

**SISTEMA AEROBIO DE LECHOS BACTERIANOS
PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS
F.A.L.G. II**

**ANDRES FERNANDO DIAZ CHAUCANES
JOSE LUIS GUSTIN GENOY**

**UNIVERSIDAD DE NARIÑO
FACULTAD DE INGENIERIA
PROGRAMA DE DISEÑO Y CONSTRUCCION
SAN JUAN DE PASTO**

2001

**SISTEMA AEROBIO DE LECHOS BACTERIANOS
PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS
F.A.L.G. II**

ANDRES FERNANDO DIAZ CHAUCANES

JOSE LUIS GUSTIN GENOY

**Trabajo de grado para optar al título de
Ingeniero Civil**

Director

ROBERTO E. SALAZAR CANO

Ingeniero Civil

Magister en Ingeniería Sanitaria y Ambiental

UNIVERSIDAD DE NARIÑO

FACULTAD DE INGENIERIA

PROGRAMA DE DISEÑO Y CONSTRUCCION

SAN JUAN DE PASTO

2001

TABLA DE CONTENIDO

	Pag.
INTRODUCCION	1
1. MARCO TEORICO	4
1.1 ANTECEDENTES	4
1.2 AGUAS RESIDUALES	7
1.2.1 Generalidades	7
1.2.2 Origen de las Aguas Residuales	9
1.2.2.1 Diferencias básicas	10
1.2.2.2 Principales contaminantes de las Aguas Residuales	
Domesticas	12
1.2.2.2.1 Gérmenes Patógenos	12
1.2.2.2.2 Materia Orgánica	12
1.2.2.2.3 Partículas Sólidas	13
1.2.2.2.4 Detergentes	13
1.2.3 Transporte de las Aguas Residuales	15
1.3 CARACTERISTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES	16
1.3.1 Características físicas	16
1.3.1.1 Sólidos	17

1.3.1.2	Turbiedad	19
1.3.1.3	Color	20
1.3.1.4	Olor	21
1.3.1.5	Temperatura	23
1.3.1.6	Densidad	24
1.3.1.7	Conductividad	25
1.3.2	Características químicas inorgánicas	25
1.3.2.1	Potencial de Hidrógeno (pH)	27
1.3.2.2	Nitrógeno	28
1.3.2.3	Fósforo	28
1.3.2.4	Alcalinidad	29
1.3.2.5	Cloruros	30
1.3.2.6	Azufre	31
1.3.3	Características químicas de compuestos orgánicos agregados	32
1.3.4	Caracterización de la materia orgánica agregada	
	aguas residuales	33
1.3.4.1	Demanda Bioquímica de Oxígeno	33
1.3.4.2	Demanda Química de Oxígeno	36
1.3.4.3	Carbono Orgánico Total (COT)	38
1.3.4.4	Relaciones entre DBO, DQO y COT	39
1.3.4.5	Grasas y Aceites	39
1.3.4.6	Tensoactivos	41
1.3.5	Características biológicas	41

1.3.5.1	Microorganismos presentes en aguas superficiales y aguas residuales	42
1.3.5.2	Organismos Patógenos	44
1.3.5.2.1	Bacterias	44
1.3.5.2.2	Protozoos	46
1.3.5.2.3	Helmintos	47
1.3.5.2.4	Virus	47
1.3.5.3	Empleo de organismos indicadores	48
1.3.5.4	Conteo e identificación	49
1.3.5.4.1	Conteo directo	50
1.3.5.4.2	Cultivo Placa	51
1.3.5.4.3	Técnica de Filtro de membrana	51
1.3.5.4.4	Fermentación en tubos múltiples	52
1.4	TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	53
1.4.1	Poblaciones mediana - grandes	55
1.4.1.1	Pretratamientos	55
1.4.1.2	Tratamientos Primarios	55
1.4.1.3	Tratamientos Secundarios	56
1.4.1.4	Tratamientos Terciarios	56
1.4.1.5	Tratamiento de Fangos	57
1.4.2	Poblaciones pequeñas	58
1.4.3	Composición y tratamiento adecuado para aguas residuales agroalimentarias	58

1.5	TRATAMIENTO AEROBIO DE AGUAS RESIDUALES	64
1.5.1	Procesos aerobios de película bacterial en suspensión	66
1.5.1.1	Lodos activados	66
1.5.1.1.1	Aireación extendida	67
1.5.1.1.2	Zanjas de oxidación	67
1.5.1.1.3	Sequencing batch Reactor (SBR)	68
1.5.1.2	Lagunas Aereadas	70
1.5.2	Procesos aerobios de película bacterial adherida	70
1.5.2.1	Procesos de película bacterial adherida no sumergida	72
1.5.2.1.1	Filtros percoladores	72
1.5.2.1.1.1	Problemas operacionales	75
1.5.2.1.1.2	Ventajas y desventajas	76
1.5.2.1.2	Filtros de desbaste	77
1.5.2.2	Procesos híbridos de crecimiento en suspensión y película bacterial adherida	78
1.5.2.2.1	Contactores biológicos rotativos (RBC)	78
1.5.2.2.2	Biofiltro activado	80
1.5.2.2.3	Proceso de filtro percolador y contacto de sólidos	80
1.5.2.2.4	Proceso de filtro desbastador y lodos activados	81
1.5.2.2.5	Proceso de filtros percoladores en serie y lodos activados	81
1.5.2.2.6	Proceso de biofiltro y lodos activados	81
1.5.2.2.7	Proceso de filtro percolador en serie y lodos activados	82
1.5.2.3	Procesos aerobios de película bacterial adherida sumergida	84

1.5.2.3.1 Película bacteriana adherida sumergida y flujo ascendente	85
1.5.2.3.2 Película bacteriana adherida en el Lecho fluidizado y flujo ascendente	85
1.5.3 Remoción biológica de nutrientes	85
1.5.3.1 Remoción biológica de nitrógeno	87
1.5.3.2 Nitrificación biológica	88
1.5.3.2.1 Variables del proceso de nitrificación	90
1.5.3.2.2 Procesos de nitrificación	90
1.5.4 Aireación de los tratamientos aerobios	91
1.5.5 Biopelícula	93
1.5.5.1 Características de la biopelícula	94
1.5.5.1.1 Composición	95
1.5.5.1.1.1 Composición elemental	95
1.5.5.1.1.2 Composición biológica	96
1.5.5.1.2 Espesor de la biopelícula	96
1.5.5.2 Transporte de la biopelícula	97
1.5.5.3 Ventajas de los procesos biopelícula	98
1.5.6 Sedimentación Secundaria	99
1.6 NORMAS DE VERTIMIENTO EN COLOMBIA	100
2. PLANTA EXPERIMENTAL PILOTO	103
2.1 LOCALIZACION	103
2.2 CAPTACION	104
2.3 ETAPAS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO	104

2.3.1	Desbaste	104
2.3.2	Tanque Séptico	105
2.3.3	Filtro Percolador	105
2.3.4	Decantador Secundario	106
2.4	FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA	106
3.	LECHO BACTERIANO	109
3.1	Generalidades	109
3.1.1	Lecho Bacteriano	109
3.1.2	Decantador Secundario	110
3.2	LECHO BACTERIANO	110
3.2.1	Características	110
3.2.2	Componentes del Lecho Bacteriano	111
3.3	SEDIMENTADOR SECUNDARIO	112
3.3.1	Diseño del Sedimentador Secundario	112
3.3.2	Características y componentes	113
4.	FUNCIONAMIENTO Y EVALUACION - SEGUNDA ETAPA	117
4.1	MANTENIMIENTO DEL LECHO BACTERIANO	117
4.1.1	Medidas Preventivas	117
4.1.2	Limpieza de la captación	118
4.1.3	Limpieza de la tubería de conducción	119
4.1.4	Mantenimiento y limpieza de la Fosa Séptica	120
4.1.5	Mantenimiento y limpieza del sedimentador secundario	122
4.2	LABORATORIOS REALIZADOS EN LA FASE II	123

4.2.1	Toma de muestras	124
4.2.1.1	Tipos de muestras	124
4.2.1.1.1	Muestra simple	124
4.2.1.1.2	Muestra compuesta	125
4.2.1.1.3	Muestra integrada	125
4.2.1.2	Recipientes para la muestra	125
4.2.1.2.1	Para análisis físico-químico	126
4.2.1.2.2	Para análisis bacteriológico	126
4.2.2	Descripción de ensayos realizados	126
4.2.2.1	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	126
4.2.2.2	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	128
4.2.2.3	Nitratos	131
4.2.2.4	Nitritos	132
4.2.2.5	Dureza Total	133
4.2.2.6	Alcalinidad	136
4.2.2.7	Sólidos Suspendidos	139
4.2.2.8	pH	141
4.2.2.9	Temperatura	142
4.2.2.10	Oxígeno Disuelto	142
4.2.2.11	Bacteriológico NMP de Coliformes Totales	143
4.3	PRESENTACION DE RESULTADOS	146
4.3.1	Resultados Filtro aerobio: Lecho Bacteriano y Sedimentador Secundario	147

4.3.2	Análisis de resultados Filtro aerobio	173
4.3.3	Resultados generales	174
4.3.4	Análisis de resultados generales	196
5.	CONCLUSIONES	197
5.1	CONCLUSIONES GENERALES	197
5.2	CONCLUSIONES ESPECIFICAS	198
6.	RECOMENDACIONES	200
6.1	RECOMENDACIONES GENERALES	200
6.2	RECOMENDACIONES ESPECIFICAS	201
	BIBLIOGRAFIA	

LISTA DE TABLAS

	Pag.
Tabla 1. Composición típica de las aguas residuales domesticas	19
Tabla 2. Definiciones para sólidos encontrados en agua residual	23
Tabla 3. Descripción de microorganismos presentes en aguas naturales y residuales	48
Tabla 4. Especificaciones de Reactivos para Dureza Total	141
Tabla 5. Especificaciones de Reactivos para alcalinidad	144
Tabla 6. Aforo de caudales	146
Tabla 7. Resultados ensayo Demanda Química de Oxígeno (Filtro aerobio)	148
Tabla 8. Resultados ensayo Demanda Bioquímica de Oxígeno (Filtro aerobio)	150
Tabla 9. Resultados ensayo Sólidos Suspendidos (Filtro aerobio)	152
Tabla 10. Resultados ensayo Alcalinidad (Filtro aerobio)	154
Tabla 11. Resultados ensayo Dureza (Filtro aerobio)	156
Tabla 12. Resultados ensayo Nitritos (Filtro aerobio)	158
Tabla 13. Resultados ensayo Nitratos (Filtro aerobio)	160
Tabla 14. Resultados ensayo Temperatura (Filtro aerobio)	162

Tabla 15. Resultados ensayo pH (Filtro aerobio)	164
Tabla 16. Resultados ensayo Oxígeno Disuelto (Filtro aerobio)	166
Tabla 17. Resultados ensayo Coliformes Totales (Filtro aerobio)	168
Tabla 18. Relación DQO - DBO (Entrada Filtro aerobio)	170
Tabla 19. Relación DQO - DBO (Salida Clarificador)	172
Tabla 20. Resultados ensayo Demanda Química de Oxígeno (Sistema aerobio)	175
Tabla 21. Resultados ensayo Demanda Bioquímica de Oxígeno (Sistema aerobio)	177
Tabla 22. Resultados ensayo Sólidos Suspendidos (Sistema aerobio)	179
Tabla 23. Resultados ensayo Alcalinidad (Sistema aerobio)	181
Tabla 24. Resultados ensayo Dureza (Sistema aerobio)	183
Tabla 25. Resultados ensayo Nitritos (Sistema aerobio)	185
Tabla 26. Resultados ensayo Nitratos (Sistema aerobio)	187
Tabla 27. Resultados ensayo Temperatura (Sistema aerobio)	189
Tabla 28. Resultados ensayo pH (Sistema aerobio)	191
Tabla 29. Resultados ensayo Oxígeno Disuelto (Sistema aerobio)	193
Tabla 30. Resultados ensayo Coliformes Totales (Sistema aerobio)	195

LISTA DE FIGURAS

	Pag.
Figura 1. Clasificación general de los procesos de crecimiento de película bacterial adherida	77
Figura 2. Diagramas de flujo de sistemas combinados de tratamiento aerobio de crecimiento en suspensión y película bacterial adherida	88
Figura 3. Esquema para la transformación de varias formas de nitrógeno en los procesos de tratamiento biológico.	93
Figura 4. Esquema general de la planta piloto	113
Figura 5. Lecho Bacteriano y Sedimentador Secundario (Planta)	120
Figura 6. Lecho Bacteriano y Sedimentador Secundario (Corte A-A)	121

LISTA DE GRAFICAS

	Pag.
Gráfica 1. Variación Demanda Química de Oxígeno (Filtro aerobio)	149
Gráfica 2. Variación Demanda Bioquímica de Oxígeno (Filtro aerobio)	151
Gráfica 3. Variación Sólidos Suspendidos (Filtro aerobio)	153
Gráfica 4. Variación Alcalinidad (Filtro aerobio)	155
Gráfica 5. Variación Dureza (Filtro aerobio)	157
Gráfica 6. Variación Nitritos (Filtro aerobio)	159
Gráfica 7. Variación Temperatura (Filtro aerobio)	161
Gráfica 8. Variación pH (Filtro aerobio)	163
Gráfica 9. Variación Oxígeno Disuelto (Filtro aerobio)	165
Gráfica 10. Variación Coliformes Totales (Filtro aerobio)	167
Gráfica 11. Relación DQO - DBO (Entrada Filtro aerobio)	169
Gráfica 12. Relación DQO - DBO (Salida Clarificador)	171
Gráfica 13. Variación Demanda Química de Oxígeno (Sistema aerobio)	176
Gráfica 14. Variación Demanda Bioquímica de Oxígeno (Sistema aerobio)	178
Gráfica 15. Variación Sólidos Suspendidos (Sistema aerobio)	180

Gráfica 16. Variación Alcalinidad (Filtro aerobio)	182
Gráfica 11. Variación Dureza (Filtro aerobio)	184
Gráfica 12. Variación Nitritos (Filtro aerobio)	186
Gráfica 13. Variación Temperatura (Filtro aerobio)	188
Gráfica 14. Variación pH (Filtro aerobio)	190
Gráfica 15. Variación Oxígeno Disuelto (Filtro aerobio)	192
Gráfica 16. Variación Coliformes Totales (Filtro aerobio)	194

RESUMEN

En la línea de investigación que se ha denominado **Sistema Aerobio de Lechos Bacterianos para el Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas** después de haber pasado por un período de arranque y maduración, ha sido necesario realizar una evaluación del funcionamiento del sistema en condiciones normales, es decir, después de haber superado dicho período. Esto con el fin de verificar que el sistema de tratamiento de aguas residuales que se está estudiando tenga un comportamiento aceptable en nuestro medio, teniendo en cuenta que las temperaturas en nuestra región no favorecen el tratamiento biológico de las aguas residuales.

La línea de investigación se compone físicamente de una captación localizada en las instalaciones del Instituto Correccional Santo Angel y de la Planta

Experimental Piloto localizada en las instalaciones del Servicio Nacional de Aprendizaje (SENA); las cuales se detallan a continuación.

Desde la captación se conducen las aguas residuales hasta la Planta Experimental, la cual está constituida por una Fosa Séptica Mejorada y un sistema de tratamiento aerobio de Lechos Bacterianos.

La línea de investigación en su parte de evaluación se compone por una serie de análisis físicos, químicos y bacteriológicos que se realizaron por un período de cinco meses, con los cuales se evaluó el funcionamiento de las diferentes unidades de tratamiento en su etapa normal. Con lo anterior se obtuvieron resultados que fueron analizados mediante procesos matemáticos los cuales nos permitieron concluir conceptos acerca de dicho funcionamiento.

SUMMARY

In the investigation line that it has been designated **Aerobic fiystem of Beds Bacteria for the Treatment of Urban Residual Waters** after have qone through a period of outset and ripeness, it has been necessary to accomplish an evaluation of the operation of the system in normal conditions, that is, after have surpassed said period. This, in order to verify that the system of waters treatment residual that it is being studying has an acceptable behavior in our environment, taking into account to the temperatures in our region do not favor the biological treatment of the residual waters.

The investigation line is composed physically of a captation located in the facilities of the Reformatory Institute "Holy Angel" and of the Experimental Plant Pilot located in the facilities of the National Learningq Service (SENA); those which are detailed below.

From the captation are led the residual waters until the Experimental Plant, which is constituted by a Improved Grave Septic and an aerobic treatment system of Bacteria Beds.

The investigation line in its part of evaluation is composed by a series of physical, chemical and bacteriological analysis that were accomplished by a period of five months, with those which was evaluated the operation of the different treatment units in its normal stage. With the foregoing were obtained results that they were analyzed through mathematical process those which permitted us to conclude concepts about said operation.

INTRODUCCION

El presente trabajo de grado se ha llevado a cabo como una segunda etapa del proyecto denominado: SISTEMA AEROBIO DE LECHOS BACTERIANOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS, cuya planta experimental piloto se encuentra ubicada en predios del SENA.

En su primera etapa, el proyecto consistió en el diseño, construcción, puesta en marcha y evaluación de las condiciones iniciales del sistema de tratamiento. Durante este primer período de estudio, se inició la maduración del proceso.

En esta segunda fase de la investigación, el propósito principal fue el de comprobar que el sistema de tratamiento en estudio es eficiente en un medio cuyas temperaturas no son las óptimas para el desarrollo de procesos de degradación biológica de la materia orgánica, es decir, un medio cuyas temperaturas se encuentran por debajo de los 25°C, como ocurre en nuestra región.

Además, al conocer el nivel de eficiencia de cada una de las unidades de tratamiento, se puede analizar la factibilidad de implementación de este tipo de

tecnologías para el tratamiento de aguas residuales en las diferentes poblaciones de nuestro departamento.

El proceso de investigación en esta segunda etapa, se dividió en tres fases de igual importancia para nuestro estudio, las cuáles fueron: operación y mantenimiento del sistema, realización de ensayos de laboratorio y recolección e interpretación de resultados.

Es de anotar que para llevar a cabo cada una de estas actividades fue necesaria una supervisión continua del funcionamiento del sistema, además se debió adquirir bastante práctica en el manejo de los equipos de laboratorio de la Facultad de Ingeniería.

Esta tesis pretende arrojar información que permita un desarrollo importante en el tratamiento de aguas residuales en nuestro medio, ya que es muy poco lo que se ha trabajado en este campo y las reglamentaciones que rigen la protección y el manejo adecuado del medio ambiente apenas comienzan a aplicarse en nuestra región.

1 MARCO TEORICO

1.1 ANTECEDENTES

La depuración es el nombre que reciben los distintos procesos implicados en la extracción, tratamiento y control sanitario de los productos de desecho arrastrados por el agua y procedentes de viviendas e industrias. La depuración cobró importancia progresivamente desde principios de la década de 1970 como resultado de la preocupación general expresada en todo el mundo sobre el problema, cada vez mayor, de la contaminación humana del medio ambiente, desde el aire a los ríos, lagos, océanos y aguas subterráneas, por los desperdicios domésticos, industriales, municipales y agrícolas.

Los métodos de depuración de residuos se remontan a la antigüedad y se han encontrado instalaciones de alcantarillado en lugares prehistóricos de Creta y en las antiguas ciudades asirias. Las canalizaciones de desagüe construidas por los romanos todavía funcionan en nuestros días. Aunque su principal función era el drenaje, la costumbre romana de arrojar los desperdicios a las calles significaba que junto con el agua de las escorrentías viajaban grandes cantidades de materia orgánica. Hacia finales de la edad media empezaron a usarse en Europa, primero, excavaciones subterráneas privadas y, más tarde,

letrinas. Cuando éstas estaban llenas, unos obreros vaciaban el lugar en nombre del propietario. El contenido de los pozos negros se empleaba como fertilizante en las granjas cercanas o era vertido en los cursos de agua o en tierras no explotadas.

Unos siglos después se recuperó la costumbre de construir desagües, en su mayor parte en forma de canales al aire o zanjas en la calle. Al principio estuvo prohibido arrojar desperdicios en ellos, pero en el siglo XIX se aceptó que la salud pública podía salir beneficiada si se eliminaban los desechos humanos a través de los desagües para conseguir su rápida desaparición. Un sistema de este tipo fue desarrollado por Joseph Bazalgette entre 1859 y 1875 con el objeto de desviar el agua de lluvia y las aguas residuales hacia la parte baja del Támesis, en Londres. Con la introducción del abastecimiento municipal de agua y la instalación de cañerías en las casas llegaron los inodoros y los primeros sistemas sanitarios modernos. A pesar de que existían reservas respecto a éstos por el desperdicio de recursos que suponían, por los riesgos para la salud que planteaban y por su elevado precio, fueron muchas las ciudades que los construyeron.

A comienzos del siglo XX, algunas ciudades e industrias empezaron a reconocer que el vertido directo de desechos en los ríos provocaba problemas sanitarios. Esto llevó a la construcción de instalaciones de depuración. Aproximadamente en aquellos mismos años se introdujo la fosa séptica como

mecanismo para el tratamiento de las aguas residuales domésticas tanto en las áreas suburbanas como en las rurales. Para el tratamiento en instalaciones públicas se adoptó primero la técnica del filtro de goteo. Durante la segunda década del siglo, el proceso del lodo activado, desarrollado en Gran Bretaña, supuso una mejora significativa por lo que empezó a emplearse en muchas localidades de ese país y de todo el mundo. Desde la década de 1970, se ha generalizado en el mundo industrializado la cloración, un paso más significativo del tratamiento químico.

En el momento presente dependemos de los procesos para el tratamiento de muchos tipos de residuos, restringiendo en gran medida los químicos, más costosos, a los residuos industriales tóxicos o a aquéllos especialmente recalcitrantes. Los sistemas de tratamiento de los residuos biológicos realmente consisten en cultivos microbianos forjados por el hombre y concebidos para transformar grandes cantidades de material carbonáceo en productos inofensivos.

En términos generales los sistemas de tratamiento de aguas residuales se pueden distinguir en dos tipos: los sistemas que emplean procesos fisico-químicos y los que se sustentan en procesos biológicos. Los procesos biológicos se distinguen a su vez en procesos aerobios y procesos anaerobios, dependiendo de si requieren para su operación del suministro de aire o no.

Tradicionalmente el tratamiento biológico de aguas residuales se ha efectuado empleando procesos y sistemas aerobios, tales como lodos activados, lagunas aireadas y filtros percoladores. Sistemas que se caracterizan por la acción de bacterias y otros organismos que requieren de aire para su existencia, razón por la cual uno de los factores más importantes en estos sistemas es la energía requerida para suministrar las cantidades necesarias de aire.

1.2 AGUAS RESIDUALES

1.2.1 Generalidades

Los ríos, lagos y mares recogen, desde tiempos inmemoriales, las basuras producidas por la actividad humana.

El ciclo natural del agua tiene una gran capacidad de purificación. Pero esta misma facilidad de regeneración del agua, y su aparente abundancia, hace que sea el vertedero habitual en el que arrojamos los residuos producidos por nuestras actividades. Pesticidas, desechos químicos, metales pesados, residuos radiactivos, etc., se encuentran, en cantidades mayores o menores, al analizar las aguas de los más remotos lugares del mundo. Muchas aguas están contaminadas hasta el punto de hacerlas peligrosas para la salud humana, y dañinas para la vida.

La degradación de las aguas viene desde mucho tiempo atrás, en algunos lugares, como la desembocadura de ríos, hay niveles altos de contaminación; pero ha sido en este siglo cuando se ha extendido este problema a ríos y mares de todo el mundo.

Primero fueron los ríos, las zonas portuarias de las grandes ciudades y las zonas industriales las que se convirtieron en sucias cloacas, cargadas de productos químicos, espumas y toda clase de contaminantes.

Con la industrialización y el desarrollo económico este problema se ha ido trasladando a los países en vías de desarrollo, a la vez que en los países desarrollados se producían importantes mejoras.

En los países desarrollados una proporción, cada vez mayor, de los vertidos es tratada antes de que lleguen a los ríos o mares en EDAR (estaciones depuradoras de aguas residuales).

El objetivo de estos tratamientos es, en general, reducir la carga de contaminantes del vertido y convertirlo en inocuo para el medio ambiente. Para cumplir estos fines se usan distintos tipos de tratamiento dependiendo de los contaminantes que arrastre el agua y de otros factores más generales, como localización de la planta depuradora, clima, ecosistemas afectados, etc.

1.2.2 Origen de las aguas residuales

Como consecuencia de la actividad humana (urbana e industrial) se produce un aporte de materias contaminantes al agua.

El origen de los contaminantes que se encuentran en el agua puede ser:

- ◆ Procedentes de los distintos usos domésticos (lavado de ropa y vajilla, cocción y limpieza de alimentos, etc.): "aguas grises".
- ◆ Procedentes de los excrementos producidos por la persona humana: "aguas negras".
- ◆ Procedentes de las limpiezas de calles y zonas públicas: "aguas de escurriduras urbanas"
- ◆ Procedentes de la atmósfera y que pueden ser arrastrados por las aguas de lluvia: "aguas pluviales".
- ◆ Procedentes de los productos utilizados en agricultura para incrementar las cosechas (abonos, plaguicidas, etc.): "aguas residuales de escurriduras agrícolas".

- ◆ Procedentes, como desechos, de las distintas industrias: "aguas residuales industriales".

1.2.2.1 Diferencias básicas

Las aguas residuales procedentes de las actividades domésticas, en la limpieza de locales comerciales, así como, las aguas pluviales y/o de lavado de calles (cuando los colectores son de tipo unitario y no separativo) están constituidas por una mayoría de sustancias biodegradables, es decir, se pueden tratar y depurar por los medios tradicionales.

Las aguas residuales industriales presentan características distintas de las aguas residuales domésticas, ya que si estas varían muy poco en su composición dependiendo básicamente de la alimentación de la población que las genera, de su nivel de vida, higiene, etc.; las aguas industriales presentan unas características muy diversas dependiendo, no solo de las distintas clases de industrias que las generan, sino que varia incluso en el mismo tipo de industria de acuerdo con los procesos de fabricación, con la recuperación de sus productos, con la época del año etc., pudiendo ser tanto biodegradables, como biorresistentes.

La materia orgánica contaminante de las aguas residuales domésticas está constituida por proteínas, carbohidratos, grasas y aceites, urea y otras pequeñas cantidades de materia orgánica.

Además, en las aguas residuales urbanas van numerosas microorganismos. En cuanto a las aguas residuales industriales, su variabilidad tanto desde el punto de vista de caudales, como de carga contaminante es muy amplia, derivada de los sectores de actividad.

En las aguas residuales urbanas, fundamentalmente domésticas, los parámetros básicos para el diseño y control de una estación depuradora son los sólidos en suspensión (S.S.), la demanda biológica de oxígeno (DBO₅), y la demanda química de oxígeno (DQO). También son importantes tener en consideración la relación DBO/DQO, el nitrógeno, el fósforo, el pH, la conductividad, y la toxicidad. *

Estos parámetros nos van a indicar la carga contaminante del agua y lo mismo que el caudal está irregularmente repartido a lo largo del día y a lo largo del año.

* Tomado de: <http://www.ambient-protect.com/aguas.html>

1.2.2.2 Principales contaminantes de las Aguas Residuales Domesticas

1.2.2.2.1 Gérmenes Patógenos

Proceden de los desechos humanos que estén infectados o que sean portadores de una determinada enfermedad encontrándose en a flora fauna intestinal.

Entre los principales organismos patógenos están, las bacterias, los virus, los protozoos y el grupo de helmitos.

Para determinar la presencia de organismos patógenos se utiliza el organismo coliforme, puesto que su presencia es más numerosa y fácil de comprobar.

1.2.2.2.2 Materia Orgánica

El 75% de os sólidos en suspensión y el 40% de los sólidos fiitrables de una agua residual de contaminación media son de naturaleza orgánica.

Los compuestos orgánicos están formados normalmente por combinaciones de Carbono, hidrogeno y oxigeno, con la presencia en determinados casos de nitrógeno, azufre, fósforo o hierro.

Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en las AR, son las proteínas (40-60%), los carbohidratos (25-50%), grasas y aceites(10%) y la urea principal constituyente de a orina, pero debido a la velocidad de descomposición de la misma, raramente está presente en aguas residuales que no sean muy recientes.

1.2.2.2.3 Partículas Sólidas

Corresponde a la materia sólida presente en el agua, la cual es el total de los sólidos conseguidos por medio de evaporación, filtración, sedimentación y calcinación.

1.2.2.2.4 Detergentes

Los detergentes o agentes tensoactivos son un grupo de compuestos que tienen propiedad de disminuir la tensión superficial de los líquidos en los que se hallan disueltos.

En la tabla se da una presentación de la composición típica promedio de las aguas residuales domésticas (Tabla 1).

Tabla 1. Composición típica de las Aguas Residuales Domesticas*

Parámetro	CONCENTACION (mg/l)		
	FUERTE	MEDIA	DEBIL
Sólidos Totales	1200	720	350
Sólidos Disueltos	850	500	250
Sólidos Disueltos Volátiles	325	200	105
Sólidos Suspendidos	350	220	100
Sólidos Suspendidos Volátiles	275	165	80
Sólidos Sedimentables	20	10	5
D.B.O	400	220	110
C.O.T	290	160	80
D.Q.O	1000	500	250
Nitrógeno Total	85	40	20
Nitrógeno Orgánico	35	15	8
Nitrógeno Amoniacal	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fósforo Total	15	8	4
Fósforo Orgánico	5	3	1
Fósforo Inorgánico	10	5	3
Cloruros	100	50	30
Alcalinidad	200	100	50
Grasas	150	100	50

* Fuente: METCALF-EDDY. Ingeniería Sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de

1.2.3 Transporte de las aguas residuales

Las aguas residuales son transportadas desde su punto de origen hasta las instalaciones depuradoras a través de tuberías, generalmente clasificadas según el tipo de agua residual que circule por ellas.

Los sistemas que transportan tanto agua de lluvia como aguas residuales domésticas se llaman combinados. Generalmente funcionan en las zonas viejas de las áreas urbanas. Al ir creciendo las ciudades e imponerse el tratamiento de las aguas residuales, las de origen doméstico fueron separadas de las de los desagües de lluvia por medio de una red separada de tuberías. Esto resulta más eficaz porque excluye el gran volumen de líquido que representa el agua de escorrentía. Permite mayor flexibilidad en el trabajo de la planta depuradora y evita la contaminación originada por escape o desbordamiento que se produce cuando el conducto no es lo bastante grande para transportar el flujo combinado. Para reducir costes, algunas ciudades, por ejemplo Chicago, han hallado otra solución al problema del desbordamiento: en lugar de construir una red separada, se han construido, sobre todo bajo tierra, grandes depósitos para almacenar el exceso de flujo, después se bombea el agua al sistema cuando deja de estar saturado. *

Las instalaciones domésticas suelen conectarse mediante tuberías de arcilla, hierro fundido o PVC de entre 8 y 10 cm de diámetro. El tendido de alcantarillado, con tuberías maestras de mayor diámetro, puede estar situado a lo largo de la calle a unos 1,8 m o más de profundidad. Los tubos más pequeños suelen ser de arcilla, hormigón o cemento, y los mayores, de cemento reforzado con o sin revestimiento. A diferencia de lo que ocurre en el tendido de suministro de agua, las aguas residuales circulan por el alcantarillado más por efecto de la gravedad que por el de la presión. Es necesario que la tubería esté inclinada para permitir un flujo de una velocidad de al menos 0,46 m por segundo, ya que a velocidades más bajas la materia sólida tiende a depositarse. Los desagües principales para el agua de lluvia son similares a los del alcantarillado, salvo que su diámetro es mucho mayor. En algunos casos, como en el de los sifones y las tuberías de las estaciones de bombeo, el agua circula a presión.

1.3 CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES

1.3.1 Características físicas:

Las principales características físicas de un agua residual, son su contenido de sólidos, turbiedad, color, olor, temperatura, densidad y conductividad.

1.3.1.1 Sólidos

El agua residual contiene una variedad de materiales sólidos que varían desde hilachas hasta materiales coloidales. En la caracterización de las aguas residuales, los materiales gruesos son removidos generalmente antes de analizar sólidos en la muestra. La clasificación de los diferentes tipos de sólidos identificados se encuentra en la tabla 2.

Se presume que los sólidos volátiles (SV) representan la materia orgánica, a pesar de que parte de la materia orgánica no se incinere y de que algunos compuestos inorgánicos se descompongan a altas temperaturas. De manera que tanto los ST como los SST poseen fracciones de sólidos fijos y sólidos volátiles y en forma similar los sólidos disueltos totales (SDT) también están compuestos de sólidos fijos y sólidos volátiles. La prueba estandarizada para determinar los sólidos sedimentables consiste en colocar una muestra de agua residual en un cono Imhoff de 1 Litro y anotar el volumen de sólidos en mililitros que sedimenta después de un período de tiempo específico (1h). Generalmente, cerca del 60% del total de sólidos suspendidos en aguas residuales municipales son sedimentables.

Tabla 2. Definiciones para sólidos encontrados en agua residual *

Prueba	Descripción
◆ Sólidos totales (ST)	Residuo remanente después que la muestra ha sido evaporada y secada a una temperatura específica (103 a 105 °C).
◆ Sólidos volátiles totales (SVT)	Sólidos que pueden ser volatilizados e incinerados cuando los ST son calcinados (500 ± 50°C).
◆ Sólidos fijos totales (SFT)	Residuo que permanece después de incinerar los ST (500 ± 50°C).
◆ Sólidos suspendidos totales (SST)	Fracción de ST retenido sobre un filtro con un tamaño de poro específico medido después de que ha sido secado a una temperatura específica. El filtro más usado para la determinación de SST es el filtro Whatman de la fibra de vidrio que tiene un tamaño nominal de poros de aproximadamente 1.58 µm.
◆ Sólidos suspendidos fijos (SSF)	Estos sólidos pueden ser volatizados e incinerados cuando los SST con calcinados (500 ± 50 °C).
◆ Sólidos suspendidos fijos (SSF)	Residuo remanente después de calcinar SST (500 ± 50 °C).
◆ Sólidos disueltos totales (SDT) (SVT-SST)	Sólidos que pasan a través del filtro y luego son evaporados y secados a una temperatura específica. La medida de SDT comprende coloides y sólidos disueltos. Los coloides son de tamaño 0.001 a 1 µm.
◆ Sólidos disueltos volátiles (SDV) (SVT-SST)	Sólidos que pueden ser volatilizados e incinerados cuando los SDT son calcinados (500 ± 50 °C).
◆ Sólidos disueltos fijos (SDF)	Residuo remanente después de calcinar los SDT (500 ± 50°C).
◆ Sólidos sedimentales.	Sólidos suspendidos, expresados como mililitros por litros, que se sedimentarán por fuera de la suspensión dentro de un período de tiempo específico.

* Fuente: *Standard Methods (1995)*.

1.3.1.2 Turbiedad

La turbiedad, como una medida de las propiedades de dispersión de la luz de las aguas, es otro parámetro usado para indicar la calidad de las aguas naturales y las aguas residuales tratadas con relación al material residual en suspensión coloidal. La medición de la turbiedad se realiza por comparación entre la intensidad de luz dispersa en una muestra y la luz dispersa por una suspensión de referencia bajo las mismas condiciones (Standard Methods, 1995). Suspensiones de formacina se emplean como patrones primarios de referencia. Los resultados de las mediciones de turbiedad se dan en unidades nefelométricas de turbiedad (UNT).

El material coloidal impide la transmisión de la luz, ya que la absorbe o dispersa. La mayor turbiedad está asociada con partículas de tamaño inferior a $3\ \mu\text{m}$ y especialmente con aquellas partículas de tamaño entre 0.1 y $1.0\ \mu\text{m}$. En general, no hay una relación definida entre la turbiedad y la concentración de sólidos suspendidos en aguas residuales sin tratamiento. Sin embargo, existe una correspondencia entre la turbiedad y los sólidos suspendidos, para efluentes de sedimentadores secundarios de procesos de lodos activados.

1.3.1.3 Color

El color en aguas residuales es causado por sólidos suspendidos, material coloidal y sustancias en solución. El color causado por sólidos suspendidos se llama color aparente mientras que el color causado por sustancias disueltas y coloidales se denomina color verdadero. El color verdadero se obtiene sobre una muestra filtrada. Dado que la medida depende del tamaño del poro del filtro, se debe especificar el tipo de filtro usado y el tamaño del poro. El color de una muestra de agua residual se determina comparando el color de la muestra y el color producido por soluciones de diferente concentración de cloroplatinato de potasio (K_2PtCl_6). Una unidad de color corresponde al color generado por 1.0 mg/L de platino. Las fuentes de color en aguas residuales incluyen la infiltración y aportes de conexiones erradas en sistemas de recolección, descargas industriales y la descomposición de compuestos orgánicos. Dependiendo de la época del año, los aportes por infiltración y conexiones erradas en sistemas de recolección contendrán una concentración variada de sustancias húmicas (por ejemplo, tánicos, ácidos húmicos y humatos). Provenientes de la descomposición de la lignina encontrada en las hojas y otros materiales orgánicos de las plantas, las sustancias húmicas generalmente imparten un color amarillo al agua. Las descargas industriales pueden contener tintes orgánicos, así como compuestos metálicos, los cuales imprimen una gran variedad de colores a las aguas residuales.

En forma cualitativa, el color puede ser usado para estimar la condición general del agua residual. Si el color es café claro, el agua residual lleva aproximadamente 6 horas después de su carga. Un color gris claro es característico de aguas que han sufrido algún grado de descomposición o que han permanecido un tiempo corto en los sistemas de recolección. Si el color es gris oscuro o negro, se trata en general de aguas sépticas que han sufrido una fuerte descomposición bacterial bajo condiciones anaerobias (en ausencia de oxígeno). El oscurecimiento de las aguas residuales se da con frecuencia debido a la formación de varios sulfuros, en particular sulfuro ferroso (FeS). La formación de sulfuros ocurre cuando el ácido sulfhídrico, producido a partir de la reducción de sulfato bajo condiciones anaerobias, se combina con metales divalentes que pueden estar presentes en las aguas residuales, como el hierro.

1.3.1.4 Olor

La determinación de olor es cada vez más importante en la medida en que el público se ha interesado más por la propia operación de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales. El olor de una agua residual fresca es en general inofensivo, pero una gran variedad de compuestos malolientes son liberados cuando se produce la degradación biológica bajo condiciones anaerobias de las aguas residuales. El principal compuesto de olor indeseable es el sulfuro de hidrógeno (olor a huevo podrido). Otros compuestos como indol, esatol y mecaptanos, formados bajo condiciones anaerobias, pueden causar

olores mucho más ofensivos que el del sulfuro de hidrógeno. Debido al interés de la opinión pública, se exige un cuidado especial en el diseño de instalaciones de tratamiento de aguas residuales a fin de evitar condiciones que generan la aparición de malos olores.

Los olores pueden ser medidos mediante métodos sensoriales e instrumentales. La medición sensorial de olores empleando el sentido del olfato de los humanos puede generar información importante en niveles de detección muy bajos. Por ello, con frecuencia el método sensorial se usa para medir olores en plantas de tratamiento.

La concentración de compuestos olorosos específicos también puede ser medida por equipos instrumentales. Mediciones directas de sulfuro de hidrógeno pueden realizarse en campo con un medidor manual para concentraciones tan bajas como 1 parte por billón (ppb).

El umbral de olor de una muestra de agua natural o residual es determinado por dilución de la muestra con agua libre de olor. El número umbral de olor, (NUO) corresponde a la mayor dilución realizada con agua libre de olor, que produce un olor apenas perceptible. El tamaño de muestra recomendada para la medición de olor es de 200 ml. El valor numérico del NUO es calculado con la siguiente expresión:

$$\text{NUO} = \frac{A + B}{A}$$

Donde A = ml de muestra y B = ml de agua libre de olor.

1.3.1.5 Temperatura

La temperatura de agua residual es por lo general mayor que la temperatura del agua para abastecimiento como consecuencia de la incorporación de agua caliente proveniente del uso doméstico e industrial. La medición de la temperatura es importante, ya que muchos de los sistemas de tratamiento de aguas residuales incluyen procesos biológicos que dependen de la temperatura. La temperatura de un agua residual varía de estación en estación y también con la posición geográfica. En regiones frías, la temperatura varía de 45 a 65°F (7 a 18°C) mientras que en regiones cálidas a variación será de 55 a 86°F (13 a 30°C).

La temperatura del agua es un parámetro muy importante porque afecta directamente las reacciones químicas y las velocidades de reacción, la vida acuática y la adecuación del agua para fines benéficos. Un incremento en la temperatura puede causar cambios en las especies de peces que existan en un cuerpo de agua receptor. Las instalaciones industriales que usen fuentes de agua superficial para los sistemas de enfrentamiento tienen particular interés en la temperatura del agua captada. Además, el oxígeno es menos soluble en

agua caliente que en agua fría. El aumento en la velocidad de las reacciones bioquímicas, como consecuencia de incrementos en la temperatura de las aguas superficiales, puede ocasionar una drástica disminución en la concentración del oxígeno disuelto durante los meses de verano.

