	20-25	19-22
SS	20-25	15-25	-	20-30	30-35	20-25	16-22
N-Total	3-5	3-5	-	3-5	5-7	4-6	-
P-Total	0,6-1	0,4-0,6	-	0,6-1	1,5-2	1,2-1,6	
Detergentes	0,5-1	0,3-0,5	-	0,5-1	0,8-1,2	0,7-1,0	-

(Henze et al., p. 27)

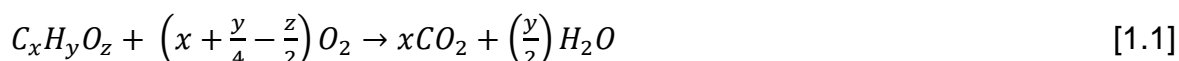
Las fluctuaciones en la carga contaminante son importantes para el diseño, operación y control de la planta de tratamiento; así por ejemplo, los cambios en la

DBO que suele ser más baja los sábados y domingos que durante el resto de la semana, puede ocasionar problemas adicionales con el suministro de nutrientes (Henze et al., 1996, p. 31).

En cuanto a los parámetros físico-químicos de interés en el proceso de tratamiento secundario de aguas domésticas residuales se debe considerar: la eliminación de materia orgánica biodegradable, sólidos en suspensión, biomasa, metales pesados y sólidos inorgánicos disueltos en el agua de descarga tales como: fosfatos, nitratos, nitritos, bicarbonatos, dureza, etc. (APHA et al., 1985, p. 38; Gómez, 2005, p. 2).

1.1.2.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno representa una medida de la cantidad de oxígeno requerida para oxidar los compuestos orgánicos a CO_2 , H_2O y los compuestos inorgánicos. Se expresa en $mg O_2/L$. El proceso de oxidación de la materia orgánica se puede simbolizar mediante la ecuación 1.1 (Menéndez y Pérez, 2007, pp. 11, 12):



El método para determinación de DQO se encuentra estandarizado y se hace con una solución oxidante de dicromato de potasio cuya concentración molar equivalente es de 0,25 en 50% de ácido sulfúrico, se emplea sulfato de plata y sulfato de mercurio como catalizadores. La mayoría de los compuestos, entre el 90% al 100%, son oxidados (Menéndez y Pérez, 2007, p. 13).

1.1.2.2 Materia Orgánica Biodegradable

La materia orgánica presente en las aguas servidas domésticas está compuesta principalmente de grasas, carbohidratos, proteínas, aceites, detergentes y varias

sustancias de aseo y limpieza. La concentración de esta materia orgánica en el agua residual se expresa en función del oxígeno requerido por los microorganismos para oxidar la materia orgánica biodegradable en condiciones aerobias, denominada demanda bioquímica de oxígeno o DBO.

La secuencia de degradación de los contaminantes orgánicos biodegradables se puede observar en la Figura 1.1 (Menéndez y Pérez, 2007, p. 3).

Para aguas de origen doméstico, el valor de la DBO fluctúa entre los 200 a 300 mg O₂/L (Kemmer y Mc Callion, 1989, p. 19-3).

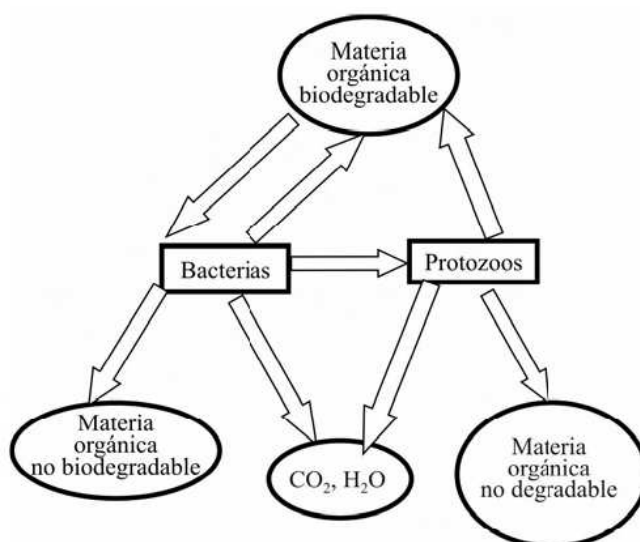
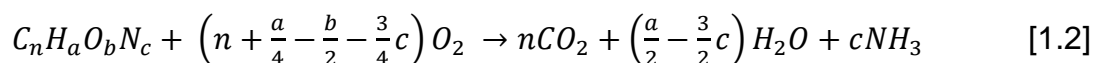


Figura 1.1 Secuencia de degradación de los componentes orgánicos debido a la acción de los microorganismos (Menéndez y Pérez, 2007, p. 10)

El análisis de la DBO₅ implica determinar la cantidad de oxígeno requerido por los microorganismos para degradar materia orgánica carbonacea en un lapso de 5 días, lo que permite cuantificar la materia orgánica que se transforma en dióxido de carbono y agua. En el caso de que la materia orgánica tenga nitrógeno en su composición, la descomposición de la misma puede ser representada mediante la Ecuación 1.2 (Menéndez y Pérez, 2007, p. 3):



El NH_3 producido está en equilibrio con el NH_4^+ , de acuerdo con la Ecuación 1.3 (Crites y Tchobanoglous, 2000, p. 50):



La ecuación cinética de la disminución de la demanda bioquímica de oxígeno, expresada en la Ecuación 1.4, se considera como una reacción de primer orden:

$$\frac{dL_t}{dt} = -kL_t \quad [1.4]$$

Donde:

L_t = DBO remanente en el agua para el tiempo t , mg/L

t = tiempo, días

k = constante de velocidad, día⁻¹

La constante cinética (k) está también dada en función de la temperatura; generalmente para una temperatura de 20 °C.

La integración de la ecuación 1.4 conduce a la ecuación 1.5:

$$L_t = L_0 e^{-k't} = L_0 10^{-kt} \quad [1.5]$$

Donde:

L_0 = DBO última o total de la muestra para $t = 0$, mg/L

k = constante cinética para log base 10, que es igual a $k'/2,3$

k' = constante cinética para ln base e igual a $k'/2,3$

La Ecuación 1.5 se utiliza para la determinación de la DBO para un tiempo t dado cuando se conoce L_0 y k . Generalmente, lo más importante es conocer aquella parte de la demanda bioquímica de oxígeno que se ha satisfecho en un intervalo de tiempo dado, generalmente 5 días a una temperatura dada. Así, si L_0 es la demanda química de oxígeno total de un agua residual y L_t es la demanda

remanente en un instante de tiempo t dado, la demanda satisfecha o realizada (Y) se representa con la Ecuación 1.6 (Romero, 2001, p. 39):

[1.6]

Además, la fracción remanente de la demanda bioquímica para cualquier tiempo t será: — y su fracción oxidada — Gráficamente, la ecuación 1.6 se puede representar como se muestra a continuación en la Figura 1.2:

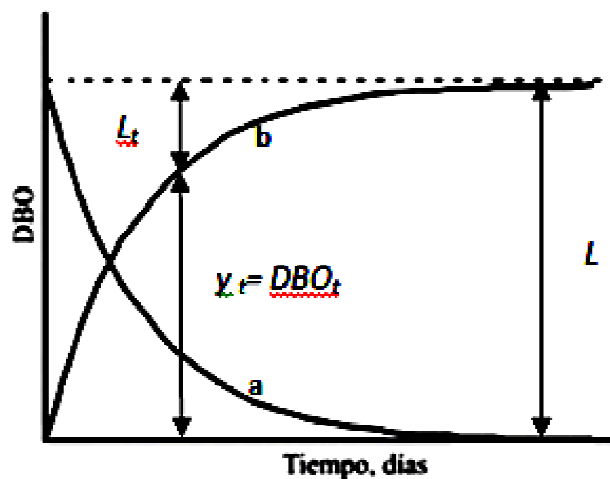


Figura 1.2 Variación en el tiempo de la DBO carbonácea:
a) remanente, b) satisfecha.

En esta figura se indican las curvas típicas de DBO carbonácea remanente y satisfecha, es decir, relacionado a compuestos orgánicos que tienen en su estructura únicamente carbono, hidrógeno y oxígeno.

En la descomposición de la materia orgánica nitrogenacea (DBON), especialmente en la hidrólisis de proteínas, se obtiene como producto nitrógeno amoniacal que también será oxidado por las bacterias nitrificantes o por el oxígeno presente en el efluente, a nitritos y nitratos, lo que genera una demanda de oxígeno adicional (Romero, 2001, p. 41). En la Figura 1.3 se expone el comportamiento de la materia orgánica carbonácea y nitrogenacea en un agua contaminada por la acción de los microorganismos con respecto al tiempo.

Las aguas residuales domésticas nitrogenáceas que ingresan a un tratamiento biológico deben contener una población de bacterias nitrificantes suficientes como para ejercer un efecto en la curva típica de DBO, como se observa en la siguiente figura (Romero, 2001, pp. 41, 42).

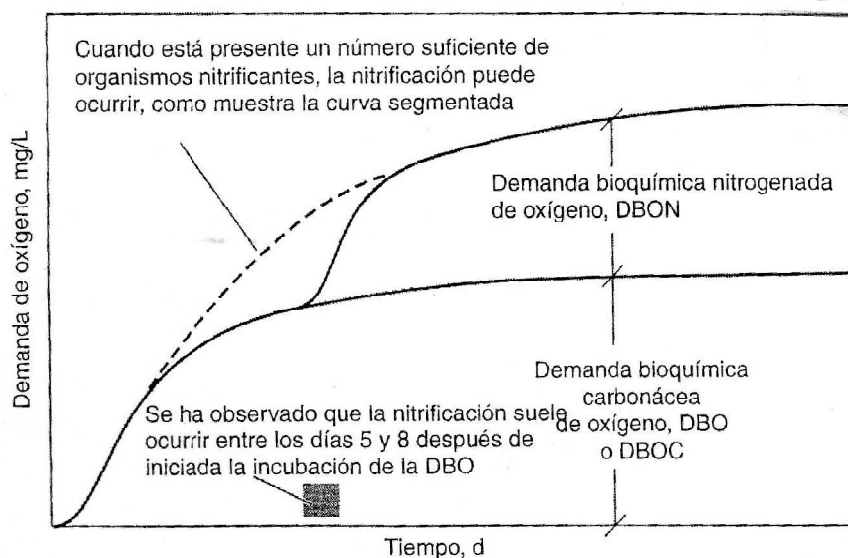


Figura 1.3 Diagrama para demanda bioquímica de oxígeno para compuestos orgánicos carbonacea y nitrogenacea de agua residual (Crites y Tchobanoglous, 2000, p. 66).

Para que el análisis de DBO sea exitoso, es necesario que la muestra contenga una determinada población microbiana, así la materia orgánica será degradada, proyectando un consumo de oxígeno.

Las bacterias nitrificantes que consumen oxígeno durante este proceso pueden afectar la validez del análisis dando como resultado valores falsos (Menéndez y Pérez, 2007, pp. 5, 6).

1.1.2.3 Relación DQO y DBO

Tras varias investigaciones se ha podido comprobar que la relación entre la demanda química de oxígeno y la demanda bioquímica de oxígeno en aguas

contaminadas, generalmente, varía entre los valores descritos en la Ecuación 1.7 (Menéndez y Pérez, 2007, p. 82):

$$\frac{DQO}{DBO_5} = 1,40 - 1,70 \quad [1.7]$$

Esta relación no es uno a uno ya que por lo general, no se trata de materia completamente degradable, por ejemplo en el caso de un agua residual urbana, el 80% de la DQO consiste en materia orgánica degradable y el 20% restante de materia inorgánica oxidable (Menendez y Pérez, 2007, p. 15).

1.1.2.4 Contenido de sólidos

Los sólidos totales (ST) contenidos en el agua residual son aquellos residuos que permanecen después de la evaporación y secado de un determinado volumen de muestra de agua a 103 °C. La medición de sólidos suspendidos (SS) permite incluir el diseño de un tratamiento preliminar de desbaste y de un tratamiento primario. La presencia de un alto contenido de sólidos da lugar a la formación de fango y crea condiciones anaerobias. Los sólidos presentes en aguas residuales domésticas se clasifican en (Crites y Tchobanoglaus, 2000, pp. 33 - 35):

- ✓ Sólidos totales: tanto los ST como los SS poseen fracciones fijas y volátiles. Los sólidos totales son aquellos residuos remanentes después de que la muestra ha sido evaporada y secada a 103 °C.
- ✓ Sólidos suspendidos: Consiste en la fracción de ST retenido sobre un filtro con un tamaño de poro específico y secado.
- ✓ Sólidos totales disueltos: Son aquellos sólidos que han pasado a través del filtro y son evaporados y secados una temperatura específica.
- ✓ Sólidos volátiles: representan sobre todo a los ST que pueden ser volatizados e incinerados a una temperatura entre 500 y 550 °C.

- ✓ Sólidos sedimentables: Son el grupo de sólidos cuyo tamaño de partículas es mayor a 10 micras y pueden sedimentar, se expresa su concentración en unidades de volumen/volumen, por ejemplo mililitros por litros.

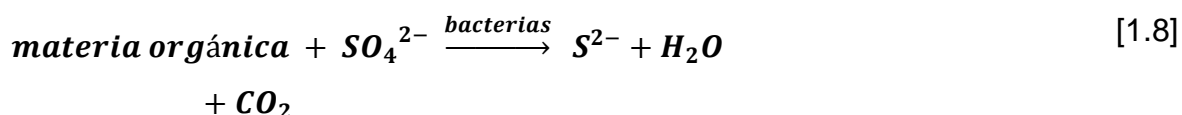
Determinar el tamaño de partícula de estos sólidos contenidos en el agua residual, permite diseñar los diferentes procesos de tratamiento y evaluar la eficiencia de los mismos, por ejemplo la eficiencia de la sedimentación o la desinfección con cloro que depende del tamaño de los diferentes sólidos en el agua residual (Crites y Tchobanoglaus, 2000, p. 34).

1.1.2.5 Sólidos inorgánicos disueltos

Tales como el calcio (Ca^{2+}), sodio (Na^+), sulfatos (SO_4^{2-}), carbonatos (CO_3^{2-}), cloruros (Cl^-), etc. Son productos de la actividad humana principalmente de actividades alimentarias (Gómez, 2005, p. 3).

En el caso de los cloruros se tiene una contribución diaria por habitante de 6 a 9 gramos y la concentración en aguas residuales domésticas oscila entre 30 y 200 mg/L. Los cloruros no se pueden remover mediante métodos de tratamiento convencional (Romero, 2001, p. 36).

El ión sulfato se encuentra en las aguas residuales como resultado de la degradación de las proteínas y es reducido a sulfuro en condiciones anaerobias con la posible formación de H_2S . Las reacciones general que rigen este proceso se describen en las Ecuaciones 1.8 y 1.9 (Crites y Tchobanoglous, p. 53):



Este sulfuro de hidrógeno generado en las redes de alcantarillado es liberado a la atmósfera. La concentración no debe exceder de 200 mg/L en digestores de lodos activados para que no afecte al proceso (Crites y Tchobanoglous, p. 54).

1.1.2.6 Nitratos y nitritos

Al igual que los fosfatos, los nitratos y nitritos son nutrientes esenciales para el crecimiento de los microorganismos en el proceso de lodos activados. Los nitratos y nitritos presentes en las aguas residuales domésticas provienen principalmente de la descomposición bacteriana de animales muertos, de la materia fecal y la orina (Romero, 2001, p. 63).

Los nitritos causan en el ser humano el síndrome de metahemoglobinemia que está relacionado con la imposibilidad de los glóbulos rojos de transportar el oxígeno (Henry y Heinke, 1999, p. 295).

Es importante reconocer la presencia de las diferentes formas de nitrógeno en las aguas residuales cuando se requiere diseñar un sistema de tratamiento biológico, como se indica en la Figura 1.4 (Menéndez y Pérez, 2007, p. 17).

El proceso de nitrificación para las diferentes formas de nitrógeno por acción de los microorganismos y del oxígeno presente en el agua, se puede resumir mediante las reacciones químicas expuestas en las ecuaciones 1.10 - 1.14 (Romero, 2001, pp. 62, 246 - 247):

Conversión de amonio a nitrito:



Conversión de nitrito a nitrato



Conversión total de ión amonio a nitrato

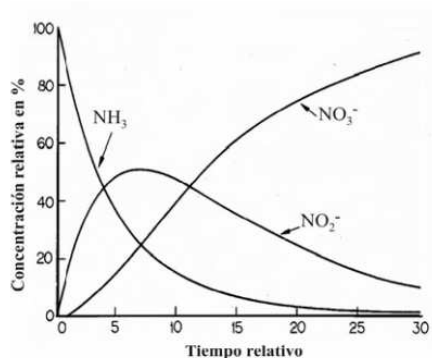


Figura 1.4 Transformación de diferentes formas del nitrógeno
(Menéndez y Pérez, 2007, p. 18)

1.1.2.7 Fosfatos

Analizar el contenido de fosfatos en las aguas residuales es de sumo interés, puesto que este elemento constituye un factor imprescindible para la vida de los organismos acuáticos al entrar a formar parte de su estructura. La presencia de fosfatos en un cuerpo de agua que contiene metales pesados, genera cambios de color del agua además de la aparición de sabores desagradables.

Las aguas residuales de origen doméstico son relativamente ricas en fosfatos debido a que son la base para la fabricación de la mayoría de productos de aseo de uso doméstico. Antes del desarrollo de los detergentes sintéticos, el contenido de fosfatos usualmente estaba en el intervalo de 2 a 5 mg/L, actualmente oscila entre 6 a 20 mg/L. El fósforo orgánico es de poca importancia en aguas residuales domésticas, su concentración varía de 0,5 a 1,0 mg/L (Romero 2001, p. 58; Menéndez y Pérez, 2007, p. 54).

1.1.2.8 Detergentes

Son compuestos de moléculas orgánicas grandes, polares, solubles en agua y aceites que tienen la propiedad de disminuir la tensión superficial de los líquidos en que están disueltos. Contienen sales como sulfatos, fosfatos, carbonatos. En altas concentraciones inhiben la actividad biológica y disminuyen la solubilidad del oxígeno. Se encuentran presentes en las aguas residuales domésticas debido a su extendido uso en tareas de limpieza domésticas (Romero, 2001, p. 57).

1.1.2.9 Fenoles

Los fenoles llegan a las aguas residuales a partir de su uso en desinfectantes, anestésicos tópicos y germicidas (Romero, 2001, pp. 58).

Además del fenol (C_6H_5OH), también se consideran en este grupo los polifenoles. Estos ocasionan problemas de cambio de sabores cuando el agua ha sido tratada con cloro. Se consideran no biodegradables, pero son tolerables en concentraciones de hasta 500 mg/L (Romero, 2001, pp. 58).

Altas concentraciones de fenoles en las aguas residuales ocasiona que el tratamiento biológico sea poco viable, debido a los fenoles son tóxicos para los microorganismos. Sin embargo, varias especies de microorganismos han demostrado que pueden utilizar el fenol en condiciones aerobias como única fuente de carbono y de energía. Por ejemplo, algunos microorganismos del género *Candida* tienen un potencial de degradación de fenol de hasta 1700 mg/L (Buitrón et al., 2003, p. 1).

1.1.2.10 Grasas y aceites

El uso diario de mantecas, grasas y aceites vegetales en la preparación de alimentos es la principal fuente de contaminación del agua de uso doméstico. En

este grupo se incluyen aquellas sustancias solubles en hexano que son básicamente ésteres compuestos de ácidos grasos, alcohol y glicerina.

La presencia de grasas y aceites causa problemas sobre todo en tanques sépticos debido a la formación de natas que deben ser removidas periódicamente. Altas concentraciones interfieren con la actividad biológica en procesos de lodos activados, pues son difíciles de biodegradar.

Flujos altos de grasas y aceites deben ser removidas mediante un sistema de pretratamiento como por ejemplo a través de filtros de arena (Crites y Tchobanoglous, 2000, p. 70).

1.1.2.11 Flujo másico de los contaminantes

“Para tener un conocimiento real de las características de un agua residual no basta con conocer la magnitud, en términos de concentración, de los parámetros indicadores seleccionados. Si bien el conocimiento de las concentraciones puede ser útil en determinadas circunstancias, una mayor información se obtiene del conocimiento del flujo másico (kg/día). Así, por ejemplo, suponiendo dos aguas residuales con las siguientes características” (Menéndez y Pérez, 2007, pp. 21, 22):

Residual A: $\text{DBO}_5 = 500 \text{ mg/L}$ Flujo = $200 \text{ m}^3/\text{d}$

Residual B: $\text{DBO}_5 = 250 \text{ mg/L}$ Flujo = $600 \text{ m}^3/\text{d}$

A simple vista, el agua residual A es más contaminante que la B debido a una mayor concentración de DBO_5 . Sin embargo, el valor de su flujo o gasto es menor. El producto de la concentración por el flujo es igual al flujo másico. Para el ejemplo anterior, se tiene que (Menéndez y Pérez, 2007, pp. 21, 22):

Flujo másico de A = 100 kg/día

Flujo másico de B = 150 kg/día

Este ejemplo clarifica que el conocimiento de la concentración de un solo parámetro no es suficiente para tener una idea completa del poder contaminante de un efluente (Menéndez y Pérez, 2007, pp. 21, 22).

1.1.3 ANÁLISIS Y CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

Para diseñar un sistema de tratamiento biológico es indispensable realizar análisis del agua para identificar sus características sobresalientes y en caso necesario estudiar cuáles de ellas es necesario modificar. Las propiedades del agua residual a tratarse varían (Gordón, Geyer y Okun, 1989, p. 47):

- ✓ Con su hidrología, respecto al tiempo y la estación y la distancia recorrida en el suelo o en los sistemas de abastecimiento de agua.
- ✓ Respecto a su uso, de acuerdo a la estación y el tiempo

En la Tabla 1.4 se muestran las características promedio para un agua residual municipal basadas en un aporte promedio de 120 gal/hab.día.

Tabla 1.4 Características promedio de un residual municipal

Propiedad	Máximo	Promedio	Mínimo
pH	7,5	7,2	6,8
Sólidos totales (mg/L)	1 200	700	350
Sólidos totales volátiles (mg/ L)	503	340	225
Sólidos suspendidos (mg/ L)	258	145	83
Sólidos suspendidos volátiles (mg /L)	208	120	62
DQO (mg/ L)	1 000	500	250
DBO ₅ (mg/ L)	400	210	110
Cloruros (mg/ L)	100	53	30

(Crites y Technobanoglus, 2000, p. 181)

El control de calidad del efluente de una planta de tratamiento de aguas domésticas residuales requiere un continuo muestreo para la realización de las

pruebas fisicoquímicas y microbiológicas. Esta información se la puede obtener de dispositivos automáticos, sensores, muestreadores, medidores o en su defecto mediante muestras tomadas del proceso y analizadas en laboratorios (Fair et al., 1989, p. 48).

Para realizar un proyecto de diseño es importante cumplir con tres etapas fundamentales en el proceso de examen de aguas residuales a tratarse. Estos tres pasos se resumen en:

- a. Exploraciones
- b. Muestreo
- c. Análisis

a. Exploraciones

Ayudan a identificar las condiciones de las instalaciones sanitarias a través de las cuales se transporta el agua a tratarse (Fair et al., 1989, p. 48).

b. Muestreo

Un muestreo adecuado permite medir las fluctuaciones reales en la calidad del agua, que tienen lugar día a día, mes a mes, etc.; esto permite obtener valores promedios de la concentración de los contaminantes. Para este fin, las muestras deberán ser representativas, es decir, un muestreo debe ser: representativo, reproducible, sustentado y útil dado que los resultados de los análisis de estas muestras sirven como la base para determinar los procesos de tratamiento de las aguas residuales. (Fair et al., 1989, p. 49).

No existen técnicas universales para diseñar un sistema de muestreo y este debe adaptarse a cada situación, pero se pueden establecer los siguientes parámetros

importantes a tomarse en cuenta para un muestreo (Crites y Tchobanoglous, 2000, p. 25 - 27):

- ✓ Número de puntos de muestreo, clase de muestras e intervalos de tiempo entre la toma de muestras.
- ✓ Tamaño de la muestra, muestras compuestas o simples.
- ✓ Identificación de la muestra, registro en libro de campo, cuidado en el transporte, entrega de la muestra en el laboratorio y análisis inmediatos de la muestra, tales como DQO, DBO₅, oxígeno disuelto, pH, conductividad y turbidez.
- ✓ Almacenamiento y conservación de la muestra, clases de recipientes, tiempo máximo permitido para el almacenamiento.

Si todos estos parámetros no se cumplen, el muestreo puede ser no confiable (Crites y Tchobanoglous, 2000, p. 26).

Además, durante el muestreo es importante realizar una medición del flujo o caudal del agua residual, lo cual permitirá proyectar el diseño de la planta de tratamiento biológico y también determinar los diferentes flujos durante el día. (Menéndez y Pérez, 2007, p. 29).

c. Análisis

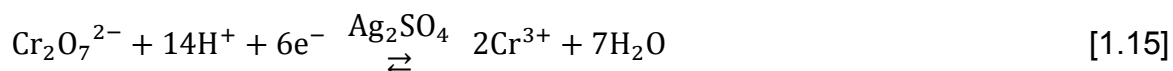
De acuerdo con lo antes mencionado, se deberán realizar análisis a las diferentes muestras captadas; ya que el análisis de una sola muestra, sin importar cuán completa sea, esboza un modelo fragmentario de las características del agua en el momento del muestreo (Fair et al., 1989, p. 49).

1.1.3.1 Método de oxidación del dicromato para la determinación de DQO

El ensayo de determinación de DQO establece la contaminación de materia total oxidable presente en las aguas residuales. El ensayo del método de los viales se

lleva a cabo calentando, en condiciones de reflujo total, una muestra de volumen determinado con un exceso conocido de $K_2Cr_2O_7$ en presencia de ácido sulfúrico H_2SO_4 durante un periodo de dos horas. La oxidación de la materia oxidable consume el dicromato de color amarillo que se transforma a ión crómico de color verdoso. El catalizador es sulfato de plata Ag_2SO_4 (Ramalho, 2003, p. 30).

La reacción de oxidación se resume en la Ecuación 1.15.



La presencia de cloruros en el agua residual debe ser neutralizada mediante la adición de sulfato de mercurio ($HgSO_4$) a la mezcla, ya que el ión mercurio se combina con el cloruro para formar cloruro de mercurio insoluble ($HgCl_2$) que se encuentra en forma no ionizada, como se expone en la Ecuación 1.16 (Ramalho, 2003, p. 31).



1.1.3.2 Otros análisis

Para realizar el resto de análisis físico-químicos se utiliza un espectrofotómetro. El espectrofotómetro es un instrumento que permite comparar la radiación absorbida o transmitida por una solución que contiene una cantidad desconocida de soluto, y una que contiene una cantidad conocida de la misma sustancia este instrumento tiene más de 250 métodos programados previamente, incluyendo los métodos de prueba más usados comúnmente, procedimientos dirigidos y software integrado de aseguramiento de calidad. Todos estos métodos se encuentran especificados en el Hach Water Analysis Handbook (HACH Company, 1992).

1.1.4 MICROBIOLOGIA DE AGUAS RESIDUALES Y ORGANISMOS INDICADORES

La diversidad de vida microbiana existente en casi todas las fuentes de agua del planeta se debe al recogimiento de sustancias o nutrientes durante todo su recorrido por tierras agrícolas e industriales. Esto crea las condiciones de vida necesarias que satisfacen las necesidades físicas y nutricionales apropiadas para el crecimiento de la flora microbiana; por ejemplo, las bacterias aerobias y protozoarios requieren oxígeno disuelto para crecer, así como las algas requieren nitrógeno y fósforo. A medida que la concentración de nutrientes aumenta también lo hace simultáneamente el número de microorganismos; es por ello que el tipo y número de microorganismos presentes constituyen un indicio de la calidad del agua y es de mucha mayor importancia si esta es destinada al consumo humano (Henry y Heinke, 1999, p. 276).

En un examen al microscopio de un lodo activado se revela que está formado por una población heterogénea de microorganismos, entre estos tenemos algas, hongos, protozoos y organismos unicelulares (principalmente bacterias) que serán los microorganismos de mayor importancia para el presente estudio. La población de estos microorganismos cambia continuamente en función de las variaciones de la composición de las aguas residuales y de las condiciones ambientales (Ramalho, 2003, pp. 254).

Existen ciertos tipos de interacciones que se dan entre los diferentes tipos de microorganismos como se expone en la Tabla 1.5 y estas pueden ser competitivas tanto como cooperativas. Este factor se debe considerar durante el diseño de un sistema de tratamiento biológico de aguas contaminadas (Henry y Heinke, 1999, pp. 273, 274).

En el presente trabajo se realizarán pruebas antagónicas con los microorganismos aislados tomando en cuenta estos factores.

La detección de agentes patógenos en el agua es difícil y costosa en análisis de aguas; es por ello que se utilizan los llamados organismos indicadores y para el agua potable se ha tomado los coliformes fecales. Este grupo incluye por definición “Todas las bacterias facultativas, gramnegativas, no formadoras de esporas en forma de bastón que fermentan lactosa con la formación de gases antes de las 48 horas a 35°C”.

Este grupo está conformado por *Escherichia coli*, *Enterobacter aerogenes*, *Citrobacter freundii* y bacterias afines (APHA et al., 1985, pp. 913).

Tabla 1.5 Principales interacciones entre microorganismos presentes en aguas domésticas contaminadas

INTERACCIÓN	RESULTADO
Algas/Bacterias	Estrecha relación entre algas consumidoras de CO ₂ y productoras de O ₂ y bacterias aerobias consumidoras de O ₂ y productoras de CO ₂
Protozoarios/Bacterias	Los protozoarios consumen y limitan el crecimiento excesivo de bacterias en plantas de tratamiento por procesos de lodos activados.
Bacterias /Bacterias	En procesos de tratamiento anaerobio se observa la dependencia de las bacterias formadoras de ácido y las metanogénicas que utilizan dichos ácidos para la formación de metano

(Henry y Heinke, 1999, pp. 273, 274)

Se ha establecido que el recuento de coliformes totales para corrientes contaminadas como salidas de alcantarillado se lo debe hacer a una temperatura de 44,5 °C, utilizando la técnica de fermentación en tubos múltiples o el método de la membrana filtrante (MF) (utilizado en el Laboratorio de Aguas y Microbiología de la Escuela Politécnica Nacional).

La diferenciación con coliformes fecales se la hace de acuerdo a la incapacidad de crecer a 44,5 °C (Henry y Heinke, 1999, p. 275).

En la Tabla 1.6 se exponen las concentraciones máximas permisibles para cada uso que se dé al agua, regulado por el Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria vigente en todo el territorio nacional.

Tabla 1.6 Concentraciones máximas permisibles por cada 100 mL de agua

USO DEL AGUA	Coliformes máximas permisibles en 100 mL	
	Totales	Fecales
Agua potable	< 2*	0
Abastecimiento de agua sin tratar	3000	600
Recreativo	1000	200
Aguas residuales tratadas	Remoción > 99,9%	Remoción > 99,9%

(C.E.P, 2002, p.p. 295, 304, 317) * Ensayo del NMP, utilizando una serie de 5 tubos por dilución, ninguno es positivo

1.1.4.1 Microbiología en las plantas de tratamiento aerobias

Los microorganismos participantes en los procesos biológicos que se llevan a cabo en una planta de tratamiento de aguas de lodos activados son muy diversos y están íntimamente relacionados con las condiciones ambientales. Por consiguiente, es importante describir cada uno de los microorganismos participantes. En el presente trabajo se identificará y aislará a los microorganismos más representativos y más importantes en el proceso de transformación de la materia orgánica contaminante (Ramalho, 2003, p. 254).

Los microorganismos de una planta de tratamiento necesariamente tienen su origen del medio externo, por ejemplo provienen de un inóculo caso del presente estudio, de aguas de contaminadas o de animales que viven en las cercanías de la planta como ratas etc.

Un aspecto muy importante en el diseño de la planta de tratamiento de aguas servidas es considerar la presencia de microorganismos patógenos, que si bien es cierto se encontrarán presentes durante una o varias etapas del tratamiento es necesario asegurar que el proceso de desinfección final garantice la ausencia de estos microorganismos patógenos (Henze et al., 1996, p. 55).

Se puede considerar esencialmente la presencia de los siguientes grupos de microorganismos en las plantas de tratamiento de lodos activados:

a. Hongos

Son organismos pluricelulares, los más típicos son aquellos conocidos como mohos u hongos filamentosos. Su nutrición se da por medio de la absorción de soluciones de materia orgánica tanto del suelo como del agua.

Si el pH en la planta de tratamiento es bajo, se favorecerá el crecimiento de estos formando una masa visible llamada micelio, por lo general se observa un mayor crecimiento de hongos en los biofiltros que en las plantas de lodos activados (Tortora, 2007, p. 4).

b. Algas

Suelen ser unicelulares con una amplia variedad de formas; abundan en aguas saladas y requieren de la luz y el CO_2 para realizar sus procesos de fotosíntesis. Como resultado de este proceso producen hidratos de carbono y oxígeno que serán útiles para los otros microorganismos presentes. Se presentan en las paredes de los biofiltros donde cuentan con las condiciones de vida aptas ya mencionadas (Tortora, 2007, pp. 4).

c. Protozoos

Son unicelulares y poseen pseudópodos, flagelos o cilios como se observa en la Figura 1.5. Además, presentan diversidad de formas y absorben compuestos orgánicos de su ambiente. Su concentración depende de la carga contaminante presente en la planta, si la carga es baja habrá un mayor crecimiento de estos en

comparación con las bacterias, aunque son más comunes en los biofiltros (Henze et al., 1996, p. 56).

d. Bacterias

Son microorganismos unicelulares. Se presentan en diferentes formas: en forma de bastón llamados bacilos ilustrados en la Figura 1.5, o esféricas como los cocos y en forma ovalada como las esporas. Además, se han encontrado inclusive bacterias con forma estrellada o cuadradas. La observación y análisis mediante el microscopio de la forma de ciertas bacterias sirve como método a priori para su identificación (Tortora, 2007, p. 4).

Estas células suelen agruparse formando pares, racimos u otro tipo de agrupación; lo cual depende del género al que cada bacteria pertenece. La principal actividad que estas cumplen es la degradación de la materia orgánica disuelta y suspendida coloidal, mediante procesos enzimáticos realizados en el interior de la célula; es por ello que la presencia de estos microorganismos en altas concentraciones es de vital importancia durante un proceso de tratamiento biológico (Tortora, 2007, p. 5; Henze et al., 1996, p. 56).

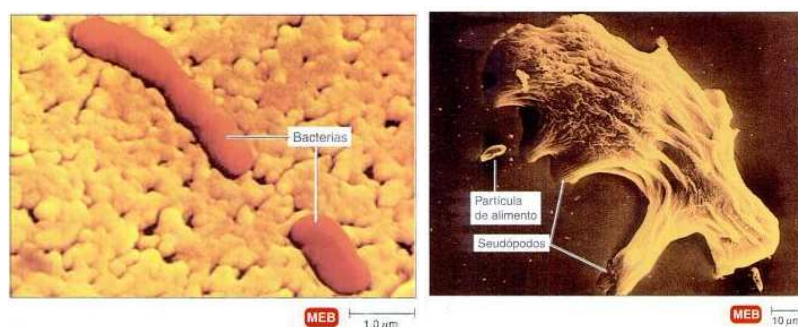


Figura 1.5 Diferentes tipos de microorganismos a) bacilos, b) protozoo (Tortora, 2007, p. 5)

Algunas especies de bacterias se encuentran en las aguas residuales en forma de endoesporas; que son estructuras biológicas capaces de reproducirse en condiciones adecuadas (Crites y Tchobanoglous, 2000, p. 80).

Los principales microorganismos presentes durante un proceso de lodos activados son (Henze et al., 1996, p. 57):

- ✓ *Acinetobacter*: bacteria responsable de la remoción de fósforo.
- ✓ *Citrobacter freundii*: bacilo Gramnegativo fermentador de lactosa.
- ✓ *Enterobacter*: bacilo Gramnegativo consumidora de materia orgánica.
- ✓ *Flavobacter*: Típica variedad de bacterias presente en plantas de lodos activados.
- ✓ *Nitrobacter*: Oxida el nitrito a nitrato. Son comunes en plantas de tratamiento de baja carga contaminante.
- ✓ *Pseudomonas*: son bacilos rectos, consumidoras de materia orgánica y se adaptan con facilidad a sistemas cambiantes.
- ✓ *Rotifera*: Microorganismo típico de un excelente tratamiento aerobio.
- ✓ *Streptococcus*: son capaces de fermentar carbohidratos para la producción de ácido láctico.

La correcta selección de los microorganismos que participarán en el proceso biológico favorecerá el crecimiento de unos y la exclusión de otros, lo que resultará en la degradación de ciertos compuestos sobre otros. Así mismo, es necesario contar con la suficiente diversidad de especies de tal manera que existan más posibilidades de que estas se adapten al sistema de tratamiento.

1.1.4.2 Métodos de identificación bacteriana

a. Microscopio óptico

La luz visible es la fuente de iluminación y con este se logran observar estructuras de hasta 0,2 μm . La tinción de bacterias es un método necesario para observarlas al microscopio con detalles precisos y que contrasten con el medio que las rodea, como se puede notar en la Figura 1.6 (Tortora, 2007, p. 56).



Figura 1.6 Bacteria observada a través de un microscopio óptico
(Tortora, 2007, p. 60)

La mayoría de identificaciones iniciales para un microorganismo se hace mediante la preparación de un teñido por fijación del microorganismo en la placa portaobjetos para preservar las diversas partes del mismo en su estado natural. Para fijar la muestra se extiende una capa del cultivo de microorganismo sobre el portaobjetos y se deja secar al aire para posteriormente pasarlo varias veces a través de la llama del mechero Bunsen.

Luego se aplica el set de colorantes (alcohol metílico, violeta de genciana, yodo, safranina) como se observa en la Figura 1.7 y se lava con agua. Una vez realizado este procedimiento, la muestra está lista para ser observada al microscopio (Tortora, 2007, p. 68).

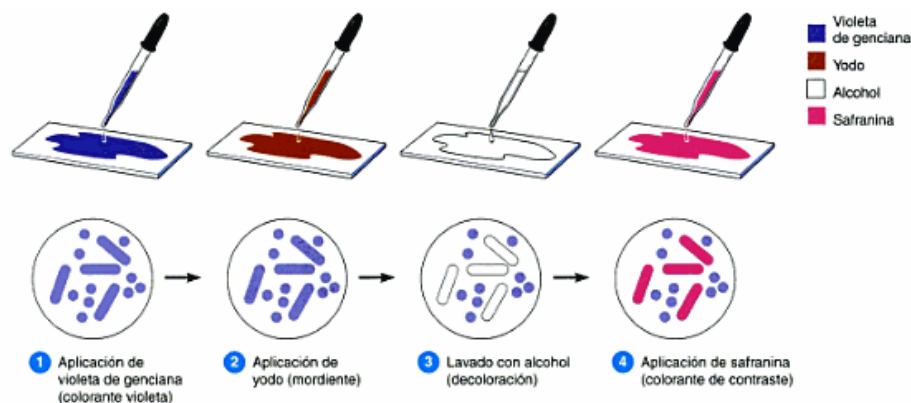


Figura 1.7 Procedimiento estándar para realizar una tinción Gram
(Tortora et al., 2007, p. 70)

Las bacterias se dividen en dos grandes grupos: bacterias grampositivas y bacterias gramnegativas.

Las bacterias grampositivas son identificadas al microscopio por el color violeta oscuro o azul que se observa al final de la tinción y las gramnegativas se tornan de un color rosado, como se observa en la Figura 1.8 (Tortora, 2007, p. 69).

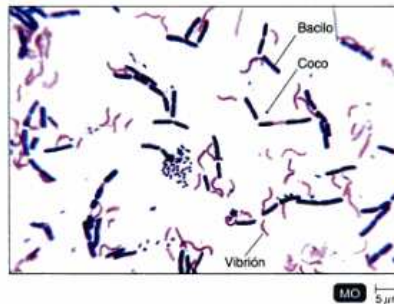


Figura 1.8 Bacterias gramnegativas y grampositivas
(Tortora et al., 2007, p. 70)

b. Pruebas o baterías bioquímicas

Es un método de identificación bacteriana que se basa en la caracterización de la actividad enzimática específica de cada especie de bacteria como una característica suficientemente distintiva o diferencial (Tortora et al., 2007, pp. 139, 140).

La técnica de laboratorio consiste en cultivar el microorganismo en un medio con una sustancia nutritiva específica y después de la incubación examinar el medio para observar los cambios suscitados y utilizar tablas para interpretación de los resultados.


Las pruebas bioquímicas para la identificación de gramnegativas utilizadas en el presente estudio constan de cinco medios de cultivo:

- ✓ Citrato Agar
- ✓ TSI (Triple Sugar Iron) Agar
- ✓ SIM medio
- ✓ MR-VP medio
- ✓ Urea medio

Citrato Agar: Distingue la capacidad de las bacterias para utilizar el citrato como única fuente de alimento y sirve para la diferenciación de enterobacterias.

La producción de álcali hace que el medio cambie de color verde a azul oscuro. El viraje de color indica un resultado positivo. Los resultados se presentan en la Tabla 1.7 (Panreac, 2003, I-27).

Tabla 1.7 Interpretación de los resultados para citrato agar

RESULTADO	MICROORGANISMO	EJEMPLO
Positivo: Viraje a color azul	<i>Enterobacter Aerogenes, Salmonella paratyphi, Salmonella enteritidis, Salmonella typhimurium, Klebsiella, Serratia</i>	
Negativo: No hay cambio de color	Shigella, E. coli, S. paratyphi y otros	

(Panreac, 2003, p. I - 27)


TSI (Triple Sugar Iron) Agar: Permite diferenciar bacilos gram negativos de origen intestinal, basándose en la fermentación de glucosa, lactosa y sacarosa en presencia de hierro II y en la producción de ácido sulfhídrico.

El indicador de pH es el rojo de fenol, el cual vira a color amarillo en medio ácido, es decir, indica una fermentación positiva de azúcares. La fermentación aeróbica se produce en el pico del tubo y la anaeróbica en el fondo del mismo.

El gas sulfhídrico producido reacciona con la sal de hierro, para formar sulfuro de hierro de color negro (Panreac, 2003, p. I-65).

Los resultados se presentan en la Tabla 1.8.

Tabla 1.8 Interpretación de los resultados para TSI agar

RESULTADO	MICROORGANISMO	EJEMPLO
Fondo tubo: amarillo Sup Inclínada: amarillo Presencia H ₂ S: - Formación gas: +	<i>E. Coli</i> , <i>Enterobacter cloacae</i>	
Fondo tubo: amarillo Sup. Inclínada: amarillo Presencia H ₂ S: + Formación gas: +	<i>Proteus Vulgaris</i> <i>Citrobacter ferundi</i>	
Fondo tubo: amarillo Sup. Inclínada: roja Presencia H ₂ S: + Formación gas: +	<i>Salmonella enteretidis</i> <i>Proteus mirabilis</i>	
Fondo tubo: amarillo Sup. Inclínada: amarillo Presencia H ₂ S: - Formación gas: -	<i>Shigella flexneri</i>	


(Panreac, 2003, p. I - 65)

SIM Medio (Sulfuro-Indol-Motilidad): Consiste en un medio semisólido, empleado para la diferenciación de enterobacterias, que verifica la movilidad, la producción de sulfuro de hidrogeno e indol mediante la adición del reactivo de Kovac. La movilidad se puede distinguir debido a la turbidez que se genera alrededor de la punción realizada.

Las fuentes de alimento disponibles en este medio, son una serie de peptonas y el tiosulfato de sodio y sulfato de amonio ferrico verifican la producción de sulfuro de hierro de color negro.

Los resultados se presentan en la Tabla 1.9 (Panreac, 2003 p. I-112).


Tabla 1.9 Interpretación de los resultados para citrato agar medio

RESULTADO	MICROORGANISMO	EJEMPLO
Motilidad: + Indol: + H ₂ S: -	<i>E. coli</i>	
Motilidad: + Indol: - H ₂ S: +	<i>Salmonella typhimurium</i>	
Motilidad: - Indol: - H ₂ S: -	<i>Shigella flexneri</i>	
Motilidad: + Indol: - H ₂ S: -	<i>Enterococcus aerogenes</i> <i>Serratia</i>	

(Panreac, 2003 p. I - 112)

MR-VP Medio (Methyl Red – Voges Proskauer): Es un medio de cultivo formado principalmente de pluripectona y glucosa que será fermentada. Mediante la adición de un indicador, como el rojo de metilo, se verifica la presencia de productos ácidos. La adición del reactivo de Voges y Proskauer evidencia, mediante una coloración rojiza, la reacción con la peptona producida por determinadas bacterias. Este medio es útil para la diferenciación de los coliformes. Los resultados se presentan en la Tabla 1.10 (Panreac, 2003, p. I-81).

Tabla 1.10 Interpretación de los resultados para citrato MR-VP medio


RESULTADO	MICROORGANISMO	EJEMPLO
MR: (amarillo) - VP: (rojo) +	<i>Enterobacter aerogenes</i> <i>Citrobacter ferundi</i>	
MR: + VP: -	<i>Escherichia coli</i> <i>Enterobacter cloacae</i>	
MR: + VP: -	<i>Klebsiella pneumonia</i>	

(Panreac, 2003, p. I - 81)

Urea Caldo: Identifica la actividad ureásica, que permite diferenciar sobre todo las bacterias de la especie *Proteus spp* de otros miembros de enterobacterias. Posee una alta capacidad buffer debido al uso de sales de fosfatos y el indicador es el rojo de fenol. Aquellas bacterias que poseen la enzima ureasa serán capaces de consumir el nitrógeno presente en la úrea, liberando como productos amoníaco y dióxido de carbono, lo que permite virar el indicador de amarillo a rojo.

Los resultados se exponen la Tabla 1.11 (Panreac, 2003, p. I-129).

Tabla 1.11 Interpretación de los resultados para urea caldo

RESULTADO	MICROORGANISMO	EJEMPLO
Positivo: Rojo	<i>Proteus, Klebsiella, Enterobacter, Citrobacter</i>	
Negativo: Negativo	<i>Shigella, Salmonella, Escherichia coli, Citrobacter, Enterobacter, Serratia, Providencia</i>	

(Panreac, 2003, p. I - 129)

Las pruebas bioquímicas para la identificación de grampositivas que se usaron en el presente estudio fueron las siguientes:

- ✓ Prueba de catalasa
- ✓ Pruebas de discos oxidasa

Prueba de catalasa: Identifica la enzima llamada catalasa presente en las bacterias aerobias y anaerobias facultativas que descomponen el agua oxigenada formando agua y oxígeno. Esto se realiza por la adición de dos gotas de agua oxigenada en el tubo con cultivo de la bacteria. Sobre todo se la utiliza para diferenciar streptococcus y staphylococcus o bacillus y clostridium.

Prueba de discos oxidasa: Esta prueba consiste en usar unos discos impregnados con un reactivo, el cual es un indicador redox de algunas de las citocromasas.

