

UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA
ESCUELA DE INGENIERÍA AMBIENTAL



PROYECTO DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO
PREVIO A LA OBTENCIÓN DE TÍTULO DE:
INGENIERO/A AMBIENTAL

TEMA

**EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LA PLANTA DE
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA UNIVERSIDAD
ESTATAL AMAZÓNICA.**

AUTORES

Danny Javier Guevara Llerena

Tannia Paulina Ramos Ramos

DIRECTOR DEL PROYECTO

M.Sc. Carlos Raúl Valverde Lara

PUYO – ECUADOR

2018

DECLARACIÓN DE AUTORÍA

Nosotros Tannia Paulina Ramos Ramos con C.I. N°.180500547-5 y Danny Javier Guevara Llerena C.I. N°.180503087-9, autores y responsables del proyecto de investigación con el tema “Evaluación del funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales de la universidad estatal amazónica”. Con la asesoría del M.Sc. Carlos Raúl Valverde Lara, declaramos que el contenido del presente proyecto de investigación está basado en una investigación exhaustiva, respetando fuentes de información de terceros, así como de pensamientos inéditos.

Le cedemos los derechos a la **Universidad Estatal Amazónica** para hacer uso del contenido con fines académicos o de investigación.

Tannia Paulina Ramos Ramos

Danny Javier Guevara Llerena

PRESENTACIÓN DEL TEMA

Los miembros del tribunal examinador aprueban el informe de investigación, sobre el tema: “EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA” de los autores Tannia Paulina Ramos Ramos y Danny Javier Guevara Llerena, Egresados de la carrera de Ingeniería Ambiental.

MIEMBROS DEL TRIBUNAL

Dr. Renier Abreu PhD

Msc. Alberto Vélez

Msc. Douglas Guzmán

AVAL

Quien suscribe Dr. Msc. Carlos Raúl Valverde Lara, Director de Tesis Docente de la Universidad Estatal Amazónica avala el Proyecto de investigación:

Título: “Evaluación del funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Estatal Amazónica”.

Autores: Tannia Paulina Ramos Ramos y Danny Javier Guevara Llerena

Certifico haber acompañado el proceso de elaboración del Proyecto de Investigación y considero cumple los lineamientos y orientaciones establecidas en la normativa vigente de la institución.

Por lo antes expuesto se avala el Proyecto de investigación para que sea presentado ante la Coordinación de la Carrera de Ingeniería Ambiental como forma de titulación como Ingeniero/a Ambiental, y que dicha instancia considere el mismo a fin de que tramite lo que corresponda.

Para que así conste, firmo la presente a los 08 días del mes de junio del 2018.

Atentamente,

Dr. Msc. Carlos Raúl Valverde Lara

060152189-1

DEDICATORIA

Primeramente, a Dios por brindarme la fortaleza para lograr la meta planteada.

A mi madre por sus consejos y por ser el pilar fundamental en mi vida, a mis hermanos y familia de consanguinidad materna por su apoyo, moral espiritual y económica, comprensión, amor y ayuda en los momentos difíciles.

Guevara Danny J.

DEDICATORIA

Primeramente, a Dios por brindarme la fortaleza para lograr la meta planteada.

A mi madre por sus consejos y por ser el pilar fundamental en mi vida y demostrarme siempre su cariño y su apoyo incondicional sin importar nuestras diferencias en nuestras ideas, a mis hermanas, a mi familia en general, porque me han brindado su cariño y por su apoyo, moral espiritual y económico, comprensión, amor y ayuda en los momentos difíciles.

RAMOS RAMOS TANNÍIA PAULÍNA

AGRADECIMIENTO

A Dios por haberme brindado la fortaleza y sabiduría en este camino lleno de dificultades, a mi madre, hermanos y familia de consanguinidad materna por ser el pilar fundamental en mi vida, por su incondicional apoyo, a la Universidad Estatal Amazónica, a mis profesores con los que compartimos día a día gratos momentos y experiencias así como sus conocimientos durante nuestra formación profesional, a mis compañeros porque sin sus ocurrencias y sentido del humor todo hubiera sido más aburrido, de igual forma a mi tutor y miembros del tribunal por sus opiniones constructivas, durante el desarrollo del presente proyecto de investigación.

Guevara Danny J.

AGRADECIMIENTO

A Dios por haberme brindado la fortaleza y sabiduría en este camino lleno de dificultades, a mi madre, hermanas y a mi familia de consanguinidad materna por ser el pilar fundamental en mi vida, por su incondicional apoyo, a la Universidad Estatal Amazónica, a mis profesores con los que compartimos día a día gratos momentos y experiencias así como sus conocimientos durante nuestra formación profesional, de igual forma a mi tutor y miembros del tribunal por sus opiniones constructivas, durante el desarrollo del presente proyecto de investigación.

Finalmente quiero agradecer a mi compañero y amigo, por apoyarme cuando más las necesito, por extender su mano en momentos difíciles y por el amor brindado cada día.

RAMOS RAMOS TANNIA PAULINA

Resumen

Esta investigación se realizó en la provincia de Pastaza parroquia Puyo en el campus principal de la Universidad Estatal Amazónica en la que se evaluó el funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales, que consta de un tanque de ingreso e igualamiento, tanque séptico, un filtro biológico anaerobio de flujo ascendente FAFA, y un tanque de almacenamiento de lodos. Para la evaluación se realizó el muestreo en 5 días consecutivos del afluente y efluente de la PTAR, seguido de la caracterización de la misma en cuanto a parámetros físicos y químicos – biológicos. El análisis de los resultados se realizó con el propósito de determinar el nivel de cumplimiento de la descarga final respecto a la normativa ambiental vigente de calidad de agua, así como determinar la eficiencia de la PTAR – UEA. El tratamiento de los datos se realizó en el programa estadístico IBMSPSS ESTATISTICS 22 Y Microsoft Excel mediante el cual se determinó una eficiencia total de la PTAR – UEA de 39% del cual el 69% corresponde a parámetros físicos y el 31% parámetros químico – biológicos. La mayor remoción de la PTAR se evidencio en los compuestos orgánicos volátiles (COV's) y sólidos sedimentables con 83,6% y 81,23% mientras que la mínima fue para el nitrógeno total Kjeldahl (NTK) con 8,45%. El aporte en carga contaminante per cápita de la UEA es de 36,99 g/persona en 26.6 L/d utilizados.

Palabras clave: Evaluación, funcionamiento, PTAR, agua residual, eficiencia, carga contaminante, parámetros, remoción, fosa séptica, filtro biológico.

Abstract

This research was conducted in the province of Pastaza parish Puyo in the main campus of the State University of Amazonia in which the operation of the wastewater treatment plant, consisting of an entrance and equalization tank, septic tank, a filter was evaluated, biological anaerobic upflow FAFA, and a sludge storage tank. For the evaluation, the sampling was carried out on 5 consecutive days of the effluent and effluent of the WWTP, followed by the characterization of the same in terms of physical and chemical - biological parameters. The analysis of the results was carried out in order to determine the level of compliance of the final discharge with respect to the current environmental water quality regulations, as well as to determine the efficiency of the WWTP - UEA. The data was processed in the statistical program IBMSPSS ESTATISTICS 22 and Microsoft Excel, which determined a total efficiency of the WWTP - UEA of 39% of which 69% corresponds to physical parameters and 31% chemical - biological parameters. The greatest removal of the WWTP was evidenced in the volatile organic compounds (VOCs) and settleable solids with 83.6% and 81.23% while the minimum was for the total Kjeldahl nitrogen (NTK) with 8.45%. The contribution in per capita pollutant load of the UEA is 36.99 g / person in 26.6 L/d used.

Keywords: Evaluation, operation, WWTP, wastewater, efficiency, pollutant load, parameters, removal, septic tank, biological filter.

Simbología Y Abreviaturas

UEA: Universidad Estatal Amazónica

PTAR: Planta de Tratamiento de Agua Residual

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno

DQO: Demanda Química de Oxígeno

C. Fecal: Coliformes Fecales

C. Total: Coliformes Totales

SST: Sólidos Suspendidos Totales

ST: Sólidos Totales

NTK: Nitrógeno total Kjeldahl

OD: Oxígeno Disuelto

NMP: Número más Probable de Microorganismos.

L/s: Litros por segundo

Kg/m³: Kilogramo por metro cúbico

Km: Kilómetro

m: Metro

cm: Centímetro

mm: Milímetro

°C: Grados centígrados

m.s.n.m.: Metros sobre el nivel del mar

m³: Metro cúbico

m²: Metro cuadrado

mg/L: Miligramos por litro

TABLA DE CONTENIDOS

DECLARACIÓN DE AUTORÍA	ii
PRESENTACIÓN DEL TEMA	iii
AVAL	iv
<i>DEDICATORIA</i>	v
<i>AGRADECIMIENTO</i>	vii
Resumen.....	ix
Abstract	ix
Simbología Y Abreviaturas	x
Índice de Gráficos.....	xvi
Índice de tablas	xvii
Índice de ecuaciones.....	xviii
CAPÍTULO I.	19
Introducción	19
Problema de Investigación	20
Objetivos	20
Objetivo general	20
Objetivos específicos	20
CAPÍTULO II.	21
Fundamentación Teórica.....	21
Planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR)	21
Tratamientos en una PTAR	21
Tratamientos convencionales	21
Pretratamiento	22
Tratamiento primario	23
Tipos de tratamientos primarios	23
Decantación primaria	23
Filtración	23
Flotación	24
Tratamientos fisicoquímicos o Coagulación- Floculación	24
Tanque séptico	24
Tratamiento secundario	26
Filtro Biológico	26
Principales Procesos Biológicos	28

Procesos aerobios	28
Nitrificación	29
Procesos de cultivo en suspensión	29
Procesos de cultivo fijo	29
Procesos anaeróbicos	29
Sistemas anóxicos	29
Desnitrificación	29
Estabilización	30
Sustrato	30
Eliminación del Fósforo	30
Tratamiento terciario	31
Desinfección	31
Planta de tratamiento de la UEA	32
Tanque séptico	32
Filtro Biológico	32
Lecho de secado de lodos	32
Parámetros de caracterización	32
Parámetros físicos	33
Oxígeno disuelto	33
Potencial de hidrógeno pH	33
Temperatura	34
Conductividad eléctrica	34
Turbidez	35
Sólidos en el agua residual	35
Parámetros físico-químicos	36
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)	36
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	37
Fósforo total	37
Nitrógeno total	38
Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)	39
Coliformes	39
Lodos	40
Clasificación de los lodos	41
Lodos Aprovechables	41
Lodos No Aprovechables	41
Lodos peligrosos	41

Espesamiento de lodos	42
Deshidratación	42
Lecho de secado con plantas	42
Lecho de secado de lodos	43
Eficiencia de una PTAR	43
Marco legal	43
Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce	43
CAPÍTULO III.	46
MATERIALES Y MÉTODOS.....	46
Metodología de la investigación	46
Tipo de investigación	46
Localización	47
<i>Componentes de la PTAR</i>	48
Ubicación del área de estudio	49
Desarrollo de la investigación	50
Medición de caudal – método volumétrico	50
Caudal medio	51
Muestreo	51
Determinación de parámetros físico químico y microbiológico	52
Transporte de las muestras	52
Etiquetado de las muestras	53
Limpieza de los recipientes	53
Métodos de análisis para los parámetros seleccionados	53
Métodos de los parámetros de medición	54
Parámetros físicos	54
Temperatura	54
Potencial de hidrógeno pH - <i>Standard Methods 4500 H+B</i>	54
Oxígeno Disuelto - <i>Metodo Hach 10360</i>	55
Conductividad - <i>Método Hach 8160</i>	56
Turbidez - <i>Standard Methods 2130 B método nefelométrico</i>	56
Determinación de sólidos	57
Sólidos totales – <i>Standard Methods 2540 - B</i>	58
Sólidos volátiles totales - <i>Standard Methods 2540 - E</i>	58
Sólidos sedimentables - <i>Standard Methods 2540 - F</i>	59
Parámetros Químico - Biológico	59
Fósforo - <i>Standard Methods 4500-P, A, B, C</i>	59

NITRÓGENO	63
Nitrógeno total Kjeldahl - <i>Stándard Methods Apha - 4500-B</i>	63
Nitrógeno Amoniacal - <i>Stándard Methods Apha - 4500-B</i>	66
Demanda Bioquímica De Oxígeno (DBO) <i>Stándard Métodos Apha - 5210-B</i>	66
Demanda Química de Oxígeno (DQO) - <i>Stándard Methods Apha - 5220-D</i>	70
Coliformes fecales y totales	73
Tratamiento de los datos	76
Eficiencia de planta de Tratamiento	76
Carga contaminante por persona en la UEA	77
Determinación del volumen total de la PTAR	78
Tiempo de retención hidráulica de la PTAR	79
Determinación de volumen de precipitación en la PTAR	80
Aliviadero	80
CAPITULO IV	82
Resultados y Discusión	82
Inspección previa de los tributarios y la PTAR	82
Resultados para el objetivo 1	82
Producción per cápita de agua residual	83
Reporte de la comparación de medias del caudal	84
Resultados para el objetivo 2	85
Caracterización de las aguas residuales pre y post tratamiento	85
Caracterización parámetros físicos	85
Oxígeno disuelto	85
Temperatura	86
Potencial de hidrógeno	87
Conductividad	88
Turbidez	89
Sólidos totales	90
Sólidos sedimentables	91
Compuestos orgánicos volátiles	92
Demanda Bioquímica de Oxígeno	94
Demanda Química de Oxígeno	95
Nitrógeno total Kjeldahl	96
Nitrógeno Amoniacal	97
Coliformes	98
Resultados para el objetivo 3	101

Descripción de la planta de tratamiento PTAR - UEA	101
Línea de agua	102
Tanque de ingreso e igualamiento	102
Fosa séptica - Tratamiento primario	102
Filtro biológico – Tratamiento secundario	103
Línea de lodos	104
Tanque almacenamiento de lodos	104
Diagrama de la PTAR – UEA y sus componentes	105
Volumen de la PTAR & TRH	105
Eficiencia de la planta de tratamiento	106
Eficiencia paramétrica	106
Eficiencia global de la PTAR - UEA	109
Eficiencia total de la PTAR - UEA	110
Resultados para el objetivo 4	115
Propuesta de mejoramiento de la PTAR – UEA	115
Propuesta 1	115
Diseño aliviadero	115
Propuesta 2	116
Propuesta 3	117
Propuesta 4	117
Propuesta 5	117
CAPÍTULO V.	118
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	118
Conclusiones	118
Recomendaciones	119
BIBLIOGRAFÍA	120
ANEXOS	129
Información Secundaria.	129
Anexo 1. Respaldo de la Caracterización de la PTAR UEA.	130
Anexo 2. Fotografías.	133
Anexo 3. Etiquetas de las muestras.	144

Índice de Gráficos

Grafico 1. Descripción componentes de la PTAR - UEA.....	48
Grafico 2. Mapa de ubicación del área de estudio en la UEA.....	49
Grafico 3. Plantilla de la curva de calibración para el tratamiento de los datos.....	62
Grafico 4. Técnica de diluciones.....	74
Grafico 5. Representación del caudal medio diario frente al caudal medio total.....	84
Grafico 6. Representación de los valores del Oxígeno Disuelto (OD) del afluente y efluente de la PTAR.....	86
Grafico 7. Representación de los valores de la Temperatura del afluente y efluente de la PTAR.....	86
Grafico 8. Representación de los valores del Potencial Hidrogeno (pH) del afluente y efluente de la PTAR.....	87
Grafico 9. Representación de los valores de Conductividad del afluente y efluente de la PTAR. ..	88
Grafico 10. Representación de los valores de Turbidez del afluente y efluente de la PTAR.....	89
Grafico 11. Representación de los valores de Sólidos Totales del afluente y efluente de la PTAR.....	90
Grafico 12. Representación de los valores de Sólidos Sedimentables del afluente y efluente de la PTAR.....	91
Grafico 13. Representación de los valores de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV's) del afluente y efluente de la PTAR.	92
Grafico 14. Representación de los valores de fósforo del afluente y efluente de la PTAR.	93
Grafico 15. Representación de los valores de DBO del afluente y efluente de la PTAR.....	94
Grafico 16. Representación de los valores de DQO del afluente y efluente de la PTAR.	95
Grafico 17. Representación de los valores de Nitrógeno Total Kjeldahl del afluente y efluente en la PTAR.....	96
Grafico 18. Representación de los valores de Nitrógeno amoniacal del afluente y efluente en la PTAR.....	97
Grafico 19. Comparación con la normativa vigente de remoción individual por parámetro.	101
Grafico 20. Distribución del relleno de piedra en el filtro.	103
Grafico 21. Diagrama, líneas y componentes de la PTAR – UEA.....	105
Grafico 22. Eficiencia de la PTAR con respecto a la remoción de parámetros físicos.....	107
Grafico 23. Eficiencia de la PTAR con respecto a los parámetros químico- biológico.	108
Grafico 24. Eficiencia total de la PTAR expresada por parámetros físicos y químico - biológico.....	110
Grafico 25. Eficiencia total de la planta de remoción de contaminantes.	111
Grafico 26. Diseño del aliviadero	115

Índice de tablas

Tabla 1: Clasificación de filtros biológicos.....	27
Tabla 2: Descripción de procesos de estabilización de lodos.....	41
Tabla 3: Límites permisibles de descarga a un cuerpo de agua dulce.....	44
Tabla 4: Coordenadas UTM WGS84 Z18 de la PTAR - UEA.	47
Tabla 5: Parámetros sujetos de análisis con preservativos, períodos máximos de almacenamiento y método.....	53
Tabla 6. Materiales, equipos y reactivos para el análisis de fosforo.	59
Tabla 7. Patrones para la elaboración de la curva de calibración.....	61
Tabla 8. Materiales, equipos y Reactivos para el análisis de Nitrógeno total kjeldahl.	63
Tabla 9. Tamaño de la muestra.	65
Tabla 10. Materiales, equipos y reactivos para el análisis de DBO.	67
Tabla 11. Materiales, equipos y reactivos para el análisis de coliformes totales y fecales.	73
Tabla 12. Precipitación Anual.....	80
Tabla 13. Número de personas en la UEA.	83
Tabla 14. Cuantificación de coliformes fecales y totales.....	99
Tabla 15. Comparación de los parámetros cuantificados con la Normativa vigente AM 097A. ...	100
Tabla 16. Características del tanque de ingreso e igualamiento.....	102
Tabla 17. Características de la Fosa séptica.	102
Tabla 18. Características del filtro Biológico.....	103
Tabla 19. Características del tanque de almacenamiento de lodos.	104
Tabla 20. Comparación del efluente de la PTAR-UEA respecto a bibliografías citadas de fosas sépticas.	112
Tabla 21. Valores reportados de la comparación de medias del afluente y efluente y su respectiva remoción porcentual.....	112
Tabla 22. Carga contaminante Determinada para la PTAR UEA.	113
Tabla 23. Parámetros normales para aguas residuales urbanas.....	114
Tabla 24. Diseño de Aliviadero.....	116
Tabla 25. Distribución de la composición de sólidos en suspensión del agua residual	129
Tabla 26. Caracterización de lodos generados en diferentes procesos de tratamiento de aguas... ..	129
Tabla 27: Tiempo triplicado registrado para cada instante de muestreo previa determinación del caudal.	130
Tabla 28: Caudales determinados por cada instante de muestreo.	130
Tabla 29. Respaldo información cuantificada de parámetros físicos.....	131
Tabla 30. Respaldo de cuantificación de parámetros químico - biológicos.....	131
Tabla 31. Cuantificación de coliformes totales y fecales por repetición y dilución de la PTAR-UEA.....	132
Tabla 32. Valores máximos determinados de la tabla 25 para el cálculo de NMP.	132

Índice de ecuaciones

Ecuación (1)	50
Ecuación (2)	51
Ecuación (3)	52
Ecuación (4)	58
Ecuación (5)	58
Ecuación (6)	62
Ecuación (7)	69
Ecuación (8)	72
Ecuación (9)	75
Ecuación (10)	75
Ecuación (11)	76
Ecuación (12)	76
Ecuación (13)	77
Ecuación (14)	77
Ecuación (15)	77
Ecuación (16)	77
Ecuación (17)	78
Ecuación (18)	79
Ecuación (19)	80
Ecuación (20)	80
Ecuación (21)	81
Ecuación (22)	84

CAPÍTULO I.