La temperatura óptima para el desarrollo de la actividad bacteriana está en el rango de 77 a 95°F (de 25 a 35°C). Los procesos de digestión aerobia y nitrificación se detienen cuando la temperatura alcanza valores del orden de los 122°F (50°C). Cuando la temperatura se acerca a los 15°C, las bacterias productoras de metano cesan su actividad, y alrededor de los 41°F (5°C), las bacterias autotróficas nitrificantes dejan de actuar. Cuando la temperatura es de 36°F (2°C), se alcanza incluso la inactivación de bacterias quimioheterotróficas que actúan sobre la materia orgánica carbonácea.

1.3.1.6 Densidad

La densidad del agua residual, se define como su masa por unidad de volumen y se expresa como slug/pie³ en medidas del sistema inglés y como g/L o kg/m³ en medidas del sistema internacional (SI). La densidad es una característica física de gran importancia a la hora de establecer la formación potencial de corrientes de densidad en sedimentadores, humedales artificiales y otras unidades de tratamiento. La densidad del agua residual doméstica que no

contiene cantidades significativas de desecho es prácticamente de igual valor a al del agua a una misma temperatura.

1.3.1.7 Conductividad

La conductividad eléctrica (CE) del agua es la medida de la capacidad de una solución para concluir la corriente eléctrica. Como la corriente eléctrica es transportada por iones en solución, el aumento en la concentración de iones provoca un aumento en la conductividad. Por tanto, el valor de la medida de CE es usado como un parámetro sustituto de la concentración de sólidos disueltos totales (SDT). En la actualidad, el parámetro más importante para determinar la posibilidad de uso de un agua para riego es la CE; es así como la salinidad de determinada agua residual tratada que se desea usar para riego se establece mediante la medición de su conductividad eléctrica.

La conductividad eléctrica se expresa en micromhos por centímetro ($\mu\text{mho/cm}$) en unidades del sistema inglés y como milisiemens por metro (mS/m) en unidades del SI.

1.3.2 Características químicas inorgánicas

Los constituyentes químicos de las aguas residuales son con frecuencia clasificados e inorgánicos y orgánicos. Los inorgánicos incluyen:

- ◆ Elementos individuales como calcio (Ca), cloruro (Cl), hierro (Fe), cromo (Cr) y zinc (Zn).
- ◆ Una amplia variedad de compuestos como nitratos (NO₃) sulfatos (SO₄).

Los constituyentes orgánicos de mayor interés en las aguas residuales se clasifican como agregados e individuales. Los constituyentes orgánicos agregados comprenden un número de compuestos que no pueden ser distinguidos en forma separada; de gran interés en el tratamiento, vertimiento y reutilización de aguas residuales al igual que los constituyentes orgánicos específicos.

Los constituyentes químicos inorgánicos de interés comprenden nutrientes, constituyentes no metálicos, metales y gases. Entre los nutrientes inorgánicos están amoníaco libre, nitrógeno orgánico (determinado como amoníaco por digestión de la muestra), nitritos, nitratos, fósforo orgánico y fósforo inorgánico. El nitrógeno y el fósforo son de gran importancia, ya que han sido identificados como nutrientes causantes principales del crecimiento indeseable de plantas acuáticas. Otras pruebas, como pH, alcalinidad, cloruros y sulfatos son realizadas para estimar la capacidad de reutilización de aguas residuales tratadas y también como pruebas para el control de varios procesos de tratamiento. Las pruebas para metales y para otros constituyentes son usadas para estimar la capacidad de digestión de biosólidos y el compostaje de lodos

en aplicaciones sobre el suelo. Debido a que la concentración de las especies químicas del nitrógeno y fósforo dependen de la concentración del ion hidrógeno (H⁺) en solución, a continuación se considera en primer lugar un breve análisis acerca del pH.

1.3.2.1 Potencial de Hidrógeno (pH)

La expresión usual para medir la concentración del ion hidrógeno en una solución está en términos del pH, el cual se define como el logaritmo negativo de la concentración de ion hidrógeno:

$$\text{pH} = -\log_{10} (\text{H}^+)$$

La concentración del ion hidrógeno se mide generalmente en forma instrumental empleando un pH metro. También se emplean soluciones y papeles indicadores que cambian de color a diferentes valores de pH.

El intervalo adecuado de pH para la existencia de la mayor parte de la vida biológica es relativamente estrecho, en general entre pH 5 y 9. Las aguas residuales con valores de pH menores a 5 y superiores a 9 son de difícil tratamiento mediante procesos biológicos. Si el pH del agua residual tratada no es ajustado antes de ser vertido, el pH de la fuente receptora puede ser

alterado; por ello, la mayoría de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales deben ser descargados dentro de límites específicos de pH.

1.3.2.2 Nitrógeno

Dado que el nitrógeno y el fósforo son esenciales para el crecimiento biológico, reciben el nombre de nutrientes o bioestimulantes. Cantidades traza de otros elementos, como el hierro, también son necesarios para el crecimiento biológico, pero el nitrógeno y el fósforo son en la mayoría de los casos los nutrientes más importantes. Debido a que el nitrógeno es esencial para la síntesis de proteínas, se necesitan conocer datos sobre la presencia de este nutriente a la hora de evaluar la tratabilidad del agua residual mediante procesos biológicos. En casos en los que la concentración de nitrógeno sea insuficiente será necesario adicionarlo para lograr que el agua residual sea tratable. El contenido total de nitrógeno está compuesto por nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos y nitrógeno orgánico.

1.3.2.3 Fósforo

El fósforo también es importante en el crecimiento de algas y otros organismos biológicos. Debido al nocivo crecimiento incontrolado de algas en aguas superficiales, se han realizado grandes esfuerzos para controlar la cantidad de compuestos del fósforo provenientes de descargas de aguas residuales

domésticas, industriales y de escorrentía natural. Las aguas residuales municipales, por ejemplo, pueden contener entre 4 y 12 mg/L de fósforo expresado como P. Las formas más frecuentes en que se puede encontrar el fósforo en soluciones acuosas incluyen ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico. Los ortofosfatos están disponibles para el metabolismo biológico en función estricta del pH.

Los polisfosfatos incluyen aquellas moléculas con dos o más átomos de fósforo, átomos de oxígeno y en algunos casos átomos de hidrógeno combinados en moléculas complejas. Los polifosfatos sufren hidrólisis en soluciones acuosas y se convierten en ortofosfatos; sin embargo el proceso de hidrólisis es con frecuencia bastante lento. El fósforo enlazado a compuestos orgánicos carece de importancia en muchos residuos domésticos, pero puede ser un constituyente importante de residuos industriales y lodos de aguas residuales. Analíticamente, los ortofosfatos se pueden determinar por métodos gravimétricos, volumétricos y físico-químicos. Los polifosfatos y el fósforo orgánico deben ser primero convertidos a ortofosfatos para poder ser analizados.

1.3.2.4 Alcalinidad

La alcalinidad del agua se define como su capacidad para neutralizar ácidos. En aguas residuales, la alcalinidad se debe a la presencia de hidróxidos (OH⁻),

carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-) de elementos como calcio, magnesio, sodio, potasio, o de ion amonio. De todos ellos, el bicarbonato de calcio y el bicarbonato de magnesio son los más comunes. Los boratos, silicatos, fosfatos y compuestos similares pueden contribuir también a la alcalinidad; sin embargo, rara vez son significativos, excepto en algunas aguas residuales agrícolas e industriales. La alcalinidad en las aguas residuales ayuda a regular los cambios de pH causados por la adición de ácidos. Normalmente, el agua residual es alcalina, propiedad adquirida de las aguas de abastecimiento, aguas subterráneas y los materiales adicionados durante los usos domésticos.

La alcalinidad se determina por titulación con un ácido normalizado, expresando los resultados como carbonato de calcio, CaCO_3 .

1.3.2.5 Cloruros

La concentración de cloruros en aguas residuales es un parámetro importante relacionado con su reutilización. Los cloruros en aguas naturales provienen de los cloruros lixiviados de las rocas y los suelos con lo que ellas hacen contacto. En áreas costeras, las concentraciones de cloruros pueden provenir de la intrusión de las aguas salinas y salobres. Otras fuentes potenciales de cloruros son las descargas de aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas a las aguas superficiales. En las aguas residuales, los cloruros son añadidos

como consecuencia del uso. Por ejemplo, las heces humanas aportan aproximadamente 6 g de cloruros por persona por día. En lugares donde la naturaleza del agua es elevada, los compuestos usados para su reducción constituyen una importante fuente de cloruros. Debido a que los métodos convencionales de tratamiento no eliminan cloruros en cantidades significativas, concentraciones superiores a las normales pueden tomarse como un indicio de que la fuente de agua está siendo usada para el vertido de aguas residuales.

1.3.2.6 Azufre

El ion sulfato se encuentra en forma natural tanto en las aguas de abastecimiento como en las aguas residuales. El azufre es un elemento indispensable para la síntesis de proteínas, y por eso se libera cuando ocurre la degradación de las mismas. Los sulfatos se reducen biológicamente a sulfuros bajo condiciones anaerobias y pueden formar sulfuro de hidrógeno (H_2S) al combinarse con el hidrógeno.

El sulfuro de hidrógeno liberado a la atmósfera en redes de alcantarillado que no circulan a presión, tiende a acumularse en la corona de las tuberías. El H_2S acumulado puede oxidarse biológicamente y convertirse en ácido sulfúrico, el cual es corrosivo para las tuberías del alcantarillado. Este efecto corrosivo se conoció como “efecto corona”, el cual puede amenazar seriamente la integridad estructural de las tuberías.

Los sulfatos se reducen a sulfuros en los digestores de lodos y pueden alterar el desarrollo normal de los procesos biológicos si la concentración excede los 200 mg/L. Afortunadamente, estas concentraciones no son comunes. La presencia de H₂S en el gas generado como producto de la digestión anaerobia lo hace corrosivo para las conducciones de gas, y si se usa como combustible en motores, los productos de la combustión pueden causar daños al motor, provocando graves corrosiones en el circuito de recuperación térmica de los gases de escape, en especial si se permite el enfriamiento de tales gases por debajo del punto de condensación.

1.3.3 Características químicas de compuestos orgánicos agregados

La materia orgánica en aguas residuales se constituye básicamente de proteínas (40 a 60 por ciento), carbohidratos (25 a 50 por ciento), y grasas y aceites (8 a 12 por ciento). La urea, el mayor constituyente de la orina, es otro componente orgánico importante que hace parte de las aguas residuales frescas. Dada su rápida descomposición no es usual encontrarla en otro tipo de aguas. Además de proteínas, carbohidratos, grasas y aceites, las aguas residuales contienen pequeñas cantidades de un gran número de moléculas orgánicas sintéticas, con estructuras que van desde las más simples hasta las extremadamente complejas. A través de los años, se han desarrollado diferentes análisis para determinar el contenido de materia orgánica en aguas residuales. En general, los análisis se pueden clasificar en aquellos usados

para medir cantidades de materia orgánica agregada compuesta por constituyentes de similares características y los que cuantifican los compuestos orgánicos en forma individual.

1.3.4 Caracterización de la materia orgánica agregada en aguas residuales

Los análisis de compuestos orgánicos agregados se hacen para caracterizar aguas residuales tratadas y no tratadas, para estimar el desempeño de los procesos de tratamiento y estudiar su comportamiento en las fuentes receptoras. En la actualidad, los métodos de laboratorio comúnmente usados para medir cantidades de materia orgánica (en general mayores a 1 mg/L) en aguas residuales incluyen:

- ◆ La demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días (DBO5)
- ◆ La demanda química de oxígeno (DQO)
- ◆ El carbono orgánico total (COT).

1.3.4.1 Demanda Bioquímica De Oxígeno (DBO)

La DBO es el método usado con mayor frecuencia en el campo de tratamiento de las aguas residuales. Si existe suficiente oxígeno disponible, la descomposición biológica aerobia de un desecho orgánico continuará hasta que

el desecho se haya consumido. Tres actividades más o menos diferenciadas pueden ocurrir. Primero, una parte del desecho se oxida a productos finales y con ellos los microorganismos obtienen energía para el mantenimiento de las células y la síntesis de nuevo tejido celular. Simultáneamente, otra fracción del desecho se convierte en tejido celular nuevo empleando la energía liberada durante la oxidación. Por último, cuando se consume la materia orgánica, las nuevas células empiezan a consumir su propio tejido celular con el fin de obtener energía para el mantenimiento celular; este tercer proceso es llamado respiración endógena.

En la prueba estándar de DBO, una pequeña muestra de agua residual se coloca en una botella de DBO (volumen de 300 ml). La botella se completa a volumen usando agua saturada con oxígeno y con los nutrientes requeridos para crecimiento biológico. Antes de tapar la botella se mide la concentración de oxígeno. Después de incubar la botella por cinco días a 20°C, la concentración de oxígeno disuelto se mide de nuevo. La DBO de la muestra es la diferencia entre los valores de la concentración de oxígeno disuelto, expresado en miligramos por litro, dividido por la fracción decimal del volumen de muestra usada, el valor calculado de DBO se conoce como la demanda bioquímica de oxígeno a cinco días y 20°C. Cuando la muestra a analizar contiene bajas concentraciones de microorganismos, se adiciona un inóculo para poder realizar el ensayo de la DBO. En general, los organismos presentes en efluentes de instalaciones de sedimentación primaria son usados como

inóculo en el ensayo de la DBO. Los organismos que componen el inóculo se pueden conseguir también comercialmente.

El período de incubación estándar es de cinco días a 20°C, pero se pueden usar tiempos mayores y otras temperaturas.

Limitaciones de la prueba de DBO

Aunque la DBO5 es una prueba comúnmente usada, tiene varias deficiencias serias. Una de ellas es que la prueba no tiene validez estequiométrica. Es decir, el período arbitrario de cinco días no corresponde al momento en que se haya consumido todo el residuo.

Además, se desconoce el punto al que corresponde el valor de la DBO a cinco días dentro de la curva de demanda. Un período de incubación de cinco días se usa porque la prueba fue desarrollada en Inglaterra donde el tiempo máximo de transporte para muchos ríos desde su nacimiento hasta su desembocadura en el océano, es en promedio de 4.8 días. Otras limitaciones del ensayo incluyen la necesidad de aclimatar bacterias que sirvan como inóculo, el potencial aumentó en la demanda por efecto de nitrificación, y limitaciones generales sobre la precisión del ensayo. Por ejemplo, si se agota el oxígeno disuelto en las botellas, el ensayo no es válido. La prueba de la DBO goza de baja

reproducibilidad, y valores menores a 2 mg/L o con más de dos cifras significativas son sospechosos.

Desde el punto de vista analítico, la DBO es un parámetro pobre porque, al igual que la prueba de SST, es un parámetro que agrupa un conjunto de constituyentes de las aguas residuales pero no da información individual acerca de ellos. Además, la distribución del tamaño de partículas encontradas en diferentes aguas residuales y sus contribuciones a la medida de la DBO son desconocidas. En vista de que la DBO es un parámetro no específico, el desarrollo de modelos sofisticados para describir las transformaciones que tienen lugar no es apropiado. A pesar de sus limitaciones, el uso de la DBO como parámetro de regulación es aceptable porque la prueba representa el consumo potencial de oxígeno que las aguas residuales pueden demandar en las fuentes receptoras y el grado de tratamiento al que ha sido sometida determinada agua residual.

1.3.4.2 Demanda Química De Oxígeno (DQO)

La prueba de la DQO es usada para medir el material orgánico presente en las aguas residuales, susceptible de ser oxidado químicamente con una solución de dicromato en medio ácido.

Aunque se podría esperar que el valor de la DBO carbonácea última fuera similar al de la DQO, éste sería un caso fortuito. Algunas razones para explicar tal diferencia se enumeran a continuación:

- ◆ Muchas sustancias orgánicas las cuales son difíciles de oxidar biológicamente, tales como la lignina, pueden ser oxidadas químicamente.
- ◆ Las sustancias inorgánicas que se oxidan con dicromato aumentan evidentemente el contenido orgánico de la muestra.
- ◆ Algunas sustancias orgánicas pueden ser tóxicas para los microorganismos usados en la prueba de la DBO.
- ◆ Valores altos de DQO se pueden obtener por la presencia de sustancias inorgánicas con las cuales el dicromato puede reaccionar.

Desde el punto de vista operacional, una de las principales ventajas de la prueba de la DQO estriba en que se puede completar en dos horas y media (comparado con los cinco o más días empleados para la prueba de la DBO) para reducir aún más el tiempo se ha desarrollado una prueba rápida de DQO que tarda sólo 15 minutos.

1.3.4.3 Carbono Orgánico Total (COT)

La prueba del COT es usada para medir el carbono orgánico total presente en una muestra acuosa. Los métodos para la prueba del COT utilizan oxígeno y calor, radiación ultravioleta, oxidantes químicos o alguna combinación de éstos para convertir el carbono orgánico en dióxido de carbono, el cual se mide con un analizador infrarrojo o por otros medios. El COT de determinada agua residual puede usarse como medida de su polución y en algunos casos ha sido posible relacionar este parámetro con la DBO y la DQO. La ventaja que el COT tiene a su favor radica en que el ensayo sólo tarda de 5 a 10 minutos. Si se puede obtener una relación válida entre los resultados del COT y la DBO en agua residual, entonces se recomienda el uso del COT para control de los procesos.

Recientemente se ha desarrollado un analizador de COT que opera en línea junto con el programa de monitoreo, y con el cual es posible detectar concentraciones de COT en partes por mil millones (ppb). Dos de estos instrumentos están siendo usados en la actualidad (1997) para detectar el COT residual en efluentes tratados provenientes de unidades de tratamiento de ósmosis inversa (OI) y microfiltración en Agua (2000), San Diego. Los equipos para mediciones continuas de COT se pueden usar para monitorear el desempeño de unidades de OI a escala de planta, y también en proyectos de repurificación de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, en

los cuales el tiempo de retención, esta agua puede ser tratada y utilizada para abastecimiento.

1.3.4.4 Relaciones entre DBO, DQO y COT

Los valores de la relación DBO5 /DQO en aguas residuales municipales no tratadas oscilan entre 0.3 y 0.8. Si la relación DBO5 /DQO para aguas residuales no tratadas es mayor que 0.5, los residuos se consideran fácilmente tratables mediante procesos biológicos. Si la relación DBO5 /DQO es menor de 0.3, el residuo puede contener constituyentes tóxicos o se pueden requerir microorganismos aclimatados para su estabilización. La relación DBO5 /COT para aguas residuales no tratadas varía de 1.2 a 2.0. Al usar estas relaciones, se debe recordar que ellas cambiarán significativamente de acuerdo con el tratamiento que se haya realizado a los residuos.

1.3.4.5 Grasas y aceites

La expresión grasa y aceites es muy usada para referirse a aceites, grasas, ceras y otros constituyentes similares encontrados en las aguas residuales. El término grasas, grasas animales y aceites (GGA) usado anteriormente en la literatura será reemplazado por el término grasa y aceites. El contenido de grasas y aceites en aguas residuales se determina por extracción de la muestra de residuo con triclorotrifluoretano (las grasas y aceites son solubles en el

triclorotrifluoretano). Otras sustancias pueden ser extraídas por este método, como algunos derivados del petróleo, entre ellos kerosene, aceites lubricantes y aceites de materiales bituminosos empleados en la construcción de firmes de carreteras. En términos químicos, las grasas y aceites de origen vegetal o animal son similares, pues básicamente son ésteres compuestos de ácidos grasos, alcohol y glicerol (glicerina). De estos triglicéridos, aquellos que se encuentran en estado líquido a temperatura ambiente se denominan aceites, y los que pertenecen en estado sólido se llaman grasas.

Debido a sus propiedades, la presencia de grasas y aceites en aguas residuales pueden causar muchos problemas en tanques sépticos, en sistemas de recolección y en el tratamiento de aguas residuales, La formación de natas sobre la superficie de tanques sépticos debe ser removida periódicamente; de no ser así, el espacio comprendido entre la superficie y la zona de lodos se ve reducido, provocando el arrastre de sólidos al segundo compartimento o a los sistemas de vertimiento como campos de infiltración ocasionando una colmatación prematura. En sistemas de tratamiento con tanques sépticos que emplean filtros de arena para mejorar la calidad del efluente, la descarga de grasas y aceites es en particular desagradable por su acumulación en la superficie del filtro; además, el material acumulado dentro del filtro limita la transferencia de oxígeno y puede causar al final la falla del filtro.

1.3.4.6 Tensoactivos

Los tensoactivos, o agentes de actividad superficial, son moléculas orgánicas grandes que se componen de un grupo fuertemente hidrofóbico (insoluble en agua) y uno fuertemente hidrofílico (soluble en agua). Su presencia en las aguas residuales proviene de la descarga de detergentes domésticos, lavanderías industriales y otras operaciones de limpieza. Los tensoactivos tienden a acumularse en la interface aire - agua y pueden causar la aparición de espumas en las plantas de tratamiento de aguas residuales y en la superficie de los cuerpos receptores de los vertimientos de agua residual tratada. Durante el proceso de aireación del agua residual, los tensoactivos se acumulan en la superficie de las burbujas de aire creando una espuma muy estable. La determinación de elementos tensoactivos se realiza por el análisis de cambio de color de una muestra estándar de azul de metileno. Los tensoactivos también son llamados sustancias activas al azul de metileno (SAAM). Antes de 1965, los tensoactivos presentes en detergentes sintéticos, llamados alquil benceno sulfonatos (ABS), ocasionaban un gran problema debido a su resistencia a la descomposición por medios biológicos. A partir de la legislación de 1965, los ABS han sido remplazados dentro de la composición de los detergentes por alquil sulfonatos lineales (ASL), los cuales son biodegradables.

1.3.5 Características biológicas

Las características biológicas de las aguas residuales son de fundamental importancia en el control de enfermedades causadas por organismos patógenos de origen humano, y por el papel activo y fundamental de las bacterias y otros microorganismos dentro de la descomposición y estabilización de la materia orgánica, bien sea en el medio natural o en plantas de tratamiento de aguas residuales.

1.3.5.1 Microorganismos presentes en aguas superficiales y aguas residuales

Los principales grupos de organismos presentes en aguas superficiales y aguas residuales están conformados por bacterias, hongos, algas, protozoos, plantas, animales y virus. Una descripción de estos tipos de microorganismos se da en la tabla 3.

Tabla 3. Descripción de microorganismos presentes en aguas naturales y residuales

♦ Bacterias	Las bacterias son organismos procarióticos unicelulares. El interior de la célula contiene una suspensión coloidal de proteínas, carbohidratos y otros compuestos orgánicos complejos, llamada citoplasma. La región citoplasmática contiene ácido ribonucleico (ARN), cuyo papel principal es la síntesis de proteínas. Dentro del citoplasma también se encuentra la región del núcleo que es rica en ácido desoxirribonucleico (ADN). El ADN contiene la información genética necesaria para la reproducción de todos los componentes celulares y puede considerarse como una heliografía de la célula. Su reproducción se realiza por fisión binaria, aunque algunas especies se reproducen sexualmente o por gemación.
♦ Hongos	Los hongos son eucarióticos multicelulares, fotosintéticos, y heterotróficos. Los hongos son aerobios estrictos y se reproducen en forma sexual y asexual, por fusión binaria, gemación o por formación de esporas. Los mohos u "hongos verdaderos" producen unidades microscópicas que al agruparse forman una masa filamentososa llamada micelio. Las levaduras son hongos que no pueden formar un micelio, de ahí que sean unicelulares. Los hongos tienen la capacidad de crecer en condiciones de baja humedad y con deficiencias de nitrógeno; además, soportan ambientes con pH bajos. La capacidad de sobrevivir bajo limitaciones de nitrógeno y pH bajo, junto con la habilidad de degradar celulosa, hacen de los hongos un grupo muy importante a la hora de compostar lodos.
♦ Protozoos	Los protozoos son móviles, de tamaño microscópico, con estructura eucariótica y generalmente unicelulares, la mayoría de los protozoos son aerobios heterótrofos, algunos anaerobios aerotolerantes y un grupo reducido de anaerobios. Por lo general, los protozoos son de tamaño mayor al de las bacterias y con frecuencia se usan como fuente de energía. Es por eso que los protozoos son usados para el pulimento de los efluentes de procesos de tratamiento biológico, al alimentarse de bacterias y materia orgánica particulada.
♦ Rotíferos	Los rotíferos son eucarióticos animales aerobios, heterotróficos y multicelulares. Su nombre se deriva del hecho que tienen dos juegos de cilios sobre la cabeza que usan para moverse y capturar comida. Los rotíferos son muy efectivos en el consumo de bacterias floculadas y dispersas, y algunas partículas de materia orgánica. Su presencia en un efluente indica un proceso de purificación biológica bajo condiciones aerobias muy eficientes.
♦ Algas	Las algas son eucarióticas unicelulares o multicelulares, autotróficas y fotosintéticas. Son importantes en los procesos de tratamiento biológico, especialmente en los procesos de tratamiento de aguas residuales con lagunas de estabilización, en donde su habilidad de producir oxígeno por fotosíntesis es vital para el ambiente ecológico del agua.
♦ Virus	Los virus están compuestos de un ácido nucleico (ADN o ARN) ubicado en el centro y rodeado por una capa externa de proteína llamada capsid. Los virus son parásitos intracelulares obligados que se multiplican únicamente dentro de una célula huésped donde reorientan el sistema bioquímico de la célula para reproducirse a sí mismos. Los virus pueden también existir en estado extracelular, en el cual la partícula de virus (conocida como virión) es metabólicamente inerte. Los bacteriófagos son virus que infectan las bacterias huésped; no han sido implicados en infecciones de humanos.

1.3.5.2 Organismos patógenos

Los organismos patógenos presentes en las aguas residuales pueden provenir de desechos humanos que estén infectados o que sean portadores de una enfermedad determinada. Las principales clases de organismos patógenos que pueden encontrarse en aguas residuales son: bacterias, parásitos (protozoos y helmintos) y virus. Los organismos patógenos bacteriales excretados por el hombre causan por lo general enfermedades del tracto gastrointestinal, como fiebre tifoidea y paratifoidea, disentería, diarrea y cólera. En vista de que estos organismos son altamente infecciosos, se les acusa de ser responsables de un gran número de muertes al año en zonas con escasa cobertura sanitaria, en especial en el trópico. Estudios al respecto estiman que cerca de 4.500 millones de personas están o han sido infectadas por algún tipo de parásito (Madigan et al, 1997).

1.3.5.2.1 Bacterias

Muchas clases de bacterias inofensivas colonizan el tracto intestinal del hombre y son frecuentemente expulsadas en las heces. Los individuos infectados con algún tipo de enfermedad excretan en sus heces bacterias patógenas, contaminando así las aguas residuales domésticas con una gran variedad de organismos tanto patógenos como inofensivos. Uno de los principales grupos de bacterias patógenas presentes en aguas residuales es el género *Salmonella*, el

cual contiene una gran variedad de especies que pueden causar enfermedades en humanos y animales. La fiebre tifoidea, ocasionada por *Salmonella typhi*, es la enfermedad más grave que puede transmitir este grupo. La enfermedad más comúnmente asociada con el grupo *Salmonella*, llamada salmonellosis, se origina por el consumo de comida envenenada. El grupo *Shigella*, uno de los grupos bacteriales menos comunes, es el responsable de una enfermedad intestinal conocida como disentería bacilar o shigellosis. Zonas destinadas a natación recreativa han sido reportadas como focos de propagación de shigellosis y también zonas donde las aguas subterráneas usadas para consumo han sido contaminadas con aguas residuales (Crook, 1998).

Es frecuente el reporte de casos de gastroenteritis producida por causas desconocidas, aunque en general se atribuye a agentes bacteriales. Una fuente potencial para la propagación de esta enfermedad es la presencia de bacterias gramnegativas en el agua, a pesar de ser catalogadas como no patógenas. En este grupo se incluyen bacterias enteropatógenas como la *Escherichia coli* algunas especies de *Pseudomonas*, capaces de afectar a niños recién nacidos; se han señalado como culpables de epidemias de enfermedades gastrointestinales. La bacteria *Campylobacter jejuni* se ha identificado también como la causante de diarrea bacteriana en humanos. Aunque se ha establecido con certeza que estos organismos causan enfermedades en animales también han sido involucrados como agentes etiológicos en la transmisión de enfermedades humanas de origen hídrico (Crook, 1998).

1.3.5.2.2 Protozoos

Entre los organismos causantes de enfermedades, los protozoarios *Cryptosporidium parvum*, *Cyclospora* y *Giardia lamblia* son de gran interés debido a su impacto sobre individuos con deficiencias en su sistema inmunológico, como es el caso de niños pequeños, personas de edad avanzada, individuos con cáncer o aquellas personas víctimas del síndrome de inmunodeficiencia adquirida (sida). La infección es causada por la ingestión de agua contaminada con ooquistes y quistes. Es importante anotar que existen fuentes de origen diferente al hombre que pueden aportar a las aguas contaminadas organismos como el *Cryptosporidium parvum* y la *Giardia lamblia*.

La propagación de enfermedades causadas por protozoos patógenos ha sido importante; la epidemia más impactante de criptosporidiasis ocurrió en 1993 cuando 400.000 personas fueron reportadas enfermas en Milwaukee, otra epidemia de ciclosporiasis abarcó diez estados. Estos protozoos pueden ocasionar síntomas como diarrea severa, dolor estomacal, náuseas y vómito que pueden extenderse por largos períodos de tiempo. Tales organismos son de interés por su presencia en las aguas residuales y porque los sistemas convencionales de desinfección, que emplean cloro y radiación UV, no proveen su efectiva inactivación o destrucción. Las formas más resistentes del *Cryptosporidium parvum* son los ooquistes y para la *Giardia lamblia* los quistes.

1.3.5.2.3 Helmintos.

Los más importantes parásitos helmínticos que pueden encontrarse en aguas residuales son las lombrices intestinales, como la lombriz estomacal *Ascaris lumbricoides*, la tenia solitaria *Taenia saginata* y *Taenia solium*, los gusanos intestinales *Trichuris trichuria*, la lombriz intestinal *Ancylostoma duodenale* y el *Necator americanus*, y la lombriz filiforme *strongyloides stercoralis*. La etapa infecciosa de algunos helmintos es el estado adulto o de larva y en otros la etapa infecciosa es el estado de huevo. Los nemátodos son organismos libres en el estado de larva que no presentan ningún riesgo de tipo patógeno para humanos. Los huevos y larvas, cuyo tamaño oscila entre 10 μm y 100 μm , resisten condiciones ambientales desfavorables y pueden sobrevivir a los tratamientos convencionales de desinfección de aguas residuales, aunque algunos huevos pueden ser removidos mediante procesos convencionales de tratamiento como sedimentación, filtración y lagunas de estabilización.

1.3.5.2.4 Virus

Más de 100 clases diferentes de virus entéricos capaces de transmitir algún tipo de infección o enfermedad son excretados por el hombre. Los virus entéricos se reproducen en el tracto intestinal de personas infectadas y son posteriormente expulsados en las heces. Desde el punto de vista de la salud humana, los virus entéricos más importantes son enterovirus (polio, eco,

coxsackie), virus norwalk, rotavirus, reovirus, calcivirus, adenovirus y virus de hepatitis A. Entre los virus que causan enfermedades diarreicas, se ha demostrado que los rotavirus y virus norwalk son los principales patógenos de origen hídrico. Los reovirus y los adenovirus, causantes de enfermedades respiratorias, gastroenteritis e infecciones en los ojos, se han logrado aislar a partir de muestras de agua residual, no existe evidencia alguna de transmisión por vía hídrica de virus de inmunodeficiencia humana (VIH), causante del síndrome de inmunodeficiencia adquirida (sida) (Crook, 1998; Madigan et al., 1997; rose y Gerba, 1991).

1.3.5.3 Empleo de organismos indicadores

En vista del gran número de organismos patógenos presentes en aguas residuales y poluidas es posible aislar e identificar sólo algunos de ellos, eso sí con gran dificultad; los organismos coliformes se emplean como organismos indicadores por su fácil identificación y presencia abundante. El tracto intestinal humano contiene grandes poblaciones de bacterias con forma de bastoncillos, conocidas como bacterias coliformes. Además de otras clases de bacterias, cada persona evacua de 100.000 a 400.000 millones de bacterias coliformes por día. Por esto, la presencia de bacterias coliformes es un indicador de la posible presencia de organismos patógenos, y la ausencia de bacterias coliformes indica que las aguas están libres de organismos transmisores de enfermedades.

Aunque pueden estar presentes organismos coliformes totales y coliformes fecales, no se ha demostrado su efectividad como organismos indicadores de la presencia de virus entéricos y protozoos. Además la aparición de nuevos organismos patógenos de origen diferente al humano (por ejemplo. *Cryptosporidium parvum* y *giardia lamblia*) ha puesto en duda el uso de indicadores que establecen únicamente la ocurrencia de descargas de origen fecal. Los ooquistes de *Cryptosporidium* y quistes de *Giardia* no se inactivan con facilidad mediante la desinfección con cloro o radiación UV, como lo hacen los sustitutos bacteriales que se usan en la actualidad. En un reciente estudio se concluyó que las bacterias coliformes son un indicador de protozoos acuáticos. Así mismo se encontró que ha ocurrido epidemias de enfermedades de transmisión por vía hídrica en zonas abastecidas por sistemas de agua que cumplen con las normas de calidad de agua para consumo (Craun et al., 1997).

1.3.5.4 Conteo e identificación de bacterias

El conteo de grupos específicos de bacterias se realiza mediante uno de los cuatro métodos siguientes:

- ◆ Conteo directo
- ◆ Cultivo en placa
- ◆ Filtro de membrana
- ◆ Fermentación en tubos múltiples.

Otros métodos como las pruebas de presencia ausencia (P – A) se han desarrollado para estimar en forma cualitativa la calidad del agua. Colonias de bacterias se identifican con frecuencia por el método de conteo en placa de organismos heterotróficos (método HPC). Además, se han desarrollado un buen número de métodos fluorescentes y de coloración para identificar bacterias específicas.

1.3.5.4.1 Conteo directo

El conteo directo de microorganismos puede realizarse mediante microscopio y con ayuda de una cámara de conteo Petroff – Hauser. Las celdas de conteo están diseñadas para que cada cuadrado de la cámara corresponda a un volumen específico, ya que la profundidad es conocida. En vista de que es imposible diferenciar por esta técnica células vivas de células muertas, la medida del ensayo se reporta como conteo total. Otra técnica empleada para obtener conteos directos se realiza con ayuda de un contador electrónico de partículas, en el cual una muestra que contiene bacterias se pasa a través de un orificio, produciendo un descenso en la conductividad eléctrica del fluido. El número de veces y el valor al cual es reducida la conductividad se correlacionan con el número de bacterias. Desafortunadamente, el contador eléctrico de partículas no puede diferenciar bacterias (entre vivas o muertas) y partículas inertes, por tanto ambas son contadas como partículas.

1.3.5.4.2 Cultivo en placa

El vertido en placa y el esparcido en placa son métodos utilizados para realizar siembra, identificación y conteo de bacterias. En el método de vertido en placa, la muestra de agua residual que va a ser analizada se somete a diluciones sucesivas, y una pequeña muestra de cada dilución se coloca en un caja para la siembra de bacterias. Aparte, el medio de cultivo se calienta hasta que se encuentre en estado líquido y pueda ser vertido en la caja para mezclarse con la muestra de agua residual diluida, para su posterior incubación bajo condiciones controladas. Las colonias que aparecen después de la incubación son contadas, asumiendo que cada colonia se formó a partir de una sola bacteria; el número total de bacterias se establece de acuerdo con la dilución apropiada. En el método de esparcido en placa, una pequeña cantidad de agua residual diluida se vierte sobre la superficie del medio de cultivo solidificado en la caja para la siembra de bacterias. Tanto el método de vertido como el de esparcido en placa son extremadamente sensibles porque pueden contarse células individuales.

1.3.5.4.3 Técnica de filtro de membrana

En la técnica de filtro de membrana, un volumen conocido de muestra se pasa a través de un filtro de membrana que tiene un tamaño de poro muy pequeño. Las bacterias son retenidas sobre el filtro, ya que son de mayor tamaño que los

poros del filtro de membrana. El filtro de membrana que contiene las bacterias, se pone entonces en contacto con el agar que contiene los nutrientes necesarios para el crecimiento de las bacterias. Después de la incubación, las colonias de coliformes pueden ser contadas y se calcula la concentración de las mismas en la muestra original de agua. La técnica de filtro de membrana tienen la ventaja de ser más rápida que el método del NMP (descrito en el método de fermentación de tubos múltiples). Y además se tiene un conteo directo del número de bacterias coliformes. Ambos métodos están sujetos a limitaciones en su interpretación.

1.3.5.4.4 Fermentación en tubos múltiples

La técnica de fermentación en tubos múltiples se basa en el principio de dilución hasta la extinción. Las concentraciones de bacterias coliformes totales suelen expresarse como número más probable por 100 ml (NMP /100ml). La determinación del NMP se basa en la aplicación de la distribución de Poisson para valores extremos encontrados en el análisis del número de resultados positivos y negativos obtenidos en ensayos de diferentes fracciones de la muestra de volúmenes iguales y en fracciones que formen series geométricas. Es conveniente enfatizar que el NMP no es una concentración absoluta de organismos presentes en la muestra, sino sólo una estimación estadística de la concentración. El procedimiento completo del método de fermentación en tubos múltiples involucra tres etapas identificadas como presunción, confirmación y

terminación de la prueba. Se dispone de un procedimiento similar para el grupo coliformes fecales, así como para otros grupos bacteriales (Standard Methods, 1995).

El NMP puede determinarse empleando directamente la distribución de Poisson, las tablas para la determinación del NMP, derivadas de la distribución de Poisson, o la ecuación de Thomas.

1.4 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Uno de los aspectos a considerar a la hora de realizar un vertido es que no supere el poder de autodepuración del medio receptor para evitar efectos indeseables que dan lugar a una peor calidad. En la última década hay una política clara de exigencias y se ha avanzado mucho en el tratamiento de aguas residuales tanto urbanas como industriales.

Las plantas para el tratamiento de aguas urbanas (ARU) son relativamente simples y están bastante determinadas pero en el caso de aguas industriales (ARI) aún hay mucho que avanzar.

Los métodos de tratamiento pueden clasificarse en físicos, físico-químicos o biológicos.

Según el objetivo del tratamiento distinguimos entre:

- ◆ Procedimiento para la separación de partículas en suspensión (sedimentación, floculación...)

- ◆ Procedimientos para la eliminación de materia orgánica biodegradable (aerobio y anaerobio).

- ◆ Procedimiento para la eliminación de materia orgánica disuelta (absorción, adsorción, filtración con membranas, desorción con aire...).

- ◆ Procedimiento de separación de contaminantes inorgánicos en agua (precipitación química, adsorción, filtración, intercambio iónico...)

Según las aguas a tratar:

- ◆ Estación de tratamiento de aguas potables (ETAP)
- ◆ Estación depuradora de aguas residuales (EDAR)
- ◆ Estación de tratamientos de aguas industriales

En ARU (no exclusivamente domésticos) pueden añadirse ARI siempre que sean compatibles y no interfieran en los tratamientos típicos de las EDAR.

Los tratamientos de aguas residuales se distinguen entre poblaciones medianas – grandes y pequeñas.

1.4.1 Poblaciones mediana – grandes

1.4.1.1 Pretratamientos

Lo primero que se hace es eliminar sólidos, los más grandes se eliminan mediante tratamientos groseros.

- ◆ Desbaste y desarenado
- ◆ Homogeneización y almacenamiento
- ◆ Separación de aceites y grasas.

1.4.1.2 Tratamientos primarios:

- ◆ Físico
- ◆ Físico-químico

El objetivo del tratamiento primario es eliminar la materia en suspensión. Como mínimo el 60%. También se elimina algo de DBO, entre el 30 – 40% como máximo. Si hay coloides en ocasiones hay que destruirlos mediante adición de coagulantes y floculantes (disminuyendo su potencial superficial).

1.4.1.3 Tratamientos secundarios

Tratamiento biológico. Su finalidad es eliminar la materia orgánica disuelta y coloidal. Se obtienen rendimientos elevados (80-90%). Entre ellos tenemos:

- ◆ Lodos activados (él mas utilizado actualmente)
- ◆ Lechos bacterianos
- ◆ Contactores biológicos rotativos (biodiscos)

1.4.1.4 Tratamientos terciarios

Los procedimientos más habituales de plantas mediana y grandes no van más allá de tratamientos secundarios. El tratamiento terciario se lleva a cabo cuando el agua quiere reutilizarse, por ejemplo para regar campos de golf. El tratamiento terciario sirve para desinfectar el agua.

Si los requerimientos de calidad del agua donde se va a verter el agua residual no son muy exigentes se efectúa una oxidación de la materia orgánica refractaria. Si se quieren eliminar sales se utiliza normalmente ósmosis inversa. Otro tratamiento terciario es la eliminación de nutrientes (N y P). Es un tratamiento biológico que puede hacerse a la vez que el tratamiento secundario y que se denomina nitrificación – desnitrificación.

1.4.1.5 Tratamiento de fangos

Normalmente los sólidos que se obtienen después de la depuración de la EDAR se llevan al vertedero. Los fangos han de concentrarse ya que tienen mucha agua y estabilizarse para que no causen molestias pues habrá materia orgánica en ellos. Según salen los fangos de los decantadores (primario y secundario) se lleva a cabo un espesamiento por gravedad o flotación. Según el esquema, los sólidos del decantador primario van a gravedad y los del secundario a flotación.