Con un asa esterilizada se toma una masa bacteriana y se la traspasa al disco y se espera por aproximadamente 3 minutos. El reactivo en el disco pasa de un color blanco a azul oscuro cuando ha sido oxidado.

1.2 SISTEMAS DE TRATAMIENTO AEROBIOS PARA AGUAS CONTAMINADAS DOMÉSTICAS

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales biológicos pueden definirse como depósitos en los cuales las células bacterianas transforman los contaminantes, mediante una serie de reacciones químicas y biológicas generando masa celular. Los flóculos de microorganismos formados son lo que se conoce como lodos activados. Estos sistemas de tratamiento son sustentables y viables cuando la concentración de contaminantes es relativamente baja y los volúmenes a tratarse son grandes (Orozco, 2005, p. 17).

El tratamiento biológico se emplea de forma rutinaria para reducir el DBO soluble a valores menores de 40 mg/L y el DBO total menor 80 mg/L (Romero, 2001, p. 491).

Para diseñar cualquier sistema biológico de tratamiento es indispensable la obtención de los parámetros cinéticos asociados a las reacciones biológicas producidas en estos procesos tales como: velocidad de eliminación de contaminantes por unidad de biomasa, velocidad de crecimiento de microorganismos, producción de biomasa por unidad de sustrato consumido, requisitos de nutrientes, etc. (Romero, 2001, p. 467).

“En EEUU, el costo medio de tratamiento de aguas domésticas es de aproximadamente 0,2 dólares por 100 galones de agua, lo que corresponde a

0,05 dólares por metro cúbico. Es un proceso relativamente barato” (Ramalho, 2003, p. 10). En Ecuador, no se tienen costos de tratamiento en vista que los municipios o empresas privadas no tratan este tipo de aguas.

Utilizando procesos sofisticados y muy costosos se puede obtener agua potable de las aguas residuales; sin embargo, este no es un proceso viable refiriéndose en términos económicos; pero en ciertos países con altas tasas de escases de agua como por ejemplo Israel, Arabia Saudita, entre otros, estos tratamientos son una opción y están empezando a ser rentables. Es por ello, la importancia de realizar una evaluación de la relación costo/beneficio (Ramalho, 2003, p. 11).

1.2.1 TIPOS DE TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS

a. Lagunas de aireación

Consiste en un estanque por el cual el agua contaminada atraviesa constantemente y tienen una profundidad de 1 a 4 m. Este tipo de instalaciones requiere una impermeabilización del suelo, para lo cual se suelen utilizar láminas de polietileno de alta densidad compactadas.

Los sistemas aerobios de descontaminación de aguas residuales servidas poseen aireadores, por lo general, superficiales con difusores colocados sobre cadenas flotantes. La biomasa y la materia orgánica se mantienen en suspensión y la concentración de sólidos en la laguna es mucho menor que la necesaria en instalaciones de lodos activados convencionales. El tiempo de retención del efluente es el parámetro más importante en el momento de diseñar una laguna de aireación (Ferrer, 2004, p. 61).

Al contrario de los procesos de lodos activados, en las lagunas aireadas no se recirculan estos lodos. En ciertas poblaciones, en épocas de invierno, se suele recircular con el fin de mejorar el rendimiento. Además, los valores típicos del

tiempo de retención de la biomasa oscilan entre 6 y 8 días o más (Ferrer, 2004, p. 61).

b. Filtros biológicos

Consiste en el crecimiento de microorganismos sobre una superficie de contacto como rocas o discos rotatorios, los mismos que están sumergidos en un estanque contenedor de las aguas residuales. Esta biopelícula que se genera se refiere a una capa de microorganismos adheridos a ciertas superficies, los mismos que son capaces de excretar sustancias poliméricas adhesivas que permite su fijación.

En este tipo de sistemas, las variables importantes a controlarse son el área superficial en contacto con el agua y la porosidad para el paso de oxígeno a través de la película (Noyola, 2000, p. 10).

Debido a que en este tipo de sistemas se dispone de gran superficie de contacto, la tasa de eliminación de materia orgánica biodegradable es alta.

Por lo general, este tipo de instalaciones requiere de un decantador secundario para la separación de los sólidos suspendidos, como se indica en la Figura 1.9 (Noyola, 2000, p. 11).

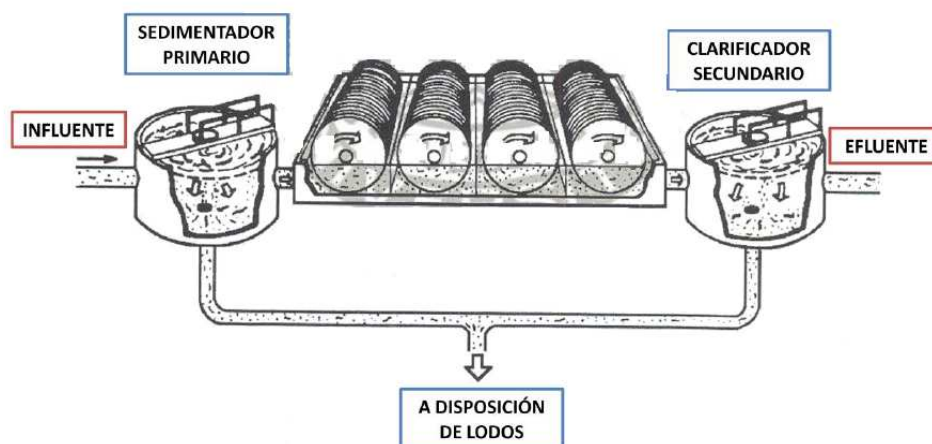
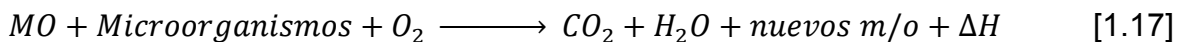


Figura 1.9 Sistema de biodiscos
(Noyola, 2000, p. 10)

Estos procesos tienen como ventaja el bajo consumo energético, frente a otros sistemas como los fangos activados debido a que la transferencia de oxígeno se da por un movimiento de convección basado en el gradiente de temperatura entre el aire atmosférico y el agua residual (Sainz, 2007, pp. 269, 270).

c. Reactores de lodos activados

Son los sistemas de tratamiento de aguas residuales utilizados para tratar flujos elevados de aguas contaminadas. El proceso de la eliminación de la materia orgánica biodegradable (MO) en este tipo de reactores aerobios es similar a lo que se da en la naturaleza, mediante una biomasa (microorganismos) suspendida en el agua residual en un reactor que utiliza los contaminantes (sustrato) como fuente de alimentación. La reacción que se da lugar en este reactor es la expuesta en la Ecuación 1.17:



Con una población de microorganismos elevada y un buen suministro de oxígeno se consigue incrementar la velocidad de reacción y eliminar cantidades importantes de DBO (Romero, 2001, p. 312).

Los reactores de lodos activados son uno de los procesos más utilizados en plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales, debido a su funcionamiento sencillo.

Estos reactores están constituidos simplemente de un tanque de aireación y un tanque sedimentador, como se observa en la Figura 1.10. Para suministrar oxígeno se utilizan medios mecánicos como: aireadores superficiales, sopladores, etc. (Sainz, 2007, p. 270).

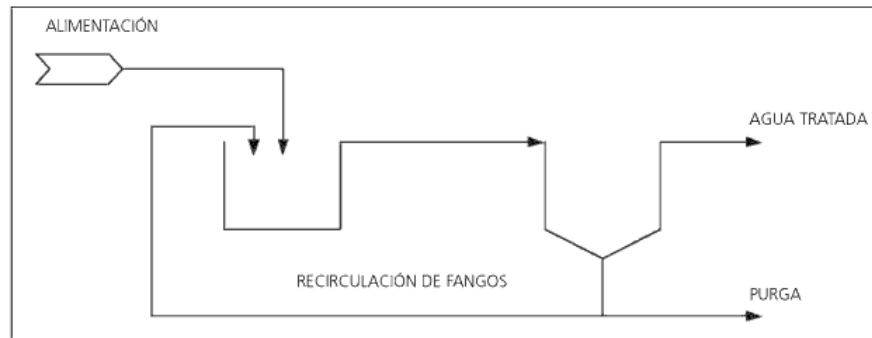


Figura 1.10 Configuración típica de un sistema de tratamiento de aguas mediante fangos activados

Las condiciones de operación de un sistema aeróbico de fangos activados se expondrán con detalle en el numeral 1.2.4 del presente estudio. Además, se construirá un modelo a escala de laboratorio para realizar las pruebas en la eficiencia de la remoción de contaminantes en este tipo de reactores.

1.2.2 PRETAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

1.2.2.1 Compensación de nutrientes

En general, cuando las aguas residuales mantienen mucha variación en la composición de especies contaminantes tales como DBO, nutrientes, metales pesados, pH, etc. se recomienda el empleo de tanques compensadores. La experiencia muestra que los procesos biológicos funcionan mejor si las fluctuaciones extremas de nutrientes pueden ser atenuadas mediante el control de la concentración de las mismas.

Para el diseño de los tanques de compensación se pueden emplear criterios empíricos del diseñador. Se suele calcular su volumen considerando el tiempo requerido para acumular una cierta cantidad de agua residual de acuerdo las características del proyecto. "Siempre que se pueda, el criterio de diseño debe tener como base el nivel de varianza aceptable que tiene el parámetro que se desea normalizar para las etapas subsiguientes del tratamiento" (Menéndez y Pérez, 2007, p. 40).

El tiempo de residencia en el compensador es determinante para garantizar que el influente hacia el bioreactor presente una concentración promedio de los nutrientes requeridos (C2). Para reactores biológicos aerobios, los nutrientes más importantes a ser controlados son los fosfatos, nitritos y otras especies que contienen nitrógeno inorgánico, que en forma general deben mantener la siguiente relación:

DQO / N / P

100 / 5 / 0,5

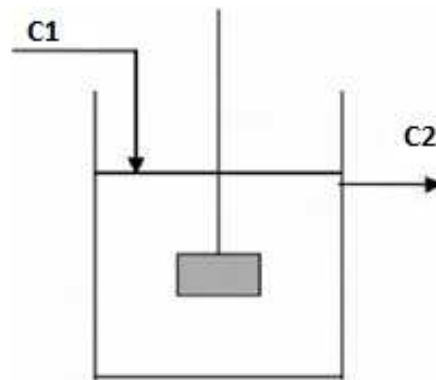


Figura 1.11 Compensador de volumen constante
(Menéndez y Pérez, 2007, p. 40)

El procedimiento de diseño consiste en hallar el tiempo de retención requerido en el tanque compensador, como se muestra en la Figura 1.11, para obtener las condiciones deseadas de nutrientes a la salida del tanque compensador. El tiempo de retención y el caudal de agua a tratar, definirán el volumen de tanque (Menéndez y Pérez, 2007, p. 45).

1.2.2.2 Ajuste de pH

En un sistema de tratamiento biológico es necesario que el agua a tratarse mantenga siempre un rango de pH comprendido entre 6,5 y 8,5. Para la presente investigación se trabajará a un pH igual a 8, para asegurar el crecimiento y desarrollo biológico óptimo. El proceso biológico tiene una capacidad tampón

como resultado de la producción de CO_2 , que da lugar a la formación de carbonatos y bicarbonatos en la solución (Ramalho, 2003, p. 154).

El grado de pre-neutralización que se seleccione para el diseño del reactor biológico depende de dos factores (Ramalho, 2003, pp. 154, 155):

- ✓ La alcalinidad o acidez presente en agua residual, y
- ✓ El valor de DBO_5 que se deben reducir durante el tratamiento biológico.

El carbonato de calcio se suele utilizar con mayor frecuencia para neutralizar las aguas residuales acidas.

1.2.3 TRATAMIENTO PRIMARIO

De acuerdo a la naturaleza de los sólidos presentes se puede considerar tres mecanismos de sedimentación (Ramalho, 2003, pp. 92, 93):

- a. **Sedimentación discreta:** las partículas que sedimentan mantienen su individualidad, o sea, no se someten a un proceso de coalescencia con otras partículas. En este caso, las propiedades físicas de las partículas (tamaño, forma y peso específico) no cambian durante el proceso. La deposición de partículas de arena en los desarenadores es un ejemplo típico de sedimentación discreta.
- b. **Sedimentación con floculación:** la aglomeración de las partículas va acompañada de cambios en la densidad y en la velocidad de sedimentación o precipitación. La sedimentación que se lleva a cabo en los clarificadores o sedimentadores primarios es un ejemplo de este proceso
- c. **Sedimentación por zonas:** Las partículas forman una especie de manta que sedimenta como una masa total, presentando una interface distinta con la

fase líquida. Ejemplos de estos procesos incluyen la separación de partículas suspendidas por coagulación-floculación.

1.2.4 TRATAMIENTO SECUNDARIO - REACTORES AERÓBICOS DE LODOS ACTIVADOS

En estos reactores aerobios existen ciertas condiciones que se deben mantener óptimas para que la velocidad de degradación de los contaminantes sea alta. Entre las principales condiciones que se deben tomar en cuenta en el proceso aeróbico son (Romero, 2001, pp. 423 - 425):

- ✓ La concentración de nutrientes: como se explicó en la sección 1.2.3.1.
- ✓ La concentración de oxígeno molecular: el crecimiento de microorganismos y el progreso de sus reacciones metabólicas depende de la disponibilidad de oxígeno en el agua. Posteriormente, en la sección 1.2.4.2 se expone más en detalle los sistemas de aireación.
- ✓ pH: la acción microbiana disminuye el pH del agua durante el proceso aeróbico por la generación de ácidos; lo cual implica que, se deben utilizar sustancias buffer para mantener el pH en un valor constante durante todo el proceso de tratamiento aeróbico.
- ✓ Temperatura: la temperatura óptima de operación se encuentra en un rango entre 18-22°C. Esto permite que la cantidad de oxígeno disuelto sea la adecuada.
- ✓ Mejorar las características sedimentables de los lodos activados.
- ✓ Análisis de inhibidores: Existen ciertas sustancias que inhiben el crecimiento microbiano, entre estos están metales pesados, como cromo y mercurio.

“Muchos investigadores consideran que la materia orgánica es primero absorbida rápidamente por el floc y que el residuo acumulado es posteriormente oxidado a medida que progresa la aireación. En realidad, parece que el floc aumenta su tamaño por multiplicación de las bacterias dentro de él y por la adicción de materia viviente y no viviente existente en el líquido” (Romero, 2001, p. 473).

Con el transcurso del tiempo, el floc envejece, dando paso a la aparición de los protozoos que se alimentan de estas bacterias debilitadas, al tiempo que la actividad biológica y la oxidación disminuye (Romero, 2001, p. 476).

La sedimentación por gravedad de estos flocs en el sedimentador final es crucial para un proceso de oxidación biológica, dejando un efluente claro. Esta sedimentabilidad depende de la relación de control A/M (sustrato/microorganismo) que se tenga en el proceso. A menor valor de A/M, los microorganismos estarían en la fase endógena, utilizando sus reservas alimenticias, lo que aumenta la sedimentabilidad del lodo (Crites y Tchobanoglous, 2000, p. 412; Romero, 2001, p. 477)

Para mantener un proceso de lodos activados estable, es necesario separar del sistema de tratamiento biológico los fangos en exceso que se deben purgar del sedimentador secundario (Romero, 2001, p. 480).

1.2.4.1 Principios de la oxidación biológica

Las células microbianas que participan en la oxidación biológica cumplen con un metabolismo que es el conjunto de actividades químicas que se llevan a cabo dentro de las células vivas. Este proceso se puede resumir en cuatro etapas (Rozano y Dapena, 2002, pp. 14-16):

- a. Metabolismo rápido de la DBO biodegradable (soluble, constituida por moléculas simples) a través de la membrana celular.
- b. Adsorción del resto de la DBO (materia en suspensión y coloides); la misma que es lentamente biodegradada y será almacenada sobre la membrana citoplasmática.

Esta transformación requiere de una acción enzimática que es relativamente lenta. La velocidad de reacción en esta etapa es la décima parte de la velocidad de síntesis en la etapa anterior.

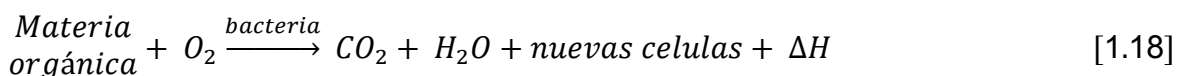
- c. Producción de la masa activa; una porción de la DBO ya metabolizada pasa a formar parte del protoplasma celular y otra es utilizada para la producción de la energía requerida para llevar a cabo las reacciones químicas junto con una fracción de oxígeno. Es por esto que se relaciona directamente la cantidad de oxígeno consumido con la DBO eliminada.

Experimentalmente, se puede determinar una relación entre la masa activa producida de microorganismos con la relación de la DBO consumida, la misma que toma el nombre de “coeficiente de crecimiento” que se representara en adelante con el símbolo Y .

- d. Oxidación de la masa activa; también conocido como pérdida de masa endógena. Alrededor del 80% de la materia asimilada se oxida completamente a productos finales, como CO_2 y H_2O ; el 20% restante queda como residuo.

“La síntesis produce 1 g de masa activa; la desaparición o inactivación de esta masa se traduce por la oxidación completa de 0,8g y la formación de 0,2g de residuos. En este caso el coeficiente de pérdida de masa endógena (b), se aplica a un gramo de masa activa” (Rozano y Dapena, 2002, p. 15).

La reacción biológica de oxidación del material carbonaceo, como primera etapa, se expone en la Ecuación 1.18:



Las reacciones que se dan en cuanto a la transformación del nitrógeno por presencia de bacterias aeróbicas se resumen en las Ecuaciones 1.19-1.20:



Para describir adecuadamente estos procesos de oxidación biológica, que se llevan a cabo en un reactor biológico, es de suma importancia conocer la cinética microbiana; es decir, determinar las constantes cinéticas de estas reacciones (Romero, 2001, p. 467).

En el presente estudio, se utiliza el modelo propuesto por Lawrence y Mc. Carty quienes dedujeron las ecuaciones cinéticas que permiten cuantificar las constantes cinéticas, suponiendo una concentración de biomasa (X) constante en el reactor (Romero, 2001, pp. 467-471).

Los parámetros cinéticos aplicables para un proceso de lodos activados son (Romero, 2001, pp. 467-471):

- ✓ Tasa de remoción de sustrato (q)
- ✓ Velocidad específica de crecimiento (μ)
- ✓ Tiempo de residencia (θ_c), y
- ✓ Relación de la carga orgánica (F/M)

La velocidad de reacción para la remoción de materia orgánica se puede expresar como una reacción de primer orden, como se expresa en la Ecuación 1.21 (Henry y Heinke, 1999, pp. 468):

$$q_s = K_p S^n \quad [1.21]$$

Donde:

S = concentración de sustrato presente

q_s = tasa de conversión del sustrato

K_p = constante de reacción (L/mg.día)

De la Ecuación 1.21 se obtiene la Ecuación 1.22:

$$q = \frac{S_o - S}{[X] \cdot t} \quad [1.22]$$

Donde:

S_0 = concentración del sustrato en tiempo $t = 0$ (mg/L)

S_t = concentración del sustrato en tiempo t (mg/L)

$[X]$ = concentración de microorganismos como sólidos suspendidos volátiles (SSV), mg/L

t = tiempo de remoción de sustrato, días

La velocidad a la que los sólidos biológicos son producidos, $\frac{dX}{dt}$, varía directamente con la cantidad de sustrato disponible, como se expresa en las Ecuaciones 1.23 y 1.24 Así (Romero, 2001, p. 206):

$$\frac{dX}{dt} = Y \frac{dS}{dt} \quad [1.23]$$

$$r_g = \frac{dX}{dt} = -Y r_{su} \quad [1.24]$$

Donde:

r_g = velocidad de crecimiento de los microorganismos

r_{su} = tasa de consumo del sustrato

Y = rendimiento (mg microorganismos producidos/mg sustrato convertido)

De estudios de cultivo puro, se ha determinado que la velocidad de crecimiento específico (μ) sigue una reacción de tipo saturación presentada en la Ecuación 1.25 que corresponde a la ecuación de Monod (Romero, 2001, p. 207):

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_S + S} \quad [1.25]$$

Donde:

K_s = constante de saturación del sustrato

μ = velocidad específica de crecimiento/día

μ_m = velocidad máxima de crecimiento de microorganismos/día

Gráficamente, la Ecuación 1.25, ecuación de Monod, está representada en la Figura 1.12 (Henry y Heinke, 1999, p. 462):

Cuando $S = K_s$, $\mu = \frac{\mu_m}{2}$

Cuando $S \gg K_s$, $\mu = \mu_m$

Cuando $S \ll K_s$, $\mu = K_s * S$

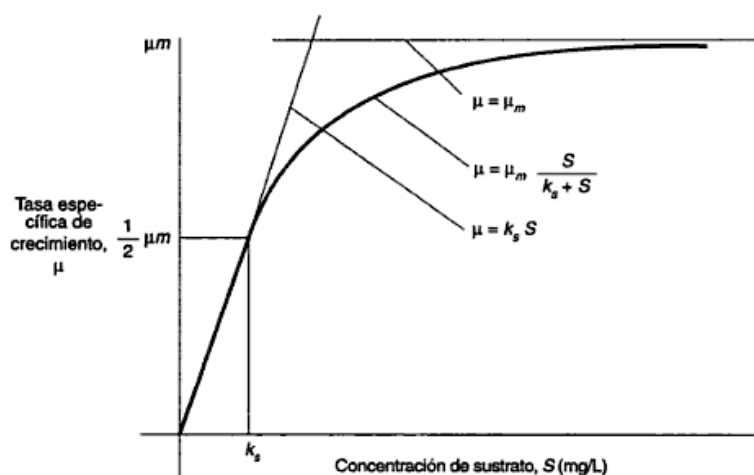


Figura 1.12 Graficas de la ecuación de Monod que relaciona la tasa de crecimiento máxima y la concentración de sustrato (Henry y Heinke, 1999, p. 465)

La Ecuación de Monod describe las diferentes etapas para el consumo de la materia orgánica por acción de los microorganismos. Por remplazo de la Ecuación 1.25 en las ecuaciones 1.24 y 1.25 se obtienen las relaciones 1.26 y 1.27:

$$r_g = \frac{\mu_m [X] S}{K_s + S} \quad [1.26]$$

$$r_{su} = -\frac{\mu_m [X] S}{(K_s + S)Y} \quad [1.27]$$

El crecimiento bacteriano se puede resumir en cuatro etapas o fases, como se muestra en la Figura 1.13.

- ✓ Fase de adaptación (a)
- ✓ Fase de crecimiento logarítmico (b)
- ✓ Fase de estabilización del crecimiento (c)
- ✓ Fase endógena o de autooxidación (d)

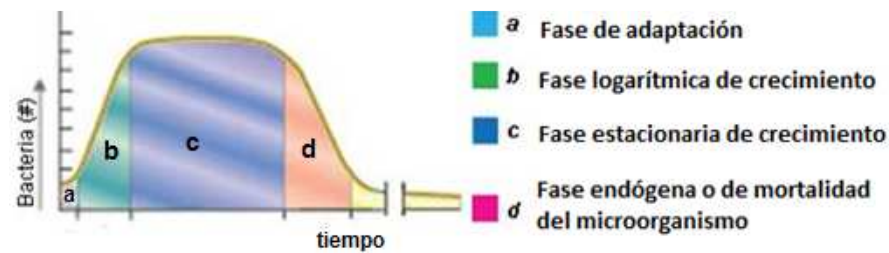
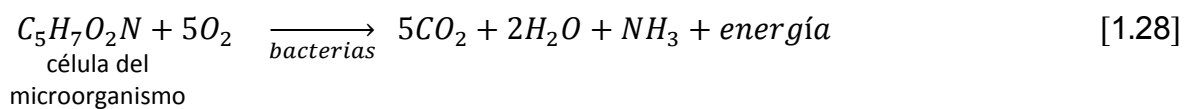


Figura 1.13 Diagrama de representativo de las fases de crecimiento bacteriano

En la primera etapa de la fase de crecimiento de los microorganismos existe suficiente alimento y el mismo se adapta al medio para luego crecer rápidamente en forma logarítmica. Cuando el alimento decrece, el crecimiento tiende a un valor constante, donde el número de nuevas células producidas es balanceado por el número de células viejas muertas.

Todas las ecuaciones cinéticas presentadas anteriormente se han deducido sin tomar en cuenta la fase endógena referida a una acelerada mortalidad de los microorganismos. Esta se expresa en las Ecuaciones 1.28 a 1.30 (Romero, 2001, pp. 232, 207, 208):



$$r_d = -\frac{dX}{dt} = -K_d[X] \quad [1.29]$$

Donde:

r_d = velocidad de mortalidad de los microorganismos

K_d = constante de decaimiento (tiempo⁻¹)

Por lo tanto, la velocidad de la fase de crecimiento neto (r_g') de los microorganismos está dado por la Ecuación 1.30

$$r_g' = r_g - r_d \quad [1.30]$$

De las Ecuaciones 1.24 y 1.29, se deduce la Ecuación de crecimiento neto de los microorganismos:

$$r_g' = -Y r_{su} - K_d X \quad [1.31]$$

Además, la tasa neta específica de crecimiento (μ') se presenta en la Ecuación 1.32:

$$\mu' = -\mu_m \frac{S}{K_s + S} - K_d \quad [1.32]$$

La transformación observada del sustrato orgánico a microorganismos (Y_{obs}), medida experimentalmente, se expresa en la Ecuación 1.33:

$$Y_{obs} = \frac{r_g'}{r_{su}} \quad [1.33]$$

Algunos valores típicos para los parámetros cinéticos a 20 °C son: $Y = 0,5$; $\mu_{max} = 2-6 \text{ días}^{-1}$; $K_s = 30-300 \text{ mg/L}$; $K_d = 0,05 \text{ días}^{-1}$ y la edad del fango normalmente es de 6 -15 días (Ferrer, 2004, p. 42).

1.2.4.2 Aireación

Para que en el tratamiento biológico de aguas residuales se lleven a cabo las reacciones químicas y biológicas, es necesario transferir sustancias hacia y fuera del agua residual. Por ejemplo la transferencia de oxígeno es vital para el mantenimiento de las reacciones aerobias que son el fundamento de la

producción de los lodos activados y de los filtros biológicos. Además, una adecuada oxigenación mejora la remoción de sustancias volátiles productoras de olores y sabores (Ramón et al., 2007, p. 26).

Los procesos de lodos activados suelen requerir una concentración de oxígeno disuelto alrededor de 0,2 a 5 mg/L (Romero, 2001, p. 376).

Existen varias teorías que explican los mecanismos por los cuales ocurre la transferencia de oxígeno, siendo la más ampliamente aceptada la teoría de las dos capas (Martínez y Rodríguez, 2005, p. 66).

Teoría de las dos capas

La teoría de dos capas permite explicar la transferencia de oxígeno entre una película de gas y la película de líquido, conectadas por una interface gas-líquido. Estas dos películas son estacionarias y están rodeadas de gas y de líquido en régimen turbulento. El proceso se da en dos etapas (Martínez y Rodríguez, 2005, p. 66):

- a. Etapa I: la saturación de la interfase gas-líquido. El oxígeno (O_2) atraviesa la película de gas y la resistencia al paso es pequeña.
- b. Etapa II: el paso de las moléculas de oxígeno de la interfase hacia la película del líquido, hasta formar parte del mismo. En este paso existe una gran resistencia al paso del oxígeno a través del líquido.

La ecuación de Fick, presentada en la Ecuación 1.34, describe el fenómeno de difusión y permite el cálculo de la cantidad y la velocidad de la transferencia del oxígeno (Martínez y Rodríguez, 2005, pp. 66, 67):

$$\frac{\partial mO_2}{\partial t} = -DO_2 \cdot A \cdot \frac{\partial C_{O_2}}{\partial x} \quad [1.34]$$

Donde:

DO_2 = coeficiente de difusión del gas o velocidad de transferencia, m/s

mO_2 = masa de oxígeno, kg

A = área superficial de contacto entre el gas y el líquido, m^2

C_{O_2} = concentración de oxígeno disuelto, kg/m^3

t = tiempo, h

x = posición en la película del líquido, m

Para integrar y obtener a la Ecuación 1.35 se supone que la variación de la concentración en la película es lineal (Martínez y Rodríguez, 2005, p. 68):

$$\frac{\partial C_{O_2}}{\partial x} = \frac{(Cl_{O_2} - C_s)}{x_f} \quad [1.35]$$

Donde:

Cl_{O_2} = concentración de oxígeno en el líquido, mg/L

C_s = concentración de saturación de oxígeno en la interfase, mg/L

x_f = espesor de la película del líquido, m

Al sustituir la Ecuación 1.35 en la Ecuación 1.34 y dividiendo esta ecuación para el volumen del líquido, se obtiene la Ecuación 1.36 (Martínez y Rodríguez, 2005, p. 67):

$$\frac{1}{V} = \frac{dmO_2}{dt} = -\frac{DO_2}{x_f} \cdot \frac{A}{V} \cdot (Cl_{O_2} - C_s) \quad [1.36]$$

Donde:

$\frac{DO_2}{x_f} = kl$; coeficiente de transferencia, m/h

$A/V = a$; área total de contacto/volumen del líquido, m^2/m^3

$$CO = \frac{dCO_2}{dt} = K_L a \cdot (C_s - Cl_{O_2}) \quad [1.37]$$

La Ecuación 1.37 indica que la tasa a la cual se difunde un gas depende del tamaño y forma de sus partículas. El gas se mueve espontáneamente de una región de alta concentración a una de baja concentración, o sea, la tasa de cambio en la concentración del gas es igual al coeficiente global de transferencia del gas ($K_L a$) por la fuerza impulsora ($C_s - C_i$) (Martínez y Rodríguez, 2005, p. 68).

Equipo de aireación

Existen varios sistemas mecánicos útiles para saturar de oxígeno a un reactor biológico. Para su selección es importante tomar en cuenta las siguientes características (Rozano y Dapena, 2002, p. 233):

- ✓ Capacidad de oxigenación: Es la masa de oxígeno disuelta por hora y por m^3 de agua, que en condiciones normalizadas se mide en $kgO_2/h \cdot m^3$.
- ✓ “Aporte específico bruto”: Es la masa de oxígeno disuelta por $kW \cdot h$ eléctrico consumido, se mide en $kgO_2/kW \cdot h$.
- ✓ Rendimiento de oxigenación: 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 (sólo para sistemas de inyección de aire).

Los equipos de aireación se pueden clasificar en tres tipos (Crites y Tchobanoglous, 2000, pp. 408, 409):

- ✓ De aireación difusa o aire comprimido: en este tipo de equipos, el aire se rompe en burbujas y se dispersa en el tanque.
- ✓ De turbina: consiste en un impulsor sumergido con paletas de rotación.
- ✓ De aireación superficial: se coloca el equipo en la superficie del agua, por lo general tubería superficial perforada.

Un difusor puede atascarse de dos formas: por el interior y por el exterior. Por el interior, el atascamiento puede ser a su vez físico o biológico; producido por el polvo proveniente del aire comprimido que puede reducirse con una buena

instalación de filtración del aire. Se recomienda un contenido máximo de 15 mg de material suspendido por 1 000 m³ de aire.

Con un caudal por difusor de 2,4 m³/h representa, durante los 10 años de vida normal de un difusor cerámico, un peso de materia sólida retenida de aproximadamente 3 g (Rozano y Dapena, 2002, p. 265).

1.2.4.3 Modelado matemático para un reactor de mezcla completa de lodos activados con recirculación

En general, para el diseño y puesta en operación de un reactor aerobio de lodos activados se requiere determinar los siguientes datos (Romero, 2001, p. 490):

- ✓ Caudales: Máximo, promedio y de diseño.
- ✓ Flujo másico.
- ✓ Caracterización: DBO₅ promedio y máximo, sólidos suspendidos, sólidos volátiles, DQO promedio y máximo, nitrógeno total, fosfatos, pH, alcalinidad y acidez, grasas y aceites y metales pesados.
- ✓ Biomasa en el reactor.
- ✓ Porcentaje de reciclo de la biomasa.

Además, se deben tomar en cuenta las siguientes consideraciones (Romero, 2001, p. 491):

- ✓ Si los sólidos suspendidos son mayores a 200 mg/L, se recomienda sedimentación primaria.
- ✓ Si las grasas y aceites son mayores a 100 mg/L, se recomienda removerlos primero.
- ✓ Los metales pesados o pesticidas deben ser removidos por ser sustancias tóxicas para los microorganismos.
- ✓ Si la concentración de H₂S es mayor a 50 mg/L se recomienda remoción previa.

- ✓ Si las mediciones de DBO_5 en muestras compuestas varían en relaciones mayores de 3:1, se recomienda diseñar un tanque de igualamiento.

Se aplicará los modelos cinéticos de mezcla completa con recirculación. El esquema para este modelo se observa en la Figura 1.14 (Romero, 2001, p. 471):

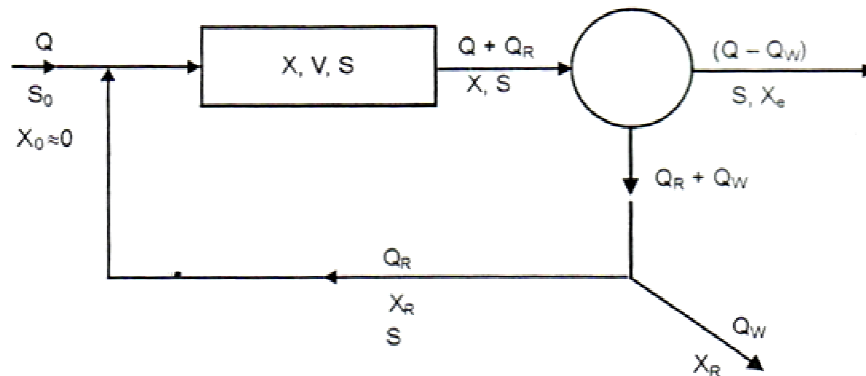


Figura 1.14 Esquema de mezcla completa con recirculación

Donde:

V = volumen del reactor, m^3

μ = tasa de crecimiento de microorganismo, mg SSV/L

Q = caudal del afluente, m^3

X_0 = biomasa en el afluente, mg SSV/L

Q_w = caudal de lodo dispuesto

X_R = biomasa en el lodo recirculado, mg SSV/L

r'_g = tasa neta de crecimiento bacterial, mg/L.día

X_e = biomasa en el efluente, mg SSV/L

X = biomasa en el reactor, mg SSV/L

El esquema de la Figura 1.14 muestra un tanque aireado, donde el contenido del mismo está mezclado completamente y la concentración de biomasa en el efluente es despreciable. Este es uno de los esquemas más utilizados para representar un proceso de lodos activados. El balance de masa para los microorganismos se resume en las Ecuaciones 1.38 y 1.39 (Romero, 2001, p. 463):

$$\text{Acumulacion o cambio en la biomasa} = \frac{\text{Biomasa afluyente} - \text{biomasa afluyente}}{\text{neto}} + \text{crecimiento} \quad [1.38]$$

$$V \frac{dX}{dt} = QX_o - [QwX_R + (Q - Qw)Xe] + V.r'_g \quad [1.39]$$

Si la cantidad de microorganismos en el influente se considera despreciable ($X_o=0$), la Ecuación 1.39 se transforma en la Ecuación 1.40:

$$V \frac{dX}{dt} = -[QwX_R + (Q - Qw)Xe] + V.r'_g \quad [1.40]$$

En el estado estacionario, $dX/dt = 0$, es decir, cuando no hay cambio en la concentración de la biomasa, se obtiene la Ecuación 1.41:

$$0 = -[QwX_R + (Q - Qw)Xe] + V.r'_g \quad [1.41]$$

Al reemplazar el valor de r'_g de la ecuación 1.31 en la ecuación 1.41 se obtiene la Relación 1.42:

$$\frac{[QwX_R + (Q - Qw)Xe]}{VX} = -Y \frac{r'_s}{X} - k_d \quad [1.42]$$

La relación entre la biomasa en el reactor y la biomasa dispuesta por día se denomina θ_c que es la edad de lodos o tiempo promedio de retención celular en el sistema, se expresa mediante la siguiente Ecuación 1.43:

$$\theta_c = \frac{VX}{[QwX_R + (Q - Qw)Xe]} \quad [1.43]$$

Si no se disponen los lodos, $Qw = 0$, se obtiene la Ecuación 1.44:

$$\theta_c = \frac{VX}{Q.Xe} \quad [1.44]$$

Se considera que si el sistema posee una unidad de sedimentación eficiente, el término X_e será despreciable.

Al realizar un balance en función del consumo de sustrato, se puede obtener la ecuación 1.45 que sirve para calcular la concentración de sustrato en el efluente de un reactor con mezcla completa con recirculación (Romero, 2001, p. 464, 465).

$$S = \frac{K_s (1 + k_d \theta_c)}{\theta_c (\mu_m - k_d) - 1} = \frac{K_s (1 + k_d \theta_c)}{\theta_c (Yk - k_d) - 1} \quad [1.45]$$

Donde:

K_s = constante de saturación del sustrato

k_d = constante de decaimiento de los microorganismos

μ_m = velocidad específica de crecimiento de los microorganismos

Y = coeficiente de rendimiento microbiano

k = tasa máxima de utilización de sustrato

Todas estas constantes cinéticas son determinadas experimentalmente mediante la puesta en operación de un reactor aeróbico diseñado a escala de laboratorio, por el Laboratorio de Aguas y Microbiología del Departamento de Ciencias Nucleares de la Escuela Politécnica Nacional.

2 PARTE EXPERIMENTAL

En el presente capítulo se desarrolla la metodología de los ensayos microbiológicos enfocados a la selección de las cepas de microorganismos, aptos para el proceso de tratamiento aerobio de aguas domésticas del conjunto habitacional “Los Cantaros” y la metodología de los análisis físico-químicos antes y después del proceso de lodos activados.

Además, se exponen los procedimientos para la determinación de las constantes cinéticas del proceso aeróbico y la optimización de las variables de operación del reactor biológico con la utilización de cepas de microorganismos presentes en las aguas domésticas contaminadas.

El estudio de la optimización de las variables del proceso aeróbico y la obtención de las constantes cinéticas experimentales del proceso, permitieron el cálculo del dimensionamiento del sistema de tratamiento aeróbico de las aguas domésticas residuales.

2.1 MUESTREO DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

2.1.1 MATERIALES Y EQUIPOS UTILIZADOS

- ✓ Balde graduado
- ✓ Bidón
- ✓ Botellas de cristal opaco esterilizadas, 2,5 L
- ✓ Caja térmica
- ✓ Cámara digital
- ✓ Cronómetro
- ✓ Cuerda de nylon
- ✓ Embudo esterilizado
- ✓ Gafas de seguridad
- ✓ Guantes de nitrilo
- ✓ Hielo
- ✓ Mandil
- ✓ Mascarilla

2.1.2 METODOLOGÍA

El muestreo de las aguas residuales fue un proceso constante durante toda la fase experimental, debido a la necesidad de realizar los análisis físico – químicos, así como, para mantener constante la alimentación al reactor aeróbico durante su operación. Un muestreo adecuado fue el paso primordial para garantizar que los resultados obtenidos sean reproducibles y representativos.

Para el presente estudio se seleccionó el agua contaminada doméstica del conjunto habitacional “Los Cántaros I” del Distrito Metropolitano de Quito.

El conjunto habitacional para el cual se diseñó la planta de tratamiento se encuentra ubicado en la parroquia de Pomasqui, sector Pusuquí, con un área total aproximada de 8 812 m², constituido por 48 viviendas, cada una de 100 m².

Para realizar el muestreo de las aguas domésticas se solicitó verbalmente al administrador del conjunto la autorización para la toma de la muestra de agua de la alcantarilla, en la cual se encuentra la tubería de descarga de aguas servidas.

Se procedió, en primer lugar, a la medición del caudal de la descarga, por determinación del volumen recolectado en un recipiente graduado. Se tomaron tres muestras a intervalos de una hora en jornada matutina y tres en jornada vespertina, por el lapso de tres días. La estimación del caudal de descarga en las diferentes horas del día permitió determinar que las horas en las cuales existe una mayor descarga de aguas residuales son: durante la mañana de 6:00 a 9:00, durante el medio día de 11:00 a 14:00 y en la noche de 19:00 a 21:00 horas. El agua que se tomó para medir el caudal se desechó nuevamente en el alcantarillado.

Para la toma de las muestras de agua para los diferentes análisis y para el estudio del proceso aerobio se procedió según las normas vigentes NTE INEN 2 169:98 y 2 176:98 para la toma de muestras. Los procedimientos que se utilizaron durante el muestreo compuesto se detallan en el Anexo I.

El muestreo compuesto de las aguas servidas consistió en la toma de 3 L de muestra cada vez, de un mismo lugar, a tres horas distintas durante la mañana (7:00, 8:00, 9:00) y durante la tarde (12:00, 13:00, 14:00). Las seis muestras fueron colocadas en un mismo recipiente estéril y transportadas en una caja térmica hacia el laboratorio de Aguas y Microbiología de la Escuela Politécnica Nacional. La toma de muestras se realizó constantemente, cada vez que fue necesario.

Además, con la finalidad de obtener una mayor diversidad de especies microbianas para preparar el coctel bacteriano útil para la inoculación del reactor aerobio a escala de laboratorio para el tratamiento de aguas domésticas, se realizó un muestreo extra en el conjunto habitacional “Portón del Valle” de Sangolquí, siguiendo la misma metodología para la toma de muestras compuestas mencionada anteriormente. Esta muestra recolectada fue transportada al laboratorio de la empresa Agrodiagnostic para realizar la identificación, cuantificación y selección de las cepas de microorganismos.

2.2 IDENTIFICACIÓN Y SELECCIÓN DE LAS CEPAS DE MICROORGANISMOS

Esta sección del desarrollo experimental consistió en una serie de procedimientos y análisis microbiológicos que se realizaron en los laboratorios de la empresa Agrodiagnostic, para obtener un coctel bacteriano preparado a partir de microorganismos presentes en las aguas residuales domésticas. Este coctel bacteriano será utilizado como inóculo para la operación del reactor aeróbico, a escala de laboratorio, para el tratamiento de las aguas domésticas residuales del conjunto Cantaros I.

La selección de las cepas de microorganismos es una parte importante que se consideró en el presente estudio, en vista que se selecciona los tipos de microorganismos más representativos que se encuentran adaptados al sustrato de la materia orgánica existente en las aguas contaminadas.

2.2.1 CONTEO DE MICROORGANISMOS

Para realizar el conteo de los microorganismos presentes en el agua residual doméstica del conjunto habitacional Cantaros I, se utilizó el método de las diluciones en agua peptonada (Allaert y Escolá, 2002, pp. 47, 64) que permite realizar un conteo visual de las unidades formadoras de colonias de microorganismos.

2.2.1.1 Materiales y equipos utilizados

- ✓ Asa de vidrio
- ✓ Autoclave, UMCO, 20 L, presión de 0 a 30 psi, temperatura de 212 - 274 °F
- ✓ Balanza analítica, ADAM, 120 g, 0,001 g
- ✓ Cajas Petri de vidrio
- ✓ Cámara digital
- ✓ Envase de vidrio 500 mL
- ✓ Erlenmeyer de 500 mL
- ✓ Espátula.
- ✓ Estufa, MEMERT, 200°C, 1°C
- ✓ Gradilla.
- ✓ Incubadora, MEMERT, 100°C, 1°C
- ✓ Mechero Bunsen
- ✓ Micropipeta 500 uL
- ✓ Micropipeta 100 uL
- ✓ Microscopio óptico, BOECO, 4 objetivos DIN acromaticos de 4x, 10x, 40x y 100x
- ✓ Papel parafilm.
- ✓ Pipeta de vidrio 1 mL
- ✓ Pipeta de vidrio 10 mL
- ✓ Piseta.
- ✓ Porta y cubre objetos
- ✓ Probeta plástica de 1000 mL
- ✓ Puntas plásticas estériles para micropipeta.
- ✓ Tubos de ensayo de vidrio con tapas plásticas.

2.2.1.2 Reactivos

- ✓ Agar nutriente (pluripeptona 5 g/L, extracto de carne 3 g/L, cloruro de sodio 8 g/L, agar 15 g/L), NEOGEN Corporation.

- ✓ Agua peptonada (peptona de carne 10 g/L, cloruro de sodio 5 g/L), NEOGEN Corporation.
- ✓ Kit de tinción gram (violeta de genciana, lugol, alcohol 95% y safranina 90%), Fisher Scientific.

2.2.1.3 Metodología

El conteo de microorganismos se realizó con tres sub-muestras distintas, extraídas de la muestra compuesta tomada con anterioridad. Para cada sub-muestra se realizaron dos diluciones paralelas para asegurar que los resultados obtenidos sean reproducibles, el procedimiento seguido para realizar el conteo de microorganismos se expone en el Anexo II.

Luego, se realizó una pre-identificación visual de las diferentes cepas de bacterias presentes en las cajas petri, donde se sembraron los microorganismos presentes en las diluciones. Esta pre-identificación se llevó a cabo de acuerdo al tamaño, forma y color que presentaban las colonias. Se marcó e identificó las distintas cepas, se realizó una tinción Gram de cada una de estas y se observó las colonias en el microscopio. Se desechó las cajas petri contaminadas con la presencia de hongos.

2.2.2 AISLAMIENTO DE LAS COLONIAS IDENTIFICADAS

Una vez que se pre-identificó las diferentes cepas de microorganismos presentes en el agua residual doméstica del conjunto habitacional Cántaros I, fue necesario realizar varias siembras que permitieron aislar y identificar unas cepas de otras y obtener así, un cultivo de colonias puras de cada tipo de microorganismos, para posteriormente proceder a la identificación de cada uno de las bacterias presentes.

2.2.2.1 Materiales y equipos utilizados

- ✓ Aguja metálica
- ✓ Asa de metal
- ✓ Autoclave, UMCO, 20 L, presión de 0 a 30 psi, temperatura de 212 – 274 °F
- ✓ Balanza analítica, ADAM, 120 g, 0,001 g
- ✓ Cajas Petri de vidrio
- ✓ Cámara de fotos digital
- ✓ Erlenmeyer
- ✓ Espátula
- ✓ Estufa, MEMERT, 200°C, 1°C
- ✓ Incubadora, MEMERT, 100°C, 1°C
- ✓ Mechero Bunsen
- ✓ Microscopio óptico, BOECO, 4 objetivos DIN acromaticos de 4x, 10x, 40x y 100x (inmersión en aceite)
- ✓ Papel parafilm
- ✓ Porta y cubre objetos
- ✓ Probeta plástica, 1000 mL

2.2.2.2 Reactivos

- ✓ Agar nutritivo (pluripeptona 5 g/L, extracto de carne 3 g/L, cloruro de sodio 8 g/L, agar 15 g/L), NEOGEN Corporation.
- ✓ Kit de tinción gram (violeta de genciana, lugol, alcohol 95% y safranina 90%), Fisher Scientific.