Introducción

Es de vital importancia el reducir la contaminación al recurso agua y obligación de la sociedad una vez que la haya utilizado devolverla a su cauce natural en la forma más cercana a su estado original.

El presente trabajo consistió en evaluar en 3 fases la Planta de Tratamiento de agua residual (PTAR) de la Universidad Estatal Amazónica, debido a que la misma se encuentra descargando el agua tratada hacia un cuerpo receptor que desemboca en el Río Puyo, el mismo que es utilizado de forma recreacional por turistas nacionales y extranjeros, además es necesario evidenciar que la institución educativa no está afectando este Río debido a que en el transcurso de su desplazamiento existen comunidades amazónicas que lo utilizan para su vida diaria y la calidad de la misma puede desencadenar graves problemas sanitarios.

Para la respectiva evaluación se realizó el muestreo en 5 días consecutivos del afluente y efluente y la medición del caudal en el efluente por 6 días. Las muestras fueron caracterizadas para determinar el nivel de cumplimiento de la descarga final respecto a la normativa ambiental vigente de calidad de agua presente en el Acuerdo Ministerial 097A “Límites permisibles para descarga a un cuerpo de agua dulce”.

Los resultados de la caracterización del agua residual permitieron determinar la carga contaminante per cápita, eficiencia de la planta de tratamiento por cada parámetro individual, en conjunto, y total de la PTAR – UEA.

De la misma manera se determinó características importantes de la PTAR respecto a su funcionamiento, como tiempo de retención hidráulica TRH por componente, volumen de los componentes y problemas encontrados que limitan el funcionamiento normal de la PTAR.

Problema de Investigación

¿Es adecuado y eficiente el funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Estatal Amazónica, y para el efecto cumple con los límites máximos permisibles para descarga en cuerpos de agua dulce, según la normativa ambiental vigente?

Objetivos

Objetivo general

Evaluar el funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Estatal Amazónica para formular una propuesta técnica de mejora.

Objetivos específicos

- Determinar y cuantificar el caudal de la planta de tratamiento de agua residual.
- Caracterizar el agua del afluente y efluente de la planta de tratamiento de agua residual y relacionar los resultados con la normativa ambiental vigente “Límites permisibles para descargas en un cuerpo de agua dulce”.
- Evaluar el funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UEA determinando su eficiencia de remoción de contaminantes.
- Formular una propuesta técnica para la mejora de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UEA en caso de ser necesario.

CAPÍTULO II.

Fundamentación Teórica

Planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR)

El tratamiento de aguas es un conjunto de operaciones que pueden ser de tipo físico, químico o biológico cuyo fin es la eliminación o reducción en un porcentaje considerable de la contaminación de las aguas, ya sean estas de origen natural, residuales urbanas, domesticas o procedentes de industrias (Steve López, 2015). Se denomina planta de tratamiento de agua residual (PTAR) al conjunto de estructuras en las que se trata el agua de manera que se vuelva apta para verterla al cauce de un río (Diseprosa, 2015). Además, es una instalación donde a las Aguas Residuales se les retiran o reduce los contaminantes, para hacer de esta un agua sin riesgos para la salud o el medio ambiente al verterla en un cuerpo receptor natural o para su reutilización en otras actividades con excepción del consumo humano. En el caso de agua urbana, los tratamientos suelen incluir la siguiente secuencia: pre-tratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario, tratamiento terciario (Muñoz Cruz, 2008b).

Tratamientos en una PTAR

El tratamiento de las aguas residuales consta de un conjunto de operaciones físicas, biológicas y químicas, que persiguen eliminar la mayor cantidad posible de contaminantes antes de su vertido, de forma que los niveles de contaminación que queden en los efluentes tratados cumplan los límites legales existentes y puedan ser asimilados de forma natural por los cauces receptores (CENTA, 2005). De acuerdo con los tratamientos convencionales se manejan dos líneas de depuración, 1 línea de agua se incluye los tratamientos que permiten reducir los contaminantes presentes en las aguas residuales, y 2 línea de lodos se tratan la mayor parte de los subproductos que se originan en la línea de agua (Gerez, 2010).

Tratamientos convencionales

Son todas aquellas operaciones que se encuentran dentro del pre-tratamiento, tratamiento secundario y terciario, como desbaste, floculación y tratamientos biológicos. Estos pueden ser químicos (oxidación) o físicos (intercambio iónico) García, (2009). Además Rodríguez Fernández Alba, Antonio Letón García, Rosal García, Dorado Valiño, Villar Fernández, & Sanz García (2012) mencionan dos métodos de eliminación de componentes orgánicos, los métodos no destructivo absorción, desorción, tecnología de membrana y los métodos destructivos tratamiento biológico y oxidación química. La aplicación de un método u otro

depende fundamentalmente de la concentración del contaminante y del caudal de efluente, la aplicación de la técnica no destructiva se realiza como una etapa previa o de acondicionamiento para la etapa de destrucción química (Rodríguez V, 2005).

Pretratamiento

Tiene la finalidad de acondicionar el agua residual para facilitar los tratamientos siguientes, y así también preservar la estructura y equipos de erosiones y taponamientos. La eliminación de esta materia en suspensión se suele hacer mediante operaciones mecánicas. Sin embargo, en muchos casos, y para favorecer esa separación, se utilizan aditivos químicos, denominándose en este caso tratamientos químico-físicos (Ricardo, 2010). Las instalaciones incluye equipos tales como rejas, tamicos, desarenadores y desengrasadores (Buenaño, 2015).

Desbaste.- Es la operación que se encarga de eliminar sólidos de gran tamaño, específicamente partículas que arrastra el agua, el equipo que se usa para este proceso habitualmente son rejas por la que va a circular el agua (Fuentes Flores & Betancourt Figueroa, 2012), construidas con barras metálicas de 6 o más mm, dispuestas paralelamente y espaciadas entre 10 y 100 mm. Se limpian con rastrillos que se accionan normalmente de forma mecánica (Rodríguez Fernández Alba, Antonio Letón García et al., 2012).

Tamizado. - Tiene por objeto la reducción del contenido en sólidos en suspensión de las aguas residuales, mediante su filtración a través de un soporte delgado dotado de ranuras de paso. Existen tamicos estáticos autolimpiantes, tamicos rotativos y tamicos deslizantes (Domínguez Ollero Rocío, 2015). Los tamicos estáticos autolimpiantes constan de un enrejado, constituido por barras horizontales de acero inoxidable, rectas o curvadas, de sección triangular, orientadas de tal forma que la parte plana se encara al flujo; los tamicos rotativos están constituidos por un enrejado cilíndrico de eje horizontal, formado por barras de acero inoxidable, de sección trapezoidal, los tamicos deslizantes son de tipo vertical y continuo, su luz de paso oscila entre los 0,2 y 3 mm y se suelen emplear en la operación de desbaste de finos. (CENTA, 2005).

Cribado.- Se encarga de retener sólidos de cierto tamaño que arrastra el agua residual con la ayuda de una rejilla, la cual posee aberturas de tamaño uniforme, generalmente el material usado es varillas de hierro (Prieto Vallejo & Rodriguez Tobar, 2015). El enrejado de la rejilla debe instalarse con cierta inclinación respecto al piso del canal, esta puede ser de dos tipos:

de limpieza manual o de limpieza mecánica. Se recomienda instalar rejillas de limpieza manual cuando el caudal de entrada sea menor a $0.05 \text{ m}^3/\text{s}$, y si el caudal es mayor o igual se recomiendan rejillas de limpieza mecánica (Rivera, Hernández, & Julio, 2015).

Desarenador.- Se usa para remover arena, grava, partículas u otro material solido pesado que tenga velocidad de asentamiento o peso específico bastante mayor que el de los sólidos orgánicos degradables de las aguas residuales (CENTA, 2005). Este sistema ayuda a proteger el equipo mecánico del desgaste anormal y reduce la formación de depósitos pesados en las tuberías y canales, además de que minimiza la limpieza de los digestores (Romero Rojas, 2013).

Tratamiento primario

El principal objetivo es la eliminación de sólidos en suspensión o sedimentables, consiguiendo así un porcentaje en la reducción de la contaminación biodegradable, ya que la mayoría de sólidos que se eliminan son de origen orgánico. Los tratamientos más usados son la decantación primaria que consisten en la eliminación de solidos sedimentables por la acción de la gravedad, esta parte del tratamiento es muy importante ya que ayuda a la reducción del uso de oxígeno para los demás tratamientos y los tratamientos fisicoquímicos que se realiza mediante el uso de reactivos, con los que se consigue aumentar el tamaño de las partículas ya sean estas suspendidas o coloidales para que se sedimenten con mayor facilidad por su densidad (CENTA, 2005).

Tipos de tratamientos primarios

Decantación primaria

Su principio es la eliminación de la mayor parte posible los sólidos sedimentables, bajo la acción de la gravedad. La retirada de estos sólidos es muy importante ya que, en caso contrario, originarían fuertes demandas de oxígeno en el resto de las etapas de tratamiento de la estación (Pascual Del Riquelme, 2016); (Romero Rojas, 2013).

Filtración

Es un proceso en el cual se hace pasar el agua a través de un filtro o medio filtrante, con el objetivo de retener la mayor cantidad de material en suspensión, el medio poroso más utilizado es un lecho de arena, de altura variable, dispuesta en distintas capas de distinto

tamaño de partícula, siendo la superior la más pequeña y de entre 0.15 y 0.3 mm (Fuentes Flores & Betancourt Figueroa, 2012).

Flotación

Es un proceso físico que consiste en generar pequeñas burbujas de gas (aire), que se asociarán a las partículas presentes en el agua y serán elevadas hasta la superficie, de donde son arrastradas y sacadas del sistema, es adecuada para partículas que tengan densidad inferior o muy parecida a la del agua (Rodríguez Fernández Alba, Antonio Letón García et al., 2012 p.22).

Tratamientos fisicoquímicos o Coagulación- Floculación

Este tratamiento se realiza, mediante la adición de reactivos químicos, se consigue incrementar la reducción de los sólidos en suspensión, además se eliminan sólidos coloidales, al incrementarse el tamaño y densidad de los mismos mediante procesos de coagulación-floculación. Este tratamiento se lo usa cuando se presentan vertidos industriales (Ricardo, 2010).

Tanque séptico

Las fosas sépticas constituyen una alternativa de bajo costo para el tratamiento de las aguas residuales generadas en zonas rurales y urbanas. La eficiencia en la remoción de contaminantes de un tanque séptico depende de las características del efluente y en particular del tamaño del tanque Constantino & Moreno Medino, (2015). Además la Organización Mundial de la Salud (OMS) & Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria CEPIS (2005) menciona que es un sistema de eliminación de contaminantes mediante un sistema de filtración apto para familias que no pueden acceder al alcantarillado, requiere de un corriente constante para el arrastre de todos los desechos, el objetivo principal de su construcción es la estabilidad hidráulica que permita la sedimentación de las partículas por gravedad, para formar una capa de lodo en el fondo del tanque y las aguas se eliminan por infiltración Rosales Escalante, (2005). Las dimensiones recomendadas para un tanque séptico según (Isla de Juana, 2005) la longitud entre las cámaras debe ser de 2 a 3 veces la anchura y la profundidad útil varía entre 1.2 y 2 m, según el tamaño de la fosa, el resguardo mínimo recomendable sobre el nivel del agua suele ser de 30 cm. El ancho del tanque séptico no deberá ser menor de 0.60m y la profundidad menor a 0.75 m, el diámetro de las tuberías de entrada y salida del tanque séptico será de 0.10 m y 0.75 m respectivamente, la pendiente

del fondo del tanque debe ser del 2% dirigida a la entrada del agua, si el tanque posee varias cámaras se debe evitar el paso de las natas y grasas, el número de compartimientos no deberá ser mayor a cuatro y cada uno deberá tener un largo de 0,60 m como mínimo, el primer compartimiento deberá tener un volumen entre 50% y 60% de sedimentación, asimismo los subsiguientes compartimientos entre 40% a 50% de volumen de sedimentación (OMS & CEPIS, 2005). Estos sistemas generalmente están diseñados para tratar el agua residual durante un tiempo de retención (TRH) mínimo de 36 a 72 horas, también (Olivos Lara, 2010), comenta que el TRH es 1-3 días, lo que permite la separación de las partículas suspendidas, sin embargo (Méndez Novelo, Gijón Yescas, Quintal Franco, & Osorio Rodríguez, 2007) menciona que el tiempo de retención hidráulica (TRH) de 2 a 3 días, por una descarga de 150 L/hab/día. En este sistema, los sólidos flotantes, las grasas y los aceites tienden a acumularse en la superficie, en donde forma una capa flotante de espuma o nata, mientras que los lodos sedimentan en el fondo del tanque (Méndez Novelo et al., 2007), “Un tanque séptico genera pequeñas cantidades de lodos (3783-7566 L/tanque cada 2-5 años de 2500 personas)” (Constantino & Moreno Medino, 2015), también (Castillo Borges et al., 2013) menciona que la tasa de acumulación de lodos decrece de acuerdo con el tiempo de funcionamiento de las fosas, de una tasa de 93 L/persona x año en el primer año de funcionamiento a 43 L/persona x año a partir del cuarto año. Si el tratamiento de agua no es eficiente se recomienda realizar un tratamiento de lodos con el fin de eliminar microorganismos patógenos como salmonella o huevos de helmintos (Atenodoro-Alonso et al., 2009), además el tanque debe estar en constante revisión para garantizar su eficiencia y el tiempo de limpieza que normalmente es de 3 a 5 años, sin embargo (Méndez Novelo et al., 2007) indica que el periodo de limpieza para un adecuado funcionamiento de las fosas es de 1.64 años. Se han reportado eficiencias en la remoción de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) entre 46-68%, de 30 a 81% para sólidos suspendidos totales (SST), de 20 a 65% para fosfatos y de 25 a 66% para coliformes fecales; en el caso de los virus, no se puede garantizar su inactivación después del tratamiento biológico, aunque las eficiencias varían mucho en función de la operación, el mantenimiento y las condiciones climáticas Tilley et al., (2008); Bitton, (2005). Además (Serrano Salas, 2005) menciona que la DBO se reduce más del 53%, DQO 55% los sólidos totales se reducen más del 35 %, Nitrógeno amoniacal 6% y fósforo de 10 a 30%. Con la finalidad de eliminar materia orgánica, nutrientes y patógenos se recomienda un tratamiento posterior del efluente como por ejemplo filtros biológicos de grava y arena o sistemas de dosificación a presión, etc. Para la selección del

tipo de tratamiento más eficiente, deben tomarse en cuenta factores como los volúmenes de agua residual a tratar, el tipo de clima local predominante, el material más adecuado para la construcción de la fosa séptica, en función del costo y su capacidad de adsorción de los contaminantes (Rodríguez Gamarra, 2012). Los lodos del fondo del tanque deben ser extraídos periódicamente para que el tiempo de retención necesario para sus funciones no disminuya (Serrano Salas, 2005). Para las labores de limpieza se utilizará la apertura mayor ubicada en la tapa superior de los tanques. El primer paso por realizar es mezclar el contenido del tanque para revolver su contenido y poder luego extraer material “viejo” y material “fresco” simultáneamente, además de realizarlo en un día seco, para hacer este trabajo se debe tener un equipo de bombeo apropiado, se deberá bombear solo el 80% de su contenido, dejando el 20% del total como “semilla” de bacterias activas para que siga funcionando correctamente con el material adaptado (Rosales Escalante, 2005).

Tratamiento secundario

El tratamiento secundario tiene como finalidad eliminar las partículas coloidales del agua residual con procesos biológicos y puede incluir químicos, el proceso se lleva a cabo cuando el agua residual ingresa al filtro biológico donde se encuentran los lodos activados con una alta carga microbiana los mismos que degradan la materia orgánica de forma aerobia y anaerobia, aquí la materia orgánica se transforma en sólidos suspendidos Domínguez Ollero Rocío (2015), luego el agua pasará a un decantador o sedimentador donde la materia orgánica degradada y estabilizada caerá por acción gravitacional clarificando el agua para su posterior desinfección o descarga (Medina & Pinzón, 2016 p.17).

Filtro Biológico

Es un lecho poroso que consta de un medio filtrante cuyas características primordiales son su permeabilidad y su área superficial por unidad de volumen, ya que de esto depende la capacidad del filtro de albergar una cantidad suficiente de microorganismos, puede estar constituido por piedras, arena y plástico, Serrano Salas, (2005); Gonzalez Montcel (2001) , en el que los microorganismos se adhieren y crecen en él para formar una capa o película que degrada la materia orgánica y sustancias contaminantes, Díaz Marrero, (2003); (Rodríguez, Torres Lozada, & Uribe, 1995). La materia orgánica presente en el agua es absorbida por la parte exterior de la película biológica, la cual es degradada por los microorganismos aerobios. A medida que los microorganismos crecen, el grosor de la película biológica aumenta y el oxígeno se consume, antes de que pueda ingresar en toda la

capa biológica. Por lo tanto, se establece un medio ambiente anaerobio en la superficie del medio (Flores Maman, 2007), Los microorganismos predominantes en un filtro son las bacterias facultativas, anaerobias, aerobias, hongos los encargados de la estabilización del agua residual y algas que crecen únicamente en las capas superiores del filtro a donde llega la luz solar razón por la cual no intervienen en la descomposición (Ordoñez Blacio & Perez Palacios, 2011).

En la Tabla 1 se puede apreciar las características más importantes de esta clasificación. Cuando el filtro está formado por piedras el tamaño de las mismas oscilan entre 2,5 y 10cm, este tamaño debe ser tal que permita el paso del agua a través de ellos, pero a la vez debe ser un tamaño que proporcione un área suficiente para albergar una población biológica grande, estos filtro generalmente tienen forma circular.

Tabla 1: Clasificación de filtros biológicos

Característica	Baja	Carga			Filtros de desbaste	Filtros de dos etapas
		Intermedia	Alta	Super alta		
Medio de soporte	Roca, escoria	Roca, escoria	Roca, plástico	Plástico	Plástico	Roca, plástico
Carga hidráulica, $m^3/(m^2 d)$	1 - 4	4 - 10	4 - 10	40 - 200	160 - 533	10 - 40
Carga orgánica kg DBO/($m^3 d$)	0.08 - 0.32	0.24 - 0.48	0.32 - 10	0.8 - 0.6	2.67 - 10.67	0.32 - 0.10
Profundidad, m	1.8 - 2.4	1.8 - 2.4	0.90 - 1.80	3 - 12	4.50 - 16	1.80 - 2.40
Relación de recirculación	0	0-1	1-2	0 - 2	1 - 4	0.5 - 3
Presencia de moscas	Muchas	Varias	Pocas	Pocas o ninguna	Pocas o ninguna	Pocas o ninguna
Desprendimiento de biomasa	Intermitente	Intermitente	Continuo	Continuo	Continuo	Continuo
Remoción de DBO	80-90	50-70	65-85	65-85	40 - 65	85 - 95
Efluente	Bien nitrificado	Parcialmente nitrificado	Poca nitrificación	Poca nitrificación	No hay nitrificación	Bien nitrificado

Fuente: (Serrano Salas, 2005).