Los fangos del decantador secundario son los que contienen más materia orgánica y su densidad es más parecida a la del agua por lo que se espesan mejor por flotación.

Otra opción es juntar los fangos de ambos decantadores y concentrarlos por gravedad. Para estabilizarlos (disminuir la cantidad de materia orgánica) se emplea un tratamiento biológico, que puede ser aerobio o anaerobio.

Otro tratamiento posterior a la estabilización es la deshidratación que se realiza añadiendo coagulantes o floculantes. Se obtiene así un semisólido con un 60-70% de agua.

1.4.2 Poblaciones pequeñas

Se recurre a tecnologías blandas de depuración y sistemas simples. Son más simples y menos costosas porque el gasto de todos los tratamientos anteriores sería demasiado. Suelen utilizarse sistemas de lagunaje sin aireación artificial. Se produce una degradación natural de la materia orgánica. Es necesario bastante espacio. También se utilizan filtros percoladores, humedales y filtros verdes (con el propio terreno).

1.4.3 Composición y tratamiento adecuado para aguas residuales agroalimentarias

En función de los distintos tipos de industria la composición de las aguas residuales y su tratamiento sería:

Industria lechera: Los efluentes de industrias lácteas, sin queso, están constituidas por diluciones de leche tratada, mantequilla y suero dulce, así como agentes alcalinos utilizados en las operaciones de limpieza. Los principales problemas derivados de su vertido, sin tratamiento previo se asocian a su alto contenido en materia orgánica y nutrientes. Los procesos de pasteurización y envasado de la leche sólo vierten aguas de lavado que corresponden a una leche muy diluida. Pueden apreciarse algunas puntas muy ácidas o muy alcalinas, debidas al empleo de ácido nítrico o sosa para la

limpieza de aparatos. La fabricación de queso y caseína produce un suero, siendo de elevado índice de contaminación (DBO5 de 30000 a 70000 mg/l). Pueden tratarse mediante una digestión anaerobia controlada, pero el funcionamiento de las instalaciones de este tipo es delicado y costoso. En la práctica, estos subproductos se recuperan, generalmente para la alimentación del ganado y sólo se depuran industrialmente, hasta ahora, las aguas del lavado. Tanto los caudales como la composición de los vertidos residuales, varían mucho en función de las condiciones de fabricación: pérdidas de leche, mezcla de las aguas de refrigeración, tratamientos de la leche propiamente dichos etc. A título orientativo la DBO5 de la leche completa es de unos 100000 mg/l.

Las aguas residuales deben de someterse, normalmente aun desarenado y desengrase (indispensable antes de un lecho bacteriano). Es aconsejable la utilización de un depósito regulador, provisto de sistema de agitación, para amortiguar las puntas de pH. La depuración biológica y en especial la técnica de fangos activados con aeración prolongada, es la solución que mejor se adapta. Una concentración de leche o de suero superior al 1 o al 2% en las aguas residuales, produce rápidamente fermentaciones aerobias ácidas, difícilmente controlables (fermentación láctica), que pueden llegar a impedir por completo la actividad biológica.

Industria cervecera: Los vertidos de las cerveceras proceden de la limpieza de las salas de braceo, de los depósitos de refrigeración, de las cubas de fermentación y de almacenamiento, y de la limpieza de botellas y bidones. A estas aguas contaminadas por materias en suspensión, materias nitrogenadas, restos de cerveza y levadura, residuos de la cebada etc, se añaden, a veces, aguas de refrigeración muy poco contaminadas. Los vertidos que proceden de lavado de botellas son poco concentrados (DBO 200-400mg/l); las aguas de lavado de las cubas de fermentación o de los filtros tienen una DBO5 de 3000 mg/l y los procedentes del lavado de tanques de conservación llegan a los 16000 mg/l de DBO5. A veces es necesario añadir nutrientes (nitrógeno y fósforo) cuando hay una recuperación importante de subproductos. El pretratamiento consiste en un desbaste fino (eliminación de residuos de cebada) seguido de una neutralización. El tratamiento de estos vertidos por fangos activados a débil carga es muy eficaz; con él puede reducirse la DBO en más del 95% pero las velocidades de clarificación deben ser pequeñas. En el caso de una instalación de gran tamaño, puede ser interesante trabajar en dos etapas. Con la primera, que sirve de desbaste, se consigue la eliminación rápida de los azúcares. Puede utilizarse, para ello, un lecho bacteriano con relleno de plástico. La segunda etapa está constituida por un tratamiento de fangos activados, que funciona a débil o media carga. El lecho bacteriano reduce la DBO5 en un 60% después de clarificación. Deben mencionarse los problemas de olores que frecuentemente produce la utilización de un lecho bacteriano con aguas de cervecerías. Los fangos que se desprenden del lecho

bacteriano sedimentan con facilidad, pero son muy fermentables. Los fangos producidos pueden tratarse, una vez espesados, por filtración al vacío o filtración a presión, con un acondicionamiento clásico con sales de hierro y con cal, o por centrifugación con floculantes orgánicos. Las industrias en las que se utilizan procedimientos de fermentación (aminoácidos, enzimas, antibióticos, levaduras etc.) producen vertidos concentrados, generalmente ricos en nitrógeno, con PH ácido y casi siempre exentos de materias en suspensión (salvo incidente, cómo pérdidas de cultivos). Les es aplicable toda la gama de procedimientos biológicos. Las bacterias depuradoras muestran una gran flexibilidad de adaptación. Por ello, los vertidos procedentes de la fabricación de antibióticos pueden tratarse satisfactoriamente mediante fangos activados.

Fábricas de aceites y jabones: Los vertidos de estas industrias tienen, generalmente, valores de pH extremos según su procedencia. Los vertidos de lavado de materias grasas son muy ácidos (pH comprendido entre 1 y 2) mientras que los correspondientes a la saponificación de ácidos grasos en jabonerías son muy alcalinos (pH próximo a 13). La mezcla de estos vertidos, por tanto, es favorable, pero exige depósitos de neutralización convenientemente dimensionados. La separación de la grasa de las aguas residuales se realiza, normalmente, por el tratamiento ácido, combinado o no con una floculación seguida de una separación por flotación. Generalmente el pretratamiento físico-químico de desengrase y floculación reduce la contaminación orgánica en un 50-70%. Es necesario, a continuación, realizar

un tratamiento biológico complementario. Los fangos que se producen en el pretratamiento son muy fermentables y, para su secado por filtración, es necesario que no se haya iniciado la fermentación. La tecnología del tratamiento de estos vertidos debe estudiarse, en cada caso cuidadosamente.

Conservas de legumbres y frutas: Estas industrias son estacionales; vierten aguas de lavado relativamente poco contaminadas y aguas procedentes de los escaldadores, que constituyen verdaderos caldos de cultivo muy concentrados (DBO5 del orden de 25000mg/l). La contaminación es muy variable, según los procedimientos utilizados y los productos que se tratan. Estos vertidos son generalmente ricos en glúcidos. Normalmente hay bastante nitrógeno en las aguas de legumbres, pero su contenido en fósforo suele ser insuficiente para una depuración biológica. Por el contrario, las aguas de conservas de fruta carecen normalmente de nitrógeno y contienen bastante fósforo. El tratamiento de estos vertidos debe incluir siempre un tamizado fino, para retener los residuos de legumbres, hojas y mondaduras. Los productos que se separan se utilizan como abono o se incineran. Una solución teóricamente válida para estos vertidos es el riego o la aspersion; sin embargo, se practica con frecuencia en malas condiciones, ya que no siempre se dispone de superficies suficientes y se trata de unos vertidos muy fermentables. Teniendo en cuenta el carácter de la contaminación, el tratamiento más adecuado en este tipo de industrias parece ser la depuración biológica a débil carga.

Industria de la patata: Los vertidos de estas industrias tienen un carácter muy fermentable, ya que están cargados de almidón y proteínas. Su importancia está creciendo debido al desarrollo de las ventas de patatas fritas, purés deshidratados, etc. Las aguas contaminadas de la industria de la patata tienen dos orígenes: Por una parte, las aguas de lavado y transporte de patatas, que contienen tierra, residuos vegetales y trozos de tubérculos y, por otra, las aguas procedentes de las peladoras, que contienen peladuras y pulpa. Las cantidades de pulpa residual pueden ser suficientes para que pueda preverse su recuperación para la alimentación animal. Esta recuperación, bastante delicada, puede hacerse mediante una simple decantación estática. La pulpa que se separa se centrifuga seguidamente se deshidrata en un tambor secador. El líquido que vierte del decantador puede mezclarse con las aguas de lavado y tratarse el conjunto por fangos activados a pequeña o media carga. La concentración en DBO5 a la entrada del tratamiento biológico, alcanza normalmente los 500 a 1200mg/l. Las condiciones de almacenamiento, la naturaleza de los productos estabilizantes o antioxidantes utilizados en la fabricación, pueden deteriorar la sedimentabilidad de los fangos activados. Deben preverse velocidades de decantación muy pequeñas. Para una primera fase de reducción de la DBO puede utilizarse un lecho bacteriano con relleno de plástico. Por lo que se refiere a las feculerías y fabricas de almidón, la contaminación de sus vertidos es mucho más fuerte, debido a las aportaciones considerables de los condensados de los evaporadores y de las aguas de lavado de almidón. Normalmente, la contaminación media alcanza los 1500 a

2500 mg por litro de DBO5 por lo que admite aún un tratamiento biológico aerobio extensivo.

Mataderos: Las aguas residuales procedentes de mataderos polivalentes (ovino, porcino, vacuno) son las de mayor poder contaminante. El caudal y las características de las aguas residuales de matadero varían ampliamente, dependiendo del tipo y número de especies sacrificadas, la tecnología empleada y el grado de recuperación de subproducto de cada instalación. Las principales sustancias presentes en las aguas residuales son proteínas, grasas, hidratos de carbono, residuos lignocelulósicos, así como los productos de degradación de estos compuestos (ácidos grasos y aminas). También pueden desprenderse detergentes y desinfectantes procedentes de las operaciones de limpieza de las instalaciones y utensilios.

1.5 TRATAMIENTO AEROBIO DE AGUAS RESIDUALES

El tratamiento aerobio, es un proceso biológico que tiene por objeto la oxidación y eliminación de las sustancias disueltas y coloidales, transformándolas por la acción de los microorganismos (bacterias, protozoos,...) en sustancias sedimentables que pueden ser separadas del agua mediante decantación. La oxidación de la materia orgánica es un fenómeno complejo que genera la energía necesaria para la vida de los microorganismos, y sus manifestaciones (reproducción, crecimiento, movimiento,...). Para un buen control del proceso

biológico de tratamiento de las aguas residuales es necesario conocer los principios básicos que gobiernan el crecimiento y nutrición de los microorganismos causantes de la oxidación biológica de la materia orgánica.

En el proceso de tratamiento biológico tienen lugar diferentes fases en el crecimiento y desarrollo de las colonias de microorganismos, en presencia de:

- ◆ Materia orgánica
- ◆ Elementos nutrientes
- ◆ Oxígeno

Para dar lugar a unos productos finales, materia orgánica parcialmente oxidada, CO_2 , H_2O , NH_3 , PO_4 , SO_4 .

Atendiendo al medio donde se desarrollan los microorganismos, los sistemas de tratamiento biológico aerobio los podemos clasificar en dos grupos:

- a) Biomasa suspendida o soporte líquido, entre los que se puede citarse como de mayor importancia: Los procesos de fangos activados y lagunas aerobias.
- b) Biomasa fija o soporte sólido, dentro de estos procesos encontramos lechos bacterianos, biodiscos, reactores de lecho compacto, etc.

1.5.1 Procesos aerobios de película bacterial en suspensión

1.5.1.1 Lodos activados

En este sistema, la biomasa se mantiene en agitación en el estanque de aireación desde donde pasa a la unidad de sedimentación. La biomasa sedimentada es devuelta parcialmente al tratamiento biológico, para mantener una población adecuada, y una parte se purga del sistema como lodo en exceso. Algunas de las variantes del proceso de lodos activados son:

- ◆ Convencional flujo pistón
- ◆ Aireación graduada (tapered aeration)
- ◆ Mezcla completa
- ◆ Aireación con alimentación escalonada (step aeration)
- ◆ Aireación modificada
- ◆ Contacto y estabilización
- ◆ Aireación extendida (prolongada)
- ◆ Zanja de oxidación
- ◆ Aireación de alta carga
- ◆ Sistema de oxígeno puro
- ◆ Reactor discontinuo secuencial (sequencing batch reactor, SBR)

1.5.1.1.1 Aireación extendida

El proceso de aireación extendida es una modificación del proceso de los lodos activados, en el cual se mantiene una edad de lodos en un valor relativamente alto, dándole tiempo suficiente para que una parte de estos lodos logre su estabilización, como consecuencia también su tiempo de retención en los tanques es mayor (16 a 24 horas). Esta diferencia significa que el proceso de aireación extendida requiere de unidades más grandes y de mayor capacidad de equipo de aireación. Las eficiencias que se obtiene en remoción de DBO son superiores al 90% y se pueden considerar como un tratamiento secundario que incluye la digestión o estabilización de lodos.

1.5.1.1.2 Zanjas de oxidación

Es un proceso de lodos activados en su variante de aireación extendida. La diferencia radica en la configuración, que fue diseñada para facilitar su procedimiento constructivo y disminuir los costos de inversión y de operación y mantenimiento.

Consiste en zanjas ovaladas y cerradas, con sección transversal trapezoidal, tirante de agua entre 1.00 y 1.80 metros. Estas zanjas se implementan con equipo mecánico, rotores o cepillos que imprimen movimiento al agua para

mantener los sólidos en suspensión mezclados, aumentando el oxígeno necesario para mantener condiciones básicas anaerobias.

El proceso tiene un tiempo de retención hidráulico entre 16 y 24 horas y una retención de lodos superiores a los 30 días. Las eficiencias obtenidas en remoción de DBO son superiores al 90% y los sólidos en exceso pueden ser manejados sin problemas de olor o de contaminación.

1.5.1.1.3 Sequencing Batch reactor (SBR)

Los principios operativos de esta alternativa de tratamiento (variante del proceso de lodos activados en su versión por aeración extendida), obedecen al siguiente detalle:

Una vez que las aguas residuales pasan por el tratamiento preliminar, ingresan al sistema de tratamiento propiamente tal, el que conceptualmente obedece a uno del tipo lodos activados batch o discontinua, sobre la base de llenado y vaciado de las unidades que lo componen. En su calidad de tal, los SBR son capaces de dar cuenta de todo tipo de aguas residuales que son viables de tratar por plantas de lodos activados.

La experiencia indica que tanto las aguas servidas domésticas netas como diversos tipos de aguas residuales, han sido tratados exitosamente al aplicar esta modalidad.

Las componentes unitarias involucradas en los sistemas de lodos activados convencionales y SBR son idénticas, y consideran tanto la aeración como sedimentación / clarificación.

Sin embargo, existe una diferencia sustancial, la que consiste en que mientras en las plantas convencionales los procesos unitarios son efectuados simultáneamente en tanques separados, en el SBR los procesos se llevan a cabo secuencialmente en un mismo tanque.

El uso de procesos batch de llenado - vaciado para el tratamiento de las aguas servidas se constituye en un proceso de tecnología establecida, y el principio de la secuencia de tratamiento de los sistemas SBR obedece a 5 etapas de acuerdo al siguiente detalle:

- ◆ Llenado
- ◆ Reacción (aeración)
- ◆ Sedimentación (sedimentación / clarificación)
- ◆ Vaciado efluente
- ◆ Reposo

1.5.1.2 Lagunas Aireadas

Otra alternativa que puede considerarse como convencional de tratamiento biológico, la constituyen las lagunas aeradas (o aireadas), las que contemplan componentes unitarias del tipo no convencional (lagunas de estabilización), incorporando elementos mecanizados para la transferencia de oxígeno.

Las lagunas aeradas, en que se provee oxígeno en forma artificial, surgieron como respuesta a la incapacidad de las lagunas facultativas de absorber la carga orgánica afluente en los meses más fríos del año. Básicamente, las lagunas aeradas, se dividen en dos tipos: laguna aireada a mezcla completa y laguna aireada facultativa.

1.5.2 Procesos aerobios de película bacterial adherida

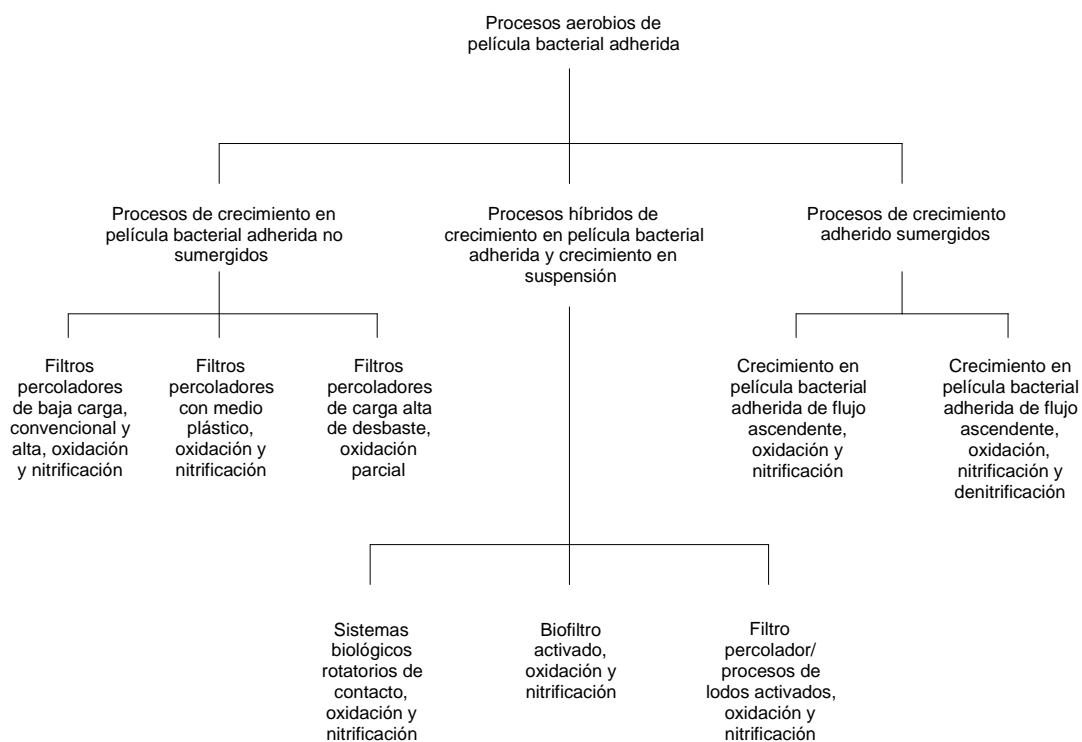
En los procesos aerobios de película bacterial adherida, los microorganismos responsables del tratamiento están adheridos en un medio fijo. El primer uso que se hizo de los procesos de crecimiento en película bacterial adherida, similar al actual, data de la década de 1890 (Dunbar, 1908). Durante muchos años, los procesos de crecimiento en película bacterial adherida fueron los procesos biológicos más usados para el tratamiento de aguas residuales domésticas. A medida que se aplicaron requerimientos más rigurosos a los tratamientos, el uso de los procesos convencionales de crecimiento en película

bacterial adherida, caracterizados por el proceso con filtros percoladores como medio único de tratamiento, ha declinado. Sin embargo, los procesos nuevos híbridos (combinación de procesos de crecimiento en suspensión y de película bacterial adherida) han demostrado ser bastante efectivos. Si bien el tema principal presentado en esta sección se centra en filtros percoladores, también se analizan los demás procesos de crecimiento en película bacterial adherida.

Los procesos aerobios de crecimiento en película bacterial adherida que se encuentran actualmente en uso pueden clasificarse, en 1) procesos de crecimiento en película bacterial no sumergidos, 2) procesos híbridos de crecimiento en película bacterial adherida y crecimiento en suspensión y 3) procesos de crecimiento sumergido. En la figura 1, se encuentra una clasificación general de estos procesos de crecimiento en película bacterial adherida.

Los procesos de crecimiento en película bacterial adherida no sumergidos son los más adecuados para el tratamiento de desechos orgánicos solubles y relativamente disueltos. Los procesos híbridos se pueden utilizar para tratar desechos que contengan constituyentes particulados y solubles. Los procesos sumergidos de crecimiento en película bacterial adherida, un desarrollo relativamente reciente, se usan para tratar aguas residuales domésticas incluyendo la oxidación del material carbonáceo, la nitrificación y la desnitrificación.

Figura 1. Clasificación general de los procesos de crecimiento de película bacteriana adherida.



1.5.2.1 Procesos de crecimiento en película bacteriana adherida no sumergida

1.5.2.1.1 Filtros percoladores

Estos filtros (también denominados lechos bacterianos) son en esencia columnas, normalmente de 1 a 4 m de altura, repletas de materiales voluminosos (guijarros, escoria, Chatarra, etc.). Se está promoviendo también el

empleo de medios de plásticos sintéticos que, debido a su peso ligero, pueden ser apilados hasta gran altura y son, por tanto, particularmente adecuados para el tratamiento biológico de los residuos industriales muy contaminados. Las aguas depositadas están distribuidas por igual sobre la superficie del filtro, siendo filtradas y recogidas en un desagüe. Una película de crecimiento microbiano se desarrolla encima del estrato de percolación a expensas de la materia carbonácea procedente del flujo continuo de las aguas residuales.

Al ir creciendo la biopelícula, la materia orgánica no puede llegar hasta los microorganismos situados cerca del medio soporte, entrando entonces dichos microorganismos en la fase de auto-oxidación, perdiendo la capacidad de adhesión al medio, produciéndose el desprendimiento de la biopelícula, el arrastre con el agua, y el inicio del crecimiento de una nueva biopelícula.

Una película en equilibrio tiene de 0,2 a 2 mm de espesor y libera constantemente biomasa que requiere la deposición del efluente en tanques de sedimentación secundarios. La población microbiana adherida no se elimina fácilmente, incluso aunque se la someta a compuestos tóxicos y, por tanto, estos filtros son relativamente resistentes al choque. Los residuos más contaminados requieren un flujo más lento, pudiendo incrementarse la capacidad del sistema si se disponen dos filtros en serie (filtración doble alternante), o bien mediante el reciclaje efectivo, mezclando una parte del efluente con las aguas residuales en reposo que llegan.

Los filtros de goteo contienen una mayor diversidad de organismos que las plantas de sedimento activado y los niveles tróficos abarcan desde bacterias a vermes y larvas de insectos. Las bacterias predominan en la película, constituyendo el 70-80 % de la biomasa de la misma; los protozoos, hongos y metazoos forman el resto, distribuidos en partes más o menos equivalentes. Muchas de las bacterias de la película producen exopolisacáridos que son considerados como los formadores de la matriz adhesiva de la misma. Los procariotas hallados en el limo del filtro de goteo son básicamente similares a los encontrados en los flóculos de sedimento activado, siendo en su mayoría quimioorganotrofos aerobios gram-negativos. Los miembros de los géneros *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Zooglea* y *Bacillus*, llegan a menudo a constituir el 90 % de la flora aislada; los recuentos de bacterias viables en la película comparados con los totales indican que un elevado porcentaje de la población puede hallarse en fase de declinación.

Las actividades y sucesiones microbianas son inducidas a través de la masa del filtro en respuesta a los cambios en las concentraciones de los substratos en el líquido de percolación. Algunas de estas actividades pueden ser calculadas matemáticamente en los diversos niveles (por ejemplo, la nitrificación ocurre como se predice en las porciones inferiores del filtro). Sin embargo, es difícil la normalización con más de unos pocos parámetros, debido a la heterogeneidad del sistema, conociéndose realmente poco acerca de la localización y de la

actividad de los distintos grupos de microorganismos que se suceden en los filtros.

En las partes más profundas del filtro están presentes las bacterias nitrificantes. Los hongos que allí se encuentran también son responsables de la estabilización de las aguas residuales, pero su contribución es generalmente importante sólo bajo condiciones de pH bajo o con ciertos desechos industriales. En ciertos momentos su crecimiento puede llegar a ser tan rápido que el filtro se tapa y la ventilación se restringe. *

Las algas pueden crecer únicamente en las partes superiores del filtro, donde la luz solar está disponible. En general, las algas no toman parte en la degradación de los desechos, pero durante las horas de luz solar añaden oxígeno al agua que está filtrándose. Desde el punto de vista operativo, las algas constituyen un problema, ya que pueden obstruir la superficie del filtro, produciéndose malos olores.

1.5.2.1.1 Problemas operacionales

Los problemas operacionales en los sistemas de película bacteriana adherida incluyen los olores potenciales, las molestias como las moscas y los caracoles, y los predadores en la película adherida biológica. Los olores se pueden

* Tomado de: http://www-seguros.sistema-itesm.mx/cima/TMR_Estimacion.htm

controlar si se evita sobrecargar los filtros y se pueden reducir con una atención adecuada del flujo de aire en el diseño.

1.5.2.1.1.2 Ventajas y desventajas

Ventajas

- ◆ No necesita de equipos para suministro de oxígeno.
- ◆ Baja producción de lodos.
- ◆ Menor área superficial de construcción, considerando la alta producción de biomasa generada en la gran área superficial del medio filtrante.
- ◆ Menor tamaño en los sedimentadores comparativamente con los lodos activados.
- ◆ No se requiere de personal altamente calificado

Desventajas

- ◆ Estructura alta que obliga a bombear las aguas residuales desde el sedimentador.
- ◆ Área superficial relativamente grande.
- ◆ Pueden existir problemas de olor, especialmente en las temporadas cálidas.
- ◆ Presencia de larvas o moscas, que desarrolladas en exceso puedan obstaculizar el proceso de clarificación.

1.5.2.1.2 Filtros de desbaste.

Los filtros de desbaste son filtros percoladores especialmente diseñados que operan con cargas hidráulicas altas, por lo que requieren el uso de tasas de recirculación altas. Dado que las cargas hidráulicas altas ocasionan el desprendimiento casi continuo de la capa bacterial, los sólidos biológicos en la corriente de recirculación, si se encuentran presentes, contribuyen a la remoción orgánica dentro del filtro, como si se tratara de un proceso de crecimiento en suspensión. Si este mecanismo es significativo, la eficiencia del proceso puede llegar a ser mayor que lo predicho para un modelo de película bacterial adherida.

Los filtros de desbaste se utilizan en lo fundamental para reducir la carga orgánica en los procesos de flujo descendente y en las aplicaciones estacionales de nitrificación, donde el propósito es reducir la carga orgánica, de manera que un proceso biológico de flujo descendente hará la nitrificación durante los meses de verano. En general, los filtros de desbaste están diseñados con factores de carga desarrollados en estudios realizados en plantas piloto y datos provenientes de instalaciones a escala real, aunque se pueden usar los análisis presentados para el filtro percolador en torre (Tchobanoglous y Burton, 1991). *

* Tomado de: <http://habitat.aq.upm.es/bpn/bp177.html>

1.5.2.2 Procesos híbridos de crecimiento en suspensión y película bacterial adherida

El desarrollo y uso de sistemas híbridos de crecimiento aerobio en suspensión y película bacterial adherida se ha incrementado en los últimos años. Los sistemas híbridos más comunes incluyen: 1) el sistema biológico de contacto, 2) el biofiltro activado, 3) el filtro percolador seguido de un contactor de sólidos, 4) el filtro de desbaste seguido de un proceso de lodos activados, 5) el biofiltro seguido de un proceso de lodos activados y 6) el filtro percolador seguido de un proceso de lodos activados. En la figura 2, se muestra un esquema de este tipo de sistemas combinados

1.5.2.2.1 Contactores biológicos rotativos (R.B.C.) biodiscos

Es una variante de los lechos bacterianos. Consiste en un material soporte plástico que gira alrededor de un eje horizontal. Este está parcialmente sumergido en un depósito/reactor por el que circula el agua residual. El material plástico suele estar conformado como discos de 2 a 4 m. de diámetro, con una determinada forma para aumentar su rigidez, y al mismo tiempo su superficie específica (superficie de contacto).

El principio de funcionamiento se basa en el desarrollo de un biofilm o biomasa activa que se adhiera al medio soporte, que en este caso está en movimiento al contrario que en los filtros percoladores que está estático.

El movimiento de rotación de los discos da lugar a una alternancia en la absorción de materia orgánica disuelta en el agua residual, y a la absorción del oxígeno atmosférico por parte de la biomasa activa. Cuando la biopelícula no está sumergida, absorbe el oxígeno atmosférico, mientras que cuando lo está absorbe la materia orgánica del agua residual.

El movimiento giratorio del medio soporte da lugar a otros fenómenos que diferencian los biodiscos de los lechos bacterianos, como son:

- ◆ Se produce un contacto homogéneo entre la biomasa y el agua residual.
- ◆ Es un medio muy eficaz para mantener el espesor de la biomasa gracias al rozamiento hidráulico, separándose el exceso de biomasa, y evitándose así la colmatación o taponamiento del medio soporte.
- ◆ Mantiene en suspensión el exceso de biomasa desprendido, evitando la sedimentación de la misma en el depósito/reactor.
- ◆ Se produce un sistema de aireación que garantiza la no existencia de zonas de anoxia (es decir, ausencia de oxígeno libre).

1.5.2.2.2 Biofiltro activado

El proceso de biofiltro activado (BA) es similar a un filtro percolador de carga alta, exceptuando la recirculación de los lodos secundarios al filtro percolador. Por lo general, no se utiliza un proceso separado de crecimiento en suspensión, aunque una modificación incorpora la aireación a corto plazo antes de la sedimentación secundaria. El lodo de retomo se controla con el fin de mantener una concentración alta de sólidos suspendidos dentro del filtro. El biofiltro utiliza un medio de madera de pino en lugar de otros medios. Las ventajas de este proceso son: 1) se pueden lograr niveles significativamente altos de remoción de DBO produciendo una combinación de crecimiento en suspensión y película bacterial adherida y 2) se pueden aplicar cargas de DBO que superan entre 4 y 5 veces las usadas en los filtros convencionales.

1.5.2.2.3 Proceso de filtro percolador y contacto de sólidos

El proceso de filtro percolador y contacto de sólidos (FPCS) consta de un filtro percolador, un tanque de contacto aerobio y un clarificador final. Algunas modificaciones, tales como un tanque de aireación para el lodo de retomo y los clarificadores floculadores se han hecho a este sistema. Los filtros percoladores se dimensionan para remover la mayor parte de la DBO, en general 60 a 85%. Los sólidos biológicos que se forman en el filtro percolador son arrastrados y se concentran en el lodo que esta recirculando en el tanque de contacto. En dicho

tanque se airea el crecimiento en suspensión por menos de una hora, lo cual causa la floculación de los sólidos suspendidos y la posterior remoción de la DBO soluble. Cuando se utilizan tiempos cortos de contacto de sólidos es común que se necesite un tanque de reaireación de lodos. Debido al alto nivel de sólidos dispersos en el efluente del tanque de contacto, se ha encontrado que los clarificadores floculadores son efectivos en maximizar la captura de sólidos.

1.5.2.2.4 Proceso de filtro desbastador y lodos activados.

La configuración de proceso de filtro percolador y lodos activados (FD/LA) es similar al sistema FP/CS. Sin embargo, el sistema FP/CS opera con cargas orgánicas totales altas. El filtro percolador retira una parte de la DBO y brinda estabilidad al proceso, particularmente cuando ocurren cargas pico. Se requieren tanques de aireación para tratar la carga orgánica no removida por los filtros percoladores.

1.5.2.2.5 Proceso de biofiltro y lodos activados.

En proceso de biofiltro y lodos activados BF/LA se usa se usa un tanque de aireación después del filtro percolador. El lodo activado de retorno se recircula a través del filtro percolador. La carga orgánica promedio y el tiempo de retención hidráulica del tanque de aireación son similares a los del sistema FD/LA. Arora

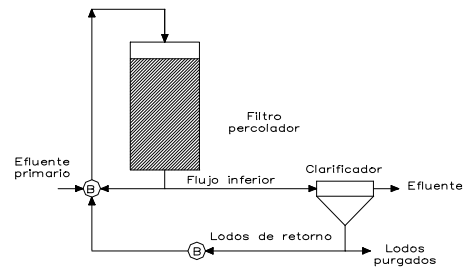
y Uumphries (1987) sugieren procedimientos de diseño en los que introducen la relación F/M del sistema, considerando el biofiltro y el tanque de aireación como un sistema de tratamiento. Los valores F/M del sistema usados en el diseño del tanque de aireación para la remoción de la DBO carbonácea están entre 1.0 y 1.5, lo cual es 3 a 4 veces mayor que el valor correspondiente para un tanque de aireación de lodos activados no precedido por un biofiltro. Como resultado, el tamaño del tanque de aireación se reduce a cerca de un cuarto del tamaño de un tanque convencional.

1.5.2.2.6 Procesos de filtros percoladores en serie y lodos activados

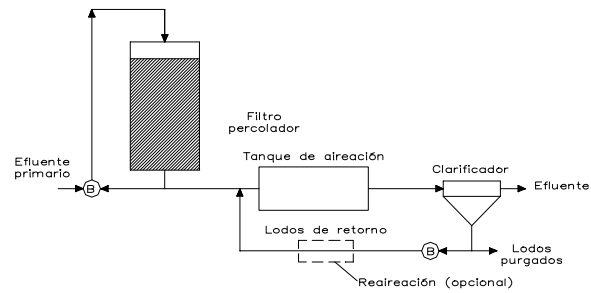
El proceso de filtros percoladores seguidos de lodos activados se utiliza con frecuencia para mejorar un sistema existente de lodos activados añadiendo un filtro percolador aguas arriba. Una alternativa requiere introducir un proceso de lodos activados aguas abajo de un filtro percolador existente. Este sistema también se utiliza para reducir la concentración del agua residual en los lugares donde se tratan, en las mismas instalaciones, aguas residuales domésticas e industriales, y también en aplicaciones en las que se requiere nitrificación.

Figura 2. Diagramas de flujo de sistemas combinados de tratamiento aerobio de crecimiento en suspensión y película bacteriana adherida.

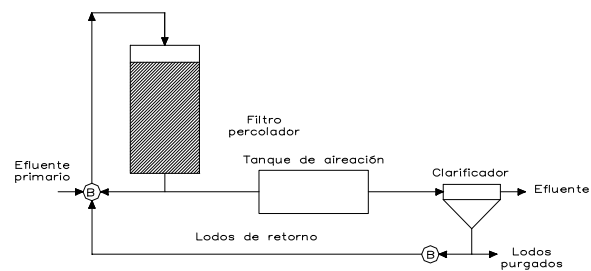
a) Biofiltro activado



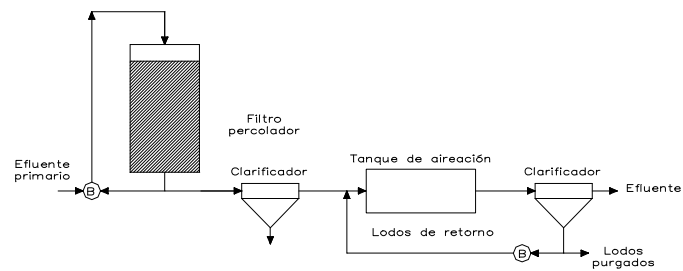
b) Filtro percolador de contacto de sólidos y filtro de desbaste combinado con lodos activados



c) Biofiltro combinado con lodos activados



d) Filtros percoladores en serie combinados con lodos activados



1.5.2.3 Procesos de película bacterial adherida sumergida

Los reactores de película bacterial adherida sumergida se desarrollaron recientemente para oxidar y nitrificar la materia orgánica carbonácea, y para la oxidación, la nitrificación y la denitrificación.

1.5.2.3.1 Película bacterial adherida sumergida y flujo ascendente

Los reactores con película bacterial adherida sumergida y flujo ascendente se han desarrollado con el fin de lograr:

- ◆ La oxidación carbonácea y la nitrificación
- ◆ La oxidación carbonácea, la nitrificación y la denitrificación

En el segundo tipo de proceso de película bacterial adherida con flujo ascendente, la primera parte del reactor es anóxica para facilitar la denitrificación del efluente nitrificado. Una ventaja de este tipo de reactores radica en el hecho de poder tratar efectivamente cargas orgánicas altas.

1.5.2.3.2 Película bacteriana adherida sumergida en el lecho fluidizado y flujo ascendente

La biomasa bacteriana crece sobre un medio activo (por ejemplo arena, camas de cerámica expandida). El líquido que va a ser tratado y el oxígeno necesario para la conversión aerobia se introducen en el reactor con una distribución uniforme en el fondo. La velocidad a la cual se aplica el líquido es suficiente para fluidificar el lecho.

La velocidad de alimentación del líquido a medida que pasa a través del lecho fluidizado es suficiente para limitar el crecimiento de la biomasa en el medio de soporte. De acuerdo con el grado de fluidización los reactores de película bacteriana adherida con el lecho fluidizado y flujo ascendente se conocen, en ocasiones, como lechos expandidos, los cuales son en esencia lo mismo que los lechos fluidizados, exceptuando el grado de expansión del lecho.

1.5.3 Remoción biológica de nutrientes

Dado que tanto el nitrógeno como el fósforo pueden causar impacto en la calidad del agua que los recibe, la descarga de uno o ambos constituyentes debe ser controlada con frecuencia. El nitrógeno puede estar presente en las aguas residuales de varias maneras (por ejemplo, en forma orgánica, amoníaco, nitritos o nitratos). La mayoría del nitrógeno disponible, tanto en los

efluentes de los tanques sépticos como en las aguas residuales municipales, se presenta en forma orgánica o de amoníaco. En el tratamiento de aguas residuales, cerca del 20% del nitrógeno total se decanta durante la sedimentación primaria. Durante el tratamiento biológico, una porción importante de nitrógeno orgánico se convierte en nitrógeno amoniacal, una parte de la cual se incorpora a las células biológicas que son extraídas del flujo del agua tratada antes de la descarga, retirando así otro 20% del nitrógeno entrante. Normalmente, el 60% restante se descarga en las aguas receptoras.

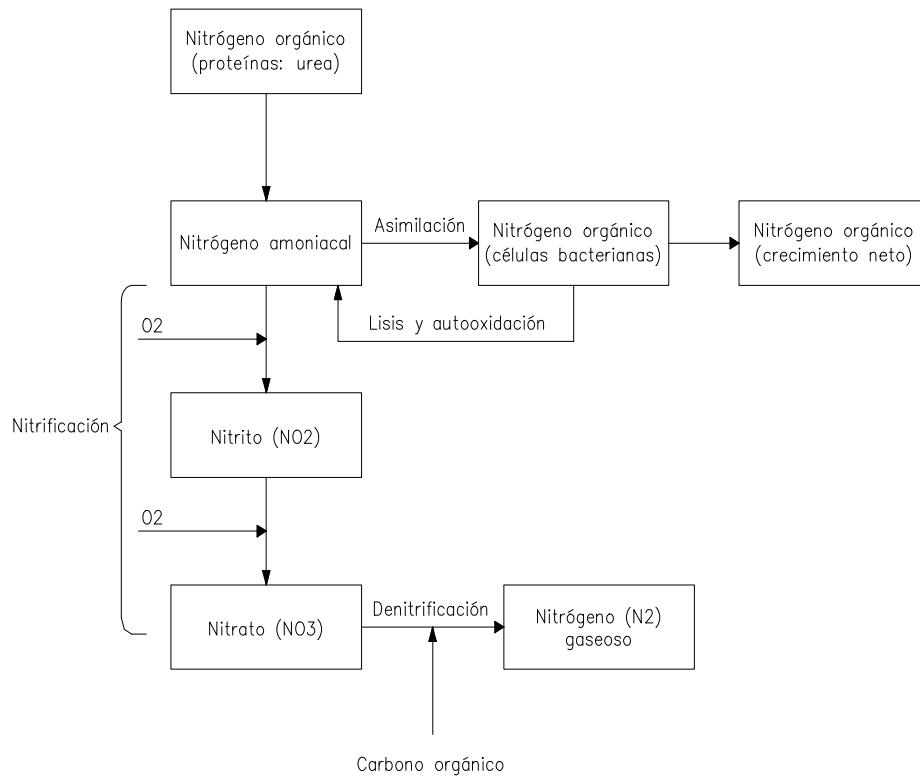
El fósforo se encuentra en las aguas residuales en forma orgánica, como ortofosfato inorgánico o como fosfatos complejos, los cuales representan cerca de la mitad de los fosfatos de las aguas residuales municipales y provienen del uso de estos materiales en detergentes sintéticos. Los fosfatos complejos se hidrolizan durante el tratamiento biológico a la forma ortofosfato (PO_4). De la concentración total promedio de fósforo presente en las aguas residuales municipales, que es de alrededor de 5 a 9 mg/L, cerca de 10% se retira como material particulado durante la sedimentación primaria y otro 10 a 20% se incorpora en las células bacterianas durante el tratamiento biológico. El 70% restante del fósforo que entra, normalmente se descarga con los efluentes de tratamiento secundario de la planta.