2.2.2.3 Metodología

Para obtener cultivos puros de las distintas cepas pre-identificadas, se repitió el proceso experimental del aislamiento de bacterias que consistió en la identificación, en la observación de las características morfológicas de las colonias en la caja petri, en la tinción Gram y en la comprobación visual al microscopio hasta conseguir una siembra pura de un determinado microorganismo.

El procedimiento del aislamiento de las colonias pre-identificadas se desarrolló en los siguientes pasos:

- a. Se tomaron las cajas petri que se encontraban en refrigeración, en las cuales se había marcado cada una de las colonias pre-identificadas, como se indica en la Figura 2.1.
- b. Se prepararon nuevas cajas petri con agar nutriente, mediante el procedimiento descrito en el Anexo II expuesto en la sección 2.2.1.4 (literales e y f).
- c. Una vez que las cajas petri se han estabilizado a la temperatura ambiente, se procedió con precauciones de esterilidad, a realizar una punción en una colonia seleccionada con la aguja esterilizada y proceder a raspar la misma, en forma de ese (S), sobre el agar nutriente de una caja petri nueva. Este procedimiento se repitió para cada una de las cepas pre-identificadas.
- d. Se cubrieron las cajas petri inoculadas con papel parafilm y se las llevó a la incubadora a 35°C por un periodo de 24 horas.
- e. Transcurrido este tiempo de incubación, se verificó, mediante tinciones Gram y observaciones de las características morfológicas de las colonias, que el cultivo obtenido sea puro.
- f. Para los cultivos en los cuales se observó el crecimiento de diferentes microorganismos, se procedió nuevamente a realizar un aislamiento, es decir, se repitieron los pasos de los literales c), d) y e).

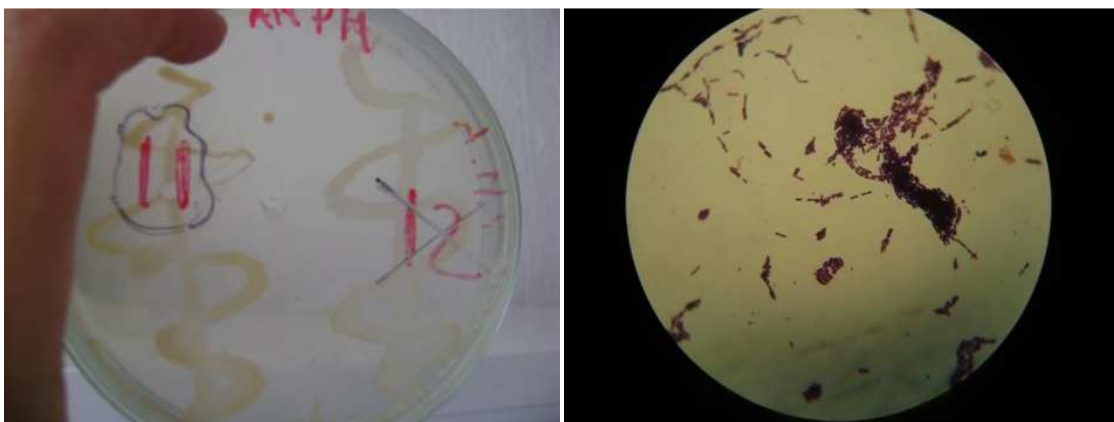


Figura 2.1 Aislamiento y refrigeración de las colonias seleccionadas, procedentes del agua contaminada doméstica.

Los cultivos puros, en los cuales se confirmó el crecimiento de una sola cepa, mediante tinción Gram, fueron refrigerados para inactivar el crecimiento de las bacterias.

2.2.3 IDENTIFICACIÓN BIOQUÍMICA DE BACTERIAS GRAM NEGATIVAS

El método de “Baterías Bioquímicas” se utilizó para identificar cada una de las cepas de bacterias Gram negativas aisladas. Este método permite conocer, de manera detallada, la actividad bioquímica de cada especie de bacteria gram negativa. Esta actividad bioquímica es la característica más distintiva de cada especie de bacteria.

La única especie de bacterias Gram positivas que se pudo identificar fueron los cocos mediante el uso de las pruebas bioquímicas de oxidasa y discos de catalasa.

2.2.3.1 Materiales y equipos utilizados

- ✓ Incubadora, MEMERT, 100°C, 1°C
- ✓ Cultivos puros de bacterias aisladas
- ✓ Aguja metálica
- ✓ Asa metálica
- ✓ Papel film
- ✓ Gradilla
- ✓ Mechero Bunsen
- ✓ Cámara digital

2.2.3.2 Reactivos

- ✓ Baterías bioquímicas para pruebas enzimáticas (Citrato Agar, TSI Agar, SIM Agar, Caldo Urea), Fisher Scientific.
- ✓ Discos Oxidasa y Catalasa, BD Diagnostic Systems
- ✓ Reactivo de Ehrlich, AGRODIANOSTIC
- ✓ Rojo de Metilo, J.L. Baker

2.2.3.3 Metodología

Los procedimientos de identificación bioquímica de las bacterias gramnegativas, se detallan a continuación:

- a. Se tomaron las cajas petri con los cultivos puros de cada una de las bacterias aisladas, que se encontraban en refrigeración y se colocaron en la mesa de trabajo, para que su estabilización a las condiciones ambientales de presión y temperatura.
- b. Se utilizó un juego de baterías bioquímicas (descritas en la sección 1.1.4.2): Citrato agar, SIM agar, TSI agar y caldo urea por cada cepa gram negativa aislada y se inoculó cada una de estas baterías bioquímicas con la cepa de microorganismo seleccionada.

La inoculación en las baterías bioquímicas se ejecutó de la siguiente manera:

- ✓ Citrato Agar: Con la aguja metálica estéril, se realizó una punción sobre la cepa selectiva seleccionada y se realizó un estriado en forma de ese (S) sobre la superficie del medio solidificado de la batería bioquímica.
 - ✓ TSI Agar: Con la aguja metálica estéril se realizó una punción sobre la cepa selectiva seleccionada y se introdujo la aguja en el medio solidificado de la batería bioquímica hasta la mitad y luego se estrió en forma de ese (S).
 - ✓ SIM Agar: Con la aguja metálica estéril, se realizó una punción sobre la cepa selectiva seleccionada y se introdujo la aguja, lo más recto posible, en el medio solidificado de la batería bioquímica hasta que la aguja topó la base del tubo de ensayo.
 - ✓ Caldo urea: Una pequeña porción de la cepa selectiva seleccionada se tomó con el asa metálica estéril y se lo disolvió en el tubo de ensayo que contiene el caldo urea de la batería bioquímica.
- c. Las baterías bioquímicas se dejaron en la incubadora por un periodo de 24 horas a una temperatura de 35 °C con el fin de promover el crecimiento

bacteriano. Transcurrido este tiempo, se examinaron los cambios químicos ocurridos en cada una de ellas.

- d. Los resultados de las observaciones realizadas, como se muestra en la Figura 2.2, se cotejaron con las tablas expuestas en bibliografía, como ejemplo de las tablas de diferenciación de bacterias aerobias y del género *Escherichia* se presentan en el Anexo III (Bergey, 1994) y se identificaron las bacterias gram negativas.

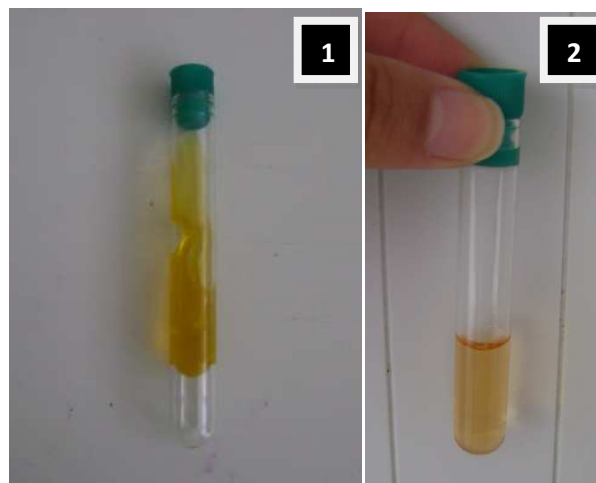


Figura 2.2 Producción de CO₂ en la batería bioquímica (1), caldo urea y reactivo indol (2)

Los procedimientos de identificación bioquímica de los cocos grampositivos, se detallan a continuación:

- Se tomó, con el asa esterilizada, una porción de la colonia seleccionada y se la colocó sobre una placa porta objetos. Sobre la colonia se agregaron dos gotas de agua oxigenada.
- También, se realizó la prueba de discos oxidasa, tomando una porción de colonia con el asa esterilizada y se la colocó sobre uno de los discos. Se esperó por tres minutos, se apuntó los resultados y se comparó con los datos de bibliografía.

2.2.4 CRIOPRESERVACIÓN

La criopreservación es una técnica microbiológica utilizada para preservar los organismos vivos como bacterias y hongos en suspensiones líquidas congeladas, lo que permite la inactivación de su crecimiento y el fácil almacenamiento en tubos viales por largos períodos de tiempo. Este método admite la activación del cultivo mediante el método de siembra directa antes mencionado (Tortora, 2007, p. 174).

2.2.4.1 Materiales y equipos utilizados

- ✓ Congelador, INDURAMA
- ✓ Cultivos puros de bacterias aisladas
- ✓ Pipeteador, 25 mL
- ✓ Micropipeta, 500 uL
- ✓ Micropipeta, 100 uL
- ✓ Pipeta de vidrio, 10 mL
- ✓ Pipeta de vidrio, 5 mL
- ✓ Puntas plásticas estériles para micropipeta.
- ✓ Probeta de 1000 mL
- ✓ Probeta, 25 mL
- ✓ Tubos de ensayo
- ✓ Tubos ependor, 1 mL
- ✓ Asa metálica
- ✓ Gradilla
- ✓ Cámara digital
- ✓ Mechero Bunsen
- ✓ Autoclave, UMCO, 20 L, presión de 0 a 30 psi, temperatura de 212 – 274 °F

2.2.4.2 Reactivos

- ✓ Caldo Nutritivo (extracto de carne 1 g/L, extracto de levadura 2 g/L, peptonas 5 g/L y cloruro sódico 5 g/L), NEOGEN Corporation
- ✓ Glicerina, 98%, J.L. Baker

2.2.4.3 Metodología

La metodología utilizada para la preservación de los microorganismos vivos es la siguiente:

a. Dos tubos de ensayo por cada una de las cepas aisladas se utilizaron para la preparación del caldo nutriente, en el cual se cultivaron las diferentes cepas de bacterias identificadas. El primer tubo de ensayo contenía 5 mL de caldo nutritivo preparado de acuerdo a las especificaciones del fabricante y el segundo, contenía 5 mL de una mezcla 1: 1 de caldo nutritivo y glicerina. Los tubos de ensayo se llenaron con el caldo nutritivo previamente preparado, utilizando la pipeta de vidrio y el pipeteador de 25 mL y se esterilizaron en el autoclave, como se menciona en la sección 2.2.1.4 literal d.

b. Cuando los tubos de ensayo se encontraron a temperatura ambiente, en presencia del mechero bunsen encendido, se tomaron los cultivos selectivos de las bacterias aisladas contenidos en las cajas petri y se realizó una punción con el asa metálica esterilizada sobre la colonia seleccionada y se introdujo el asa en el tubo de ensayo que contenía 5 mL de caldo nutritivo para diluir las bacterias en este caldo.

Los tubos de ensayo se colocaron en la incubadora a 35 °C por un período de 4 horas hasta la formación de pequeños grumos en el caldo nutritivo, como se observa en la Figura AIV.3 del Anexo IV.

c. Se realizó una tinción Gram para comprobar que la cepa de bacteria suspendida en el caldo nutriente se encuentra pura y que no ha existido contaminación cruzada.

d. Se tomó uno de los tubos de ensayo con la mezcla 1:1 de glicerina y se trasvasó su contenido a uno de los tubos de ensayo con el cultivo en suspensión y se agitó. El mismo procedimiento se repitió para cada uno de los tubos que contenían las distintas colonias de bacterias aisladas.

e. La punta de una micropipeta de 1 mL estéril se introdujo en el tubo de ensayo preparado, se tomó 1 mL de la mezcla y se depositó en el tubo ependor. Este procedimiento se repitió 10 veces por cada colonia y se obtuvo así 10 tubos ependor por colonia.

- f. Los 10 viales ependor preparados se colocaron en una funda identificada con el código asignado a cada especie de bacteria aislada y se almacenaron en el congelador durante el resto de las pruebas microbiológicas.
- g. Para reactivar los microorganismos, se tomaron los un tubos ependor, se descongelaron y en una caja petri con medio de cultivo preparado se procedió a realizar una siembra.

2.2.5 SEGUNDO MUESTREO

Una vez que se analizaron los resultados obtenidos a partir del primer muestreo en el conjunto habitacional Cantaros I, se concluyó la necesidad de realizar un segundo muestreo en un conjunto habitacional diferente, con la finalidad de obtener una mayor variedad de microorganismos presentes en las aguas residuales domésticas para la formulación del coctel microbiano.

Una vez tomada la muestra, en el conjunto habitacional “Portón del Valle”, según los procedimientos mencionados en la sección 2.1, se realizaron los mismos análisis microbiológicos para la primera muestra, expuestos en la sección 2.2 hasta el 2.2.4. De esta manera, se obtuvieron nuevas cepas de bacterias aisladas e identificadas.

Para garantizar que todas las cepas aisladas, en los dos muestreos, sean útiles para formular el coctel bacteriano y no existan exclusiones competitivas entre unas y otras, se realizaron pruebas de antagonismo.

2.2.6 PRUEBAS DE ANTAGONISMO

Las pruebas de antagonismo se fundamentan en cultivar la mezcla de todas las cepas de microorganismos para comprobar su compatibilidad, mediante la formación de halos de inhibición y la verificación de la posibilidad de obtener un

coctel bacteriano útil para la inoculación del reactor aerobio. De esta manera, se descartó las cepas bacterianas incompatibles entre si.

2.2.6.1 Materiales y equipos utilizados

- ✓ Asa metálica
- ✓ Autoclave, UMCO, 20 L, presión de 0 a 30 psi, temperatura de 212 – 274 °F
- ✓ Balanza analítica, ADAM, 120 g, 0,001 g
- ✓ Cajas petri de vidrio
- ✓ Cámara digital
- ✓ Erlenmeyer, 1 L
- ✓ Estufa, MEMERT, 200°C, 1°C
- ✓ Gradilla
- ✓ Incubadora, MEMERT, 100°C, 1°C
- ✓ Isopos
- ✓ Mechero Bunsen
- ✓ Micropipeta, 100 uL
- ✓ Pipeta de vidrio, 5 mL
- ✓ Pipeteador, 25 mL
- ✓ Probeta, 1000 mL, 25 mL
- ✓ Puntas plásticas estériles para micropipeta.
- ✓ Sorbetes
- ✓ Tubos de ensayo
- ✓ Tubos ependor de cepas aisladas

2.2.6.2 Reactivos

- ✓ Agar nutritivo (pluripeptona 5 g/L, extracto de carne 3 g/L, cloruro de sodio 8 g/L, agar 15 g/L), NEOGEN Corporation.
- ✓ Caldo Nutritivo (extracto de carne 1 g/L, extracto de levadura 2 g/L, peptonas 5 g/L y cloruro sódico 5 g/L), NEOGEN Corporation.

2.2.6.3 Metodología

La metodología que se utilizó para llevar a cabo las pruebas de antagonismo es la siguiente:

- a. El medio de cultivo para las nuevas cajas petri se preparó según el procedimiento que se menciona en la sección 2.2.1.3 (literales e y f).
- b. Las bacterias que se encontraban en criopreservación se activaron en las cajas preparadas como se indica en el literal g) de la sección 2.2.4.3. Transcurridas 24 horas de incubación, se realizó un raspado en las cajas petri para masificar las bacterias en el caldo nutritivo como se indica en la sección 2.2.4.3 literal b).
- c. Se tomaron algunos isopos y se esterilizaron en el autoclave a una presión de 15 psi. La siembra masiva se realizó en las cajas petri, con un isopo estéril que se introdujo en el tubo de ensayo que contenía el caldo de cultivo de bacterias. Este isopo humedecido en el caldo de cultivo de bacterias se frotó sobre la superficie del agar nutritivo contenido en la caja petri y se desechó el isopo.
- d. Pequeños pedazos de sorbete de aproximadamente 1 cm de largo se colocaron sobre la superficie del agar nutritivo.
- e. Con la pipeta de 100 uL, se tomó una muestra del caldo de cultivo de bacterias del tubo de ensayo preparado anteriormente y se colocó en el interior de uno de los sorbetes. Se procedió de la misma manera para cada una de las cepas en todas las cajas petri con el cultivo en superficie.
- f. La metodología expuesta se detalla en la Figura 2.3.

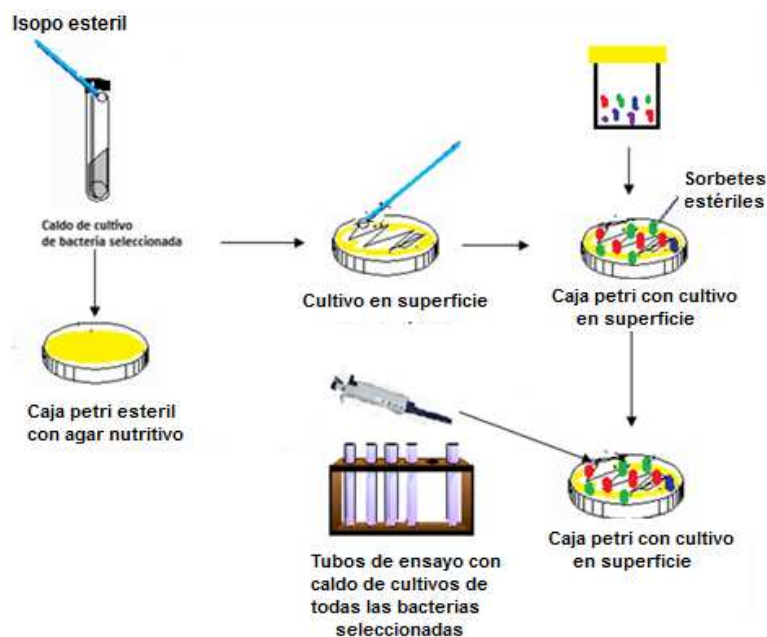


Figura 2.3 Procedimiento para la realización de las pruebas de antagonismo

- g. Se incubaron las cajas petri con sorbetes durante 24 horas. Transcurrido este tiempo, se observó la formación de halos alrededor de los sorbetes, como se distingue en la Figura 2. 4, lo que indica incompatibilidad y se descartaron las cepas antagonicas.

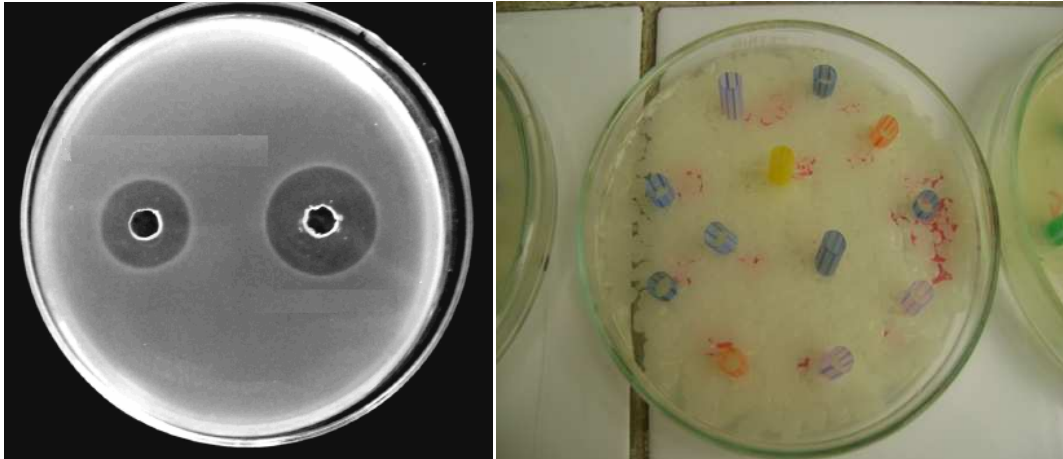


Figura 2. 4 Halos de inhibición, cajas petri para la realización de las pruebas de antagonismo

2.2.7 MASIFICACIÓN AEROBIA

La masificación aerobia es un procedimiento microbiológico usado para activar el crecimiento de bacterias en un medio selectivo que contenga la cantidad de nutrientes suficientes, de modo que estas se reproduzcan rápidamente. (Tortora, 2007, p. 172).

Además, permite obtener un coctel bacteriano de cepas de bacterias no antagonicas propias de las aguas residuales domesticas a ser utilizado en el tratamiento aeróbico.

2.2.7.1 Materiales y equipos utilizados

- ✓ Autoclave, UMCO, 20 L, presión de 0 a 30 psi, temperatura de 212 – 274 °F
- ✓ Balanza analítica, ADAM, 120 g, 0,001 g
- ✓ Cámara digital
- ✓ Compresor, TRUPER, 50 L, 2,5 hp
- ✓ Erlenmeyer, 1 L
- ✓ Filtro para aire
- ✓ Manguera plástica
- ✓ Mechero Bunsen
- ✓ Placas cobre y portaobjetos
- ✓ Probeta, 1000 mL
- ✓ Tiras indicadoras de pH
- ✓ Tubos ependor de cepas aisladas
- ✓ Tubos metálicos

2.2.7.2 Reactivos

- ✓ Caldo Nutritivo (extracto de carne 1 g/L, extracto de levadura 2 g/L, peptonas 5 g/L y cloruro sódico 5 g/L), NEOGEN Corporation.

2.2.7.3 Metodología

El procedimiento para llevar a cabo la masificación aerobia es el siguiente:

- a. Se preparó un litro de caldo nutritivo esterilizado en el autoclave a una presión de 15 psi y se dejó enfriar hasta temperatura ambiente.
- b. Además, los materiales necesarios para la alimentación de oxígeno al caldo nutriente se esterilizaron en el autoclave, tales como: mangueras plásticas, tubos metálicos y corcho para el matraz.
- c. Un vial por cada cepa de bacteria aislada se sacó del congelador y se depositó el contenido en el matraz de vidrio con el caldo nutritivo preparado.
- d. El sistema masificador de bacterias que se ensambló se indica la Figura 2.5. Se utilizó una trampa de agua para evitar que el líquido contenido en el matraz

- se derrame y el suministro de aire es proporcionado por el compresor de 2.5 hp.
- e. Las bacterias se incubaron en el matraz de vidrio con caldo nutriente por un periodo de 48 horas. Se tomaron tres muestras durante este período de tiempo con el fin de verificar el crecimiento bacteriano en presencia de oxígeno, mediante la observación al microscopio.
 - f. Transcurrido el tiempo de incubación, se realizó un recuento de las unidades formadoras de colonias utilizando el método de las diluciones mencionado en la sección 2.2.1. En este caso, se llegó hasta la dilución 10^{-12} .



Figura 2. 5 Instalación del sistema masificador de bacterias

2.3 MATERIALES Y METODOLOGÍA DE ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICO DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Una vez concluida la primera etapa de la selección de microorganismos, un nuevo muestreo de aguas residuales se realizó para caracterizar los parámetros físico-químicos, según la metodología de la sección 2.1.

Las muestras fueron transportadas al Laboratorio de Aguas y Microbiología de la EPN.

Los análisis fisicoquímicos que se realizaron a las aguas residuales domésticas del conjunto habitacional Cántaros I, se detallan a continuación:

- | | |
|-----------------------------|---|
| ✓ Alcalinidad fenolftaleína | ✓ Fosfatos |
| ✓ Alcalinidad total | ✓ Hierro total |
| ✓ Color aparente | ✓ Nitratos |
| ✓ Color real | ✓ Nitritos |
| ✓ Conductividad | ✓ Nitrógeno amoniacal |
| ✓ Cromo total | ✓ Oxígeno disuelto |
| ✓ DBO ₅ | ✓ pH |
| ✓ Detergentes | ✓ Sólidos disueltos (fijos y volátiles) |
| ✓ DQO | ✓ Sólidos totales (fijos y volátiles) |
| ✓ Dureza cálcica | ✓ Sustancias solubles en hexano |
| ✓ Dureza total | ✓ Turbidez |
| ✓ Fenoles | |

En el Anexo V se detalla la metodología de cada uno de los análisis fisicoquímicos realizados, tanto del influente como del efluente del reactor aeróbico.

La metodología de los análisis físico-químicos que se utilizó seguida se encuentra estandarizada en el Laboratorio del Acelerador de Electrones del DCN, de acuerdo a la metodología especificada en el Hach Water Analysis Handbook y en los requerimientos de la norma ISO 17 025:2005.

2.4 PUESTA EN MARCHA DEL REACTOR AEROBIO A ESCALA DE LABORATORIO

La puesta en marcha del reactor aerobio en el laboratorio consistió en la instalación del reactor, la obtención de la curva de calibración de tiempo de retención hidráulico vs caudal de alimentación, la activación del crecimiento de los lodos activados en el reactor hasta alcanzar el estado estacionario, es decir

cuando la concentración de microorganismos y el consumo de la materia orgánica en el reactor alcanzó valores constantes.

2.4.1 MATERIALES Y EQUIPOS UTILIZADOS

- ✓ Aireadores cerámicos
- ✓ Cápsulas de porcelana
- ✓ Compresor, CAMPBELL
HAUSEFELD, 1 HP
- ✓ Cronómetro
- ✓ Manguera de ½"
- ✓ Manómetro
- ✓ Pinzas mohr
- ✓ Probetas
- ✓ Reactor plástico, 8 L
- ✓ Recipiente de alimentación
con boquilla dispensadora,
15 L
- ✓ Rotámetro para aire,
GILMONT Instruments, 10 –
2000 mL/min
- ✓ Silicona

2.4.2 METODOLOGÍA

La instalación del reactor de lodos activados aeróbico a escala de laboratorio se inició con el acoplamiento del reactor para la entrada y salida del agua residual doméstica a tratarse por medio de mangueras y se colocaron pinzas morh con el fin de controlar el caudal del agua residual de alimentación y de salida del reactor. Por motivos de bioseguridad, el reactor se colocó en el interior de la sorbona del Laboratorio de Aguas y Microbiología.

El recipiente que se utilizó para la alimentación continua del agua residual doméstica al bioreactor se colocó en un nivel más alto que el reactor aeróbico, para permitir que el flujo de agua descienda por gravedad.

2.4.2.1 Determinación de la curva de tiempo de residencia hidráulico en el reactor aerobio

Se procedió a medir el tiempo de llenado del reactor para seis diferentes caudales, con el fin de obtener la curva de calibración del tiempo de retención hidráulico vs caudal de alimentación. El proceso de obtención de la curva fue el siguiente:

- a. Se llenó el recipiente de alimentación que se muestra en la Figura 2.6 con la muestra de agua residual doméstica.
- b. Se abrió la llave de alimentación y se calibró la pinza morh para el caudal de alimentación de agua residual hacia el reactor de 0,70 mL/s. El caudal se determinó tomando el volumen de agua residual recolectada en una probeta para un cierto periodo de tiempo. Se midió el tiempo de llenado del reactor.
- c. Se vació el reactor y se repitió el paso b para cinco caudales adicionales: 0,58 mL/min, 1,30 mL/s, 1,90 mL/s, 2,90 mL/s y 3.8 mL/min.



Figura 2.6 Recipiente de alimentación al reactor aerobio.

Una vez obtenida la curva de calibración, flujo vs tiempo de residencia y con los resultados de las pruebas físico-químicas previamente realizadas, se acondicionó el agua residual que ingresa al reactor; es decir, se añadieron los nutrientes (nitrógeno, hierro y manganeso) y se ajustó el pH utilizando el sistema fosfatos

como solución buffer. La concentración de fosfatos que se añadió, se expone en el numeral 3.3.

2.4.2.2 Proceso de inoculación del reactor aeróbico de lodos activados

El proceso de tratamiento aeróbico de aguas residuales se operó según la metodología descrita a continuación:

- a. El reactor se llenó con el agua residual acondicionada. Para iniciar el crecimiento de la masa bacteriana se inoculó el reactor con el concentrado bacteriano preparado en una cantidad igual al 10% del volumen activo del reactor. El volumen del reactor es de 8 L; por lo tanto, la cantidad de inóculo colocada en el reactor fue de 800 mL.
- b. Se instalaron los aireadores cerámicos en el interior del reactor y se encendió el compresor para proporcionar el suministro continuo de aire al reactor.
- c. Se midió el DQO inicial del agua contenida en el reactor.
- d. Se establecieron los siguientes parámetros de operación: sistema de alimentación continua sin reciclo, flujo alimentación y descarga de 2 mL/min, flujo de aire de 0,2 L/min.
- e. Transcurridas 24 horas de operación, se tomó una muestra de agua tanto del interior del reactor como de la descarga y se realizó el análisis de DQO para comprobar el consumo de materia orgánica por la acción del crecimiento de los microorganismos.

Manteniendo los parámetros de operación constantes, se realizaron mediciones diarias de DQO, sólidos volátiles, nitrógeno y fosfatos por un lapso de 6 días, tiempo en el cual se alcanzó un estado estacionario, es decir, el DQO y los SSV se mantuvieron constantes.

2.5 DETERMINACIÓN DE LAS CONSTANTES CINÉTICAS DE LA MASA MICROBIANA AEROBIA

Las constantes cinéticas de la masa microbiana en el reactor aeróbico fueron: K_s (constante de saturación del sustrato), k (tasa máxima de remoción de sustrato por unidad de microorganismos), k_d (tasa específica de declinación endógena), μ (tasa específica de crecimiento), μ_m (tasa específica máxima de crecimiento) y Y (coeficiente de producción bacterial máximo de crecimiento).

2.5.1 MATERIALES Y EQUIPOS UTILIZADOS

- ✓ Balanza Analítica, KERN & Sohn Gmbtt, 10 mg - 220 g, 0,1 mg
- ✓ Baño maría
- ✓ Espectrofotómetro, HACH DR/2000
- ✓ Estufa, Precisión Scientific, 35 °C – 200 °C, 1 °C
- ✓ Mufla, QUINCY LAB INC., 10 °C – 260 °C, 5 °C
- ✓ pH-metro, HANNA Instruments, modelo 8521
- ✓ Reactor de DQO, PALINTEST, 0 – 160 °C, 1 °C
- ✓ Turbidímetro, HACH, modelo 2 100 A, 0,1 – 1
- ✓ Matraz aforado
- ✓ Probeta
- ✓ Pipetas 2 mL, 10 mL, 25 mL
- ✓ Celdas del espectrofotómetro

2.5.2 METODOLOGÍA

Una vez que el proceso en el reactor alcanzó el estado estacionario, el siguiente paso fue determinar las constantes cinéticas para el proceso de tratamiento aeróbico, conforme al procedimiento recomendado por Metcalf y Eddy, que involucra la operación de un reactor aerobio en diferentes tiempos de retención, por lo menos para cinco valores diferentes, dentro de un intervalo de uno a 10 días. Los valores que deben cuantificarse son: caudal, concentración de sustrato

(DQO) y concentración de la biomasa, expresada como sólidos suspendidos volátiles (SSV), (Romero, 2001, p. 467).

En la presente investigación, estos valores se cuantificaron por un lapso de 5 días consecutivos.

El modelo matemático de Metcalf y Eddy para la determinación de las constantes cinéticas de reactores de mezcla completa sin recirculación, se encuentra expuesto en el Anexo VI.

Además, como medida de control del proceso, se realizaron análisis de nitratos, fosfatos y pH; así mismo, se mantuvo constante la alimentación de la muestra de aguas residuales acondicionada (con fosfatos y nitratos). En la Figura 2.7 se puede observar el crecimiento de la biomasa en el reactor aeróbico.



Figura 2.7 Crecimiento de la masa microbiana en el reactor aeróbico a escala de laboratorio

2.6 MEJORAMIENTO DE LAS VARIABLES DE OPERACIÓN DEL REACTOR AEROBIO

El mejoramiento de las variables de operación del reactor aeróbico incluye el análisis de la variación de flujo de alimentación y el reciclo de lodos activados para la descontaminación de las aguas residuales domésticas.

2.6.1 MATERIALES Y EQUIPOS UTILIZADOS

- ✓ Balanza Analítica, KERN & Sohn Gmbtt, 10 mg - 220 g, 0,1 mg
- ✓ Baño maría
- ✓ Bomba peristáltica, HEINDOLPH Type 52100, 150 W
- ✓ Espectrofotómetro, HACH DR/2000
- ✓ Estufa, Precisión Scientific, 35 °C – 200 °C, 1 °C
- ✓ Mufla, QUINCY LAB INC., 10 °C – 260 °C, 5 °C
- ✓ pH-metro, HANNA Instruments, modelo 8521
- ✓ Reactor de DQO, PALINTEST, 0 – 160 °C, 1 °C
- ✓ Turbidímetro, HACH, modelo 2 100 A, 0,1 – 1
- ✓ Celdas de espectrofotómetro
- ✓ Matraz aforado
- ✓ Pipetas 2 mL, 10 mL, 25 mL

2.6.2 METODOLOGÍA

Para determinar las mejores variables de operación del reactor aeróbico a escala de laboratorio, se ensayaron diferentes caudales de alimentación: 3, 6, 9 y 15 mL/min, diferentes porcentajes de recirculación de los lodos activados: 15, 25, 35 y 50% y diferentes caudales de aire: 0,04, 0,2 y 0,4 L/min.

Además, se estudió la influencia de la variación de la concentración de DQO del influente, para tres valores diferentes: 1000, 1850 y 3000 mg/L.

2.6.2.1 Influencia del flujo de alimentación de aguas residuales domésticas al reactor aeróbico a escala de laboratorio

El procedimiento para determinar la influencia del flujo de alimentación de aguas residuales domésticas al reactor aeróbico a escala de laboratorio fue:

- a. Se calibró un caudal inicial de alimentación de 3 mL/min y se realizó la medición del DQO del efluente. Cada 24 horas se realizaron análisis de DQO, SSV, pH, nitratos y fosfatos, tanto del agua residual en el reactor como del influente, hasta que las mediciones de DQO fueron constantes.
- b. Una vez que el valor de DQO del efluente alcanzó un valor constante, se realizaron todos los análisis físico-químicos indicados en la sección 2.3.
- c. Se repitieron los procedimientos de los literales a y b para los tres caudales restantes de alimentación, o sea: 6, 9, 15 mL/min.
- d. Se analizaron los diferentes resultados (expuestos en la sección 3.6.1) y se seleccionó el caudal de alimentación óptimo para este proceso.

2.6.2.2 Determinación del porcentaje de reciclaje de la biomasa hacia el reactor aeróbico, a escala de laboratorio

Una vez seleccionado el caudal óptimo de alimentación de aguas residuales, se procedió a determinar la influencia del porcentaje de reciclaje de la biomasa hacia el reactor aeróbico, de acuerdo al siguiente procedimiento:

- a. En primer lugar, se instaló el sedimentador secundario como se observa en la Figura 2.8.
- b. Se acopló la manguera de silicona en la base del sedimentador para la recirculación de la biomasa al reactor a través de una bomba peristáltica.
- c. Manteniendo el caudal óptimo de alimentación constante, previamente determinado en el estudio de la influencia del flujo de alimentación, se estableció el porcentaje de reciclaje de la biomasa que permitió la mayor descontaminación. Cada 24 horas se realizaron análisis de DQO, SSV, pH, nitratos y fosfatos, tanto del agua residual en el reactor como del influente, hasta que las mediciones de DQO fueron constantes.

- d. Una vez que el valor de DQO del efluente alcanzó un valor constante, se realizaron todos los análisis físico-químicos del efluente indicados en la sección 2.3.
- e. Se repitieron los procedimientos de los literales c y d para tres porcentajes restantes de recirculación de las biomasa: 15%, 25%, 35% y 50%.

2.6.2.3 Análisis de la influencia de la concentración del sustrato en el influente del reactor aeróbico, a escala de laboratorio.

Con respecto a la aireación, el flujo de aire en el reactor, en todos los casos anteriores, se mantuvo constante; pero también se realizaron pruebas para determinar la influencia de la variación del flujo de aire en el proceso de descontaminación de las aguas domésticas por lodos activados, manteniendo constante el caudal de alimentación y el porcentaje de reciclo optimizado anteriormente. Los flujos adicionales de aire ensayados fueron: 0,04 L/min, 0,2 L/min y 0,4 L/min y se procedió de manera similar a los casos anteriores.

2.6.2.4 Influencia del flujo de aire en el reactor aeróbico, a escala de laboratorio

Finalmente, se estudió la influencia de la variación en la concentración del DQO del influente, bajo los valores de: 1000, 1850 y 3000 mg/L. El procedimiento seguido fue similar a los casos anteriores.



Figura 2.8 Sedimentador secundario y bomba peristáltica acoplados al sistema de tratamiento aeróbico del agua doméstica contaminada

2.7 DESINFECCIÓN DEL AGUA PROCEDENTE DEL REACTOR AEROBIO

El agua tratada que sale del reactor aeróbico contiene microorganismos que debían ser eliminados por desinfección para que el agua tratada sea apta para su reuso, sin que exista riesgo de afección para la salud humana.

2.7.1 MATERIALES Y EQUIPOS

- ✓ Autoclave, UMCO, 20 L, presión de 0 a 30 psi, temperatura de 212 – 274 °F
- ✓ Bomba de vacío, EMERSON, 1/3 HP, 1 725 RPM
- ✓ Incubadora, MEMERT, 100°C, 1°C
- ✓ Kitasato
- ✓ Embudo Filtrante
- ✓ Pinza
- ✓ Caja petri de 45 mm de diámetro
- ✓ Membrana de 45 µm de tamaño de poro

2.7.2 REACTIVOS

- ✓ Hipoclorito de sodio, 5% LAM
- ✓ Medio m – Endo Total Coliform Broth
- ✓ Medio m – FC Broth with Rosilic Acid

2.7.3 METOLOGÍA

El proceso de desinfección del agua tratada en el reactor aeróbico permite disminuir la concentración de microorganismos presentes en el efluente. El desinfectante utilizado fue el hipoclorito de sodio.

Los coliformes totales son los microorganismos indicadores de la eficiencia de un proceso de desinfección y su eliminación se considera un indicativo de la mortalidad de los microorganismos patógenos presentes en el agua tratada (Henry y Heinke, 1999, pp. 274, 275).

El método que se utilizó para la determinación de coliformes fecales fue el de filtración de membrana que se detalla a continuación:

- a. Se añadieron 120 mg/L de hipoclorito de sodio al efluente del reactor aeróbico, como se ilustra en la Figura 2.9.
- b. Se esterilizó el material a utilizarse (pinza, filtro, kitasato) en el autoclave.
- c. Se instaló el equipo de filtración al vacío (APHA et al. 1985, pp. 913).
- d. Se tomó una caja petri previamente identificada y se colocó el medio de cultivo para analizar coliformes totales (m – Endo Total Coliform Broth).
- e. Se filtró 100 mL de muestra a través de la membrana de 45 µm de tamaño de poro y con la ayuda de una pinza esterilizada se colocó en la caja petrí.
- f. Se dejó en la incubadora por 24 h a 40°C.
- g. Se realizó un recuento de coliformes totales en unidades formadoras de colonias por 100 mL.



Figura 2.9 Muestras de agua del efluente del proceso de descontaminación aerobio de las aguas domésticas contaminadas antes y después del proceso de desinfección con hipoclorito de sodio

2.8 DIMENSIONAMIENTO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO AERÓBICO

El dimensionamiento del sistema de tratamiento aeróbico de aguas residuales para el Conjunto residencial “Cántaros I” se realizó con base en los resultados obtenidos para la determinación de la cinética microbiana y las mejores variables de operación.

El dimensionamiento del sistema de tratamiento contempla los siguientes pasos:

- ✓ Determinación de la población de diseño
- ✓ Determinación del caudal de diseño
- ✓ Dimensionamiento del tanque de acondicionamiento
- ✓ Dimensionamiento del reactor aerobio
- ✓ Dimensionamiento del sedimentador secundario
- ✓ Especificaciones de la unidad de clorinación

2.8.1 POBLACIÓN DE DISEÑO

Para el cálculo de la población de diseño del conjunto habitacional Cántaros I se consideró que cada vivienda posee una capacidad de seis habitantes; por lo tanto, la población máxima para este conjunto habitacional de 48 viviendas es de 288 habitantes.

Para determinar la población de diseño, es necesario tomar en cuenta las posibles variaciones de la población que se pueden presentar los fines de semana y días festivos por la llegada de visitas a las viviendas.

El número de visitas por fines de semana (V_{fds}) al año se calculó considerando 52 sábados y domingos y asumiendo un promedio de 4 habitantes extras por casa y por día.

$$V_{fds} = \frac{\text{número visitas}}{\text{casa.día}} * \frac{(\text{sabados} + \text{domingos})}{\text{año}} * \text{número de viviendas} \quad [2.1]$$

Donde:

V_{fs} = visitas estimadas por fin de semana al año

El número de visitas por feriados (V_{fd}) durante el año, con un factor de seguridad del 10%, se calculó tomando en cuenta las 12 festividades que hay durante el año y asumiendo un total de 4 visitas por vivienda.

$$V_{fd} = \frac{\text{número visitas}}{\text{casa.feriado}} * \frac{\text{número de feriados}}{\text{año}} * 48 \text{ viviendas} * 1,1 \quad [2.2]$$

Donde:

V_{fd} = visitas estimadas por feriados al año

Por lo tanto, para estimar la población de diseño se suma el aporte de las visitas y de la capacidad poblacional máxima del conjunto habitacional.

2.8.2 CAUDAL DE DISEÑO

El caudal de diseño se calculó mediante la Ecuación 2.3, tomando en cuenta el consumo diario de agua potable por habitante en la ciudad de Quito (EPMAPS, 2012).

$$Q_{\text{aguas residuales}} = \frac{\text{Consumo}}{\text{hab. día}} * \# \text{ hab} \quad [2.3]$$

Donde:

$Q_{\text{aguas residuales}}$ = caudal de aguas residuales

Para determinar los caudales pico y mínimo, Torres, et al., 2009, p. 10 propone calcular, en primer lugar, el factor de seguridad por medio de la Ecuación 2.4 en el dimensionamiento de plantas de tratamiento de aguas.

$$M = 1 + \frac{14}{(4 + P_t^{0,5})} \quad [2.4]$$

Donde:

M = Factor de seguridad

P_t = población servida (100%)

Una vez determinado el factor de seguridad, se calcularon los caudales pico y mínimo mediante las Ecuaciones 2.3 y 2.4.

$$Q_{\text{pico}} = M * Q_{\text{aguas residuales}} \quad [2.5]$$

$$Q_{\text{mínimo}} = \frac{Q_{\text{aguas residuales}}}{M} \quad [2.6]$$

2.8.3 DIMENSIONAMIENTO DE LAS UNIDADES QUE COMPONEN EL SISTEMA DE TRATAMIENTO AERÓBICO

Las unidades que se dimensionaron para el sistema de tratamiento aeróbico son:

Tanque de acondicionamiento: Para dimensionar esta unidad se consideraron los requerimientos de nutrientes y de la solución buffer que controla el pH del influente, el caudal de diseño y la potencia del agitador acoplado a esta unidad.

Reactor aerobio: Para dimensionar el reactor se tomaron en cuenta los parámetros de descarga del efluente, las condiciones de operación previamente determinadas, las constantes cinéticas, caudal, porcentaje de reciclo y flujo de aire.

Sedimentador secundario: Para dimensionar el sedimentador se consideraron la velocidad de sedimentación de los lodos y la concentración final de sólidos suspendidos volátiles en el efluente.

Unidad de desinfección: Se determinó la dosis de cloro requerida para la eliminación de las bacterias presentes en el agua tratada procedente del reactor aerobio.

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los análisis y las técnicas utilizadas para caracterizar el proceso de tratamiento aerobio de las aguas residuales domésticas, a escala de laboratorio, llevado a cabo en los laboratorios de la Escuela Politécnica Nacional, están orientados a la determinación de los parámetros de operación del reactor aerobio y estudiar el efecto de cada una de las variables involucradas en la descontaminación de la materia orgánica por la acción microbiana.

El muestreo del agua residual doméstica, los procedimientos de la identificación y la selección de las cepas de microorganismos a ser utilizados en el biotratamiento y la metodología empleada en los análisis físico-químicos del agua contaminada y en la determinación de las constantes cinéticas de la masa microbiana, expuestos en la parte experimental, permitieron llevar a cabo el estudio del mejoramiento de las variables de operación del proceso aerobio.

Los diferentes resultados obtenidos se consideran la base para proponer posteriormente el dimensionamiento de un sistema de tratamiento aerobio de aguas residuales domésticas para un el conjunto residencia “Los Cantaros I” de la ciudad de Quito.

3.1 IDENTIFICACIÓN Y SELECCIÓN DE LAS CEPAS DE MICROORGANISMOS

3.1.1 CONTEO DE LA POBLACIÓN MICROBIANA PRESENTE EN EL AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA DEL CONJUNTO HABITACIONAL EN ESTUDIO

De la muestra compuesta recolectada en el conjunto habitacional “Los Cantaros I”, analizada en el laboratorio de la empresa Agrodiagnostic, se obtuvieron los

resultados de la concentración de microorganismos en el agua residual doméstica.

La Figura 3.1 muestra dos cajas petri con el cultivo de bacterias resultado de la siembra de las diluciones.

Se seleccionó para cada sub muestra analizada aquellas cajas petri en las cuales se observó que el crecimiento de unidades formadoras de colonias (UFC) estaba comprendido en un rango entre 30 - 300 UFC.

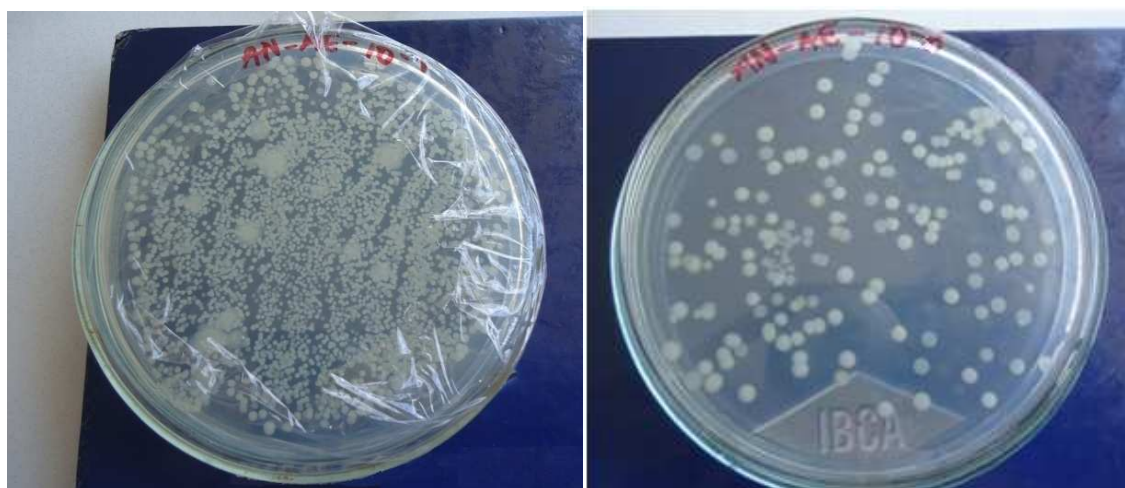


Figura 3.1 Cajas petri con agar nutriente y siembra de las diluciones 10^{-1} y 10^{-3} para el conteo de la concentración de microorganismos en las aguas residuales.