El mayor porcentaje de huecos facilita el flujo y reduce el peligro de inundación. Para los rellenos de piedra las características normales son área superficial específica: $80-110 m^2/m^3$ de volumen global; % de huecos: 45-55 % y carga hidráulica máxima: $3,4 \times 10^4 m^3 / s \cdot m^2$ (Ramalho, 2002 p.4). Además según (Ferrer Polo & Seco Torrencillas, 2007) el dimensionamiento del filtro se realiza a través de dos criterios de diseño, la carga hidráulica se determina la superficie del filtro y con la carga orgánica se calcula el volumen y calado. La altura total del filtro, desde el fondo hasta la corona de los muros, puede variar de 1.9 a 2.5 m y se puede construir en hormigón reforzado, ferrocemento o piedra (Lozano Rivas,

2012). También (CONAGUA & SEMARNAT, 2016) menciona que debido al peso del medio, la profundidad del filtro ésta comprendida en un rango de 1.5 a 3.0 metros, sin embargo (Isla de Juana, 2005) indica que la profundidad útil recomendable de 1.5 a 2.5 m. La alimentación al filtro puede realizarse por un sistema fijo, a través de tuberías perforadas, o canalones con vertederos, o por un sistema móvil, constituido por una columna central giratoria de la que salen unos brazos con orificios o boquillas. El sistema de distribución debe mantener una distancia al lecho filtrante de 15-25 cm, para permitir que el agua se distribuya uniformemente (Menéndez Gutiérrez, 2002).

Recirculación. - En función del objetivo al que se quiera llegar con esta recirculación y tipo de filtro, ésta puede ser de 1 a 3 veces el caudal medio de entrada al filtro. Se realiza la recirculación cuando existen valores de DBO₅ mayor a 200 mg/L (Ramalho, 2002 p. 19-20); (Rodríguez Fernández Alba, Antonio Letón García et al., 2012 p. 34). Sin embargo (Isla de Juana, 2005) menciona que la relación de recirculación deberá ser de 0.5 a 4.

Ventilación.- Para que este proceso se lleve a cabo, proporcionando el oxígeno suficiente para producir la metabolización de la materia orgánica, es necesario dejar un falso fondo con ventanas de ventilación en la parte inferior del reactor (Serrano Salas, 2005). La superficie total de estas ventanas será de al menos un 15% de la superficie transversal del filtro. Además, hay que dejar una pendiente para que salga el agua con una velocidad de al menos a 0,6 m/s, evitando así deposiciones en el canal perimetral de recogida (Rodríguez Fernández Alba, Antonio Letón García et al., 2012).

Principales Procesos Biológicos

Procesos aerobios

Es un proceso de respiración en el cual el oxígeno libre es el único aceptor final de electrones; el oxígeno es reducido y el carbono oxidado, al igual que la materia orgánica o inorgánica (Rodríguez V, 2005). Las bacterias son los organismos más importantes en el tratamiento aerobio ya que son excelentes oxidantes de materia orgánica, además son capaces de crecer en gran cantidad en aguas residuales formando una capa floculenta gelatinosa, las más comunes en filtros percoladores y procesos de lodos activados son: *Zooglea ramigera*, *Pseudomonas*, *Flavobacterium* y *Alcaligenes* (Romero Rojas, 2013).

Nitrificación

Es el proceso biológico de dos etapas por el cual el amoníaco se transforma primero en nitrito y luego en nitrato, la conversión de amoníaco en nitrito se lleva a cabo por las bacterias oxidantes de amoníaco (AOB). En la mayoría de los ambientes de aguas residuales, los AOB dominantes pertenecen al género *Nitrosomonas* (Bitton, 2005).

Procesos de cultivo en suspensión

Son los procesos de tratamiento biológico en los que los microorganismos responsables de la transformación de la materia orgánica o tejido celular, se mantienen en suspensión dentro del agua residual (Merli & Ricciuti, 2009); (Bitton, 2005).

Procesos de cultivo fijo

Son los procesos de tratamiento biológico en los que los microorganismos responsables de la transformación de la materia orgánica u otros constituyentes del agua residual, están fijados a un medio inerte tal como piedras, escorias y materiales plásticos, especialmente diseñados. Se los conocen como procesos de película fija (Fuentes Flores & Betancourt Figueroa, 2012).

Procesos anaeróbicos

Proceso anaeróbico o fermentación según Pasteur como la vida sin aire. Es la descomposición u oxidación de compuestos orgánicos, en ausencia de oxígeno, para obtener energía que requieren los organismos anaerobios, este proceso es menos eficiente que el aerobio en cuanto a la producción de energía (Rodríguez Fernández Alba, Antonio Letón García et al., 2012).

Sistemas anóxicos

Se denominan así los sistemas en los que la ausencia o baja presencia de O_2 y la presencia de NO_3^- hacen que este último elemento sea el aceptor de electrones, transformándose, entre otros, en N_2 , elemento completamente inerte.

Desnitrificación

Es el proceso biológico mediante el cual el nitrato se convierte en gas nitrógeno y otros productos gaseosos. Esta es una respiración anaeróbica donde el nitrato NO_3^- sirve como el aceptor de electrones terminal. El NO_3^- se reduce a óxido nitroso N_2O y nitrógeno gaseoso

N₂. La liberación de N₂ es la producción predominante de desnitrificación. Sin embargo, N₂ tiene una baja solubilidad en agua y por lo tanto tiende a escapar como burbujas, aunque estas pueden interferir con la sedimentación de sedimentos en un tanque de sedimentación (Bitton, 2005).

Estabilización

Es el proceso biológico en el que la materia orgánica de los lodos producidos en la decantación primaria y en el tratamiento biológico del agua residual se estabiliza, generalmente por conversión en gases y en tejido celular. Según el proceso se lo conoce como digestión anaerobia o aerobia (Tilley, 2008).

Sustrato

Es la materia orgánica o los nutrientes que sufren una transformación o que pueden ser un factor limitante en el tratamiento biológico (Merli & Ricciuti, 2009).

Eliminación del Fósforo

El fósforo es considerado uno de los nutrientes que se encuentra en el agua residual de originado por residuos humanos, detergentes y vertidos industriales, se encuentra presente en el agua residual en forma de fósforo orgánico (insoluble transformado por hidrólisis), fosfato (soluble) y polifosfatos orgánico e inorgánico (solubles y no solubles) (Suárez & Jácome, 2007). La concentración promedio de fósforo total en el agua residual urbana va en el rango de 5 – 15 mg/L, y de forma más común se encuentra en ortofosfatos el mismo es fácilmente asimilable (Acevedo Juárez, 2016).

La eliminación del fósforo del agua residual al igual que otros nutrientes en términos de requerimientos biológicos, porque de otro modo son llamados contaminantes, tiene varias limitantes una de ellas es la presencia de nitratos en el agua debido a la nitrificación, cuando existe nitratos se inhibe la remoción de fósforo porque inhibe la liberación de fosfatos que posteriormente en una etapa aeróbica no puede ser capturado (Perez, Dautant, Contreras, & Gonzales, 2002).

En el proceso de eliminación de fósforo se recomienda una configuración del sistema con degradación biológica alternando condiciones anaerobia – anóxica – aerobia (Saldarriaga Molina, Garrido Fernández, Hoyos Ayala, & Correa Ochoa, 2010). Además (Escaler & Mujeriego Sahuquillo, 2001) menciona que se realiza en dos fases, una anaerobia mediante la cual los organismo que absorben fósforo utilizan ácido grasos volátiles de cadena corta en

forma de poli-hidroxi-butilato (PHB) y una fase aerobia donde se produce la asimilación de los compuestos almacenados previamente. La remoción de fósforo requiere de tiempos de retención bajos (González & Saldarriaga, 2009). La eliminación biológica del fósforo es realizada por bacterias del género acinetobacter, las mismas que crecen lentamente y en la fase anaerobia utilizan productos de la fermentación como el acetato (Miranda Knobelsdorf, 2005).

Tratamiento terciario

Este es un tratamiento avanzado realizado para remover nutrientes del agua para prevenir la eutrofización de las fuentes receptoras Sorrequieta (2004), se utiliza para realzar los pasos del tratamiento primario, generalmente de carácter químico Larios Meoño, González, Morales Olivares, Yennyfer, & Olivares (2015), está dirigido a la reducción final de DBO, metales pesados o contaminantes específicos así como la eliminación de patógenos y parásitos (Marín Góngora & Pardo Contreras, 2017). Además (Ricardo, 2010) menciona que los tratamientos terciarios se encargan de la remoción de sólidos suspendidos residuales (después del tratamiento secundario), usualmente por medios de filtración granular o micro-pantallas.

Desinfección

Según (Ramalho, 2002) define como un proceso mediante el cual se inhibe o destruye el crecimiento de bacterias y algas, para el efecto se usa principalmente cloro ya que es un desinfectante fuerte con capacidad de oxidación, así mismo se menciona las ventajas del uso de la cloración como desinfectante a continuación.

- **Reducción de la DBO.** El cloro produce una reducción de la DBO por oxidación de los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales.
- **Eliminación o reducción de colores y olores.** Las sustancias que producen olor y color presentes en las aguas residuales se oxidan mediante el cloro.
- **Oxidación de los iones metálicos.** Los iones metálicos que están presentes en forma reducida se oxidan por el cloro (por ejemplo, ferroso a férrico y manganeso a mangánico).
- **Oxidación de los cianuros.** El cloro se emplea para oxidar los cianuros a productos inocuos. Esto se lleva a cabo en un medio alcalino con valores de pH superiores a 8,5.

Planta de tratamiento de la UEA

Tanque séptico

Es un sistema de eliminación de contaminantes mediante un sistema de filtración apto para familias que no pueden acceder al alcantarillado, requiere de un corriente constante para el arrastre de todos los desechos Organización Mundial de la Salud (OMS) & Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria CEPIS (2005), el objetivo principal de su construcción es la estabilidad hidráulica que permita la sedimentación de las partículas por gravedad, para formar una capa de lodo en el fondo del tanque y las aguas se eliminan por infiltración (Rosales Escalante, 2005).

Filtro Biológico

Es un lecho poroso que puede estar constituido por piedras, arena, plástico Gonzalez Montcel (2001) , en que los microorganismos se adhieren y crecen en él para formar una capa o película que degrada la materia orgánica y sustancias contaminantes Díaz Marrero, (2003), además de que estos no son arrastrados fuera del sistema se forma un lodo de varios años 2 a 3 mm y un elevado número de microorganismos (Rodriguez et al., 1995).

Lecho de secado de lodos

Son filtros poco profundos con arena y grava, con sistemas para drenaje de lixiviados, este secado se basa en el drenaje de líquidos a través de la arena y evaporación del agua de la superficie Strande, Ronteltap, & Brdjanovic, (2014); Dodane & Ronteltap, (2015), la carga optima de solidos está basada en la profundidad del lecho y la concentración de sólidos, el lecho por lo general es rectangular, todo el sistema depende de las condiciones climáticas es por eso que varía los días de secado, luego son retirados para su estabilización en compostaje o disposición final en el relleno sanitario (Loayza, 2015).

Parámetros de caracterización

Los parámetros de medición seleccionados se fundamenta en estudios de caracterización de Calvo Sales & Mendizábal Allende (2007);(Bermeo Castillo & Santín Torres, 2010 p.41), además según Ramalho (2003) citado por (Raffo Lecca & Ruiz Lizama, 2014) los métodos analíticos para contaminantes orgánicos se clasifican en dos grupos: De evaluación de la demanda de oxígeno y de los parámetros de contenido en carbono. Los parámetros

seleccionados son de carácter físico, químico y biológico (Garía Guillermo, 2014 p.26).(Pérez Garrido, León Rodríguez, & Delgadillo García, 2013).

La demanda bioquímica de oxígeno y química de oxígeno se refiere a la concentración total de sustancias que se pueden oxidar, biológicamente o químicamente, a los productos finales inorgánicos (Pisarevsky, Polozova, & Hockridge, 2005).

Con la antropización y migración cada vez mayor de las personas de los campos a las ciudades es notorio el incremento de aguas residuales y la eutrofización de cuerpos hídricos, el nitrógeno y el fósforo son los principales responsables de este fenómeno y en el tratamiento de agua residual se eliminan mediante métodos físicos, químicos y biológicos (Tang, Huang, Ng, & Li, 2009).

Parámetros físicos

Oxígeno disuelto

El oxígeno juega un papel muy importante en la reacciones de oxidación y reducción así como en la actividad macro y microbiológica, este parámetro es un indicador de la capacidad de un cuerpo de agua para mantener la vida acuática (Zhen Wu, 2009). En ingeniería ambiental (Muñoz Cruz, 2008) menciona que es el factor que determina las reacciones aerobias o anaerobias en un medio particular, sirve para cuantificar la DBO y las tasas de aireación en el tratamiento de aguas residuales. Además es un indicador de los efectos producidos por los contaminantes oxidables del agua residual, de la misma manera afecta a las reacciones en las que intervienen el nitrógeno y azufre, cuando existe ausencia de oxígeno se genera olores desagradable producto de la descomposición anaerobia de los compuestos orgánicos, el oxígeno disuelto se reduce con el incremento de la salinidad y temperatura (Jiménez Cisneros, 2005). El indicador utilizado para medir la contaminación por desechos o residuos orgánicos es la cantidad de oxígeno disuelto o DBO_5 (Espinoza, Catillo, & Rovira, 2014).

Potencial de hidrógeno pH

El valor del pH depende de la actividad del ion hidrógeno a una determinada temperatura (Cortez Lorenzo, 2012), generalmente el agua que tiene un valor por encima de 7 son alcalinas e inferior ácidas, en agua en los ríos libres de contaminación oscila entre 6.5 y 8.5, valores que permiten la vida acuática donde se captura y elimina dióxido de carbono (Zhen Wu, 2009).

El pH tiene importancia en la determinación de la especiación química y solubilidad de sustancias orgánicas e inorgánicas en el agua, consecuentemente en las reacciones biológicas limita estos procesos de forma tal que en un tratamiento de agua residual si el pH es ácido la degradación biológica no se realizará con eficiencia y es posible que los microorganismos pierdan su vitalidad (Robayo Martinez & Rodriguez León, 2015).

Temperatura

La temperatura es una medida de calor que se mide en grados centígrados, la medición de la misma se puede realizar con un termómetro de mercurio o digital, para su medición se debe sumergir el termómetro en el agua el tiempo suficiente que permita la estabilización del mercurio en el termómetro, y preferiblemente en agua en movimiento, es necesario que su determinación sea lo más exacta posible de manera tal que el resultado permita la interpretación adecuada del oxígeno disuelto, actividad biológica y saturación de carbono (Muñoz Cruz, 2008).

La descarga de agua caliente a cuerpos de agua puede causar daño a la flora a la fauna acuática, así como favorecer reacciones químicas secundarias, reducir el oxígeno disuelto y acelerar el crecimiento biológico (Zhen Wu, 2009). La temperatura es indispensable para la medición de parámetros o propiedades del agua como la alcalinidad, conductividad, índice de saturación. Existe mayor solubilidad de un sólido, pero no mayor que un gas, cuando el agua adquiere o incrementa la temperatura (Jiménez Cisneros, 2001).

Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica, es una unidad de medida de la capacidad del agua de conducir la electricidad expresada en unidades de micro Siemens/L ($\mu\text{S/L}$), este parámetro indica la presencia de sales en el agua (Espinoza, Catillo, & Rovira, 2014).

Para su determinación se utiliza la medida de la resistencia, en ohmios o megaohmios debido a que la conductividad es el inverso de la resistencia específica (Sanabria Suarez, 2006). Los resultados cuantitativos de conductividad se utilizan como indicadores aproximados de la concentración de sólidos totales disueltos en el agua residual (Diéguez, Dominguez, & Castillo, 2011).

Turbidez

Es una propiedad óptica que tiene al agua y que mantiene una relación directamente proporcional a los materiales en suspensión que se encuentran en la misma, estos materiales en suspensión van desde coloidales a partículas gruesas, (Muñoz Cruz, 2008). Este parámetro permite medir la cantidad de luz absorbida o dispersada por la materia suspendida que puede ser (sedimentable y coloidal), ocurre en el agua como resultado de detergentes, jabones o emulsificadores, Jiménez Cisneros (2001), así como arcilla o materia orgánica, compuestos orgánicos solubles coloreados, plancton y otros organismos (Zhen Wu, 2009).

Es una medida de cantidad de materia en suspensión que interfiere con el paso de la luz a través del agua se mide en unidades nefelométricas de turbidez expresadas como NTU. La turbidez del agua es utilizada para determinar el grado de tratamiento requerido, la capacidad de filtración, efectividad de procesos de coagulación y sedimentación, Muñoz Cruz (2008), cuando existen elevados niveles de turbiedad en el agua esta puede interferir en la desinfección del agua previa su descarga para reducir la carga microbiana de forma que estimula la proliferación de bacterias (Espinoza et al., 2014). En aguas residuales la turbidez mantiene un valor entre 100 y 150 UTN (Jiménez Cisneros, 2001).

Sólidos en el agua residual

Un sólido en el agua residual es todo residuo que queda después de haber sido sometido a una temperatura evaporándose (Jiménez Cisneros, 2005) de un volumen determinado (Argandoña Zambrano & Macías García, 2013).

Sólidos totales

Los sólidos totales es la cuantificación en unidades de masa del material disuelto y no disuelto en el agua, la cuantificación se realiza en una cápsula por diferencia de peso y evaporación a temperatura de 103 a 105 °C (Muñoz Cruz, 2008).

Sólidos sedimentables

Los sólidos sedimentables son aquellos capaces de sedimentarse en un cono imhoff al cabo de transcurrida una hora, son expresados en ml/L, los sólidos sedimentables permiten tener una estimación de los fangos que se obtendrá en el tratamiento primario de las aguas residuales (Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua, 2008). “Los sólidos

sedimentables son el grupo de sólidos cuyos tamaños de partícula corresponde a 10 micras o más y que pueden sedimentar” (Argandoña Zambrano & Macías García, 2013).

Sólidos suspendidos

Constituyen los residuos no filtrables o material no disuelto Muñoz Cruz (2008), los sólidos suspendidos generalmente son de naturaleza orgánica como desechos humanos, fragmentos alimenticios, papel y células biológicas que en conjunto forman una masa suspendida que no es capaz de precipitarse o filtrarse por simple gravedad (Argandoña Zambrano & Macías García, 2013b).

Sólidos volátiles y no volátiles

Los sólidos están compuestos por fracciones de sólidos suspendidos volátiles y no volátiles, los mismos que a su vez presenta material orgánico e inorgánico, el material orgánico sometido a 550°C tiene la capacidad de volatilizarse formando los comúnmente llamados compuestos orgánicos volátiles (COV's), el mismo que es cuantificado por diferencia de peso, con el material inorgánico que se mantiene sin volatilizar (Argandoña Zambrano & Macías García, 2013b).

Para evaluar la concentración de aguas residuales y determinar la eficiencia del tratamiento biológico es necesario la cuantificación de sólidos suspendidos totales y volátiles, estas determinaciones son básicas para diseñar los sedimentadores en una PTAR (Muñoz Cruz, 2008).

Parámetros físico-químicos

Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)

Los resultados de este análisis son utilizados en ingeniería para diseñar las plantas de tratamiento de aguas residuales, en aguas residuales domésticas su valor bordea el 65 a 70% de toda la materia orgánica oxidable (Ávila Malaver & Arroba Torres, 2015). En el agua residual se producen procesos biológicos, los microorganismos degradan los contaminantes de la misma uno de los parámetros de medición utilizados es la DBO, el análisis de la DBO consiste en la diferencia de medir la concentración de oxígeno de una muestra de agua previo a la incubación de la misma a una temperatura de 20° C, y posterior medición a los 5 días del oxígeno, en condiciones apropiadas de nutrientes, temperatura y luz. Es decir el oxígeno utilizado por los microorganismos en días para realizar la oxidación de la materia orgánica presente en el agua (Marsilli, 2005). Como resultado de una DBO alta del agua y evacuación

de la misma previo tratamiento desencadena, pérdida de la calidad de agua, elevación del pH y consecuentemente la desaparición de flora y fauna semi-acuática y acuática (Lecca & Liza, 2014).

La DBO se puede determinar a los 3, 5, 7 y 22 días, la medición más común se lo realiza a los 5 días, esta prueba fue desarrollada originalmente como indicador de los impactos ambiental de las descargas de aguas residuales con o sin tratamiento respecto al oxígeno disuelto presente en el flujo de los cuerpos de agua receptores (Osorio & Peña, 2000).

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Este parámetro no puede ser menor que la DBO, ya que es mayor la cantidad de sustancias oxidables por vía química que por vía biológica (Espigares García M. & Perez López J. A., 2002).