1.5.3.1 Remoción biológica de nitrógeno

Con dos mecanismos principales para la remoción biológica del nitrógeno, como se ilustra en la figura 3 se dan por asimilación y por nitrificación - denitrificación. Dado que el nitrógeno es un nutriente, los microorganismos presentes en el proceso de tratamiento asimilan el nitrógeno amoniacal y lo incorporan a su masa celular. El nitrógeno puede retirarse de las aguas residuales sacando las células del sistema. Sin embargo, en la mayoría de las aguas residuales hay más nitrógeno del que puede ser asimilado por el tejido celular. En la nitrificación - denitrificación la remoción de nitrógeno se logra con un proceso de conversión en dos pasos. En el primer paso, el amoniaco se oxida biológicamente a nitratos. En el segundo paso, el nitrato se reduce a nitrógeno gaseoso, el cual se deja escapar del sistema. La remoción del nitrógeno biológico por medio de la nitrificación - denitrificación se puede llevar a cabo en tres formas:

1. Oxidación del carbono en etapa separada, nitrificación - denitrificación.
- 2 Oxidación combinada del carbono y nitrificación, y denitrificación en etapa separada.
- 3 Oxidación combinada del carbono, nitrificación y denitrificación

Figura 3. Esquema para la transformación de varias formas de nitrógeno en los procesos de tratamiento biológico.

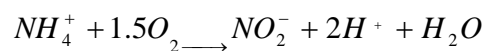


1.5.3.2 Nitrificación biológica

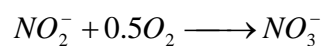
En la nitrificación biológica, el amoníaco se oxida en un proceso de dos pasos: primero a nitritos y luego a nitratos. En el siguiente análisis se consideran rápidamente la estequiometría de la nitrificación, las variables del proceso de nitrificación y las aplicaciones de esta última.

La oxidación del amoníaco (NH₄) hasta Nitrato, es una de las actividades más importantes de las bacterias autótrofas. Este paso se lleva a cabo en dos fases bien diferenciadas por medio de bacterias específicas (Nitrosomonas y Nitrobacter, respectivamente). No existen demasiados géneros de bacterias capaces de llevar a cabo estas reacciones, y sólo los dos citados han sido estudiados con detalle. Las especies de ambos géneros son autótrofos obligados y aerobios estrictos. No crecen en medios de cultivo diseñados para los heterótrofos (ágar nutritivo) ya que necesitan un medio de sales minerales que contenga amonio o nitrito. *

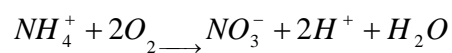
Las bacterias Nitrosomonas oxidan el Amoníaco a nitrito:



Las bacterias Nitrobacter oxidan el nitrito a nitrato:



Conversión global de amonio a nitrato



* Tomado de: <http://www.ambient-protect.com/aguas.html>

1.5.3.2.1 Variables del proceso de nitrificación

Las bacterias nitrificantes son organismos sensibles y extremadamente susceptibles a un amplio rango de sustancias inhibidoras. A partir de estudios realizados tanto en el laboratorio como en plantas a gran escala, se encontró que los siguientes factores afectan el proceso de nitrificación: 1) concentración de amonio y nitritos, 2) concentración de oxígeno disuelto, 3) temperatura y 4) pH. Una variedad de agentes orgánicos e inorgánicos pueden inhibir el crecimiento y la acción de estos organismos. Las concentraciones de oxígeno disueltos que estén por encima de 1 mg/l son esenciales para que ocurra el proceso de nitrificación. Si los niveles de OD caen por debajo de este valor, el oxígeno se convierte en el nutriente limitante y la velocidad de nitrificación disminuye o el proceso se detiene. El efecto de la temperatura sobre el crecimiento de las bacterias nitrificantes es extremadamente significativo, como también lo es el pH. Existe un rango estrecho óptimo entre pH 7.5 a 8.6, pero los sistemas que están aclimatados a valores de pH menores llevan a cabo la nitrificación con éxito.

1.5.3.2.2 Procesos de nitrificación

Los principales procesos de nitrificación, se pueden clasificar como proceso de crecimiento en suspensión y de película bacteriana adherida. En el proceso de crecimiento en suspensión, se pueden lograr la nitrificación bien sea en un

reactor independiente de crecimiento en suspensión después de un proceso convencional de tratamiento de lodos activados, o en el mismo reactor que se utiliza en el tratamiento de la materia orgánica carbonácea. También se puede lograr la nitrificación en el mismo reactor de película bacterial adherida usado para la remoción de materia orgánica carbonácea, o un reactor separado. Para el proceso de nitrificación se puede utilizar filtros percoladores convencionales o en torre, sistemas biológicos de contacto rotatorios y varios reactores sumergidos de lecho empacado. En sistemas pequeños se utiliza más comúnmente el enfoque del reactor sencillo.

1.5.4 Aireación de los tratamientos aerobios

En los procesos biológicos aeróbicos de cultivo suspendido, se suministra aire u oxígeno por distintos sistemas, tales como aireadores mecánicos de tipo superficial (lentos, rápidos o aspirante) y aireadores sumergibles. Otro sistema es el de aireación difusa, en que se usan sopladores que inyectan aire u oxígeno a través de difusores de burbuja fina, media o gruesa. El parámetro más apropiado para comparar aireadores es la transferencia de oxígeno medida en [KgO/kW/hr]. Se destaca que dicha transferencia se especifica en general en agua limpia bajo condiciones estándar de temperatura y presión atmosférica, siendo necesario corregirla de acuerdo a las condiciones de campo. *

* Tomado de: <http://www.gobcan.es/medioambiente/revista/1998/10/33>

En los sistemas de cultivo fijo, los requerimientos de oxígeno se satisfacen a través de la circulación de aire por el medio de soporte (debida a la diferencia de la temperatura del agua y el aire), aunque también existen sistemas con inyección forzada de aire.

El principio de aireación en los filtros percoladores consiste en hacer caer el agua residual, previamente decantada en forma de lluvia sobre una masa de material de gran superficie específica que sirve de soporte a los microorganismos depuradores.

Su funcionamiento es el siguiente:

Se efectúa una aireación por tiro natural, esta aireación tiene por objeto brindarle a la masa del lecho el oxígeno suficiente para mantener la microflora en un medio aerobio.

Explicación más simple de la transferencia de oxígeno en estos tratamientos es la dada por la teoría de la doble película:

Es la presencia de dos capas una líquida y otra gaseosa, es la interface gas - líquido la que proporciona la mayor parte de resistencia al paso de las moléculas de gas.

1.5.5 Biopelícula

Una de las variables fundamentales para el tratamiento de aguas residuales en reactores de soporte fijo, es la pequeña capa biológica, que crece adherida al soporte, responsable del proceso de depuración y denominada biopelícula.

Se puede decir que la biopelícula es una matriz conformada por células microbianas y sustancias poliméricas extracelulares (E.P.S) segregadas por aquellas, que se unen en una superficie soporte.

El crecimiento de la biopelícula o su acumulación, no necesariamente es uniforme en el tiempo y espacio. En su composición puede existir una fracción importante de sustancias inorgánicas o abióticas, atrapadas por una matriz biótica.

Aunque no se conocen a fondo las propiedades físicas de los EPS, casi exclusivamente son polisacáridos, forman una capa viscosa, altamente hidratada, unida la al soporte y sujetando los microorganismos, con lo que se obtiene la integridad de la biopelícula. Además tanto la adhesión inicial como la definitiva sobre el soporte está determinada fundamentalmente por a presencia y propiedades de los polímeros extracelulares, que relacionan a las células con el medio de soporte.

Los factores ambientales, los físico - químicos así como el tipo y concentración del sustrato, influyen en la selección y el desarrollo de las distintas poblaciones microbianas en la biopelícula.

En las zonas oxigenadas de la biopelícula se desarrollan células microbianas aerobias que utilizan el oxígeno como aceptador de electrones, y en las zonas sin oxígeno de la biopelícula se desarrollan microorganismos anaerobios.

1.5.5.1 Características de la biopelícula

La eliminación de contaminantes en forma de carbono y nutrientes en un medio heterogéneo (biopelícula), es el resultado de la interacción entre la tasa de transporte y la tasa intrínseca de reacción.

La superficie disponible para la colonización y el desarrollo de la biopelícula es característica fija del proceso a emplear, por lo cual la masa de biopelícula en el mismo resulta una función del espesor y densidad de la película biológica.

Una biopelícula no es una sustancia rígida. La matriz EPS, se comporta como un gel. Las propiedades geológicas influyen en la transferencia de masa en la interface biopelícula - agua.

Las propiedades viscosas de la biopelícula contribuyen al aumento de la resistencia friccional del fluido. Dentro de las características de la biopelícula se pueden considerar:

- ◆ Composición
- ◆ Espesor

1.5.5.1.1 Composición

Las biopelículas están compuestas fundamentalmente por células microbianas y polímeros extracelulares (EPS). Las propiedades físico - químicas y biológicas de la biopelícula son dependientes del medio en que se ha acumulado. Los microorganismos predominantes, modifican el micromedio de manera específica de acuerdo con su actividad metabólica. Por lo tanto, las propiedades físico - químicas de las biopelículas, dependen de las principales propiedades de sus componentes.

1.5.5.1.1.1 Composición elemental

El componente principal de la biopelícula es el agua (87-99%).

La cantidad de componentes inorgánicos y orgánicos de la biopelícula pueden determinarse por secado a 103 °C durante una hora e incineración a 550 °C.

Los sólidos fijos y volátiles reflejan generalmente las fracciones orgánicas e inorgánicas de la biopelícula respectivamente.

1.5.5.1.1.2 Composición biológica

La eliminación de la DBO carbonosa, la coagulación de sólidos coloidales no sedimentables y la estabilización de la materia orgánica se consiguen biológicamente mediante su transformación en biomasa, son los microorganismos los que levan a cabo esta tarea (virus, protistas y metazoos).

1.5.5.1.2 Espesor de la biopelícula

Las características físicas de una biopelícula y en particular el espesor y la densidad pueden influenciar en el diseño, operación y modelación de un proceso para el tratamiento de aguas residuales.

El espesor es una característica importante en el análisis de los procesos biopelícula. La variación del espesor, es también función de la edad de la biopelícula biológica y de la diversidad de las especies microbianas.

Las biopelículas gruesas no controladas, generalmente no son aptas para realizar eficientemente la función de eliminación de sustrato. Por el contrario las

películas delgadas al no oponer una resistencia a la difusión tan elevada, contribuyen eficazmente a dicha eliminación

1.5.5.2 Transporte y reacciones internas en la biopelícula

Los modos de transporte en la biopelícula son de importancia crítica al cuantificar el impulso, calor y proceso de masa transferida al proceso de la biopelícula. Estos modos de transporte son, sin embargo, difíciles de cuantificar con precisión. Los transportes externos a la biopelícula tienen importancia para el abastecimiento del sustrato. Se puede observar dicho transporte midiendo la concentración de oxígeno interno y externo de la biopelícula. La importancia de los transportes externos es notable. Al cambiar la velocidad del fluido cercano a la biopelícula, cambiara la tasa de reacción

La repartición de los microorganismos en la biopelícula depende de los sustratos disponibles. La capacidad de reacción de la biopelícula depende de la concentración de sustrato de su difusión. Los principales sustratos encontrados en las aguas residuales, que se eliminan biológicamente son, generalmente, el carbono orgánico y el nitrógeno; por lo tanto las reacciones que más interesa obtener en las biopelículas de aguas residuales son:

- ◆ La oxidación del carbono orgánico
- ◆ La oxidación de nitrógeno amoniacal

- ◆ La reducción a compuestos gaseosos de nitratos y nitritos

1.5.5.3 Ventajas de los procesos biopelícula

- ◆ Estabilidad frente a sobrecargas orgánicas e hidráulicas.
- ◆ Flexibilidad para trabajar con caudales inferiores a los de diseño.
- ◆ Bajo mantenimiento y control del proceso.
- ◆ Mínimo consumo energético.
- ◆ Facilidad de construcción.
- ◆ Mínima pérdida de carga.
- ◆ Reducción de espacio y volumen necesario con respecto a otros procesos.
- ◆ Nitrificación y denitrificación del efluente se consigue con un mínimo coste energético y operativo.
- ◆ Mejores características del fango secundario. Al tener su biomasa fijada al soporte, funciona independientemente de la decantación secundaria.
- ◆ Se puede controlar el tiempo de retención celular sobre la unidad de reacción fija.

1.6.6 Sedimentación secundaria

Los procesos biológicos de depuración de las aguas residuales consisten en fomentar el desarrollo de microorganismos que, realizando sus misiones

metabólicas, forman flóculos que retienen la contaminación, alimentándose de ella.

Cuando los microorganismos crecen el espesor de la película aumenta y el oxígeno es consumido antes de que pueda penetrar todo el espesor de la película, por lo tanto se establece un ambiente anaerobio cerca de la superficie del medio.

Según va aumentando el espesor de la película, los organismos que se encuentran cerca de la superficie del medio, al no llegarles materia orgánica entran en una fase endógena y pierden capacidad de adherirse al medio, desprendiéndose esta película, siendo necesario su remoción mediante decantación secundaria con el fin de mejorar la calidad del efluente.

Debemos tener en cuenta aquí ciertos factores perturbadores de la decantación biológica, éstos son:

1. Perturbaciones por turbulencia

Las condiciones de circulación de la masa de agua en el decantador vienen determinadas por el número de Reynols. La circulación del agua debe hacerse en régimen laminar, siendo $Re < 2.000$

2. Perturbaciones de arrastre por velocidad

En un decantador ideal las partículas sedimentadas pueden ponerse otra vez en suspensión si se alcanza la velocidad de arrastre dada por Camp.

3. Perturbaciones por falta de homogeneidad

Camp ha demostrado que la homogeneidad de la corriente viene dada por un número de Froude y se admite una homogeneidad adecuada de la corriente de un decantador cuando $Fr > 10-5$.

4. Perturbaciones en las entradas y en las salidas

Para tener en cuenta las entradas y salidas deberán adoptarse los dispositivos adecuados, no obstante se incrementará la longitud establecida del decantador en un 6%.

1.6 NORMAS DE VERTIMIENTO EN COLOMBIA

El decreto 1594 de 1984 en el capítulo VI (de las normas de vertimiento) establece lo siguiente:

ARTÍCULO 72: todo vertimiento a un cuerpo de agua deberá cumplir, por lo menos, con las siguientes normas:

REFERENCIA	USUARIO EXISTENTE	USUARIO NUEVO
PH	5 a 9 unidades	5 a 9 unidades
Temperatura	≤ 40 °C	≤ 40 °C
Material flotante	Ausente	Ausente
Grasas y aceites	Remoción ≥ 80% en carga	Remoción ≥ 80% en carga
Sólidos suspendidos, domésticos o industriales	Remoción ≥ 50% en carga	Remoción ≥ 80% en carga

DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO DBO		
Para desechos domésticos	Remoción ≥ 30% en carga	Remoción ≥ 80% en carga
Para desechos industriales	Remoción ≥ 20% en carga	Remoción ≥ % en carga

PARAGRAFO

De acuerdo con las características del cuerpo receptor y del vertimiento, la EMAR decidirá cual o cuales de las normas de control de vertimiento señaladas en este artículo podrán excluirse.

ARTICULO 73: Todo vertimiento a un alcantarillado público deberá cumplir por lo menos, con las siguientes normas:

REFERENCIA	VALOR
PH	5 a 9 unidades
Temperatura	≤ 40E C
Acidos, bases o soluciones ácidas o básicas que pueden causar contaminación; sustancias explosivas o inflamables.	Ausentes
Sólidos sedimentables	≤ 10 ml /lt
Sustancias solubles en hexano	≤ 100 ml /lt

REFERENCIA	USUARIO EXISTENTE	USUARIO NUEVO
Sólidos suspendidos para desechos domésticos e industriales	Remoción ≥ 50% en carga	Remoción ≥ 80% en carga
Demanda Bioquímica de Oxígeno		
Para desechos domésticos	Remoción ≥ 30% en carga	Remoción ≥ 80% en carga
Para desechos industriales	Remoción ≥ 20% en carga	Remoción ≥ 80% en carga
Caudal máximo	1.5 veces el caudal promedio horario	

PARAGRAFO

De acuerdo con las características del cuerpo receptor y del vertimiento, la EMAR decidirá cual o cuales de las normas de control de vertimiento anotadas, podrán excluirse.

2. PLANTA EXPERIMENTAL PILOTO

Este trabajo de investigación se constituye en la segunda etapa del proyecto denominado SISTEMA DE LECHOS BACTERIANOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS, el cual en su primera etapa (FALG 1), consistió en el diseño, construcción, puesta en marcha y evaluación de las condiciones iniciales de dicho sistema.

Consideramos de importancia, hacer un recuento de las principales características de la planta experimental, las cuales se presentan a continuación para una mejor comprensión del funcionamiento general.

2.1 LOCALIZACION

La planta experimental piloto de nuestra investigación, se encuentra ubicada en predios del Servicio Nacional de Aprendizaje (SENA), kilometro 9 de la vía al oriente sobre el margen izquierdo del río Pasto.

2.2 CAPTACION

Se toma el agua proveniente de las cajillas de desagüe del Centro de Rehabilitación para el Menor, SANTO ANGEL, y luego se conduce a una cajilla final, provista de una rejilla para retención de sólidos y material grueso.

Finalmente el agua residual es transportada por una tubería tipo PVC de 2" de diámetro, y 175 m de longitud, a la planta experimental piloto.

2.3 ETAPAS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

2.3.1 Desbaste

Consiste en la separación del agua residual de sólidos de gran tamaño mediante una malla situada en la cajilla de recolección. Sus objetivos son:

- ◆ Proteger la planta experimental piloto de la llegada intempestiva que pueden provocar obstrucción en las diferentes unidades de la instalación.
- ◆ Separar y evacuar fácilmente las materias voluminosas arrasadas por el agua bruta, que podrían complicar la eficiencia del tratamiento.
- ◆ Proteger la conducción de atascamientos por grandes sólidos.

2.3.2 Tanque Séptico

En un proceso de tratamiento primario aplicable a viviendas aisladas, comunidades o núcleos rurales con una población no mayor a 100 habitantes en servicio domestico. Consiste en un deposito cerrado que cumple con un doble objetivo:

- ◆ Decantación primaria donde hay una reducción de los sólidos suspendidos y del material flotante.

- ◆ Digestión anaerobia y almacenamiento de fangos.

2.3.3 Filtro Percolador

Es un proceso de tratamiento secundario aerobio. En este tratamiento se emplea un cultivo biológico para conseguir una descomposición aeróbica y oxidación de la materia orgánica, pasando a compuestos más estables. Consiste en hacer caer el agua a tratar previamente decantada en forma de lluvia, sobre una masa de material (grava) de gran superficie especifica que sirve de soporte a los microorganismos depuradores. La materia orgánica presente en el agua residual es degradada por una población de microorganismos adheridos al medio.

2.3.4 Decantación Secundaria

El agua proveniente del Lecho Bacteriano, ya sometida a la acción depuradora de los microorganismos aerobios, es recolectada por una cámara de drenaje de la cual se conduce a un decantador secundario, cuyo objetivo primordial es remover la cantidad de biopelícula que se desprende del material de soporte (grava), cuando esta pierde capacidad de adhesión y es arrastrada por el efluente.

2.4 FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA

La planta esta diseñada para tratar un caudal de 0.038 L/s.

El agua proveniente de las cajillas de desagüe del Centro de Rehabilitación SANTO ANGEL, llega a la unidad de pretratamiento que consiste en una cajilla provista de una malla de 1/4" dispuesta para la retención de los residuos de gran tamaño.

El agua pretratada llega a la unidad de tratamiento primario (FOSA SEPTICA), a través de una tubería PVC de 2" de diámetro. El cuerpo principal del tanque Séptico es un deposito por el que pasa el agua residual con el objetivo de someterla a una decantación. A su vez el fango decantado se almacena en le mismo deposito siendo sometido a una digestión anaerobia.

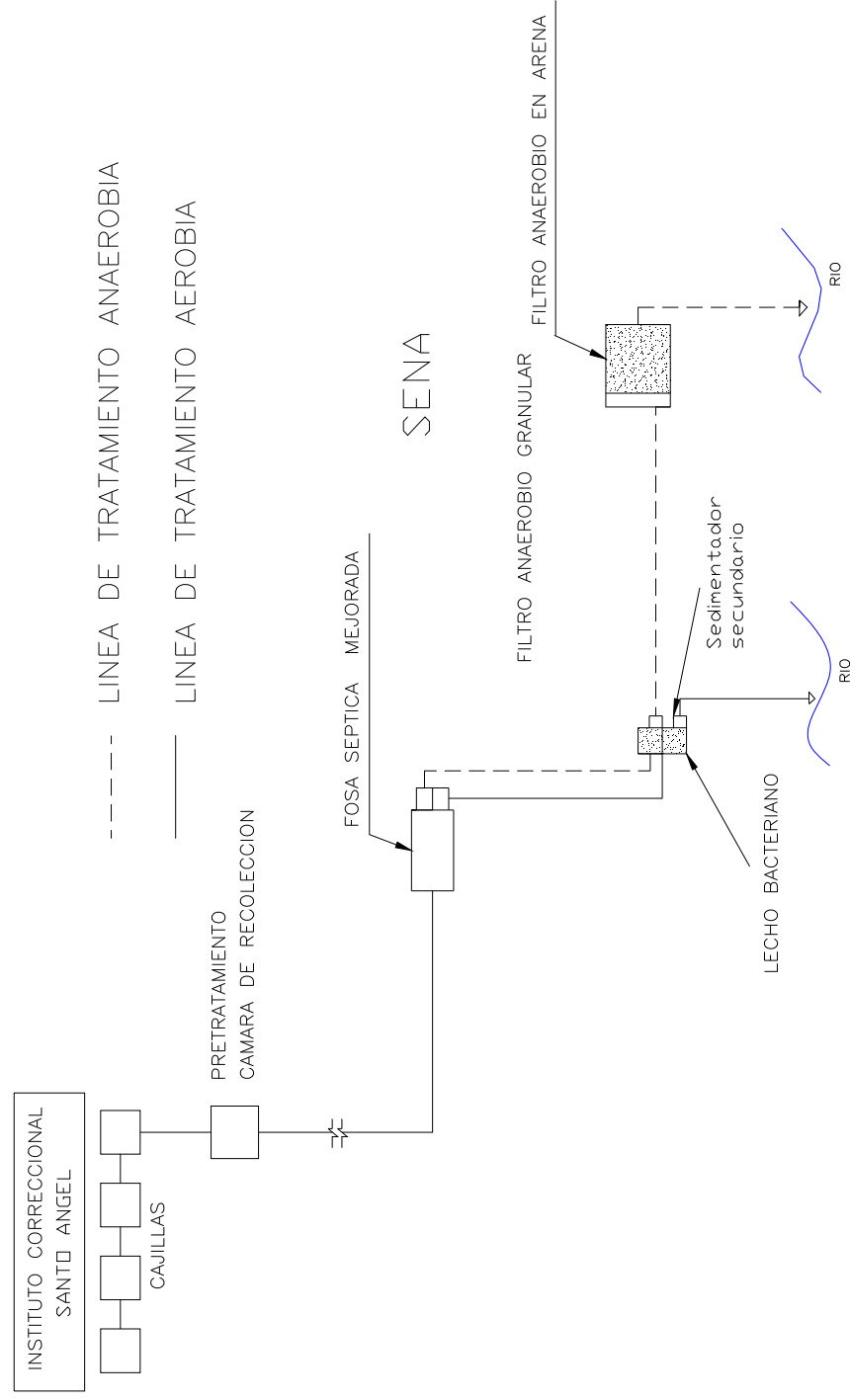
El efluente del tratamiento primario se distribuye a dos unidades por medio de vertederos, una de tratamiento aerobio de lecho bacteriano y la segunda unidad es el filtro de lecho granular fijo, que alimenta al filtro en arena. En la figura 4 se muestra un esquema general de la planta piloto.

La conexión de las unidades descritas anteriormente originan dos líneas de tratamiento:

- ◆ Línea de tratamiento anaerobio - aerobio: fosa séptica y lecho bacteriano y decantador secundario.

- ◆ Línea de tratamiento anaerobio: fosa séptica, filtro anaerobio y filtro en arena.

Figura 4. Esquema general de la Planta Piloto



3. LECHO BACTERIANO

3.1 GENERALIDADES

3.1.1 Lecho Bacteriano

Una vez que el filtro se encuentra operando, la superficie en el medio comienza a cubrirse con una sustancia viscosa y gelatinosa conteniendo bacterias y otro tipo de microorganismos. El efluente de la sedimentación primaria es distribuido uniformemente sobre el medio de soporte del filtro a través de un sistema distribuidor del flujo. El oxígeno necesario, para que se lleve a cabo el metabolismo biológico aerobio, es suministrado por la circulación del aire a través de los espacios entre el medio filtrante y parcialmente por el oxígeno disuelto presente en el agua residual. Al cabo de un tiempo, comienza el crecimiento microbiano en la interfase aerobia del medio filtrante, generando el crecimiento de organismos anaerobios y facultativos que junto con los organismos aerobios forman el mecanismo básico para la remoción de la materia orgánica.

3.1.2 Decantador Secundario

El efluente del filtro percolador deberá pasar a través de un clarificador secundario para colectar la biomasa desprendida.

3.2 LECHO BACTERIANO

3.2.1 Características

Como ya se ha mencionado esta unidad consiste en un filtro de tipo aerobio de cultivo fijo.

Se ha formado el cultivo bacteriano sobre un lecho de piedra de gran superficie específica, con tamaños entre 6 y 11 cm. El lecho es soportado por una losa en concreto reforzado, que además tiene la función de permitir el paso del agua residual ya tratada a través de unas perforaciones, para posteriormente ser captada en una cámara de drenaje y permitir el paso del aire del exterior al interior del Lecho.

Para airear el agua proveniente de la Fosa Séptica, se ha instalado una tubería perforada como sistema de entrada a la unidad. El agua que entra a la tubería perforada cae a una lamina también perforada con el objetivo de lograr una distribución uniforme del flujo, posteriormente cae al lecho granular,

atravesándolo en forma descendente, finalmente se recoge en un falso fondo que además tiene la función de permitir la aireación a través de unas ventanas que se encuentran en la parte inferior del filtro. En las figuras 5, 6 y 7 se muestra cortes y detalles del filtro.

3.2.2 Componentes del Lecho Bacteriano

El filtro aerobio esta echo en ladrillo doble de altura 2.4 m. Los componentes de este filtro son los siguientes.

- ◆ Tubería PVC de diámetro 1/2", con perforaciones cada 5 cm, para entrada del agua al filtro.

- ◆ Lamina metálica perforada, calibre 18, de 0.7 m X 0.7 m, separada 10 cm de la tubería.

- ◆ Lecho de grava de 1.8 m de altura.

- ◆ Losa en concreto reforzado, perforado de 0.7m X 0.7m X 0.1 m de altura.

- ◆ Falso fondo. Aquí se presentan unas ventanas de aireación para asegurar el mejor funcionamiento del filtro.

3.3 SEDIMENTADOR SECUNDARIO

3.3.1 Diseño del Sedimentador Secundario

Datos:

- Q medio = 0.073 m³/h
- Q máximo = 0.294 m³/h

Parámetros de diseño:

- Carga hidráulica (para Q medio) CH = 1.2 m/h
- Carga hidráulica (para Q máximo) CH = 2.0 m/h
- Tiempo de retención hidráulico > de 2.5 h a caudal medio

Se adopto TRH = 2.5h

$$Area = \frac{Q}{CH}$$

- **Para Q medio**

$$Area = \frac{0.07 \frac{m^3}{h}}{1.2 \frac{m}{h}}$$

$$Area 1 = 0.061 \text{ m}^2$$

- **Para Q máximo**

$$Area = \frac{0.294 \text{ m}^3/h}{2.0 \text{ m}/h}$$

$$Area2 = 0.146 \text{ m}^2$$

De las áreas anteriores, se tomó la mayor = 0.146 m²

Por cuestiones de operación y mantenimiento Se adopto un ancho B = 0.4 m, un largo L = 0.8 m y una profundidad h = 0.8 m.

El desagüe se ubicó a un tercio de la longitud del sedimentador y se adopto pendientes del 35% y 20% al lado y lado del desagüe, con el fin de facilitar la concentración y evacuación de los lodos decantados.

3.3.2 Características y componentes

El agua proveniente del filtro aerobio, entra al clarificador mediante una Tee de 2", con el fin de evitar turbulencia y resuspensión de la biomasa ya decantada, después es captada por una Tee de 2", la cual esta conectada a una llave de paso que tiene la función de permitir la toma de muestras y evacuar el agua tratada a una cámara de muestreo. Posteriormente el agua tratada se recolecta en una cámara de desagüe, que la evacua al río mediante una tubería de 1" de diámetro.

Los lodos decantados en el sedimentador se evacuan al río mediante una tubería de 21/2", esta operación se realiza periódicamente, con el fin de evitar la presencia de natas, que son lodos que se resuspenden debido a los gases originados por la digestión anaerobia de los lodos sedimentados.

En las figuras 5 y 6 se muestra cortes y detalles del sedimentador secundario.

4 FUNCIONAMIENTO Y EVALUACION DEL SISTEMA - SEGUNDA ETAPA

Como ya se ha mencionado en este trabajo, en la primera fase de esta investigación se llevó a cabo la puesta en marcha y la evaluación de las condiciones iniciales del sistema.

El propósito de la segunda etapa de investigación de esta línea de tratamiento es estudiar el proceso de maduración del sistema para determinar las eficiencias que pueden alcanzar las unidades de tratamiento en estudio.

Por tal razón, las actividades desarrolladas en esta fase correspondieron a la operación y mantenimiento; realización de laboratorios y análisis de resultados.

4.1 MANTENIMIENTO DEL LECHO BACTERIANO

4.1.1 Medidas preventivas

El hecho de trabajar con aguas residuales implica un constante riesgo de adquirir cualquier tipo de infección ya sea de la piel o intestinal a causa de los gérmenes patógenos y todo tipo de microorganismos presentes en este tipo de aguas.

Para prevenir este riesgo se deben tomar todas las medidas sanitarias de seguridad con el propósito de impedir en lo posible entrar en contacto directo con este tipo de aguas.

Por lo anterior, durante las labores de mantenimiento especialmente, se utilizaron implementos de protección corporal para manipular las herramientas de limpieza, estos elementos de protección son:

- ◆ Guantes de caucho para protección de manos
- ◆ Blusas para proteger la parte superior del cuerpo
- ◆ Tapabocas para prevenir salpicaduras en el rostro
- ◆ Botas plásticas para mantener protegidas las extremidades inferiores

Puesto que las labores de mantenimiento se realizaron de manera permanente, estos elementos de protección se debieron utilizar a diario.

4.1.2 Limpieza de la captación

Se realiza dos veces por semana. Utilizando una manguera plástica se sondea la tubería de 6" que une las cajillas de desagüe de los cuartos de baño para remover los posibles sólidos que pueden interrumpir el flujo de agua residual hacia la tubería que conduce las aguas residuales a la caja de recolección.

La tubería entre las cajillas de desagüe y la caja de recolección se limpia dos veces a la semana ya que fácilmente se obstruye por cuanto la totalidad de los sólidos presentes en el agua residual pasan a través de ella antes de ser retenidos por las rejillas. Para su mantenimiento se sondea en la dirección del flujo con manguera plástica.

En la caja de recolección se efectuó mantenimiento dos veces por semana, teniendo que retirar las rejillas de su sitio para eliminar los sólidos retenidos en ellas y lavarlas con agua potable. Las paredes de la caja se lavan con agua a presión restregando fuertemente para remover partículas adheridas a ellas. El fondo de la caja se limpia con cepillo y recogedor para remover las partículas sólidas de tamaño considerable que eventualmente hubieran podido atravesar las rejillas.

4.1.3 Limpieza de la tubería de conducción

Esta presentó bastante dificultad para su mantenimiento ya que se debe contar con una manguera de gran longitud para realizar un sondeo y poder remover los eventuales taponamientos que se presentaron. En caso de no obtener resultados de esta manera se recurrió al llenado con agua potable de la caja de recolección creando una cabeza de presión suficiente para permitir la salida del elemento que provoca la obstrucción.

4.1.4 Mantenimiento y limpieza de la Fosa Séptica

Este mantenimiento se realizó dos veces a la semana, para ello se remueven los sólidos que decantan en el fondo de la estructura de entrada con la ayuda de un colador plástico, al mismo tiempo se restriega las paredes de la cámara y la tubería de entrada utilizando un cepillo, el cual remueve cualquier partícula que se pudiera adherirse a la superficie.

El mantenimiento del depósito principal se realizó dos veces por semana. En las tareas de limpieza se presta atención a lo siguiente:

- ◆ Eliminar grasas, natas y sólidos flotantes presentes en la superficie del agua, para lo cual se utiliza un colador acoplado a un mango largo el cual se desplaza a través de los compartimientos de inspección con sumo cuidado para no provocar turbulencias y por tanto resuspensión de sólidos.

- ◆ Raspar la superficie de la lámina inclinada de decantación para remover los sólidos que se hayan adherido a ella y puedan descomponerse. Esto se logra con la utilización de un cepillo plástico de mango largo que se maniobra con sumo cuidado a través de los compartimientos de inspección para no provocar resuspensión de estos sólidos ni salpicaduras a quien realiza esta operación.

La cámara de distribución requiere la extracción de algunos sólidos flotantes tales como hojas de árboles aledaños a la Fosa Séptica, además se deben mantener libres de impurezas el vertedero metálico, el fondo y paredes de la cámara para prevenir el taponamiento de las tuberías que conducen el agua al lecho bacteriano.

4.1.5 Mantenimiento y limpieza del Lecho Bacteriano

Después de verificar que todas las tuberías estén funcionando correctamente antes de la entrada al filtro, así como también verificar que el caudal se distribuya uniformemente en toda la superficie del filtro, podemos realizar el mantenimiento de la unidad.

Para hacer un buen mantenimiento, se debe hacer una limpieza dos veces por semana, la cual incluye las siguientes actividades:

- ◆ Revisión del surtidor de caudal, que se encuentra en la parte superior del filtro, verificando la correcta salida intermitente del agua por todas las aberturas de la flauta. En caso de no cumplir lo anterior se debe limpiar con un cepillo todas las salidas de la flauta y verificar el nivel de las flautas para asegurar su buen funcionamiento.

- ◆ Limpieza de la lamina perforada, restregando con un cepillo toda su superficie, con el fin de asegurar una buena distribución sobre el lecho.

- ◆ Limpieza de las paredes del filtro, mediante un cepillo ya que en estas se presentan insectos (moscas), provocados por las condiciones de baja carga a la cual opera el filtro.

- ◆ Verificación de las ventanas de ventilación, para que las condiciones de aireación se cumplan, retirando cualquier material que obstruya esta función.

- ◆ Verificación de la cámara de recolección, observando posibles fugas presentes en la periferia del filtro, por posibles taponamientos en la salida al sedimentador secundario. La solución a este problema es el sondeo desde la salida hacia el interior de la cámara de recolección.

4.1.6 Mantenimiento y limpieza del Sedimentador Secundario

El mantenimiento del sedimentador consta de las siguientes operaciones.

- ◆ Extracción de las natas formadas en la superficie del agua, mediante un colador, esta actividad se realiza periódicamente, con el fin de mejorar la calidad del efluente.

- ◆ Evacuación de lodos, mediante la apertura de la válvula de purga, con ello se evita resuspensión de lodos decantados.

- ◆ Lavado de las paredes del sedimentador ayudado con una escoba para remover el lodo adherido a estas.

4.2 LABORATORIOS REALIZADOS EN LA FASE II

En esta fase de la línea de tratamiento FALG 2, se realizaron 20 muestreos, realizados semanalmente, estos muestreos se hicieron en 4 lugares correspondientes a la entrada a la Fosa Séptica Mejorada (muestra1), Salida de la Fosa Séptica Mejorada (muestra 2), salida Filtro Aerobio (muestra 3), salida del Sedimentador secundario (muestra 4).

Los ensayos realizados fueron:

- ◆ DQO
- ◆ DBO5
- ◆ Alcalinidad
- ◆ Dureza
- ◆ pH
- ◆ Temperatura
- ◆ Nitritos

- ◆ Nitratos
- ◆ Coliformes Totales
- ◆ Sólidos Suspendidos
- ◆ Oxígeno Disuelto

4.2.1 Toma de muestras

Para obtener resultados confiables en los ensayos de laboratorio se necesita cumplir con ciertas normas y recomendaciones para la toma de muestras como son:

4.2.1.1 Tipos de muestras

4.2.1.1.1 Muestra simple

Solo representa la composición del agua para un tiempo y lugar específico. Este tipo de muestras se usan entre otras para:

- ◆ Determinar las características de descargas instantáneas.
- ◆ Estudiar variaciones y extremos en un flujo de desechos en determinado periodo.

- ◆ Determinar si la composición de la corriente para hacer el muestreo es razonablemente constante.

4.2.1.1.2 Muestra compuesta

Las muestras compuestas son la mezcla de varias muestras instantáneas recolectadas en el mismo punto de muestreo en diferentes tiempos.

4.2.1.1.3 Muestra integrada

Consiste en el análisis de muestras instantáneas tomadas en diferentes puntos simultáneamente o tan cerca como sea posible. La integración debe hacerse de manera proporcional a los caudales medidos al tomar la muestra.

Para nuestro caso tomamos muestras compuestas debido a la variación del caudal y a la contaminación de las aguas.

4.2.1.2 Recipientes para las muestras

El tipo de recipiente usado para tomar la muestra es de vital importancia porque pueden existir intercambios iónicos con las paredes del recipiente o producirse una adsorción sobre estas. Los recipientes por lo general son de plástico y de vidrio, teniendo cada uno un uso específico.

En nuestro trabajo se utilizaron básicamente dos tipos de recipientes:

4.2.1.2.1 Para análisis físico-químico

Se utilizaron recipientes plásticos, con tapón y tapa rosca de 1/2 galón de capacidad debidamente rotulado.

El equipo para la toma de muestras se lava inmediatamente después de haberse desocupado con suficiente agua limpia y jabón y al recoger las muestras se lavan por lo menos tres veces con una cantidad pequeña del agua a muestrear.

4.2.1.2.2 Para análisis bacteriológico

Se utilizaron recipientes plásticos, previamente esterilizados, de 100 ml de capacidad. Estos deben estar sellados y únicamente deben abrirse en el momento del muestreo siendo marcados después de la toma.

4.2.2 Descripción de Ensayos Realizados

4.2.2.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

a) Equipo:

- ◆ Reactor COD
- ◆ Gradilla
- ◆ Calorímetro Hatch DR 700
- ◆ Pipetas
- ◆ Probetas

b) Reactivos:

- ◆ COD de bajo rango 0 – 150 mg/l DQO
- ◆ COD de alto rango 0 – 1500 mg/l DQO
- ◆ Agua desmineralizada

c) Procedimiento:

- ◆ Homogeneizar la muestra durante 2 minutos.
- ◆ Precalentar el reactor COD hasta 150 °C.
- ◆ Preparar una muestra patrón o blanco agregando 2 ml de agua destilada a la cápsula que contiene el reactivo para la demanda química de oxígeno ya sea de alto o bajo rango como se estime conveniente.
- ◆ Pipetear 2 ml del agua residual y mezclar con el reactivo durante 1 minuto.

- ◆ Calentar la muestra preparada durante 2 horas. Al cabo del tiempo apagar el reactor y dejar enfriar los tubos durante 20 minutos hasta alcanzar 120 °C o menos.

- ◆ Instalar el módulo de software correspondiente en el módulo Hatch DR 700: Para bajo rango 0 – 150 mg/L DQO módulo 420 programa 42.06. Para alto rango 0 – 1500 mg/l DQO y 0 – 15000 mg/l DQO módulo 6 programa 61.08.

- ◆ Ajustar la intensidad lumínica del colorímetro DR 700.

- ◆ Colocar el blanco dentro del compartimiento para celdas del colorímetro y calibrar a ceros presionando la tecla ZERO.

- ◆ Introducir uno a uno los tubos con las muestras de agua residual preparadas anteriormente y hacer la lectura correspondiente presionando READ en el aparato. El valor que aparece en pantalla se expresa en mg/l de DQO.

4.2.2.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días (DBO5)

a) Equipo:

- ◆ Frascos para DBO
- ◆ Frasco de Winkler

b) Reactivos:

- ◆ NaN₃ Yoduro alcalino
- ◆ Agua destilada.

c) Procedimiento:

- ◆ Airear hasta la saturación el agua de dilución.
- ◆ Diluir la muestra en la proporción más adecuada.
- ◆ Usar de esa dilución, mínimo 2 frascos para DBO completamente llenos.
Tapar con cuidado sin dejar burbuja y dejar en reposo por 15 minutos.
- ◆ Destapar con cuidado sin crear turbulencia uno de ellos y determinar inmediatamente el oxígeno disuelto por el método de Winkler. El oxígeno disuelto así medido, es el oxígeno disuelto inicial día cero.
- ◆ Dejar el segundo frasco o varios de ellos, en incubación durante cinco días en la oscuridad.