Los resultados del conteo total de microorganismos presentes en las aguas residuales domésticas para las tres sub-muestras, se exponen en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1 Resultado del conteo de microorganismos presentes en las aguas residuales domésticas del conjunto habitacional “Los Cantaros” para las tres sub-muestras

SUB-MUESTRA 1 (UFC/mL)		SUB-MUESTRA 2 (UFC/mL)		SUB-MUESTRA 3 (UFC/mL)	
Primera paralela	Segunda paralela	Primera paralela	Segunda paralela	Primera paralela	Segunda paralela
$5,84 \times 10^6$	$7,10 \times 10^6$	$5,52 \times 10^6$	$8,90 \times 10^6$	Sin resultados	$7,00 \times 10^6$
PROMEDIO	$6,47 \times 10^6$	$7,21 \times 10^6$		$7,00 \times 10^6$	

Las diluciones en las que se observó presencia de hongos fueron descartadas. En la primera paralela de la sub-muestra 3 no se obtuvo ninguna caja apta para realizar el conteo, debido a que todas las cajas se contaminaron con hongos.

El valor promedio del conteo de microorganismos del agua residual del conjunto habitacional Los Cantaros es de: **6,89 x 10⁶ UFC/mL**.

3.1.2 AISLAMIENTO E IDENTIFICACIÓN BIOQUÍMICA DE LAS CEPAS BACTERIANAS DE LAS AGUAS CONTAMINADAS DEL CONJUNTO HABITACIONAL EN ESTUDIO

A partir de los cultivos de las diferentes diluciones preparadas, se aislaron las diferentes cepas bacterianas detectadas visualmente y se realizaron tinciones Gram que permitieron identificar en el microscopio la forma y la respuesta a la tinción de cada una de las cepas.

En total se aislaron 13 cepas y se asignó un código de identificación a cada una. Los resultados de la tinción Gram se exponen en la Tabla 3.2:

Las bacterias gram positivas que se tiñen de una coloración azul, como se observa en la Figura 3.2 y se encontraron en forma esporulada.

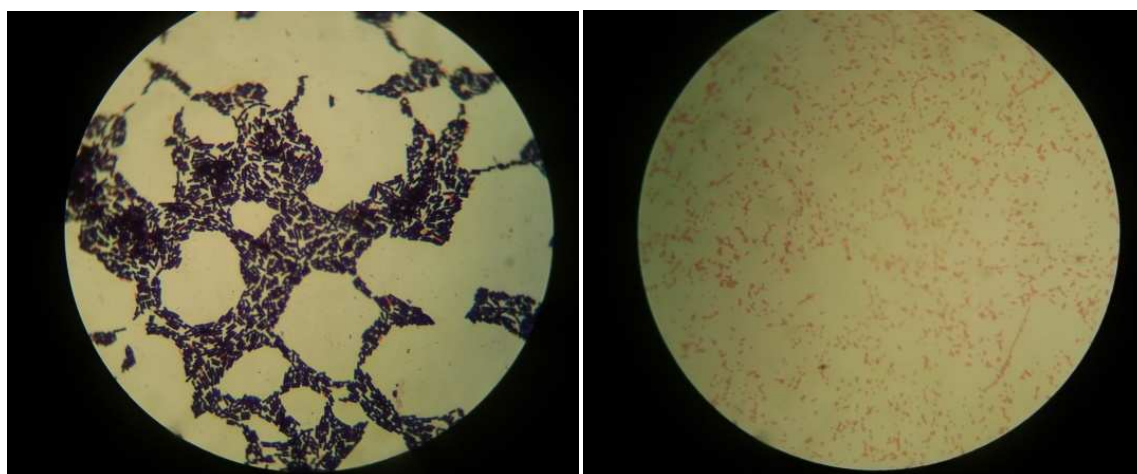


Figura 3.2 Bacterias gram positivas y gram negativas observadas al microscopio

Como se observa en la Tabla 3.2, las bacterias aisladas en su mayoría fueron bacilos gram negativos (coloración rosada) como se observa en la Figura 3.2.

Tabla 3.2 Forma y respuesta a la tinción Gram de las bacterias seleccionadas del agua residual doméstica del conjunto “Cántaros I”

Código de identificación de la colonia	FORMA	GRAM STAIN
1	Bacilo Esporulado	Positivo
2	Bacilo	Negativo
3	Bacilo	Negativo
4	Bacilo	Negativo
5	Bacilo	Contaminado
6	Bacilo	Negativo
7	Bacilo	Negativo
8	Bacilo Esporulado	Positivo
9	Bacilo Esporulado	Positivo
10	Bacilo Esporulado	Positivo
11	Bacilo Esporulado	Positivo
12	Bacilo Esporulado	Positivo
13	Cocos	Positivo
14	Bacilo	Negativo

Posterior a la caracterización gram de las cepas aisladas, se procedió a identificar bioquímicamente las especies de bacterias gram negativas, ya que en el laboratorio de la empresa Agrodiagnostic se disponían de pruebas bioquímicas para la identificación de bacterias Gram negativas.

En cuanto a las bacterias gram positivas esporuladas, únicamente se determinó el género al que pertenecían mediante observación al microscopio, a excepción de los cocos cuya especie si pudo ser identificada.

Las bacterias gram positivas esporuladas pertenecen a los géneros *Bacillus* o *Clostridium*. Para distinguir entre estos dos géneros, se analiza la posición de la espora en la célula (Tortora, 2007, p. 330).

Además, se realizó un conteo de las unidades formadoras de colonia, por cada especie de bacteria aislada, con el fin de determinar la composición bacteriana de las aguas residuales domésticas. Estos resultados se detallan en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3 Identificación bioquímica y composición bacteriana porcentual para el agua residual doméstica del conjunto habitacional “Cantaros I”

Código de identificación de la colonia	TIPO	GENERO/ESPECIE	CONTAJE UFC / mL	COMPOSICIÓN (%)
1	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	$5,90 \times 10^5$	8,58
2	Bacilo -	<i>Pseudomona enteriditis</i>	$9,50 \times 10^5$	13,82
3	Bacilo -	<i>Escherichia Coli</i>	$4,30 \times 10^5$	6,26
4	Bacilo -	<i>Citrobacter ferundi</i>	$9,80 \times 10^5$	14,26
6	Bacilo -	<i>Enterobacter aerogenes</i>	$7,60 \times 10^5$	11,06
7	Bacilo -	<i>Enterobacter aerogenes</i>	$4,20 \times 10^5$	6,11
8	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	$6,80 \times 10^5$	9,89
9	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	$2,60 \times 10^5$	3,78
10	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	$2,70 \times 10^5$	3,93
11	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	$3,80 \times 10^5$	5,53
12	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	$4,50 \times 10^5$	6,55
13	Cocos +	<i>Staphilococcus aureus</i>	$7,30 \times 10^4$	1,06
14	Bacilo -	<i>Pseudomona enteriditis</i>	$6,30 \times 10^5$	9,17

Los bacilos gram positivos identificados pertenecen al género *Bacillus* y representan un 38,26% de la población bacteriana presente en el agua residual del conjunto habitacional en estudio, que se concluye de los resultados presentados en Tabla 3.3.

De los bacilos gram negativos, el género *Citrobacter* es el más abundante (14,26%), seguido del género *Pseudomona* (13,82%) y *Enterobacter* (11,06 %).

La identificación de los cocos gram positivos permitió establecer que estos pertenecen a la especie *Staphilococcus aureous* (1,06%).

3.1.3 CONTEO, AISLAMIENTO E IDENTIFICACIÓN BIOQUÍMICA DE LAS CEPAS BACTERIANAS DE LAS AGUAS CONTAMINADAS DEL CONJUNTO HABITACIONAL PORTÓN DEL VALLE

El muestreo adicional realizado en el conjunto habitacional “Porton del Valle” permitió obtener una mayor diversidad de especies bacterianas, para formular un coctel representativo de las aguas residuales para la inoculación del reactor aeróbico. Si bien lo ideal sería formular un coctel bacteriano con cepas propias del agua residual a tratarse, es poco práctico realizar este estudio específico para cada planta de tratamiento a instalarse.

Para que el proceso aeróbico no se vea afectado, se realizaron pruebas de antagonismo entre las cepas aisladas del agua contaminada proveniente de los dos conjuntos habitacionales y posteriormente se estudió la validez del coctel bacteriano para el proceso aeróbico con las aguas residuales del Conjunto habitacional “Los Cántaros I”.

Los resultados del conteo de microorganismos en el agua residual del conjunto habitacional “Portón del Valle”, se exponen en la Tabla 3.4.

Tabla 3.4 Resultado del conteo de microorganismos presentes en las aguas residuales domésticas del conjunto habitacional “Portón del Valle” para las tres sub-muestras

SUB-MUESTRA1 (UFC/mL)		SUB-MUESTRA 2 (UFC/mL)		SUB-MUESTRA 3 (UFC/mL)	
Primera paralela	Segunda paralela	Primera paralela	Segunda paralela	Primera paralela	Segunda paralela
-	9,51 x 10 ⁶	4,56 x 10 ⁶	8,30 x 10 ⁶	8,64 x10 ⁶	13 x 10 ⁶
PROMEDIO	9,51 x 10 ⁶	7,95 x 10 ⁶		11,61 x10 ⁶	

El valor promedio de los tres ensayos permite determinar que la concentración de microorganismos en el agua residual doméstica del conjunto “Portón del Valle” es de: **9,70 x 10⁶ UFC/mL**, que es similar al promedio obtenido en el agua doméstica contaminada del conjunto habitacional “Los Cantaros I”.

Así mismo, como se mencionó en la sección 2.2.5, se realizó el aislamiento e identificación de las bacterias presentes en el agua residual del conjunto “Portón del Valle”, bajo los mismos procedimientos seguidos anteriormente.

Los resultados de las observaciones y la respuesta a la tinción Gram se detallan en la Tabla 3.5.

Tabla 3.5 Forma y respuesta a la tinción gram de las bacterias pre-identificadas del agua residual doméstica del conjunto “Portón del Valle”

Código de identificación de la colonia	TIPO	GRAM STAIN
1'	Bacilo	Negativo
2'	Bacilo	Negativo
3'	Bacilo	Negativo
5'	Bacilo	Negativo
8'	Bacilo	Negativo
10'	Bacilo	Negativo
11'	Bacilo	Negativo
12'	Bacilo Esporulado	Positivo
14'	Bacilo Esporulado	Positivo
15'	Cocos	Positivo
16'	Bacilo	Negativo
17'	Bacilo	Negativo
18'	Bacilo Dipteroide	Positivo
19'	Bacilo Esporulado	Positivo
20'	Bacilo Esporulado	Positivo

Algunas cepas de microorganismos se descartaron debido a que al realizar el gram stain se confirmó que se encontraban contaminadas con hongos, como se observa en la Tabla 3.5.

La especie de las bacterias gram negativas, la identificación del género de los bacilos gram positivos, así como la composición porcentual de las bacterias presentes en las aguas contaminadas domésticas del conjunto “Portón del Valle” se exponen en la Tabla 3.6.

Tabla 3.6 Identificación bioquímica y composición bacteriana porcentual para el agua residual doméstica del conjunto habitacional “Portón del Valle”

Código de identificación de la colonia	TIPO	GÉNERO/ESPECIE	CONTAJE UFC / mL	COMPOSICIÓN (%)
1'	Bacilo -	<i>Pseudomona typhi</i>	$2,10 \times 10^5$	2,16
2'	Bacilo -	<i>Shigella flexneri</i>	$2,80 \times 10^5$	2,89
3'	Bacilo -	<i>Citrobacter ferundi</i>	$7,90 \times 10^5$	8,14
5'	Bacilo -	<i>Citrobacter ferundi</i>	$1,90 \times 10^5$	1,96
8'	Bacilo -	<i>Klebsiella pneumonia</i>	$9,60 \times 10^5$	9,90
10'	Bacilo -	<i>Pseudomona typhi</i>	$3,90 \times 10^5$	4,02
11'	Bacilo -	<i>Klebsiella pneumonia</i>	$7,30 \times 10^4$	0,75
12'	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	$1,90 \times 10^5$	1,96
14'	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	$2,60 \times 10^4$	0,27
15'	Cocos +	<i>Staphilococcus aureus</i>	$9,60 \times 10^4$	0,99
16'	Bacilo -	<i>Escherichia Coli</i>	$2,80 \times 10^6$	28,87
17'	Bacilo -	<i>Pseudomona typhi</i>	$4,85 \times 10^5$	5,00
18'	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	$1,80 \times 10^6$	18,56
19'	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	$9,40 \times 10^5$	9,69
20'	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	$4,70 \times 10^5$	4,85

Los bacilos gram positivos identificados pertenecen al género *Bacillus* y representan un 35,33% de la población bacteriana presente en el agua residual del conjunto habitacional “Portón del Valle”, como se concluye de los resultados presentados en Tabla 3.6.

De los bacilos gram negativos, la especie *E. Coli* es la más abundante (28,87%), seguido por el género *Pseudomona* (11,18%), *Enterobacter* (11,06 %), *Klebsiella* (10,65%) y *Citrobacter* (10,10%).

La identificación de los cocos gram positivos permitió establecer que pertenecen a la especie *Staphilococcus aureous* (0,99%).

Después de la realizar los aislamientos de las dos fuentes de agua doméstica servida, se puede concluir que en las dos muestras de agua residual doméstica existen géneros de bacterias comunes como son las *Pseudomona*, *Citrobacter* y *Bacillus* que por lo general, son especies bacterianas que se encuentran presentes en los procesos de lodos activados (Henze et al. 1996, p. 57).

3.1.4 PRUEBAS DE ANTAGONISMO

La formación de halos de inhibición alrededor de las cepas antagonicas permitió determinar la incompatibilidad entre las cepas aisladas. Algunos ejemplos de la formación de halos de inhibición se observan en la Figura 3.3.



Figura 3.3 Placas petri de agar nutriente con cultivos en superficie de todas las cepas para observar la formación de halos de inhibición de crecimiento

Como se puede observar en la Figura 3.3, el crecimiento de las colonias de bacterias alrededor de las cepas antagónicas es casi nulo debido a la incompatibilidad entre ellas. Cabe mencionar, que estas pruebas se realizaron entre todas las cepas bacterianas aisladas e identificadas tanto del agua residual del conjunto “Los Cantaros I” como las del agua residual del conjunto “Portón del Valle”.

Los resultados de incompatibilidad de las bacterias aisladas se reportan en la Tabla 3.7.

Tabla 3.7 Cepas de bacterias incompatibles entre sí, de acuerdo a los resultados de las pruebas de antagonismo

CÓDIGO	Colonia sembrada	CEPA INCOMPATIBLE
2, 14	<i>Pseudomona enteriditis</i>	<i>Bacillus</i>
6, 7	<i>Enterobacter aerogenes</i>	<i>Bacillus, E. Coli</i>
10	<i>Bacillus</i>	<i>Pseudomona enteriditis</i> <i>Bacillus (11)</i>
11	<i>Bacillus</i>	<i>Klebsiella pneumonia</i>
12	<i>Bacillus</i>	<i>Enterobacter aerogenes</i>
13	<i>Staphilococcus aureus</i>	<i>Bacillus (9, 12)</i>
2'	<i>Shigella flexneri</i>	<i>Klebsiella pneumonia</i> <i>Staphilococcus aureus</i>
5'	<i>Citrobacter ferundi</i>	<i>Eschericia coli</i>
8'	<i>Klebsiella pneumonia</i>	<i>Citrobacter ferundi</i>
10'	<i>Pseudomona typhi</i>	<i>Pseudomona typhi</i>
11'	<i>Klebsiella pneumonia</i>	<i>Bacillus (11)</i> <i>Staphilococcus aureus</i>
12'	<i>Bacillus</i>	<i>Enterobacter aerogenes</i> <i>Escherichia coli</i>
19'	<i>Bacillus</i>	<i>Klebsiella pneumonia</i>
20'	<i>Bacillus</i>	<i>Bacillus (12')</i>

Mediante un análisis de los resultados presentados en la Tabla 3.7 se procedió a descartar las cepas incompatibles entre sí; por ejemplo, la cepa 12 del género

Bacillus presenta incompatibilidad con las cepa *Enterobacter aerogenes*, por lo tanto la cepa 12 fue descartada.

Las cepas compatibles entre sí fueron criopreservadas para formar parte del coctel bacteriano con el cual se inoculó el reactor aerobio.

Por lo tanto, las cepas que formaron parte del coctel bacteriano se presentan en la Tabla 3.8 y se reduce a un total de 19 cepas de bacterias aisladas a partir de los muestreos realizados en los dos conjuntos habitacionales.

Tabla 3.8 Bacterias selectivas aisladas de las aguas domésticas contaminadas para la formulación del coctel bacteriano

COLONIA	TIPO	GÈNERO/ESPECIE
1	Bacilo +	<i>Bacillus</i>
2	Bacilo -	<i>Pseudomona enteriditis</i>
3	Bacilo -	<i>Escherichia Coli</i>
4	Bacilo -	<i>Citrobacter ferundi</i>
6	Bacilo -	<i>Enterobacter aerogenes</i>
8	Bacilo -	<i>Enterobacter aerogenes</i>
9	Bacilo +	<i>Bacillus</i>
10	Bacilo +	<i>Bacillus</i>
11	Bacilo +	<i>Bacillus</i>
13	Bacilo +	<i>Bacillus</i>
14	Bacilo +	<i>Bacillus</i>
1'	Bacilo -	<i>Pseudomona typhi</i>
2'	Bacilo -	<i>Shigella flexneri</i>
8'	Bacilo -	<i>Klebsiella pneumonia</i>
15'	Cocos +	<i>Staphilococcus aureus</i>
17'	Bacilo +	<i>Pseudomona typhi</i>
18'	Bacilo +	<i>Bacillus</i>
19'	Bacilo +	<i>Bacillus</i>
20'	Bacilo +	<i>Bacillus</i>

Los bacilos gram positivos para los cuales solo se pudo identificar el género, no fueron descartados para la formulación del coctel bacteriano, ya que al no conocer la especie a la cual pertenecen, no se puede afirmar que sean las mismas cepas.

3.1.5 MASIFICACIÓN AEROBIA

Durante la masificación aerobia se preparó 1 L de coctel bacteriano líquido con las cepas aisladas que se detallaron en la Tabla 3.8. Transcurridas 48 horas de incubación, se realizó un conteo total de las bacterias presentes en el coctel bacteriano y el resultado del conteo total de bacterias fue de **2,51x10¹¹ UFC/mL**.

La composición porcentual de cada cepa bacteriana en el coctel preparado se expone en la Tabla 3.9.

Tabla 3.9 Composición porcentual de cada bacteria seleccionada en el coctel bacteriano a ser usado en el tratamiento aeróbico del agua doméstica contaminada.

Código de identificación de la colonia	TIPO	ESPECIE	Contaje por cada tipo de bacteria (UFC/ mL)	Composición bacteriana (%)
1	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	8,10E+09	3,25
2	Bacilo -	<i>Pseudomona enteriditis</i>	3,50E+10	14,06
3	Bacilo -	<i>Escherichia coli</i>	1,60E+09	0,64
4	Bacilo -	<i>Citrobacter ferundi</i>	3,00E+10	12,05
6	Bacilo -	<i>Enterobacter aerogenes</i>	2,80E+10	11,24
8	Bacilo -	<i>Enterobacter aerogenes</i>	9,70E+09	3,90
9	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	3,30E+10	13,25
10	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	2,80E+09	1,12
11	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	4,70E+09	1,89
13	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	2,10E+10	8,43
14	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	1,90E+09	0,76
1'	Bacilo -	<i>Pseudomona thyphi</i>	1,60E+10	6,43
2'	Bacilo -	<i>Shigella flexneri</i>	7,80E+09	3,13

Tabla 3.9 Composición porcentual de cada bacteria seleccionada en el coctel bacteriano a ser usado en el tratamiento aeróbico del agua doméstica contaminada (**continuación...**)

Código de identificación de la colonia	TIPO	ESPECIE	Contaje por cada tipo de bacteria (UFC/ mL)	Composición bacteriana (%)
8'	Bacilo -	<i>Klebsiella pneumonia</i>	6,70E+09	2,69
15'	Cocos +	<i>Staphilococcus aureus</i>	2,10E+09	0,84
17'	Bacilo -	<i>Pseudomona typhi</i>	2,70E+09	1,08
18'	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	3,30E+10	13,25
19'	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	1,50E+09	0,60
20'	Bacilo +	<i>Bacillus</i>	3,40E+09	1,37

En general, las bacterias de acuerdo al género al cual pertenecen se agrupan como se indica en la Tabla 3.10. El género *Bacillus* es el predominante en la composición del coctel bacteriano con un 43,9%, seguido por el género *Pseudomona* (21,57%). Estos dos géneros de bacterias son excelentes consumidores de materia orgánica (Henry y Heinke, 1999, p. 259).

Tabla 3.10 Composición porcentual del inóculo seleccionado agrupada por género de bacterias

GÉNERO	Composición bacteriana (%)
<i>Bacillus</i>	43,9
<i>Citrobacter</i>	12,05
<i>Escherichia</i>	0,64
<i>Enterobacter</i>	15,14
<i>Klebsiella</i>	2,69
<i>Pseudomona</i>	21,57
<i>Shigella</i>	3,13
<i>Staphilococcus</i>	0,84

De lo expuesto en la Tabla 3.10, se concluye que el coctel bacteriano preparado contiene importantes bacterias para la degradación de los compuestos orgánicos propios de las aguas residuales domésticas como confirma Ortiz et al. (2004)

en su estudio sobre la bioactividad de bacterias heterótrofas, en el cual aísla bacterias procedentes de “La Bahía de la Habana” y demuestra que estos géneros de bacterias tienen la capacidad de oxidar materia orgánica para obtener dióxido de carbono y agua. En particular, las bacterias del género *Bacillus* utilizan como fuente de alimento diferentes azúcares presentes en las aguas residuales (pp. 7-9).

Además, en el coctel bacteriano preparado se encuentran especies como *E. Coli* y *S. aureus* que son microorganismos patógenos, que pueden estar presentes en los lodos biológicos de la planta de tratamiento aeróbico, debido a que el reactor biológico capta desechos con microorganismos patógenos, que al final del tratamiento deben ser eliminados a través de un proceso de desinfección adecuado para el efluente (Nebel y Wright, 1999, p. 334).

3.2 ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICOS DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS DEL CONJUNTO HABITACIONAL EN ESTUDIO

Para caracterizar el agua residual doméstica del conjunto habitacional en estudio, se realizaron tres muestreos compuestos, según la metodología descrita en la sección 2.1.

Los resultados de los análisis de los parámetros físico-químicos seleccionados en el numeral 2.3, incluido el valor promedio de las tres muestras compuestas tomadas en diferentes días se presentan en la Tabla 3.11.

Tabla 3.11 Caracterización físico-química de las aguas residuales del conjunto habitacional “Cantaros I”

Parámetro	Unidades	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	PROMEDIO
[HCO ₃ ⁻]	mg /L	157,26	157,94	111,07	142,09 ± 21,94
NH ₄ ⁺	mg NH ₃ /L	1,94	2,22	2,05	2,07 ± 0,12
Ceras y Grasas	mg/L	41,40	38,36	47,15	42,30 ± 3,64
Color Aparente	unid Pt-Co	> 550	> 550	> 550	> 550
Color Real	unid Pt-Co	480	472	490	481 ± 7
Conductividad	uS/cm	766	755	800	774 ± 19
Cromo total	mg Cr /L	0,12	0,12	0,12	0,12 ± 0
DBO ₅	mg O ₂ /L	908	885	871	888 ± 15,25
Detergentes	mg/L	3,50	2,71	4,20	3,47 ± 0,61
DQO	mg O ₂ /L	1833	1876	1842	1850 ± 18
[Ca ⁺²]	mg/L	74	77	76	76 ± 1,25
[Mg ⁺²]	mg/L	7	5	6	5 ± 1,25
Dureza total como CaCO ₃	mg/L	212	214	210,00	212 ± 2
Fenoles	mg/L	0,015	0,016	0,014	0,02 ± 0
Fosfatos	mg PO ₄ ⁻³ /L	0,52	0,57	0,63	0,57 ± 0,04
Hierro Total	mg Fe /L	<0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Nitratos	mg NO ₃ ⁻ /L	26,66	27,32	27,87	27,28 ± 0,49
Nitritos	mg NO ₂ ⁻ /L	0,046	0,050	0,072	0,056 ± 0,011
Oxígeno Disuelto	mg/L	0,50	0,60	0,40	0,50 ± 0,08
pH	-	6,23	5,73	5,43	5,80 ± 0,33
Sólidos Totales	mg/L	1945	1589	2160	1898 ± 235
Sólidos Totales Disueltos	mg/L	910	940	955	935 ± 19
Temperatura	°C	18,30	19,40	19,10	19 ± 0,46
Turbidez	NTU	236	323	410	323 ± 71

$\bar{x} \pm \sigma$ (n = 3)

Los valores promedios calculados para cada parámetro físico-químico son utilizados para caracterizar el agua residual del conjunto habitacional “Cantaros I” que fue tratada en el reactor aeróbico.

El análisis físico-químico de las tres muestras compuestas tomadas a diferentes días permitió concluir que la variación porcentual promedio de todas las concentraciones de los contaminantes en el agua residual del conjunto habitacional en estudio es de 6,73%.

Los valores promedios de cada parámetro físico-químico se tomarán como base para el análisis comparativo del agua residual antes y después del tratamiento aeróbico, con el fin de determinar su eficiencia en función de la remoción de contaminantes.

Los valores promedios de los parámetros físico-químicos DBO₅, DQO, detergentes, sólidos totales, grasas y aceites de las aguas residuales domésticas exceden los valores norma establecidos en el Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria (TULAS) para descargas al alcantarillado, se detallan en la Tabla 3.12.

Tabla 3.12 Incremento porcentual de algunos parámetros físico-químicos de las aguas residuales del conjunto habitacional “Cantaros I” con respecto a los valores permisibles según TULAS, para descarga al alcantarillado

PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	Valor Promedio	Valor permisible (Norma)	Incremento Porcentual (%)
DBO₅ (mg/L)	888	250	255,20
DQO (mg/L)	1 850	500	270
Detergentes (mg/L)	3,47	2	73,50
Sólidos totales (mg/L)	1 898	1 600	18,63
Aceites y grasas (mg/L)	42,3	0,30	14,00

Como se observa en la Tabla 3.12, los porcentajes de exceso para DBO₅, DQO, detergentes, sólidos totales, aceites y grasas a los niveles permisibles establecido en el TULAS para descarga de aguas domésticas hacia la alcantarilla, permite deducir, en general, que existe una necesidad creciente, aunque no obligatoria

legalmente por el momento, de diseñar e instalar sistemas de tratamiento de aguas en los diferentes asentamientos poblacionales de la ciudad de Quito.

En varios países de Europa, como por ejemplo España, existe la obligación de tratar las aguas residuales domésticas antes de ser descargadas en cuerpos de agua desde el año 1998 (Real Decreto Ley 11/1998, normas aplicables al tratamiento de aguas residuales urbanas), lo que implica que todos los núcleos poblacionales traten las aguas domésticas residuales e instalen plantas compactas de tratamiento secundario.

En el futuro, el gobierno Ecuatoriano establecerá normas para el tratamiento secundario de aguas domésticas. El Proyecto de Ley de Aguas incluye el establecimiento de permisos administrativos para la descarga de aguas de uso doméstico para sistemas comunitarios, lo que implica la obligatoriedad para determinados municipios de tratar las aguas domésticas (Asamblea Nacional, 2010, p. 1-3).

Según la Secretaria Nacional del Agua (Senagua) el 10% de los municipios del país realiza un tratamiento completo de aguas servidas. El resto no lo cumple, ni siquiera ciudades como Quito y Guayaquil. En Guayaquil, el Ministerio de Desarrollo Urbano y Vivienda (Miduvi) determinó que apenas un 20% de las aguas residuales tenían un tratamiento completo y el 80% restante solo cumple con un tratamiento primario (Asamblea Nacional, 2009).

La situación se volverá alarmante si no se regula el tratamiento de las aguas residuales domésticas. Es por esto que, el presente estudio se convierte en una alternativa para instalar plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas principalmente en pequeñas poblaciones cuyo efluente puede ser reutilizado para regadío.

Por otro lado al analizar la concentración de nitratos y nitritos presente en el agua residual del conjunto habitacional en estudio reportado en la Tabla 3.11 se concluyó la necesidad de realizar, previo al tratamiento aeróbico, una

compensación de nutrientes. Como se mencionó en la sección 1.2.2.1, la concentración de nitrógeno y fósforo total presentes en las aguas a tratarse por el proceso aerobio debe cumplir con la siguiente relación:

$$DQO/N/P$$

$$100/5/0,5$$

Como la concentración promedio de DQO en las aguas residuales fue de 1850 mg/L, la concentración de nitrógeno requerida para el proceso biológico aeróbico es de 92,5 mg N / L, que expresado como nitratos es 407,67 mg NO₃⁻ / L.

El nitrógeno total disponible en el agua residual doméstica se calculó a partir de la suma del nitrógeno presente en nitratos, nitritos y ión NH₄⁺. Debido a la baja concentración de nitritos (0,056 mg/L), se consideró a los nitratos (27,28 mg NO₃⁻ /L) y al ión NH₄⁺ (2,07 mg/L) como fuentes de nitrógeno disponible. Por lo tanto, para que la relación expuesta anteriormente se cumpla se requieren añadir 375,10 mg NO₃⁻/L.

En el laboratorio se utilizó nitrato de sodio para incrementar la concentración de nitrógeno requerida, con un factor de seguridad del 20%.

La concentración de fósforo también debe ser controlada, de modo que cumpla con la relación antes descrita, es decir, se requieren 9,25 mg/L o 28,37 mg PO₄⁻³/L, expresados como fosfatos. Como la concentración de fosfatos disponible en el agua residual doméstica es de 0,57 mg PO₄⁻³/L, se requieren añadir 27,8 mg PO₄⁻³/L.

El pH también debió ser controlado para que se mantenga en el rango adecuado de 6,5 – 8,5 para el proceso aeróbico de lodos activados. Un pH de 8 se seleccionó para este proceso y fue controlado mediante la adición de una solución buffer de fosfatos. La cantidad del sistema fosfatos para mantener el pH de 8 durante el proceso de tratamiento aeróbico con una intensidad buffer 10⁻² molar es la siguiente:

- ✓ $\text{Na}_3\text{PO}_4 = 1,32 \text{ g/L}$
- ✓ $\text{Na}_2\text{HPO}_4 = 1,70 \text{ g/L}$
- ✓ $\text{NaH}_2\text{PO}_4 = 0,22 \text{ g/L}$

El cálculo de las concentraciones de las distintas especies para la regulación de pH se describe en la sección 3.8.3.1.

La cantidad de fosfatos por litro ($\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$) que se añadió al agua residual doméstica del conjunto habitacional Cántaros fue de 1 414 mg/L, valor que cubre el requerimiento de fosfatos como nutriente.

El agua residual doméstica con la concentración requerida de nutrientes y regulado el pH de 8 se encontró apta para ser tratada en el reactor biológico aeróbico instalado a escala de laboratorio.

3.3 PUESTA EN MARCHA DEL REACTOR AEROBIO A ESCALA DE LABORATORIO

La puesta en marcha del reactor aerobio instalado en el laboratorio de Aguas y Microbiología con una capacidad de trabajo de 8 L, largo 33 cm, ancho 18 cm y profundidad de 17 cm. Se procedió de acuerdo a la metodología expuesta en el numeral 2.4.2 de la parte experimental.

Una vez que el agua residual doméstica cumple con las condiciones requeridas para mantener el pH constante y contenga los nutrientes para el desarrollo del proceso biológico aeróbico de lodos activados, se puso en operación el reactor aeróbico.

3.3.1 DETERMINACIÓN DE LA CURVA DE TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO EN EL REACTOR AEROBIO

El tiempo de retención hidráulico constituye uno de los parámetros de mayor importancia en el proceso de tratamiento aeróbico, ya que tiempos altos de retención hidráulica aumenta el consumo de sustrato por la biomasa, pero incrementa las dimensiones del reactor.

Se ensayaron seis flujos de alimentación y se midió el tiempo de retención hidráulica para cada uno de ellos.

La curva de calibración del caudal de alimentación vs el tiempo de residencia del agua residual doméstica (tiempo hidráulico) en el reactor aeróbico de capacidad de 8 litros se reporta en la Figura 3.4 y sus resultados experimentales en la Tabla AVII.1 del Anexo VII.

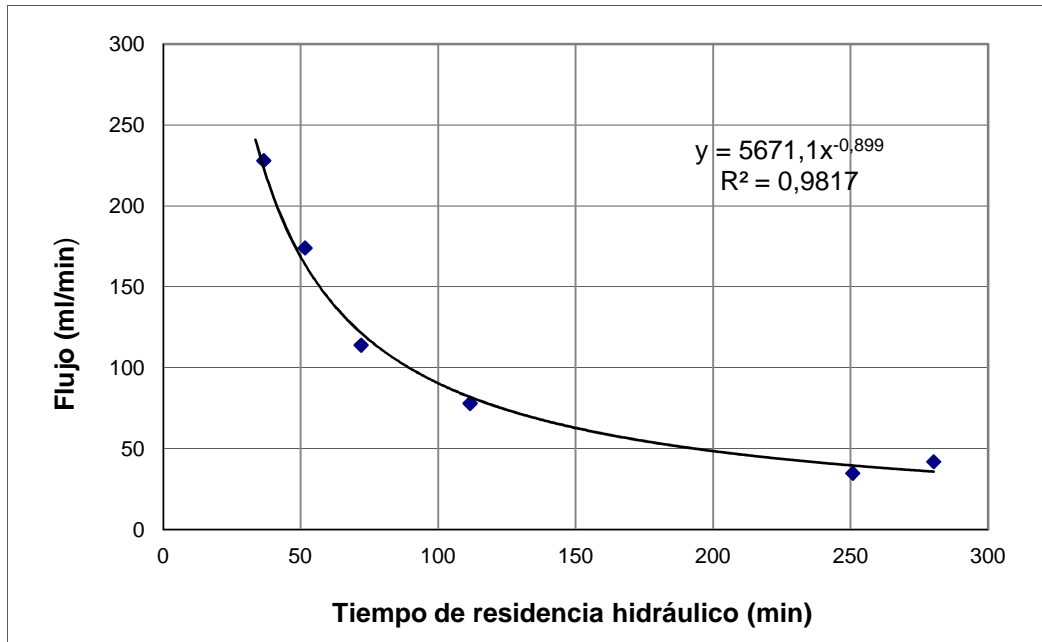


Figura 3.4 Curva de calibración caudal de alimentación vs tiempo de residencia hidráulico en el reactor aeróbico de 8 L, a escala de laboratorio

3.3.2 PROCESO DE INOCULACIÓN DEL REACTOR AERÓBICO DE LODOS ACTIVADOS

Una vez determinada la curva de calibración para el caudal de alimentación de agua residual doméstica vs el tiempo de residencia hidráulico, expuesta en la Figura 3.4, se inició con la inoculación de bacterias en el reactor aeróbico, de acuerdo a lo establecido en la sección 2.4.2, bajo las siguientes condiciones de operación: sistema de alimentación continua sin reciclo de aguas residuales, flujo de alimentación y descarga de 2 mL/min, tiempo de residencia hidráulico de 5400 min y flujo de aire de 0,2 L/min.

Manteniendo constantes las condiciones operacionales mencionadas anteriormente, se procedió a analizar el contenido de DQO, sólidos suspendidos volátiles (SSV), nitratos y fosfatos, durante 6 días.

En la Figura 3.5 se puede apreciar el crecimiento de la biomasa en el interior del reactor transcurridos los 6 días. A estas agrupaciones de células bacterianas se los llama flocs.



Figura 3.5 Crecimiento de la biomasa en el reactor aeróbico transcurridos 6 días de la inoculación del coctel bacteriano

Los resultados experimentales de la demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos volátiles (SSV), en función del tiempo de incubación de los microorganismos en el reactor aeróbico se reportan en las Figuras 3.6 y 3.7 y en las Tablas AVII.2 y AVII.3 del Anexo VII. Los resultados de la medición de la

concentración de nitratos y fosfatos en el efluente se exponen en la Figura 3.8 y en la Tabla AVII.4 del Anexo VII.

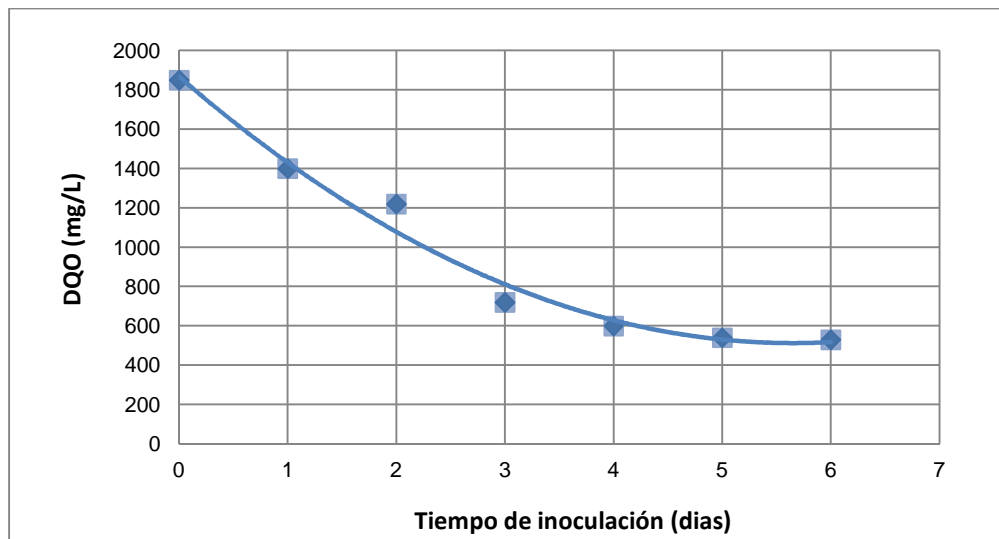


Figura 3.6 Variación del DQO del agua residual doméstica a la salida del reactor aeróbico durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa (caudal de 2 mL/min y flujo de aireación 0,2 L/min)

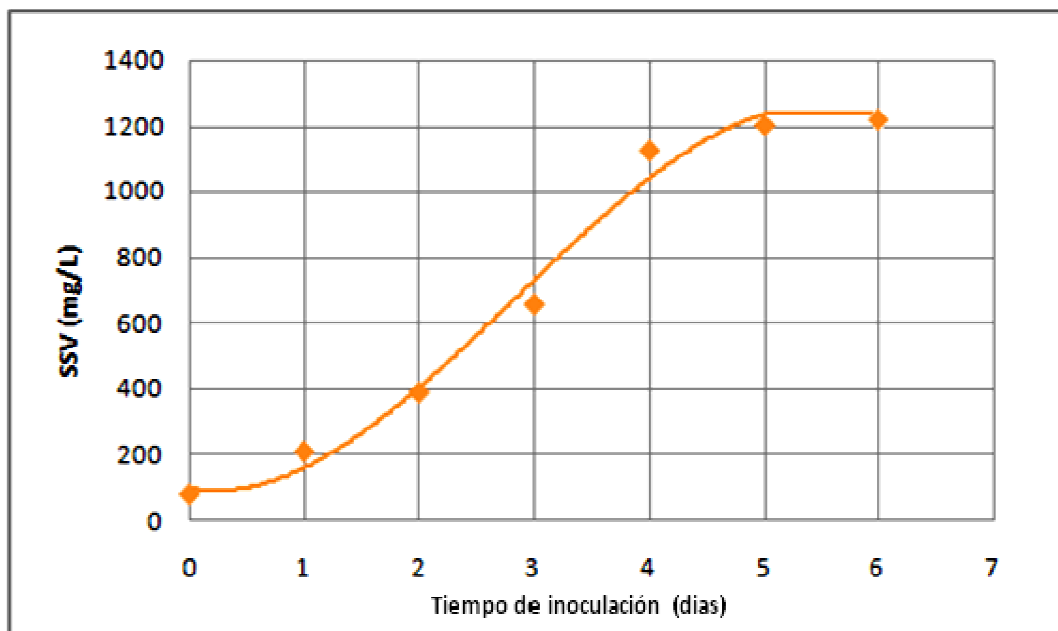


Figura 3.7 Crecimiento de la biomasa (SSV) durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa en el reactor aeróbico (caudal de 2 mL/min y flujo de aireación 0,2 L/min)

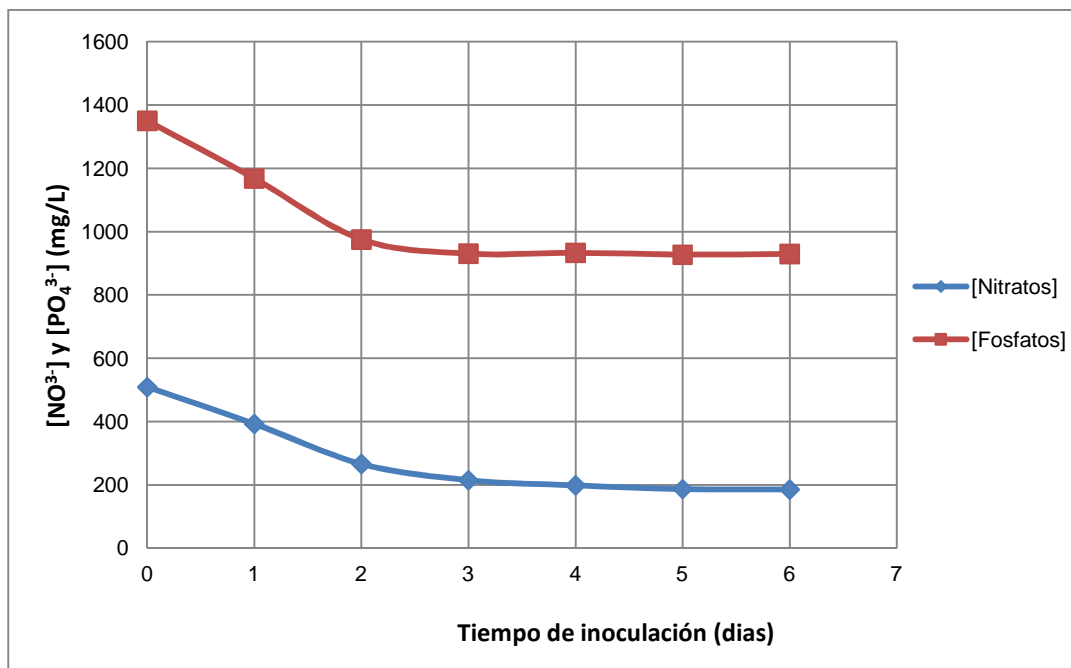


Figura 3.8 Variación de la concentración de nutrientes (nitratos y fosfatos) en el agua residual doméstica a la salida del reactor aeróbico durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa en el reactor aeróbico (caudal de 2 mL/min y flujo de aireación 0,2 L/min)

Del análisis de la Figura 3.6 y la Figura 3.7 se demuestra que el tiempo suficiente de adaptación de la biomasa fue de 1,5 días lo que representa un tiempo relativamente corto de adaptación de la biomasa si se comparara con los trabajos realizados por Giraldo y Restrepo, 2003 que reportan una duración de 15 días para la fase de adaptación de los microorganismos en el arranque de un reactor experimental de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales urbanas y de 151 días según los resultados reportados por Rancaño (2004) para el arranque de un reactor discontinuo de lodos activados para aguas residuales de una industria láctea. Por lo tanto, la reducción de la fase de adaptación, se debe a que los microorganismos que formaron parte del inóculo son propios de las aguas residuales domésticas.

La segunda etapa, la fase de crecimiento exponencial alcanza la máxima concentración de SSV alrededor del cuarto al quinto día posterior a la inoculación, para posteriormente alcanzar la fase estacionaria en la cual el número de muertes se compensa con el de células nuevas y la población de microorganismos se estabiliza.

Como se observa en la Figura 3.6, la disminución de DQO alcanza un valor constante a partir del quinto día, lo que indica que a partir de este tiempo, el proceso ha alcanzado un estado estacionario. Esta misma tendencia se comprueba con los resultados del crecimiento de la biomasa (SSV) expuesto en la Figura 3.7, donde el incremento de la concentración de la biomasa no es relevante a los 5 días.

Los valores de DQO en la etapa de incubación sin recirculación disminuyeron hasta aproximadamente 600 mg O₂/L, que corresponde a un porcentaje de remoción de DQO del 32 %. La curva de la Figura 3.7 que se obtiene al graficar los SSV en función del tiempo, tiene la misma tendencia de la Figura 1.18 que representa una curva técnica del crecimiento de microorganismos.

En cuanto a las concentraciones de nitratos y fosfatos expuestas en la Figura 3.8, se observa una disminución de estos parámetros con respecto al tiempo de crecimiento de la biomasa, debido a que están siendo consumidos por los microorganismos que aprovechan estos nutrientes para la generación de la nueva biomasa.

3.4 DETERMINACIÓN DE LAS CONSTANTES CINÉTICAS PARA LA MASA MICROBIANA AEROBIA

Para la determinación de las constantes cinéticas del proceso de oxidación aeróbica llevado a cabo a escala de laboratorio en el laboratorio de Aguas y Microbiología de la EPN se utilizó el procedimiento experimental recomendado por Metcalf y Eddy (Romero, 2001, pp. 467- 471).

Este procedimiento requirió la operación del reactor continuo a diferentes tiempos de retención hidráulico y el análisis de la concentración del sustrato (DQO) y de la concentración de microorganismos expresado como SSV en condiciones de estado pseudo-estacionario para un caudal de alimentación de 6 mL/min.

La concentración de DBO₅ inicial (mg/L) del agua contaminada doméstica (afluente) se calculó utilizando la relación experimental DBO₅/DQO= 0,48 obtenida de los análisis físico-químicos del afluente expuestas en la Tabla 3.11.

Los resultados de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y de la concentración de la biomasa medida durante 5 días de tratamiento en el reactor de lodos activados para la determinación de las constantes cinéticas se presentan en la Tabla 3.13:

Tabla 3.13 Resultados de la medición de la DBO₅ y de los SSV a diferentes tiempos de residencia hidráulico en el reactor aeróbico durante el proceso de inoculación (caudal de alimentación de 6 mL/min)

Tiempo de residencia ($\theta = \theta_c$) días	DBO ₅ afluente S ₀ (mg/L)	DBO ₅ efluente S (mg/L)	Biomasa, X (mg SSV/L)
1,0	888	612,48	108
2,0	888	403,20	204
2,5	888	240,00	397
3,3	888	181,44	478
1,2	888	564,00	185
5,0	888	107,52	655

La ecuación AVI.2 del Anexo VI “ $\frac{X\theta}{S_0-S} = \frac{K_S}{kS} + \frac{1}{k}$ ” representa una recta al realizar un gráfico $\frac{X\theta}{S_0-S}$ vs $\frac{1}{S}$, con una pendiente igual a $\frac{K_S}{k}$. En la Tabla 3.14 se exponen los resultados de los cálculos necesarios para graficar dicha ecuación y mediante una regresión lineal por el método de mínimos cuadrados se obtiene los valores de las constantes K_S (constante de la concentración de sustrato en la mitad de la velocidad máxima de crecimiento de la biomasa) y k (tasa máxima de utilización del sustrato).