La DQO representa la cantidad de alimento que ingresa a un cultivo de microorganismos, de este modo lo que es contaminación para nosotros en el agua, en el tratamiento biológico para los microorganismos es alimento, este alimento se manifiesta en forma de energía que es utilizada biológicamente para la estabilización de los componentes del agua residual (Posada Uribe, Mosquera López, & Villegas Escobar, 2007).

Generalmente para su determinación se utiliza dicromato de potasio (Cr_2O_7) para oxidar la totalidad de los compuestos oxidables (Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1203:2013, 2013) sometido a temperatura en medio ácido, técnicamente hablando es la cantidad de oxígeno químicamente consumido por los compuestos químicos del agua residual en ese periodo de tiempo, a través de reacciones de oxi-reducción (Universidad Pablo de Olavide, 2005).

Fósforo total

El fósforo es un elemento químico escaso en el agua limitado en la naturaleza y nutriente de vital importancia para las plantas y los animales, las fuentes de fósforo son principalmente rocas, suelo, plantas de tratamiento de aguas residuales, escorrentía de zonas de cultivo fertilizadas y almacenamiento de abonos (EPA, 2015).

El fósforo puede ser eliminado química o biológicamente método recomendado para reducir los costes, la remoción del agua residual del mismo depende de la cantidad de material orgánico expresado como DBO O DQO, y el fósforo total en los afluentes que ingresan a la

planta de tratamiento de aguas residuales. La cantidad adecuada de material orgánico en una relación DBO/fósforo debe ser de al menos 20:1 y DQO/fósforo 45:1 (Wisconsin Department of Natural Resources, 2015).

El fósforo en exceso tiene la capacidad de reducir la calidad del agua, sin embargo en condiciones ambientales normales es beneficioso, el efecto negativo implica la proliferación incontrolada de algas acelerando su ciclo de vida cuando estas mueren y se descomponen reducen la cantidad de oxígeno disuelto en el agua acabando con la vida acuática y los usos adicionales que se le pueda dar a al cuerpo de agua (Minnesota Pollution Control Agency, 2016). La eutrofización en los ríos se debe al exceso de nutrientes, cuando se trata de fósforo especialmente de fuentes puntuales, y descargas adicionales de efluentes de aguas residuales (Sumi, 1999). El crecimiento excesivo de las plantas también bloquea la luz solar a especies que habitan en el fondo del cauce hídrico, comprometiendo así su salud y prevalencia, implicando un cambio no deseado y la degradación del ecosistema (Phesatcha, Tukkeeree, & Rohrer, 2016).

Nitrógeno total

El nitrógeno se puede eliminar por métodos físicos químicos y biológicos, el método biológico tiene un costo relativamente bajo en relación a los métodos físico - químicos y elimina los compuestos nitrogenados del agua mediante la conversión a nitrógeno gaseoso inofensivo (Sun et al., 2010).

La fuente de nitrógeno en el agua residual es producto de nuestros hábitos alimenticios y preparación de alimentos, exudados corporales de lavados en la bañera o en la ducha y productos utilizados para el lavado de la ropa. Los productos químicos de limpieza también contribuyen con compuestos orgánicos en cantidades variables. Estos compuestos orgánicos requieren actividad microbiana para degradarlos (Patterson, 2003).

Existen tres formas de nitrógeno que se miden generalmente en los cuerpos de agua, amoníaco, nitritos y nitratos. El nitrógeno total es la suma del total nitrógeno kjeldahl (amoníaco, nitrógeno orgánico y reducido) y nitrato-nitrito (EPA, 2013). El nitrógeno total es la suma de las distintas presentaciones de nitrógeno en el agua residual, es decir nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y amoniacal, sin embargo no es lo mismo que el Nitrógeno Total Kjeldahl debido a que el mismo suma nitrógeno amoniacal y nitrógeno ligado orgánicamente pero no incluye nitratos y nitrito (ASA ANALYTICS, 2018)

El ciclo del nitrógeno es el medio por el cual el nitrógeno atmosférico se pone a disposición en diversas formas para los organismos vivos. Desde las moléculas básicas de amoníaco, nitrato y nitrito hasta los aminoácidos y proteínas más complejos, el nitrógeno es esencial para que los organismos vivos funcionen. También es una parte importante en el buen funcionamiento de muchas plantas de tratamiento de aguas residuales. Para que el ciclo funcione sin problemas, es vital conocer la cantidad de nitrógeno contenida en las diversas fases del ciclo.

Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)

El análisis de NTK brinda la oportunidad de cuantificar la cantidad de nitrógeno contenido en forma orgánica (Environmental Express, 2006). El nitrógeno es considerado un indicador relevante para estudios medioambientales en el recurso agua, debido a que la disponibilidad del nitrógeno es importante en los procesos de control y tratamiento de las aguas residuales así como de las descargas (Llorens Espinosa, León-Hernández, Rodríguez Petit, & Rodríguez-Petit, 2013). Uno de los componentes del NTK es la fracción de nitrógeno amoniacal este es producido por la orina en el agua residual en forma de urea Ragaa, Ayman A, Atef, & Ibrahim (2016), el mismo que es tóxico para especies acuáticas, y promueve el agotamiento de oxígeno disuelto como resultado de la nitrificación (J. García, Mujeriego, & Hernández-Mariné, 2000), por tal motivo es necesario tener en el diseño de una PTAR las relaciones de nitrógeno con los parámetros físico químicos para una adecuada eliminación específicamente DQO/N (Carrera, Vicent, & Lafuente, 2004). Cuando se expresa cuantitativamente el nitrógeno total kjeldahl generalmente en aguas residuales urbanas debe oscilar entre 40-60 mg/L, representando la quinta parte de la DBO (Ambientum, 2002). La eliminación del nitrógeno en su fracción amonio y nitrito es posible en condiciones anaerobias gracias a la presencia de bacterias que usan el nitrito como un receptor de electrones y anaeróticamente los convierten en nitrógeno gaseoso (Cárdenas Calvachi & Sánchez Ortiz, 2013).

Coliformes

Los coliformes tiene una amplia distribución y variedad, para el propósito de análisis de aguas residuales se ha dividido en dos grupos, coliformes fecales y coliformes totales (Valencia Bonilla, 2008). La presencia de este tipo de bacterias sugiere que el agua está contaminada con aguas negras u otro tipo de desechos en descomposición (Ramos Ortega, Vidal, Vilardy, & Saavedra Díaz, 2008). Los indicadores de contaminación fecal son

coliformes totales y termotolerantes, *Escherichia coli* y enterococos (Larrea Murrell, Romeu Álvarez, & Rojas Hernández, Mercedes Heydrich Pérez, 2013).

Coliformes totales

Son bacterias con forma de bacilos, en la tinción de gram son Gram negativas, su desarrollo es de forma aerobia anaerobia y facultativa, entre ellas se encuentra *Escherichia coli*, *Citrobacter*, *Enterobacter* y *Klebsiella* (Larrea Murrell et al., 2013). Cuando se realiza el cultivo por la técnica de filtración por membranas se desarrollan colonias rosada o rojas con brillo verde metálico en 24 horas de incubación (UICN, 2005 p30).

Coliformes fecales

Las coliformes fecales representados por *Escherichia coli* son microorganismos que se encuentran principalmente en el agua residual de origen humano (agua residual doméstica, urbana), la presencia de estas bacterias son indicadores de contaminación fecal debido a su relación con el grupo tifoide-paratifoide (Valencia Bonilla, 2008), así como alerta de la potencialidad de la existencia de otros organismo más virulentos como *Salmonella*, *Shigella*, *Campylobacter* y *Vibrio cholera* (Arce Velásquez & Calderón Mólgora, 2002 p.22). Es importante medir este parámetro debido a que se ha demostrado que *Escherichia coli* es capaz de entrar en las plantas y permanecer viables (Hernández-Acosta, Quiñones Aguilar, Cristóbal Acevedo, & Rubiños Panta, 2014). Las coliformes fecales se pueden tomar como indicador biológicos del agua debido a su concentración en aguas residuales, no se multiplican fuera del tracto intestinal de animales de sangre caliente y además su evaluación es simple y directa (Cortés Lara, 2003). Cuando se realiza el cultivo por el método de filtro de membranas las colonias dan una coloración de azul y violeta (UICN, 2005 p30).

Lodos

En el tratamiento de aguas residuales uno de los residuos obtenidos son los lodos de tipo sólido, semisólido o líquido generalmente procedentes del tratamiento primario y biológico, estos lodos de manera general no se encuentran estabilizados (tienen abundante contenido de patógenos) lo que los hace inadecuados para la disposición directa en el suelo debido a su composición con alto contenido de agua (humedad hasta el 99%) (Morales Cubillos, 2009 p.24), y materia orgánica (Donado H, 2013 p.19), desencadenando malos olores y todas las externalidades asociadas capaces de presentarse en condiciones insalubres (Avendaño Cardenas & Martinez Gonzales, 2015 p.20). Los lodos crudos se caracterizan por su bajo

contenido en sólidos (1-6%), por tal motivo se deberá manejar una gran cantidad de lodo para su filtración en el respectivo tratamiento posterior (Galeano Nieto & Rojas Ibarra, 2016 p.41).

Clasificación de los lodos

Existen tres tipos de lodos los mismos que se detallan a continuación.

Lodos Aprovechables

Los lodos aprovechables son aquellos a los que se le puede utilizar directa o indirectamente para el reciclaje, compostaje y generación de energía, a este tipo corresponden los lodos producto de la estabilización aerobia y anaerobia (Donado H, 2013).

Lodos No Aprovechables

Este tipo de lodos tienen poca o nula carga de materia orgánica por lo que son dispuestos en los rellenos sanitarios, a este tipo de lodo corresponden los que se encuentran en los tratamientos preliminares de aguas residuales como rejillas y cribas (Donado H, 2013).

Lodos peligrosos

Es aquel lodo que presenta la propiedad intrínseca de acuerdo a su composición de causar un daño potencial a la salud humana y al medio ambiente por tal motivo deben ser manejados como desechos peligrosos (Donado H, 2013).

Fases del tratamiento de lodos

Estabilización de lodos

Como se mencionó anteriormente la estabilización de los lodos se debe llevar a cabo para inhibir, reducir o eliminar su potencial de putrefacción (Valencia Bonilla, 2008), debido a la alta carga de materia orgánica, patógenos, baja carga de sólidos y malos olores, los diferentes métodos de estabilización se mencionan a continuación: Tabla 2

Tabla 2: Descripción de procesos de estabilización de lodos.

Proceso	Descripción	Observación
Estabilización alcalina	Se adiciona un material alcalino (cal), esto hace que el pH se incremente para la eliminación de patógenos	El producto es enriquecido similar a la tierra negra con bajo nivel de patógenos

Digestión Anaerobia	Fermentación de la materia orgánica en un reactor anaerobio con alta temperatura se produce NH ₄ y CO ₂ .	Requiere de experticia del operador.
Digestión Aerobia	Oxidación de la materia orgánica en reactores con techo abierto.	Proceso simple no produce gases para aprovechamiento
Digestión Termofílica	Se realizan con grandes cantidades de oxígeno para acelerar los procesos biológicos a 40-80 °C.	Implica un consumo energético alto para suministrar oxígeno
Compostaje	Fermentación de la materia orgánica en reactores cerrados o pilotes amontonados	Se debe adicionar un agente de aglutinamiento para acondicionar el ambiente.

Fuente: Los autores

Espesamiento de lodos

El espesamiento de lodos consta de dos variantes, espesamiento por gravedad y por flotación, el espesamiento por gravedad se trata de la producción de un lodo concentrado este procedimiento es el análogo de la de la clarificación realizada para producir un efluente libre de sólidos en la PTAR. El espesamiento por flotación es utilizado para los lodos activados y gelatinosos, este método se realiza introduciendo burbujas de aire fino dentro del lodo para separar los sólidos del líquido (Morales Cubillos, 2009).

Deshidratación

En esta etapa se produce la reducción del contenido de humedad de los lodos y el incremento de sólidos para el efecto se utiliza procedimientos físicos, térmicos y químicos (Morales Cubillos, 2009). Los principales métodos de deshidratación son: Métodos estáticos y mecánicos. Los métodos estáticos corresponden a los lechos de secado, lagunas de lodo líquido mientras que los métodos mecánicos son el deshidratador centrífugo, filtración al vacío, filtro prensa, y filtro banda (Valencia Bonilla, 2008).

Lecho de secado con plantas

El secado de los lodos se puede realizar con plantas, en las llamadas camas vegetadas, estos lechos son parecidos a humedal artificial para el tratamiento de agua de flujo vertical, este tipo de lechos de secado de lodos constan de un medio filtrante poroso donde se encuentran sembradas las plantas las mismas que se encargarán de absorber el agua del lodo previamente estabilizado secándolo (Kengne & Tilley, 2012 p.1).

Lecho de secado de lodos

Existen varios métodos para la gestión final de los lodos producidos en el tratamiento de aguas residuales uno de los métodos más simples y económicos para deshidratar y estabilizar los lodos digeridos es el lecho de secado de lodos (Villarroel Cárdenas, 2012 p.19),

Los lechos de secado de lodos son áreas rectangulares con una profundidad total útil de 50 a 60 cm (Villarroel Cárdenas, 2012) donde son depositados los lodos digeridos para su deshidratación. Tienen bajo costo de operación y mantenimiento, sin embargo el lodo debe tener una alta carga de sólidos por el contrario su funcionamiento será deficiente, tiene fondo poroso con arena sobre la que se ubicará capas de 20 a 30 cm de lodo para su secada y percolación (Morales Cubillos, 2009 p.29). El lecho debe tener una pendiente para recolectar el agua de la filtración mínimo del 1% este líquido debe ser recirculado nuevamente (Grupp Gutierrez, 2010 p.69). En este lecho con el transcurrir del tiempo y el secado del sol se forma la pasta de lodo que debido a la pérdida de humedad se agrieta como los suelos desertificados permitiendo que tenga mayor consistencia en condiciones climáticas favorables (Donado H, 2013), el periodo de secado del lodo oscila entre los 10 y 30 días.

Eficiencia de una PTAR

Es la evaluación del desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales en cuanto a parámetros físicos químicos y biológicos y su remoción (Ávila Malaver & Arroba Torres, 2015);(Gálvez Guidel, 2013);(Sánchez Ortiz & Matsumoto, 2012).

Marco legal

Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce

En nuestro país la normativa se encuentra enmarcada en el Código Orgánico Ambiental COA anteriormente Acuerdo Ministerial 061, sin embargo el Anexo 097A “Límites permisibles”, perteneciente a ese cuerpo legal sigue vigente, por tal motivo los valores referentes a límites de contaminantes ambientales están presentes en este instrumento legal y tienen sustento internacional Tabla 3. Los marcos legales ambientales se basan en las normas sobre manejo, tratamiento y vertimiento aguas residuales, enmarcados no solamente en la legislación Ecuatoriana sino también en acuerdos y convenios a nivel internacional, todos estos destinados a regular el actuar de las instituciones o empresas encargadas del control y tratamiento de las aguas residuales. En Ecuador, se dictan estrategias para el ordenamiento territorial con el fin de garantizar un ambiente libre de contaminación.

Tabla 3: Límites permisibles de descarga a un cuerpo de agua dulce.

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Aceites y Grasas.	Sustancias solubles en hexano	mg/L	30 , 0
Alkil mercurio		mg/L	No detectable
Aluminio	Al	mg/L	5 , 0
Arsénico total	As	mg/L	0 , 1
Bario	Ba	mg/L	2 , 0
Boro Total	B	mg/L	2 , 0
Cadmio	Cd	mg/L	0 , 02
Cianuro total	CN ⁻	mg/L	0 , 1
Cinc	Zn	mg/L	5 , 0
Cloro Activo	Cl	mg/L	0 , 5
Cloroformo	Ext. carbón cloroformo ECC	mg/L	0 , 1
Cloruros	Cl ⁻	mg/L	1 000
Cobre	Cu	mg/L	1 , 0
Cobalto	Co	mg/L	0 , 5
Coliformes Fecales	NMP	NMP/100 ml	2000
Color real ¹	Color real	unidades de color	Inapreciable en dilución: 1/20
Compuestos fenólicos	Fenol	mg/L	0 , 2
Cromo hexavalente	Cr+6	mg/L	0 , 5
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	DBO ₅	mg/L	100
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/L	200
Estaño	Sn	mg/L	5 , 0
Fluoruros	F	mg/L	5 , 0
Fósforo Total	P	mg/L	10 , 0
Hierro total	Fe	mg/L	10 , 0

Hidrocarburos	TPH	mg/L	20 , 0
Totales de Petróleo			
Manganeso total	Mn	mg/L	2 , 0
Materia flotante	Visibles		Ausencia
Mercurio total	Hg	mg/L	0,005
Níquel	Ni	mg/L	2 , 0
Nitrógeno amoniacal	N	mg/L	30 , 0
Nitrógeno Total	N	mg/L	50 , 0
Kjedahl			
Compuestos	Organoclorados	mg/L	0 , 05
Organoclorados	totales		
Compuestos	Organofosforados	mg/L	0 , 1
Organofosforados	totales		
Plata	Ag	mg/L	0 , 1
Plomo	Pb	mg/L	0 , 2
Potencial de hidrógeno	pH		6-9
Selenio	Se	mg/L	0 , 1
Sólidos Suspendidos	SST	mg/L	130
Totales			
Sólidos totales	ST	mg/L	1 600
Sulfatos	SO ₄ - 2	mg/L	1000
Sulfuros	S- 2	mg/L	0 , 5
Temperatura	°C		Condición natural ± 3
Tensoactivos	Activas al azul de metileno	mg/L	0 , 5
Tetracloruro de carbono	Tetracloruro de carbono	mg/L	1 , 0

Fuente: (Ministerio del Ambiente, 2015)

CAPÍTULO III.

MATERIALES Y MÉTODOS

Metodología de la investigación

Los métodos de investigación correspondientes a la presente investigación son el método inductivo y el método analítico.

Método inductivo

El método inductivo en el estudio radica en que se obtendrá información singular y antecedentes de estudios de caso, similares en cuanto a parámetros específicos de evaluación de la planta de tratamiento, para finalmente determinar conclusiones generales del respectivo estudio, y en caso de ser necesario reformular el diseño en base al análisis de los resultados.

Método analítico

Método analítico consiste en la desmembración de un todo, descomponiéndolo en sus partes o elementos para observar las causas, la naturaleza y los efectos. Para este caso se analizó individualmente las etapas de la planta de tratamiento para comprender su funcionamiento y si este es adecuado o inadecuado, además para conocer información más amplia del objeto de estudio (PTAR) y en su defecto proponer una solución técnica.

Tipo de investigación

Investigación diagnóstica.- Es diagnóstica debido a que existe información contundente al respecto y mediante las técnicas existentes de análisis de agua se determina la concentración de distintos contaminantes.

Investigación exploratoria.- Debido a que se obtuvo información inicial de la PTAR que no estaba registrada antes.

Investigación descriptiva.- Porque sobre la base de los resultados de las mediciones se analiza los hallazgos más relevantes.

Investigación Básica. - Se fundamenta en la recolección de datos y análisis mediante técnicas de determinación de concentración de contaminantes del agua estandarizadas, mas no aborda una parte experimental que la conlleve a ser de tipo aplicada.

Según el lugar de los recursos

Investigación mixta.-Implica el desarrollo de la investigación realizada en campo y laboratorio. El estudio abordara los dos tipo debido a que la caracterización de los afluentes y efluentes se realiza en el laboratorio y los parámetros físicos que son de análisis instantáneo se realiza en el campo es decir en la planta de tratamiento de agua residual o en su defecto en el laboratorio.

Investigación transversal.- esta investigación se enmarca como transversal debido a que la misma no se desarrolló en tiempo corto, y no prolongado.