- ◆ Después de dicho tiempo, destápelo con mucho cuidado y determine el oxígeno disuelto por el método de Winkler. El valor hallado es el correspondiente al oxígeno disuelto en el día quinto.
- ◆ Calcular con estos datos y el respectivo factor de dilución la demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días DBO₅.

$$DBO_5 (\text{mgO}_2/\text{lt}) = (OD_1 - OD_5) * \left(\frac{V_{L.S.1}}{V_{L.S.2}} \right) * Fdil$$

Donde:

OD_i = Oxígeno disuelto inicial

OD₅ = Oxígeno disuelto a los cinco días

VI.s.1 = Volumen del líquido de siembra agregado como inóculo = 0.1 VI.s.2

VI.s.2 = Volumen del líquido de siembra usado en el ensayo propio por dilución de dicho líquido (agua negra doméstica sedimentada).

Fdil = Factor de dilución usado en el ensayo

Fdil = Volumen frasco (ml)/Volumen muestra original (ml) cuando las diluciones se hacen directamente en los frascos para DBO (volúmenes de 25 ml a 300 ml)

Fdil = 1/ % de dilución/100 cuando se usa porcentaje de dilución (los cuales son convenientes cuando se realiza gran número de determinaciones de una misma muestra).

4.2.2.3 Nitratos

a) Equipo:

- ◆ Celdas de 10 ml
- ◆ Beakers
- ◆ Colorímetro Hatch DR 700
- ◆ Pipetas
- ◆ Módulo de 500 nm.

b) Reactivos:

- ◆ Almohadillas con Nitra Ver5. uno por cada ensayo

c) Procedimiento:

- ◆ Instalar el módulo 510 en el Colorímetro DR 700. escoger programa 50.05
- ◆ Llenar la celda de 10 ml con agua residual y adicionar el contenido de la almohadilla con Nitra Ver 5.
- ◆ Agitar la celda durante 1 minuto y dejarla reposar durante 5 minutos más.

- ◆ Calibrar a ceros el colorímetro DR 700 utilizando un blanco con agua desmineralizada.

- ◆ Luego de los 5 minutos colocar las muestras preparadas en el colorímetro y realizar la lectura usando READ. El resultado mostrado en pantalla se expresa en mg/L de Nitrato como Nitrógeno, para convertir el valor a unidades de mg/L de nitratos NO₃ se multiplica por 4.4.

4.2.2.4 Nitritos

a) Equipo:

- ◆ Celdas de 10 ml.
- ◆ Módulo de 500 nm.
- ◆ Colorímetro Hatch DR 700
- ◆ Pipetas

b) Reactivos:

- ◆ Almohadillas con Nitri Ver 3.

c) Procedimiento:

- ◆ Instalar el módulo 50-01 en el colorímetro, ajustar la intensidad lumínica del DR 700 y escoger el programa número 50.08.1.
- ◆ Llenar la celda de 10 ml con agua residual y agregar el contenido de la almohadilla con Nitri Ver 3, agitar por 1 minuto.
- ◆ Dejar reposar la muestra preparada durante 10 minutos.
- ◆ Calibrar a ceros el DR 700 utilizando una celda de 10 ml con agua destilada.
- ◆ Colocar la muestra preparada en el colorímetro para realizar la lectura correspondiente presionando la tecla READ. El resultado se expresa en mg/l de nitritos como nitrógeno (NO₂ – N). Para convertir los resultados a mg/l de NO₂ se multiplica por 3.3.

4.2.2.5 Dureza Total

a) Equipo:

- ◆ Erlenmeyer.
- ◆ Cilindro graduado de 100 ml.

- ◆ Agitador
- ◆ Pipetas
- ◆ Titulador digital

b) Reactivos:

- ◆ Solución amortiguadora Hardness 1.
- ◆ Almohadilla de indicador en polvo Mamber 2 Hardness.
- ◆ Agua desmineralizada.
- ◆ Cartucho de Titulación EDTA según la tabla 4.

c) Procedimiento:

- ◆ Seleccionar un volumen para las muestras y un cartucho EDTA para titulación que corresponda con la concentración de dureza esperada del la tabla 4.
- ◆ Insertar el tubo de suministro limpio en el cartucho titulador. Instalar el cartucho en el cuerpo del titulador según lo especificado en el manual.
- ◆ Sostener el titulador digital con la punta del cartucho hacia arriba, hacer girar la perilla de suministro para sacar el aire y unas gotas del titulador. Volver a ajustar el contador a cero y limpiar la punta del cartucho.

- ◆ Utilizar un cilindro graduado o una pipeta para medir la muestra del volumen encontrado en la tabla 4. Pasar la muestra al Erlenmeyer y agregar agua desionizada hasta alcanzar la marca de los 100 ml si es necesario

- ◆ Añadir 1 ml de solución amortiguadora para dureza Hardness 1 y agitar suavemente para mezclar.

- ◆ Añadir el contenido de una almohadilla de reactivo en polvo Mamber 2 y agitar para mezclar.

- ◆ Sumergir la punta del tubo de suministro en la muestra y usarla para agitar el líquido mientras se titula con EDTA pasando del color rojo a un azul puro. Anotar el número de dígitos que se usa.

- ◆ Para calcular la concentración final se utiliza la siguiente formula:
Dígitos requeridos * dígito multiplicador (tabla 4) = mg/l de dureza como CaCo3.

Tabla 4. Especificaciones de Reactivos para Dureza Total

Rango (mg/l como CaCo ₃)	Volumen de la Muestra (ml)	Cartucho (M EDTA)	No. de Cat.	Dígito Multiplicador
10 a 40	100	0,08	14364-01	0,1
40 a 160	25	0,08	14364-01	0,4
100 a 400	100	0,8	14959-01	1
200 a 800	50	0,8	14959-01	2
500 a 2000	20	0,8	14959-01	5
1000 a 4000	10	0,8	14959-01	10

4.2.2.6 Alcalinidad

a) Equipo:

- ◆ Titulador digital
- ◆ Erlenmeyer
- ◆ Agitador
- ◆ Pipetas
- ◆ Cilindros graduados de 100 ml.

b) Reactivos:

- ◆ Almohadillas de reactivo en polvo Verde de Bromocresol – rojo de metilo.
- ◆ Almohadilla de reactivo en polvo Fenoftaleina.
- ◆ Cartucho de titulación con ácido sulfúrico.
- ◆ Agua desmineralizada.

c) Procedimiento:

- ◆ Seleccionar un volumen de la muestra y el cartucho para titulación de ácido sulfúrico que corresponden a la concentración esperada de alcalinidad en mg/l de CaCO_3 de la tabla 5.
- ◆ Insertar un tubo de suministro limpio en el cartucho para titulación.
- ◆ Sostener el titulador digital con la punta hacia arriba y hacer girar la perilla de suministro para expulsar el aire del tubo hasta que aparezca una gota del titulador. Reajustar el contador a ceros y secar la punta del tubo.
- ◆ Usar un cilindro graduado para medir el volumen de la muestra siguiendo la tabla 5. transferir la muestra al Erlenmeyer y completar con agua desmineralizada hasta la marca de 100 ml si es necesario.

- ◆ Agregar el contenido de una almohadilla indicadora de Fenoftaleina y agitar para mezclar.

- ◆ Si el color se torna rosado titular hasta alcanzar el punto de ausencia de color. Introducir la punta del tubo de suministro en la solución y revuelva mientras titula con ácido sulfúrico. Anotar la cantidad requerida.

- ◆ Calcular:

Alcalinidad parcial = dígitos requeridos * multiplicador digital (tabla 5). En mg/l como CaCO₃ de alcalinidad parcial.

- ◆ Para alcalinidad total agregar el contenido de una almohadilla de Verde de Bromocresol – rojo de metilo al Erlenmeyer agitando para mezclar.

- ◆ Continuar con la titulación con ácido sulfúrico hasta un color azul verdoso claro, a un violeta gris claro o un rosado claro según requiera la composición de la muestra. Anotar el total de dígitos requeridos.

- ◆ Calcular:

Alcalinidad total = dígitos requeridos totales * multiplicador digital (tabla 5). En mg/l como CaCo₃ de alcalinidad total.

Tabla 5. Especificaciones Reactivos para Alcalinidad

Rango (mg/l como CaCo3)	Volúmen de la Muestra (ml)	Cartucho NH2SO4	No. de Cat.	Dígito Multiplicador
10 a 40	100	0,16	14388-01	0,1
40 a 160	25	0,16	14388-01	0,4
100 a 400	100	1,6	14389-01	1
200 a 800	50	1,6	14389-01	2
500 a 2000	20	1,6	14389-01	5
1000 a 4000	10	1,6	14389-01	10

4.2.2.7 Sólidos Suspendidos

a) Equipo:

- ◆ Beaker 600 ml
- ◆ Celdas de vidrio de 25 ml
- ◆ Colorímetro Hatch DR 700
- ◆ Pipetas 25 ml
- ◆ Módulo de 810 nm.

b) Procedimiento:

- ◆ Homogeneizar la muestra durante 2 minutos.
- ◆ Vaciar la muestra en un beaker de 600 ml.
- ◆ Pipetear 25 ml de la muestra licuada a las celdas de vidrio.
- ◆ Instalar el módulo 81-01 en el DR 700 y ajustar la intensidad lumínica.
- ◆ Escoger el programa 81.04.1
- ◆ Preparar un blanco de 25 ml con agua destilada y calibrar el colorímetro a ceros.
- ◆ Colocar la muestra de agua residual preparada en el compartimiento para celdas del colorímetro y hacer la lectura presionando READ. El resultado que se muestra en pantalla se expresa en mg/l de sólidos residuales no filtrables.

4.2.2.8 pH

a) Equipo:

- ◆ Peachimetro o potenciómetro
- ◆ Beaker de 250 ml
- ◆ Frasco dosificador para agua destilada

b) Procedimiento:

- ◆ Enjuagar el electrodo con agua destilada y secarlo con un paño limpio.
- ◆ Llenar la muestra en el beaker.
- ◆ Introducir el electrodo dentro de la muestra, accionar el aparato y esperar a que la lectura se estabilice.
- ◆ Leer el valor del pH indicado en la pantalla del peachimetro.

4.2.2.9 Temperatura

a) Equipo:

- ◆ Termómetro

b) Procedimiento:

- ◆ Introducir el termómetro dentro de la fuente de agua durante 5 minutos.
- ◆ Realizar la lectura en grados centígrados en la columna del termómetro.

4.2.2.10 Oxígeno Disuelto

a) Equipo:

- ◆ Oxímetro Digital Handylab Oxi 1/set
- ◆ Agua destilada

b) Procedimiento:

- ◆ Ajustar el Oxímetro según las instrucciones del fabricante.

- ◆ Lavar con agua destilada el electrodo y secarlo con un paño suave.
- ◆ Introducir el electrodo en la fuente de agua, accionar el aparato y esperar hasta que la lectura se estabilice.
- ◆ Registrar la lectura hecha en pantalla ya sea en mg/l de oxígeno disuelto o en porcentaje de saturación.

4.2.2.11 Bacteriológico N.M.P. de Coliformes Totales

a) Equipo:

- ◆ Autoclave
- ◆ Balanza
- ◆ Tubos de ensayo con bujía Durham
- ◆ Pipetas
- ◆ Mechero
- ◆ Agua destilada

b) Reactivos:

- ◆ Agar nutritivo.
- ◆ Caldo lactosado verde Bilis brillante.

c) Procedimiento:

Para la realización de los análisis bacteriológicos se utiliza el Método de los Tubos Múltiples, efectuándose dos exámenes, el presuntivo y el confirmativo.

Prueba presuntiva NMPCT

- ◆ Disolver la muestra de agua tratada con agua destilada en diluciones de 100 ml, 10 ml y 1 ml.
- ◆ Llenar los tubos de ensayo que contienen una bujía Durham con el medio de cultivo.
- ◆ Sembrar 3 tubos por cada serie de dilución escogida con agar nutritivo.
- ◆ Colocar la muestra en la incubadora a 35 °C durante un tiempo aproximado de 24 horas
- ◆ Cuando el resultado es positivo, al descomponerse el medio por la acción bacteriana y como fruto de su metabolismo, se forma una burbuja que se deposita en la bujía. En este caso se somete a la prueba confirmativa

Prueba confirmativa NMPCF

- ◆ Llenar los tubos de ensayo que contienen la bujia Durham con el caldo lactosado verde bilis brillante.

- ◆ Con un aplicador bacteriológico, transferir una muestra de cada uno de los tubos positivos de la prueba presuntiva, a los tubos con caldo lactosado verde bilis brillante.

- ◆ Colocar la muestra en la incubadora a 35° C durante un tiempo aproximado de 24 horas.

- ◆ Cuando el resultado es positivo, se forma una burbuja que se deposita en la bujía.

- ◆ Resultados: los resultados del NMPCF deben ser calculados a partir de la tabla del NMP, con base en el numero de tubos positivos en cada difusión a partir de la prueba confirmativa.

4.3 PRESENTACION DE RESULTADOS

4.3.1 Resultados específicos: Lecho Bacteriano y Sedimentador Secundario

A continuación se presenta la información de los diferentes parámetros obtenidos en laboratorio de la entrada y salida del Lecho Bacteriano y Sedimentador Secundario, además se presenta el porcentaje de remoción o variación de cada uno de los parámetros.

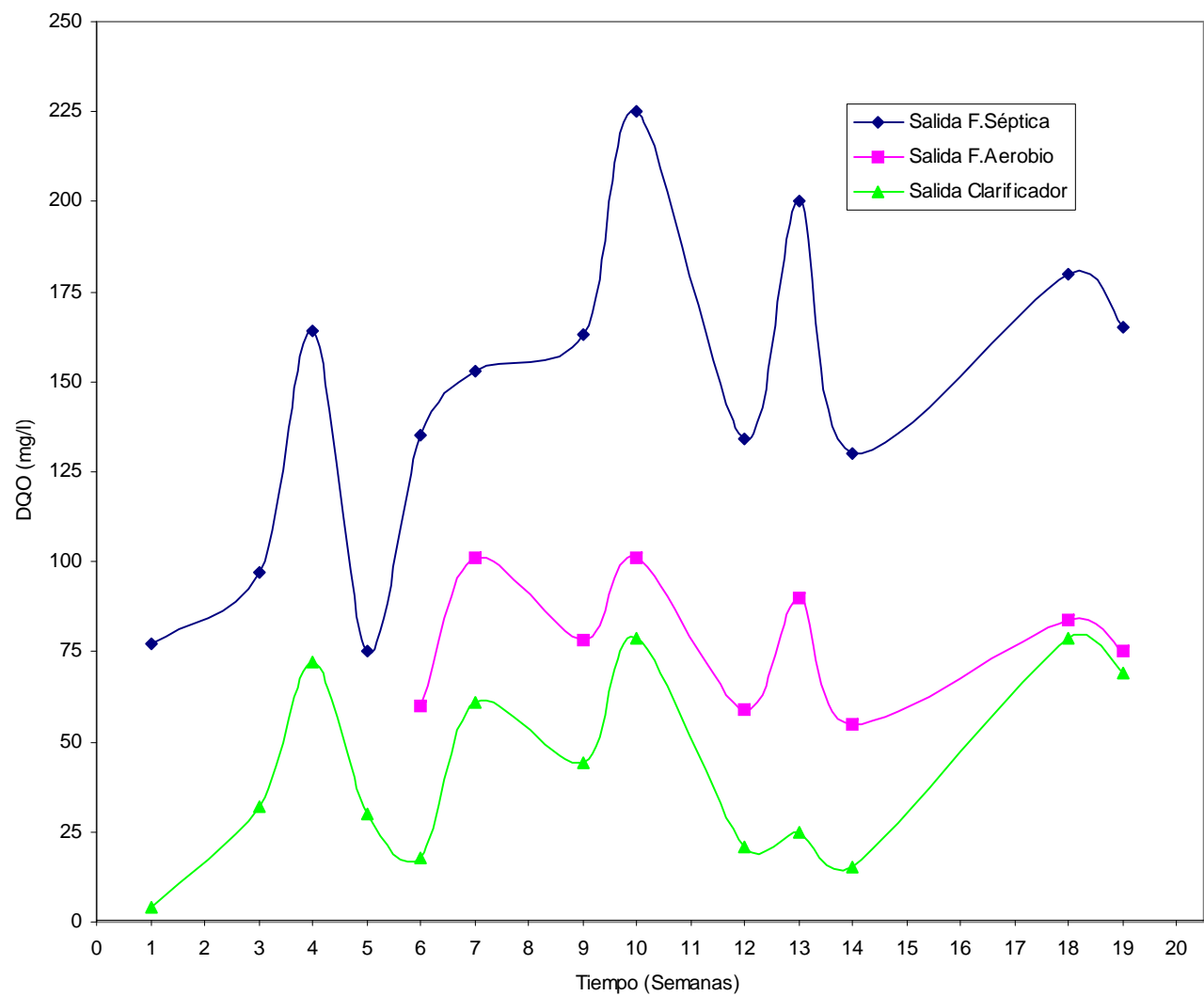
FILTRO AEROBIO

PARAMETRO: DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO, DQO
Unidad: mg/l

SEMANA	ENTRADA	SALIDA	Diferencia	% REMOCION	SALIDA Clarificador	Diferencia	% REMOCION
1	77				4	73	95%
3	97				32	65	67%
4	164				72	92	56%
5	75				30	45	60%
6	135	60	75	56%	18	117	87%
7	153	101	52	34%	61	92	60%
9	163	78	85	52%	44	119	73%
10	225	101	124	55%	79	146	65%
12	134	59	75	56%	21	113	84%
13	200	90	110	55%	25	175	88%
14	130	55	75	58%	15	115	88%
18	180	84	96	53%	79	101	56%
19	165	75	90	55%	69	96	58%
Valor máximo	225	101	124	58%	79	175	95%
Valor mínimo	75	55	52	34%	4	45	56%
Media	146,00	78,11	67,89	46%	42,23	103,77	71%
Desviación Estandar	44,78	17,54	21,36	7%	26,54	33,82	14%

NOTA: Las semanas 2, 8, 11, 15, 16, 17, 20 se descartan por presentar valores de remoción negativos o no representativos

Gráfica1. Variación de DQO



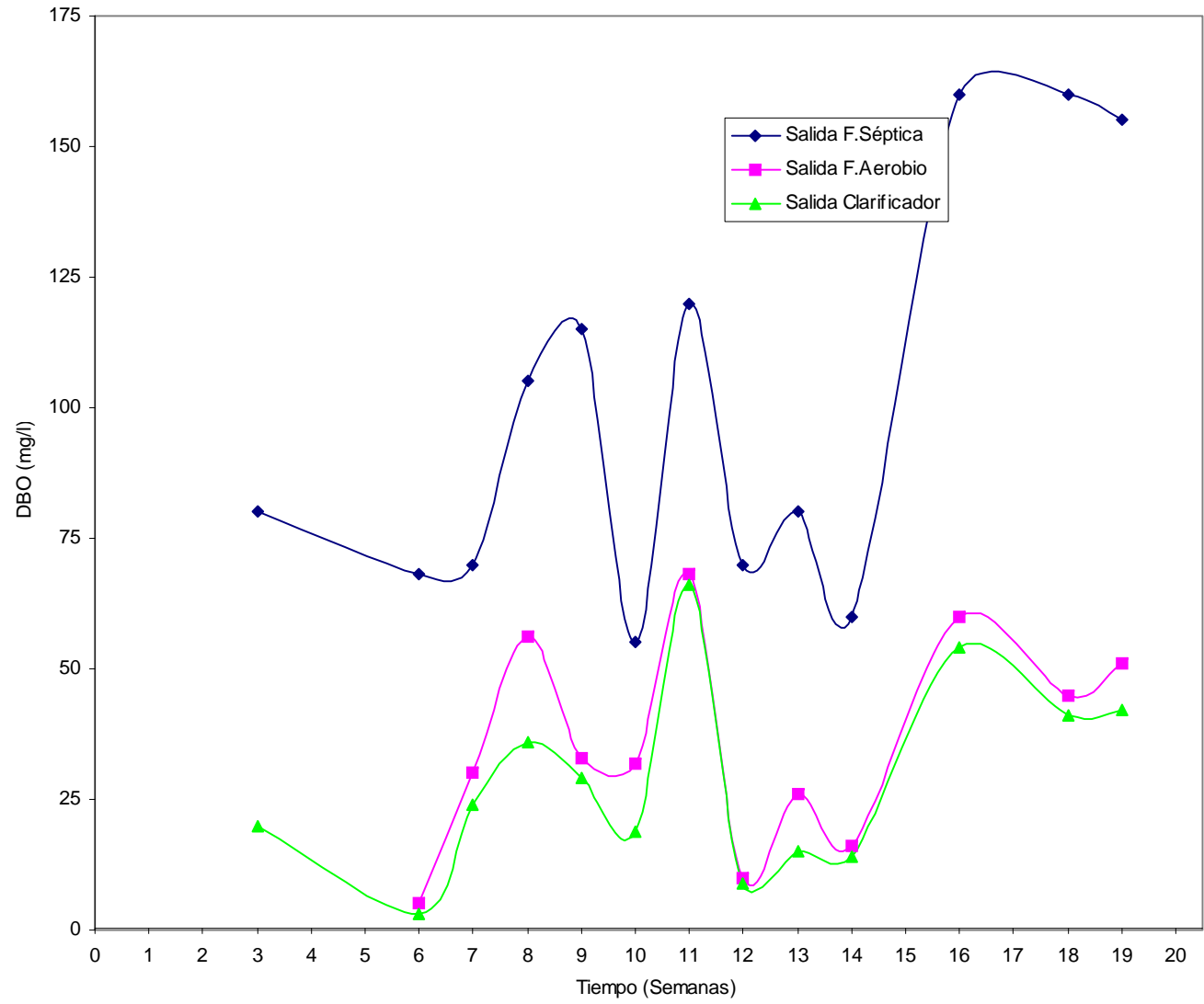
**TABLA 8
FILTRO AEROBIO**

PARAMETRO: DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO, DBO5
Unidad: mg/l

SEMANA	ENTRADA	SALIDA	Diferencia	% REMOCION	SALIDA Clarificador	Diferencia	% REMOCION
3	80				20	60	75%
6	68	5	63	93%	3	65	96%
7	70	30	40	57%	24	46	66%
8	105	56	49	47%	36	69	66%
9	115	33	82	71%	29	86	75%
10	55	32	23	42%	19	36	65%
11	120	68	52	43%	66	54	45%
12	70	10	60	86%	9	61	87%
13	80	26	54	68%	15	65	81%
14	60	16	44	73%	14	46	77%
16	160	60	100	63%	54	106	66%
18	160	45	115	72%	41	119	74%
19	155	51	104	67%	42	113	73%
Valor máximo	160	68	115	93%	66	119	96%
Valor mínimo	55	5	23	42%	3	36	45%
Media	99,85	36,00	63,85	64%	28,62	71,23	71%
Desviación Estandar	38,86	20,23	28,50	16%	18,39	26,74	12%

NOTA: Las semanas 1, 2, 4, 5, 15, 17 y 20 se descartan por presentar valores de remoción negativos o no representativos

Gráfica2. Variación de DBO

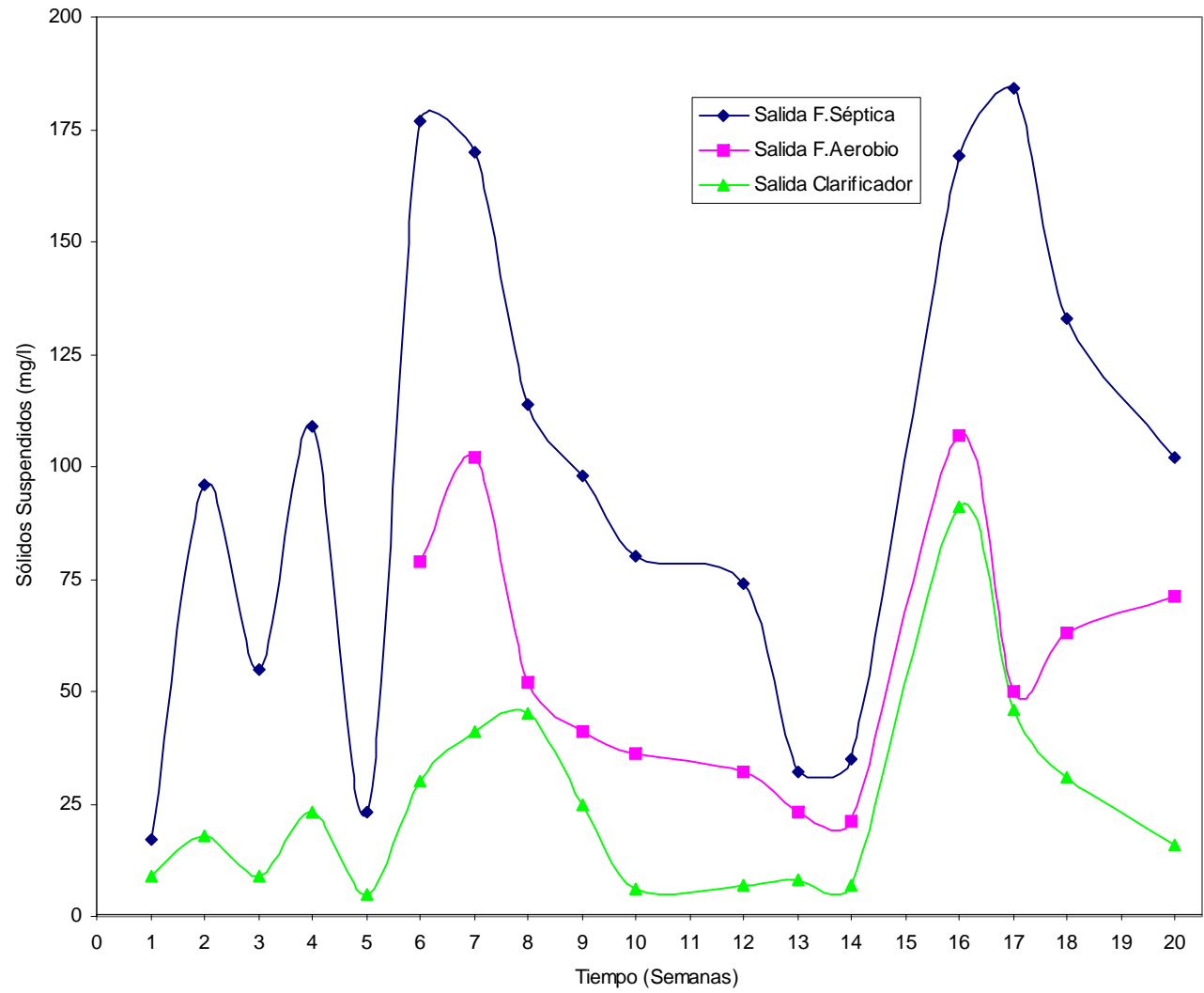


**TABLA 9
FILTRO AEROBIO**

PARAMETRO:		SOLIDOS SUSPENDIDOS					
Unidad:		mg/l					
SEMANA	ENTRADA	SALIDA	Diferencia	% REMOCION	SALIDA Clarificador	Diferencia	% REMOCION
1	17				9	8	47%
2	96				18	78	81%
3	55				9	46	84%
4	109				23	86	79%
5	23				5	18	78%
6	177	79	98	55%	30	147	83%
7	170	102	68	40%	41	129	76%
8	114	52	62	54%	45	69	61%
9	98	41	57	58%	25	73	74%
10	80	36	44	55%	6	74	93%
12	74	32	42	57%	7	67	91%
13	32	23	9	28%	8	24	75%
14	35	21	14	40%	7	28	80%
16	169	107	62	37%	91	78	46%
17	184	50	134	73%	46	138	75%
18	133	63	70	53%	31	102	77%
20	102	71	31	30%	16	86	84%
Valor máximo	184	107	134	73%	91	147	93%
Valor mínimo	17	21	9	28%	5	8	46%
Media	98,12	56,42	41,70	43%	24,53	73,59	75%
Desviación Estandar	55,19	28,74	34,60	13%	22,16	40,71	13%

NOTA: Las semanas 11, 15 y 19 se descartan por presentar valores de remoción negativos o no representativos

Gráfica 3. Variación de Sólidos Suspendedos



**TABLA 10
FILTRO AEROBIO**

PARAMETRO: ALCALINIDAD
Unidad: mg/l de CaCO₃

SEMANA	ENTRADA	SALIDA	Diferencia	SALIDA Clarificador	Diferencia
2	218,4			122,4	96,0
3	124,0			124,0	0,0
4	137,6			116,0	21,6
5	159,2			113,6	45,6
6	189,6	126,4	63,2	124,8	64,8
7	222,6	118,4	104,2	149,6	73,0
8	170,4	201,6	-31,2	187,2	-16,8
9	171,2	168,8	2,4	144,0	27,2
11	240,0	144,0	96,0	92,0	148,0
13	188,0	102,4	85,6	126,6	61,4
14	130,6	220,2	-89,6	178,8	-48,2
15	116,0	86,0	30,0	72,0	44,0
16	125,0	108,0	17,0	119,0	6,0
17	116,0	110,0	6,0	110,0	6,0
18	206,0	185,0	21,0	172,0	34,0
19	112,0	110,0	2,0	88,0	24,0
20	128,0	125,0	3,0	122,0	6,0
Valor máximo	240,0	220,2	104,2	187,2	148,0
Valor mínimo	112,0	86,0	-89,6	72,0	-48,2
Media	162,0	138,9	23,1	127,2	34,9
Desviación Estandar	42,4	41,9	53,8	31,2	45,7

NOTA: Las semanas 1, 10, 12 se descartan por presentar valores no representativos

Gráfica 4. Variación de ALCALINIDAD

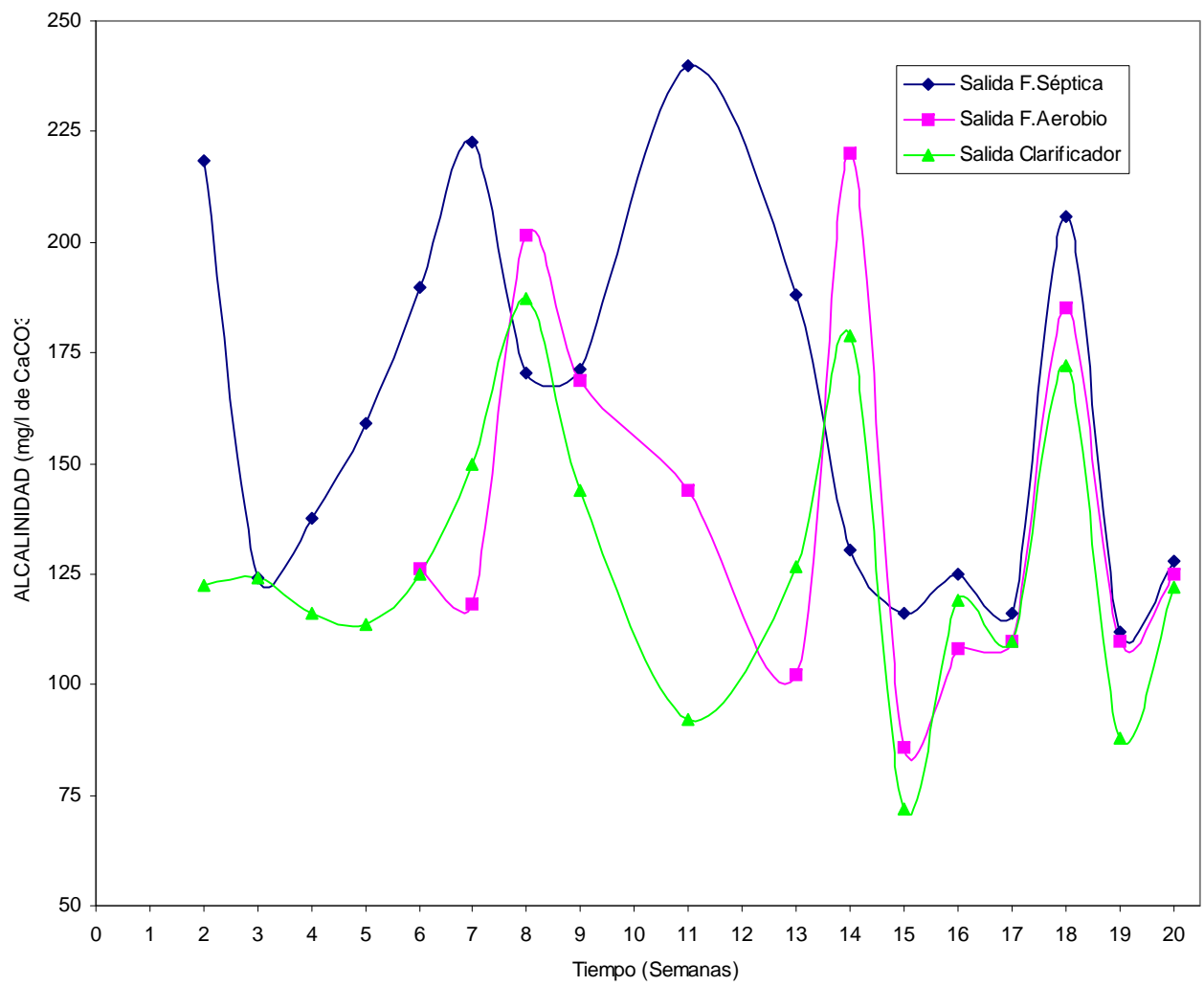


TABLA 11					
FILTRO AEROBIO					
PARAMETRO:		DUREZA			
Unidad:		mg/l de CaCO ₃			
SEMANA	ENTRADA	SALIDA	Diferencia	SALIDA Clarificador	Diferencia
1	39,2			99,6	-60,4
2	87,2			92,8	-5,6
3	107,2			82,4	24,8
4	75,2			77,6	-2,4
5	169,6			192,0	-22,4
6	91,2	103,2	-12,0	99,3	-8,1
7	118,4	119,2	-0,8	131,2	-12,8
8	80,0	81,6	-1,6	86,4	-6,4
9	98,4	98,4	0,0	85,6	12,8
10	103,2	157,3	-54,1	149,6	-46,4
11	89,6	110,4	-20,8	104,8	-15,2
12	120,0	113,0	7,0	111,0	9,0
13	70,0	91,2	-21,2	96,0	-26,0
14	86,4	76,8	9,6	74,6	11,8
15	160,8	176,8	-16,0	168,0	-7,2
16	130,0	149,0	-19,0	167,0	-37,0
17	155,2	172,0	-16,8	173,6	-18,4
18	132,8	125,6	7,2	115,0	17,8
19	202,0	185,0	17,0	160,0	42,0
Valor máximo	202,00	185,00	17,00	192,00	42,00
Valor mínimo	39,20	76,80	-54,10	74,60	-60,40
Media	111,39	125,68	-14,29	119,29	-7,90
Desviación Estandar	39,76	36,19	18,15	37,45	24,91

NOTA: Las semana 20 se descarta por presentar un valor no representativo

Gráfica 5. Variación de DUREZA

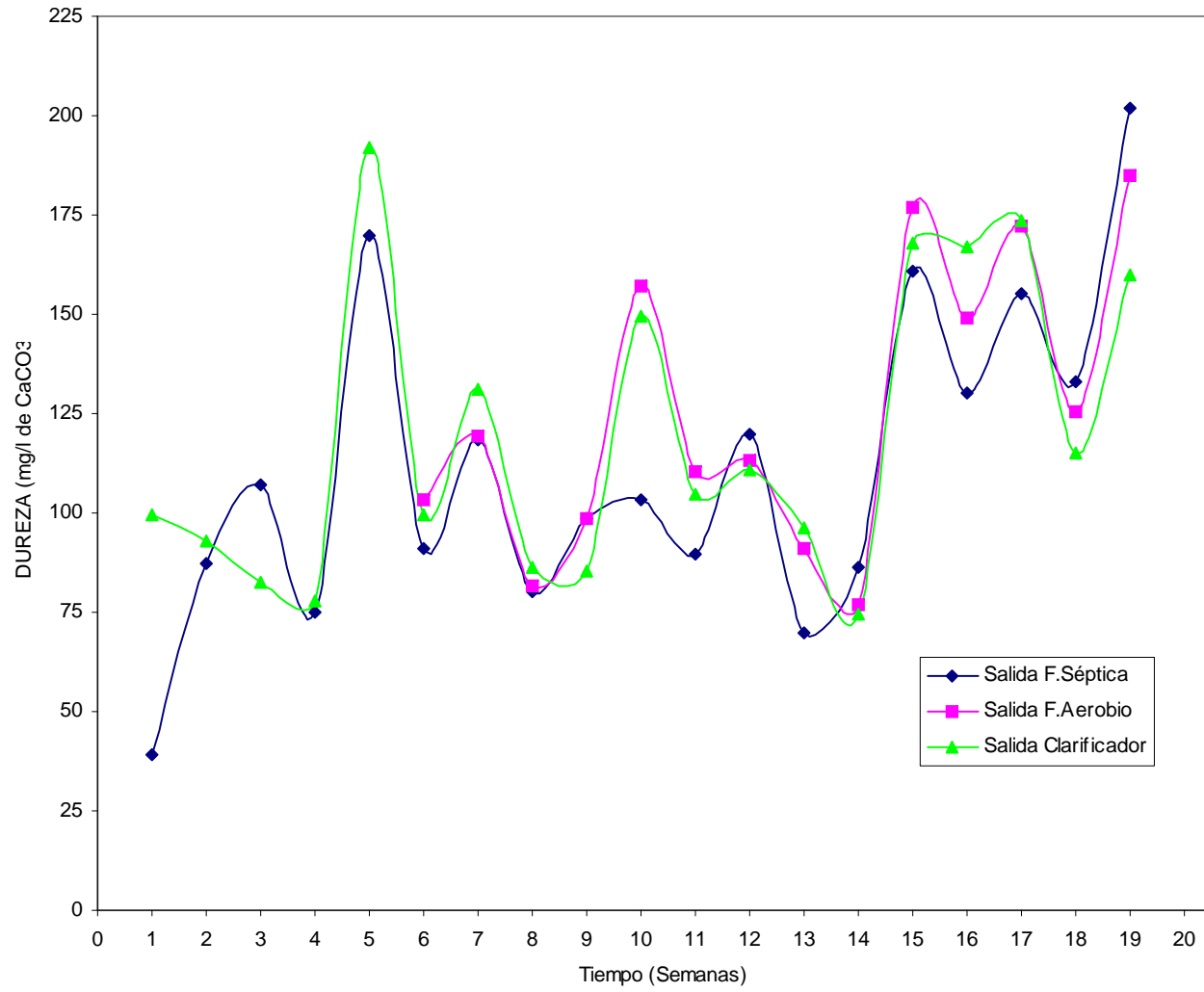


TABLA 12					
FILTRO AEROBIO					
PARAMETRO:		NITRITOS			
Unidad:		mg/l de NO2			
SEMANA	ENTRADA	SALIDA	Diferencia	SALIDA Clarificador	Diferencia
1	0,030			0,385	-0,355
2	0,094			0,385	-0,291
3	0,071			0,385	-0,314
4	0,113			0,385	-0,272
5	0,030			0,385	-0,355
6	0,142	0,385	-0,243	0,350	-0,208
7	0,148	0,385	-0,237	0,385	-0,237
8	0,114	0,362	-0,248	0,354	-0,240
9	0,113	0,385	-0,272	0,247	-0,134
10	0,095	0,385	-0,290	0,350	-0,255
12	0,080	0,351	-0,271	0,373	-0,293
13	0,039	0,380	-0,341	0,385	-0,346
14	0,026	0,385	-0,359	0,385	-0,359
15	0,122	0,218	-0,096	0,385	-0,263
16	0,186	0,385	-0,199	0,385	-0,199
17	0,165	0,385	-0,220	0,290	-0,125
18	0,175	0,350	-0,175	0,335	-0,160
19	0,112	0,385	-0,273	0,385	-0,273
20	0,096	0,385	-0,289	0,385	-0,289
Valor máximo	0,19	0,39	-0,10	0,39	-0,13
Valor mínimo	0,03	0,22	-0,36	0,25	-0,36
Media	0,10	0,37	-0,26	0,36	-0,26
Desviación Estandar	0,05	0,04	0,07	0,04	0,07