Tabla 3.14 Resultados de los cálculos realizados a partir de las mediciones de DBO₅ y SSV en el reactor aeróbico para la determinación de las constantes cinéticas K_S y k.

1/S (L/mg DBO ₅)	$\frac{1}{\theta}$ (d ⁻¹)	$\frac{S_0-S}{X\theta}$ (d ⁻¹)	$\frac{X\theta}{S_0-S}$ (d)
0,0016	1,0000	2,5511	0,3920
0,0025	0,5000	1,1882	0,8416
0,0042	0,4000	0,6529	1,5316
0,0055	0,3030	0,4479	2,2325
0,0018	0,8333	1,4595	0,6852
0,0093	0,2000	0,2383	4,1961
0,0189	0,1667	0,1606	6,2284

De acuerdo al método descrito por Metcalf y Eddy (Romero, 2001, pp. 467-471) una vez que se han obtenido los valores expuestos en la Tabla 3.14 se procedió a realizar la gráfica que representa la ecuación AVI.2, como se muestra en la Figura 3.9 que obedece a una reacción de tipo Michaelis y Menten de primer orden. Este modelo de cinética determina el efecto de la concentración inicial de sustrato sobre la actividad enzimática de los microorganismos (Orozco, 2005, pp.112-114; Ramalho, 2003, p. 263).

Sin embargo, el modelo propuesto por Michaelis-Menten no describe por completo todos los ciclos metabólicos que intervienen en la biosíntesis de masa bacteriana, y por tanto, de este modelo se derivó la ecuación de Monod (ecuación 1.25) que describe de manera más completa la remoción de materia orgánica por acción de los microorganismos, ya que se considera la cinética del crecimiento de los microorganismos y su mortalidad. Para la aplicación de la ecuación se debieron determinar los valores de K_S, k_d, μ_{max} (Orozco, 2005, p. 114; Martinez y Rodriguez, 2005, p. 124).

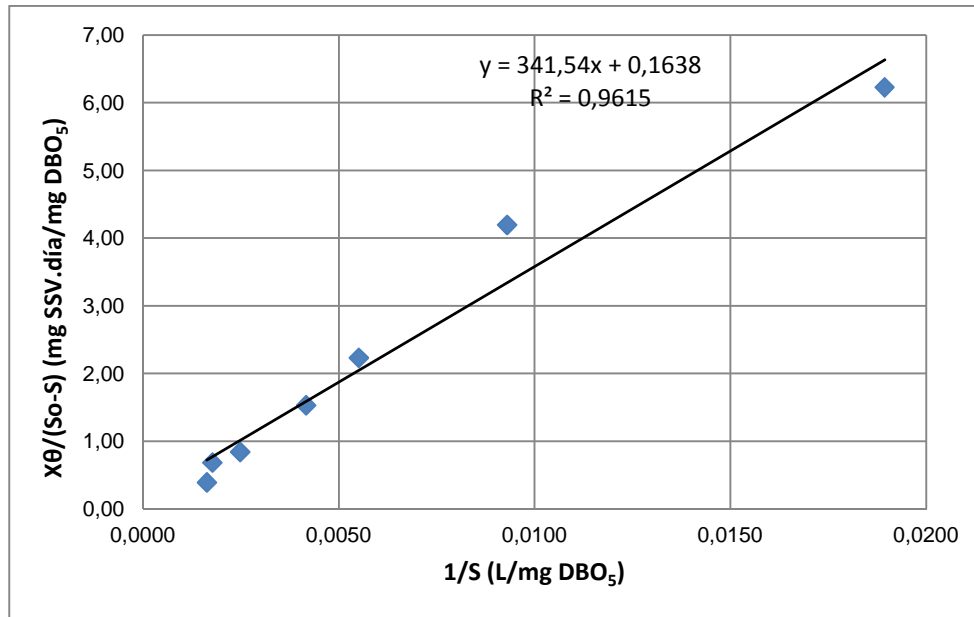


Figura 3.9 Gráfica de la ecuación AVI.2 para la determinación de las constantes cinéticas K_s y k del proceso de oxidación de las aguas domésticas en el reactor aeróbico.

La Ecuación que se obtiene al realizar la regresión lineal de la recta expuesta en la Figura 3.9 es la siguiente:

$$\frac{X\theta}{S_o - S} = 341,54 \frac{1}{S} + 0,164 \quad [3.1]$$

Donde:

$$\frac{K_s}{k} = 341,54 \frac{\text{mg SSV} \cdot \text{día}}{\text{L}}$$

$$\frac{1}{k} = 0,164 \frac{\text{mg SSV} \cdot \text{día}}{\text{mg DBO}_5}$$

Cálculo de k :

$$\frac{1}{k} = 0,164 \frac{\text{mg SSV} \cdot \text{día}}{\text{mg DBO}_5}$$

$$k = 6,11 \frac{mg\ DBO_5}{mg\ SSV \cdot día}$$

Cálculo de K_s :

$$\frac{K_s}{k} = 341,54 \frac{mg\ SSV \cdot día}{L}$$

$$K_s = 341,54 * k = 341,54 * 6,11$$

$$K_s = 2085,10 \frac{mg\ DBO_5}{L}$$

El coeficiente de regresión lineal obtenido para la Ecuación 3.1 es de 0,96, lo que indica que los datos obtenidos experimentalmente se ajustan a la metodología propuesta por Metcalf y Eddy para la determinación de los coeficientes cinéticos (Romero, 2001, p. 468).

Para el cálculo del resto de constantes cinéticas, como son Y , k_d y μ_m , el procedimiento de Metcalf y Eddy expone que el crecimiento de la biomasa está controlado por el tiempo de retención hidráulico que se puede calcular de la ecuación AVI.4, $\frac{1}{\theta} = -Y \frac{S_0 - S}{X\theta} - k_d$. Por lo tanto, al graficar $\frac{1}{\theta_c}$ vs $\frac{S_0 - S}{X\theta}$ se obtiene una recta cuya pendiente permite obtener el valor de Y , y la ordenada al origen que representa el valor de k_d .

Con los valores calculados a partir de los resultados experimentales realizadas de DBO_5 y SSV , expuestos en la Tabla 3.14, se grafica $\frac{1}{\theta}$ vs $\frac{S_0 - S}{X\theta}$ y se obtiene la Figura 3.10.

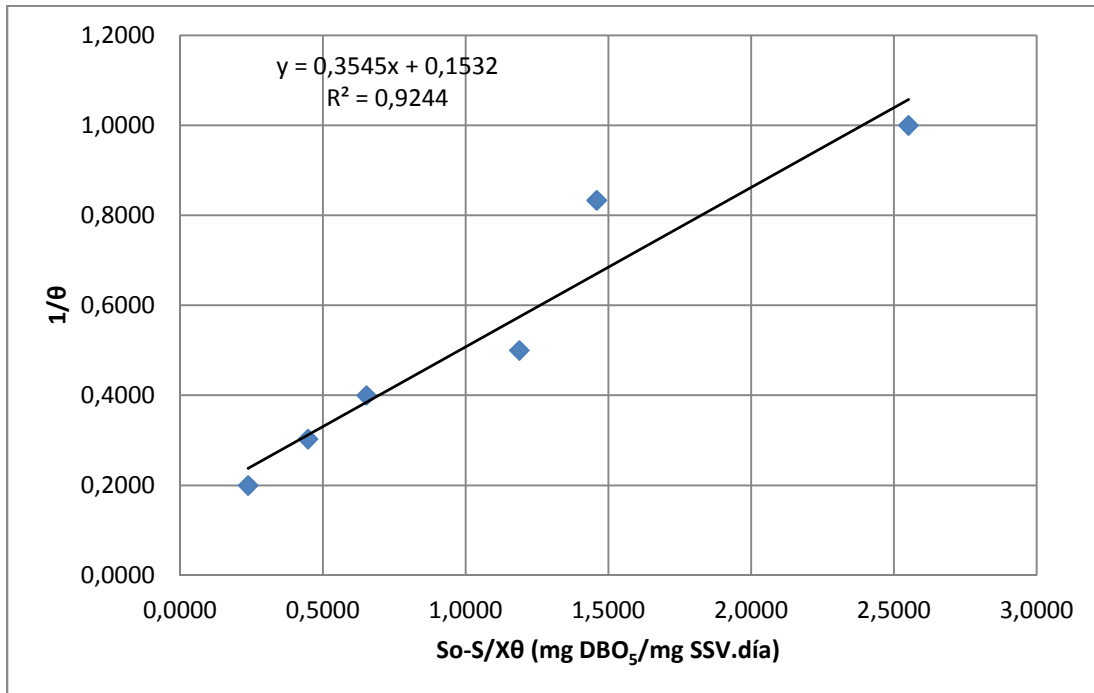


Figura 3.10 Gráfica de la ecuación AVI.4 para la determinación de las constantes cinéticas Y y k_d del proceso de oxidación de las aguas residuales domésticas en el reactor aeróbico

Mediante la regresión lineal de la recta expuesta en la Figura 3.10 se obtiene la ecuación 3.2:

$$\frac{1}{\theta} = 0,4 \frac{S_o - S}{X\theta} - 0,15 \quad [3.2]$$

Donde:

$$Y = 0,4 \frac{\text{mg SSV}}{\text{mg DBO}_5}, y$$

$$k_d = 0,15 \frac{1}{\text{día}}$$

El coeficiente de regresión lineal para la ecuación 3.2 es de 0,92 que igualmente indica que los datos se ajustan al modelo propuesto.

Finalmente, con la ecuación AVI.5, $\mu_m = k Y$, y los valores calculados de Y y k se puede calcular la tasa específica máxima de crecimiento (μ_m) de la siguiente manera:

$$\mu_m = k Y$$

$$\mu_m = 6,11 \frac{mg\ DBO_5}{mg\ SSV \cdot día} * 0,4 \frac{mg\ SSV}{mg\ DBO_5}$$

$$\mu_m = 2,16 \frac{1}{día}$$

La ecuación de Monod en función de la concentración del sustrato, y al reemplazar los valores de μ_m y K_s se expresa como:

$$\mu = 2,16 \frac{s}{s + 2085} \quad [3.3]$$

Como ya se mencionó, los valores de las constantes cinéticas fueron determinados en un sistema continuo sin recirculación de la biomasa para los microorganismos que fueron aislados y cultivados en el laboratorio para preparar el coctel bacteriano, para luego ser incubado en el reactor aeróbico para el tratamiento de las aguas residuales domésticas. Todas las constantes cinéticas calculadas se resumen en la Tabla 3.15 y se comparan con los datos bibliográficos.

Tabla 3.15 Constantes cinéticas para la biomasa del proceso de tratamiento aeróbico de aguas residuales del conjunto “Cantaros I” y comparación con datos bibliográficos

PARÁMETRO	VALOR EXPERIMENTAL	ROMERO	ROSA, et al.	MARTINEZ Y RODRIGUEZ	CRITES Y TECHOBANOGL
$k \left(\frac{mg\ DBO_5}{mg\ SSV \cdot día} \right)$	6,11	5,5 – 25	3,93	22,7	2 – 10
$K_s \left(\frac{mg\ DBO_5}{L} \right)$	2085,1	30 – 300	11867	22 – 355	15 – 70
$Y_{X/S} \left(\frac{mg\ ssv}{mg\ DBO_5} \right)$	0,4	0,5	0,866	0,3 – 0,72	0,3 – 0,6
$k_d \left(\frac{1}{día} \right)$	0,15	0,05	-	0,1– 0,16	0,02 – 0,1
$\mu_m \left(\frac{1}{día} \right)$	2,16	2 – 6	7,06	1,2 – 6,2	c.

(Romero, 2001, p. 208; Rosa, et al., 2010; p. 54; Martinez y Rodriguez, 2005, pp. 125-128 y Crites y Techobanoglous, 2000, p. 376)

El valor experimental obtenido para k (tasa máxima de utilización del sustrato) se encuentra dentro del rango de valores típicos para procesos de lodos activados, como se observa en la Tabla 3.15. El valor de k indica que cada miligramo de biomasa consume 6,11 miligramos de materia orgánica, expresado como DBO_5 .

En cuanto a K_S (constante de la concentración del sustrato en la mitad de la velocidad máxima de crecimiento de la biomasa), el valor calculado es alto comparado con los datos expuestos en la bibliografía, pero la comparación con los valores reportados en la investigación realizada por Rosa et al. (2010) para el efluente de una industria láctea permite concluir que el valor de esta constante depende mucho de la concentración inicial del sustrato. Henry y Heinke (1999) menciona que valores altos de K_S se deben, sobre todo, a bajas concentraciones de sólidos suspendidos lo que hace que la ecuación 1.25, $\mu = \mu_m \frac{S}{K_S + S}$, se pueda expresar como una relación de primer orden $\mu = K_S * S$ (Henry y Heinke, 1999, p.465).

Esto cumple con el modelo de Monod que establece que el consumo de materia orgánica por sistemas biológicos responde a una reacción de primer orden en la primera etapa (Ramalho, 2003, p. 263).

El rendimiento de la conversión de sustrato por mg de sólidos biológicos producidos está representado por la constante cinética Y , que también se encuentra dentro de los rangos expuestos en bibliografía para procesos de lodos activados. El valor de Y siempre es menor que 1, que en el caso de la presente investigación es de 0,4.

El valor de Y depende del tipo de microorganismos y de los nutrientes disponibles en el agua residual a tratarse (Crites y Tchobanoglous, 2000, p.206).

Los valores de K_S y μ_m se pueden calcular también al graficar la ecuación de Monod.

La curva de la relación de la tasa de crecimiento específico de microorganismos en relación a la concentración del sustrato (S) para las aguas residuales del conjunto Cantaros I, se obtuvo considerando la ecuación de Monod, $\mu = 2,16 \frac{S}{2\,085 + S}$, que se expone en la Figura 3.11, a partir de los datos que se presentan en la Tabla 3.16.

Tabla 3.16 Concentración de sustrato y velocidad específica de crecimiento para el proceso aeróbico de tratamiento de aguas residuales domesticas del conjunto “Cántaros I”

S ($\frac{\text{mg DBO}_5}{L}$)	$\mu = 2,16 \frac{S}{2\,085 + S}$
0	0,000
53	0,053
108	0,106
240	0,223
403	0,351
500	0,435
612	0,491
1 000	0,702
4 000	1,423
8 000	1,679
10 000	1,791
20 000	1,960
30 000	1,982
40 000	2,057

$$\mu = 2,16 \frac{S}{2\,085 + S}$$

Del grafico 3.11 se desprende que los valores K_s y μ_m son similares a los obtenidos a través del método de cálculo establecido por Metcalf y Eddy expuesto en el Anexo VI, lo cual confirma la aplicación de la ecuación de Monod.

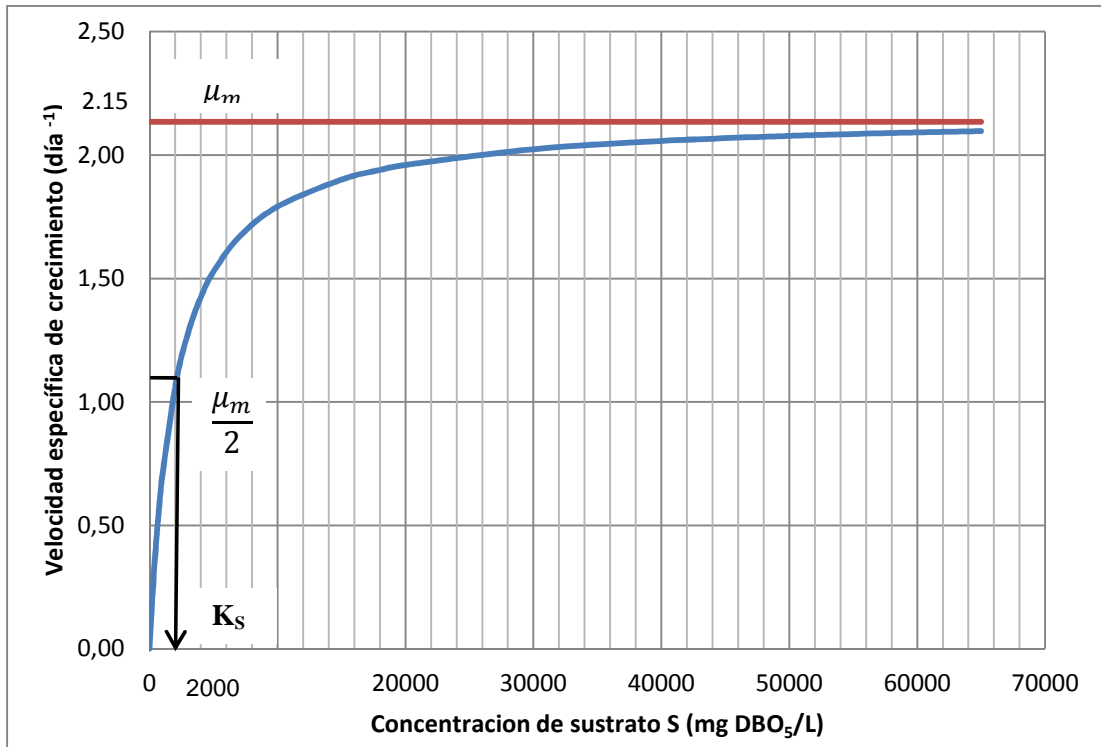


Figura 3.11 Gráfica de la ecuación de Monod que relaciona la velocidad específica de crecimiento con la concentración de sustrato para las aguas residuales del conjunto “Cántaros”

3.5 MEJORAMIENTO DE LAS VARIABLES DE OPERACIÓN DEL REACTOR AEROBIO

Una vez que se determinó la cinética de la conversión de sustrato para el proceso de tratamiento aeróbico de las aguas residuales domésticas, en el reactor aeróbico a escala de laboratorio, se procedió a estudiar las variables de operación del reactor.

Las variables analizadas fueron:

- ✓ Flujo de alimentación al reactor aerobio (proceso continuo, sin reciclo)
- ✓ Porcentaje de recirculación de la biomasa
- ✓ Concentración de sustrato en el afluente
- ✓ Flujo de aireación

3.5.1 INFLUENCIA DEL FLUJO DE ALIMENTACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS AL REACTOR AERÓBICO A ESCALA DE LABORATORIO

Para determinar la relación entre la remoción de DQO con el caudal de alimentación de aguas residuales domésticas al reactor aeróbico, se procedió a analizar la DQO a diferentes flujos de alimentación, durante 6 días consecutivos, hasta que las mediciones de DQO del efluente no tenían un cambio significativo.

En la Figura 3.12 se observan las cuatro curvas de remoción de la materia orgánica del agua residual doméstica obtenidas para los cuatro caudales de aguas residuales domésticas: 3 mL/min, 6 mL/min, 9 mL/min y 15 mL/min.

Los resultados de la disminución de materia orgánica se expresan como demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), utilizando la relación experimental $DBO_5/DQO=0,48$, obtenida de los análisis físico-químicos del afluente expuestos en la Tabla 3.11.

Los resultados de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y la remoción de la DBO_5 se reportan en la Tabla AVII.5 del Anexo VII y en la Figura 3.12.

Además, en el mismo gráfico se presenta la escala para el porcentaje de remoción de DBO_5 , como se podía esperar a menor caudal, es decir mayor tiempo de residencia en el reactor, se alcanzan los mayores porcentajes de remoción de la materia orgánica.

Cada uno de estos ensayos para diferentes caudales se realizó sin reciclo de biomasa y manteniendo un caudal de aireación de 0,2 L/min.

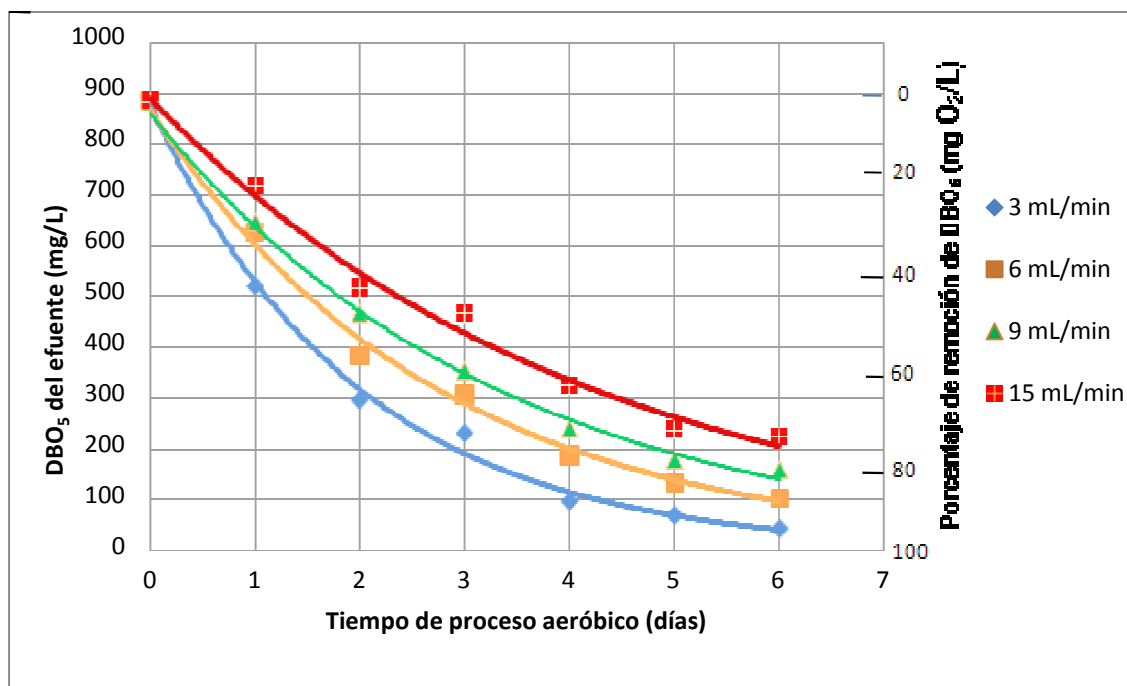


Figura 3.12 Disminución de la contaminación orgánica expresada como DBO₅ en función del tiempo del proceso aeróbico continuo, sin reciclo y flujo de aireación 0,2 L/min

Al analizar la familia de curvas obtenidas para los diferentes caudales ensayados en la Figura 3.12, se observa que todas las curvas tienen una misma tendencia descendente, con el tiempo del proceso aerobio.

La relación entre la disminución de DBO₅ y el caudal de alimentación al reactor es inversa; es decir, a mayor caudal de alimentación, la disminución de la materia orgánica es menor, para un mismo tiempo del proceso aeróbico.

Al utilizar un caudal de 3 mL/min, si bien se consigue que el DBO₅ disminuya a 100 mg/L en tan solo 4 días, el tiempo de residencia hidráulico del agua residual doméstica en el reactor es de 44,4 horas, que es un tiempo alto de residencia elevado comparado con los usados normalmente para reactores aeróbicos que oscilan entre 2 a 5 días (Romero, 2001, pp. 489, 493, 495). Si el caudal se incrementa a valores de 6, 9 y 15 ml/min, igualmente se consigue reducir el valor de DBO₅, pero el tiempo de residencia en el reactor se reduce debido al incremento del caudal. Por lo tanto, se seleccionó un caudal del agua residual doméstica de 6 mL/min para la operación del reactor aeróbico a escala de laboratorio. El porcentaje de remoción de DBO₅ a un caudal de 6 mL/min durante

60 minutos de tratamiento en el reactor es del 89%, valor que se considera como buena descontaminación del agua residual doméstica, ya que la remoción del DQO en procesos industriales de tratamiento biológico aeróbico oscila entre 80 y 95% (Romero, 2001, p. 490).

Las curvas expuestas en la Figura 3.12 para la degradación de la materia orgánica se ajustan a una ecuación exponencial decreciente. La ecuación experimental que representa la familia de curvas de la Figura 3.12 es la siguiente:

$$(DBO_5)_f = (DBO_5)_o * e^{-\left(\frac{1,05}{Q} + 0,181\right) * t} \quad [3.4]$$

Donde:

$(DBO_5)_f$ = demanda bioquímica de oxígeno del efluente del reactor aeróbico, mg/L

$(DBO_5)_o$ = demanda bioquímica de oxígeno del afluente del reactor aeróbico, mg/L

Q = caudal de alimentación al reactor aeróbico, mL/min

t = tiempo del proceso aeróbico, días

El error entre los valores de DBO_5 calculados con la Ecuación 3.4, y los obtenidos experimentalmente a un caudal y a un tiempo del proceso de tratamiento aeróbico es de 7,80% aproximadamente.

También, se realizó la cuantificación de los SSV que representa la concentración de biomasa en el reactor aeróbico durante las pruebas a diferentes caudales de alimentación.

Los resultados de la concentración e la biomasa en el reactor con respecto al tiempo del proceso aeróbico, a diferentes caudales de alimentación del agua residual doméstica al reactor, se expone en la Figura 3.13 y en la Tabla AVII.6 del Anexo VII.

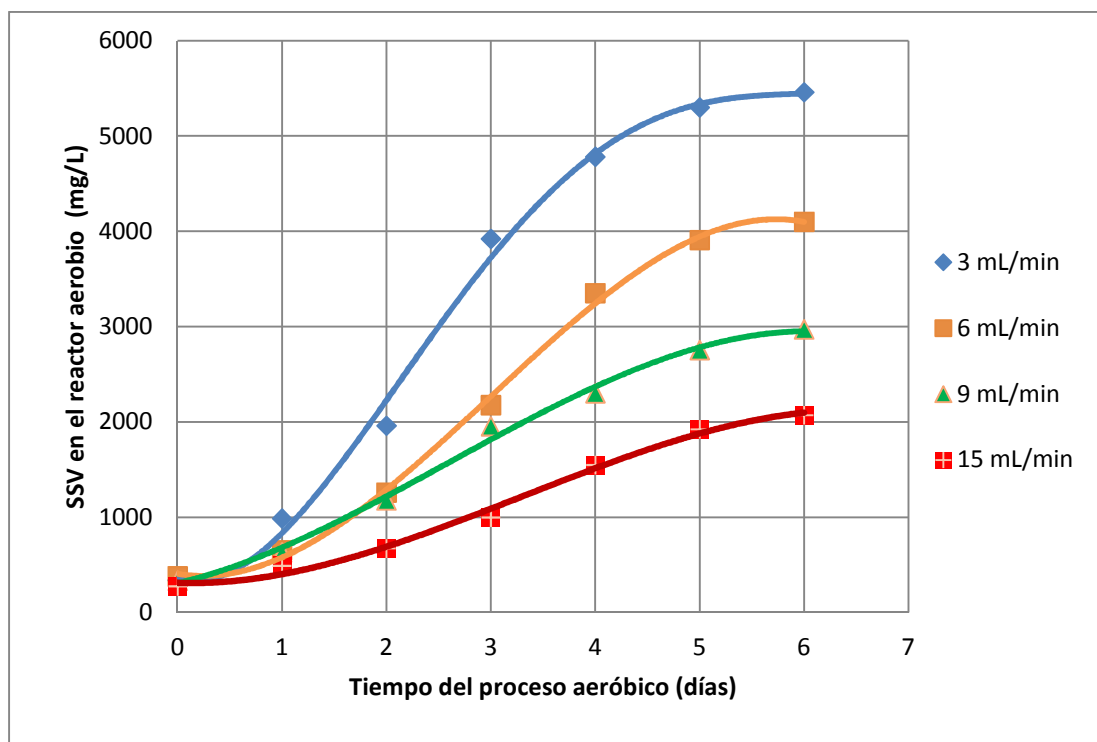


Figura 3.13 Variación de la concentración de biomasa (SSV) en el reactor aeróbico vs tiempo de proceso aeróbico continuo, sin reciclo y flujo de aireación 0,2 L/min

En la Figura 3.13 se observa que la concentración de microorganismo en el reactor aumenta en forma exponencial hasta alcanzar valores que no tienen un cambio significativo a partir de los seis días de tratamiento aeróbico a un mismo caudal de alimentación. La relación entre la concentración de biomasa en el reactor y el flujo de alimentación de aguas residuales domésticas al reactor es inversa, es decir, mientras menor es el caudal, mayor es el crecimiento de biomasa en el reactor.

Los sólidos suspendidos volátiles (SSV) se incrementan en el reactor con una tendencia exponencial creciente como se observa en la Figura 3.13, sobre todo en los primeros días del tratamiento. Además, la concentración de microorganismos en el reactor empieza a tener valores de incremento no significativos a partir de los 5 días del proceso aeróbico.

Los resultados de los análisis de pH y turbidez de las aguas residuales domésticas en el interior del reactor aeróbico, que permiten controlar el proceso

aeróbico, se reportan en las Figura 3.14 y Figura 3.15, y en las Tablas AVII.7 y AVII.8 del Anexo VII.

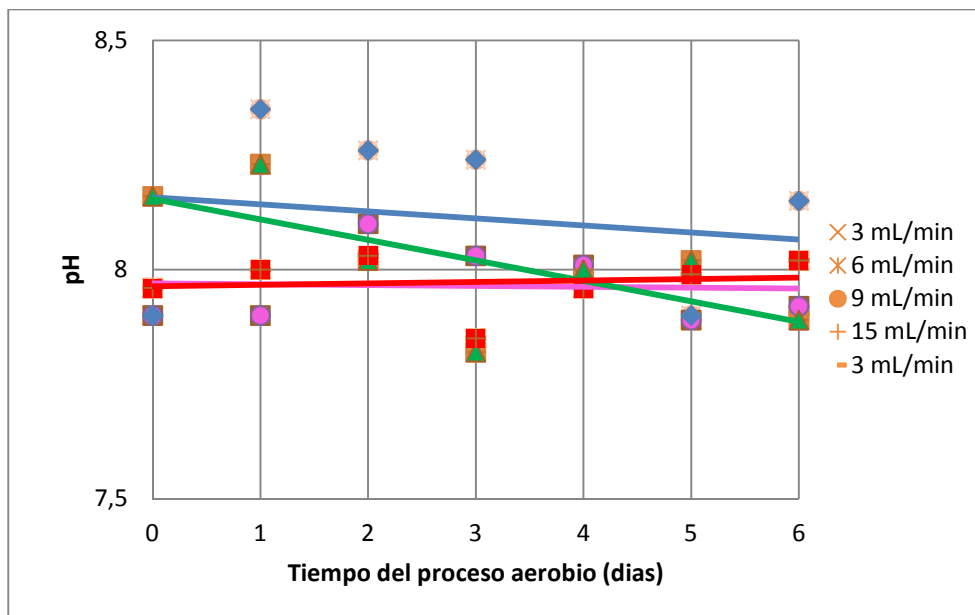


Figura 3.14 Variación del pH en el reactor aeróbico vs tiempo de proceso aeróbico continuo, sin reciclo y con flujo de aireación de 0,2 L/min

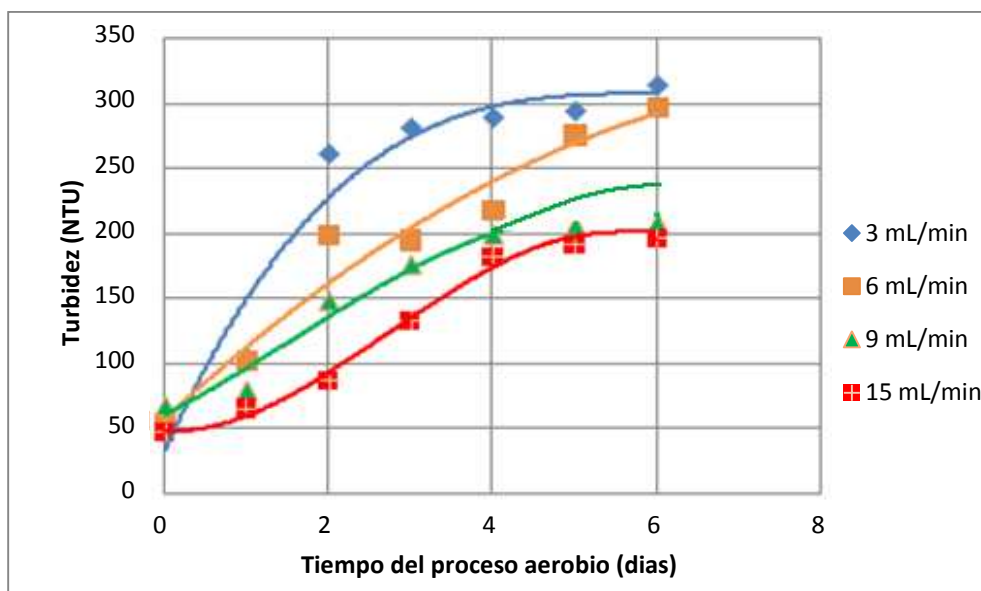


Figura 3.15 Variación de la turbidez en el reactor aeróbico vs tiempo de proceso aeróbico continuo, sin reciclo y con flujo de aireación de 0,2 L/min

Además, se estudió el efecto del flujo de alimentación sobre cada uno de los parámetros físico-químicos analizados para los caudales de 3 mL/min, 6 mL/min y

9 mL/min y 15 mL/min a los 6 días de tratamiento aeróbico. Los resultados de los análisis físico-químicos se presentan en la Tabla 3.17.

Tabla 3.17 Caracterización físico-química del efluente del reactor aeróbico en sistema continuo sin reciclo (tiempo de proceso 6 días, flujo de aireación 0,2 L/min)

Parámetro	Unidad	Influente	CAUDAL DE ALIMENTACION AL REACTOR AERÓBICO (mL/min)			
			3	6	9	15
[HCO ₃ ⁻]	mg /L	142,09	89,78	88,92	89,75	89,43
NH ₄ ⁺	mg NH ₄ ⁺ /L	2,07	1,46	1,53	1,67	1,72
Ceras y Grasas	mg/L	42,3	30,15	32,16	37	38,23
Color Aparente	unid Pt-Co	> 550	230	243	276	291
Color Real	unid Pt-Co	481	107	115	123	130
Conductividad	uS/cm	774	265	294	320	333
Cromo total	mg /L	0,12	0,07	0,08	0,08	0,09
DBO ₅	mg O ₂ /L	888	70	103	158	223
Detergentes	mg/L	3,47	1,11	1,43	1,75	1,92
DQO	mg O ₂ /L	1 850	146	215	331	464
[Ca ⁺²]	mg/L	76	73	77	76	75
[Mg ⁺²]	mg/L	5	4	4	5	5
Dureza total como CaCO ₃	mg/L	212	201	203	208	210
Fenoles	mg/L	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Fosfatos	mg PO ₄ ⁻³ /L	0,57	840	857	860	865
Hierro Total	mg /L	< 0,001	0,06	0,07	0,07	0,07
Nitratos	mg NO ₃ ⁻ /L	27,28	153	168	189	192
Nitritos	mg NO ₂ ⁻ /L	0,056	0,291	0,189	0,131	0,128
Oxígeno Disuelto	mg/L	0,5	2,7	2,7	2,7	2,7
pH	-	5,8	8,15	8,10	8,00	8,11
Sólidos Totales	mg/L	1 898	2 400	2100	1 987	1 955
Sólidos Totales Disueltos	mg/L	935	1 243	1 540	1 689	1 634
Temperatura	°C	19	21,5	20,6	18,9	20,5
Turbidez	NTU	323	33	39	47	63

Los resultados de los cálculos del porcentaje de remoción de la alcalinidad, detergentes, conductividad, color real, turbidez, DBO₅, ceras y grasas se representan en la Figura 3.16.

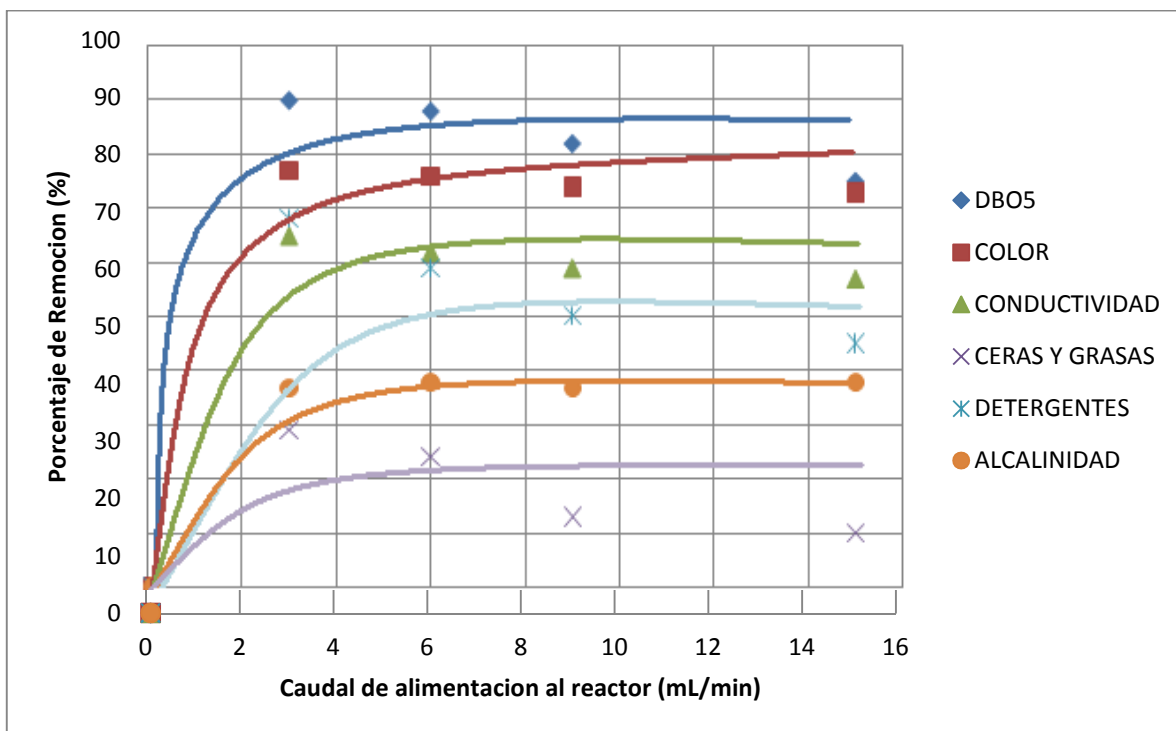


Figura 3.16 Porcentajes de remoción de algunos parámetros físico-químicos, en función del caudal de alimentación al reactor aeróbico continuo, sin reciclo (tiempo del proceso 6 días y flujo de aireación de 0,2 L/min)

De los resultados expuestos en la Figura 3.16 se concluye lo siguiente:

- ✓ Los porcentajes de remoción de DBO₅, color real, conductividad, detergentes, alcalinidad, ceras y grasas tienden a valores asintóticos a partir de un caudal de 6 mL/min que se consideró como constante para el estudio del porcentaje de reciclo de la biomasa en el proceso de tratamiento aeróbico de las aguas residuales domésticas. Los porcentajes de remoción más elevados se obtienen para el DBO₅ (88% de remoción), color (80% de remoción), conductividad (65% de remoción) y detergentes (50% de remoción).
- ✓ Para el resto de parámetros, como son alcalinidad, aceites y grasas, se alcanzan porcentajes de remoción menores al 40%.

- ✓ El mayor porcentaje de remoción de los contaminantes se dio cuando el caudal fue de 3 mL/min.

De los resultados expuestos en la Tabla 3.17 se concluye lo siguiente:

Las concentraciones de dureza, cromo y nitrógeno amoniacal no disminuyen significativamente debido al incremento del caudal durante el proceso de tratamiento aeróbico en sistema continuo sin recirculación.

Por tratarse de un proceso de oxidación aeróbica, la concentración de oxígeno disuelto en el agua residual aumenta hasta 2,7 mg/L.

En cuanto a la concentración de nutrientes como son nitratos y fosfatos, la concentración aumentó debido a que se añadieron 375,10 mg NO_3^-/L y 1 414 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$ para acondicionar el agua residual doméstica con los nutrientes adecuados y mantener el pH constante durante el proceso de tratamiento aeróbico.

La concentración de hierro también se incrementó debido a la adición inicial de hierro soluble en una concentración de 0,3 mg/L al flujo de alimentación al reactor.

La concentración de nitritos tuvo un incremento debido a que es un subproducto de la oxidación aeróbica microbiana.

La concentración de sólidos totales se incrementa debido a la adición de nutrientes y a la generación de masa bacteriana en el reactor aeróbico.

3.5.2 DETERMINACIÓN DEL PORCENTAJE DE RECICLO DE LA BIOMASA HACIA EL REACTOR AERÓBICO, A ESCALA DE LABORATORIO

Una vez seleccionado el mejor caudal para la operación del reactor aeróbico continuo sin reciclo a escala de laboratorio de 6 mL/min, fue necesario acoplar inicialmente un sedimentador secundario con la finalidad de recircular parte de la

biomasa que sale del reactor aeróbico. La recirculación de la biomasa, se realizó mediante el uso de una bomba peristáltica.

Se ensayaron cuatro porcentajes de reciclo diferentes: 15%, 25%, 35% y 50% que incrementa el caudal de alimentación al reactor a 6,9 mL/min, 7,5 mL/min, 8,1 mL/min y 9 mL/min, respectivamente.

En la Figura 3.17 se reporta la disminución de la DBO_5 en función del tiempo de proceso aeróbico para cada uno de los porcentajes de reciclo ensayados y los datos experimentales en la Tabla AVII.9 del Anexo VII.

En la Figura 3.17 se observa que, al recircular la biomasa hacia el reactor mejora la eficiencia del proceso aeróbico. Es decir, para un mismo tiempo de operación del reactor, el valor de DBO_5 de cualquiera de las curvas del proceso aeróbico continuo con reciclo es menor que el valor que se obtiene de la curva en proceso continuo sin reciclo.

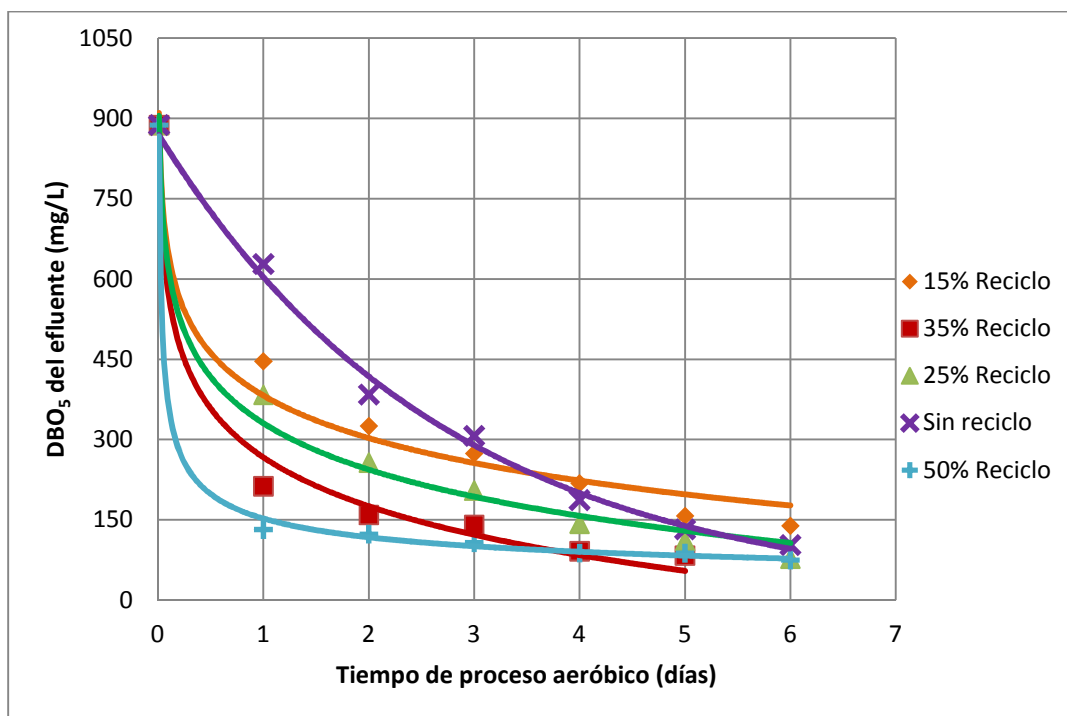


Figura 3.17 Variación del DBO_5 vs tiempo de proceso aeróbico para distintos porcentajes de recirculación de la biomasa al reactor (caudal 6 mL/min, flujo de aireación 0,2 L/min)

Al recircular la biomasa, también se observa que las curvas de disminución de DBO_5 a diferentes porcentajes de reciclo, tienden a volverse asintóticas en menor tiempo de proceso comparado con el sistema sin reciclo así; el DBO_5 no tiene cambios significativos a partir de los 3 días de proceso, es decir, el proceso alcanza estado estacionario a los tres días de tratamiento, principalmente para porcentajes de reciclo sobre el 35%.

La ecuación experimental que representa a la familia de curvas de la Figura 3.17 es:

$$(DBO_5)_f = \left(\frac{7\,000}{Q * (1 + x)} - 611,15 \right) * t^{-0,33} \quad [3.5]$$

Donde:

$(DBO_5)_f$ = demanda bioquímica de oxígeno del efluente del reactor aeróbico, mg/L

Q = caudal de alimentación al reactor aeróbico, mL/min

x = fracción de recirculación, $\left(\frac{\text{caudal de recirculación}}{\text{caudal de alimentación}} \right)$

t = tiempo del proceso aeróbico, días

El error entre los valores de DBO_5 calculados con la Ecuación 3.5 y los valores obtenidos experimentalmente a un caudal y a un tiempo del proceso de tratamiento aeróbico es de 5% aproximadamente.

En cuanto a los porcentajes de recirculación ensayados, se observa que al operar con un 50% de reciclo, el descenso de DBO_5 es rápido y a partir del segundo día tiende a ser constante, pero se debe tener en cuenta que al trabajar con porcentajes de recirculación elevados se incrementa la edad del lodo. Esto produce problemas operacionales ya que, a medida que el floc envejece, su composición bacteriana cambia y una alta porción de este floc pasa a ser células muertas y sólidos inertes acumulados, lo que afecta la sedimentabilidad del lodo activado en el sedimentador secundario acoplado (Romero, 2001, p. 476).

Un floc biológico aglomerado y joven sedimenta bien por acción de la gravedad y deja un sobrenadante claro como efluente; por lo contrario, un floc viejo o de crecimiento filamentoso no sedimenta adecuadamente y aumenta el valor de DQO y ST en el efluente (Romero, 2001, p. 481); razón por la cual no se seleccionó 50% como porcentaje de reciclo óptimo para el proceso de lodos activados del presente estudio.