Localización

El área de estudio sujeto de investigación es la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Estatal Amazónica ubicada en la provincia de Pastaza cantón del mismo nombre en la parroquia Puyo, Km. 2. 1/2 vía Puyo a Tena (Paso Lateral), la (PTAR) se encuentra en las coordenadas como se muestra en la Tabla 4, el clima correspondiente a la zona de estudio es templado tropical, con una temperatura promedio de 20°C y precipitaciones promedio de 4500 mm al año (INHAMI, 2015), el espacio físico corresponde a un área antropizada en todos los márgenes, debido a la estructura civil de la institución así como construcciones aleaña particulares, el terreno posee una pendiente menor al 10%, el tipo de suelo es inceptisol, que pertenece a la formación geológica de mera constituida por conglomerados, areniscas, lutitas tobaceas según el Gobierno Autónomo Descentralizado Provincial de Pastaza (GADP-Pz, 2014), la fauna se ha visto disminuida en este lugar debido a la presencia de las edificaciones sin embargo se puede observar aves en las cercanías, en cuanto a la flora existen especies características de bosques secundarios y oportunistas, el área de influencia directa de la misma corresponde al campus principal de la Institución de Educación Superior (IES) y la quebrada sin nombre de evacuación del efluente, mientras la influencia indirecta se localiza en el cuerpo de agua receptor Río Puyo, pobladores del cantón y turistas que utilizan el mismo para recreación.

Tabla 4: Coordenadas UTM WGS84 Z18 de la PTAR - UEA.

Coordenadas UTM WGS 84 Z18		
X	Y	Msnm
166346	9837693	944
166338	9837685	944
166325	9837714	944
166317	9837706	944

Fuente: Los Autores

Componentes de la PTAR

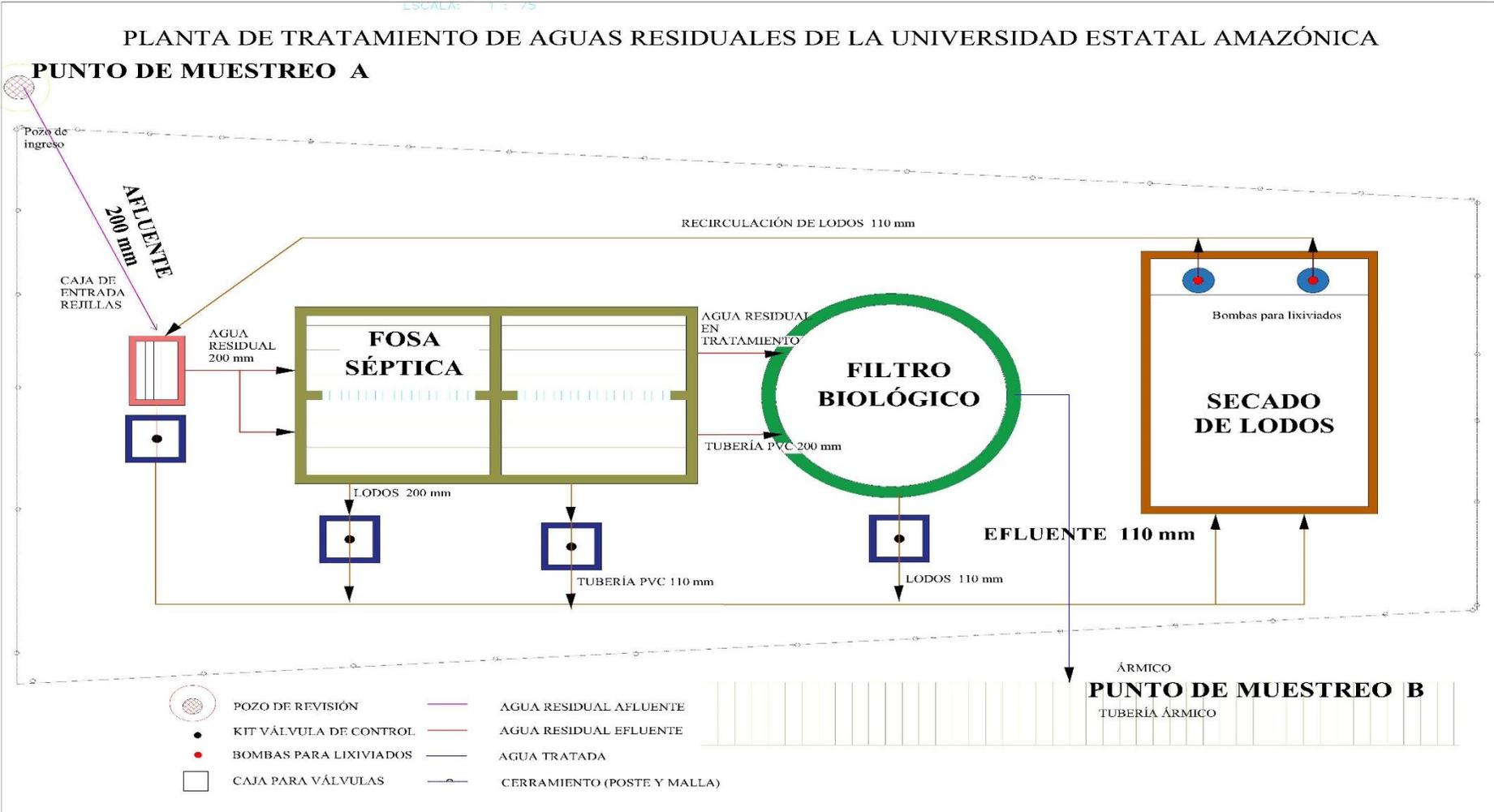


Grafico 1. Descripción componentes de la PTAR - UEA.

Ubicación del área de estudio

PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DE LA UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA

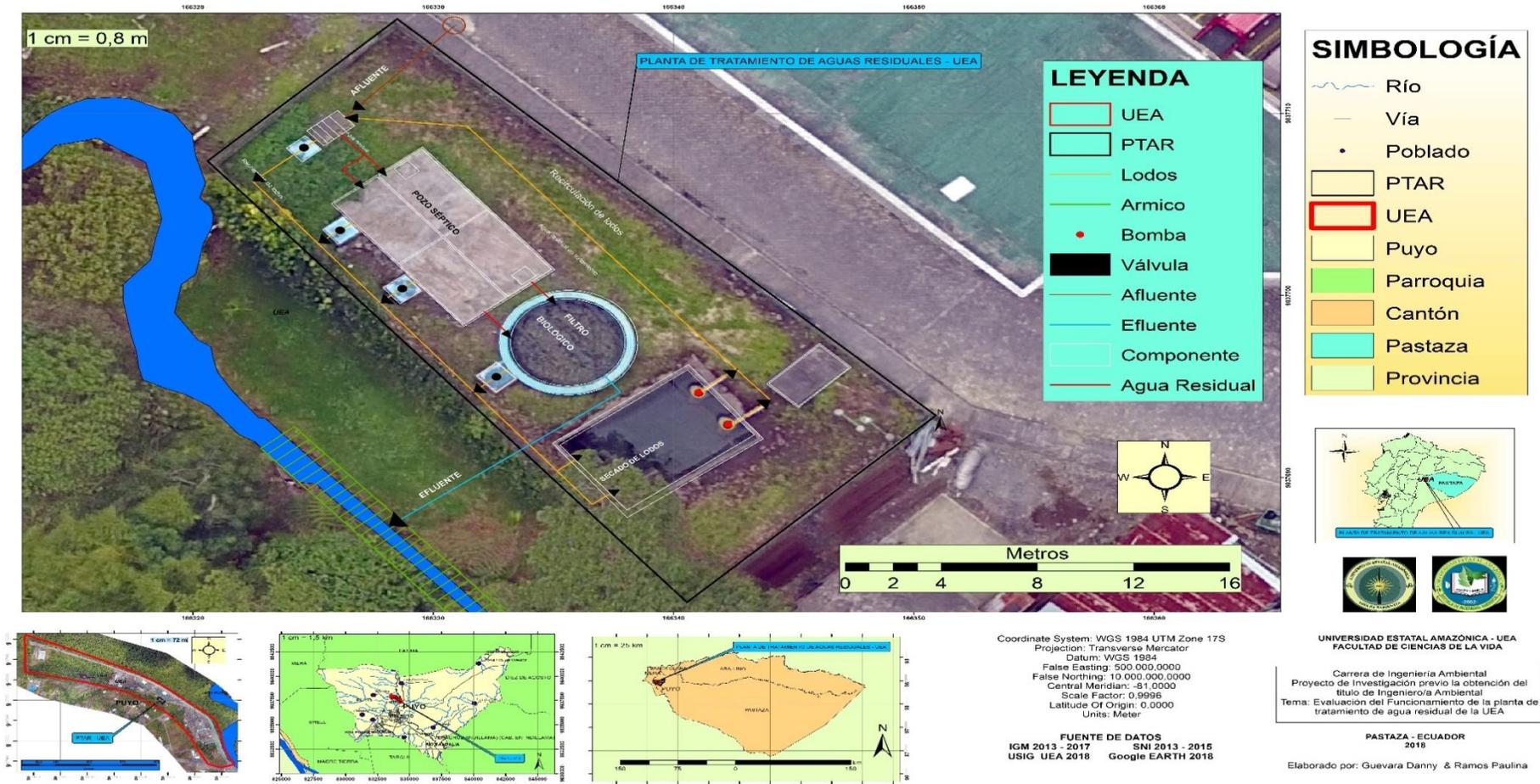


Grafico 2. Mapa de ubicación del área de estudio en la UEA.

Desarrollo de la investigación

Es de vital importancia el reducir la contaminación al recurso agua y obligación de la sociedad una vez que la haya utilizado devolverla a su cauce natural en la forma más cercana a su estado original, el presente trabajo consiste en evaluar en 3 fases la Planta de Tratamiento de agua residual (PTAR) de la Universidad Estatal Amazónica, las primeras dos fases corresponden a la evaluación como se detalla a continuación. La primera fase consta del muestreo y caracterización del agua del efluente y afluente en cuanto a los parámetros de DBO, DQO, pH, temperatura, conductividad, turbidez, coliformes totales y fecales, fósforo, nitrógeno y sólidos totales (volátiles, sedimentables). La segunda fase consiste en el análisis y comparación de los datos obtenidos de la caracterización con la legislación ambiental vigente en cuanto a los límites permisibles de descarga a un cuerpo receptor de agua dulce (Río Puyo). El análisis y comparación de la planta radica en la determinación de la eficiencia del tratamiento y la revisión de tecnologías complementarias y viables para su eventual implementación. Finalmente, la tercera fase aborda mediante la respectiva revisión bibliográfica, de los resultados del análisis y comparación de datos una propuesta técnica de mejora rediseñándola de forma que la PTAR opere efectivamente en la remoción de contaminantes ambientales cumpliendo con la normativa ambiental ecuatoriana.

Medición de caudal – método volumétrico

El caudal fue medido por el método volumétrico manual, la medición del mismo se realizó previa la recolección de la muestra, se utilizará un recipiente aforado de 10 litros (balde) y un cronómetro Agencia Ecuatoriana de Aseguramiento de la Calidad del Agro (AGROCALIDAD, 2015). El balde se introdujo en el pozo de revisión de entrada del agua residual **Fotografía 9** previa homogenización y en la caída del agua tratada **Fotografía 11**, para que la medición sea realizada de todo el flujo, para la determinación del caudal se utilizó la siguiente ecuación, las unidades será transformadas según la necesidad de cálculo:

Ecuación (1)

$$Q = V / t$$

Dónde:

Q: Caudal m³/min

V: Volumen m³

T: tiempo (min)

Caudal medio

Ecuación (2)

$$Q_m = \Sigma Q/n$$

Donde

Σ : Sumatoria

Q: Caudal individual de cada instante calculado L/s

n: Número total de caudales individuales calculados

Q_m: Caudal medio L/s

Muestreo

Muestreo en la planta de tratamiento de aguas residuales

Se realizó el muestreo en dos puntos según Arroba Torres y Ávila Malaver (2015), recomienda que la misma se realice en la entrada y la salida de la planta de tratamiento de aguas residuales, a continuación se detalla el muestreo a realizarse.

El muestreo se realizó de tipo manual, en la entrada (afluente) a la planta de tratamiento al mismo que se le llamó punto A y en la salida total de la planta de tratamiento de aguas residuales correspondiente al punto B (efluente). En el Grafico 1 se muestran los puntos de muestreo en la planta de tratamiento de la Universidad Estatal Amazónica.

Las muestras fueron recolectadas durante una semana de lunes a viernes (R. Valverde & A. Velez, comunicación personal, 07 de marzo de 2017), por un periodo de tiempo consecutivo de 12 horas (1 muestra puntual cada 2 horas) desde las 7:30 am hasta las 7:30 pm, con un total de 7 muestras diarias, la técnica aplicada fue en base a alícuotas de volumen proporcional al caudal Ministerio del Ambiente AM 097-A (04 de noviembre de 2015). Esta es una muestra integrada por varias muestras individuales para formar la muestra compuesta y consiste en añadir a la mezcla una cantidad proporcional al caudal para cada instante de muestreo (Romero Rojas, 2013), la muestra compuesta consta de un volumen total de 4 litros, volumen recomendado para muestras compuestas. En el periodo de 12 horas se recolectaron 2 litros por cada muestra es decir al final del día se obtuvo 14 litros de muestra por cada punto de muestreo las mismas que fueron almacenadas en refrigeración a 4°C. Una

vez finalizado el muestreo se procedió a determinar el volumen necesario de cada muestra para la mezcla con la Ecuación (3) y posterior análisis.

La ecuación para determinar el volumen proporcional de la mezcla se detalla a continuación Ministerio del Ambiente AM 097A (04 de noviembre de 2015) :

$$V_i = \frac{V \times Q_i}{n \times Q_m} \quad \text{Ecuación (3)}$$

Dónde:

Vi: volumen individual de cada una de las alícuotas, en ml.

V: volumen de la muestra compuesta, ml (generalmente 3500 ml)

Qi: caudal medido al momento del muestreo de cada una de las alícuotas, L/s.

n: número de alícuotas individuales de que se compone la muestra.

Qm: caudal medio en el período de muestreo, L/s.

X: constante de volumen de alícuota, ml (L/s)

A partir del resultado obtenido por la Ecuación (3) se multiplica por el caudal correspondiente al período de muestreo para determinar el volumen de muestra necesario para la mezcla (Romero Rojas, 2013).

Determinación de parámetros físico químico y microbiológico

Parámetros

Los parámetros evaluados ex-situ son DBO, DQO, Sólidos totales (sedimentables, volátiles), coliformes totales y fecales, Fósforo, Nitrógeno total Kjeldahl y Nitrógeno total. Los recipientes utilizados para las muestras de fueron de vidrio, estos materiales no alteran la muestra, sin embargo para coliformes fecales se utilizaron frascos estériles de vidrio (Reutelshofer & Guzmán Bejarano, 2015).

Transporte de las muestras

Las muestras de 2 litros se transportaron directamente al laboratorio una vez recolectadas, y almacenadas a 4°C, hasta el final del periodo de muestreo donde fueron homogenizadas y derivadas para análisis de laboratorio **Fotografía 20** en cuanto a los parámetros Químico - Biológico.

Etiquetado de las muestras

La información con la que las muestras simples y finalmente las compuestas fueron llevadas al laboratorio previa mezcla con codificación del Punto A y B del afluente y efluente fueron: (Número de muestra, Día de muestreo, y característica de entrada o salida). Ejm; a) M1D1E; b) M1D1S. Adaptado de (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, [INTA] 2011)

Fotografía 18

- a) Esto quiere decir que es la muestra 1 del día 1 de la entrada a la PTAR.
- b) Es la muestra 1 del día 1 correspondiente al punto de salida de la PTAR.

La etiqueta ubicada en las muestras se detalla en el **Anexo 3**.

Limpieza de los recipientes

Cuando se va a realizar el análisis químico biológico, se debe limpiar los recipientes del polvo, la limpieza de los recipientes de vidrio deberá realizarse con agua y detergente, finalmente se deberá enjuagar con ácido crómico, ácido sulfúrico o en su déficit con agua destilada (Instituto Nacional de Salud, 2011). Los recipientes de polietileno se deben limpiar con ácido nítrico en solución al 10%, o en su defecto ácido clorhídrico, dejándolos en reposo hasta el tope del recipiente por 30 minutos, después se enjuagará con abundante agua destilada hasta finalmente haber eliminado todos los contaminantes del envase (Instituto Geológico y Minero de España, 2011).

Cuando se vaya a realizar mediciones de fósforo los recipientes no se deberán lavar con detergentes y deben ser de vidrio, además los recipientes destinados a los análisis de coliformes totales y fecales se esterilizaron en el autoclave a 121 at y 120°C **Fotografía 56**.

Métodos de análisis para los parámetros seleccionados

Tabla 5: Parámetros sujetos de análisis con preservativos, períodos máximos de almacenamiento y método.

Parámetro	Preservativo	Almacenamiento	Método de análisis
Ph	Ninguno	Ninguno	Standard Methods 4500 H+B.
Temperatura			In situ Multiparamétrico
Conductividad			Método Hach 8160
Turbidez			Standard Methods 2130 B método nefelométrico.
Oxígeno Disuelto			Metodo Hach 10360
Sólidos totales (sedimentables, volátiles, suspendidos)	Ninguno	Ninguno	Método gravimétrico (Argandoña Zambrano & Macías García, 2013b)

Coliformes fecales (Carpio Galvan, 2007)	Refrigeración a 4°C	7d	Método de diluciones con siembra profunda. (Gamboa Teran, 2015). (M. O. Navarro, 2007a)
Coliformes Totales			
Nitrógeno total Kjeldahl	Adicionar H ₂ SO ₄ a pH < 2.0, refrigerar	7 d/28 d	Método Kjeldahl Stándard Methods Apha – 4500 - B (Secretaría de economía, 2010 p.9)
Nitrógeno Amoniacal			
Fósforo total	Adicionar H ₂ SO ₄ a pH < 2.0, refrigerar	28 d	Método estándar para el análisis de agua y agua residual N° 4500-PB, 22 ed, 2012. (Severiche Sierra, Luna Jara, & Gonzalez García, 2014)
DQO	2 mL H ₂ SO ₄ /L	7d	Stándard Methods Apha – 5220 D. (Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1203:2013, 2013)
DBO	Refrigeración a 4°C	7d	Stándard Methods Apha - 5210-D.(Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1202:2013, 2013)

Fuente: (Romero Rojas, 2013); (IDEAM, 2007b).

Métodos de los parámetros de medición

Parámetros físicos

Los parámetros realizados en el multiparamétrico son temperatura, pH, turbidez, conductividad y oxígeno disuelto, el fundamento de las técnicas se detalla a continuación. La medición se realizó en cada muestreo, es decir se realizó 7 veces al día. **Fotografías 21-25.**

Temperatura

La metodología para el análisis del agua en el afluente y efluente se realizó en el laboratorio ubicado a 100 m de la planta con el Medidor multiparámetro portátil de pH, conductividad, oxígeno disuelto (DO), ORP e ISE HQ40d, marca Hach.en un periodo de 10 – 30 minutos después de recolectada cada muestra simple.

Potencial de hidrógeno pH - *Standard Methods 4500 H+B.*

La medición de pH se realizó con un pH-metro digital en un periodo de 10 – 30 minutos después de recolectada cada muestra simple.

Principio: El principio básico de la medición de pH electrométrico es la determinación de la actividad de los iones de hidrógeno mediante la medición potenciométrica usando un

electrodo de hidrógeno estándar y un electrodo de referencia. El electrodo de hidrógeno consiste en un electrodo de platino a través del cual se burbujea gas de hidrógeno a una presión de 101 kPa. Debido a la dificultad en su uso y al potencial de envenenamiento del electrodo de hidrógeno, comúnmente se usa el electrodo de vidrio.

Análisis de la muestra: Se debe establecer un equilibrio entre los electrodos y la muestra revolviendo la muestra para asegurar la homogeneidad; revolver suavemente para minimizar el arrastre de dióxido de carbono. Para muestras amortiguadas o aquellas de alta fuerza iónica, acondicionar los electrodos después de la limpieza sumergiéndolos en la muestra durante 1 minuto. Séquelo, sumérjalo en una porción nueva de la misma muestra y lea el pH. Con soluciones diluidas, pobremente tamponadas, equilibre los electrodos sumergiéndolos en tres o cuatro porciones sucesivas de muestra. Tome una muestra fresca para medir el pH (Rice, Baird, Eaton, & Clesceri, 2012).