NOTA: Las semana 11 se descarta por presentar un valor no representativo

Gráfica 6. Variación de NITRITOS

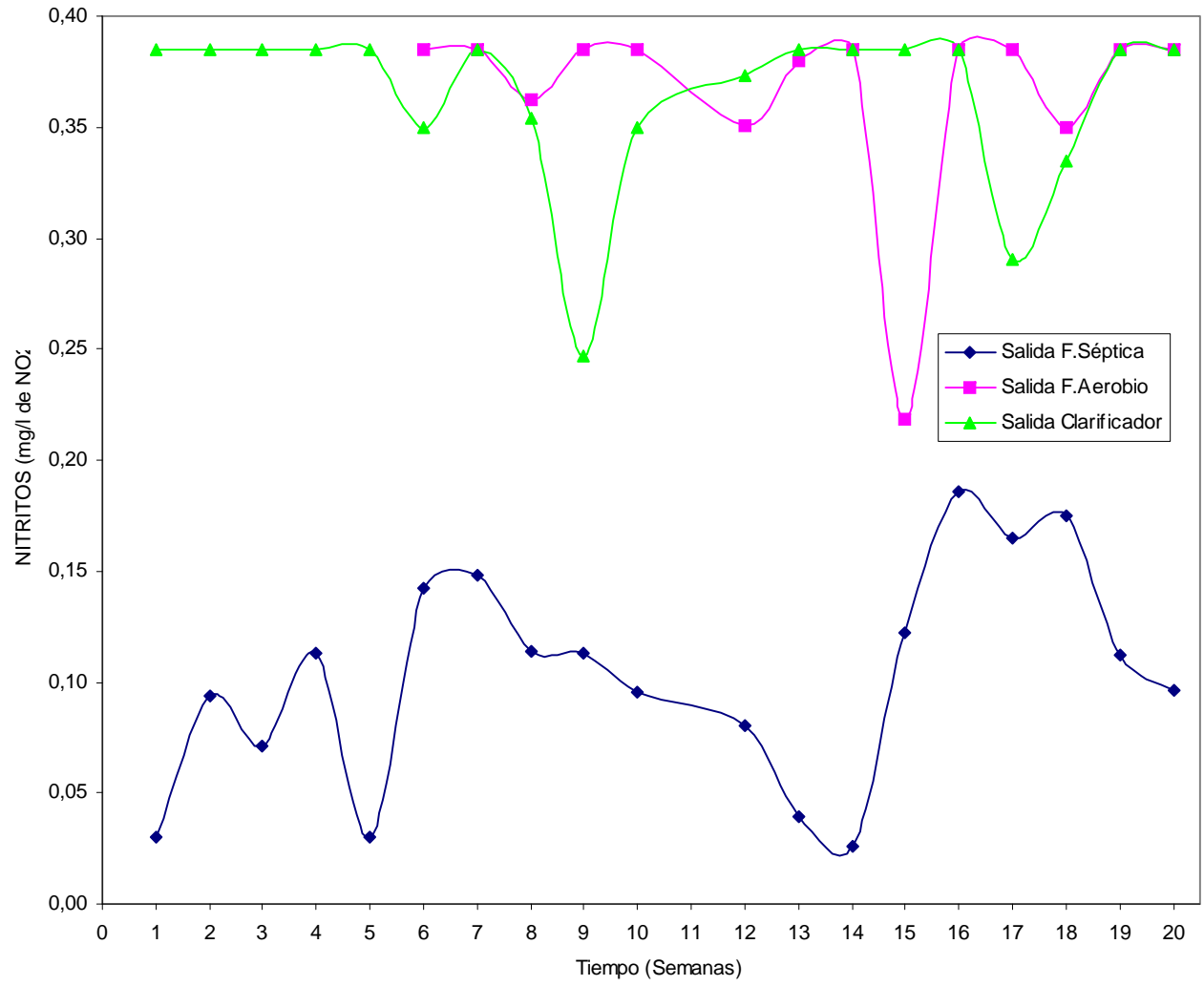
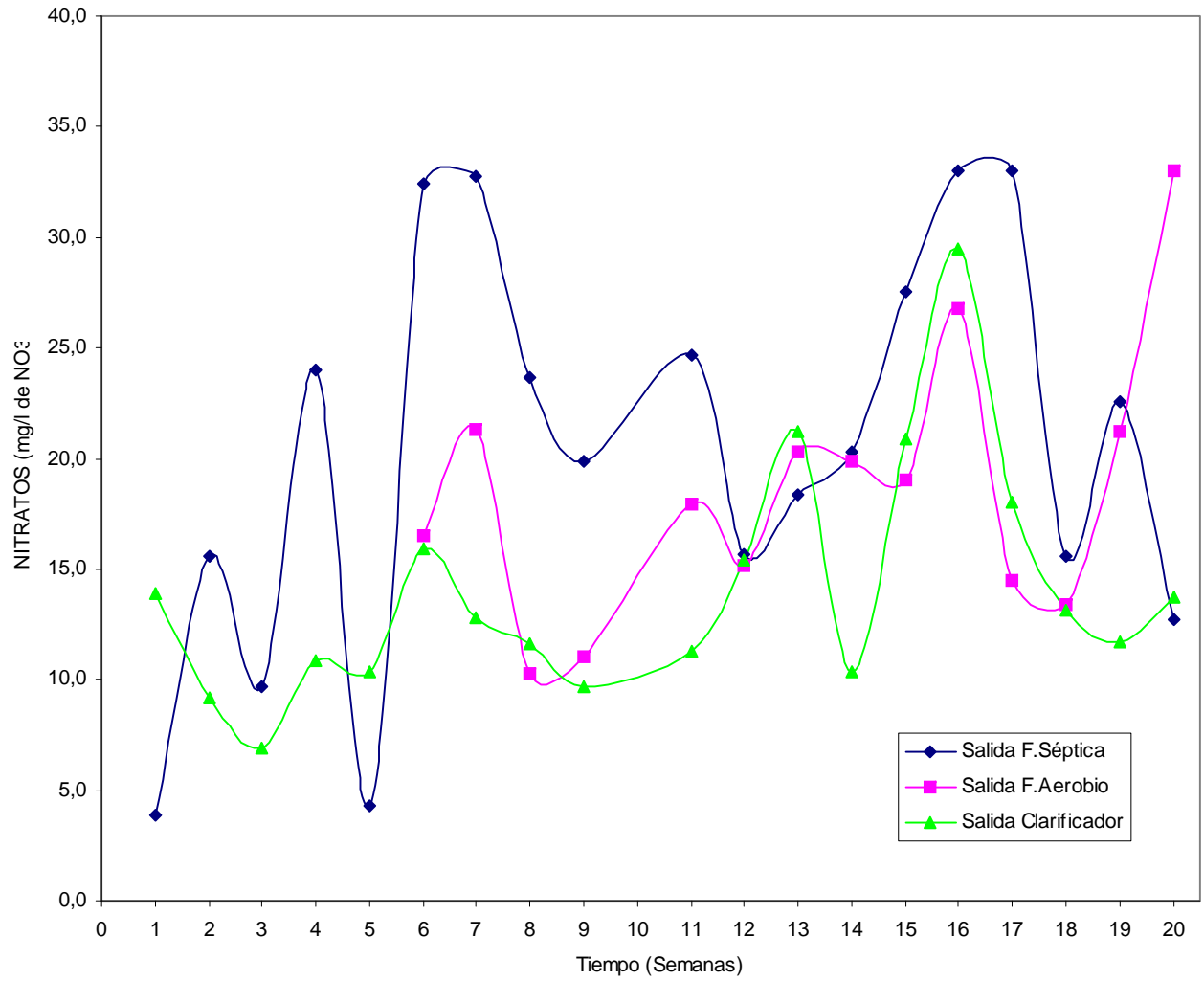


TABLA 13					
FILTRO AEROBIO					
PARAMETRO:		NITRATOS			
Unidad:		mg/l de NO3			
SEMANA	ENTRADA	SALIDA	Diferencia	SALIDA Clarificador	Diferencia
1	3,9			13,9	-10,0
2	15,6			9,2	6,4
3	9,7			6,9	2,8
4	24,0			10,9	13,1
5	4,3			10,4	-6,1
6	32,4	16,5	15,9	15,9	16,5
7	32,8	21,3	11,5	12,8	20,0
8	23,7	10,3	13,4	11,6	12,1
9	19,9	11,0	8,9	9,7	10,2
11	24,7	17,9	6,8	11,3	13,4
12	15,7	15,2	0,5	15,4	0,3
13	18,4	20,3	-1,9	21,2	-2,8
14	20,3	19,9	0,4	10,4	9,9
15	27,5	19,0	8,5	20,9	6,6
16	33,0	26,8	6,2	29,5	3,5
17	33,0	14,5	18,5	18,0	15,0
18	15,6	13,4	2,2	13,1	2,5
19	22,6	21,2	1,4	11,7	10,9
20	12,7	33,0	-20,3	13,7	-1,0
Valor máximo	33,0	33,0	18,5	29,5	20,0
Valor mínimo	3,9	10,3	-20,3	6,9	-10,0
Media	20,5	18,6	1,9	14,0	6,5
Desviación Estandar	9,1	6,1	9,6	5,3	8,1

NOTA: Las semana 10 se descarta por presentar un valor no representativo

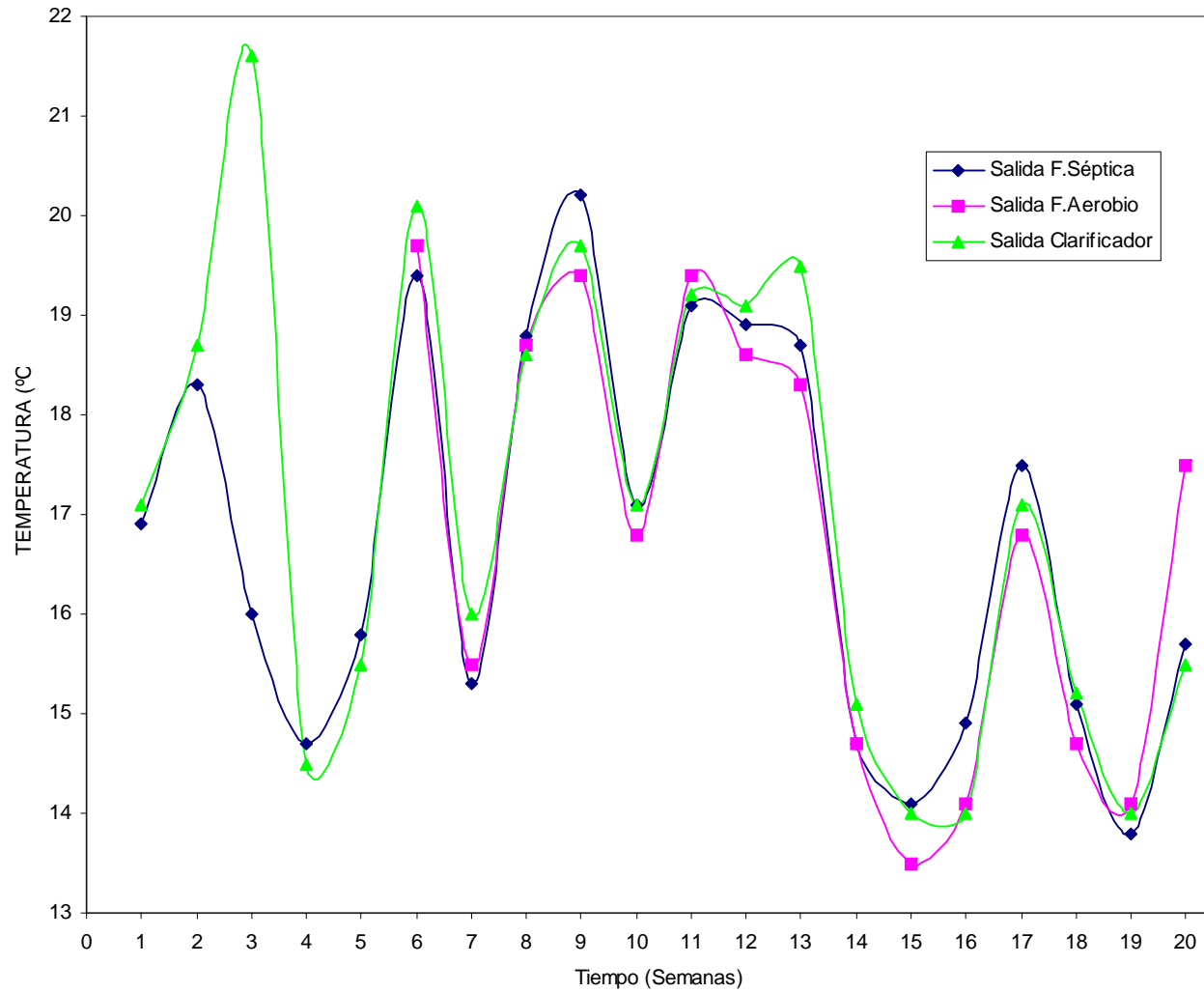
Gráfica 7. Variación de NITRATOS



**TABLA 14
FILTRO AEROBIO**

PARAMETRO:		TEMPERATURA			
Unidad:		°C			
SEMANA	ENTRADA	SALIDA	Diferencia	SALIDA Clarificador	Diferencia
1	16,9			17,1	-0,2
2	18,3			18,7	-0,4
3	16,0			21,6	-5,6
4	14,7			14,5	0,2
5	15,8			15,5	0,3
6	19,4	19,7	-0,3	20,1	-0,7
7	15,3	15,5	-0,2	16,0	-0,7
8	18,8	18,7	0,1	18,6	0,2
9	20,2	19,4	0,8	19,7	0,5
10	17,1	16,8	0,3	17,1	0,0
11	19,1	19,4	-0,3	19,2	-0,1
12	18,9	18,6	0,3	19,1	-0,2
13	18,7	18,3	0,4	19,5	-0,8
14	14,7	14,7	0,0	15,1	-0,4
15	14,1	13,5	0,6	14,0	0,1
16	14,9	14,1	0,8	14,0	0,9
17	17,5	16,8	0,7	17,1	0,4
18	15,1	14,7	0,4	15,2	-0,1
19	13,8	14,1	-0,3	14,0	-0,2
20	15,7	17,5	-1,8	15,5	0,2
Valor máximo	20,20	19,70	0,80	21,60	0,90
Valor mínimo	13,80	13,50	-1,80	14,00	-5,60
Media	16,75	16,79	-0,04	17,08	-0,33

Gráfica 8. Variación de TEMPERATURA



**TABLA 15
FILTRO AEROBIO**

PARAMETRO: pH					
SEMANA	ENTRADA	SALIDA	Diferencia	SALIDA Clarificador	Diferencia
1	7,26			7,65	-0,39
2	7,86			7,37	0,49
3	7,80			7,44	0,36
4	8,08			7,50	0,58
5	7,37			7,40	-0,03
6	7,59	7,22	0,37	7,10	0,49
7	7,36	7,04	0,32	7,29	0,07
8	7,92	7,60	0,32	7,51	0,41
9	7,88	7,35	0,53	7,44	0,44
10	7,25	7,48	-0,23	7,44	-0,19
11	7,76	7,43	0,33	7,42	0,34
13	7,47	7,10	0,37	7,50	-0,03
14	7,37	7,50	-0,13	7,80	-0,43
15	7,20	7,57	-0,37	7,22	-0,02
16	7,80	7,50	0,30	7,40	0,40
17	8,05	7,76	0,29	7,78	0,27
18	7,80	7,71	0,09	7,68	0,12
19	7,88	7,52	0,36	7,43	0,45
20	7,26	7,59	-0,33	7,73	-0,47
Valor máximo	8,08	7,76	0,53	7,80	0,58
Valor mínimo	7,20	7,04	-0,37	7,10	-0,47
Media	7,63	7,46	0,17	7,48	0,15
Desviación Estandar	0,30	0,21	0,30	0,18	0,34

NOTA: Las semana 12 se descarta por presentar un valor no representativo

Gráfica 9. Variación de pH

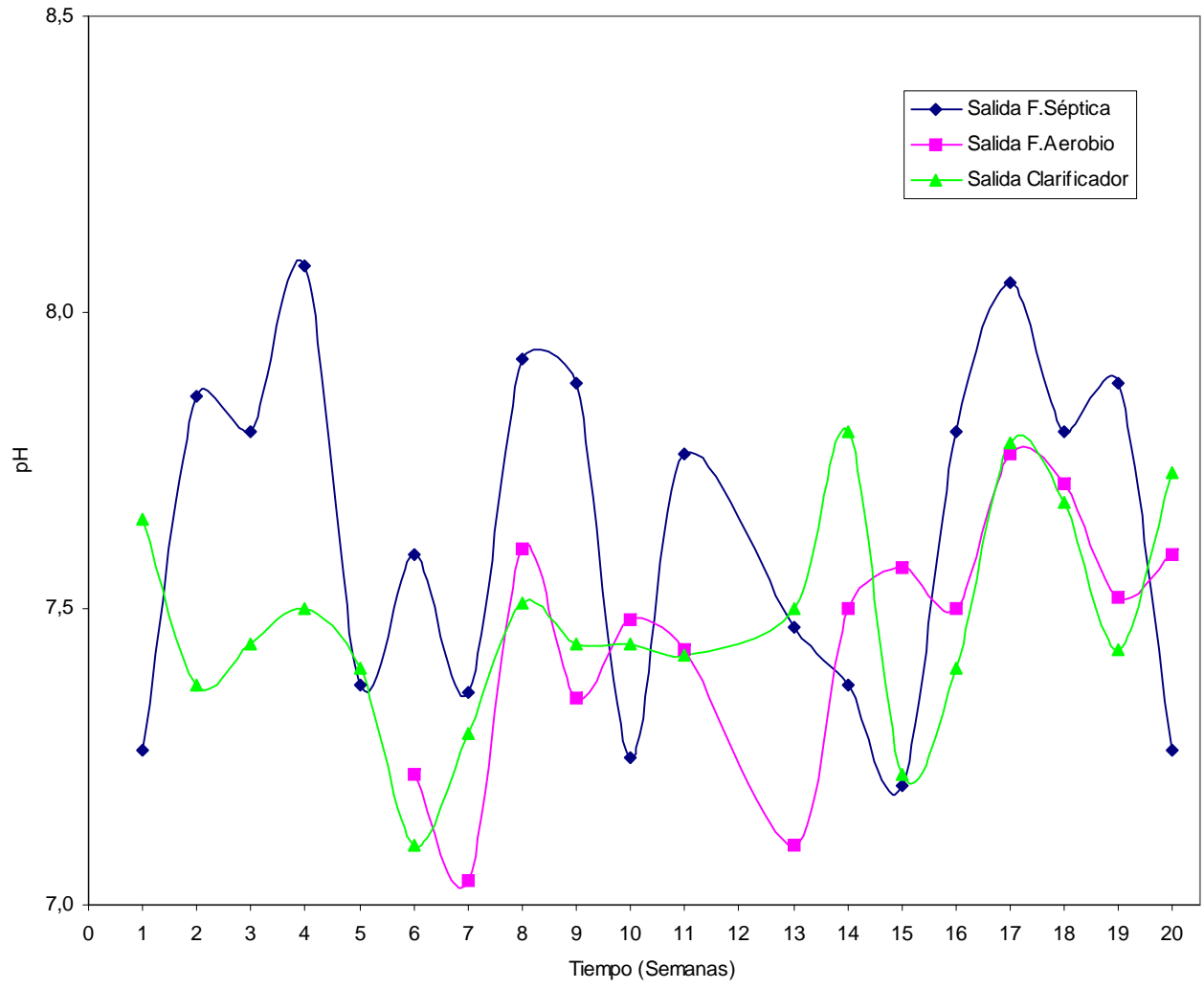


TABLA 16					
FILTRO AEROBIO					
PARAMETRO: OXIGENO DISUELTO					
Unidad: mg/l					
SEMANA	ENTRADA	SALIDA	Diferencia	SALIDA Clarificador	Diferencia
3	0,80			2,80	-2,00
4	0,08			2,04	-1,96
5	0,30			1,63	-1,33
6	0,04	3,00	-2,96	3,20	-3,16
7	0,41	2,55	-2,14	1,05	-0,64
8	0,03	1,85	-1,82	2,20	-2,17
9	0,11	2,44	-2,33	2,46	-2,35
11	0,05	2,64	-2,59	2,06	-2,01
12	0,31	2,31	-2,00	2,42	-2,11
13	0,48	1,63	-1,15	2,55	-2,07
14	0,30	3,00	-2,70	3,63	-3,33
15	0,03	3,04	-3,01	1,85	-1,82
17	0,03	2,62	-2,59	1,37	-1,34
18	0,15	2,64	-2,49	2,46	-2,31
19	0,06	2,48	-2,42	2,51	-2,45
20	0,14	2,21	-2,07	2,08	-1,94
Valor máximo	0,80	3,04	-1,15	3,63	-0,64
Valor mínimo	0,03	1,63	-3,01	1,05	-3,33
Media	0,21	2,49	-2,29	2,27	-2,06
Desviación Estandar	0,22	0,42	0,50	0,65	0,65

NOTA: Las semanas 1 y 2 no se midió Oxígeno Disuelto, las semanas 10 y 16 se descartan por presentar valores no representativos

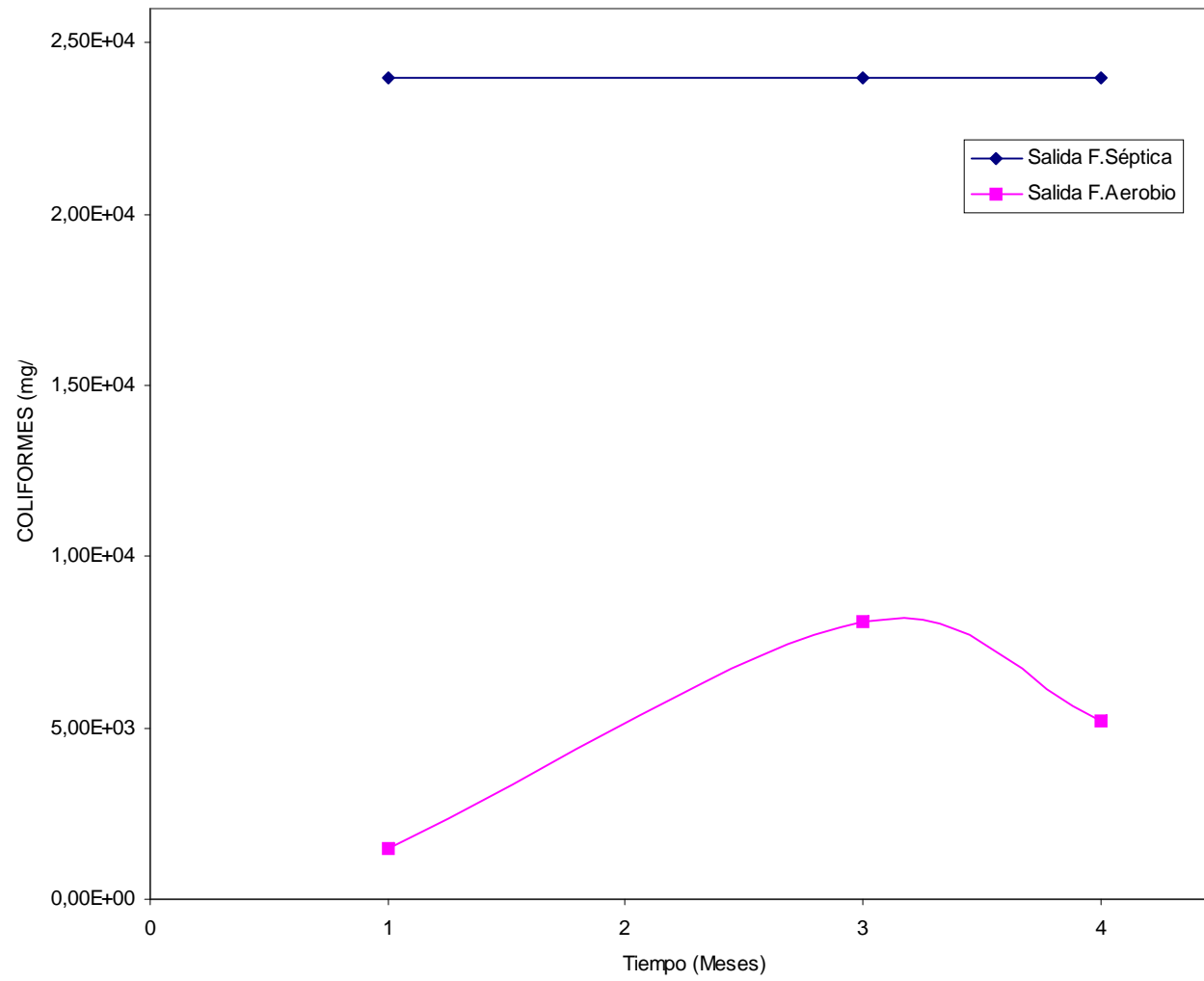
**TABLA 17
FILTRO AEROBIO**

PARAMETRO: COLIFORMES TOTALES
Unidad: mg/l

MES	ENTRADA	SALIDA	Diferencia	% REMOCION
1	24000,00	1500,00	22500,00	94%
3	24000,00	8100,00	15900,00	66%
4	24000,00	5200,00	18800,00	78%
Valor máximo	24000,00	8100,00	22500,00	94%
Valor mínimo	24000,00	1500,00	15900,00	66%
Media	24000,00	4933,33	19066,67	79%
Desviación Estandar	0,00	3308,07	3308,07	14%

NOTA: El segundo mes se descarta por presentar un valor no representativo

Grafica 11. Variación de COLIFORMES



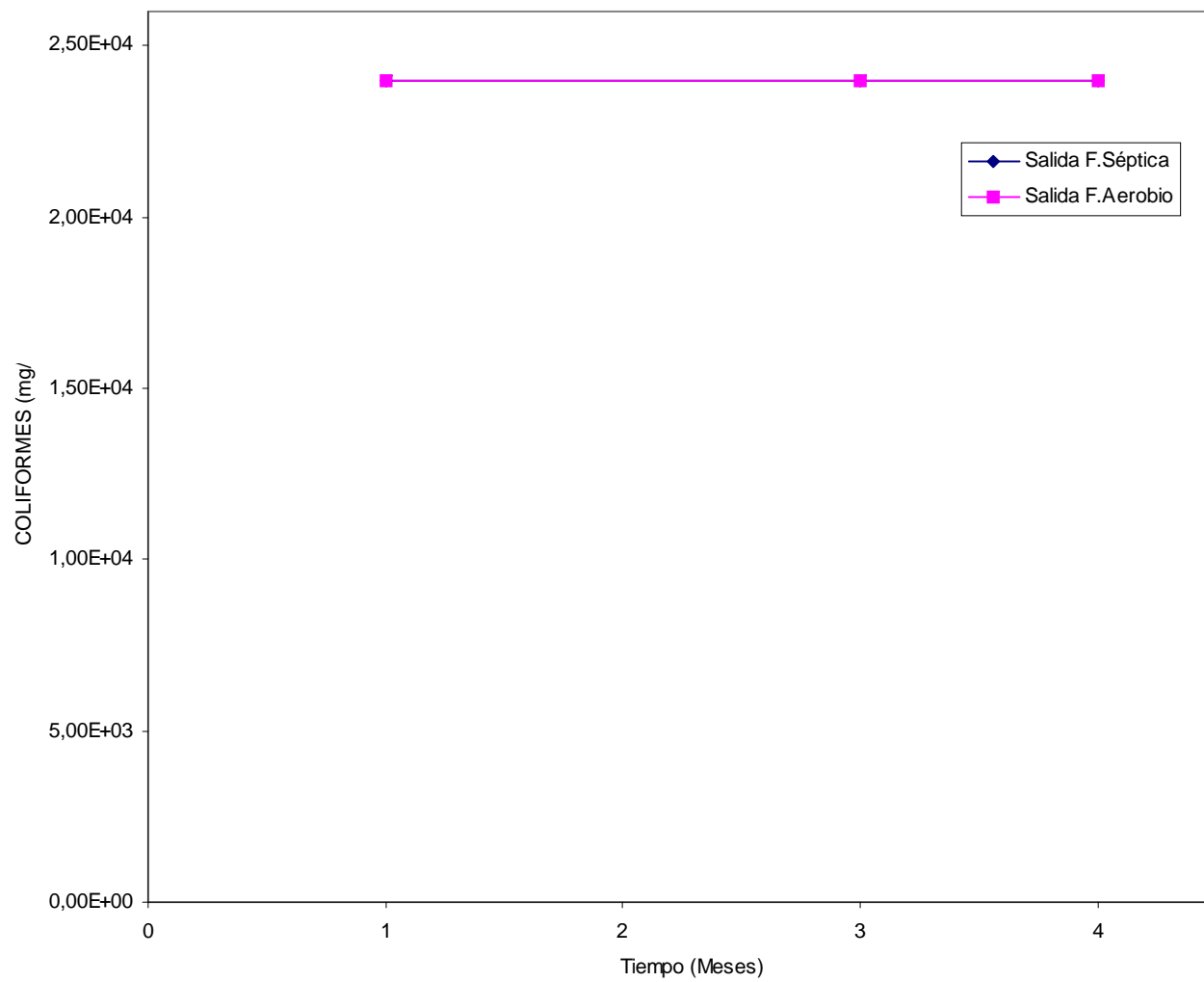
**TABLA 11
SITEMA AEROBIO**

PARAMETRO: COLIFORMES
Unidad: mg/l

MES	ENTRADA F. SEPTICA	SALIDA F. SEPTICA	Diferencia	SALIDA F. AEROBIO	Diferencia	Diferencia Acumulada	% REMOCION
1	24000,00	24000,00	0,00	1500,00	22500,00	22500,00	94%
3	24000,00	24000,00	0,00	8100,00	15900,00	15900,00	66%
4	24000,00	24000,00	0,00	5200,00	18800,00	18800,00	78%
Valor máximo	24000,00	24000,00	0,00	8100,00	22500,00	22500,00	94%
Valor mínimo	24000,00	24000,00	0,00	1500,00	15900,00	15900,00	66%
Media	24000,00	24000,00	0,00	4933,33	19066,67	19066,67	79%
Desviación Estandar	0,00	0,00	0,00	3308,07	3308,07	3308,07	14%

NOTA: El segundo mes se descarta por presentar un valor no representativo

Figura1. Variación de COLIFORMES



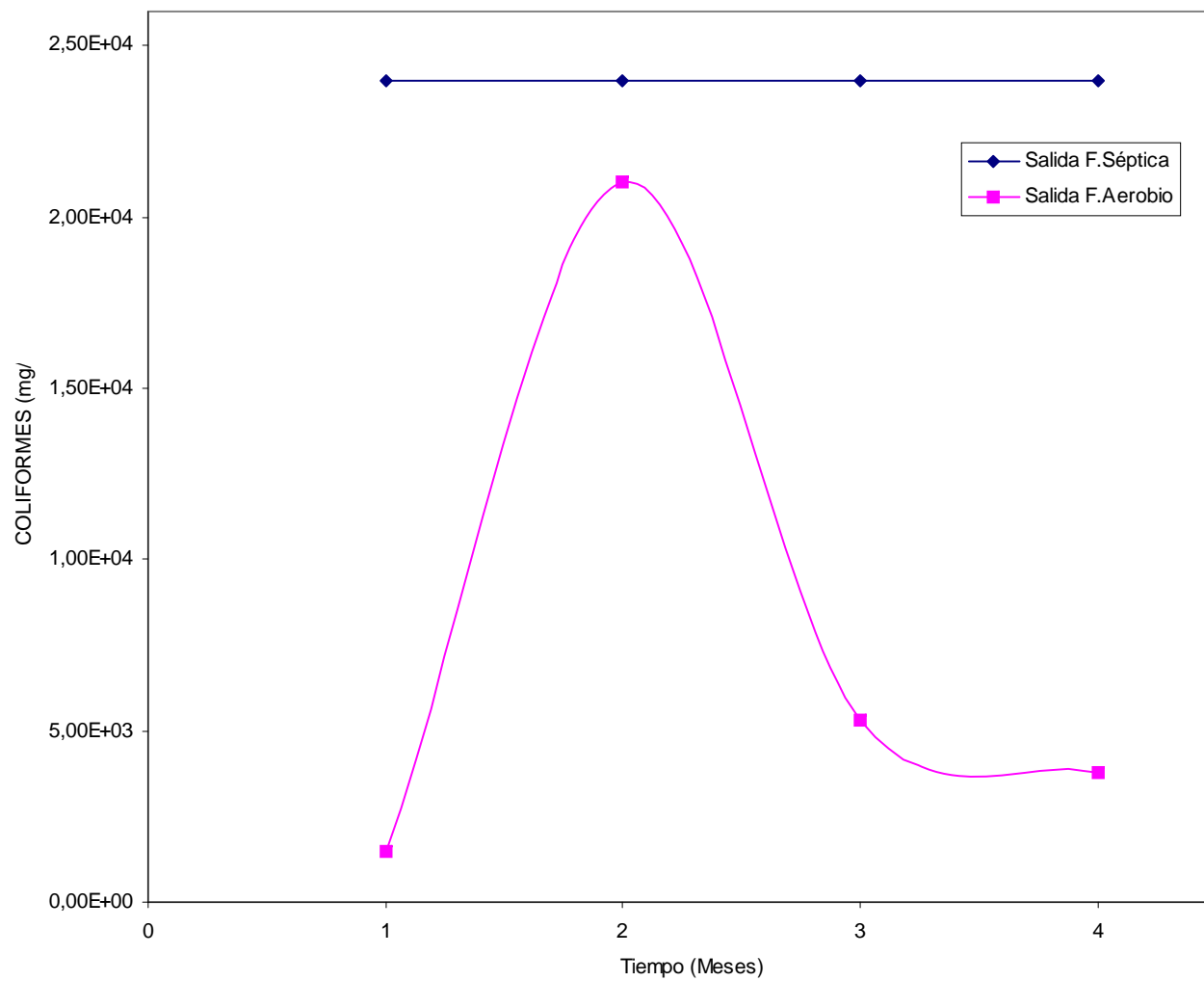
**TABLA 11
FILTRO AEROBIO**

PARAMETRO: COLIFORMES TOTALES
Unidad: mg/l

MES	ENTRADA	SALIDA	Diferencia	% REMOCION
1	24000,00	1500,00	22500,00	94%
2	24000,00	21000,00	3000,00	13%
3	24000,00	5300,00	18700,00	78%
4	24000,00	3800,00	20200,00	84%
Valor máximo	24000,00	21000,00	22500,00	94%
Valor mínimo	24000,00	1500,00	3000,00	13%
Media	24000,00	7900,00	16100,00	67%
Desviación Estandar	0,00	8872,05	8872,05	37%

NOTA: El segundo mes se descarta por presentar un valor no representativo

Figura1. Variación de COLIFORMES



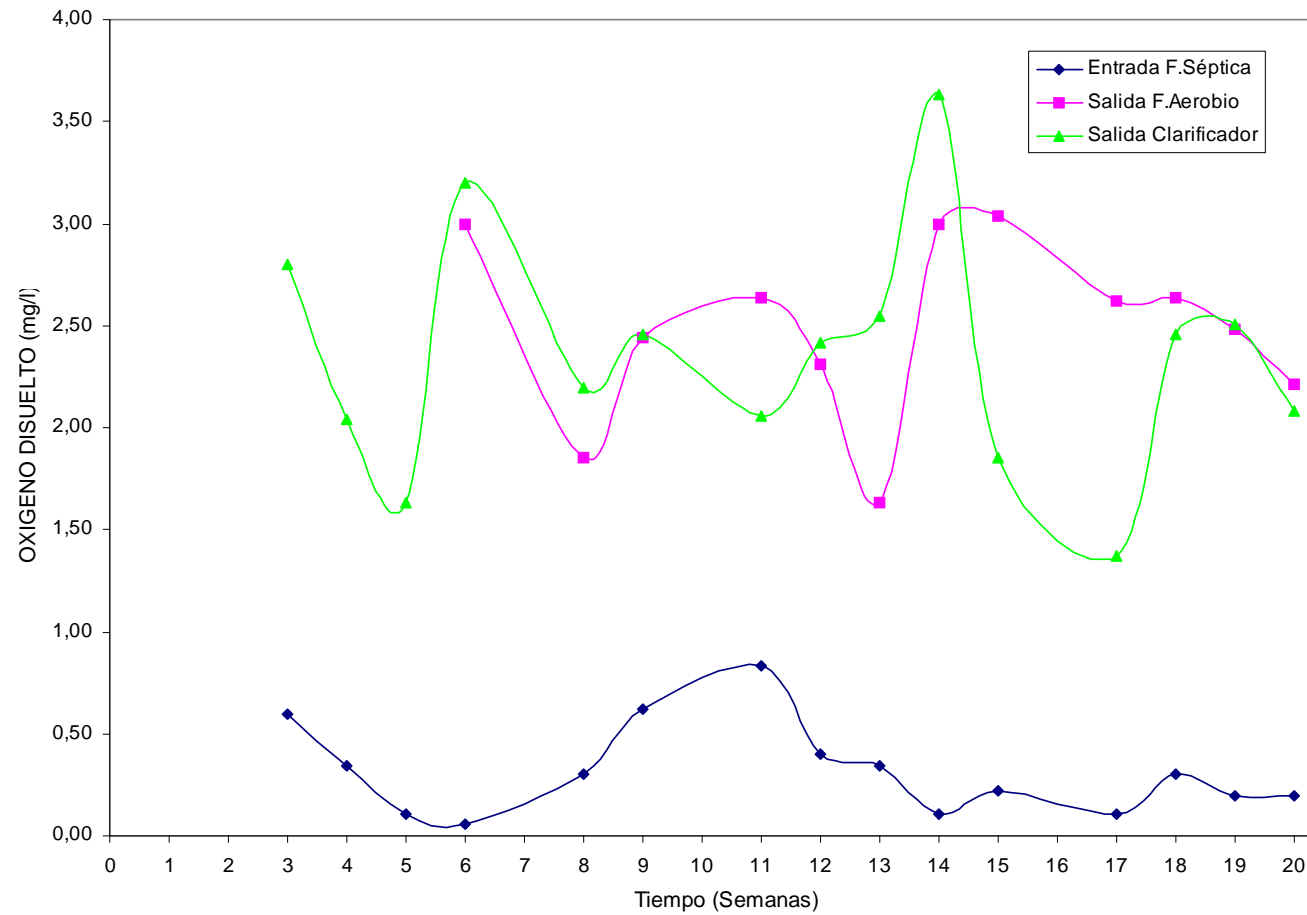
**TABLA 29
SISTEMA AEROBIO**

PARAMETRO: OXIGENO DISUELTO
Unidad: mg/l

SEMANA	Entrada F. Séptica	Salida F. Séptica	Diferencia	Salida F. Aaerobio	Diferencia	Diferencia acumulada	SALIDA Clarificador	Diferencia	Diferencia acumulada
1									
2									
3	0,60	0,80	-0,20				2,80	-2,00	-2,00
4	0,34	0,08	0,26				2,04	-1,96	-1,96
5	0,11	0,30	-0,19				1,63	-1,33	-1,33
6	0,06	0,04	0,02	3,00	-2,96	-2,94	3,20	-0,20	-3,14
8	0,30	0,03	0,27	1,85	-1,82	-1,55	2,20	-0,35	-1,90
9	0,62	0,11	0,51	2,44	-2,33	-1,82	2,46	-0,02	-1,84
11	0,83	0,05	0,78	2,64	-2,59	-1,81	2,06	0,58	-1,23
12	0,40	0,31	0,09	2,31	-2,00	-1,91	2,42	-0,11	-2,02
13	0,34	0,48	-0,14	1,63	-1,15	-1,29	2,55	-0,92	-2,21
14	0,11	0,30	-0,19	3,00	-2,70	-2,89	3,63	-0,63	-3,52
15	0,22	0,03	0,19	3,04	-3,01	-2,82	1,85	1,19	-1,63
17	0,11	0,03	0,08	2,62	-2,59	-2,51	1,37	1,25	-1,26
18	0,30	0,15	0,15	2,64	-2,49	-2,34	2,46	0,18	-2,16
19	0,20	0,06	0,14	2,48	-2,42	-2,28	2,51	-0,03	-2,31
20	0,20	0,14	0,06	2,21	-2,07	-2,01	2,08	0,13	-1,88
Valor máx	0,83	0,8	0,78	3,04	-1,15	-1,29	3,63	1,25	-1,23
Valor mín	0,06	0,03	-0,2	1,63	-3,01	-2,94	1,37	-2	-3,52
Media	0,32	0,19	0,12	2,49	-2,29	-2,17	2,35	0,14	-2,03
Desv/ Estandar	0,22	0,22	0,27	0,44	0,52	0,54	0,58	0,97	0,63

NOTA: Las semanas 7, 10 y 16 se descartan por presentar un valor no representativo