Debido a la importancia de seleccionar adecuadamente el porcentaje de recirculación de biomasa correcto, Romero (2001) p. 477, propone utilizar el método del índice de Mohlman, que define el índice volumétrico de lodos (ILV) como el volumen, en mililitros, ocupado por un gramo de lodo activado, después de sedimentar el licor aireado contenido en el reactor aeróbico durante 30 min. La tasa de recirculación se toma aproximadamente igual al porcentaje en volumen ocupado por el lodo sedimentado, que generalmente no debe ser menor a 15%.

Basándose en este concepto, se tomó un litro del licor contenido en el reactor y se dejó sedimentar; transcurrido este tiempo, se midió el volumen ocupado por el lodo sedimentado.

El volumen de lodo sedimentado medido fue de 220 mL; por lo tanto, la tasa de recirculación (R) fue de: (Romero 2001, p.p. 477-479)

$$R = \frac{\text{vol sedimentado}}{1\ 000 - \text{vol sedimentado}} \quad [3.6]$$

$$R = \frac{220}{1\ 000 - 220} = 0,28$$

Basándose en esta aproximación se seleccionó, de todos los porcentajes de reciclo ensayados al 25% (valor más cercano a la tasa de recirculación R calculado según el método propuesto por Mohlmen) como porcentaje de reciclo para la operación de la planta de tratamiento de aguas residuales.

En la Figura 3.17, para la curva del 25% de reciclo se obtiene un valor del DBO_5 final de $77,76 \text{ mgO}_2/\text{L}$ (91,24%) a los 6 días del proceso aeróbico.

Las curvas del porcentaje de remoción de DBO_5 , a diferentes porcentajes de reciclo de la biomasa, se presentan en la Figura 3.18 y los valores experimentales se reportan en la Tabla AVII.10 del Anexo VII.

Las curvas del porcentaje de remoción del DBO_5 de la Figura 3.18 tienen una tendencia creciente con el tiempo del proceso aeróbico y la remoción del DBO_5 alcanza un valor promedio del 90% a los 6 días del proceso, para un caudal de $6 \text{ mL}/\text{min}$ con un porcentaje de reciclo menor al 25%. Durante el primer día del proceso de operación, la remoción de la materia orgánica experimental es exponencial y llega a valores mayores al 50%, valor superior a lo obtenido sin reciclo de la biomasa.

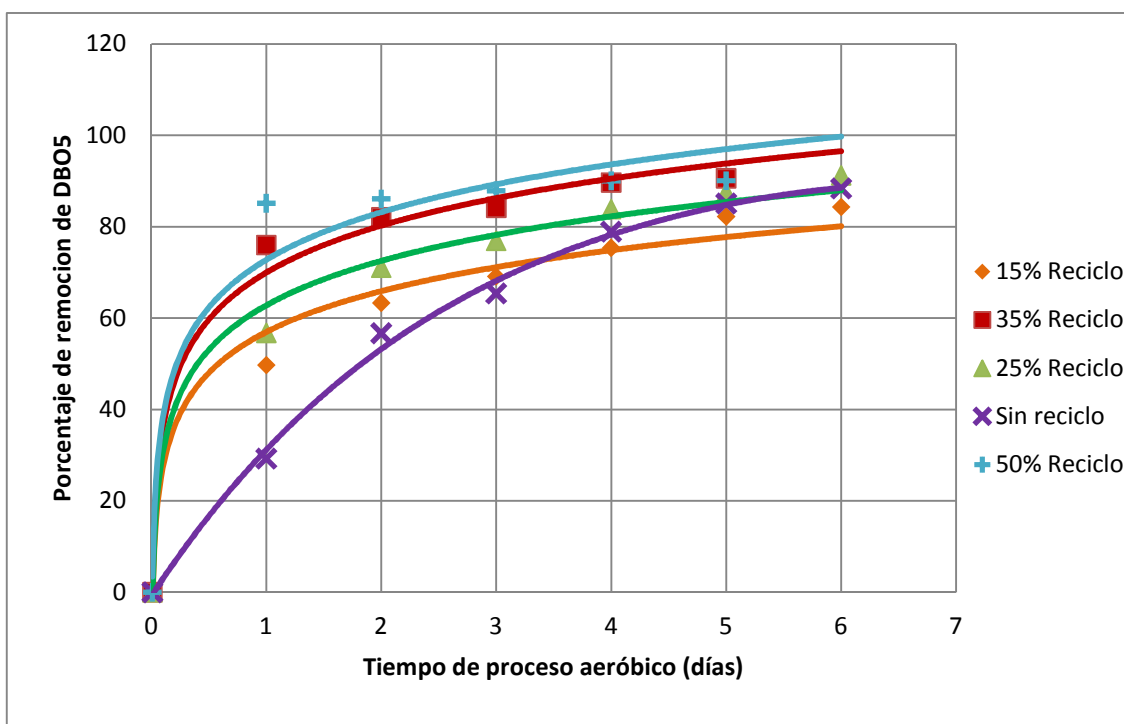


Figura 3. 18 Porcentaje de remoción de DBO_5 vs tiempo de proceso aeróbico continuo para distintos porcentajes de reciclo (caudal $6 \text{ mL}/\text{min}$, flujo aireación $0,2 \text{ L}/\text{min}$)

Las curvas de remoción de la Figura 3.18 se ajustan a un modelo logarítmico y la ecuación experimental que representa es:

$$\%R = 14,21 \ln(t) + 8,08 \cdot Q \cdot (1 + x) \quad [3.7]$$

Donde:

$\%R$ = porcentaje de remoción de la materia orgánica

Q = caudal de alimentación al reactor, mL/min

x = fracción de recirculación

t = tiempo del proceso, días

El error entre los valores de la remoción de DBO_5 calculados con la Ecuación 3.7 y los valores obtenidos experimentalmente a un caudal y a un tiempo del proceso de tratamiento aeróbico es de aproximadamente 13,52%.

En cuanto al crecimiento de la biomasa en el interior del reactor, se realizaron mediciones de los SSV durante todo el desarrollo de los ensayos a diferentes porcentajes de reciclo y los resultados se reportan en la Figura 3.19 y en la Tabla AVII.11 del Anexo VII.

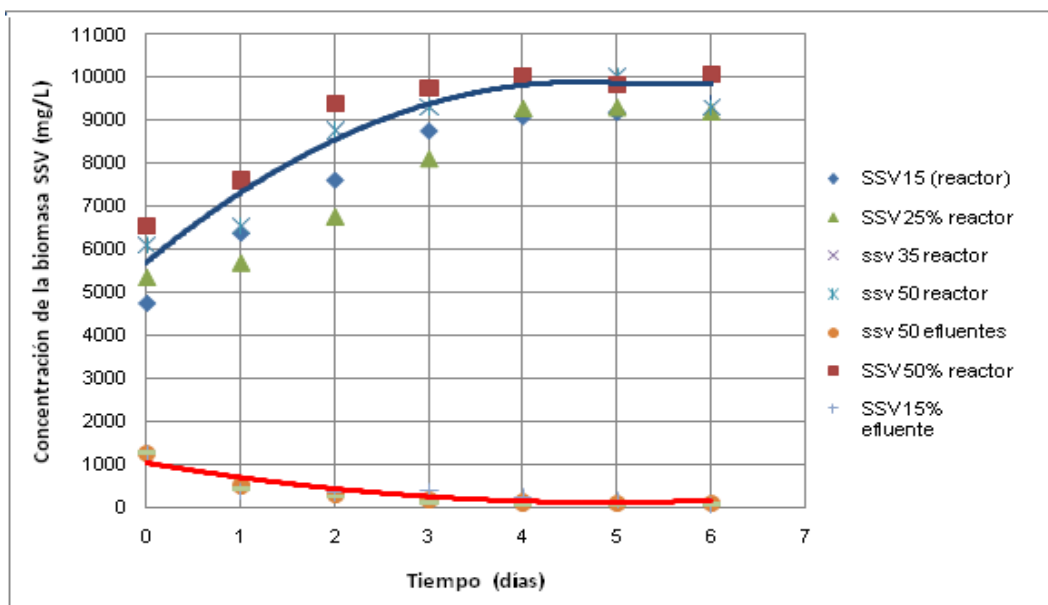


Figura 3.19 Variación de la concentración de biomasa (SSV) en el reactor aeróbico y en el efluente durante el proceso aeróbico en estado pseudo estacionario (caudal 6 mL/min, reciclo 25%, flujo de aireación 0,2 L/min)

Luego de que el agua residual tratada que sale del reactor se clarifica en el sedimentador secundario y la concentración de SSV disminuye desde 9 500 mg/L hasta valores de 50 mg/L a los 6 días de operación del proceso continuo de sedimentación (remoción del 99,5%), lo cual permite tener un efluente tratado que cumple las normas establecidas en el TULAS.

La recirculación de la biomasa desde el sedimentador secundario hacia el reactor aeróbico, también afectó al resto de parámetros físico-químicos, como se puede observar en la Tabla 3.18.

Tabla 3.18 Caracterización físico-química del efluente del reactor aeróbico en sistema continuo con reciclo, tiempo de proceso 6 días y flujo de aireación 0,2 mL/min

Parámetro	Unidades	Influente	EFLUENTE REACTOR AEROBIO			
			15% Reciclo	25% Reciclo	35% Reciclo	50% Reciclo
[HCO ₃ ⁻]	mg /L	142,09	89,73	89,02	89,65	88,93
NH ₄ ⁺	mg NH ₃ /L	2,07	1,42	1,37	1,36	1,20
Ceras y Grasas	mg/L	42,3	29,06	27,46	22,97	18,19
Color Aparente	unid Pt-Co	> 550	233	223	230	221
Color Real	unid Pt-Co	481	112	98	101	95
Conductividad	uS/cm	774	217	208	206	200
Cromo total	mg Cr /L	0,12	0,06	0,05	0,06	0,06
DBO ₅	mg O ₂ /L	888	139	96	87	75
Detergentes	mg/L	3,47	1,35	0,96	0,89	0,80
DQO	mg O ₂ /L	1850	290	200	161	156
[Ca ⁺²]	mg/L	76	76	73	76	73
[Mg ⁺²]	mg/L	5	2	4	2	4
Dureza total como CaCO ₃	mg/L	212	198	201	198	201
Fenoles	mg/L	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Fosfatos	mg PO ₄ ⁻³ /L	0,57	830	820	800	800
Hierro Total	mg Fe /L	< 0,001	0,06	0,06	0,05	0,04
Nitratos	mg NO ₃ ⁻ /L	27,28	151	143	132	130

Tabla 3.18 Caracterización físico-química del efluente del reactor aeróbico en sistema continuo con reciclo, tiempo de proceso 6 días y flujo de aireación 0,2 mL/min (continuación....)

Parámetro	Unidades	Influente	EFLUENTE REACTOR AEROBIO			
			15% Reciclo	25% Reciclo	35% Reciclo	50% Reciclo
Nitritos	mg NO ₂ ⁻ /L	0,056	0,20	0,207	0,22	0,25
Oxígeno Disuelto	mg/L	0,5	2,7	2,7	2,7	2,7
pH	-	5,8	8,1	8,1	8,23	8,20
Sólidos Totales	mg/L	1 898	1 379	1 400	1 220	1 210
Sólidos Totales Disueltos	mg/L	935	1 145	1 200	1 230	1 301
Temperatura	°C	19	20,9	21,3	18,1	20,8
Turbidez	NTU	323	33	29	28	28

Los porcentajes de remoción de DBO₅, color, conductividad, detergentes, alcalinidad, ceras y grasas obtenidos en el proceso de descontaminación aeróbica a diferentes tasas de recirculación, se exponen en la Figura 3.20.

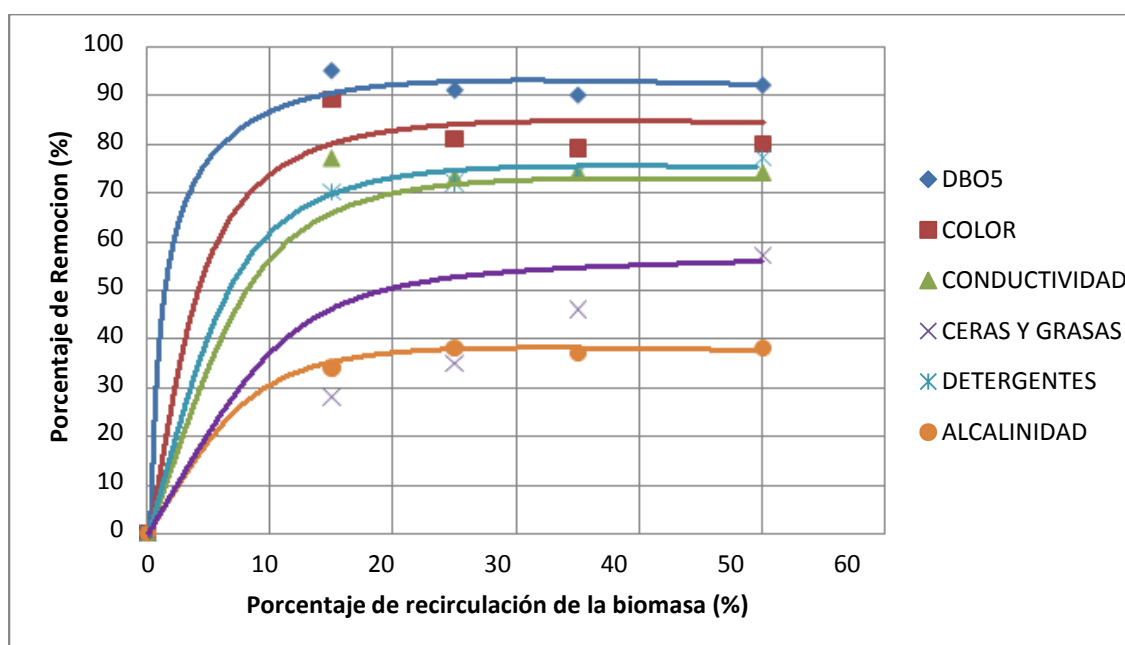


Figura 3.20 Porcentajes de remoción de algunos parámetros físico-químicos, en función al porcentaje de recirculación de la biomasa al reactor aeróbico en proceso continuo (tiempo del proceso 6 días y flujo de aireación 0,2 mL/min)

De la Figura 3.20 se observa que, las concentraciones de DBO_5 , color, conductividad y detergentes alcanzan porcentajes de remoción sobre el 70%. Además, los porcentajes de remoción presentan una tendencia asintótica a partir de una tasa de reciclo de la biomasa del 20%.

Los porcentajes de remoción de ceras y grasas y alcalinidad no son significativos en comparación con la remoción de los otros contaminantes.

Los porcentajes de remoción alcanzados con reciclo de la biomasa son mayores que los obtenidos sin reciclo, como se observa por comparación de la Figura 3.16 y Figura 3.20.

De los resultados obtenidos en la Tabla 3.18 se concluye lo siguiente:

- ✓ La mayor reducción de los contaminantes del agua residual doméstica se observa cuando el porcentaje de recirculación de la biomasa fue del 50%.
- ✓ Las concentraciones de fenoles, dureza, cromo, nitrógeno amoniacal no disminuyen significativamente durante el proceso de tratamiento aeróbico continuo con recirculación.
- ✓ Por tratarse de un proceso de oxidación aeróbica, la concentración de oxígeno disuelto del efluente en el agua residual aumenta hasta 2,2 mg/L.
- ✓ En cuanto a la concentración de nutrientes como son nitratos y fosfatos, la concentración aumentó debido a que se añadieron 373 mg NO_3^-/L y 1414 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$ para acondicionar el agua residual doméstica.
- ✓ La concentración de nitritos también aumenta debido a que es un subproducto de la oxidación aeróbica microbiana.
- ✓ La concentración de sólidos totales y sólidos disueltos en el efluente también disminuyó debido al acoplamiento del decantador secundario.

3.5.3 ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE LA CONCENTRACIÓN DEL SUSTRATO EN EL INFLUENTE DEL REACTOR AERÓBICO, A ESCALA DE LABORATORIO

El análisis de la influencia de la variación de la concentración de sustrato en el influente del proceso aeróbico, se realizó por incremento de la concentración de DQO con la adición de glucosa como sustrato, con fines únicamente experimentales. Varias pruebas paralelas se realizaron para determinar la concentración de azúcar a añadirse hasta que se consiguió un efluente con una concentración de DQO de 3 000 mg/L.

Por el contrario, para disminuir la concentración de la demanda química a 1 000 mg/L se realizaron diluciones de las aguas contaminadas domésticas. En todos los casos, la demanda química de oxígeno fue analizada previamente antes de iniciar el proceso aeróbico continuo con recirculación del agua residual doméstica (influyente) a las nuevas condiciones de DQO.

Los parámetros de operación que se mantuvieron constantes fueron: caudal de alimentación 6 mL/min, porcentaje de recirculación de la biomasa de 25% y flujo de aireación de 0,2 L/min.

Los resultados del estudio del análisis de la influencia de la concentración del sustrato como DQO en función del tiempo del proceso aeróbico continuo, se expone en la Figura 3.21 y en la Tabla AVII.12 del anexo VII.

De los resultados expuestos en la Figura 3.21 se observa que las curvas a diferentes concentraciones de DQO tienen una tendencia exponencial decreciente con el tiempo de proceso aeróbico. Cuando el DBO_5 del agua residual doméstica alcanza valores de 1 000 mg O_2 /L, la concentración de DBO_5 en el efluente llega a valores cercanos a cero, a los 3 días del proceso aeróbico. Además, cuando se incrementó la concentración de materia orgánica en las aguas residuales domésticas del conjunto "Cantaros I", la descontaminación por proceso aeróbico

presentó la misma tendencia decreciente y alcanza valores constantes, a partir de los 3 días del proceso aeróbico continuo.

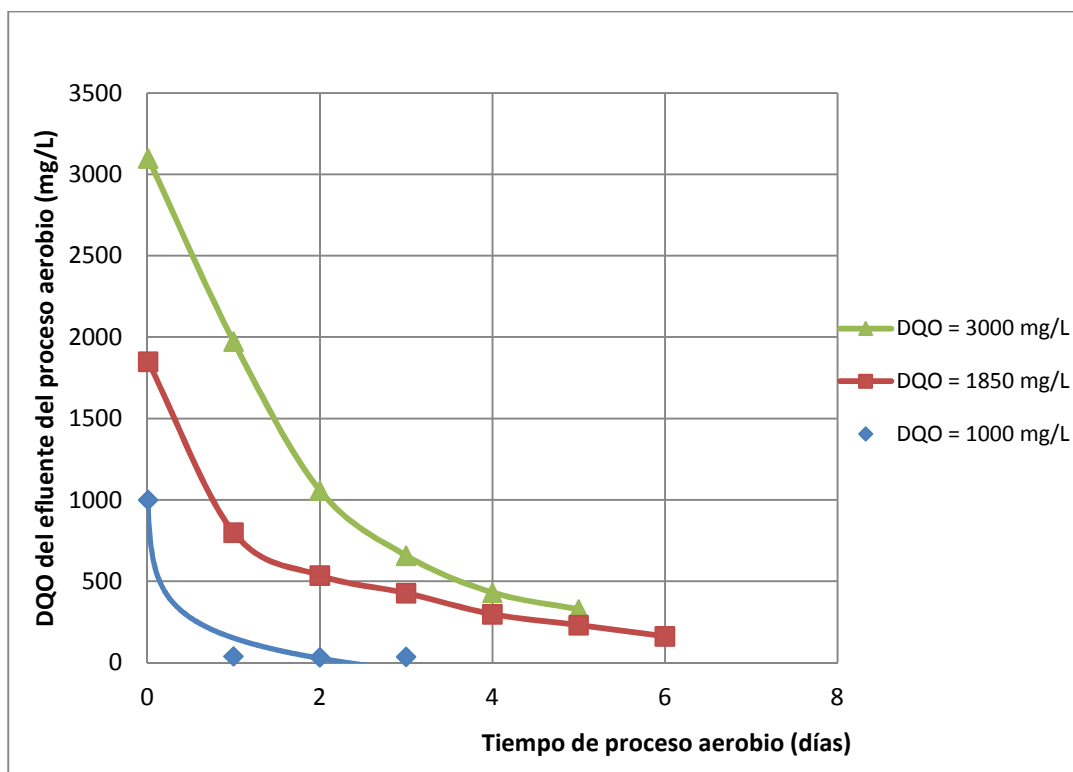


Figura 3.21 Influencia de la concentración de sustrato (DQO) en el agua residual doméstica vs tiempo de proceso aeróbico continuo (caudal 6 mL/min, porcentaje de reciclo 25% y flujo de aireación 0,2 L/min)

Lo indicado, demuestra la estrecha relación que existe entre la concentración de sustrato en el influente con el crecimiento bacteriano y los tiempos de proceso en el reactor aeróbico.

3.5.4 INFLUENCIA DEL FLUJO DE AIRE EN EL REACTOR AERÓBICO, A ESCALA DE LABORATORIO

Se ensayaron dos caudales de aire, uno superior y uno inferior al caudal de aire que se mantuvo constante en el estudio del mejoramiento de las variables de operación del proceso aeróbico expuesto anteriormente. Estos caudales de aire fueron 0,04 L/min y 4 L/min.

Los resultados de la influencia del flujo de aire en la disminución de la materia orgánica del agua residual doméstica se reportan en la Figura 3.22 y en la Tabla AVII.13 del Anexo VII.

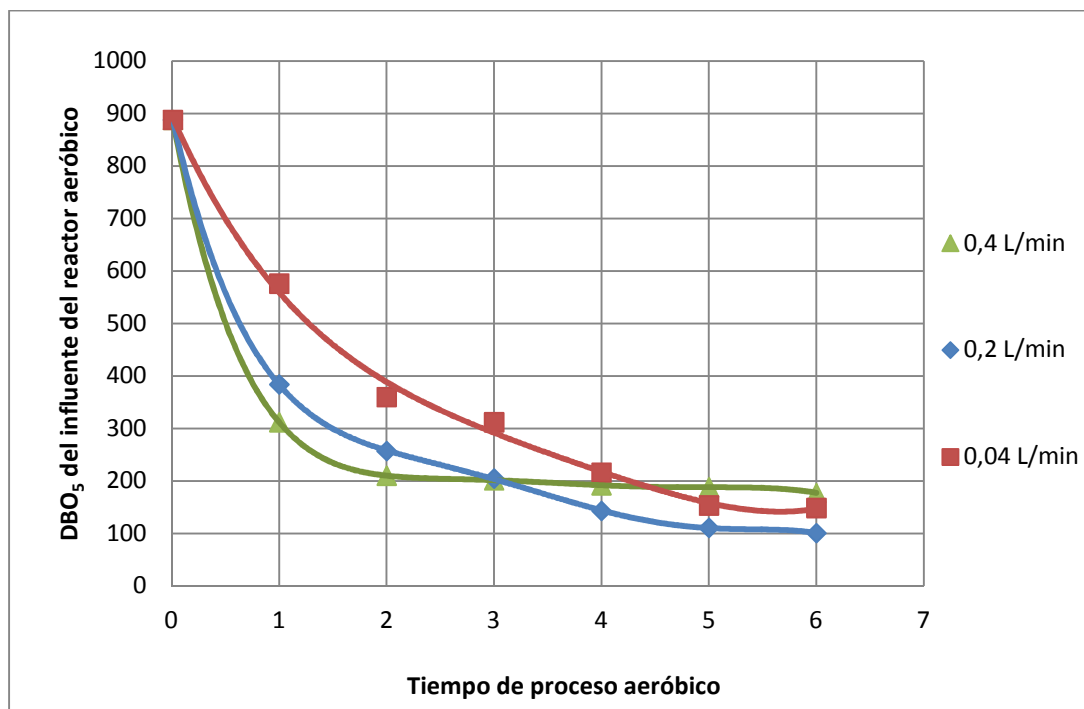


Figura 3.22 Influencia del tiempo de proceso aeróbico sobre el contenido de DBO₅ a diferentes flujos de aire (caudal 6 mL/min, porcentaje de reciclo 25%)

De los resultados expuestos en la Figura 3.22 se concluye lo siguiente:

- ✓ Cuando el flujo de aire es de 0,04 L/min, la remoción de DBO₅ fue menor en comparación con los otros dos flujos de aire. Esto se debe a que el flujo de aire al ser demasiado pequeño, no genera la turbulencia requerida para una suficiente transferencia del oxígeno de la fase gaseosa al seno del líquido (Martínez y Rodríguez, 2005, p. 68)

Además, la falta de turbulencia a bajo flujo de aire produce puntos muertos en el reactor, donde se generan condiciones anaerobias que pueden causar la muerte de ciertos microorganismos aeróbicos, como son las bacterias filamentosas que generan flocs poco sedimentables (Romero, 2001, p. 377)

- ✓ Al analizar la curva para el mayor flujo de aire, es decir, para un caudal de aire de 4 L/min, se puede notar que la curva igualmente tiene una tendencia exponencial decreciente y el DBO₅ disminuye más rápidamente, llegando a valores asintóticos a partir del tercer día del proceso aeróbico con un valor de 188 mg O₂/L (78% de conversión).

Si se compara con la curva para un caudal de aire de 0,2 L/min, la remoción de DBO₅ a 4 L/min es menor, debido a que el exceso de turbulencia en el reactor aeróbico expulsa los flocs de microorganismos al efluente, perdiendo altas cantidades de biomasa que luego sedimentan en el sedimentador secundario, disminuyendo la eficiencia del proceso aeróbico en el reactor, inclusive, causó problemas operacionales ya que, la alta concentración de biomasa acumulada en el sedimentador taponó las mangueras para la recirculación y la purga de lodos activados.

- ✓ La relación cantidad de oxígeno/cantidad de sustrato debe estar regulada y mantenerse estable. Una descompensación en un sentido o en otro, puede dar lugar a una aparición de organismos filamentosos que tienden a flotar en el decantador secundario (Romero, 2001, p. 377).

Por lo tanto, se concluyó que el caudal de aire suministrado al reactor aeróbico de 0,2 L/min es el más conveniente para su operación.

3.6 DESINFECCIÓN DEL AGUA PROCEDENTE DEL REACTOR AEROBIO

Una vez concluida la determinación de las variables adecuadas para la operación del reactor aeróbico, se procedió a realizar el proceso de desinfección del agua que sale del sedimentador secundario, con el fin de eliminar la presencia de microorganismos que garantice que el efluente del proceso aeróbico cumpla con los límites de la normativa de descarga hacia el alcantarillado, a un cuerpo receptor o para la reutilización de aguas tratadas.

Para el proceso de desinfección se utilizó una solución de hipoclorito de sodio al 5% preparada en el LAM. El proceso de desinfección se comprobó por conteo de las bacterias mediante el método de las diluciones y se observó un crecimiento nulo de colonias de bacterias.

La cantidad de hipoclorito de sodio se cuantifica en el numeral 3.8 “Dimensionamiento del sistema de tratamiento aeróbico”

Finalmente, se puede concluir que las mejores condiciones del proceso de descontaminación de las aguas residuales domésticas del sector de Pusuquí mediante proceso aeróbico son:

- ✓ Caudal de alimentación: 6 mL/min.
- ✓ Tiempo de residencia hidráulico: 0,90 días.
- ✓ Porcentaje de reciclo de la biomasa: 25%.
- ✓ Flujo de aire suministrado al licor de mezcla: 0,2 L/min.
- ✓ Concentración del inóculo: 10%(V/V) coctel bacteriano.
- ✓ Concentración de hipoclorito de sodio de una solución al 5%, 6,85 mg/L de Cl₂.

3.7 DIMENSIONAMIENTO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO AERÓBICO

Una vez que se realizaron todas las pruebas a escala de laboratorio para determinar la eficiencia del proceso aeróbico de lodos activados en la remoción de los contaminantes del agua residual doméstica, así como la determinación de la cinética de consumo de sustrato para el coctel bacteriano preparado y la selección de las variables de operación del reactor aeróbico, se presenta a continuación el dimensionamiento del sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas propuesto para el conjunto habitacional “Cantaros I”.

La configuración básica del bioreactor se presenta en la Figura 3.23 y corresponde a un modelo cinético de mezcla completa con recirculación de la biomasa.

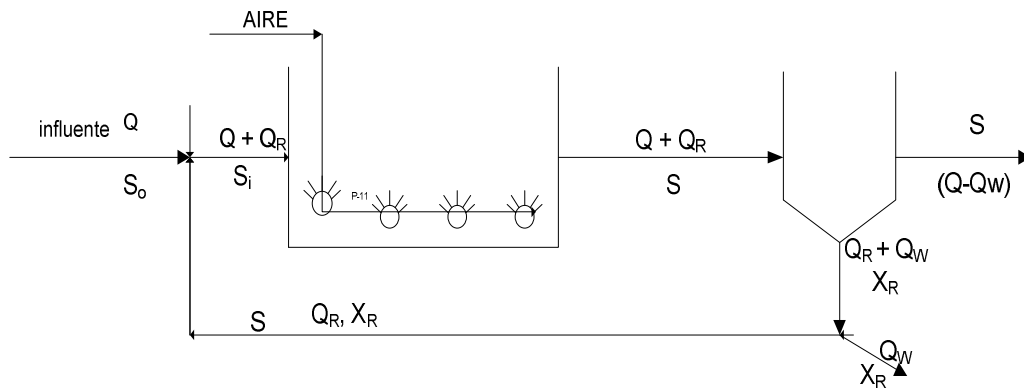


Figura 3.23 Configuración básica del reactor de lodos activados del sistema de tratamiento aeróbico propuesto para el conjunto habitacional “Cantaros I”

Donde:

Q = caudal de diseño, $m^3/día$

S_o = concentración de sustrato en el influente, mg/L

S_i = concentración de sustrato de alimentación al reactor, mg/L

Q_R = caudal de reciclo, $m^3/día$

Q_W = caudal de desecho, $m^3/día$

S = concentración de sustrato en el efluente, mg/L

X_R = concentración de microorganismos en el reciclo, mg/L

3.7.1 DETERMINACIÓN DE LA POBLACIÓN DE DISEÑO

Actualmente, el conjunto habitacional “Cantaros I” cuenta con una población de 240 habitantes.

Al considerar la capacidad de cada vivienda de seis habitantes se estimó la población para el conjunto habitacional “Cantaros I” que fue 288 habitantes.

De acuerdo con lo expuesto en el numeral 2.8.1 “Población de diseño”, el número de visitas por fin de semana (Vfds) y por feriados (Vfd) es:

$$Vfds = 4 \frac{\text{visitas}}{\text{casa.día}} * (52 + 52) \frac{\text{días}}{\text{año}} * 48 \text{ viviendas}$$

$$Vfds = 19\,968 \frac{\text{visitas}}{\text{año}}$$

El número de visitas por feriados (Vfd) :

$$Vfd = 4 \frac{\text{visitas}}{\text{casa.feriado}} * 12 \frac{\text{feriados}}{\text{año}} * 48 \text{ viviendas} * 1,1$$

$$Vfd = 2\,534 \frac{\text{visitas}}{\text{año}}$$

La población adicional por visitas Pv es:

$$Pv = \frac{19\,968 + 2\,534 \text{ visitas/año}}{360 \text{ días/año}} = 62 \frac{\text{vistas}}{\text{día}}$$

Por lo tanto, para calcular la población total de diseño (P_t), estimada se suma el aporte de las visitas y la capacidad poblacional máxima del conjunto habitacional:

$$P_t = 62 + 288$$

Por lo consiguiente, el sistema de tratamiento de agua residual doméstica por proceso aeróbico se diseñará para servir a una población de **350 habitantes**.

3.7.2 DETERMINACIÓN DEL CAUDAL DE DISEÑO

Según la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (EPMAPS), el consumo de agua potable en la ciudad de Quito por día es de 240

litros por habitante. Por lo tanto, el caudal del agua residual generada por la población del conjunto en estudio se calculó mediante la Ecuación 2.3 será de:

$$Q_{\text{aguas residuales}} = 240 \frac{L}{\text{hab. d}} * 276 \text{ hab}$$

$$Q_{\text{aguas residuales}} = 0,97 \frac{L}{s}$$

El factor de seguridad para la determinación de los caudales pico y mínimo se calculó reemplazando valores en la Ecuación 2.4:

$$M = 1 + \frac{14}{(4 + 350^{0,5})} = 1,62 \cong 2$$

Con el valor de M se calcularon los caudales pico y mínimo:

$$Q_{\text{pico}} = 2 * 0,97 \frac{L}{s} \qquad Q_{\text{min}} = \frac{0,97 L/s}{2}$$

$$Q_{\text{pico}} = 1,94 \frac{L}{s} \qquad Q_{\text{min}} = 0,49 \frac{L}{s}$$

El caudal pico se considerará como el caudal de diseño de las aguas residuales domésticas a ser tratado en el reactor aeróbico, o sea:

$$Q_{\text{diseño}} = 1,94 \frac{L}{s}$$

El aporte de las aguas lluvias no fue considerado para el cálculo de las unidades de tratamiento, ya que el condominio tiene su propio sistema de recolección de aguas lluvias que desemboca directamente al sistema de alcantarillado público.

3.7.3 DIMENSIONAMIENTO DE LAS UNIDADES QUE COMPONEN EL SISTEMA DE TRATAMIENTO AERÓBICO

El sistema de tratamiento aeróbico de aguas residuales propuesto en el presente trabajo se compone de cuatro unidades principales:

- ✓ La primera unidad consiste en los tanques de acondicionamiento del agua residual, en el cual se añaden los nutrientes necesarios y se controla el pH del influente mediante la adición de fosfatos.
- ✓ La segunda unidad consiste en el propio reactor biológico aeróbico de lodos activados diseñado para un caudal de 168 m³/día.
- ✓ Posteriormente, el agua residual tratada pasa a la siguiente unidad, que es el sedimentador secundario, donde se clarifica el efluente del reactor biológico, a partir del cual, se realiza la recirculación de la biomasa.
- ✓ La última etapa del proceso biológico consiste en la unidad de clorinación para desinfectar el efluente.

3.7.3.1 Tanque de acondicionamiento del agua residual

Como se mencionó en la sección 3.4, el proceso aeróbico de lodos activados requiere que las concentraciones de fósforo y nitrógeno se ajusten a las siguientes relaciones:

$$\frac{DQO}{N / P} \quad [3.8]$$

$$100/5/ 0,5$$

Según los datos presentados en la Tabla 3.11, las concentraciones de nitratos, ión amonio y fosfatos disponibles en el afluente son:

- ✓ $[\text{NH}_4^+] = 2,07 \text{ mg/L}$
- ✓ $[\text{NO}_3^{-1}] = 27,28 \text{ mg/L}$
- ✓ $[\text{PO}_4^{-3}] = 0,57 \text{ mg/L}$

Si se toma en cuenta que la DQO del afluente es de 1850 mg O₂/L, la concentración de nitrógeno requerida para cumplir con la relación 3.9 es de 92,5 mg [N]/L o 407,67 mg NO₃⁻/L y la concentración de fósforo es de 9,25 mg [P]/L o 28,37 mg PO₄⁻³/L.

El cálculo de la cantidad de nitratos y fosfatos a añadirse al agua residual doméstica a ser tratada en el reactor aeróbico para mantener el requerimiento de nutrientes y de pH adecuado es el siguiente:

a) **Cálculo de la concentración de nitratos a añadirse como nutriente**

La concentración de nitrógeno disponible en el afluente fue:

$$[N]_{disp} = \frac{27,28 \text{ mg NO}_3^-}{L} * \frac{14 \text{ mg N}}{62 \text{ mg NO}_3^-} + \frac{2,07 \text{ mg NH}_4^+}{L} * \frac{14 \text{ mg N}}{18 \text{ mg NH}_4^+} = 7,77 \frac{\text{mg N}}{L}$$

Luego, la concentración de nitratos que se debió añadir fue:

$$[N]_{añadir} = \frac{92,5 \text{ mg N}}{L} - \frac{7,8 \text{ mg N}}{L} = \frac{84,7 \text{ mg N}}{L}$$

$$[\text{NO}_3^-]_{añadir} = \frac{84,7 \text{ mg N}}{L} * \frac{62 \text{ mg NO}_3^-}{14 \text{ mg N}} = 375,1 \frac{\text{mg NO}_3^-}{L}$$

Se utiliza como fuente de nitratos el nitrato de sodio (NaNO₃), así:

$$[\text{NaNO}_3]_{añadir} = \frac{375,1 \text{ mg NO}_3^-}{L} * \frac{85 \text{ mg NaNO}_3}{62 \text{ mg NO}_3^-} = \frac{514 \text{ mg NaNO}_3}{L}$$

Por lo tanto, la cantidad de nitrato de sodio con un exceso del 20% a añadirse por litro de agua doméstica residual es de:

$$\text{C} \text{e} \text{c} \text{e} \text{t} \text{r} \text{a} \text{c} \text{i} \text{o} \text{n} \text{ de NaNO}_3 \text{ a} \text{ a} \text{n} \text{a} \text{d} \text{i} \text{r} \text{se} = \frac{617 \text{ mg NaNO}_3}{L}$$

b) Cálculo de la concentración de fosfatos requerida como nutriente

La concentración de fósforo disponible en el afluente fue:

$$[P]_{disp} = \frac{0,57 \text{ mg PO}_4^{-3}}{\text{L}} * \frac{31 \text{ mg P}}{95 \text{ mg PO}_4^{-3}} = \frac{0,19 \text{ mg P}}{\text{L}}$$

La concentración de fosfatos que se añadió como nutriente es:

$$[P]_{añadir} = \frac{9,25 \text{ mg P}}{\text{L}} - \frac{0,19 \text{ mg P}}{\text{L}} = \frac{9,06 \text{ mg P}}{\text{L}}$$

$$[\text{PO}_4^{-3}]_{añadir} = \frac{9,06 \text{ mg P}}{\text{L}} * \frac{95 \text{ mg PO}_4^{-3}}{31 \text{ mg P}} = \frac{27,8 \text{ mg PO}_4^{-3}}{\text{L}}$$

Además, para controlar el pH del agua residual en el reactor aeróbico se debió añadir una solución buffer de fosfatos como se explica a continuación.

c) Cálculo de la concentración de fosfatos requeridos para control de pH

El pH deseado durante el proceso aeróbico fue de 8, de acuerdo a lo expuesto en el numeral 1.2.2.2. Para determinar la concentración de fosfatos que se debía añadir al agua residuales doméstica, que fue tratada en el reactor aeróbico, para mantener un pH de 8, se utilizó la siguiente ecuación:

$$\beta = 2,3 * ([\text{OH}^{-1}] + [\text{H}^+] + \frac{\alpha_0 \alpha_1}{\alpha_0 + \alpha_1} G + \frac{\alpha_1 \alpha_2}{\alpha_1 + \alpha_2} G + \frac{\alpha_2 \alpha_3}{\alpha_3 + \alpha_2} G) \quad [3.9]$$

Donde:

G = concentración total de fosfatos.

β = intensidad de la solución buffer, 10^{-2} (asumido)

$$\alpha_0 = \frac{[\text{H}^+]^3}{D}$$

$$\alpha_1 = \frac{[H^+]^2 k_1}{D}$$

$$\alpha_2 = \frac{[H^+] k_1 k_2}{D}$$

$$\alpha_3 = \frac{k_1 k_2 k_3}{D}$$

Las concentraciones de iones $[H^+]$ y $[OH^-]$ son:

$$pH_{\text{deseado}} = 8$$

$$pH = -\log [H^+] \quad [3.10]$$

$$[H^+] = 1 \times 10^{-8} \text{ M y}$$

$$[OH^-] = 1 \times 10^{-6} \text{ M}$$

Para el cálculo de los valores alfa expuestos en la Ecuación 3.9, se debe encontrar primeramente el valor de D, con la Ecuación 3.11.

$$D = [H^+]^3 + [H^+]^2 k_1 + [H^+] k_1 k_2 + k_1 k_2 k_3 \quad [3.11]$$

Donde:

$$k_1 = 7,59 \times 10^{-3}$$

$$k_2 = 6,17 \times 10^{-8}$$

$$k_3 = 4,79 \times 10^{-11}$$

Al remplazar los valores en la Ecuación 3.11:

$$D = [1 \times 10^{-8}]^3 + [1 \times 10^{-8}]^2 * 7,59 \times 10^{-3} + [1 \times 10^{-8}] * 7,59 \times 10^{-3} * 6,17 \times 10^{-8} \\ + 7,59 \times 10^{-3} * 6,17 \times 10^{-8} * 4,79 \times 10^{-11}$$

$$D = 5,44 \times 10^{-8}$$

Por lo tanto, los valores de alfa son:

$$\alpha_0 = \frac{[H^+]^3}{D} = \frac{[1 \times 10^{-8}]^3}{5,44 \times 10^{-8}} = 1,84 \times 10^{-7}$$

$$\alpha_1 = \frac{[H^+]^2 k_1}{D} = 0,13$$

$$\alpha_2 = \frac{[H^+] k_1 k_2}{D} = 0,86$$

$$\alpha_3 = \frac{k_1 k_2 k_3}{D} = 4,1 \times 10^{-5}$$

Al reemplazar los valores de $\alpha_0, \alpha_1, \alpha_2, \alpha_3, \beta, [H^+]$ y $[OH^-]$ en la Ecuación 3.10 se obtiene el valor de G:

$$G = 0,014 \text{ M}$$

$$G = [H_3PO_4] + [PO_4]^{-3} + [H_2PO_4]^{-} + [HPO_4]^{2-}$$

Las concentraciones de fosfatos a añadirse son:

$$[H_3PO_4] = G * \alpha_0 = 2,58 \times 10^{-9} \text{ M}$$

$$[H_2PO_4]^{-} = G * \alpha_1 = 1,83 \times 10^{-3} \text{ M}$$

$$[HPO_4]^{2-} = G * \alpha_2 = 0,012 \text{ M}$$

$$[PO_4]^{-3} = G * \alpha_3 = 5,74 \times 10^{-7} \text{ M}$$

Las concentraciones de sales de fosfatos de sodio a añadirse son:

$$\checkmark \text{ Fosfato monosódico } [NaH_2PO_4] = 0,22 \frac{g}{L}$$

$$\checkmark \text{ Fosfato disódico } [Na_2HPO_4] = 1,70 \frac{g}{L}$$

$$\checkmark \text{ Fosfato de sodio } [Na_3PO_4] = 1,32 \frac{g}{L}$$

En resumen, debido a que el proceso de tratamiento aeróbico es continuo, los caudales másicos que ingresan al tanque de acondicionamiento son:

$$\checkmark 950,18 \text{ mg/s de nitrato de sodio}$$

✓ 6 286 mg/s de sales de fosfatos de sodio

d) Dimensionamiento del tanque de acondicionamiento

El caudal de aguas residuales domésticas que ingresa al sistema de tratamiento es de 168 m³/día; por lo tanto, se decidió instalar dos tanques de acondicionamiento, cada uno con una capacidad de 100 m³, que permite garantizar la operación de la planta sin problemas durante 24 horas continuas, utilizando un factor de seguridad de 1,2.

La norma API STD 650, p. 9 recomienda que los tanques de almacenamiento para tratamiento de aguas sean de forma cilíndrica con cubiertas cónicas y construidos con planchas de acero inoxidable de un espesor nominal de 6 mm.

Así mismo, para el dimensionamiento de estos tanques cilíndricos, la norma API STD, pp. 22-24 recomienda que la relación diámetro(D_T)/altura(H_T)/debe ser mayor a 1,33. Por seguridad se seleccionó la relación $\frac{D_T}{H_T} = 1,5$.

Al remplazar el valor de D_T por 1,5H_T valores en la Ecuación 3.12, se determinó las dimensiones de los dos tanques de acondicionamiento.

$$V_{\text{tanque}} = \pi \cdot \frac{D_T^2}{4} \cdot H_T \quad [3.12]$$

$$100 \text{ m}^3 = \pi \cdot \frac{(1,5 \cdot H_T)^2}{4} \cdot H_T$$

Por lo tanto:

$$D_T = 5,7 \text{ m}$$

$$H_T = 3,5 \text{ m}$$

e) **Dimensionamiento del agitador del tanque de acondicionamiento**

Para mantener homogenizada el agua residual y los nutrientes que se añaden dentro de los tanques de acondicionamiento, se instalarán agitadores de dos palas, de tipo axial, que serán accionados mediante un motor eléctrico.

Un modo muy frecuente para instalar los sistemas de agitación es conectar el eje del agitador al motor utilizando una caja reductora de velocidad, para conseguir velocidades bajas de agitación, ya que los motores que se encuentran disponibles en el mercado son de 1 700 a 3 500 rpm.

Este tipo de agitadores de flujo axial generan corrientes paralelas al eje agitador cuando se instalan placas deflectoras. Para este caso se proponen utilizar 4 placas deflectoras (Bautista et al., 2005, p. 316).

El esquema básico de un tanque agitado se expone en la Figura 3.24.