Oxígeno Disuelto - *Metodo Hach 10360*

La medición se realizó por cada muestra simple recolectada después de 10 – 30 min de recolectada la muestra.

Principio del método. El sensor de oxígeno es un sustrato duro transparente, impermeable al oxígeno. Un colorante luminiscente sensible al oxígeno y un agente dispersante está sobre el sustrato. Se agrega una superposición final de pigmento oscuro para mantener la luz difusa fuera de la celda de medición. El tinte luminiscente da una luz roja cuando se expone a la luz azul. El agente de dispersión distribuye la luz en la matriz del sensor y contribuye a la opacidad del sensor. Los pulsos de un LED rojo se utilizan como referencia interna. La duración de la luminiscencia es proporcional a la concentración de oxígeno disuelto en la muestra. La consideración principal con la recolección de muestras es evitar la contaminación de la muestra con oxígeno atmosférico. Analice las muestras de inmediato. Las muestras no se pueden conservar para un análisis posterior. Analice las muestras en el sitio de recolección si es posible. No introduzca aire en la muestra.

Análisis de la muestra: Enjuague la sonda con agua desionizada. Seque la sonda con un paño sin pelusa. Colocar la sonda en el recipiente que contenga la muestra. No tocar con la sonda la barra de agitación, el fondo o los lados del contenedor. Retire las burbujas de aire de debajo de la punta de la sonda, moviéndola hacia arriba y hacia abajo. Revolver la muestra a una velocidad lenta a moderada y medir (Hach, 2015b).

Conductividad - Método Hach 8160

La medición se realizó por cada muestra simple recolectada después de 10 – 30 min de recolectada la muestra.

Principio del método. La conductividad electrolítica es el movimiento de iones en una solución, que genera una corriente eléctrica y es el recíproco de la resistividad de la solución. Los iones provienen de sólidos inorgánicos disueltos (por ejemplo, aniones cloruro, nitrato, sulfato y fosfato y cationes sodio, calcio, magnesio, hierro y aluminio). Los materiales orgánicos como aceites, fenoles, alcoholes y azúcares no tienen conductividad suficiente para una buena estimación de la concentración. Los medidores de conductividad miden la resistencia que se produce en un área de la solución definida por el diseño físico de la sonda. Se aplica un voltaje entre los electrodos, y la disminución de voltaje causada por la resistencia de la solución se usa para calcular la conductividad para cada centímetro. La unidad de medida básica para la conductividad es el Siemen (o mho), que es el recíproco del ohmio. Otras unidades comunes para soluciones acuosas son miliSiemens / cm (10^{-3} S o mS / cm) y microSiemens / cm (10^{-6} S o μ S / cm) Rice et al., (2012); Hach, (2015a).

Análisis de la muestra: Enjuagar la sonda con agua desionizada. Seque la sonda con un paño sin pelusa. Colocar la sonda en el recipiente que contenga la muestra. No tocar con la sonda la barra de agitación, el fondo o los lados del contenedor. Retire las burbujas de aire de debajo de la punta de la sonda, moviéndola hacia arriba y hacia abajo. Revolver la muestra a una velocidad lenta a moderada y medir (Hach, 2015a).

Turbidez - Standard Methods 2130 B método nefelométrico.

La medición se realizó por cada muestra simple recolectada después de 10 – 30 min de recolectada la muestra.

Principio del método. - Este método se basa en la comparación entre la intensidad de la luz dispersada por la muestra bajo condiciones definidas y la intensidad de luz dispersada por una suspensión de referencia bajo las mismas condiciones; a mayor dispersión de luz corresponde una mayor turbiedad. Las lecturas son realizadas empleando un turbidímetro calibrado con una suspensión de referencia de formacina preparada bajo condiciones específicas. El polímero de formacina ha sido elegido como referencia debido a que es fácil de preparar y en cuanto a sus propiedades de dispersión de luz es más reproducible que otros como arcilla o agua turbia natural (Rice et al., 2012).

El aparato empleado en esta determinación consiste en un nefelómetro con una fuente de luz para iluminar la muestra y uno o varios detectores fotoeléctricos con un dispositivo de lectura exterior para indicar la intensidad de la luz dispersada a 90° de la dirección del haz de luz incidente (CEIBAS, 2017).

Las lecturas serán realizadas empleando un Turbidímetro 2100Q portátil (EPA).

Análisis de la muestra: La muestra se debe analizar en un periodo no mayor de 24 h. Si la muestra se encuentra en refrigeración, sacarla y permitir que alcance la temperatura ambiente antes de que se realice el análisis. Encender el equipo, estabilizar, y calibrar. Homogenizar la muestra, y esperar 1-2 min para la muestra. Enjuagar la celda dos veces con muestra para evitar errores por dilución. Llenar la celda, remover las burbujas de aire de la muestra antes de la medición, revisar que las celdas estén completamente secas y medir (Rice et al., 2012).

Determinación de sólidos

Para la determinación de sólidos totales se excluye partículas flotantes o aglomerados que formen irregularidades en o impliquen una pérdida de homogeneidad de la muestra compuesta, así mismo en caso de existir grasa o aceite flotante se mezcla en una licuadora con el propósito que las mismas se dispersen (Clesceri, Greenberg, & Eaton, 1999).

El procedimiento se realizó según la metodología de Clesceri et al., (1999) citado por Argandoña Zambrano & Macías García (2013, p.81), para determinar Sólidos totales, Sólidos volátiles totales, Sólidos sedimentables, mencionada también en el *Stándar Methods for analysis of water and wastewáter*.

Materiales y equipos: Cápsulas de porcelana • Estufa de secado (103-105 °C) • Desecador • Mufla • Balanza analítica • Pinzas metálicas • Probeta 50 ml, • Muestra de agua residual del afluente y del efluente de la Planta de Tratamiento de Agua Residual de la Universidad Estatal Amazónica.

Procedimiento: Se prepara las cápsulas de porcelana, previo su uso para el efecto se lavar con agua destilada, una vez limpias se las someterá a calor 110°C en la estufa por 2 horas y luego se enfría en el desecador por 15 min, posteriormente se pesa las cápsulas de porcelana y se repite todo el procedimiento hasta obtener un peso constante de las cápsulas (Argandoña Zambrano & Macías García, 2013b);(Carpio Galvan, 2007);(Instituto de Investigaciones Marina y Costeras, [INVEMAR] 2003).

Sólidos totales – *Standard Methods 2540 - B*

Se realizó 2 repeticiones por cada muestra compuesta de 4 litros **Fotografías 26-37**.

- Antes de utilizar la muestra agítela para que esta sea homogénea.
- Una vez agitada la muestra se tomará 50 ml de la muestra de agua residual.
- Las cápsulas para entonces se mantendrán en el desecador, se deberá sacarlas con una pinza metálica, si se toca con las manos estas pueden ceder humedad lo que repercutirá en el pesado.
- Ubicar en cada una de las cápsulas los 50 ml de agua residual e introducirlas en la estufa a una temperatura de 103-105 °C, de 1-3 horas, hasta que el agua se haya evaporado (Centro de Investigaciones Hidráulicas & Hidrotécnicas, [CIIH] 2006).
- Enfriar la cápsula en el desecador por 15 minutos y pesarlas, para el cálculo de los sólidos totales se utiliza la siguiente ecuación.

$$\text{Sólidos totales} \frac{mg}{L} = \frac{(B - A) * 1000 \text{ mg/g}}{V} \quad \text{Ecuación (4)}$$

Dónde:

A: peso de la cápsula, g.

B: peso de la cápsula + residuo después de la evaporación 103-105 °C, g.

V: volumen de la muestra, L.

Sólidos volátiles totales - *Standard Methods 2540 - E*

- Con el resultado anterior de los sólidos totales se procede a someter a las capsulas, con los residuos a calor en la mufla por 15 min a 550°C, después enfriar en la desecadora y pesar **Fotografía 35-37**, la ecuación para los sólidos volátiles totales se detalla a continuación (Argandoña Zambrano & Macías García, 2013b):

$$\text{Sólidos volátiles totales} \frac{mg}{L} = \frac{(B - C) * 1000 \text{ mg/g}}{V} \quad \text{Ecuación (5)}$$

Donde

B: peso de la cápsula, g.

C: peso de la cápsula + el residuo de la combustión a 550°C en la mufla, g.

V: volumen de la muestra, L.

Sólidos sedimentables - *Standard Methods 2540 - F*

Materiales: Cono imhoff de 1 L. • Bases para conos imhoff • Agitador largo de vidrio • Reloj. Procedimiento: Tomar 1 litro de muestra y homogeneizarlo mezclándolo, una vez que el agua se muestra homogénea ubicarla en el cono imhoff **Fotografía 28-30**, dejar en reposo por 45 -60 minutos, en este tiempo los sólidos decantarán, previo a la medición mover los lados del cono suavemente para que los sólidos que se hayan quedado en las paredes precipiten, esperar 15 minutos y medir (Argandoña Zambrano & Macías García, 2013b);(Instituto de Investigaciones Marina y Costeras, 2003).

Parámetros Químico - Biológico

Fósforo - *Standard Methods 4500-P, A, B, C.*

La determinación de fósforo total de las muestras del afluente y efluente, se realizó en dos procedimientos recomendados según (Severiche Sierra et al., 2014), que implican la conversión de las diferentes formas de fósforo es decir polifosfatos y fosfatos orgánicos en ortofosfato (digestión) y finalmente la cuantificación colorimétrica en el espectrofotómetro, además se adaptaron especificaciones de acuerdo a los requerimientos de análisis **Fotografías 38-43.**

El procedimiento de análisis se realiza según la metodología N° 4500-P, A, B, C, contenida en la 22 *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 2012 citado por (Severiche Sierra et al., 2014, p.3).

Materiales y Reactivos

Tabla 6. Materiales, equipos y reactivos para el análisis de fósforo.

Materiales	Reactivos
<ul style="list-style-type: none">• Pipeta volumétrica 10 mL• Pipeta volumétrica 5 mL• Vasos de precipitación 50mL• Tubos de ensayo• Celdas de espectrofotometría	<ul style="list-style-type: none">• Solución patrón de fósforo ó Fosfato monobásico de potasio• Reactivo Vanadato – Molibdato• 25g de Molibdato de Amonio• 1.25g de Metavanadato de amonio
Equipo Espectrofotómetro	

Fuente: Los autores

Procedimiento

Ajuste del pH de la muestra y remoción del color de la muestra

Cuando la muestra tiene un pH mayor a 10 este se debe ajustar de igual forma cuando la muestra presenta color este se lo debe remover sometiendo a carbón activado agitándolo, en este caso eso no fue necesario (Rice et al., 2012).

Digestión de la muestra

Coloque 4.5 ml de muestra, conteniendo 0.05 a 1.0 mg P, en un tubo de ensayo. Añadir 0.5 ml de reactivo de vanadato de molibdato. Prepare un blanco con agua destilada sustituyan a la muestra. Después de 10 minutos o más, mida la absorbancia de la muestra frente a un blanco a una longitud de onda de 400 - 490 nm, dependiendo de la sensibilidad deseada. El color es estable durante días y su intensidad no se ve afectada por la variación en la temperatura ambiente Adaptado de (Rice et al., 2012).

Preparación del reactivo

El reactivo utilizado para la prueba colorimétrica de fósforo, es el vanadato molibdato, este reactivo está compuesto por dos soluciones (A y B) las mismas que se mezclan para formar una solución C, por lo tanto la preparación de la misma se detalla a continuación Instituto Nacional de Normalización Chile (INN, 2009).

Solución A: Disolver por calentamiento a ebullición 25 g de molibdato de amonio (NH_4VO_3), en 300 ml de agua destilada.

Solución B: Disolver por calentamiento a ebullición 1.25 g de metavanadato de amonio (NH_4VO_3), en 300 ml de agua destilada. Enfrié y agregue 330 ml de HCL concentrado, enfríe la solución B a temperatura ambiente.

Solución C: Mezclar las soluciones A y B, diluir a 1 Litro.

Curva de calibración

La curva de calibración se generó con soluciones del compuesto a diferentes concentraciones conocidas de fosforo sin muestra de agua residual, las mismas fueron sometidas al espectrofotómetro para determinar su absorbancia, una vez definida la absorbancia estos valores se representaron en el plano cartesiano de esta forma, en el eje de las abscisas (X) la concentración y en el eje de la ordenadas (Y) la absorbancia, con el fin que se genere una recta, la pendiente de la recta determinará la concentración de la muestra analizada previo remplazo de la absorbancia (Murillo Poma, 2016). Se realizó dos repeticiones de la medición de las muestras con el propósito de obtener una media para reducir el margen de error.

Procedimiento

Para preparar la curva de calibración se realizó la dilución de volúmenes conocidos del patrón de fósforo tal como se muestra en la Tabla 7 en los tubos de ensayo.

Tabla 7. Patrones para la elaboración de la curva de calibración.

Descripción	Blanco	St.1 ppm	St. 2ppm	St. 4ppm
Reactivo Vanadato-Molibdato	0 ml	0.5 ml	1 ml	2 ml
Agua destilada	5 ml	4.5 ml	4 ml	3 ml
Volumen final	5 ml	5 ml	5 ml	5 ml

Fuente: Los Autores

Para el blanco tomar agua destilada consecutivamente 0.5, 1, 2 ml del reactivo Vanadato-Molibdato y ubicarlo en el tubo de ensayo y llevarlo a volumen total de 5 ml.

Preparación de la muestra

Tomar 4.5 ml de la muestra de agua residual con la pipeta aforada y agregarla en un tubo de ensayo, luego agregar 0.5 ml del reactivo Vanadato-Molibdato, finalmente homogeneizar. Esperar 10min para el desarrollo del color, una vez listo se utilizará el espectrofotómetro Fotografía 41.

Medición en el espectrofotómetro

Calibración del equipo

Colocar la solución blanca en el portacubetas con el bloqueador colocado del espectrofotómetro seleccionar la longitud de onda de 400 nm y fijar la función transmitancia y calibrar respectivamente. Una vez fijada la transmitancia en 100% cambiar la función a absorbancia y medir la absorbancia de los estándares preparados anteriormente para la curva de calibración desde el más diluido al más concentrado. Tomar nota de los valores, en cada medida controlar la absorbancia con el blanco.

Una vez finalizada la medición del estándar se debe realizar la medición de las muestras de agua residual **Fotografías 42-43**.

Tratamiento de los datos

Construir la recta de calibración de absorbancia vs concentración (Suárez Pérez, García Pulpeiro, & Al-Sufi, 2001), a las concentraciones establecidas, posteriormente ubicar la absorbancia de las muestras de agua residual, determinar la pendiente fundamentado en la ley de Lambert Beer y reemplazar para determinar las concentraciones del agua residual analizada, la ecuación para el cálculo de la concentración de fósforo total se detalla a continuación (Pérez Garrido, León Rodríguez, & Delgadillo García, 2013 p.52).

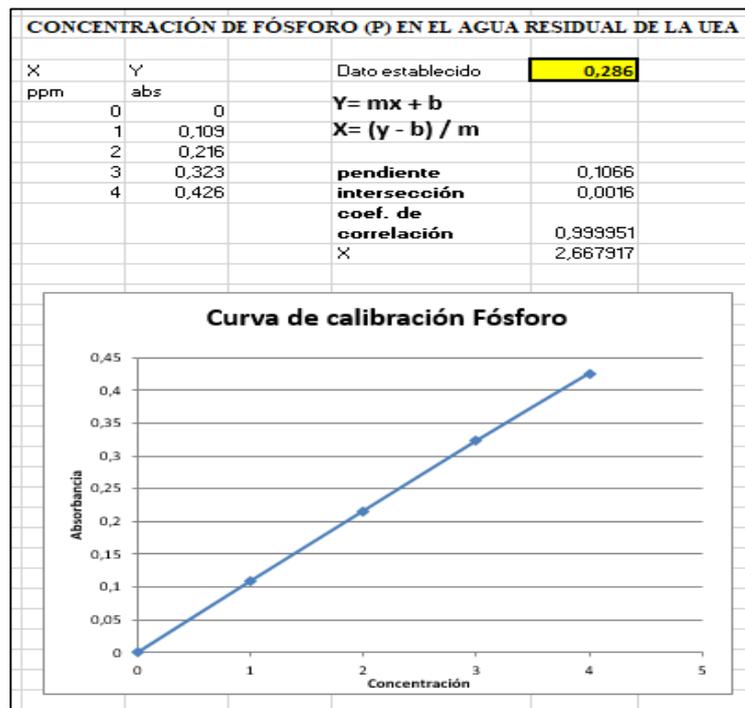


Grafico 3. Plantilla de la curva de calibración para el tratamiento de los datos.

Fuente: Los Autores

Ecuación (6)

$$Y = mx + b$$

$$A = mC + b$$

$$C = \frac{A - b}{m}$$

Dónde: Y = A; X = C

A = Absorbancia

m = pendiente

C = concentración

b = intersección

Se realizó los cálculos en el software Excel con las funciones de pendiente, intersección, coeficiente de correlación y la determinación de X, (García Fernandez, Lara Cortéz, &

Martínez López, 2015). Se puede verificar la plantilla del tratamiento de los datos en el Grafico 3.

NITRÓGENO

Nitrógeno total Kjeldahl - *Stándard Methods Apha - 4500-B*

El método utilizado para la determinación de nitrógeno en las muestras del afluente y efluente será el de Nitrógeno Total Kjeldahl, este método se ha venido utilizando desde hace 100 años de forma eficaz para determinar nitrógeno en muestras orgánicas e inorgánicas Yalitzka Karina (2016 p.25). Analíticamente el Nitrógeno tanto orgánico como amoniacal se pueden determinar conjuntamente como "Nitrógeno Kjeldahl" ECOPETROL (2003), el procedimiento consiste en extraer el nitrógeno en sus dos formas (amoniacal e inorgánico) en sulfato de amonio, previo una digestión con ácido sulfúrico, destilación añadiendo un exceso de álcali, titulación y cuantificación (Secretaría de economía, 2010 p.9).

Para la digestión del agua residual se utiliza frecuentemente Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) JP SELECTA S.A. (2012), Sulfato de Potasio (K_2SO_4 cuyo único objeto es incrementar el punto de ebullición) Pérez Miró (2015 p.25) y Sulfato de Cobre (II) ($CuSO_4$) como catalizador, todas las forma de nitrógeno de la muestra (Amoniacal libre y nitrógeno amoniacal) son convertidos en Sulfato de Amonio $[(NH_4)_2SO_4]$ para formar finalmente un complejo de cobre y amonio que en la destilación se descompondrá, el amoniaco liberado en un medio alcalino es absorbido con ácido bórico y determinarlo volumétrica o colorimétricamente (ECOPETROL, 2003).

Materiales y reactivos

En caso de no contar con equipo automático Kjeldahl construir el sistema para la destilación, los reactivos catalizadores (K_2SO_4 ; $CuSO_4$), se pueden remplazar pos pastillas Kjeldahl, a continuación, se detalla los materiales y equipos y sus respectivas proporciones para la determinación.

Tabla 8. *Materiales, equipos y Reactivos para el análisis de Nitrógeno total kjeldahl.*

Materiales	Reactivos		
Bureta de valoración	Sulfato de potasio	186 g	K_2SO_4
Matraz Erlenmeyer	Sulfato de cobre	10,13 g	$CuSO_4$
Balanza analítica	Ácido sulfúrico concentrado	148 ml	H_2SO_4
Equipo Kjeldahl	Hidróxido de sodio + 6N	1250 g + 240 g	Na (OH)
Balón Kjeldahl			
Agitador magnético			
Imanes			

	Tiosulfato de sodio	62,5 g	$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$
Pipetas	Ácido clorhídrico		HCL
Peras	Ácido bórico	100 g	H_3BO_3
Vasos de precipitación	Solución buffer de borato		
Equipos			
Balanza analítica			
pH-metro			

Fuente: Los autores

Reactivos

Prepare todos los reactivos y diluciones en agua sin amoníaco.