Figura1. Variación de OXIGENO DISUELTO

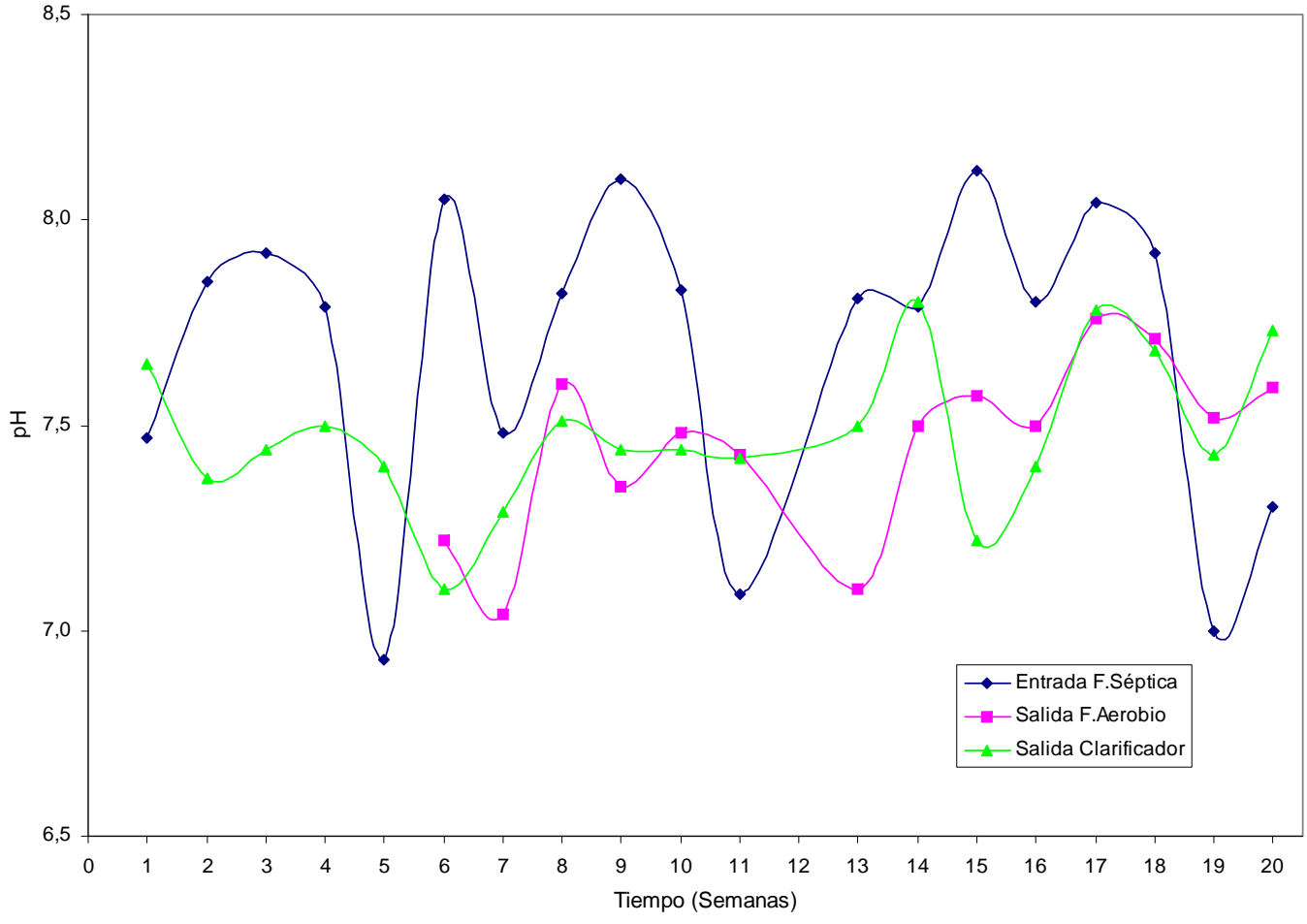


**TABLA 28
SISTEMA AEROBIO**

PARAMETRO: SEMANA	pH		Diferencia	Salida F. Aerobio	Diferencia	Diferencia acumulada	SALIDA Clarificador	Diferencia	Diferencia
	Entrada F. Séptica	Salida F. Séptica							acumulada
1	7,47	7,26	0,21				7,65	-0,39	-0,39
2	7,85	7,86	-0,01				7,37	0,49	0,49
3	7,92	7,80	0,12				7,44	0,36	0,36
4	7,79	8,08	-0,29				7,50	0,58	0,58
5	6,93	7,37	-0,44				7,40	-0,03	-0,03
6	8,05	7,59	0,46	7,22	0,37	0,83	7,10	0,12	0,95
7	7,48	7,36	0,12	7,04	0,32	0,44	7,29	-0,25	0,19
8	7,82	7,92	-0,10	7,60	0,32	0,22	7,51	0,09	0,31
9	8,10	7,88	0,22	7,35	0,53	0,75	7,44	-0,09	0,66
10	7,83	7,25	0,58	7,48	-0,23	0,35	7,44	0,04	0,39
11	7,09	7,76	-0,67	7,43	0,33	-0,34	7,42	0,01	-0,33
13	7,81	7,47	0,34	7,10	0,37	0,71	7,50	-0,40	0,31
14	7,79	7,37	0,42	7,50	-0,13	0,29	7,80	-0,30	-0,01
15	8,12	7,20	0,92	7,57	-0,37	0,55	7,22	0,35	0,90
16	7,80	7,80	0,00	7,50	0,30	0,30	7,40	0,10	0,40
17	8,04	8,05	-0,01	7,76	0,29	0,28	7,78	-0,02	0,26
18	7,92	7,80	0,12	7,71	0,09	0,21	7,68	0,03	0,24
19	7,00	7,88	-0,88	7,52	0,36	-0,52	7,43	0,09	-0,43
20	7,30	7,26	0,04	7,59	-0,33	-0,29	7,73	-0,14	-0,43
Valor máx	8,12	8,08	0,92	7,76	0,53	0,83	7,80	0,58	0,95
Valor mín	6,93	7,20	-0,88	7,04	-0,37	-0,52	7,10	-0,40	-0,43
Media	7,69	7,63	0,06	7,46	0,17	0,24	7,48	-0,02	0,21
Desv/ Estandar	0,37	0,30	0,43	0,21	0,30	0,41	0,18	0,27	0,42

NOTA: La semana 12 se descartan por presentar un valor no representativo

Figura1. Variación de pH



**TABLA 26
SISTEMA AEROBIO**

PARAMETRO:		NITRATOS								mg/l
Unidad:		de NO3								
SEMANA	Entrada F. Séptica	Salida F. Séptica	Diferencia	Salida F. Aaerobio	Diferencia	Diferencia acumulada	SALIDA Clarificador	Diferencia	Diferencia acumulada	
1	10,0	3,9	6,1				13,9	-10,0	-10,0	
2	20,1	15,6	4,5				9,2	6,4	6,4	
3	15,6	9,7	5,9				6,9	2,8	2,8	
4	9,2	24,0	-14,8				10,9	13,1	13,1	
5	4,8	4,3	0,5				10,4	-6,1	-6,1	
6	6,5	32,4	-25,9	16,5	15,9	-10,0	15,9	0,6	-9,4	
7	20,9	32,8	-11,9	21,3	11,5	-0,4	12,8	8,5	8,1	
8	33,0	23,7	9,3	10,3	13,4	22,7	11,6	-1,3	21,4	
9	7,5	19,9	-12,4	11,0	8,9	-3,5	9,7	1,3	-2,2	
11	9,9	24,7	-14,8	17,9	6,8	-8,0	11,3	6,6	-1,4	
12	13,3	15,7	-2,4	15,2	0,5	-1,9	15,4	-0,2	-2,1	
13	10,0	18,4	-8,4	20,3	-1,9	-10,3	21,2	-0,9	-11,2	
14	24,0	20,3	3,7	19,9	0,4	4,1	10,4	9,5	13,6	
15	33,0	27,5	5,5	19,0	8,5	14,0	20,9	-1,9	12,1	
16	33,0	33,0	0,0	26,8	6,2	6,2	29,5	-2,7	3,5	
17	33,0	33,0	0,0	14,5	18,5	18,5	18,0	-3,5	15,0	
18	20,1	15,6	4,5	13,4	2,2	6,7	13,1	0,3	7,0	
19	33,0	22,6	10,4	21,2	1,4	11,8	11,7	9,5	21,3	
20	33,2	12,7	20,5	33,0	-20,3	0,2	13,7	19,3	19,5	
Valor máx	33,2	33	20,5	33	18,5	22,7	29,5	19,3	21,4	
Valor mín	4,8	3,9	-25,9	10,3	-20,3	-10,3	6,9	-10	-11,2	
Media	19,48	20,52	-1,04	18,59	1,92	0,89	14,03	4,57	5,45	
Desv/ Estandar	10,76	9,10	11,13	6,08	9,59	10,38	5,32	7,13	10,58	

NOTA: La semana 10 se descartan por presentar un valor no representativo

**TABLA 25
SISTEMA AEROBIO**

PARAMETRO:		NITRITOS								mg/l
Unidad:		de NO2								
SEMANA	Entrada F. Séptica	Salida F. Séptica	Diferencia	Salida F. Aaerobio	Diferencia	Diferencia acumulada	SALIDA Clarificador	Diferencia	Diferencia acumulada	
1	0,070	0,030	0,040				0,385	-0,355	-0,355	
2	0,119	0,094	0,025				0,385	-0,291	-0,291	
3	0,106	0,071	0,035				0,385	-0,314	-0,314	
4	0,064	0,113	-0,049				0,385	-0,272	-0,272	
5	0,035	0,030	0,005				0,385	-0,355	-0,355	
6	0,049	0,142	-0,093	0,385	-0,243	-0,336	0,350	0,035	-0,301	
7	0,127	0,148	-0,021	0,385	-0,237	-0,258	0,385	0,000	-0,258	
8	0,330	0,114	0,216	0,362	-0,248	-0,032	0,354	0,008	-0,024	
9	0,058	0,113	-0,055	0,385	-0,272	-0,327	0,247	0,138	-0,189	
10	0,229	0,095	0,134	0,385	-0,290	-0,156	0,350	0,035	-0,121	
12	0,080	0,080	0,000	0,351	-0,271	-0,271	0,373	-0,022	-0,293	
13	0,084	0,039	0,045	0,380	-0,341	-0,296	0,385	-0,005	-0,301	
14	0,085	0,026	0,059	0,385	-0,359	-0,300	0,385	0,000	-0,300	
16	0,385	0,186	0,199	0,385	-0,199	0,000	0,385	0,000	0,000	
17	0,200	0,165	0,035	0,385	-0,220	-0,185	0,290	0,095	-0,090	
18	0,350	0,175	0,175	0,350	-0,175	0,000	0,335	0,015	0,015	
19	0,223	0,112	0,111	0,385	-0,273	-0,162	0,385	0,000	-0,162	
20	0,230	0,096	0,134	0,385	-0,289	-0,155	0,385	0,000	-0,155	
Valor máx	0,385	0,186	0,216	0,385	-0,175	0	0,385	0,138	0,015	
Valor mín	0,035	0,026	-0,093	0,35	-0,359	-0,336	0,247	-0,355	-0,355	
Media	0,16	0,10	0,06	0,38	-0,28	-0,22	0,36	0,01	-0,21	
Desv/ Estandar	0,11	0,05	0,09	0,01	0,05	0,12	0,04	0,16	0,12	

NOTA: Las semanas 11 y 15 se descartan por presentar un valor no representativo

Figura1. Variación de NITRITOS

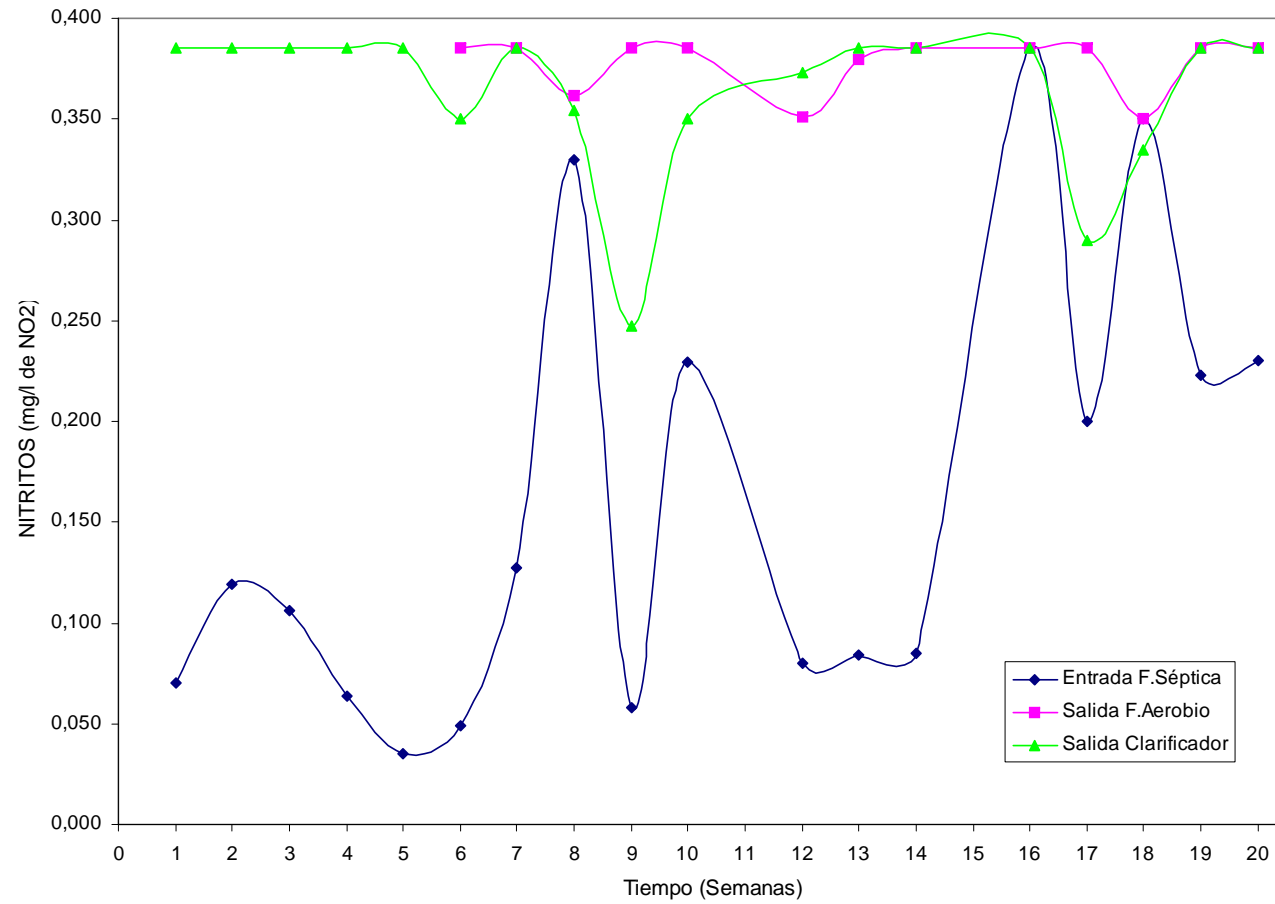


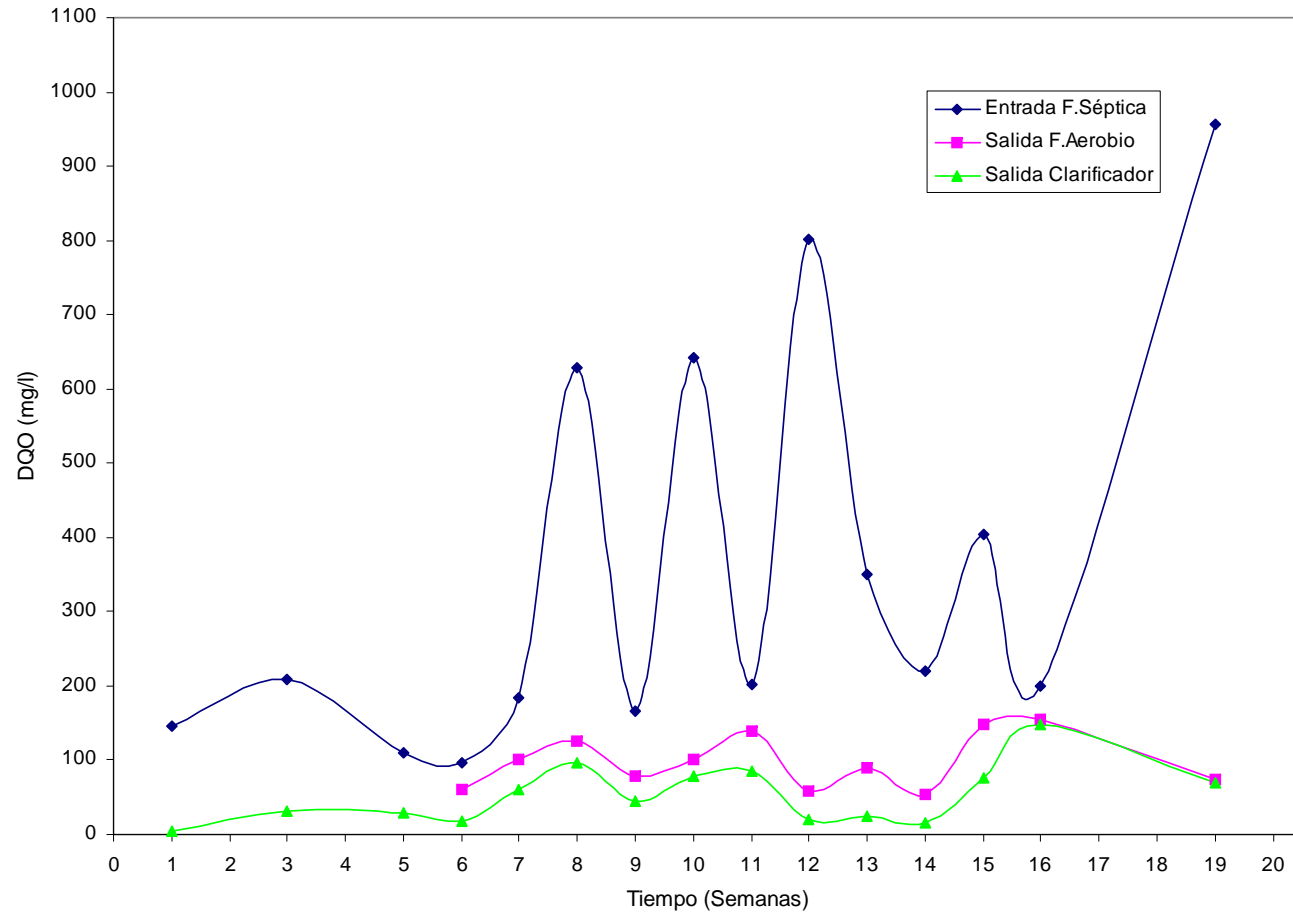
TABLA 20
SISTEMA AEROBIO
 DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO, DQO
 mg/l

PARAMETRO:
Unidad:

SEMANA	Entrada F. Séptica	Salida F. Séptica	Diferencia	Salida F. Aerobio	Diferencia	Diferencia acumulada	SALIDA Clarificador	Diferencia	Diferencia acumulada	% Remoc. del Sistema
1	145	77	68				4	73	73	97%
3	208	97	111				32	65	65	85%
5	109	75	34				30	45	45	72%
6	97	135	-38	60	75	37	18	42	79	81%
7	184	153	31	101	52	83	61	40	123	67%
8	628	165	463	125	40	503	97	28	531	85%
9	167	163	4	78	85	89	44	34	123	74%
10	643	225	418	101	124	542	79	22	564	88%
11	201	163	38	140	23	61	86	54	115	57%
12	802	134	668	59	75	743	21	38	781	97%
13	350	200	150	90	110	260	25	65	325	93%
14	220	130	90	55	75	165	15	40	205	93%
15	404	122	282	149	-27	255	76	73	328	81%
16	200	164	36	155	9	45	148	7	52	26%
19	957	165	792	75	90	882	69	6	888	93%
Valor máx	957	225	792	155	124	882	148	73	888	97%
Valor mín	97	75	-38	55	-27	37	4	6	45	26%
Media	354,33	144,53	209,80	99,00	45,53	255,33	53,67	45,33	300,67	85%
Desv/ Estandar	273,27	41,49	258,53	35,87	43,47	292,20	39,19	21,28	278,63	19%

NOTA: Las semanas 2, 4, 17, 18 y 20 se descartan por presentar valores de remoción negativos o no representativos

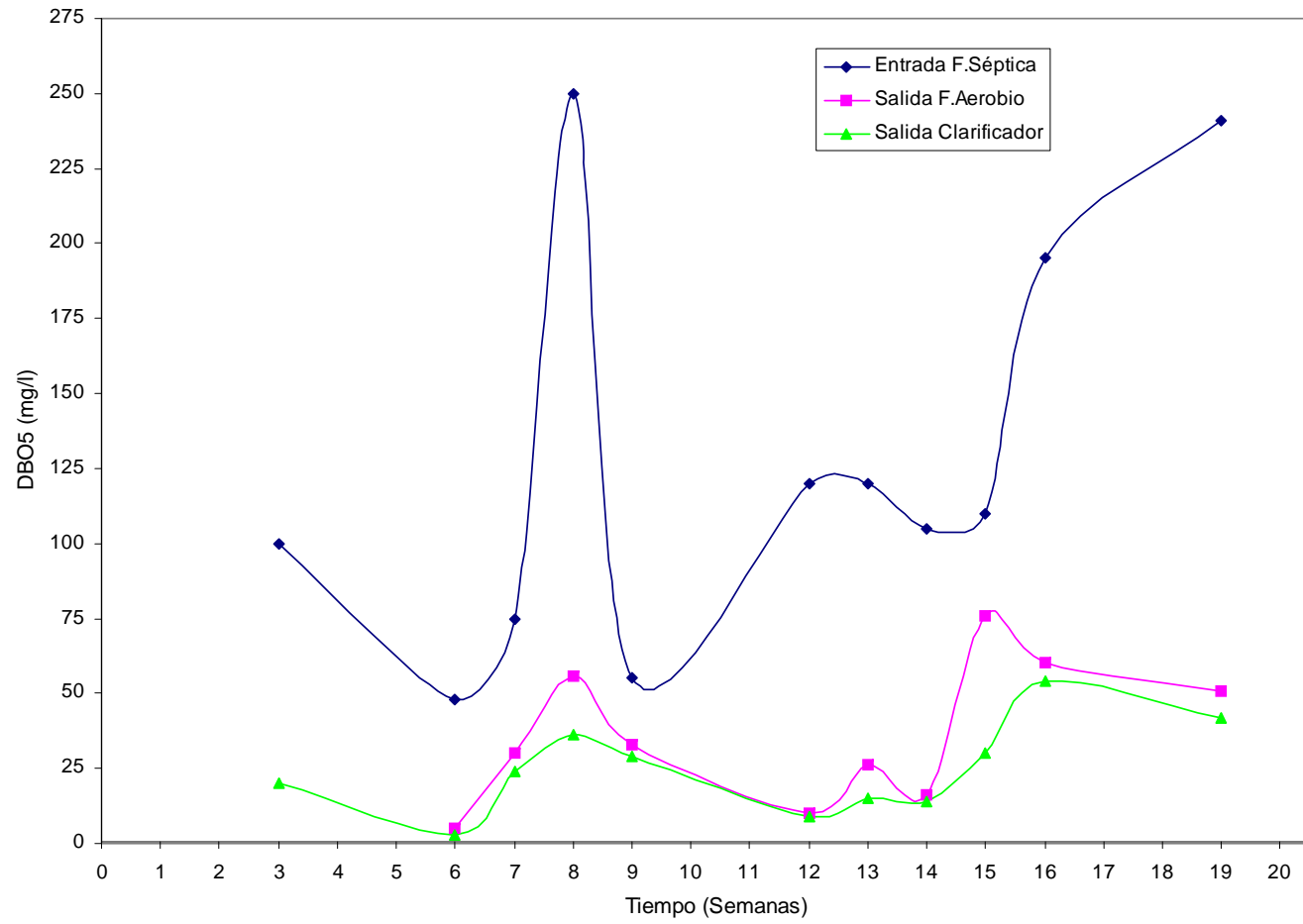
Figura1. Variación de DQO



<p style="text-align: center;">TABLA 21 SISTEMA AEROBIO DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO, DBO mg/l</p>										
PARAMETRO:										
Unidad:										
SEMANA	Entrada F. Séptica	Salida F. Séptica	Diferencia	Salida F. Aaerobio	Diferencia	Diferencia acumulada	SALIDA Clarificador	Diferencia	Diferencia acumulada	% Remoc. del Sistema
3	100	80	20				20	60	60	80%
6	48	68	-20	5	63	43	3	2	45	94%
7	75	70	5	30	40	45	24	6	51	68%
8	250	105	145	56	49	194	36	20	214	86%
9	55	115	-60	33	82	22	29	4	26	47%
12	120	70	50	10	60	110	9	1	111	93%
13	120	80	40	26	54	94	15	11	105	88%
14	105	60	45	16	44	89	14	2	91	87%
15	110	76	34	76	0	34	30	46	80	73%
16	195	160	35	60	100	135	54	6	141	72%
19	241,2	155	86,2	51	104	190,2	42	9	199,2	83%
Valor máx	250	160	145	76	104	194	54	60	214	94%
Valor mín	48	60	-60	5	0	22	3	1	26	47%
Media	129,02	94,45	34,56	36,30	58,15	92,72	25,09	11,21	103,93	81%
Desv/ Estandar	69,63	35,12	53,15	23,53	30,62	62,34	15,10	19,70	61,32	13%

NOTA: Las semanas 1, 2, 4, 5, 10, 11, 17, 18 y 20 se descartan por presentar valores de remoción negativos o no representativos

Figura1. Variación de DBO5

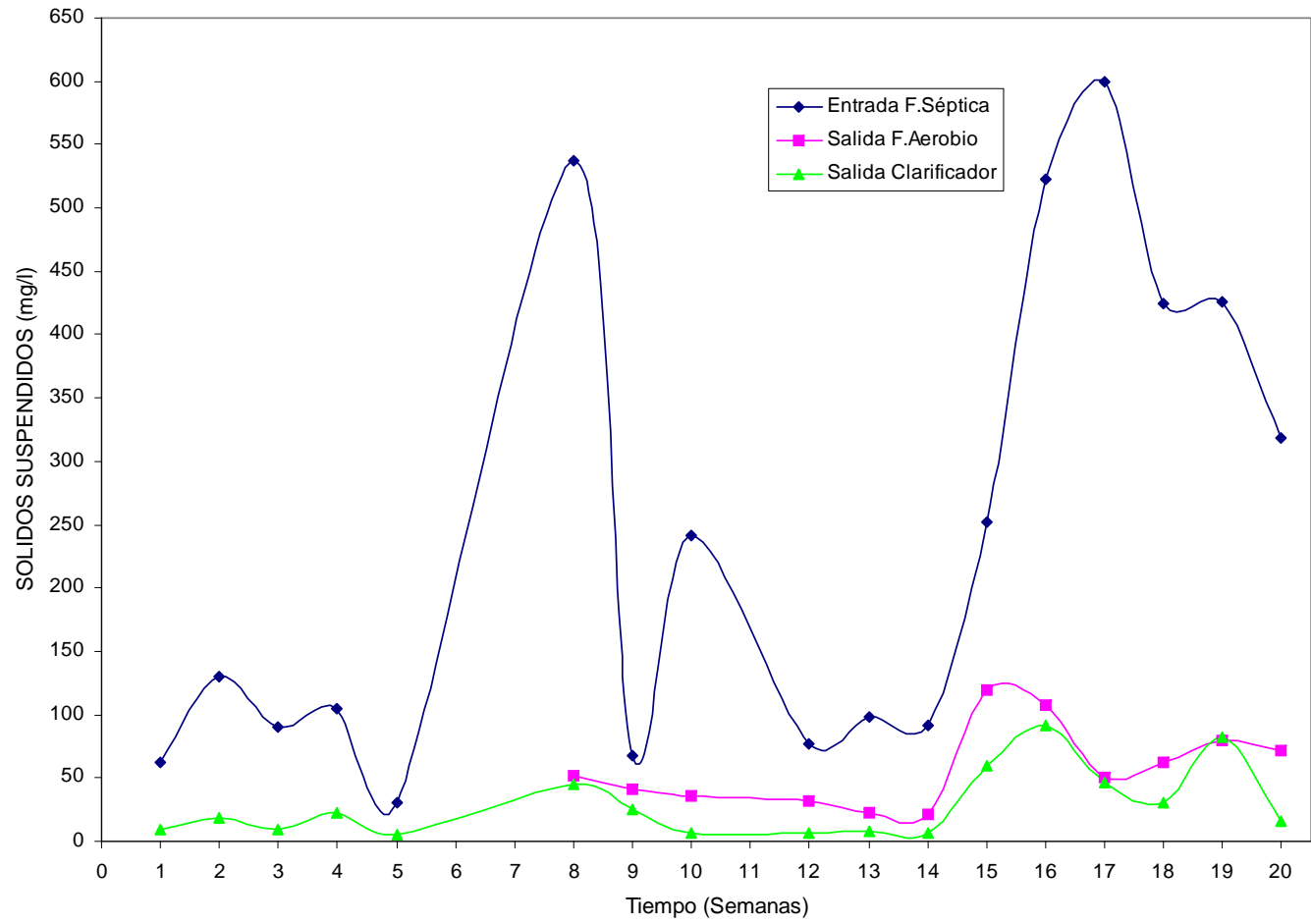


**TABLA 22
SISTEMA AEROBIO**

PARAMETRO: SOLIDOS SUSPENDIDOS										
Unidad: mg/l										
SEMANA	Entrada F. Séptica	Salida F. Séptica	Diferencia	Salida F. Aerobio	Diferencia	Diferencia acumulada	SALIDA Clarificador	Diferencia	Diferencia acumulada	% Remoc. del Sistema
1	62	17	45				9	8	8	85%
2	130	96	34				18	78	78	86%
3	90	55	35				9	46	46	90%
4	105	109	-4				23	86	86	78%
5	31	23	8				5	18	18	84%
8	537	114	423	52	62	485	45	7	492	92%
9	68	98	-30	41	57	27	25	16	43	63%
10	242	80	162	36	44	206	6	30	236	98%
12	77	74	3	32	42	45	7	25	70	91%
13	98	32	66	23	9	75	8	15	90	92%
14	92	35	57	21	14	71	7	14	85	92%
15	252	112	140	120	-8	132	60	60	192	76%
16	523	169	354	107	62	416	91	16	432	83%
17	600	184	416	50	134	550	46	4	554	92%
18	425	133	292	63	70	362	31	32	394	93%
19	426	105	321	80	25	346	82	-2	344	81%
20	319	102	217	71	31	248	16	55	303	95%
Valor máx	600	184	423	120	134	550	91	86	554	98%
Valor mín	31	17	-30	21	-8	27	5	-2	8	63%
Media	239,82	90,47	149,35	58,00	32,47	181,82	28,71	29,29	211,12	88%
Desv/ Estandar	193,57	47,83	156,59	31,72	36,85	182,09	27,18	26,20	180,78	9%

NOTA: Las semanas 6, 7 y 11 se descartan por presentar valores de remoción negativos o no representativos

Figura1. Variación de SOLIDOS SUSPENDIDOS

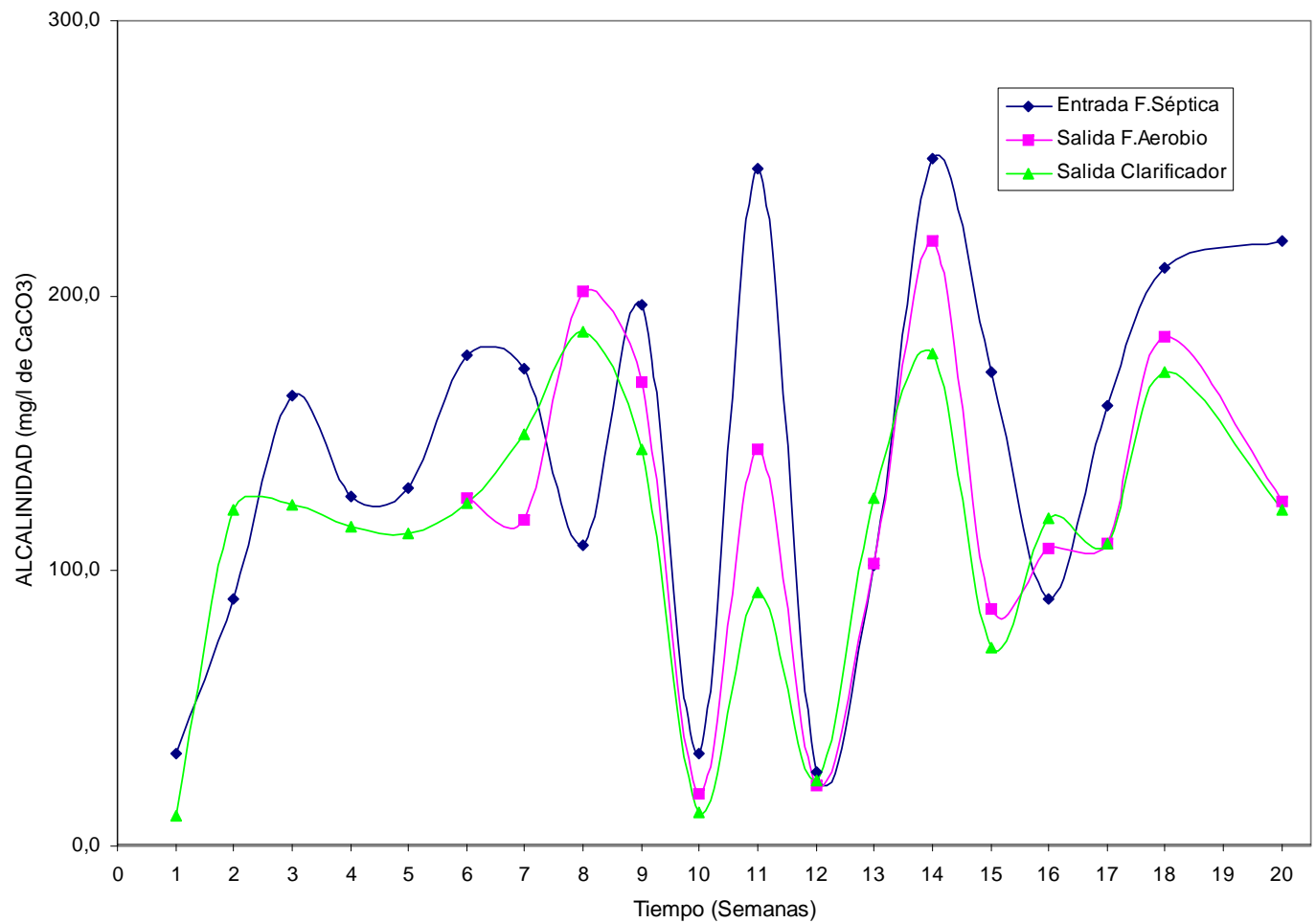


**TABLA 23
SISTEMA AEROBIO**

PARAMETRO:		ALCALINIDAD								mg/l
Unidad:		de CaCO3								
SEMANA	Entrada F. Séptica	Salida F. Séptica	Diferencia	Salida F. Aaerobio	Diferencia	Diferencia acumulada	SALIDA Clarificador	Diferencia	Diferencia acumulada	
1	33,6	10,8	22,8				10,8	0,0	0,0	
2	89,6	218,4	-128,8				122,4	96,0	96,0	
3	164,0	124,0	40,0				124,0	0,0	0,0	
4	127,2	137,6	-10,4				116,0	21,6	21,6	
5	130,4	159,2	-28,8				113,6	45,6	45,6	
6	178,4	189,6	-11,2	126,4	63,2	52,0	124,8	1,6	53,6	
7	173,6	222,6	-49,0	118,4	104,2	55,2	149,6	-31,2	24,0	
8	109,6	170,4	-60,8	201,6	-31,2	-92,0	187,2	14,4	-77,6	
9	196,8	171,2	25,6	168,8	2,4	28,0	144,0	24,8	52,8	
10	33,6	18,4	15,2	18,7	-0,3	14,9	12,0	6,7	21,6	
11	246,0	240,0	6,0	144,0	96,0	102,0	92,0	52,0	154,0	
12	27,0	25,0	2,0	22,0	3,0	5,0	24,0	-2,0	3,0	
13	102,0	188,0	-86,0	102,4	85,6	-0,4	126,6	-24,2	-24,6	
14	250,0	130,6	119,4	220,2	-89,6	29,8	178,8	41,4	71,2	
15	172,0	116,0	56,0	86,0	30,0	86,0	72,0	14,0	100,0	
16	90,0	125,0	-35,0	108,0	17,0	-18,0	119,0	-11,0	-29,0	
17	160,0	116,0	44,0	110,0	6,0	50,0	110,0	0,0	50,0	
18	210,0	206,0	4,0	185,0	21,0	25,0	172,0	13,0	38,0	
20	220,0	128,0	92,0	125,0	3,0	95,0	122,0	3,0	98,0	
Valor máx	250	240	119,4	220,2	104,2	102	187,2	96	154	
Valor mín	27	10,8	-128,8	18,7	-89,6	-92	10,8	-31,2	-77,6	
Media	142,83	141,94	0,89	124,04	17,90	18,80	111,62	12,41	31,21	
Desv/ Estandar	68,88	67,02	59,26	59,03	52,04	50,42	51,07	29,24	54,07	

NOTA: La semana 19 se descarta por presentar un valor no representativo

Figura1. Variación de ALCALINIDAD



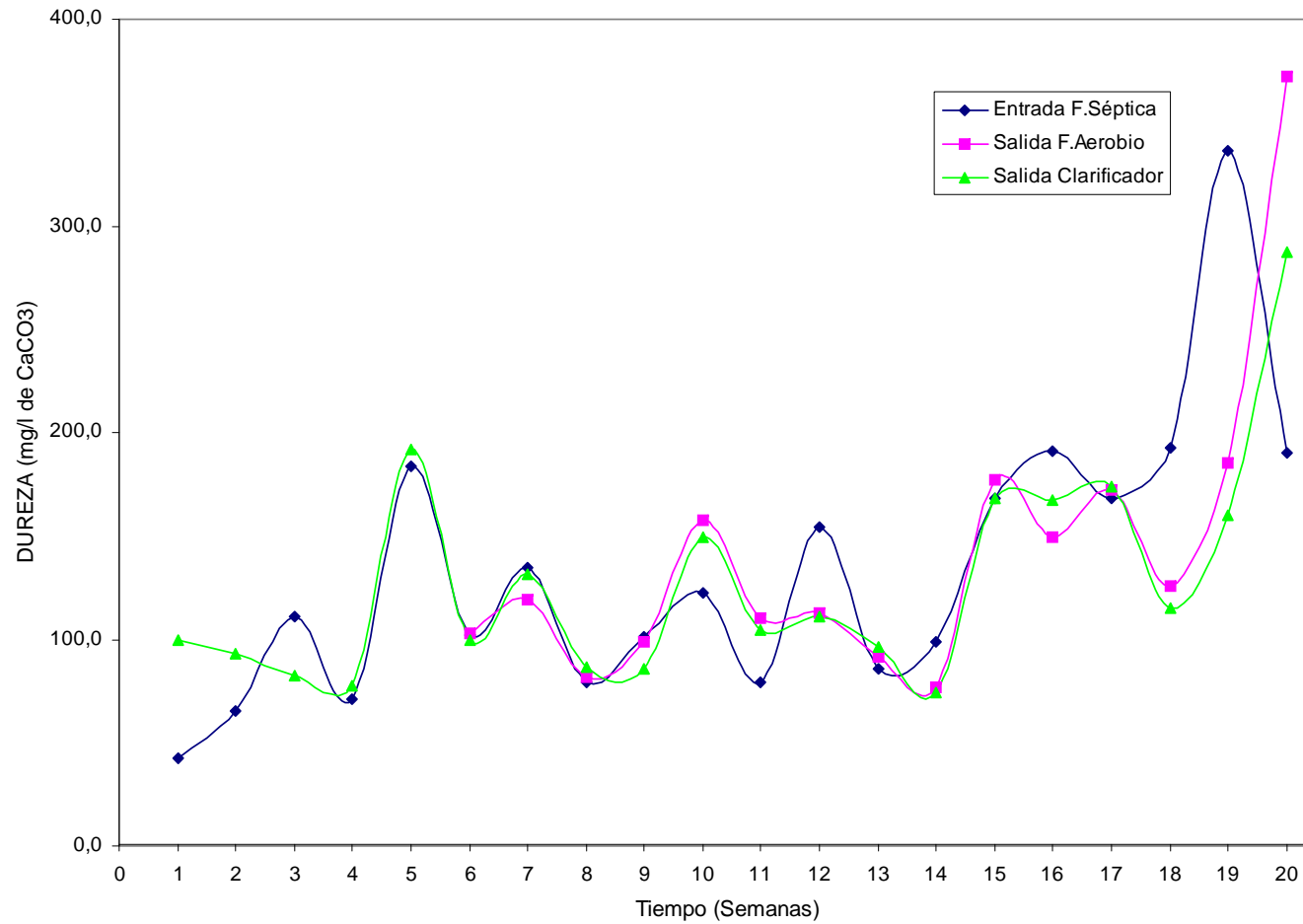
**TABLA 24
SISTEMA AEROBIO**

PARAMETRO: DUREZA
Unidad: mg/l de CaCO₃

SEMANA	Entrada F. Séptica	Salida F. Séptica	Diferencia	Salida F. Aaerobio	Diferencia	Diferencia acumulada	SALIDA Clarificador	Diferencia	Diferencia acumulada
1	42,4	39,2	3,2				99,6	-60,4	-60,4
2	65,6	87,2	-21,6				92,8	-5,6	-5,6
3	110,8	107,2	3,6				82,4	24,8	24,8
4	71,2	75,2	-4,0				77,6	-2,4	-2,4
5	184,0	169,6	14,4				192,0	-22,4	-22,4
6	102,4	91,2	11,2	103,2	-12,0	-0,8	99,3	3,9	3,1