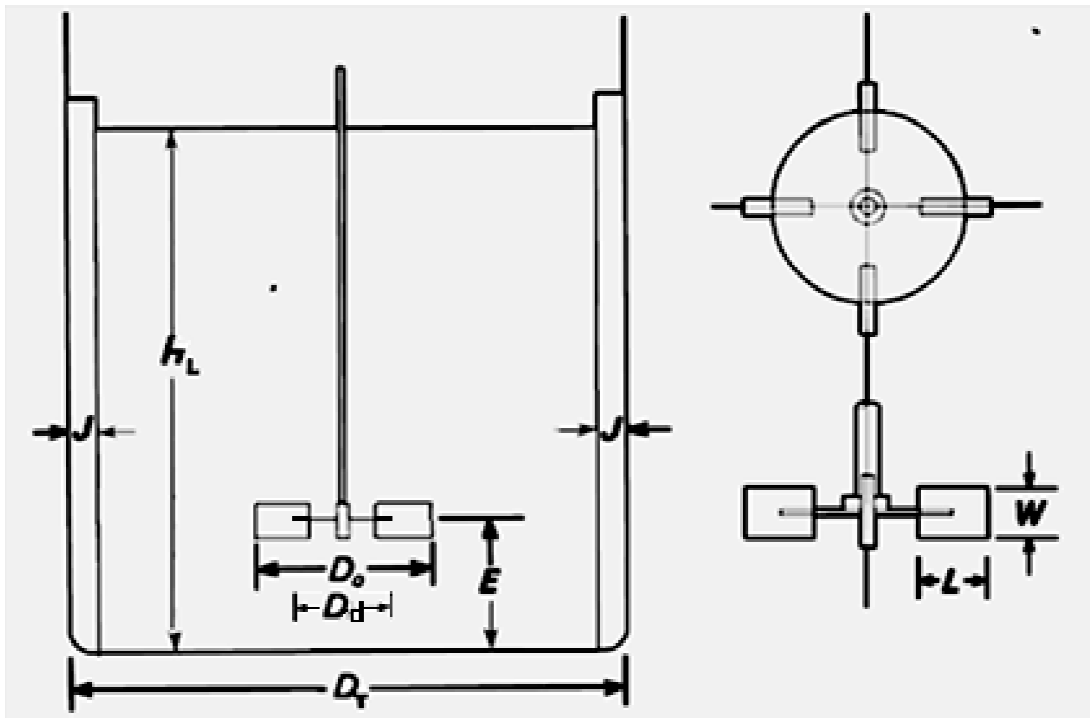


Figura 3.24 Diseño estándar de un tanque agitado (Bautista et al., 2005, p.317)

Donde:

D_o = Diámetro de las aspas del agitador

D_d = Diámetro del agitador

D_T = Diámetro del tanque

E = Distancia entre el fondo del tanque y las aspas del agitador

h_L = Altura del líquido

W = Ancho de las aspas del agitador

L = Largo de las aspas del agitador

J = ancho de la placa deflectoras

Los factores de forma para el dimensionamiento del agitador se describen en las ecuaciones siguientes (Dondé, 2005, p. 317):

$$\frac{D_o}{D_T} = 0,3 \quad [3.13]$$

$$\frac{D_d}{D_o} = \frac{2}{3} \quad [3.14]$$

$$\frac{E}{D_o} = 1 \quad [3.15]$$

$$\frac{W}{D_o} = \frac{1}{5} \quad [3.16]$$

$$\frac{J}{D_t} = \frac{1}{12} \quad [3.17]$$

$$\frac{L}{D_o} = \frac{1}{4} \quad [3.18]$$

$$\frac{J}{D_t} = \frac{1}{12} \quad [3.19]$$

Reemplazando los valores en las ecuaciones anteriores se obtiene:

$$D_o = 0,3 \cdot D_T = 1,70 \text{ m}$$

$$E = 1 \cdot D_o = 1,70 \text{ m}$$

$$D_d = \frac{2}{3} \cdot D_o = 1,13 \text{ m}$$

$$W = \frac{1}{5} \cdot D_o = 0,34 \text{ m}$$

$$L = \frac{1}{4} \cdot D_o = 0,43$$

$$J = \frac{1}{12} \cdot D_T = 0,44 \text{ m}$$

$$h_L = 3 \text{ m}$$

Un factor trascendental al diseñar sistema de agitación es la determinación de la potencia necesaria para mover el impulsor. El cálculo de la potencia del motor requiere de la definición del número de Reynolds para determinar si el flujo con el que se está trabajando es de tipo turbulento o laminar (Bautista et al.,2010, pp.3-5):

$$N_{Re} = \frac{D_o^2 \cdot N \cdot \rho}{\mu} \quad [3.20]$$

Donde:

N_{Re} = número de Reynolds

D_o = Diámetro de las aspas del agitador, m

N = revoluciones por segundo, rps

ρ = densidad del agua, kg/m^3

μ = viscosidad dinámica, kg/m.s

Los agitadores de paleta, en procesos industriales, giran entre 20 y 150 rpm. Se seleccionó operar a velocidades bajas de agitación de $N = 30$ rpm

Al remplazar los valores en la Ecuación 3.20 se tiene.

$$N_{Re} = \frac{1,70 \text{ m}^2 \cdot 0,50 \frac{\text{rev}}{\text{s}} \cdot (997,00 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3})}{7,18 \times 10^{-4} \frac{\text{kg}}{\text{m} \cdot \text{s}}}$$

$$N_{Re} = 1,18 \times 10^6$$

Una vez determinado el N_{Re} que permite establecer el tipo de régimen en el cual se está operando, se procedió a calcular la potencia del motor con la Ecuación 3.21, (Bautista et al., 2010, pp. 4):

$$P = K_T \cdot N^3 \cdot D_o^5 \cdot \rho \quad [3.21]$$

Donde:

D_o = Diámetro de las aspas del agitador, m

N = revoluciones por segundo, rps

ρ = densidad del agua, kg/m^3

K_T = constante del agitador

Para determinar los valores de K_T (flujo turbulento) o K_L (flujo laminar), según sea el caso, se utilizó la Figura 3.25 que expone los valores para estos parámetros, de acuerdo al tipo de régimen, tipo de impulsor y número de palas, que han sido previamente determinados experimentalmente.

Tipo de impulsor	K_L	K_T
Impulsor hélice, tres palas		
Paso 1.0	41	0.32
Paso 1.5	48	0.87
Turbina		
Disco de seis palas	65	5.75
Seis palas inclinadas	-----	1.63
Cuatro palas inclinadas	44.5	1.27
Paleta plana, dos palas	36.5	1.70
Impulsor HE-3	43	0.28
Ancla	300	0.35

Figura 3.25 Valores experimentales de las constantes K_L y K_T para tanques que tienen cuatro deflectores en la pared del tanque, cuya anchura es igual o menor al 10% del diámetro del tanque (Bautista et al., 2010, p. 4)

Al reemplazar los valores en la Ecuación 3.21:

$$P = 1,70 \cdot \left(0,50 \frac{rev}{s}\right)^3 \cdot (1,70 m)^5 \cdot 997,00 \left(\frac{kg}{m^3}\right)$$

$$P = 3\,008,54 W$$

$$P = 4 Hp$$

En la Figura 3.26 se expone el dimensionamiento del tanque de acondicionamiento de aguas residuales domésticas.

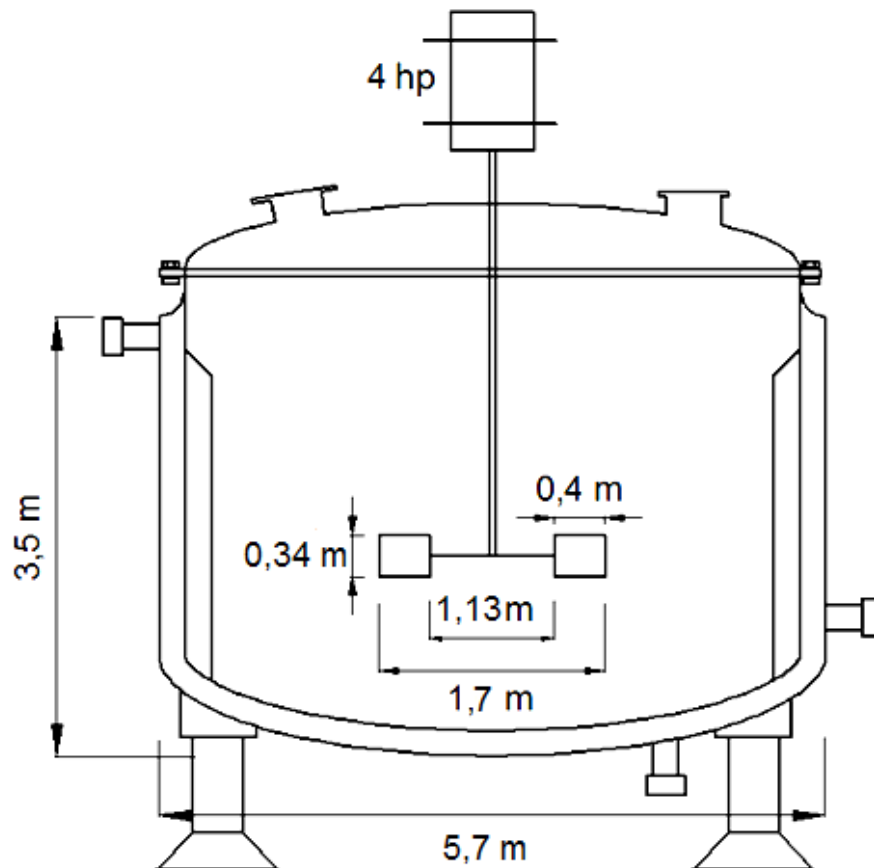


Figura 3.26 Dimensionamiento del tanque de acondicionamiento para el sistema de tratamiento aeróbico del conjunto habitacional “Cantaros I”

3.7.3.2 Dimensionamiento del reactor aeróbico de lodos activados

Para realizar el dimensionamiento del reactor aeróbico se hicieron las siguientes suposiciones (Romero, 2001, pp. 223, 233)

- ✓ El coeficiente de confiabilidad del proceso para el DBO_5 es de 0,8
- ✓ El coeficiente de confiabilidad del proceso para los SST es de 0,65
- ✓ La fracción volátil es de 80%.
- ✓ La conversión de células o microorganismos a DQO es 1,42 (ecuación de metabolismo endógeno) (Romero, 2001, p. 229).
- ✓ La relación DBO/DQO es de 0,48, de acuerdo a los datos obtenidos en la Tabla 3.11.

Según el Texto Unificado de legislación ambiental secundaria (TULAS), los límites permisibles de DBO_5 , ST y SS, para descargas de efluentes al sistema de alcantarillado público son:

- ✓ DBO_5 : 250 mg/L
- ✓ Sólidos Totales: 1 600 mg/L
- ✓ Sólidos Suspendidos totales: 220 mg/L

Como se determinó en la sección 3.2, según las condiciones operacionales seleccionadas (caudal aguas residuales: 6 mL/min, 25% reciclo de biomasa y caudal de aire: 0,2 L/min) se logra reducir el DBO_5 a valores de 96 mg/L, los ST a 1 400 mg/L y los SST a 200 mg/L, valores que cumple con la norma. Por lo tanto, se diseñó el proceso de lodos activados para un efluente con DBO_5 de 96 mg/L ($\text{DQO} = 200$ mg/L), que fue el valor en el cual las curvas de disminución de la demanda química de oxígeno con el tiempo de operación del reactor aerobio, se tornan asintóticas.

Los parámetros físico-químicos de diseño que se tomarán para la descarga del efluente se exponen en la Tabla 3.19.

Tabla 3.19 Parámetros de diseño de la descarga del efluente del sistema de tratamiento aeróbico

PARÁMETRO	VALOR
DQO	200 mg/L
DBO ₅	96 mg/L
Sólidos totales (ST)	1 400 mg/L
Sólidos suspendidos (SST)	200 mg/L

La determinación del volumen del reactor depende los parámetros seleccionados en la Tabla 3.19.

a) **Cálculo del DBO₅ y SST para diseño en base a los coeficientes de confiabilidad (Romero, 2001, p. 240)**

- ✓ DBO₅ media de diseño (DBO_{5mdd})

$$DBO_{5mdd} = 0,8 * 96 \frac{\text{mg O}_2}{\text{L}}$$

$$DBO_{5mdd} = 76,8 \frac{\text{mgO}_2}{\text{L}}$$

- ✓ Sólidos suspendidos totales medios de diseño (SST_{mdd})

$$SST_{mdd} = 0,65 * 200 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

$$SST_{mdd} = 130 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

b) **Conversión de los SST a DQO en el efluente**

Se utiliza la Ecuación 3.22, así (Romero, 2001, pp. 229):

$$DQO_{en\ SST} = SST_{mdd} * fracción\ volatil * 1,42 \quad [3.22]$$

$$DQO_{en\ SST} = 130 \frac{mg}{L} * 0,80 * 1,42$$

$$DQO_{en\ SST} = 147,7 \frac{mg\ O_2}{L}$$

c) **Cálculo del DBO₅ de sólidos suspendidos en el efluente (DBO_{5 en SST})**

$$DBO_{5\ en\ SST} = DQO_{en\ SST} * relación\ \frac{DBO_5}{DQO}$$

$$DBO_{5\ en\ SST} = 147,7 \frac{mg\ O_2}{L} * 0,48$$

$$DBO_{5\ en\ SST} = 70,90 \frac{mg\ O_2}{L}$$

d) **Cálculo del DBO₅ soluble en el efluente (DBO_{5 soluble})**

$$DBO_{5\ soluble} = DBO_{5\ mdd} - DBO_{5\ en\ SST} \quad [3.23]$$

$$DBO_{5\ soluble} = 76,8 \frac{mgO_2}{L} - 70,9 \frac{mg\ O_2}{L}$$

$$DBO_{5\ soluble} = 5,9 \frac{mg\ O_2}{L}$$

e) **Cálculo del DQO soluble en el efluente (DQO soluble)**

$$DQO_{soluble} = \frac{DBO_{5\ soluble}}{0,48}$$

$$DQO_{soluble} = 12,3 \frac{mg\ O_2}{L}$$

f) **Cálculo del DQO_{TOTAL} en el efluente (DQO_T)**

$$DQO_T = DQO_{soluble} + DQO_{en\ SST} \quad [3.24]$$

$$DQO_T = 12,3 \frac{\text{mg O}_2}{\text{L}} + 147,7 \frac{\text{mg O}_2}{\text{L}}$$

$$DQO_T = 160 \frac{\text{mg O}_2}{\text{L}}$$

g) **Cálculo de la eficiencia el proceso biológico aeróbico en base a DQO soluble y DQO removido total**

✓ En base al DQO soluble:

$$\varepsilon = \frac{DQO_i - DQO_{soluble}}{DQO_i}$$

$$\varepsilon = \frac{1\ 850 - 12,30 \frac{\text{mg O}_2}{\text{L}}}{1\ 850}$$

$$\varepsilon = 91,3\%$$

✓ En base a la remoción total de DQO:

$$\varepsilon = \frac{DQO_i - DQO_{f\ TOTAL}}{DQO_i}$$

$$\varepsilon = \frac{1\ 850 - 160 \frac{\text{mg O}_2}{\text{L}}}{1\ 850}$$

$$\varepsilon = 98,3\%$$

Se tomó una eficiencia del reactor aerobio del 91,3%

h) **Estimación del tiempo de residencia hidráulico (θ)**

Para la determinación del tiempo de residencia hidráulico de las aguas residuales en el reactor aeróbico es necesario realizar un balance de masa en el punto 1 del proceso que se muestra en la Figura 3.27.

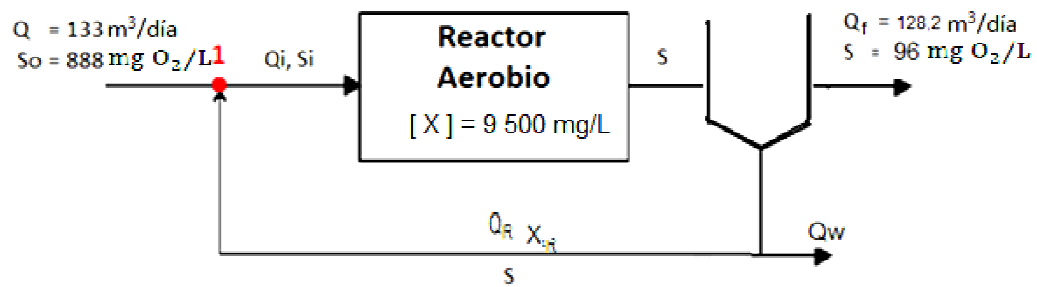


Figura 3.27 Configuración básica del reactor de lodos activados del sistema de tratamiento aeróbico propuesto para el conjunto habitacional “Cantaros I”

Donde:

Q = caudal de diseño, $m^3/día$

S_o = Demanda bioquímica del sustrato en el influente, $mg\ O_2/L$

Q_i = caudal de alimentación al reactor, $m^3/día$

S_i = demanda bioquímica de sustrato de alimentación al reactor, $mg\ O_2/L$

Q_R = caudal de reciclo, $m^3/día$

S = Demanda bioquímica del sustrato en el efluente, $mg\ O_2/L$

Q_f = caudal del efluente, $m^3/día$

R = tasa de reciclo

El balance de masa del sustrato en función de la demanda bioquímica del sustrato en el punto 1:

Por reemplazo de valores en la Ecuación 3.26, se tiene:

$$S_i = 729,6 \frac{mg O_2}{L}$$

El valor calculado de S_i se reemplazó en la ecuación 3.27 que permite determinar el tiempo de residencia hidráulico θ , para un reactor en sistema continuo de mezcla completa con recirculación (Romero, 2001, p. 475):

$$\theta = \frac{10 * K_s}{k * X} * \ln\left(\frac{S_i}{S}\right) + \frac{10 * S_i - S}{k * X} \quad [3.27]$$

Donde:

K_s = constante de la concentración del sustrato en la mitad de la velocidad máxima de crecimiento de la biomasa, mg/L

k_d = constante de decaimiento, d^{-1}

S = Demanda bioquímica del sustrato en el efluente, mg O_2 /L

X = concentración de microorganismos en el licor de mezcla. SSVLM

k = tasa máxima de utilización de sustrato, d^{-1}

Los valores experimentales de K_s , k_d y k son tomados de la Tabla 3.15. Por reemplazo de los valores en la ecuación 3.27 se tiene:

$$\theta = \frac{2085,1}{6,11 * 950} * \ln\left(\frac{729,6}{96}\right) + \frac{729,6 - 96}{6,11 * 950}$$

$$\theta = 0,82 \text{ días}$$

i) Cálculo del volumen del reactor aeróbico (V_R)

Para el modelo de reactor de mezcla completa, la edad de los lodos o tiempo promedio de retención celular en el sistema de tratamiento aerobio, es decir, la relación entre la biomasa en el reactor y la biomasa dispuesta por día esta expresada por la siguiente ecuación (Romero, 2001, p. 475):

$$\theta = \theta_c \left(1 + R - R \frac{X_R}{X} \right) \quad [3.28]$$

Donde:

θ = tiempo de retención hidráulico, días

θ_c = tiempo promedio de retención celular, días

R = tasa de recirculación < 1

X = concentración de microorganismos en el licor de mezcla SSVLM, mg/L

X_R = concentración de microorganismos en la biomasa recirculada, mg/L

La concentración de microorganismos en la biomasa de recirculación (X_R) fue determinada experimentalmente para el sistema de tratamiento aeróbico a escala de laboratorio, obteniendo un valor de 31 200 mg/L.

$$0,82 \text{ días} = \theta_c \left(1 + 0,25 - 0,25 \frac{31\,200 \text{ mg/L}}{9\,500 \text{ mg/L}} \right)$$

$$\theta_c = 2 \text{ días}$$

Con el valor de θ_c y los valores de las constantes cinéticas determinadas experimentalmente, se calcula el volumen del reactor aeróbico, con la ecuación 3.29 (Romero, 2001, p. 475):

$$V_R = \frac{Y * Q * \theta_c * (S_0 - S)}{X (1 + K_d * \theta_c)} \quad [3.29]$$

Donde:

Q = caudal de diseño, m³/día

K_s = constante de la concentración del sustrato en la mitad de la velocidad máxima de crecimiento de la biomasa, mg/L

k_d = constante de decaimiento, d⁻¹

S = Demanda química de oxígeno concentración del sustrato en el efluente, mg/L

S_o = Demanda química de oxígeno soluble del sustrato concentración del sustrato en el efluente, mg/L

Y = coeficiente de crecimiento

X = concentración de microorganismos en el licor de mezcla SSVLM

k = tasa máxima de utilización de sustrato, d^{-1}

Los valores experimentales de K_s , k_d y k son tomados de la Tabla 3.16 de la página 132.

$$V_R = \frac{0,4 * 168 \frac{m^3}{día} * 2 \text{ dias} * (1850 - 12,3) \frac{mg}{L}}{9500 \frac{mg}{L} (1 + 0,15 \text{ dias}^{-1} * 2 \text{ dias})}$$

$$V_R = 19,99 \text{ m}^3$$

Para el cálculo del volumen del reactor se considera un factor de seguridad de 1,20:

$$V_R = 24 \text{ m}^3$$

Para el dimensionamiento del reactor se utilizó una relación de 3 : 1 entre el largo (L_R) y el ancho del reactor aeróbico (a_R), que corresponde a la relación del reactor utilizado en el laboratorio. Se establece una altura de reactor (h_R) de 1,5 m. Por lo tanto:

$$\text{largo } (L_R) = 3 * \text{ancho } (a_R)$$

$$V_R = a_R * h_R * L_R$$

Al resolver las relaciones expuestas anteriormente se obtienen las siguientes dimensiones para el reactor de 24 m^3

$$L_R = 7,0 \text{ m}$$

$$a_R = 2,3 \text{ m}$$

$$h_R = 1,5 \text{ m}$$

j) Velocidad de producción de lodos o tasa de producción de lodos

Se debe tener en cuenta que la velocidad de producción de lodos depende del rendimiento (Y) de conversión de sustrato a biomasa. Sin embargo, este valor teórico de Y se verá reducido a otro valor conocido como el rendimiento observado (Y_{obs}), ya que no todos los microorganismos se encontraban en la fase de crecimiento exponencial al mismo tiempo. El valor de Y_{obs} se lo calcula a partir de la expresión 3.31.

$$\text{Flujo másico de lodos} = Q_{diseño} \cdot X \quad [3.30]$$

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1 + k_d \cdot \theta_c} \quad [3.31]$$

Reemplazando los valores se tiene:

$$Y_{obs} = \frac{0,4 \frac{mg\ ssv}{mg\ DBO_5}}{1 + 0,15\ días^{-1} * 2\ días}$$

$$Y_{obs} = 0,31 \frac{mg\ ssv}{mg\ DBO_5}$$

Por lo tanto, el flujo másico de sustrato consumido será:

$$\text{Flujo másico de sustrato consumido} = Q_{dis} \cdot (S_o - S) \quad [3.32]$$

$$\text{Flujo másico de sustrato consumido} = 168 \frac{m^3}{día} \cdot (1\ 850 - 12,3) \frac{mg}{L}$$

$$\text{Flujo másico de sustrato consumido} = 308,7 \frac{kg}{día}$$

El flujo de microorganismos producidos (Px) se determina a partir de la siguiente ecuación:

$$\text{Flujo másico de microorganismos producidos}^{(P_x)} = Y_{obs} \cdot \left(\text{Flujo másico de sustrato consumido} \right) \quad [3.33]$$

$$P_x = 0,31 \cdot (308,7) \frac{kg}{día}$$

$$P_x = 95,70 \frac{kg}{día}$$

k) Tasa de purga en la línea de recirculación

Como se observa en la Figura 3.23, el sistema propuesto tiene una línea de purga de la biomasa tomada directamente de la línea de recirculación, es decir, de la base del sedimentador secundario. Para determinar el caudal de purga (Q_w) y la cantidad de lodos en exceso se utiliza la Ecuación 3.34, propuestas por Romero, 2001, p. 473:

$$\theta_c = \frac{V_R \cdot X}{(Q_w \cdot X_R - (Q - Q_w) \cdot X_f)} \quad [3.34]$$

Donde:

θ_c = tiempo promedio de retención celular, días

X = concentración de microorganismos en el reactor SSVLM, mg/L

X_R = concentración de microorganismos en la biomasa recirculada (sedimentador), mg/L (31 200 mg/L)

X_f = concentración de microorganismos en el efluente, mg/L

Q = caudal que ingresa al reactor, m³/día

Q_w = caudal de purga, m³/día

Despejando Q_w en la ecuación 3.34 y reemplazando los valores se tiene:

$$2 \text{ días} = \frac{24 \text{ m}^3 \cdot 9 \text{ 500 mg/L}}{(Q_w \cdot 31 \text{ 200 mg/L} - (133 \text{ m}^3/\text{día} - Q_w) \cdot 200 \text{ mg/L} \cdot 0,8)}$$

$$Q_w = 6,73 \frac{m^3}{día}$$

D) Cálculo de la relación F/M

Para calcular la relación F/M se utiliza la relación 3.35 (Romero, 2001, p. 475):

$$\frac{F}{M} = \frac{S_o}{\theta \cdot X} \quad [3.35]$$

Donde:

θ = tiempo de retención hidráulico, días

X = concentración de microorganismos en el reactor SSVLM, mg/L

S_o = concentración de sustrato en el influente, mg/L

$$\frac{F}{M} = \frac{1\,850\,mg/L}{0,82\,días \cdot 9\,500\,mg/L} = 0,3\,día^{-1}$$

Esta relación de control del reactor cumple con el rango recomendado para reactores aeróbicos de mezcla completa $0,2\,día^{-1} < F/M < 0,6\,día^{-1}$ (Metcalf y Eddy, 1995, p. 442-445).

m) Cálculo del requerimiento de oxígeno en el reactor aeróbico

La cantidad de oxígeno requerido (DO), al considerar el metabolismo endógeno, se calculó mediante la ecuación 3.36 (Romero, 2001, p. 495):

$$DO = Q_{dis} \cdot (S_o - S_f) - 1,42 \cdot P_x \quad [3.36]$$

$$DO = 168 \frac{m^3}{día} \cdot (888 - 96) \frac{mgO_2}{L} - 1,42 \cdot 95,70 \frac{kg}{día}$$

$$DO = 11,92 \frac{kg O_2}{día}$$

El caudal de aire para condiciones ambientales a 540 mmHg se puede calcular mediante la Ecuación 3.37, así:

$$Q_{aire} = \frac{DO}{0,198 \cdot 1,16} \quad [3.37]$$

$$Q_{aire} = \frac{9,42 \text{ kg } \frac{O_2}{día}}{0,198 \cdot 1,16 \frac{kg}{m^3}}$$

$$Q_{aire} = 52 \frac{m^3}{día}$$

Sin embargo, se debe considerar que el sistema de difusión de aire a la fase acuosa tiene porcentajes bajos de eficiencia para la transferencia de oxígeno y depende principalmente del diseño del difusor, del tamaño de la burbuja producida y de la profundidad sumergida. Para difusores de poro como los utilizados en el reactor aeróbico a escala de laboratorio, la eficiencia de transferencia de oxígeno es del 8% a una temperatura ambiental promedio de 20°C (Crites y Tchobanoglous, 1991, p. 388).

$$Q_{aire \text{ real}} = \frac{41 \frac{m^3}{día}}{0,08}$$

$$Q_{aire \text{ real}} = 649 \frac{m^3}{día}$$

Tomando un factor de seguridad del 50%, el caudal de aire de diseño es de:

$$Q_{aire \text{ diseño}} = 649 \frac{m^3}{día} * 1,5$$

$$Q_{aire\ diseño} = 973 \frac{m^3}{día}$$

n) Determinación de la potencia del compresor

Para determinar la potencia del compresor que se utilizó en el sistema de aireación, se aplica la ecuación 3.38 propuesta por Romero (2001) al suponer que el compresor tiene una eficiencia fraccional del 70% (Crites y Tchobanoglous, 409).

$$P = \frac{W_{aire} \cdot R \cdot T_1}{8,41 \cdot E} \left[\left(\frac{P_2}{P_1} \right)^{0,283} - 1 \right] \quad [3.38]$$

Donde:

P = potencia del compresor, kW

W_{aire} = caudal másico de aire, kg/s

R = constante de gases ideales, 8,31 KJ/kmol.°k

T_1 = temperatura a la entrada, °k

P_1 = presión absoluta a la entrada, atm

P_2 = presión absoluta a la salida, atm

E = eficiencia fraccional del compresor

El caudal másico del aire (W) se calcula mediante la siguiente relación:

$$W_{aire} = Q_{aire} \cdot \rho_{Tamb} \quad [3.39]$$

Donde:

W_{aire} = caudal másico, kg/día

Q_{aire} = caudal real de aire, m³/día

ρ_{Tamb} = densidad del aire a 20 °C, 1,16 kg/m³

Al reemplazar los valores en la Ecuación 3.39:

$$W_{aire} = 973 \frac{m^3}{día} \cdot 1,16 \frac{kg}{m^3}$$

$$W_{aire} = 1\,129 \frac{kg}{día} = 0,013 \frac{kg}{s}$$

Con el valor del caudal másico de aire requerido y al asumir que la eficiencia del compresor es del 70 % con una presión de descarga de 8 psi, se reemplaza en la ecuación 3.38 (Crites y Tchobanoglous, 408):

$$P = \frac{0,013 \frac{kg}{s} \cdot 8,31 \frac{KJ}{kmol \cdot K} \cdot 293 \text{ } ^\circ k}{8,41 \cdot 0,70} \left[\left(\frac{0,54 \text{ atm}}{0,82 \text{ atm}} \right)^{0,283} - 1 \right]$$

$$P = 599 \text{ W}$$

$$P = 0,81 \text{ hP}$$

La potencia real del motor se considera la potencia teórica multiplicada por un factor real $\sqrt{10}$, osea:

$$P_{real} = 0,81 * \sqrt{10}$$

$$P_{real} = 2,52 \cong 3 \text{ hP}$$

3.7.3.3 Dimensionamiento del sedimentador secundario

El agua residual tratada en el reactor aeróbico contiene una elevada concentración de sólidos suspendidos debido a la alta producción de biomasa en el reactor de lodos activados. La concentración de la biomasa se disminuye a través de un sedimentador secundario a la salida del reactor biológico que permite clarificar el efluente y concentrar la biomasa para su recirculación.

Para diseñar el sedimentador secundario es necesario estimar las velocidades máximas de sedimentación del lodo a diferentes concentraciones del mismo.

Los datos de las pruebas de sedimentación de los sólidos suspendidos en el licor de mezcla (SSLM) son tomados de la bibliografía, como se expone en la Tabla 3.20, los mismos que se exponen también en la Figura 3.28.

Tabla 3.20 Velocidad máxima de sedimentación de lodos activados para diferentes concentraciones de SSV

SSLM (mg/L)	1 600	2 500	2 600	4 000	5 000	8 000	9 000	10 000
Velocidad máxima de sedimentación (m/h)	3,3	2,4	1,5	0,6	0,3	0,09	0,03	0,02

(Metcalf y Eddy, 1996)

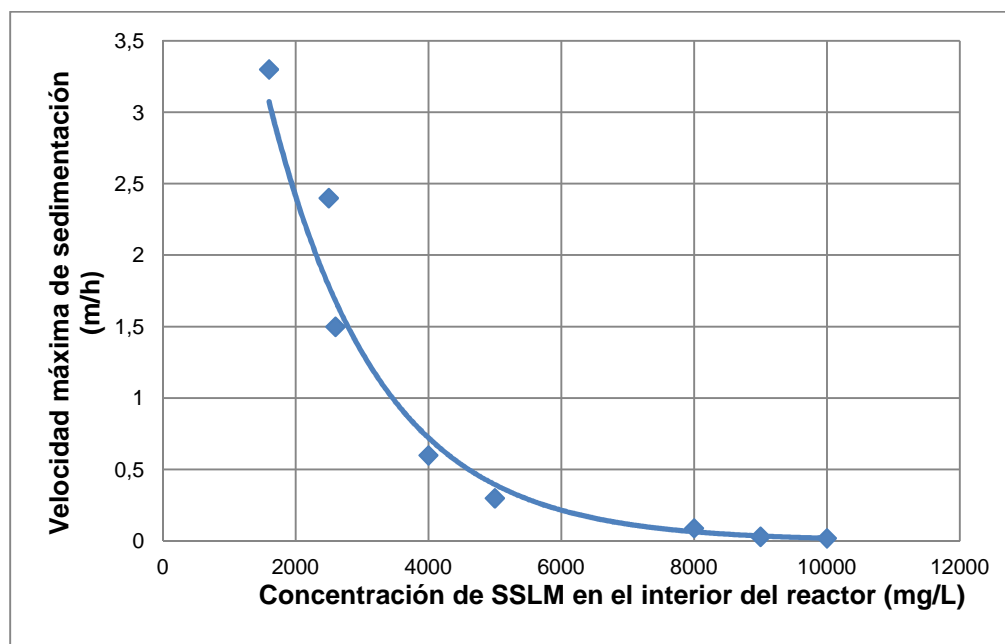


Figura 3.28 Velocidad de sedimentación de los flocs en función de la concentración de sólidos suspendidos volátiles en el licor de mezcla

La velocidad inicial de sedimentación se calcula mediante la ecuación 3.41 (Crites y Tchobanoglous, 2000, p. 413):

$$V_i = V_{max}^{(-5 \times 10^{-6} \cdot X)} \quad [3.41]$$

Donde:

V_i = velocidad inicial de sedimentación, pie/h

V_{max} = velocidad máxima sedimentación, pie/h

X = sólidos suspendidos volátiles en el reactor aeróbico, mg/L

La velocidad máxima para una concentración de lodos activados de 9 500 mg/L, se reemplaza en la ecuación 3.41 así:

$$V_i = 0,0984^{(-5 \times 10^{-6} \cdot 9\,500)} = 1,13 \text{ pie/h}$$

La tasa de carga superficial se determina mediante la Ecuación 3.42, con un factor de seguridad de 2, así (Crites y Tchobanoglous, 2000, p. 415):

$$CS_{diseño} = \frac{(V_i) (179,5)}{FS} \quad [3.42]$$

Donde:

CS = carga superficial, gal/pie.día

FS = factor de seguridad

$$CS_{diseño} = \frac{(1,13 \text{ pie/h}) (179,5)}{2} = 101 \frac{\text{gal}}{\text{pie}^2 \text{día}}$$

Finalmente, para determinar el área de diseño del sedimentador secundario (A_{sedim}) se divide el caudal de diseño para la carga superficial, así:

$$A_{sedim} = \frac{Q_{dis}}{CS_{diseño}} \quad [3.43]$$

$$A_{sedim} = \frac{133 \text{ m}^3/\text{día}}{101 \frac{\text{gal}}{\text{pie}^2 \text{día}}}$$

$$A_{sedim} = 40 \text{ m}^2$$

El diámetro para un tanque de sedimentación (D_{sed}) circular es de:

$$D_{sed} = \sqrt{\frac{4 A_{sedim}}{\pi}} \quad [3.44]$$

$$D_{sed} = \sqrt{\frac{4 \cdot 40}{\pi}} = 7,2 \text{ m}$$

Al asumir una profundidad del sedimentador, $H_{sed} = 1 \text{ m}$, el volumen del sedimentador V_{sedim} es:

$$V_{sed} = A_{sedim} \cdot H_{sed} = 40 \text{ m}^2 \cdot 1 \text{ m}$$

$$V_{sed} = 40 \text{ m}^3$$

El tiempo de retención hidráulico (T_{RHsed}) está dado por:

$$T_{RHsed} = \frac{V_{sed}}{Q_{dis}} = \frac{40 \text{ m}^3}{168 \text{ m}^3/\text{día}}$$

$$T_{RHsed} = 0,24 \text{ días} = 6 \text{ horas}$$

El fondo del sedimentador secundario tendrá una pendiente de 30° y para dimensionar la profundidad del compartimiento de lodos es necesario realizar un balance de masa en el sedimentador para determinar la capacidad de almacenamiento de lodos.

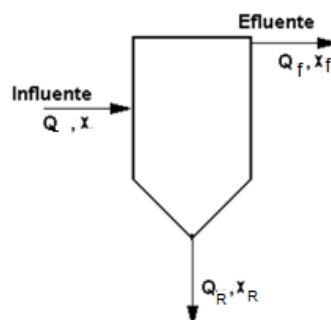


Figura 3.29 Configuración básica del sedimentador de lodos activados del sistema de tratamiento aeróbico propuesto para el conjunto habitacional “Cantaros I”

Donde:

Q = caudal de alimentación al sedimentador, $m^3/día$

X = concentración de biomasa, mg/L

Q_f = caudal de descarga, $m^3/día$

X_f = concentración de biomasa en el efluente, mg/L

Q_R = caudal de reciclaje, $m^3/día$

X_R = concentración de sólidos, mg/L

Balance de masa:

Entrada = Salida + Reciclo + Acumulación

$$X \cdot Q = X_f \cdot Q_f + X_R \cdot Q_R + Acumula \quad [3.45]$$

Se reemplaza los datos en la ecuación 3.45:

$$Acumula = \frac{199 \text{ m}^3}{\text{día}} \cdot 9500 \frac{\text{mg}}{\text{L}} - \frac{161,2 \text{ m}^3}{\text{día}} \cdot 120 \frac{\text{mg}}{\text{L}} - \frac{37 \text{ m}^3}{\text{día}} \cdot 31200 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

$$Acumula = 468,5 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

La profundidad del pozo de lodos, se calcula utilizando la ecuación 3.46 (Crites y Tchobanoglous, 2000, p. 419):

$$P_{\text{pozo}} = \frac{W_{\text{lodos}}}{X_R \cdot A_{\text{real}}} \quad [3.46]$$

Donde:

P_{pozo} = profundidad del pozo de lodos, m

W_{lodos} = peso de lodos acumulados, kg

X_R = concentración de SSV en la línea de recirculación, mg/L

A_{sedim} = área de espesamiento del sedimentador, m^2

Al reemplaza valores en la Ecuación 3.46:

$$P_{\text{pozo}} = \frac{468,5 \text{ kg}}{31\,200 \text{ mg/L} \cdot 40 \text{ m}^2}$$

$$P_{\text{pozo}} = 0,40 \text{ m}$$

En resumen, los parámetros de diseño para el sedimentador secundario son:

- ✓ Superficie: 40 m²
- ✓ Diámetro: 7,2 m
- ✓ Diametro de descarga: 3"
- ✓ Profundidad: 1 m
- ✓ Profundidad del pozo de lodos: 0,40 m
- ✓ Tiempo de retención: 6 horas

En la Figura 3.30 se presenta el dimensionamiento del sedimentador secundario de lodos activados.

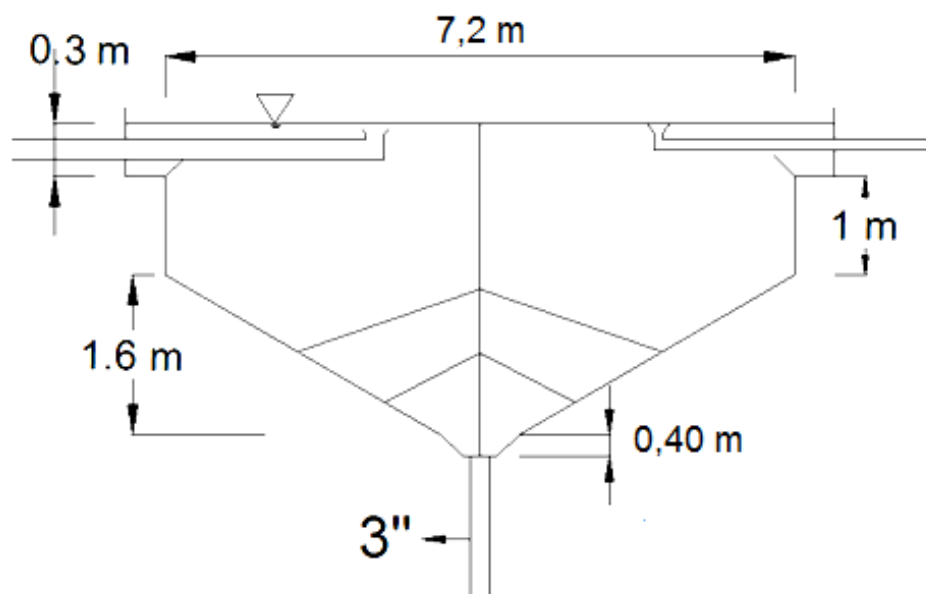


Figura 3.30 Diseño del sedimentador de lodos activados del sistema de tratamiento aeróbico propuesto para el conjunto habitacional “Cantaros I”

3.7.3.4 Unidad de clorinación

Como se mencionó en el numeral 3.6, el efluente tratado contiene una alta concentración de bacterias que pueden resultar perjudiciales para la salud humana; además, se debe cumplir con las normas de descarga para actividades de riego establecidas en el TULAS.

Para la desinfección del agua tratada en el reactor aeróbico se utilizó una solución de hipoclorito de sodio.

El cloro requerido para garantizar una adecuada desinfección del efluente se calculó al considerar la cantidad de cloro libre más el importe de cloro que reacciona con los compuestos presentes en el agua residual tratada, como lo es el ión amonio. Otros aspectos importantes a tomarse en cuenta son el pH, la temperatura y el microorganismo indicador de presencia de bacterias patógenas, que es el *E. coli*.

a) Cálculo de la dosis de cloro requerida para la desinfección

El cálculo de la dosis de cloro adecuada en un proceso de desinfección es crucial para el correcto funcionamiento de la clorinación. En el presente trabajo se utilizó el método descrito por Weber (2003).

Para la determinación de la dosis de cloro se utiliza la Figura 3.32, que permite determinar la concentración porcentual de $[\text{HClO}]$ y $[\text{ClO}^-]$ a diferentes valores de pH. El pH al cual se está trabajando en este proceso aeróbico es de 8,1 y según la Figura 3.31 corresponde a un 20% de HClO y un 80% de ClO^- .

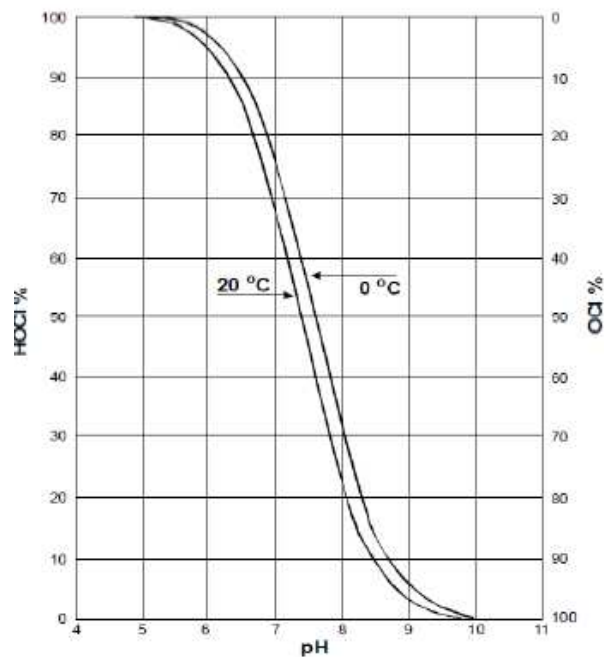


Figura 3.31 Distribución porcentual de HOCl y OCl para diferentes valores de pH
*(Weber, 2003, pp. 447)

Considerando la concentración porcentual de estas dos especies, se tiene:

$$C_{HClO} \cdot t = 0,20 Ct \quad [3.47]$$

Donde:

$C_{HClO} \cdot t$ = concentración de HClO para un tiempo de contacto con los m/o, mg.min/L

Ct = concentración de cloro para un tiempo de contacto con los m/o, mg.min/L

La American Water Works Association, 1998, establece una serie de gráficas para diferentes valores de pH y rangos de temperatura para determinar el valor de Ct . De los datos bibliográficos se obtiene que el valor de $Ct_{HClO} \cdot t$ para el *E coli* a un pH de 8,1 es de 0,25 mg.min/L. Al reemplazar este valor en la Ecuación 3.47 se tiene:

$$Ct = \frac{C_{HClO} \cdot t}{0,20}$$

$$Ct = \frac{0,25 \text{ mg} \cdot \text{in}}{\frac{L}{0,20}}$$

$$Ct = \frac{1,25 \text{ mg} \cdot \text{min}}{L}$$

La norma INEN establece que, para procesos de desinfección con cloro, el tiempo mínimo de contacto es de 30 min. Por lo tanto, la concentración de HClO necesaria es de:

$$Ct = \frac{1,25 \text{ mg} \cdot \text{min}}{\frac{L}{30 \text{ min}}}$$

$$Ct = \frac{0,042 \text{ mg}}{L} [\text{HClO}]$$

b) Cálculo de la dosis de cloro requerida debido a la interacción con otras especies

La concentración de ión amonio en el efluente del tratamiento aeróbico es de 1,37 mg/L que reacciona con una cantidad determinada del cloro disponible. Para que todo el cloro reaccione con el ión amonio, la proporción teórica entre el cloro y el ión amonio debe ser de 5 :1, en peso (Osorio et al.,2010, p. 18). Por lo tanto:

$$[\text{Cl}_2] = 5 \cdot [\text{NH}_4^+]$$

$$[\text{Cl}_2] = 5 \cdot 1,37 \frac{\text{mg}}{L}$$

$$[\text{Cl}_2] = 6,85 \frac{\text{mg}}{L}$$

Al considerar, que la norma establece un mínimo de cloro residual de 0,3 mg/L, la concentración total de cloro requerida es de:

$$[Cl] = 6,85 \frac{mg}{L} + \frac{0,042 mg}{L} + 0,3 \frac{mg}{L}$$

$$[Cl] = 7,20 \frac{mg}{L}$$

c) **Dimensionamiento de la bomba dosificadora de cloro**

Para las bombas dosificadoras, el caudal de solución de hipoclorito de sodio se calcula a partir de la ecuación 3.48, así (Organización Panamericana de la Salud, 1 999):

$$Q_{Cl} = \frac{Q_{H_2O} \cdot D}{S} \quad [3.48]$$

Donde:

Q_{Cl} = caudal de la bomba dosificadora, L/h

D = dosis de cloro requerida, ppm

Q_{H_2O} = caudal de agua a tratar, m³/h

S = concentración de la solución de hipoclorito de sodio, g/L

Para bombear soluciones cloradas se recomienda que la concentración de cloro no sobrepase el 10% para evitar daños a la bomba dosificadora. Por este motivo se utilizará una solución con una concentración al 5% de hipoclorito de sodio. Al reemplazar datos en la Ecuación 3.48:

$$Q_{Cl} = \frac{7 \frac{m^3}{h} \cdot 7,20 ppm}{50 \frac{g}{L}}$$

$$Q_{Cl} = 1 \frac{L}{h}$$

Se utilizará una bomba dosificadora de 1 L/h con un factor de seguridad de 1,20.

En la Figura 3.32 se expone muestras de agua a la entrada y salida del proceso aeróbico estudiado en el presente trabajo.



Figura 3.32 Influyente del proceso de tratamiento aeróbico, comparado con el efluente final del proceso posterior a la clorinación

4 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1 CONCLUSIONES

- ✓ Las cepas de bacterias aisladas e identificadas que fueron utilizadas para la preparación del coctel bacteriano se adaptaron con facilidad a las aguas residuales domésticas del Conjunto habitacional “Los Cantaros I”, ubicado en la ciudad de Quito, provincia Pichincha”, que fueron tratadas en el reactor aeróbico. La cinética de consumo de sustrato fue adecuada ya que se obtuvo resultados favorables para la descontaminación de las aguas residuales en corto tiempo.
- ✓ La concentración promedio de materia orgánica, en las aguas residuales domésticas del conjunto habitacional “Cantaros I”, medida en términos de DBO5 fue de 888 mg O2/L y DQO de 1 850 mg/L. La relación DBO5/DQO de 0,48 valor que se encuentra dentro del rango aceptable para procesos de tratamiento biológicos. La caracterización físico-química del agua residual del conjunto habitacional en estudio, permitió establecer que la concentración de los diferentes contaminantes, se encontraban dentro de los rangos aceptables para diseñar procesos de tratamiento biológico aeróbicos, como se detalla en la sección 1.1.2.
- ✓ Las constantes cinéticas obtenidas experimentalmente para la masa microbiana aislada fueron: $k = 6,11 \frac{mg\ DBO_5}{mg\ SSV \cdot día}$, $K_S = 2085,1 \frac{mg\ DBO_5}{L}$, $Y_{X/S} = 0,4 \frac{mg\ SSV}{mg\ DBO_5}$, $k_d = 0,15 \frac{1}{día}$ y $\mu_m = 0,15 \frac{1}{día}$. Estas constantes cinéticas fueron la base para el dimensionamiento del sistema de tratamiento aeróbico, sobre todo permiten la determinación del volumen de reactor y el tiempo de residencia hidráulico de las aguas residuales en el sistema de tratamiento aeróbico.