- Reactivo de digestión: disuelva 134 g de K_2SO_4 y 7.3 g de CuSO_4 en aproximadamente 800 ml de agua. Con cuidado, agregue 134 ml de H_2SO_4 concentrado. Cuando se haya enfriado a temperatura ambiente, diluya la solución en 1 l con agua. Mezclar bien. Mantenga a una temperatura cercana a 20°C para evitar la cristalización.
- Reactivo de hidróxido de sodio-tiosulfato de sodio: disolver 500 g de NaOH y 25 g $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ en agua y diluir a 1 L.
- Solución tampón de Borato: Añadir 88 ml de solución de NaOH 0,1 N a 500 ml de solución de tetraborato de sodio ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7$) 0,025 M (9,5 g de $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10 \text{H}_2\text{O/L}$) y diluir a 1 L.
- Hidróxido de sodio, NaOH, 6N

Procedimiento

Selección del volumen de la muestra

Selección de volumen de muestra y preparación de muestra: coloque un volumen de muestra medido en un matraz kjeldahl de 800 ml. Seleccione el tamaño de muestra de la siguiente tabulación Tabla 9: si es necesario, diluya la muestra a 300 ml, neutralícela a pH 7 y desclorela como se describe en la Sección 4500-NH₃.B.4b del Standard Methods.

Declaración

Use 500 ml de muestra desclorada o una porción conocida diluida en 500 ml con agua.

Tabla 9. Tamaño de la muestra.

Nitrógeno Orgánico en la muestra mg/l	Tamaño de la muestra ml
0 – 1	500
1 – 10	250
10 – 20	100
20 - 50	50
50 - 100	25

Fuente: Los autores

Eliminación de amoníaco

Agregue 25 ml de tampón de borato y luego NaOH 6N hasta que se alcance un pH de 9.5. Agregue algunas perlas de vidrio o trozos hirviendo como Hengar Granules # 12 y hierva 300 ml. Si lo desea, destile esta fracción y determine el nitrógeno amoniacal. Alternativamente, si el amoníaco se ha determinado por el método de destilación, use residuos en el matraz de destilación para la determinación de nitrógeno orgánico.

Digestión

La digestión se realiza con un ácido fuerte generalmente con H₂SO₄ esta mezcla azeotrópica ebulle a 330°C de manera tal que permite la conversión más rápida, se añade una sal de sulfato para que incremente el punto de ebullición del H₂SO₄ (Gerhardt, 2015).

Enfriar y agregar cuidadosamente 50 ml de reactivo de digestión (o sustituir con pastillas Kjeldahl, o 6,7 ml de H₂SO₄ concentrado, 6,7 g de K₂SO₄ y 0,365 g de CuSO₄) en el matraz de destilación. Agregue algunas cuentas de vidrio y, después de mezclar, caliente debajo de una campana o con un equipo de eyección adecuado para eliminar los vapores ácidos. Hierva vigorosamente hasta que el volumen se reduzca en gran medida (aproximadamente de 25 a 50 ml) y se observen vapores blancos copiosos (los vapores pueden oscurecer para muestras con un alto contenido de materia orgánica). Luego continúe digerir durante 30 min adicionales. A medida que continúa la digestión, las muestras de color o turbias se volverán transparentes y de color verde pálido. Después de la digestión, deje enfriar, diluya a 300 ml con agua y mezcle. Incline el matraz lejos del personal y cuidadosamente agregue 50 mL de hidróxido de sodio-tiosulfato reactivo para formar una capa alcalina en el fondo del matraz.

Conecte el matraz a un aparato de destilación vaporizado y agite el matraz para asegurar una mezcla completa. El pH de la solución debe exceder 11.0.

Destilación

Destilar y recoger 200 ml de destilado. Use 50 ml que indiquen ácido bórico como solución absorbente cuando el amoníaco se determine por valoración. Use 50 ml de solución de H_2SO_4 0.04N como absorbente para los métodos de electrodo o fenato manual. Extienda la punta del condensador por debajo del nivel de la solución absorbente y no permita que la temperatura en el condensador suba por encima de 29 °C. Baje el destilado recogido sin contacto con la punta del condensador y continúe la destilación durante los últimos 1 o 2 minutos para limpiar el condensador.

Medición final de amoníaco: use la titulación, electrodo selectivo de amoníaco, fenato manual o método de fenato automatizado, Sección 4500-NH3.C, Sección 4500-NH3.D, Sección 4500-NH3.F y Sección 4500-NH3.G, respectivamente. F.

Nitrógeno Amoniacal - *Standard Methods Apha - 4500-B*

El nitrógeno amoniacal fue determinado por el mismo método del nitrógeno total Kjeldahl según (Vayas Lopez, 2018).

Demanda Bioquímica De Oxígeno (DBO) *Standard Métodos Apha - 5210-B*

La DBO_5 es un análisis empírico de tipo biológico que mide el oxígeno molecular utilizado por los microorganismos para la degradación de la materia orgánica al cabo de un periodo de incubación Norma Técnica Ecuatoriana (NTE INEN) 1202:2013, 2013. Además Quezada Sanchez, Alfaro Chavez, Castillo Arévalo, & Morena Lizette, (2008); Sanchez Monterrey, (1994); Universidad Tecnológica de Panama, (2006) menciona que las muestras de agua residual o una dilución, se incuban por cinco días a 20°C en la oscuridad. Durante este tiempo, los microorganismos presentes en el agua metabolizan gran parte de la materia orgánica biodegradable, aproximadamente un 80 % de la DBO total. Esta metabolización requiere el consumo de oxígeno disuelto por parte de estos microorganismos, de modo que la diferencia entre el oxígeno disuelto medido antes y después del período de incubación proporciona una medida de la Demanda Bioquímica de Oxígeno, medida por el método de Winkler o llamada también método yodométrico procedimiento titulométrico basado en la propiedad oxidante del oxígeno disuelto (Solarte Quelal, 2012).

Recolección, preservación y almacenamiento de muestras

En el caso de aguas residuales deben tomarse como mínimo 100 mL. Se pueden utilizar muestras simples o compuestas y almacenarlas en envases de polietileno o vidrio. No se debe

agregar ningún preservante a las muestras, se deben conservar a 4°C con tiempo máximo de almacenamiento previo a su análisis de 24 h como lo recomienda (Quezada Sanchez et al., 2008).

Materiales y equipos

Tabla 10. Materiales, equipos y reactivos para el análisis de DBO.

Materiales	Equipos
Frasco de DBO (winkler) de 250 cm³ a 300 cm³ de capacidad.	Medios de refrigeración (0°C a 4°C) para transportar y almacenar la muestra.
Pipetas de 10, 5, 2 y 1 ml. Agitador de tipo de émbolo	Medidor de oxígeno disuelto- Equipo de aireación con difusor
Bureta - Probetas de 1000 ml.	Incubadora de aire con control termostático a 20 °C ± 1°C. Balanza analítica

Fuente: Los autores

Reactivos

Agua destilada. El agua que se use para la preparación de las soluciones y diluciones debe ser de la más alta calidad, destilada en equipo de vidrio o con refrigerante de estaño; debe contener menos de 0,01 mg/l de Cu y no debe estar contaminada con cloro, cloraminas, alcalinidad cáustica y sustancias orgánicas o ácidos.

Solución amortiguadora de fosfato. Disolver 8,5 g de KH₂PO₄ Fosfato monobásico de potasio, 21,75 g de K₂HPO₄ Fosfato dibásico de potasio, 33,4 g de Na₂HPO₄·7H₂O Fosfato dibásico de sodio heptahidratado y 1,7 g de NH₄Cl Cloruro de amonio en unos 500 cm³ de agua destilada y aforar a 1 litro. El pH de esta solución amortiguadora debe ser 7,2 sin ajuste alguno.

Solución de sulfato de magnesio. Disolver 22,5 g de MgSO₄·7H₂O Sulfato de magnesio heptahidratado en agua destilada y aforar a 1 litro.

Solución de cloruro de calcio. Disolver 27,5 g de CaCl₂ Cloruro de calcio anhidro en agua destilada y aforar a 1 litro.

Solución de cloruro férrico. Disolver 0,25 g de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ Cloruro férrico hexahidratado en agua destilada y aforar a 1 litro

Solución de ácido sulfúrico. Para neutralizar las aguas de desecho que sean básicas disolver 28 ml en 1L de agua destilada.

Solución de hidróxido de sodio. Para neutralizar las aguas de desecho que sean ácidas disolver 40g en 1L de agua destilada.

2-cloro-6 (triclorometil) piridina

Procedimiento

Operaciones preliminares:

Neutralización de la muestra: Si el pH de la muestra no está comprendido entre 6 y 8, se la neutralizara con solución de H_2SO_4 ácido sulfúrico si es básica, o con solución de NaOH hidróxido de sodio si es ácida, de tal concentración que la cantidad de reactivo añadido no disuelva la muestra por más del 0,5 %. Usar un potenciómetro o azul de bromotimol como indicador externo. Ajustar la temperatura de la muestra: Poner las muestras a $20^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$ antes de hacer las diluciones (Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1203:2013, 2013).

Inhibición de la nitrificación

Para inhibir la nitrificación se debe adicionar 3,0 mg de 2-cloro-6 (triclorometil) piridina a cada uno de los frascos antes de recolectar o bien adicionar la cantidad suficiente de agua para tener una concentración de 10 mg/L aproximadamente. Es recomendable inhibir la nitrificación para efluentes tratados biológicamente y aguas superficiales (DGN, 1987).

Técnica de dilución. Se verifica varias diluciones de la muestra preparada para que, por incubación, se obtengan los abatimientos necesarios. Para este caso se usara la siguiente dilución: 1 a 5 en 100 ml para aguas negras crudas o sedimentadas; 5 a 25 en 100ml para efluentes tratados recomendada por (NTE INEN 1202:2013, 2013).

Para preparar diluciones directamente en frascos Winkler. Se debe usar una pipeta volumétrica, añadir el volumen de muestra deseado a frascos de 200 o 300 ml. Llenar los frascos con suficiente agua de dilución, de forma que la inserción del tapón desplace todo el aire, sin dejar burbujas. No realizar diluciones mayores de 1:300 (1 ml de la muestra en un frasco). Determinar el OD inicial en uno de los frascos de cada una de las diferentes diluciones. Los frascos de DBO deben tener un sello hidráulico, o se puede, colocar papel o

una copa de plástico o papel aluminio sobre la boca de la botella para reducir la evaporación del agua durante la incubación e incubar durante 5 días a 20°C. Preparar diluciones, de menor concentración, en la misma forma, o bien agregando agua de dilución a la porción no usada. No se recomienda el almacenamiento del agua de dilución cuando se va a determinar la DBO sin inhibir la nitrificación, ya que pueden desarrollarse organismos nitrificantes durante ese tiempo NTE INEN 1202:2013, (2013); Navarro, Gaitan, & Duque, (2007); DGN, (1987); (Lermann De Abramovich, Gilli, Eliggi, & Mariel, 2010).

Testigo de agua de dilución: Emplear un testigo de agua de dilución como un control apropiado de la calidad del agua de dilución y de la limpieza de los frascos de incubación. Junto con cada lote de muestra, incubar un frasco de agua de dilución. Determinar el OD inicial y final; la captación del OD no deberá ser mayor de 0,2 mg/L y preferiblemente no superior a 0,1 mg/L (Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1203:2013, 2013).

Incubación. La muestra testigo de agua de dilución y las muestras diluidas se incuban por 5 días a 20 °C, evitando completamente la entrada de luz para prevenir la producción fotosintética de OD. Al final del período se determina el OD en las muestras incubadas y en el testigo. Se consideran de mayor confianza aquellas diluciones que presentan un OD residual mínimo de 1 mg/L y un abatimiento de 2 mg/L. DGN, (1987); NTE INEN 1202:2013, (2013); Lermann De Abramovich et al., (2010)

Cálculos

Cuando el agua de dilución no ha sido inoculada, el DBO se calcula mediante la ecuación siguiente:

Ecuación (7)

$$DBO_5 \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{D1 - D2}{P}$$

En donde:

D1: OD de la muestra diluida inmediatamente después de la preparación, mg/L.

D2: DO de la muestra diluida después de 5 d de incubación a 20°C, mg/L.

P: Alícuota de la muestra usada en el análisis (NTE INEN 1202:2013, 2013).

Demanda Química de Oxígeno (DQO) - *Standard Methods Apha - 5220-D*

La (DQO), representa la cantidad de oxígeno equivalente a la cantidad de agente oxidante químico ($K_2Cr_2O_7$, $KMnO_4$) empleado en la reacción de oxidación, el ensayo se lleva a cabo en presencia de sulfato de plata (que actúa como catalizador), sulfato de mercurio (II), el cual evita la interferencia de los iones cloruro, en medio ácido (H_2SO_4) y a reflujo (abierto o cerrado); el $K_2Cr_2O_7$ no reducido se determina bien mediante valoración con sulfato de hierro (II) y amonio (FAS) e indicador ferroína, donde la cantidad de dicromato reducida (cantidad inicial — cantidad remanente) es una medida de la materia orgánica oxidada (Madroñero, Melendez, 2012).

Método de reflujo con dicromato de potasio

Se consigue oxidar del 95 % al 100 % de la materia orgánica presente en una muestra, por lo cual es imperativo seguir el mismo procedimiento cada vez (Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1203:2013, 2013)

En la determinación de DQO todo el material orgánico biodegradable y no biodegradable es químicamente oxidado por el dicromato de potasio en medio ácido en la presencia de un catalizador. Para esto se emplea una mezcla de ácido sulfúrico y dicromato de potasio con iones plata como catalizador. En estas condiciones, en un tiempo de dos horas de digestión, a una temperatura de 150 °C, el Cromo (VI) pasa al estado de oxidación Cromo (III) oxidando la materia orgánica. El exceso de dicromato se valora con una disolución de sulfato de hierro (II) y amonio. Se calcula la DQO a partir del dicromato reducido Crespi & Huertas, (1986) & NTE INEN 1203:2013, (2013)

Método de ensayo

Fundamento

La mayor parte de la materia orgánica puede ser oxidada por una solución de dicromato de potasio en ácido sulfúrico al 50 % a temperatura de reflujo. La muestra es sometida a reflujo con un exceso de dicromato de potasio en ácido sulfúrico. Al finalizar el reflujo, la cantidad de dicromato de potasio remanente es titulada con sulfato ferroso y amonio usando ferroína como indicador, con el objeto de determinar la cantidad de dicromato reducido. La cantidad de materia orgánica oxidable es proporcional al dicromato consumido (Aguinaga, Lucas, Castro Scarone, & Simone, 1996)

Materiales

- Tubos de digestión: tubos de borosilicato con tapa de rosca resistente al calor y contratapa de teflón, de 50 mL de capacidad y 25 mm de diámetro.
- Pipetas aforadas de 1, 2, 3, 4, 5, 10 mL.
- Pipetas graduadas de 10 mL.
- Erlenmeyer de 500 cm³ o 250 cm³ con cuello esmerilado
- un refrigerante de 300 mm con una junta adecuada.

Equipos

- Equipo para reflujo.
- Plancha de calentamiento, que asegure un adecuado calentamiento para llevar a ebullición el contenido del frasco de reflujo.

Reactivos

- Solución valorada de dicromato de potasio 0,25 N. Disolver 12,259 g de K₂Cr₂O₇, reactivo primario, previamente secado a 103 °C por 2 h y, aforar a 1 litro con agua destilada.
- Reactivo de ácido sulfúrico. Reactivo que contiene 22 g de sulfato de plata Ag₂SO₄ por 4 kg de ácido sulfúrico. Se requiere de 1 d a 2 d para su disolución.
- Ácido sulfúrico concentrado.
- Solución titulante de sulfato ferroso y amonio, en cristales, 0,25 N: disolver 98g de Fe (NH₄)₂(SO₄)₂·6H₂O en agua destilada, añadir 20 cm³ de H₂SO₄ concentrado, enfriar y aforar a 1 litro. Esta solución debe valorarse diariamente con la solución de dicromato de potasio.
- Titulación. Se diluyen 10 cm³ de la solución valorada de dicromato de potasio aproximadamente a 100 cm³ con agua destilada. Se añaden 30 cm³ de H₂SO₄ ácido sulfúrico concentrado y se deja enfriar. Luego se titula con la solución 0,25 N de sulfato ferroso y amonio, usando como indicador 2 a 3 gotas de ferroín.
- Solución indicadora de ferroín. Disolver 1,485g de 1,10-fenantrolina monohidratada, junto con 0,695 g de Fe (SO₄)₂·7H₂O en agua y aforar a 100 cm³.
- Sulfato de plata Ag₂SO₄, en cristales.
- Solución patrón de ftalato ácido de potasio. Disolver 425 mg de ftalato ácido de potasio, HOCC₆H₄COOK, ligeramente molido y secado a 120 °C hasta peso constante, en agua destilada y aforar a 1 litro. Preparar solución fresca para cada uso (Oxigeno, 2010; Norma Técnica Ecuatoriana INEN 1203, 2013).

Procedimiento

Ensayo testigo

- Se comprueba la técnica y la pureza de los reactivos utilizados para el análisis siguiendo el mismo proceso que en las muestras, pero utilizando en lugar de éstas 10 ml de la solución patrón de ftalato ácido de potasio.
- La demanda teórica de oxígeno de esta solución es de 500 mg/L. El procedimiento experimental es satisfactorio si se obtiene como mínimo el 96% de este valor (Madroñero, Melendez, 2012).

Determinación

- Se ponen 10 ml de la muestra a analizar en un matraz Erlenmeyer de 250 ml, se añaden
- 0,4 g de sulfato de mercurio (II) y se agita cuidadosamente. Se añaden 5 ml de solución patrón de dicromato potásico y se homogeneiza. Se añaden 15 ml de sulfato de plata - ácido sulfúrico, agitando con cuidado y enfriando con agua o en un baño de hielo para evitar la pérdida de sustancias orgánicas volátiles. Una agitación inadecuada puede producir un calentamiento localizado en la base del recipiente y provocar la expulsión de la mezcla.
- Se une el matraz al refrigerante y se hierve a reflujo durante 2 horas. Se deja enfriar y se lava la pared interna del refrigerante dentro del recipiente con un volumen pequeño de agua destilada.
- Se separa el matraz del refrigerante, se diluye la mezcla con 75 ml de agua destilada y se enfría a temperatura ambiente.
- Se valora el exceso de dicromato con la solución patrón de sulfato de hierro (II) y amonio en presencia de 1 ó 2 gotas de ferroina.
- Se señala como punto de virado el cambio brusco de color del verde azulado al rojo violeta, aunque pueda reaparecer el color verde al cabo de unos minutos (Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1203:2013, 2013).

Cálculos:

El DQO se calcula mediante la siguiente ecuación:

Ecuación (8)

$$DQO \left(\frac{mg}{l} \right) = \frac{(A - B) \times N \times 8000}{cm^3 \text{ de la muestra}}$$

Dónde:**DQO:** demanda química de oxígeno, mg/L.**A:** cm³ Fe (NH₄)₂(SO₄)₂ usado para el blanco.**B:** cm³ Fe (NH₄)₂(SO₄)₂ usado para la muestra.**N:** normalidad del Fe (NH₄)₂(SO₄)₂.**Coliformes fecales y totales****Determinación de microorganismos coliformes por la técnica del número más probable (NMP).**

El método se basa en la determinación del número más probable (NMP) por la técnica de dilución en tubos y siembra profunda en placas, utilizando agua peptonada para las diluciones (Cortés Lara, 2003). La temperatura de incubación para el ensayo es de 30 ± 1 °C para productos refrigerados y 35 ± 1 °C para productos que se mantienen a temperatura ambiente (Navarro, 2007); (IDEAM, 2007a); (Soler León, 2006).

Tabla 11. Materiales, equipos y reactivos para el análisis de coliformes totales y fecales.