7	134,4	118,4	16,0	119,2	-0,8	15,2	131,2	-12,0	3,2
8	79,2	80,0	-0,8	81,6	-1,6	-2,4	86,4	-4,8	-7,2
9	101,6	98,4	3,2	98,4	0,0	3,2	85,6	12,8	16,0
10	122,4	103,2	19,2	157,3	-54,1	-34,9	149,6	7,7	-27,2
11	79,2	89,6	-10,4	110,4	-20,8	-31,2	104,8	5,6	-25,6
12	154,0	120,0	34,0	113,0	7,0	41,0	111,0	2,0	43,0
13	86,0	70,0	16,0	91,2	-21,2	-5,2	96,0	-4,8	-10,0
14	98,4	86,4	12,0	76,8	9,6	21,6	74,6	2,2	23,8
15	168,0	160,8	7,2	176,8	-16,0	-8,8	168,0	8,8	0,0
16	191,0	130,0	61,0	149,0	-19,0	42,0	167,0	-18,0	24,0
17	168,0	155,2	12,8	172,0	-16,8	-4,0	173,6	-1,6	-5,6
18	193,0	132,8	60,2	125,6	7,2	67,4	115,0	10,6	78,0
19	336,0	202,0	134,0	185,0	17,0	151,0	160,0	25,0	176,0
20	190,0	182,4	7,6	372,0	-189,6	-182,0	287,0	85,0	-97,0
Valor máx	336	202	134	372	17	151	287	85	176
Valor mín	42,4	39,2	-21,6	76,8	-189,6	-182	74,6	-60,4	-97
Media	133,88	114,94	18,94	142,10	-27,16	-8,22	127,68	14,43	6,21
Desv/ Estandar	66,96	41,83	33,67	72,53	49,88	68,97	52,30	26,63	53,94

Figura1. Variación de DUREZA



**TABLA 25
SISTEMA AEROBIO**

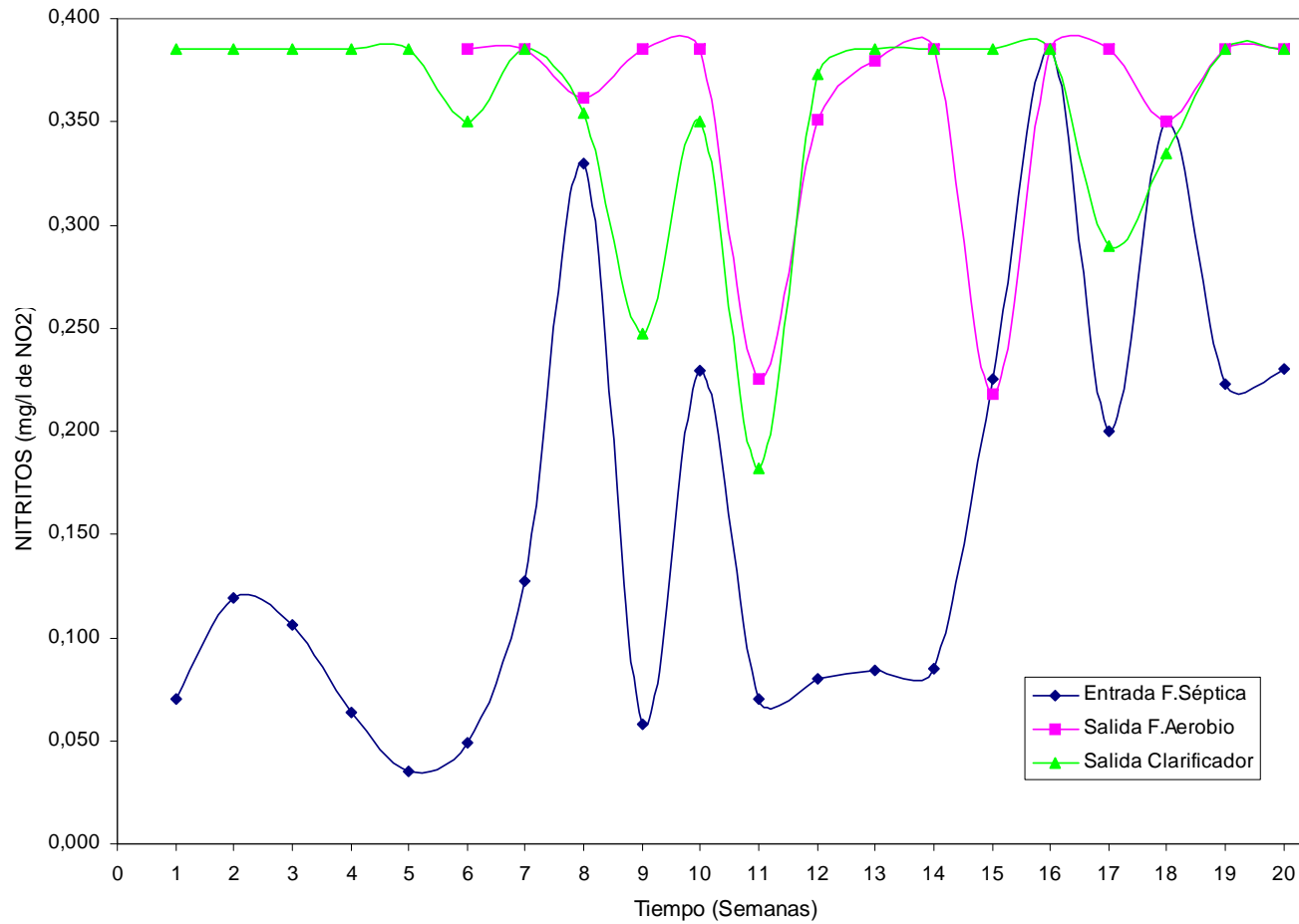
PARAMETRO: NITRITOS
Unidad: de NO2

mg/l

SEMANA	Entrada F. Séptica	Salida F. Séptica	Diferencia	Salida F. Aaerobio	Diferencia	Diferencia acumulada	SALIDA Clarificador	Diferencia	Diferencia acumulada
1	0,070	0,030	0,040				0,385	-0,355	-0,355
2	0,119	0,094	0,025				0,385	-0,291	-0,291
3	0,106	0,071	0,035				0,385	-0,314	-0,314
4	0,064	0,113	-0,049				0,385	-0,272	-0,272

5	0,035	0,030	0,005				0,385	-0,355	-0,355
6	0,049	0,142	-0,093	0,385	-0,243	-0,336	0,350	0,035	-0,301
7	0,127	0,148	-0,021	0,385	-0,237	-0,258	0,385	0,000	-0,258
8	0,330	0,114	0,216	0,362	-0,248	-0,032	0,354	0,008	-0,024
9	0,058	0,113	-0,055	0,385	-0,272	-0,327	0,247	0,138	-0,189
10	0,229	0,095	0,134	0,385	-0,290	-0,156	0,350	0,035	-0,121
11	0,070	0,124	-0,054	0,225	-0,101	-0,155	0,182	0,043	-0,112
12	0,080	0,080	0,000	0,351	-0,271	-0,271	0,373	-0,022	-0,293
13	0,084	0,039	0,045	0,380	-0,341	-0,296	0,385	-0,005	-0,301
14	0,085	0,026	0,059	0,385	-0,359	-0,300	0,385	0,000	-0,300
15	0,225	0,122	0,103	0,218	-0,096	0,007	0,385	-0,167	-0,160
16	0,385	0,186	0,199	0,385	-0,199	0,000	0,385	0,000	0,000
17	0,200	0,165	0,035	0,385	-0,220	-0,185	0,290	0,095	-0,090
18	0,350	0,175	0,175	0,350	-0,175	0,000	0,335	0,015	0,015
19	0,223	0,112	0,111	0,385	-0,273	-0,162	0,385	0,000	-0,162
20	0,230	0,096	0,134	0,385	-0,289	-0,155	0,385	0,000	-0,155
Valor máx	0,385	0,186	0,216	0,385	-0,096	0,007	0,385	0,138	0,015
Valor mín	0,035	0,026	-0,093	0,218	-0,359	-0,336	0,182	-0,355	-0,355
Media	0,16	0,10	0,05	0,36	-0,25	-0,20	0,36	0,00	-0,20
Desv/ Estandar	0,11	0,05	0,09	0,06	0,08	0,12	0,05	0,16	0,12

Figura1. Variación de NITRITOS



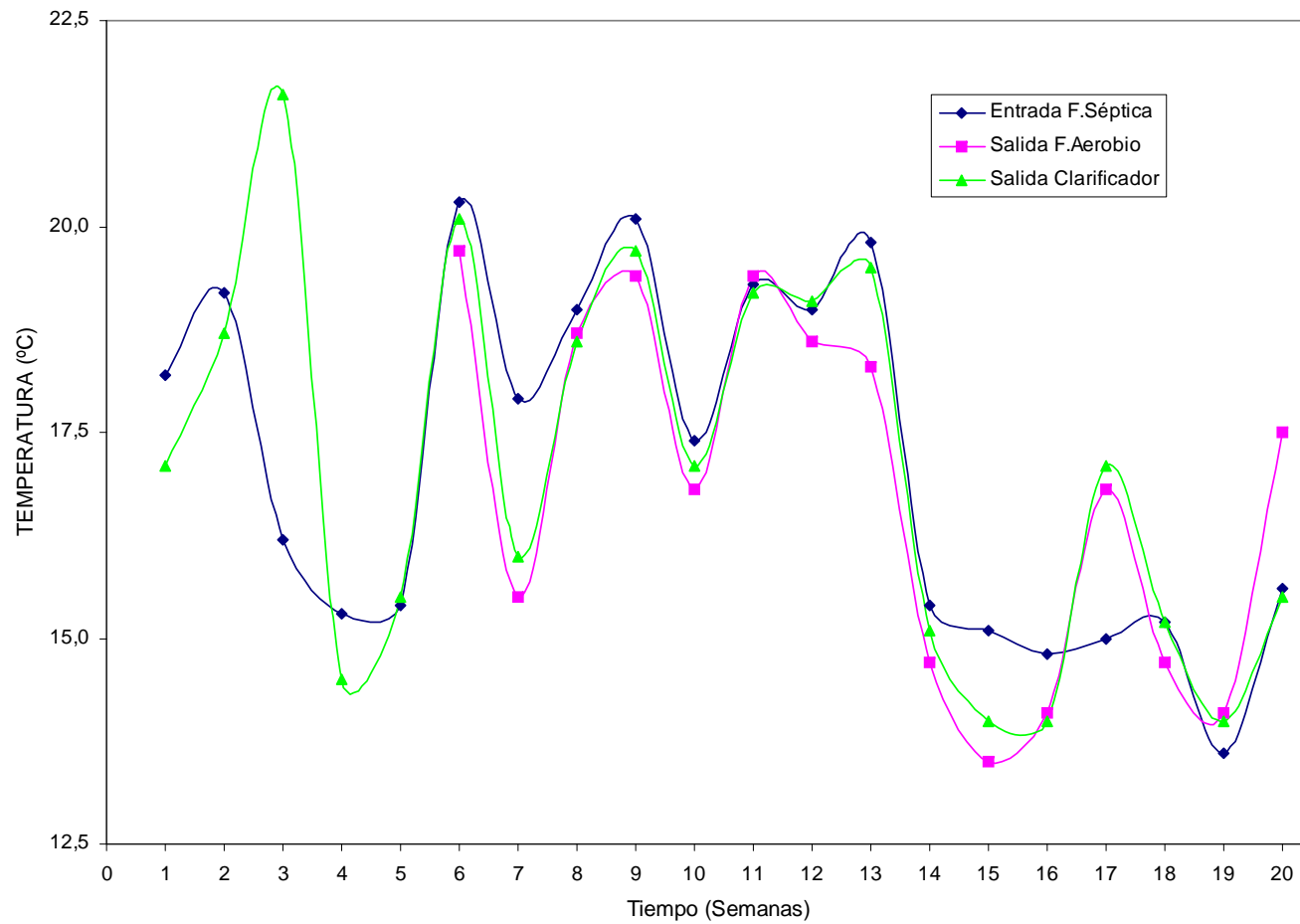
**TABLA 27
SISTEMA AEROBIO**

PARAMETRO: TEMPERATURA
Unidad: °C

SEMANA	Entrada F. Séptica	Salida F. Séptica	Diferencia	Salida F. Aaerobio	Diferencia	Diferencia acumulada	SALIDA Clarificador	Diferencia	Diferencia acumulada
1	18,2	16,9	1,3				17,1	-0,2	-0,2
2	19,2	18,3	0,9				18,7	-0,4	-0,4
3	16,2	16,0	0,2				21,6	-5,6	-5,6

4	15,3	14,7	0,6				14,5	0,2	0,2
5	15,4	15,8	-0,4				15,5	0,3	0,3
6	20,3	19,4	0,9	19,7	-0,3	0,6	20,1	-0,4	0,2
7	17,9	15,3	2,6	15,5	-0,2	2,4	16,0	-0,5	1,9
8	19,0	18,8	0,2	18,7	0,1	0,3	18,6	0,1	0,4
9	20,1	20,2	-0,1	19,4	0,8	0,7	19,7	-0,3	0,4
10	17,4	17,1	0,3	16,8	0,3	0,6	17,1	-0,3	0,3
11	19,3	19,1	0,2	19,4	-0,3	-0,1	19,2	0,2	0,1
12	19,0	18,9	0,1	18,6	0,3	0,4	19,1	-0,5	-0,1
13	19,8	18,7	1,1	18,3	0,4	1,5	19,5	-1,2	0,3
14	15,4	14,7	0,7	14,7	0,0	0,7	15,1	-0,4	0,3
15	15,1	14,1	1,0	13,5	0,6	1,6	14,0	-0,5	1,1
16	14,8	14,9	-0,1	14,1	0,8	0,7	14,0	0,1	0,8
17	15,0	17,5	-2,5	16,8	0,7	-1,8	17,1	-0,3	-2,1
18	15,2	15,1	0,1	14,7	0,4	0,5	15,2	-0,5	0,0
19	13,6	13,8	-0,2	14,1	-0,3	-0,5	14,0	0,1	-0,4
20	15,6	15,7	-0,1	17,5	-1,8	-1,9	15,5	2,0	0,1
Valor máx	20,3	20,2	2,6	19,7	0,8	2,4	21,6	2	1,9
Valor mín	13,6	13,8	-2,5	13,5	-1,8	-1,9	14	-5,6	-5,6
Media	17,09	16,75	0,34	16,79	-0,04	0,30	17,08	-0,29	0,01
Desv/ Estandar	2,13	1,99	0,96	2,20	0,66	1,14	2,35	1,37	1,49

Figura1. Variación de TEMPERATURA



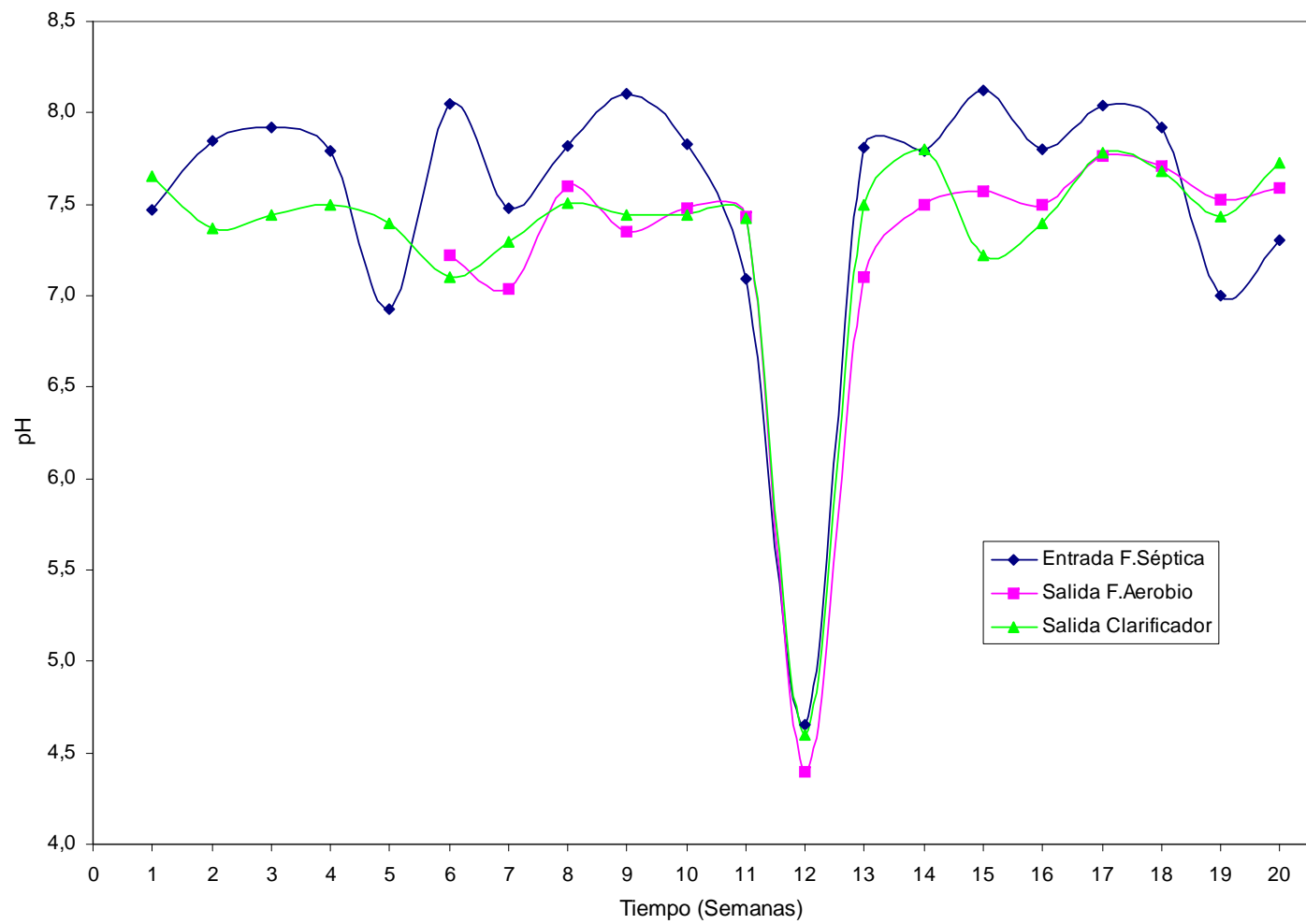
**TABLA 28
SISTEMA AEROBIO**

PARAMETRO: pH

SEMANA	Entrada F. Séptica	Salida F. Séptica	Diferencia	Salida F. Aaerobio	Diferencia	Diferencia acumulada	SALIDA Clarificador	Diferencia	Diferencia acumulada
1	7,47	7,26	0,21				7,65	-0,39	-0,39
2	7,85	7,86	-0,01				7,37	0,49	0,49
3	7,92	7,80	0,12				7,44	0,36	0,36

4	7,79	8,08	-0,29				7,50	0,58	0,58
5	6,93	7,37	-0,44				7,40	-0,03	-0,03
6	8,05	7,59	0,46	7,22	0,37	0,83	7,10	0,12	0,95
7	7,48	7,36	0,12	7,04	0,32	0,44	7,29	-0,25	0,19
8	7,82	7,92	-0,10	7,60	0,32	0,22	7,51	0,09	0,31
9	8,10	7,88	0,22	7,35	0,53	0,75	7,44	-0,09	0,66
10	7,83	7,25	0,58	7,48	-0,23	0,35	7,44	0,04	0,39
11	7,09	7,76	-0,67	7,43	0,33	-0,34	7,42	0,01	-0,33
12	4,65	4,70	-0,05	4,40	0,30	0,25	4,60	-0,20	0,05
13	7,81	7,47	0,34	7,10	0,37	0,71	7,50	-0,40	0,31
14	7,79	7,37	0,42	7,50	-0,13	0,29	7,80	-0,30	-0,01
15	8,12	7,20	0,92	7,57	-0,37	0,55	7,22	0,35	0,90
16	7,80	7,80	0,00	7,50	0,30	0,30	7,40	0,10	0,40
17	8,04	8,05	-0,01	7,76	0,29	0,28	7,78	-0,02	0,26
18	7,92	7,80	0,12	7,71	0,09	0,21	7,68	0,03	0,24
19	7,00	7,88	-0,88	7,52	0,36	-0,52	7,43	0,09	-0,43
20	7,30	7,26	0,04	7,59	-0,33	-0,29	7,73	-0,14	-0,43
Valor máx	8,12	8,08	0,92	7,76	0,53	0,83	7,80	0,58	0,95
Valor mín	4,65	4,70	-0,88	4,40	-0,37	-0,52	4,60	-0,40	-0,43
Media	7,54	7,48	0,06	7,25	0,23	0,29	7,34	-0,08	0,20
Desv/ Estandar	0,77	0,72	0,42	0,81	0,29	0,39	0,67	0,27	0,41

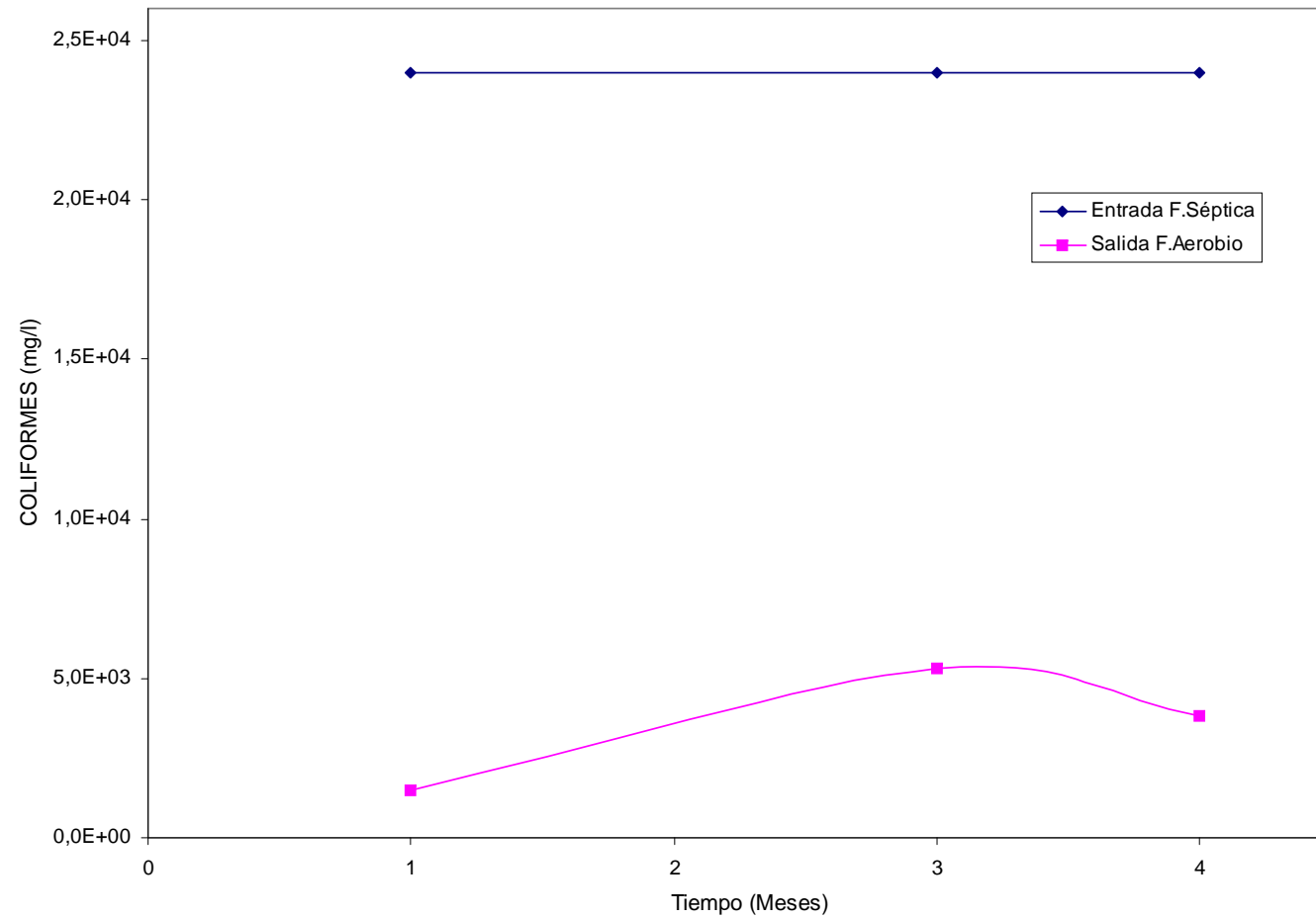
Figura1. Variación de pH



Valor máx	24000	24000	0	5300	22500	5300	94%
Valor mín	24000	24000	0	1500	18700	1500	78%
Media	24000	24000	0	3533	20467	20467	85%
Desv/ Estandar	0	0	0	1914	1914	1914	8%

NOTA: El segundo mes se descarta por presentar un valor de remoción negativo

Figura1. Variación de COLIFORMES



4.3.2 Análisis de resultados específicos

DQO: El lecho Bacteriano presento los siguientes porcentajes de remoción, con valores: Máximo de 58%, Mínimo de 34% y Medio de 46%, estudio realizado a partir de la quinta semana de evaluación. Cabe aclarar que las cinco primeras semanas, se evaluó la eficiencia del sistema (Lecho Bacteriano - Sedimentador Secundario) en conjunto, teniendo en cuenta las altas eficiencias alcanzadas, se decidió evaluar el sistema por separado. El Lecho con el sedimentador secundario presento los siguientes porcentajes de remoción respecto a la salida de la Fosa Séptica, con valores: Máximo 96%, Mínimo 45% y Medio de 71%, correspondientes a todo el periodo en estudio.

La desviación estándar del porcentaje de remoción de la unidad es del 14%, indicando que durante el periodo de estudio, las eficiencias alcanzadas, se mantienen constantes, con variaciones minimas. Esto nos indica que la unidad tuvo un buen comportamiento, ante variaciones de entrada tanto en caudal, como de carga orgánica. Se puede decir entonces que el tiempo evaluado, es representativo para poder concluir que la unidad alcanza eficiencias altas.

DBO5: En cuanto a remoción de DBO5, en El Lecho Bacteriano, se tuvieron los siguientes resultados: Remoción máxima 93%, Remoción mínima 42% y Remoción media 64%, estudio realizado a partir de la quinta semana de evaluación. En conjunto con el sistema de sedimentación secundario presento los siguientes porcentajes de remoción respecto a la salida de la Fosa Séptica: Máximo 96%, Mínimo 45% y Medio de 71%, durante todo el periodo en estudio. El incremento de remoción por parte del clarificador como se puede observar es mínimo, esto debido a que su función principal es la remoción de la biomasa que se desprende del filtro mediante decantación y no su digestión.

La desviación estandar del porcentaje de remoción de la unidad es del 12%, este porcentaje es bajo y nos indica que los porcentajes obtenidos durante el periodo de evaluación oscilan alrededor del porcentaje medio, entonces el tiempo evaluado es un buen parametro para concluir que el Lecho Bacteriano tuvo un comportamiento satisfactorio, verificando su función como tratamiento secundario.

SOLIDOS SUSPENDIDOS: Respecto a este parámetro, el Lecho Bacteriano presento los siguientes porcentajes de remoción: Remoción máxima 73%, Remoción mínima 28% y remoción media 43%, estudio realizado a partir de la

quinta semana de evaluación. En conjunto el sistema (Lecho Bacteriano - Sedimentador Secundario), presento porcentajes de remoción bastante significativos, respecto a la Salida de la Fosa séptica, con valores: Máximo de 93%, Mínimo de 46% y Medio de 75%, correspondientes a todo el periodo en estudio. Como se puede observar, el incremento de remoción de Sólidos Suspendidos por parte del Clarificador es significativa, cumpliendo con el objetivo o su función principal de remover la biomasa que se produce en exceso y se desprende periódicamente .

La desviación estandar del porcentaje de remoción es del 13%, al igual que en los parametro de DBO y DQO, este porcentaje es bajo por lo tanto el porcentaje de remoción medio es un porcentaje de remoción confiable.

ALCALINIDAD: Los valores medios de alcalinidad tanto a la entrada como a la salida del sistema (Lecho Bacteriano - Sedimentador Secundario) fueron 162.0 mg/l de CaCO₃ y 127.2 mg/l de CaCO₃ respectivamente. Según estos valores la alcalinidad del agua residual se encuentra en un rango medio. La alcalinidad del agua residual es importante, ya que ayuda a regular los cambios de pH cuando este tiene comportamiento ácido.

DUREZA: Los valores medios de Dureza, tanto a la entrada como a la salida del sistema (Lecho Bacteriano - Sedimentador Secundario) fueron 111,39 mg/l de CaCO₃ y 119.29 mg/l de CaCO₃ respectivamente. De acuerdo con estos resultados, la dureza del agua residual tratada, corresponde a una Dureza media.

NITRITOS: Los valores medios de nitritos tanto a la entrada como a la salida del Lecho Bacteriano fueron de 0.103 mg/l de NO₂ y 0.366 mg/l de NO₂ respectivamente. Según estos valores, se está dando el proceso de nitrificación, al presentarse un incremento en el valor de Nitritos, sin embargo es necesario que el ensayo se realice para concentraciones de alto rango, para que los valores sean más representativos.

NITRATOS: El valor medio de nitratos a la entrada del Lecho Bacteriano fue 20.5 mg/l de NO₃, y a la salida del mismo fue, 18.6 mg/l de NO₃.

TEMPERATURA: El valor medio de Temperatura de estas aguas residuales tratadas, está alrededor de los 17 °C, temperatura no óptima para los procesos biológicos aerobios, la cual oscila entre 30 y 35 °C. Sin embargo se puede anotar que el sistema se ha aclimatado a esta temperatura, alcanzando remociones significativas de materia orgánica, además permite de manera satisfactoria la nitrificación biológica.

pH: Los valores medios de pH tanto a la entrada del Lecho Bacteriano como a la salida del sedimentador secundario son 7.63 y 7.48 respectivamente. La variación de este valor, de la entrada a la salida de la unidad no es significativa, manteniéndose un pH estable, debido en gran parte a la alcalinidad del agua, la cual evita variaciones bruscas del pH. Además es un valor óptimo para que se de el proceso de nitrificación.

OXIGENO DISUELTO: Debido a las condiciones aerobias en que trabaja el Lecho Bacteriano, la concentración de Oxígeno Disuelto es significativa e importante, por encima de 1 mg/l de O₂, esencial para que el funcionamiento del Lecho Bacteriano sea el adecuado y también para que se de la nitrificación biológica, siendo los valores medios a la entrada y a la salida de la unidad: 0.208 y 2.49 mg/l de O₂ respectivamente.

COLIFORMES TOTALES: Aunque este parámetro no es importante en el tratamiento de aguas residuales, cabe anotar que los porcentajes de remoción obtenidos, son altos. Este parámetro se evaluó 1 vez por mes durante todo el periodo en estudio, obteniendo los siguientes porcentajes de remoción para el Lecho Bacteriano con valores: Máximo 94%, Mínimo 66% y Medio 79%.

4.3.3 Resultados generales: Fosa Séptica - Lecho Bacteriano y Sedimentador Secundario

A continuación se presenta la información de los diferentes parámetros obtenidos en laboratorio tanto para la entrada como para la salida de cada una de las unidades que componen el sistema, además se presenta el porcentaje de remoción o variación de cada uno de los parámetros.

4.3.4 Análisis de resultados generales

DQO: El Sistema Aerobio (Fosa Séptica - Lecho Bacteriano y Sedimentador Secundario) presento los siguientes porcentajes de remoción, con valores: Máximo de 97%, Mínimo de 26% y Medio de 85%, durante todo el periodo en estudio. De este porcentaje de remoción medio, el 59.3% corresponde a la Fosa Séptica, el 12.9% corresponde al Lecho Bacteriano y el 12.8% corresponde al Sedimentador Secundario, según estos valores la Fosa Séptica elimina un gran porcentaje de la DQO.

DBO5: En cuanto a remoción de DBO5, el Sistema, presento los siguientes resultados: Remoción máxima 94%, Remoción mínima 47% y Remoción media 81%, durante todo el periodo de evaluación, del porcentaje de remoción medio, el 26,9% corresponde a la Fosa Séptica, el 45.4% corresponde al Lecho Bacteriano y el 8.7% corresponde al

Clarificador Secundario, esos valores muestran que el Lecho Bacteriano elimina gran parte de la materia orgánica biodegradable, confirmando que la función primordial de un tratamiento secundario es la remoción de DBO.

SOLIDOS SUSPENDIDOS: Respecto a este parámetro, el Sistema Aerobio presentó los siguientes porcentajes de remoción: Remoción máxima 98%, Remoción mínima 63% y remoción media 88%, durante todo el periodo de evaluación, del 88% de remoción media, el 62.3% removió la Fosa Séptica, el 13.5% removió el Lecho Bacteriano y el 12.2% removió el Sedimentador Secundario. Estos valores corroboran la función primordial de la Fosa Séptica como tratamiento primario en la eliminación de Sólidos Suspendidos, además gracias a que se cuenta con un sistema de sedimentación secundario el porcentaje de remoción media que se obtuvo es bastante significativo.

ALCALINIDAD: Los valores medios de alcalinidad tanto a la entrada como a la salida del Sistema Aerobio fueron 158.39 mg/l de CaCO₃ y 110.44 mg/l de CaCO₃ respectivamente. Estos valores muestran que la alcalinidad del agua residual se encuentra en un rango medio.

DUREZA: Los valores medios de Dureza, tanto a la entrada como a la salida del Sistema Aerobio fueron 114.94 mg/l de CaCO₃ y 127.68 mg/l de CaCO₃ respectivamente. De acuerdo con estos resultados, la dureza del agua residual tratada, corresponde a una Dureza media.

NITRITOS: Los valores medios de nitritos en el Sistema Aerobio fueron los siguientes: Entrada de la Fosa Séptica, 0.16 mg/l de NO₂; Salida de la Fosa Séptica, 0.10 mg/l de NO₂; Salida del Lecho Bacteriano, 0.36 mg/l, Salida del Sedimentador Secundario, 0.36 mg/l. Estos datos confirman que los procesos aerobios son capaces de llevar a cabo el proceso de la nitrificación biológica, gracias a las condiciones de pH y oxígeno disuelto presentes.

NITRATOS: Los valores medios tanto a la entrada como a la salida del Sistema Aerobio fueron, 21.49 mg/l de NO₃ y 14.18 mg/l de NO₃ respectivamente.

TEMPERATURA: El valor medio de Temperatura de estas aguas residuales tratadas, oscila entre los 16 °C y los 17 °C, que son temperaturas bajas que no favorecen los tratamientos biológicos aerobios, pero las eficiencias obtenidas en remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos, muestran que el sistema se adapta satisfactoriamente a estas temperaturas.

pH: Los valores medios de pH a la entrada y salida del Sistema Aerobio son 7.54 y 7.34 respectivamente. Estos valores se encuentran dentro del rango de los óptimos, siendo un factor importante en la actividad de los microorganismos aerobios y por consiguiente en la depuración biológica de la materia orgánica.

OXIGENO DISUELTO: Los valores medios de oxígeno disuelto en el Sistema Aerobio tanto a la entrada como a la salida fueron: 0.36 mg/l y 2.07 mg/l, estos valores muestran que la concentración es significativa, y por lo tanto importante para la operación del filtro aerobio.

COLIFORMES TOTALES: El sistema (Fosa Séptica - Lecho Bacteriano) presento un porcentaje de remoción medio de 79%, del cual todo corresponde al Lecho Bacteriano, ya que la Fosa Séptica no presento remoción alguna durante el tiempo evaluado.

5 CONCLUSIONES

5.1 CONCLUSIONES GENERALES

- ◆ Se comprobó lo estudiado en la teoría, como es que el tratamiento aerobio presenta eficiencias de remoción altas de materia orgánica, operando para condiciones de baja carga orgánica, igualmente para esta condición se comprobó que la nitrificación es relativamente alta.

- ◆ El Sistema Aerobio (Fosa séptica - Lecho Bacteriano - Sedimentador Secundario), presentó un porcentaje de remoción del orden del 81% en DBO y 85% en DQO, que son eficiencias altas, teniendo en cuenta la condición limitante de temperaturas bajas. Además cumple con el decreto 1594 de 1984 sobre normas de vertimiento a un cuerpo de agua, para usuario nuevo al remover más del 80% en Demanda Bioquímica de Oxígeno.

- ◆ En cuanto a remoción de sólidos suspendidos el sistema aerobio (Fosa séptica - Lecho Bacteriano - Sedimentador Secundario), presentó un porcentaje de remoción del orden del 86%, igualmente cumple con el decreto 1594 de 1984 sobre normas de vertimiento, para usuario nuevo, al remover más del 80% en sólidos suspendidos.

- ◆ Teniendo en cuenta que las eficiencias alcanzadas tanto en remoción de materia orgánica como en remoción de sólidos, son altas y que además se ajustan a las normas de vertimiento a un cuerpo de agua, se concluye que el sistema aerobio es altamente eficiente en el tratamiento de aguas residuales domesticas y que por su facilidad de operación y mantenimiento se recomienda como una opción para el tratamiento biológico de este tipo de aguas.

- ◆ En cuanto a remoción de Coliformes Totales, el Sistema Aerobio, presento un porcentaje de remoción medio de 79%, aunque este parámetro no es importante en el tratamiento de aguas residuales como si lo es en la potabilización del agua, cabe resaltar que el porcentaje es bastante alto.
- ◆ El sistema aerobio, tuvo un buen comportamiento ante eventos extremos de entrada de aguas residuales con bastante caudal, concentración de materia orgánica y sólidos Suspendidos, observándose que la eficiencia del sistema se mantiene estable ante tales situaciones.
- ◆ Los análisis de desviación estandar tanto para DBO, DQO y Sólidos suspendidos son valores bajos, lo que nos indica que son valores confiables, por lo tanto el tiempo evaluado y el número de ensayos realizados es un buen parámetro para concluir que el Lecho Bacteriano, tuvo un buen comportamiento y que las eficiencias alcanzadas son buenas.

5.2 CONCLUSIONES ESPECIFICAS

- ◆ Concluida esta segunda fase de la investigación, y teniendo en cuenta el tiempo evaluado, se concluye que el lecho bacteriano se ha estabilizado, obteniéndose en el sistema (Lecho Bacteriano - Sedimentador) en conjunto, valores de remoción del orden del 71% en DBO y 69% en DQO. Que son valores altos teniendo en cuenta la condición limitante de temperaturas bajas, características de esta región.
- ◆ En cuanto a sólidos suspendidos, la eficiencia de remoción es del orden del 75%, que es un valor alto teniendo en cuenta que la función principal de un tratamiento secundario es la remoción de materia orgánica, también se concluye que este valor se alcanzo, gracias a que se cuenta con un sistema de sedimentación secundario.
- ◆ En cuanto a remoción de nutrientes, paso importante después de la remoción de materia orgánica, el filtro esta llevando a cabo el proceso de la nitrificación, primer paso dentro de la remoción biológica de nutrientes, contribuyendo de esta manera a mermar el impacto que tiene el nitrógeno sobre la calidad del cauce receptor. Además este fenómeno se da gracias a que se dan las condiciones necesarias de medio ambiente, carga orgánica baja y que se dan las condiciones optimas de pH y de oxigeno disuelto mayor a 1 mg/L.

- ◆ La modificación del Lecho Bacteriano, que presento en la primera fase de la investigación, por el que el que presenta actualmente, mediante la inclusión de un sistema de sedimentación secundario, evita que la biopelícula que se desprende del Lecho no se traduzca en un incremento de DBO en el efluente final, ya que esta sedimenta, cumpliendo con el objetivo para el cual se diseño.

6 RECOMENDACIONES

6.1 RECOMENDACIONES GENERALES

- ◆ Los ensayos de DQO se deben trabajar en bajo rango, con excepción de la muestra de la Fosa Séptica que se trabaja en alto rango. Esto debido a que si se trabaja en alto rango los resultados obtenidos no son representativos.

- ◆ Realizar un correcto y oportuno mantenimiento de la caja de recolección de aguas residuales, así como de las rejillas dispuestas en esta, ya que si se llenan de material pueden provocar grandes obstrucciones en la tubería de conducción.

- ◆ Cuando se realice la limpieza en el instituto Santo Angel se debe desconectar la tubería de llegada al sistema, con el fin de evitar la entrada de agua potable, la cual puede afectar considerablemente el funcionamiento adecuado del sistema.

- ◆ Se debe analizar la posibilidad de realizar muestreos integrados, con lo cual se puede obtener una mejor caracterización de las aguas residuales que se están tratando.

- ◆ Es indispensable la utilización de trazadores en todas las unidades de tratamiento del sistema, con el fin de determinar el tiempo real de retención, tiempo necesario a dejar entre la toma de muestras a la entrada y salida de cada unidad.

6.2 RECOMENDACIONES ESPECIFICAS

- ◆ Hacer un mantenimiento constante de las ventanas de aireación, mediante retirado de la vegetación que crece alrededor del filtro, ya que esta puede obstruir su función principal.
- ◆ Efectuar un control periódico para evitar asentamientos de moscas u otros insectos, que puedan obstruir el filtro y disminuir su eficiencia de remoción de materia orgánica.
- ◆ Realizar un buen mantenimiento de las tuberías de entrada, como de desagüe, para evitar taponamientos en la misma, y por consiguiente lograr que los procesos no se detengan.

- ◆ Hacer un buen mantenimiento de la tubería de distribución, limpiando adecuadamente los orificios para evitar obstrucciones en esta, de esta manera lograr una buena distribución del agua sobre el lecho bacteriano.
- ◆ La limpieza del Sedimentador Secundario debe ser periódica, evacuando los lodos depositados en este, para evitar resuspensión de lodos por los gases que se liberan, producto de la digestión de estos, de esta manera se logra mejorar la calidad del efluente.
- ◆ Cambiar el reactivo para el ensayo de Nitritos, el cual se hizo para bajo rango, por un reactivo de alto rango, que nos determine mas exactamente el proceso de nitrificación, que se da en el lecho bacteriano.