- ✓ El sistema de tratamiento aeróbico instalado en el laboratorio de aguas y microbiología de la EPN alcanzó un porcentaje de remoción de la materia orgánica del 90% cuando las condiciones de operación del reactor aeróbico fueron: caudal de alimentación de aguas residuales: 6 mL/min, porcentaje de recirculación de la biomasa 25%, flujo de aireación: 0,2 L/min. El DBO₅ del efluente al final del proceso de lodos activados fue de 96 mg O₂/L.
- ✓ La desinfección del efluente del reactor aeróbico con una solución al 5% de hipoclorito de sodio permite que el agua tratada sea utilizada para actividades de limpieza y riego, debido a que el conteo de coliformes fecales por el método de filtración de membrana dio como resultado la ausencia de coliformes fecales.
- ✓ Las dimensiones obtenidas, para las unidades que componen el sistema de tratamiento aeróbico de aguas residuales propuesto para el conjunto habitacional "Cántaros I" son: tanque de acondicionamiento: 100 m³, reactor aeróbico de lodos activados: 20 m³, sedimentador secundario: 40 m³, caudal de la solución de hipoclorito de sodio: 1 L/h.

4.2 RECOMENDACIONES

- ✓ Realizar un estudio a escala piloto que permita asegurar un escalado correcto del proceso aeróbico que ha sido puesto en marcha en los laboratorios de aguas y microbiología de la Escuela Politécnica Nacional.
- ✓ Realizar un estudio de sedimentación para los lodos biológicos, con el fin de determinar la velocidad de sedimentación real de los flocs de bacterias y evitar el uso de datos bibliográficos.
- ✓ Realizar un estudio para determinar cuál es la disposición final adecuada que se debe dar a los lodos biológicos; por ejemplo proponer que la reutilización de los mismos como abono para suelos agrícolas.
- ✓ Realizar la ingeniería de detalle que incluya datos como la ubicación de la planta de tratamiento dentro del conjunto habitacional y el posible impacto ambiental sobre los moradores del conjunto.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Allaert, C. y Escola, M. (2002). *Métodos de análisis microbiológicos de los alimentos*. Madrid, España: Díaz Santos.
2. American Public Health Association (APHA). (1985). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. (14th ed.). EEUU, Washington DC: APHA S.A.
3. American society of mechanical engineers (ASTM). (2003). Código API 650: Diseño, Montaje y Construcción de Tanques. New York, United States.
4. Asamblea Nacional. (2010). Proyecto de Ley de Aguas. (1era ed.). Quito, Ecuador: Asamblea Nacional.
5. Bautista, N., Martínez, A. y Sánchez, K. (2010). *Diseño Mecánico de Equipos: Cálculo de tanque agitador*. Recuperado de: <http://es.scribd.com/doc/35272890/Calculo-de-Tanque-Agitador.pdf> (noviembre, 2012).
6. Bergey D. (1994). Shorters Bergey's Manual of Determinative Bacteriology. (9th. ed.). Texas, USA: Lippincott Williams & Wilkins.
7. Buitrón, G., Moreno, G. y Moreno, A. (2003). Eliminación Biológica de altas concentraciones de fenol presente en aguas residuales. México: Universidad Autónoma de México.
8. Castillo, F. (2005). *Biotecnología Ambiental*. Madrid, España: Tebár.
9. Corporación de Estudios y Publicaciones de la Presidencia de la República (C.E.P). (2002). *Texto Unificado de la Legislación Ambiental Secundaria. Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes*:

Recurso Agua. Libro VI. Anexo I, Actualizada a diciembre de 2002, Quito, Ecuador.

10. Crites, R. y Tchobonoglous, G. (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Colombia: Editorial Mc Graw Hill
11. Da Cámara, L., Hernandez, M. y Paz, L. (2005). Manual de diseño para plantas de tratamiento de aguas residuales alimenticias. Recuperado de: http://www.frbb.utn.edu.ar/carreras/efluentes/manual_tratamiento.pdf. (febrero, 2012).
12. Dirección Nacional de Vigilancia Epidemiológica (D.N.I.E). (2013). *Gaceta Epidemiológica del Ecuador*. Recuperado de: <http://www.salud.gob.ec/gaceta-epidemiologica-ecuador-sive-alerta-2013> (Marzo, 2013).
13. Dondé, M. (2005). *Transporte de Momentum y Calor, Teoría y aplicaciones a la ingeniería de proceso*. Yucatán, México: Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatán
14. Empresa pública metropolitana de agua potable y saneamiento. (2012). *Captación, Producción y Distribución del recurso agua*. Recuperado de: http://www.emaapq.gob.ec/index.php?option=com_docman&view=docman&Itemid=451 (febrero 2012).
15. Ferrer, J. (2004). *Tratamientos Biológicos de las aguas residuales*. España: Ed. Universidad Politécnica de Valencia.
16. García, V. (2005). *Introducción a la microbiología*. (2da ed.). Costa Rica: Universidad Estatal a distancia.
17. Giraldo, L., Restrepo, I. (2003). *Arranque y operación de un reactor experimental de lodos activados para el tratamiento de aguas*

residuales urbanas. (Tesis previa a la obtención de Ingeniería Química). Universidad Nacional de Colombia, Manizales, Colombia.

18. Gordón, F., Geyer, J. y Okun, A. (1989). *Purificación de aguas, tratamiento y remoción de aguas residuales*. México: editorial Limusa.
19. HACH Company. (1992). *Hach Water Analysis Handbook*. (2da. ed.). USA: Loveland Colorado.
20. Henry, G. y Heinke, W. (1999). *Ingeniería Ambiental*. (2da. ed.). México: Prentice Hall.
21. Henze, M., Harremoës, P., Lønborg, J. y Arvin, E. (1996). *Wastewater treatment; Biological and Chemical Processes*. (2nd. ed. With 190 Figures). Berlín: Editorial Springer.
22. Hervas, C. (2003). Estación Depuradora de Aguas Residuales los Montesinos- Alicante. (Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniería Técnica de Obras Públicas). Universidad de Alicante. Escuela Politécnica Superior, España.
23. Instituto ecuatoriano de normalización. (1998a). *NTE INEN 2 169: Agua calidad del agua. Muestreo. Manejo y conservación de muestras* (1era. ed.). Quito, Ecuador.
24. Instituto ecuatoriano de normalización. (1998b). *NTE INEN 2 176: Agua calidad del agua. Muestreo. Técnicas de muestreo*. (1era. ed.). Quito, Ecuador.
25. Kemmer, F., Mc Callion, J. (1989). *Manual del agua: su naturaleza, tratamiento y aplicaciones*. México D.F.: McGraw – Hill.

26. Martínez, S. y Rodríguez, M. (2005). *Tratamiento de aguas residuales con Matlab*. México: Reverte ediciones.
27. Menéndez, C., Pérez, J. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*. La Habana, Cuba: Editorial Universitaria.
28. Morato, J., Subirana, A., Gris, F. (2009). *Tecnologías sostenibles de tratamientos de aguas*. Colombia: Peñuela M.
29. Nebel, B., Wright, R. (1999). *Ciencias ambientales: ecología y desarrollo sostenible*. México D.F., México: Pearson Education.
30. Noyola, A. (2000). *Alternativas de tratamiento de aguas residuales*. (3era. ed.). México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
31. Orozco, A. (2005). *Bioingeniería de Aguas Residuales*. (1era. ed.). Colombia: Acodal.
32. Ortiz, E., Morales, M., Cartaya, Y., Miranda, A. (2004). Bioactividad de bacterias heterótrofas. *OceanDocs*, 4(2), 1-18.
33. Panreac, (2003). *Manual de medios de cultivo*. Recuperado de: http://www.panreac.es/pdf/ManualCultimed_completo.pdf (Abril, 2013).
34. Ramalho, R. (2003). *Introduction to wastewater treatment processes*. (2nd. ed.). London: Reverté.
35. Ramón, J., Gualdron, L. y Maldonado, J. (2007). Determinación de los coeficientes cinéticos y estequiométricos del proceso de degradación aerobia en el tratamiento biológico del agua residual en reactores discontinuos. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo*. 2(2), 22-30.

36. Rancaño, A. (2004). Caracterización de la biodegradación de las aguas residuales de la industria conservera, en reactores discontinuos secuenciales. *Tecnología del agua*, 24(249), 69-87.
37. Romero, J. (2001) *Tratamiento de Aguas Residuales, Teoría y Principios de Diseño*. Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
38. Ronzano, Ll. y Baqueiro, E. (2007). *Tratamiento biológico de las aguas residuales*. España: Díaz de Santos S.A.
39. Rosa, M., Peralta, J. y Bosco, P. (2010). Estimación de Parámetros Cinéticos de la Degradación Aeróbica de Efluentes Lácteos usando AQUASIM v 2.1b. *Información Tecnológica*. 21(3), 51-56.
40. Rubbens, S. (2003). *Introduction to WasteWater treatment processes*. (2da. ed.). London: Academic press.
41. Sainz, J. (2007). *Tecnologías para la sostenibilidad, procesos y operaciones unitarias en depuración de aguas residuales*. Madrid, España: Fundación EOI.
42. Torres, J., Colmenares, W., Ibañez, J. (2007). *Diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales, empleando tratamiento anaerobio (UASB) y tratamiento aerobio (lodos activados)*. Recuperado de: <http://www.ingenieriaquimica.org/articulos/diseno-planta-aguas-residuales>. (Julio, 2012).
43. Tortora, G. (2007). *Introducción a la microbiología*. (9na. ed.). Buenos Aires: Médica Panamericana.
44. White J., Brunetti E, U.S National Library of Medicine. (2012). Cisticercosis. *MedlinePlus.com*, V15 (64). Recuperado de: <http://www.nlm.nih.gov/medlineplus/spanish/ency/article/000627.htm> (Marzo, 2013).

ANEXOS

ANEXO I

METODOLOGÍA DE MUSTREO ESTANDAR PARA AGUAS RESIDUALES

Los procedimientos que se utilizaron durante el muestreo fueron los siguientes:

- a. Se utilizaron los implementos de protección personal, tales como: mandil, gafas de seguridad, guantes de nitrilo y mascarilla.
- b. Se colocó hielo en la caja térmica.
- c. Se procedió a destapar la alcantarilla de la descarga.
- d. Se procedió a recolectar la muestra de aguas domésticas servidas en la botella de vidrio de 3 L atada a una cuerda de nylon, procurando llenar la botella con agua.
- e. Se colocó la botella en el interior de la caja térmica.
- f. Se tomó una botella de agua cada hora, durante tres horas en la mañana y tres horas en la tarde.
- g. Una vez concluido el proceso de la toma de muestra, se mezcló toda el agua en un solo recipiente, se etiquetó y se transportó inmediatamente al laboratorio de Aguas y Microbiología del departamento de Ciencias Nucleares de la Escuela Politécnica Nacional.
- h. Una muestra compuesta de 3 L se transportó al laboratorio de la empresa Agrodiagnostic para realizar únicamente los análisis microbiológicos. En el laboratorio de Aguas y Microbiología se procedió a realizar de forma inmediata los análisis de DQO, DBO_5 , fosfatos, oxígeno disuelto, pH y nitratos; el resto de los parámetros fueron analizados posteriormente conforme al desarrollo de la investigación.

ANEXO II

METODOLOGÍA DE CONTEO DE MICROORGANISMOS

La metodología estándar para realizar el conteo de microorganismos se detalla a continuación (Allaert y Escola, p. 64):

- a. Se estabilizó la muestra refrigerada, a condiciones de presión y temperatura ambientales, en la mesa de trabajo previamente esterilizada con la ayuda del mechero Bunsen encendido.
- b. Se preparó agua peptonada al 1%. El agua peptonada se utilizó con el fin de controlar el aumento de la población microbiana durante la realización de las diluciones por el lapso de media hora aproximadamente.
- c. Se procedió a colocar 90 mL de agua peptonada al 1% en un recipiente de vidrio y 9 mL de agua peptonada al 1% en 5 tubos de ensayo para obtener las diluciones 10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} , 10^{-5} , 10^{-6} .
Dilución 10^{-1} : 10 mL de muestra de agua contaminada en el recipiente de vidrio en 90 mL de agua peptonada al 1%.
Diluciones: 10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} , 10^{-5} , 10^{-6} : 1 mL de la dilución anterior en los tubos de ensayo con 9 mL de agua peptonada al 1%, preparados anteriormente.
- d. Los tubos de ensayo se colocaron tapados en un soporte y se los llevó al autoclave con el fin de esterilizar el agua peptonada.
- e. Para la preparación de las cajas petri donde se llevó a cabo la siembra de microorganismos, primero se esterilizaron las cajas colocándolas en la estufa a una temperatura de 150 °C durante 2 horas como se muestra en la Figura AIV.1. Posteriormente, se las dejó enfriar en la mesa de trabajo, con el mechero Bunsen encendido. Se pesó la cantidad requerida del medio de cultivo Agar Nutriente requerido y se disolvió el mismo en agua, calentando la mezcla en un horno microondas para asegurar que no existan grumos. Para esterilizar el medio de cultivo también se autoclavó a una presión de 15 bars.
- f. Se llenaron las cajas petri con el medio de cultivo que aún se encontraba caliente, se taparon las cajas y se dejaron enfriar.

- g. Una vez que los tubos de ensayo con agua peptonada al 1% salieron del autoclave se dejaron enfriar. Para realizar las diluciones, se tomó primero el recipiente de vidrio correspondiente a la dilución 10^{-1} , se colocó 10 mL de muestra de aguas contaminadas y se agitó. Luego, se tomó 1 mL de esta dilución y se la colocó en el tubo de ensayo con 9 mL de agua peptonada, lo cual corresponde a la dilución 10^{-2} y se agitó. Las otras diluciones restantes se prepararon bajo con el mismo procedimiento descrito hasta obtener la dilución 10^{-6} .
- h. A continuación, se sembró dos paralelas por cada dilución. Se tomó 100 uL de cada dilución y se colocó en la caja petri con el medio de cultivo. La muestra se dispersó alrededor de todo el medio con el asa de vidrio estéril. Se sellaron las cajas petris con papel parafilm y se la colocaron en la incubadora por un período de 24 horas.
- i. Transcurridas las 24 horas se seleccionó las cajas que contengan entre 30 y 300 ufc y se realizó un conteo visual del número de colonias presentes en cada siembra.

ANEXO III

TABLAS DE DIFERENCIACIÓN BIOQUÍMICA

Como ejemplos de las tablas bibliográficas utilizadas para la interpretación de resultados de las pruebas bioquímicas realizadas a las cepas de bacterias aisladas que se tomaron del Manual de Bergey, se muestran a continuación:

Nº Bacterias	Forma de esporas	Catalasa	Oxidasa	NaCl 7%	Anaerobiosis	pH 5,7	Almidón	Voges-Proskauer	Caseína
6	Centrales ovaladas	+	+	+	-	+	+	+	+
7	Centrales ovaladas	+	+	+	-	+	+	+	?
8	Centrales ovaladas	+	+	+	-	+	+	+	+
9	Centrales ovaladas	+	+	+	-	+	+	+	+
10	Centrales ovaladas	+	+	+	-	+	+	?	+
44	Centrales ovaladas	+	+	+	-	+	+	+	?

Figura III.1 Tabulación de resultados bioquímicos

Test	<i>E. coli</i>	<i>E. coli</i> (metabolically inactive strains)	<i>E. Matiae</i>	<i>E. fergusonii</i>	<i>E. hermannii</i>
Indole	+	[+]	-	+	+
Citrate, Simmons	-	-	d	[-]	- ^c
Lysine decarboxylase	+	d	+	+	- ^d
Ornithine decarboxylase	d	[-]	+	+	+
Motility	+	-	+	+	+
KCN, growth	-	-	-	-	+
Malonate utilization	-	-	+	d	-
D-Glucose, gas	+	-	+	+	+
Acid production from:					
D-Adonitol	-	-	-	+	-
D-Arabitol	-	-	-	+	-
Cellobiose	-	-	-	+	+
Dulcitol	d	d	-	d	[-]
Lactose	+	[-]	-	- ^f	d
D-Mannitol	+	+	-	+	+
Melibiose	[+]	d	-	-	-
D-Sorbitol	+	d	-	-	-
Mucate	+	d	d	-	+
Acetate utilization	+	d	-	+	[+]
Yellow pigmentation	-	-	-	-	+

Figura AIII.2 Diferenciación de bacterias Gram negativas del género *Escherichia*

Characteristic	<i>Acetobacter</i>	<i>Acidomonas</i>	<i>Frateris</i>	<i>Glucobacter</i>
Motility	+ or -	-	+ or -	+ or -
Flagellar arrangement:				
Polar	-	-	+	+
Peritrichous	+	-	-	-
Overoxidation of ethanol	+	-	-	-
Oxidation of ac-lactate to CO ₂ and H ₂ O	+	-	+	-
Oxidation of acetate to CO ₂ and H ₂ O	+	+	-	-
Ketogenesis	+ or -	-	+	+
Formation of brown water-soluble pigments on GYC agar	-	-	+ ^b	-
Growth factors required	+ or -	-	-	+
Products formed from D-glucose:				
2-Ketogluconic acid	+ or -	-	+	+
5-Ketogluconic acid	+ or -	-	-	-
2,5-Diketogluconic acid	+ or -	-	-	+ or -
Acetylmethylcarbinol (Voges-Proskauer)	+ or -	-	-	+ or -
Growth in presence of 30% glucose	-	-	+ ^b	-
Growth on Frateur's Hoyer mannitol medium	-	-	+	-
Acid produced from:				
D-Arabinose	-	-	+ ^b	+
Inositol	-	-	+	+ or -
Maltose	-	-	-	+ or -
Carbon sources for growth:				
L-Arabinose	-	-	+	-
D-Mannose, D-xylose, L-xylose	-	-	+	-
n-Propanol	+ or -	-	-	-
Acetate	+ or -	+	+	-
Glycerate	+ or -	-	+	-
Lactate	+ or -	-	+	-

Figura AIII.3 Diferenciación de bacterias aeróbicas Gram negativas que oxidan etanol a ácido acético

ANEXO IV

ILUSTRACIONES VARIAS



Figura AIV.1 Esterilización e incubación de microorganismos en cajas petri



Figura AIV.2 Instalación del reactor aerobio de lodos activados a escala de laboratorio



Figura AIV.3 Tubos de ensayo inoculados con las diferentes especies de bacterias

ANEXO V

METODOLOGÍA DE ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICOS

A continuación se describe la metodología y materiales para cada uno de los análisis físico-químicos que se realizaron durante la presente investigación.

MATERIALES Y EQUIPOS UTILIZADOS

- | | |
|--|---|
| ✓ Agitador magnético | ✓ Matraz Kitasatos |
| ✓ Balanza Analítica, KERN & Sohn
Gmbtt, 10 mg - 220 g, 0,1 mg | ✓ Medidor de oxígeno disuelto,
ORION, modelo 840, 0,1 |
| ✓ Balones aforados | ✓ Mufila, QUINCY LAB INC.,
10 °C – 260 °C, 5 °C |
| ✓ Baño María | ✓ Papel filtro |
| ✓ Bomba de vacío, EMERSON, 1/3
hp, 1 725 RPM | ✓ pH-metro, HANNA Instruments,
modelo 8 521 |
| ✓ Buretas | ✓ Pipetas |
| ✓ Capuchón negro | ✓ Probetas |
| ✓ Capuchón para DBO | ✓ Pro-pipetas |
| ✓ Celdas, 25 mL | ✓ Reactor de DQO, PALINTEST,
0 – 160 °C, 1 °C |
| ✓ Conductivímetro, HANNA
Instruments | ✓ Rotavapor, BUCHI 461 Water
Bath, 0 °C – 100 °C, 5 °C |
| ✓ Crisoles | ✓ Tapas para tubos de ensayo |
| ✓ Equipo de protección personal | ✓ Tubos de ensayo |
| ✓ Erlenmeyers | ✓ Turbidímetro, HACH, modelo
2 100 A, 0,1 – 1 |
| ✓ Espectrofotómetro, HACH DR
2 000 | ✓ Vasos de precipitación |
| ✓ Estufa, Precision Scientific,
35 °C – 200 °C, 1 °C | |
| ✓ Frascos oscuros | |

REACTIVOS

- ✓ Acido Sulfúrico H₂SO₄, 0,02 N, f=1,1500, LAM
- ✓ Acido sulfúrico H₂SO₄, 14,5 N, f=0,961538, LAM
- ✓ Acido sulfúrico H₂SO₄, 95,0-97,0 %, MERCK
- ✓ Buffer Dureza 1, HACH Company World Headquarters
- ✓ Cloroformo, 99,0-99,4 %, MERCK
- ✓ EDTA, 0,02 N, HACH Company World Headquarters
- ✓ Hexano, ≥ 96,0 %, MERCK
- ✓ Hidróxido de Potasio KOH, 8 N, f=1,09956, LAM
- ✓ Indicador de fenolftaleína, 0,1 %, LAM
- ✓ Indicador rojo de metil, verde de bromocresol, HACH Permachem Reagents
- ✓ Reactivo CalVer 2. Indicador de calcio, HACH Permachem Reagents
- ✓ Reactivo ManVer 2, HACH Permachem Reagents
- ✓ Reactivo Polvo Fenol, HACH Permachem Reagents
- ✓ Reactivo Polvo Fenol 2, HACH Permachem Reagents
- ✓ Reactivo NitraVer 5 Nitrato, HACH Permachem Reagents
- ✓ Solución indicadora de azul de metileno, LAM
- ✓ Sulfato de Mercurio HgSO₄, 99,1 %, BAKER Analyzed Reagent
- ✓ Sulfato de Plata Ag₂SO₄, 98,5 %, FISHER Scientific
- ✓ Viales para medida de la DQO, LAM

Análisis de la alcalinidad fenolftaleína y total (Alkalinity Method 8203)

La medida del pH de las aguas residuales domésticas fue inferior a 8,3 lo que indicó que no era necesaria la determinación de alcalinidad fenolftaleína. Para la medición de alcalinidad total se realizó el siguiente procedimiento:

- a. Se tomó un volumen de muestra de acuerdo al rango de alcalinidad esperado.
- b. Un sachet del indicador rojo de metilo y verde de bromocresol se añadió a la muestra y se homogenizó hasta que se torne rosado.

- c. Se tituló con ácido sulfúrico 14,5 N hasta que se observó el punto de viraje de color verde a rosado.
- d. Se evaluó los resultados mediante la siguiente fórmula.

$$D = A \cdot F \quad [AV. 1]$$

Donde:

D = mg/L de alcalinidad total como CaCO_3

A = mL de ácido sulfúrico utilizado

F = factor de acuerdo a la tabla

Análisis de ceras y grasas o sustancias solubles en hexano (Hexane Extractable Gravimetric Method 10056)

- a. En un embudo de separación se colocaron 300 mL de muestra, 5 mL de ácido sulfúrico y 25 mL de hexano. Se homogenizó mediante agitación y abriendo la llaves inferior del embudo se dejó escapar los gases.
- b. Se dejó que se separe la emulsión contenida en el embudo hasta que se observó la formación de fases y se descargó la fase inferior a un vaso de precipitación.
- c. Se pesó un balón previamente tarado y se descargó en este el resto del contenido del embudo de separación, colocando el tubo de descarga del embudo un poco de algodón para que actúe como filtro de eliminación de agua y de impurezas.
- d. Se lavó el embudo con más hexano y se descargó al balón.
- e. En el rotavapor se evaporó todo el hexano del balón tarado a una temperatura de 60°C. El destilado se recogió en un balón instalado en el rota vapor.
- f. Se retiró el balón tarado del rotavapor y se lo secó durante una hora en la estufa a una temperatura de 100°C. Transcurrido este tiempo, se sacó el balón de la estufa, se esperó que se enfrié y se pesó.
- g. Se evaluó el resultado utilizando la ecuación 2.2.
- h. El resultado de las sustancias solubles en hexano nunca es mayor a la DBO_5

$$\text{Sust. Solub. en Hexano } \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{P_f - P_o}{3} \cdot 1000 \quad [\text{AV.2}]$$

Donde:

P_f = Peso final del balón

P_o = Peso inicial del balón

Análisis de color aparente y real (Platinum-Cobalt Standard Method 8025)

Para la determinación del color real se realizaron los siguientes pasos:

- a. Se filtró la muestra y se colocaron 25 mL en una celda. Para el blanco se tomaron 25 mL de agua destilada en otra celda.
- b. Se seleccionó el programa 8025 para determinar color y con el blanco se enceró el equipo. Posteriormente, con la celda que contenía la muestra se determinó el color real expresado en unidades de Pt – Co.

Para la determinación de color aparente se siguió el mismo procedimiento usado para color real, pero se trabajó con una muestra sin filtrar.

Análisis de cromo total (Alkaline Hypobromite Oxidation Method 8024)

Para la determinación de cromo total se realizaron los siguientes pasos:

- a. Se filtró la muestra al vacío para eliminar los sólidos suspendidos que pueden afectar a la medición.
- b. 25 mL de muestra filtrada se colocaron en una celda del espectrofotómetro y se añadió un sachet de reactivo “Cromo I”. La muestra se agitó durante algunos segundos para homogenizar y se introdujo en el termostato por 5 minutos para asegurar que el color se desarrolle.
- c. Se sacó la celda del termostato y se dejó enfriar.

- d. Se agregó el contenido de un sachet de reactivo “Cromo II” y se agitó. Luego, se añadió un sachet de reactivo ácido y finalmente un sachet de “Cromo III”. La muestra se agitó durante algunos segundos para homogenizar, se esperó 5 minutos para que la reacción se produzca.
- e. Se procedió a encender el equipo y a continuación se seleccionó el programa que permite determinar cromo total. Se tomó como blanco 25 mL de muestra.
- f. Se determinó el valor de cromo total y se comprobó que se encuentre dentro del rango de lectura aceptable, 0 – 60 mg/l.

Análisis de DQO (Reactor Digestion Method 8000)

- a. Se prepararon los viales para la medición de DQO.
- b. En uno de los viales seleccionados, se añadió 2 mL de muestra de agua contaminada. Se agitó el vial por unos segundos comprobando que no exista un cambio brusco en el coloración de la solución y se colocó el vial en el reactor de DQO por un minuto a 150 °C; si se observa un cambio brusco de coloración era necesario realizar una dilución de la muestra.
- c. Se diluyó la muestra (dilución 1:10) en un matraz aforado.
- d. Se pipetearon 2 mL de agua destilada en el vial identificado como blanco y 2 mL de la dilución preparada en el otro par del vial. Se agitó los viales unos segundos para homogeneizarlos.
- e. Se colocaron los viales en el reactor de DQO durante 2 horas como se observa en la Figura AV.1 a una temperatura de 150°C, donde se realiza la reacción de oxi-reducción.
- f. Transcurrido el tiempo de reacción se retiraron los viales del reactor y se dejaron enfriar hasta temperatura ambiente.
- g. En el espectrofotómetro encendido se seleccionó el programa número 8000 utilizado para la lectura de DQO. Se encendió el equipo con el vial de blanco y se determinó el valor de DQO expresado en mg O₂/L.



Figura AV.1 Reactor para análisis de DQO

DBO₅ (LAM/POE/16)

- a. La determinación de DBO₅ requiere un valor aproximado del DBO₅ de la muestra a analizarse. El valor del DBO₅ se estimó de la relación teórica entre el DBO₅/DQO de 0,5 aproximadamente. El valor teórico del DBO₅ se comparó con el rango de DBO₅ para determinar el volumen requerido de la muestra de agua contaminada a ser añadida a la botella de color ambar para análisis de DBO₅, acoplado al medidor de presión de gases que se producen durante el periodo de incubación de 5 días.
- b. Se introdujo en la botella un agitador magnético y se colocó en el medidor de presión 3 gotas de hidróxido de potasio 12 M.
- c. Se encendió el medidor de presión para análisis de DBO₅.
- d. Durante 5 días se incubó la muestra en la estufa a 20 °C. Transcurrido este tiempo, se leyeron los resultados obtenidos en el medidor de presión. Se multiplicó la lectura obtenida por el factor correspondiente.

Análisis de detergentes (LAM/POE/17)

- a. En un embudo de separación de 500 mL se colocaron 300 mL de muestra a analizarse.
- b. Se agregaron 5 mL de alcohol isopropílico a la muestra, se homogenizó el contenido del embudo de separación y se sacaron los gases.
- c. Se añadieron 25 mL de solución indicadora de azul de metileno y se agitó.

- d. Se añadieron 30 mL de cloroformo, se agitó y se sacaron los gases.
- e. Se descargó la fase inferior del contenido del embudo a un erlenmeyer, colocando un tapón de algodón en el orificio de descarga del embudo de separación para que actúe como filtro para la eliminación de agua e impurezas.
- f. Se desechó la fase superior y se retornó el contenido del erlenmeyer al embudo.
- g. Se agregaron 50 mL de solución de lavado y se descargó la fase inferior en una celda seca del espectrofotómetro.
- h. En otra celda se pipetearon 25 mL de cloroformo con el fin de utilizarla como blanco.
- i. La celda con el blanco se colocó en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 652 nm y se encendió el equipo. Se midió la absorbancia de la muestra.
- j. Se evaluó los resultados, utilizando la siguiente ecuación.

$$D = 3,1946 \cdot X - 1,0863 \quad \text{[AV.3]}$$

Donde:

D = concentración de detergente en mg/L

A = Absorbancia ($0 \leq X \leq 2,5$)

Análisis de dureza cálcica (Buret Titration Method 8222)

- a. El volumen de muestra seleccionado, se añadió en un erlenmeyer.
- b. Se agregó 1 mL de hidróxido de potasio a la muestra contenida en el erlenmeyer.
- c. Se agregó el contenido del reactivo Calver 2 a la muestra y se agitó durante algunos segundos hasta que la muestra tomó un color rosado.
- d. Se tituló con una solución EDTA 0,02 N hasta que se dió el cambio de color de rosado a azul.
- e. Se evaluó los resultados por medio de la siguiente ecuación:

$$D = A \cdot F \quad [AV.4]$$

Donde:

D = dureza cálcica mg (Ca^{2+} - CaCO_3)/L.

A = mL de EDTA utilizado.

F = factor conforme a la tabla.

Análisis de dureza total (ManVer 2 Buret Titration Method 8226)

- a. En un erlenmeyer se añadió el volumen de muestra seleccionado.
- b. Se agregó 1 mL de solución buffer de "Dureza 1" a la muestra contenida en el erlenmeyer.
- c. Se añadió el contenido de un sachet de reactivo "Manver 2" a la muestra y se agitó algunos segundos hasta que la muestra tomó un color rosado.
- d. Se tituló con una solución de EDTA 0,02N hasta el viraje de color rosado a azul.
- e. Se evaluó los resultados utilizando la ecuación 2.4.

Análisis de fenoles (4-Aminoantipyrine Method 8047)

- a. En un embudo de separación de 500 mL se añadieron 300 mL de agua destilada, considerado como blanco, y en otro embudo de separación 300 mL de muestra a analizarse.
- b. Se añadieron 5 mL de solución buffer "Dureza 1" al blanco y a la muestra. Se homogenizaron cada una de las soluciones en los erlenmeyers agitando unos segundos.
- c. Se agregó el contenido de un sachet de reactivo "Polvo fenol" al blanco y a la muestra a analizarse y se agitó por algunos segundos.
- d. Se añadió el contenido de un sachet de reactivo "Polvo fenol 2" al blanco y a la muestra preparada y se homogenizaron cada una de las soluciones en los erlenmeyers agitando algunos segundos.

- e. Se agregaron 30 mL de cloroformo a la muestra a analizarse y al blanco, después se homogenizó y se sacaron los gases.
- f. Se descargarón las fases inferiores de cada uno de los embudos de separación a celdas secas de 25 mL, se insertó algodón en el tubo de descarga del embudo para que actúe a manera de filtro de eliminación de agua y de impurezas.
- g. Se encendió el espectrofotómetro, se ingresó el número de programa para determinar fenoles y se enceró el equipo con la celda de agua. A continuación se colocó la celda con la muestra y se determinó la cantidad de fenol presente en la muestra.

Análisis de nitrógeno amoniacal (Nessler Method 8038)

- a. Se tomaron 25 mL de muestra de agua residual doméstica y se la colocó en una celda del espectrofotómetro para utilizarla como blanco. En otra celda se colocó 25 mL de agua destilada.
- b. Se agregaron 3 gotas de mineral estabilizador a la muestra y al blanco. Se agitó por unos segundos y luego a cada una de las celdas se añadió 3 gotas de alcohol polivinílico, se agitó unos segundos para homogenizar.
- c. Se añadió 1 mL de reactivo Nessler, se esperó por un minuto hasta que reaccionará.
- d. Se encendió el espectrofotómetro y se seleccionó el programa 8 038. Se enceró el equipo con la celda del blanco, se determinó la cantidad de nitrógeno amoniacal y se comprobó que el resultado se encuentre dentro del rango 0 – 2,50 mg (NH₃-N)/L.

Análisis de fosfatos, hierro total, nitratos y nitritos

Estos parámetros fueron determinados bajo el mismo procedimiento, así:

- a. Se pipetearon 25 mL de muestra filtrada para cada parámetro.

- b. Se añadieron los reactivos indicados en la Tabla 2.1 para cada parámetro y se dejó el tiempo de reacción correspondiente para cada uno de ellos.
- c. Se utilizó como blanco 25 mL de muestra.
- d. Se seleccionó el programa indicado para cada parámetro (Tabla AV.1) y se comprobó que los resultados se encuentren dentro del rango establecido.

Tabla AV.1 Especificaciones para la determinación de hierro total, fosfatos, nitratos y nitritos

Parámetro	Reactivo	Tiempo de reacción	Rango de lectura	Método HACH
Hierro Total	Hierro Ferroso	3 min	0 – 3,00 mg Fe/ L	FerroVer® Method 8008
Fosfato	Fosfover Fosfato	2 min	0 – 2,50 mg PO ₄ ⁻³ / L	PhosVer® TNT Method 8048
Nitrato	Nitraver 5 Nitrato	5 min	0 – 30,0 mg NO ₃ ⁻ -N/L	Cadmium Reduction Method 8039
Nitrito	Nitraver 3 Nitrito	15 min	0 – 0,30 mg N-NO ₂ ⁻ /L	Diazotization Method 8507

Análisis de oxígeno disuelto, pH, conductividad y turbidez

Estos parámetros se cuantificaron utilizando los equipos detallados en la Tabla AV.2. No se requiere preparación previa para la muestra sino únicamente la medición directa en el equipo, asegurándose de una correcta calibración previa:

Tabla AV.2 Equipos utilizados para la medición de parámetros físicos: oxígeno disuelto, pH, conductividad y turbidez

Parámetro	Equipo	Unidades
Oxígeno Disuelto (Membrane Electrode Method 421 F)	Equipo para Oxígeno Disuelto	mg de O ₂ / L
pH (Electrode Method 8156)	pH - metro	-
Conductividad (Direct Measurement Method 8160)	Conductímetro	uS / cm
Turbidez (Nephelometric Metod 214 A)	Tubidímetro	NTU

Análisis de sólidos totales (Gravimetric Method)

Se utilizó el método gravimétrico como se describe a continuación:

- Se colocaron 50 mL de muestra en una cápsula de porcelana tarada y se lo llevó a baño maría hasta que toda el agua se evapore.
- Posteriormente, se colocó la cápsula de porcelana en la estufa a una temperatura de 110°C por 2 horas, hasta sequedad completa y se lo trasladó a un desecador hasta que se enfrió y finalmente se la pesó.
- Se colocó la cápsula de porcelana en la mufla a una temperatura de 550°C durante una hora, luego se la sacó, se dejó enfriar en el desecador y se la pesó.
- Se evaluaron los resultados de los sólidos totales y sólidos totales volátiles usando las formulas siguientes:

$$ST \left(\frac{mg}{l} \right) = \frac{P_1 - P_o}{V} \quad [AV.5]$$

$$STV \left(\frac{mg}{l} \right) = \frac{P_2 - P_1}{V} \quad [AV.6]$$

Donde:

ST = sólidos totales

STV = sólidos totales volátiles

P_o = Peso de la capsula de porcelana tarada

P_1 = Peso de la cápsula de porcelana después del secado a 110 °C

P_2 = Peso de la cápsula de porcelana después de la incineración en la mufla a 550 °C

V = Volumen de la muestra tomado

Análisis de sólidos disueltos (Gravimetric Method)

Se utilizó el método gravimétrico que se describe a continuación:

- a. Se pipetearon 50 mL de muestra de agua filtrada en una cápsula de porcelana previamente tarada y se la colocó en un baño maría hasta que toda el agua se evapore.
- b. La cápsula de porcelana se colocó en la estufa a una temperatura de 110°C por 2 horas. Una vez transcurrido el tiempo se sacó la cápsula de porcelana, se la colocó en un desecador para que se enfríe y luego se la pesó.
- c. La cápsula de porcelana se colocó en la mufla a una temperatura de 550°C por 1 hora. Transcurrido este tiempo, se sacó la cápsula de la mufla, se la dejó que se enfríe en el desecador y finalmente se la pesó.
- d. Los resultados se evaluaron utilizando las ecuaciones 2.5 y 2.6 para determinar los sólidos disueltos fijos (SDF) y los sólidos disueltos volátiles (SDV).

ANEXO VI

MODELO MATEMÁTICO PARA LA DETERMINACIÓN DE LAS CONSTANTES CINÉTICAS DE UN PROCESO DE LODOS ACTIVADOS (METCALF Y EDDY)

Como se mencionó con anterioridad en el ítem 1.2.4.1, la tasa de utilización del sustrato se puede determinar mediante la siguiente ecuación:

$$r_s = -\frac{kXS}{K_s + S} = \frac{S_o - S}{\theta} \quad [AVI.1]$$

Donde:

r_s = tasa de utilización de sustrato (mg/L.día)

k = tasa máxima de remoción de sustrato por unidad de masa de microorganismos (días⁻¹)

X = concentración de la biomasa (mg/L)

S = concentración final de sustrato

S_o = concentración inicial de sustrato

θ = tiempo de retención hidráulico (días)

K_s = constante de saturación, numéricamente igual a la concentración del sustrato, S , para una tasa específica de crecimiento $\mu = 0,5 \mu_m$, mg/L

Rearreglando la ecuación [AVI. 1] se obtiene la relación [AVI. 2]

$$\frac{X\theta}{S_o - S} = \frac{K_s}{kS} + \frac{1}{k} \quad [AVI.2]$$

Si se grafica la ecuación 2.8 ($\frac{X\theta}{S_0-S}$ vs $\frac{1}{S}$) se obtiene una recta cuya pendiente permite obtener el valor de $\frac{K_s}{k}$ y de la ordenada en el origen, el valor de $\frac{1}{k}$. De esta manera se obtienen los valores de k y K_s .

El crecimiento de la biomasa, está controlado mediante el tiempo de retención de la biomasa que se puede calcular de la ecuación 2.9:

$$\frac{1}{\theta_c} = -Y \frac{r_s}{X} - k_d \quad [\text{AVI.3}]$$

Donde:

θ_c = tiempo promedio de retención celular o edad del lodo (días)

Y = coeficiente de producción de crecimiento en la fase logarítmica, masa microbiana producida / masa de sustrato removido

k_d = coeficiente de respiración endógena o tasa específica de declinación endógena, d^{-1}

Reemplazando el valor de r_s de la ecuación [AVI.3] en la ecuación [AVI.4], se obtiene la relación 2.10

$$\frac{1}{\theta_c} = -Y \frac{S_0 - S}{X\theta} - k_d \quad [\text{AVI.4}]$$

Graficando $\frac{1}{\theta_c}$ vs $\frac{S_0 - S}{X\theta}$ se obtiene una recta cuya pendiente representa el valor de Y y la ordenada en el origen el valor de k_d .

Con la ecuación 2.11 se puede calcular el valor de μ_m (tasa máxima específica de crecimiento, d^{-1}) así:

$$\mu_m = k Y \quad [\text{AVI.5}]$$

ANEXO VII

DATOS EXPERIMENTALES DE LOS ENSAYOS REALIZADOS EN EL REACTOR AEROBIO A ESCALA DE LABORATORIO

Para trazar la curva de calibración de caudal de alimentación al reactor aerobio vs el tiempo de residencia hidráulico se realizó mediciones de caudal y tiempo, cuyos resultados se exponen a continuación en la Tabla AVII.1

Tabla AVII.1 Resultados experimentales del caudal de alimentación vs el tiempo de residencia hidráulico para el reactor aerobio a escala de laboratorio

CAUDAL (ml/min)	T _R (min)
34,8	250,8
42	280,2
78	111,6
114	72,0
174	51,6
228	36,6

Tabla AVII. 2 Variación del DQO del agua residual doméstica a la salida del reactor aeróbico, durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa para un caudal de 2 mL/min y flujo de aireación 0,2 L/min

Tiempo (días)	DQO (mg/L)
0	1850
1	1400
2	1220
3	720
4	600
5	540
6	530

Tabla AVII.3 Variación del crecimiento de la biomasa (SSV) del agua residual doméstica a la salida del reactor aeróbico, durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa para un caudal de 2 mL/min y flujo de aireación 0,2 L/min

Tiempo (días)	SSV (mg/L)
0	80
1	210
2	389
3	656
4	1123
5	1215
6	1209

Tabla AVII.4 Variación de los nutrientes (fosfatos y nitratos) del agua residual doméstica a la salida del reactor aeróbico, durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa para un caudal de 2 mL/min y flujo de aireación 0,2 L/min

Tiempo (días)	[NO ₃ ⁻] (mg/L)	[PO ₄ ⁻³] (mg/L)
0	490,2	1350,3
1	383,5	1168,2
2	273,4	975,4
3	212,6	930,8
4	193,9	933,2
5	188,5	927,5
6	181,6	930,1

Tabla AVII.5 Variación del DBO₅ del efluente del reactor aeróbico continuo sin reciclo para distintos caudales (flujo de aireación 0,2 L/min)

DBO₅ (mg O₂/L) Tiempo (días)	Caudal 3 mL/min	Caudal 6 mL/min	Caudal 9 mL/min	Caudal 15 mL/min
0	888	888	888	888
1	523,2	628,32	649,44	720
2	297,6	384,48	468,96	518,4
3	232,8	307,2	355,2	468,48
4	97,92	187,2	240	325,44
5	70,08	132,48	177,6	238,08
6	43,68	103,2	158,88	223,68

Tabla AVII.6 Variación del crecimiento de la biomasa (SSV) en el agua residual en el reactor aeróbico con respecto al tiempo de proceso, en sistema continuo sin reciclo a distintos caudales (flujo de aireación 0,2 L/min)

Biomasa producida (mg/L) Tiempo (días)	Caudal 3 mL/min	Caudal 6 mL/min	Caudal 9 mL/min	Caudal 15 mL/min
0	340	380	335	276
1	987	654	632	491
2	1960	1259	1178	673
3	3921	2176	1956	998
4	4782	2651	2301	1549
5	5300	2908	2754	1923
6	5459	3100	2972	2072

Tabla AVII.7 Variación del pH del efluente del reactor aeróbico con relación al tiempo de proceso, en proceso continuo sin reciclo a diferentes caudales de alimentación del agua residual doméstica (flujo de aireación 0,2 L/min)

pH Tiempo (días)	Caudal 3 mL/min	Caudal 6 mL/min	Caudal 9 mL/min	Caudal 15 mL/min
0	7,6	7,9	8,16	7,96
1	8,35	7,9	8,23	8
2	8,36	8,1	8,02	8,03
3	8,44	8,03	7,82	7,85
4	7,98	8,01	8	7,96
5	7,9	7,89	8,02	7,99
6	8,15	8,10	8,00	8,11

Tabla AVII.8 Variación de la turbidez en el agua residual de alimentación del agua residual en el interior del reactor aeróbico, en proceso continuo sin reciclo, para diferentes caudales (flujo de aireación 0,2 L/min)

NTU Tiempo (días)	Caudal 3 mL/min	Caudal 6 mL/min	Caudal 9 mL/min	Caudal 15 mL/min
0	47	49	54	67
1	65	104	101	79
2	87	261	198	148
3	133	281	194	176
4	182	289	217	199
5	191	294	275	206
6	196	314	296	208

Tabla AVII.9 Variación del DBO₅ del efluente del proceso reactor aeróbico continuo a diferentes porcentajes de reciclo para un caudal de 6 mL/min (flujo de aireación 0,2 L/min)

DBO ₅	PORCENTAJE DE RECICLO (FLUJO DE RECIRCULACIÓN)				
	0% (6 mL/min)	15% (6,9 mL/min)	25% (7,5 mL/min)	35% (8,1 mL/min)	50% (9 mL/min)
0	888	888	888	888	888
1	628,32	446,4	384	213,12	132
2	384,48	325,44	257,28	159,36	123,36
3	307,2	274,08	204,96	140,64	107,52
4	187,2	218,4	143,04	91,68	88,32
5	132,48	157,44	110,88	83,52	88
6	103,2	139,2	77,76	87	75

Tabla AVII.10 Porcentaje de remoción de la DBO₅ del proceso aeróbico continuo con varios porcentajes de reciclo para un caudal de 6 mL/min (flujo de aireación 0,2 L/min)

Tiempo del proceso aeróbico	% REMOCIÓN DE DBO ₅				
	0% (6 mL/min)	15% (6,9 mL/min)	25% (7,5 mL/min)	35% (8,1 mL/min)	50% (9 mL/min)
1	29,24	49,73	56,76	76,00	85,14
2	56,70	63,35	71,03	82,05	86,11
3	65,41	69,14	76,92	84,16	87,89
4	78,92	75,41	83,89	89,68	90,05
5	85,08	82,27	87,51	90,59	90,09
6	88,38	84,32	91,24	-	-

Tabla AVII.11 Variación de la concentración de la biomasa (SSV) en el agua residual doméstica en el interior del reactor y del efluente del proceso aeróbico continuo con reciclo, (flujo de aireación 0,2 L/min)

Tiempo de proceso aeróbico	Concentración SSV (mg/L)							
	15%		25%		35%		50%	
	Reactor	Efluente	Reactor	Efluente	Reactor	Efluente	Reactor	Efluente
0	3455	1260	5345	1260	6113	1260	6545	1260
1	4730	375	5683	429	6545	488	7613	512
2	6372	336	6758	236	8766	322	9411	285
3	7613	387	8106	100	9300	278	9765	150
4	8766	250	9275	51	10025	100	10034	107
5	9105	165	9300	50	10025	80	9867	96
6	9198	55	9201	55	9300	55	10090	88

Tabla AVII.12 Variación de la DBO₅ del efluente en el proceso aeróbico continuo con reciclo del 25% para diferentes concentraciones de sustrato en el influente hacia el reactor aeróbico (caudal 6 mL/min, flujo de aireación 0,2 L/min)

DÍA	DQO 3000 mg/L	DQO 1000 mg/L	DQO 1850 mg/L
0	1488	480	888
1	947,52	55,2	384
2	508,32	25	257,28
3	315,84	17	204,96
4	206,88	-	143,04
5	156,96	-	110,88
6	-	-	77,76

Tabla AVII.13 Variación de la DBO₅ del efluente en el proceso aeróbico continuo con reciclado del 25% para diferentes flujos de aireación en el reactor aeróbico continuo (caudal 6 mL/min)

DÍA	FLUJO DE AIRE SUMINISTRADO		
	0,04 L/min	0,2 L/min	0,4 L/min
0	888	888	888
1	576	384	312
2	360	257,28	210,24
3	312	204,96	201,6
4	216	143,04	192
5	153,6	110,88	188,16
6	148,8	100,8	177,6