Materiales	Equipos	Reactivos
Tubos de ensayo, Mechero, Propipeta 10 ml, Gradilla, Pipetas de 10 ml, cajas Petri, Erlenmeyers, Espátula, Probeta graduada, Papel aluminio.	Balanza Horno para esterilizar material de vidrio a 160-180°C. Incubadora. Autoclave Cámara de Flujo Laminar Refrigerador	Medio de cultivo (Agar Chromocult) Agua destilada esterilizada Solución salina, agua de peptona Alcohol Antiséptico y alcohol industrial

Fuente: Los autores

Diluciones:

Cuando se tiene una muestra de agua se procede a elaborar una solución madre que consiste en colocar el material cubierto con el microorganismo en un recipiente que contiene 10 ml de agua destilada estéril con 0.01 %, solución salina, agua de peptona, cuya suspensión resultante se debe agitar por 1 minuto, para obtener la suspensión concentrada del inóculo. Añadir 1 ml de la muestra inicial (también llamado dilución madre o dilución 1:10) a un tubo con 9 ml de diluyente, homogenizar, utilizar pipeta para transferir 1 cm³ de la suspensión inicial (dilución 10-1) a otro tubo que contenga 9 cm³ de diluyente estéril a la temperatura adecuada, evitar que la pipeta entre en contacto con el diluyente homogenizar, Repetir la operación anterior tantas veces como sea necesario hasta conseguir el número de diluciones

deseado. (“NTE INEN 1529-2: Control microbiológico de aguas residuales. Toma, envío y preparación de muestras para el análisis microbiológico,” 1999); (Cano, Rueda, 2006).

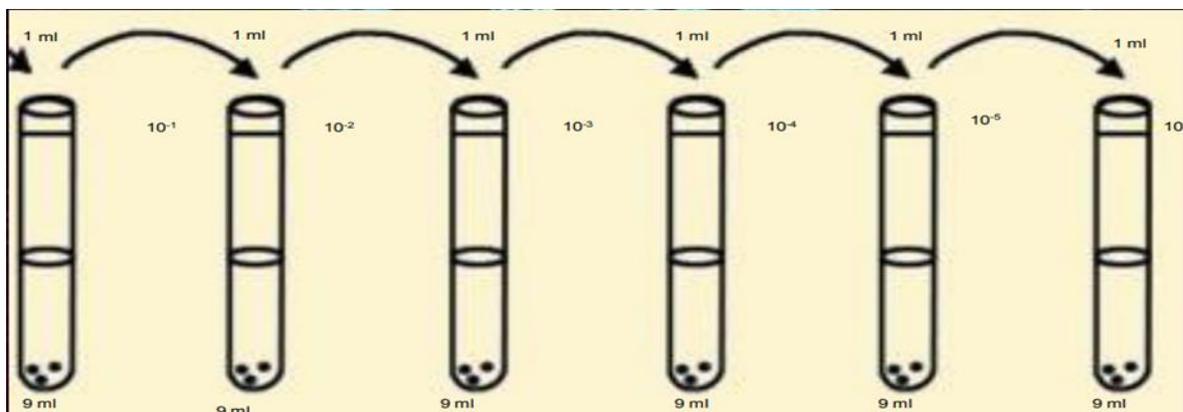


Grafico 4. Técnica de diluciones.

Fuente: (Cano, Rueda, 2006)

Preparación del medio de cultivo (Agar Chromocult):

Disolver 26.5 g en 1 litro (1000ml) de agua destilada estéril, colocar la cantidad de medio de cultivo en un vaso de 100 ml al cual se le va agregando agua y con la varilla de vidrio mezclando, esta solución se la transfiere a un erlenmeyers hasta disolver todo el medio de cultivo, déjelo 10 minutos en reposo, colocar el erlenmeyers en una plancha eléctrica con la temperatura en medio 45°C , Seguir agitando. (Cano, Rueda, 2006). Tomar el recipiente por el cuello con guante de carnaza, cuando el medio de cultivo este disuelto completamente, es decir que se observe transparente. No hervir ni autoclavar (M. O. Navarro, 2007b).

Agua de Peptonada al 1%.

Preparación: Disolver 1.0 g en 100 ml de agua destilada estéril. Luego esterilizar a 121°C por 15 minutos en la autoclave. (Soler León, 2006) Cuando el tiempo de esterilización ha transcurrido. Sacarlos de la autoclave y dejar enfriar. Cuando este frío con una pipeta colocar 9 ml en cada tubo de ensayo (previamente esterilizados) a usarse para las diluciones (IDEAM, 2007 p.9-12).

Procedimiento para siembra profunda en caja petri:

Utilizando una sola pipeta estéril pipetear por duplicado alícuotas de 1cm^3 de cada una de las diluciones decimales en placas Petri adecuadamente identificadas. Iniciar por la dilución de menor concentración **Fotografía 46.**

Inmediatamente, verter en cada una de las placas inoculadas aproximadamente 20 cm³ de medio de cultivo recientemente preparado y temperado a 45 ± 2° C. La adición del medio de cultivo no debe pasar más de 15 minutos a partir de la preparación de la primera dilución.

Delicadamente mezclar el inóculo de siembra con el medio de cultivo imprimiendo a la placa movimientos de vaivén, cinco veces en una dirección; hacerla girar en sentido de las agujas del reloj cinco veces. Repetir este proceso, pero en sentido contrario.

Dejar reposar las placas para que solidifique el agar, colocar parafilm y luego llevarlas a la incubadora por 24h a 35°C **Fotografía 48.** (“NTE INEN 1529-7: Control microbiológico de los alimentos. Determinación de microorganismos coliformes por la técnica de recuento de colonias,” 1990); (Gamboa Teran, 2015); (Cano, Rueda, 2006); (Andino Rugama, 2008).

Conteo de microorganismos en placa.

Esta técnica se basa en contar las células viables, llamadas “Unidades formadoras de Colonias” que se encuentran presentes en un gramo o mililitro de muestra. Para observar mejor es conveniente ubicar la placa frente a la luz y poder contarlas de mejor manera o colocarlas sobre una caja con tapa de vidrio y luz, dividiendo la superficie total de la placa en sectores cuadrículados como lo menciona (Tevez López & Torres, 2006). Para el conteo usamos un contador de colonias DAIGGE Colony Counter Fotografías **52-54**, al tener una vista más clara de las colonias, empezamos a contar marcándolas las violetas con un marcador negro y las rojas con un marcador naranja

Se realizó el conteo y determinó las unidades formadoras de colonias de cada placa Petri sembrada en unidades de UFC/100ml mediante la siguiente ecuación adaptado de (Castro Scarone, 2009):(Passalacqua & Cabrera, 2014).

Ecuación (9)

$$\text{UFC/100ml} = \frac{\text{Colonias de coliformes contadas} * 100}{\text{mL de muestra sembrados}}$$

El número más probable necesario para la comparación con la legislación ambiental vigente se realiza mediante el despeje de la siguiente ecuación (Díaz Rodríguez, 2016).

Ecuación (10)

$$NMP = \frac{NMP}{N^{\circ}C * V} * FD$$

Dónde:

NMP: Numero más Probable de Microorganismos.

V: ml sembrados.

FD: Factor de dilución.

N°C: Número de colonias contadas en las cajas.

Tratamiento de los datos

Los datos obtenidos de las mediciones de los parámetros por cada muestra simple: Temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad, turbidez y caudal se analizaron mediante el programa IBM SPSS STADISTICS 22, obteniendo así la comparación de medias, desviación y error estándar. Los parámetros medidos por cada muestra compuesta de: sólidos totales, COV's, sólidos sedimentables, fósforo, DBO, DQO, nitrógeno total kjeldahl (NTK), nitrógeno amoniacal (NHE-N), se analizó mediante el software Excel.

Eficiencia de planta de Tratamiento.

La eficiencia de la planta de tratamiento se determina mediante la reducción porcentual de indicadores apropiados de determinados parámetros ya sean estos físicos, químicos o microbiológicos. Para determinar la reducción se establece un indicador específico, es decir una relación entre la carga que fluye a la planta y la carga correspondiente al flujo de salida. La eficiencia de remoción semanal de la carga contaminante en un sistema de tratamiento viene dada por la siguiente ecuación citada por (Parra Rodriguez, 2006).

Ecuación (11)

$$E = \frac{S_0 - S}{S_0} * 100$$

Donde:

E: Eficiencia de remoción del sistema (%).

S: Carga contaminante de salida (mg de DQO, DBO₅, SST/L, etc...).

S₀: Carga contaminante de entrada (mg de DQO, DBO₅ SST/L, etc...).

Para el análisis de la eficiencia semanal de los parámetros Químico - Biológico se usó la siguiente ecuación.

Ecuación (12)

$$EG_{PQB} = \frac{\sum(E_{QB} * 100)}{\sum(E_{TPFQB} QB)}$$

Donde:

EG_{QB}: Eficiencia global de los parámetros químicos - biológicos (%).

E_{QB}: Sumatoria de la eficiencia de cada parámetro químicos - biológicos.

ΣE_T: Sumatoria total de la eficiencia de todos los parámetros físicos y químicos - biológicos.

Para el análisis de la eficiencia de los parámetros Físicos se usó la siguiente ecuación.

Ecuación (13)

$$EG_{PF} = \frac{\Sigma(E_{PF} * 100)}{\Sigma(E_{TPFQB})}$$

Donde:

EG_{PF}: Eficiencia global de los parámetros físicos (%).

E_{PF}: Sumatoria de la eficiencia de cada parámetro físico.

ΣE_{PF}: Sumatoria de la eficiencia de los parámetros físicos.

Para el análisis de la eficiencia total de la planta se adaptó la siguiente ecuación, con excepción del pH ya que el mismo no tiene inferencia significativa en la planta tanto en el afluente como el efluente, todos los valores de pH que presenta son cercanos a neutro.

Ecuación (14)

$$Et = \frac{\Sigma E_{PFQB}}{N}$$

Donde:

Et: Eficiencia total de remoción del sistema (%).

ΣE_{PFQB}: Sumatoria de eficiencia de remoción de parámetros físicos y químico – biológico.

N: número total de parámetros evaluados.

El porcentaje restante al producto de la ecuación corresponde al déficit de la PTAR.

Carga contaminante por persona en la UEA

La carga orgánica fue determinada mediante la adaptación de (Agencia de Medio Ambiente, 1998),

Ecuación (15)

$$\text{Concentración} * \text{Caudal} = \text{Carga}$$

La ecuación utilizada para la determinación de la carga contaminante es:

Ecuación (16)

$$C * Q = Cd$$

Donde:

C: Concentración media del contaminante en el afluente (mg/L).

Q: Caudal (L/día).

Cd: Carga diaria (mg/día).

Una vez determinada la carga diaria esta se dividió para el número total de personas en la UEA reportado en la Tabla 13 de 3637 personas en mg/día*persona.

Vf 100%

Vo X =Volumen en % de agua presente en el filtro biológico

Cálculo:

28470,75 L 100%

Vo 44,11% = (10932,19 L)

Determinación del volumen total de la PTAR

Para la determinación del volumen total de la muestra se realizó los cálculos correspondientes con las medidas existentes proporcionados por el departamento de planificación, además en cuanto al filtro biológico debido al volumen del material filtrante, se procedió a realizar un ensayo tomando el medio filtrante (piedras), y ubicándolo en un vaso de precipitación con 300 ml, se realizó la medición del volumen desplazado por las piedras cuyo valor final fue llevado a valor porcentual en este caso 680 ml, como se muestra en la Fotografías 57-60, se realizó el ensayo por duplicado. Para el detalle se presenta la ecuación realizada con la medición y de esta forma se determinó el volumen de agua que se encuentra en el medio filtrante, debido a la imposibilidad de obtener las piedras del medio filtrante de las 2 capas más profundas del filtro, capa E2, E3 Grafico 26.

Ecuación (17)

$$Vf = Vo + Vdp$$

Donde:

Vf: Volumen final del vaso de precipitación. 680 ml

Vo: Volumen inicial del vaso de precipitación. 300 ml

Vdp: Volumen desplazado en el vaso de precipitación por las piedras.380 ml

El volumen final obtenido se lo elevo a valor porcentual y mediante una regla de 3 simple se determinó el volumen de agua presente en el filtro biológico en los espacios entre el medio filtrante como se muestra a continuación.

El valor porcentual obtenido se lo elevo a nivel global del filtro como se muestra a continuación.

Donde:

680 Vf 100%
300 Vo X =Volumen en % de agua presente en el filtro biológico 44,11%.

Donde

Vf: Es el volumen total calculado del medio filtrante (piedras) en el filtro biológico presente en la *Tabla 18*.

Vo: Volumen del agua presente en el filtro biológico.

X: Porcentaje de agua determinado previamente con el ensayo de los vasos de precipitación.

V_{tp}: 24,77 m³ 100%
X 44.11 % = 10.93 m³ es la cantidad de agua que se encuentra entre los espacios del medio filtrante (grava) en el filtro biológico.

Donde

V_{tp}: Volumen total del filtro cubierto por grava.

44,11%: porcentaje de agua en los espacios de la grava del filtro.

X: cantidad de agua presente en los espacios intersticios de la grava = 10.93 m³.

Una vez determinado el volumen del filtro biológico se sumó a los volúmenes unitarios útiles de la fosa séptica y tanque de recepción e igualamiento. Se reporta los cálculos en la *Tabla 16*.

Tiempo de retención hidráulica de la PTAR

Una vez determinado el volumen de los componentes de la PTAR se adaptó y calculó el tiempo de retención individual por cada componente con la fórmula reportada por (CORNARE, 2011):(Calero Chiriboga & Piedra Burgos, 2016).

Ecuación (18)

$$TRH = \frac{Vu}{Q}$$

Donde:

TRH: tiempo de retención hidráulica

Vu: Volumen útil de la PTAR

Q: Caudal medio de la PTAR

Determinación de volumen de precipitación en la PTAR

Debido a la problemática identificada relacionada al ingreso de agua de precipitación y escorrentía del área de la PTAR se determina la cantidad de agua que recibe la PTAR por este motivo mediante la siguiente ecuación (Palacio Castañeda, 2010 p.28). Los datos de precipitación mensual se determinaron en base a los reportados para la provincia de Pastaza por (SINAGAP, 2017) de los meses de Enero, Febrero, Marzo, Abril, Mayo y Junio de 2017 así como de (INHAMI, 2018) del mes de abril del 2018 y finalmente el coeficiente de escorrentía fue tomado de (Martínez Paredes, 2006 p.15), praderas con suelo arcilloso con pendiente intermedias.

$$Aof = \frac{Pm * Ce * Ac}{1000} \quad \text{Ecuación (19)}$$

Donde:

Aof: Cantidad de agua al mes m³.

Pm: Precipitación promedio mensual l/m².

Ce: Coeficiente de escorrentía adimensional

Ac: Área de captación m².

1000: Factor de conversión de litros a m³.

Tabla 12. Precipitación Anual.

Descripción	Dato	Unidad
Precipitación mensual	486,866667	mm
Coeficiente de escorrentía	0,2	%
Área de captación	67,3321191	m2

Fuente: Los Autores

Aliviadero

En visitas anteriores a la PTAR se ha evidenciado el agua burbujear del tanque de entrada e igualamiento a la fosa séptica, para solucionar la problemática y evitar el colapso de la PTAR se calculó del caudal máximo que debe trasladarse por el aliviadero el mismo se realizó mediante la siguiente ecuación.

Ecuación (20)

$$Qa = \frac{Vu}{24 h}$$

Donde:

Qa: Caudal sección interna del aliviadero

Vu: Volumen útil de la PTAR

24h: tiempo constante de operación de la PTAR.

Con el dato anterior se diseña el aliviadero para satisfacer el caudal determinado, es decir el aliviadero debe tener el mismo volumen que el caudal.

La sección externa del aliviadero se detalla con la ecuación Ecuación (21).

Ecuación (21)

$$Q_{Sea}: Q_{max} - Q_a$$

Dónde:

QSea: Caudal de la sección externa del aliviadero

Qmax: Caudal máximo

Qa: caudal del aliviadero

Tomando en cuenta el actual tanque de entrada e igualamiento se diseñó sobre la base del mismo el aliviadero como se presenta en el Grafico 26.

CAPITULO IV.

Resultados y Discusión

Inspección previa de los tributarios y la PTAR

Se desarrolló una inspección con el propósito de determinar que el agua residual sea únicamente la que ingresa a la PTAR, donde se identificó varias problemáticas, se evidencia agua residual en la parte posterior a la zona de laboratorios de bromatología, ambiental, suelos y microbiología, proveniente del bar del edificio de ambiental **fotografía 4**, esta agua residual se encuentra a la intemperie y en proceso de descomposición así mismo las cajas de revisión están taponadas y llenas de materia orgánica, en los pozos sanitarios existe desnivel **Fotografía 7** con respecto a la vía o el suelo, esta característica permite el ingreso de agua lluvia y arrastre de arena que posteriormente se transporta a la PTAR, donde precisamente se observa sulfurar sobre las tapas el agua, cuando se presenta lluvia **fotografía 8**.

Resultados para el objetivo 1

La determinación del caudal se realizó para cada instante de muestreo, el recipiente volumétrico graduado se llenó 3 veces en la descarga del efluente para obtener 3 tiempos y los mismos promediar de forma que se reduzca el error de la medición, la Tabla 27 evidencia los triplicados de tiempo medido en campo. Una vez determinado el promedio de los 3 tiempos tomados se procede a la determinación del caudal para cada instante de muestreo registrando los siguientes datos. Tabla 28.

El cálculo se detalla a continuación.

Caudal por cada instante de muestreo. Se ejemplifica con el promedio de tiempo de la muestra 1 del día M1D1. Tabla 27.

Ecuación (1)

$$Q = V / t$$

Dónde:

V: 6 L

T: $9,64 + 9,14 + 8,41 / 3$ (s)

Q: 0.69 L/s

Una vez determinado el caudal para cada instante de muestreo de todos los días se procedió a determinar el caudal promedio, máximo y mínimo.

$$Q_m = \Sigma Q/n$$

Donde

ΣQ : 37,2 L/s

n: 42

Q_m : 0,885 L/s

El caudal máximo y mínimo son los análogos registrados en la Tabla 28.

Producción per cápita de agua residual

La producción per cápita de agua residual en función de los datos obtenidos de caudal se determinó mediante el producto del caudal medio determinado por los segundos contenidos en 24 horas y posteriormente dividido para la totalidad de personas presentes en a UEA registrados en la Tabla 13.

Tabla 13. Número de personas en la UEA.

Número de personas UEA	
Descripción	N° personas
• Administrativos	63
• Trabajadores con contrato	39
• Estudiantes	3344
• Docentes	179
• Personal Bares	12
Total	3637

Fuente:(Vargas Burgos, 2017);(Pico Angulo, 2017)

El número total de personas de la UEA es la suma de todos los valores presentados previamente, es decir el ingreso de personas extras a la institución por visitas, requerimientos de información y eventos ha sido depreciado en función que el número de los mismos es directamente proporcional a las inasistencias de estudiantes, docentes, personal administrativo más los desplazamientos al Centro de Investigación Postgrado y Conservación Amazónica (CIPCA). Con los datos obtenidos del número de personas en la UEA se estimó la cantidad de agua residual por persona.

Se detalla a continuación la producción per cápita de agua residual en la UEA.

$$\frac{Q}{\text{hab. día}} = \left(\frac{Q_m * \text{día}}{\text{hab}} \right) \frac{L}{\text{hab. día}}$$

$$\frac{Q}{\text{hab. día}} = \left(\frac{0.885 \frac{L}{s} * \frac{84600 s}{1 \text{ día}}}{3637 \text{ hab}} \right) \frac{L}{\text{hab. día}}$$

Donde

Q_m= 0,885 L/s

Hab/día=3637 habitantes

Q/hab.día = 20,6 L/hab.día

Una vez determinada la producción per cápita de la UEA de 20,6 L/ d por habitante podemos evidenciar que difiere de la reportada normalmente por (UNAM, 2012) en aguas residuales de tipo urbana de 240 L/d por habitante, esto se debe al corto período que los estudiantes permanecen en la institución, es decir en la UEA las personas producen el 8% de la totalidad de agua residual de un día normal.

Reporte de la comparación de medias del caudal

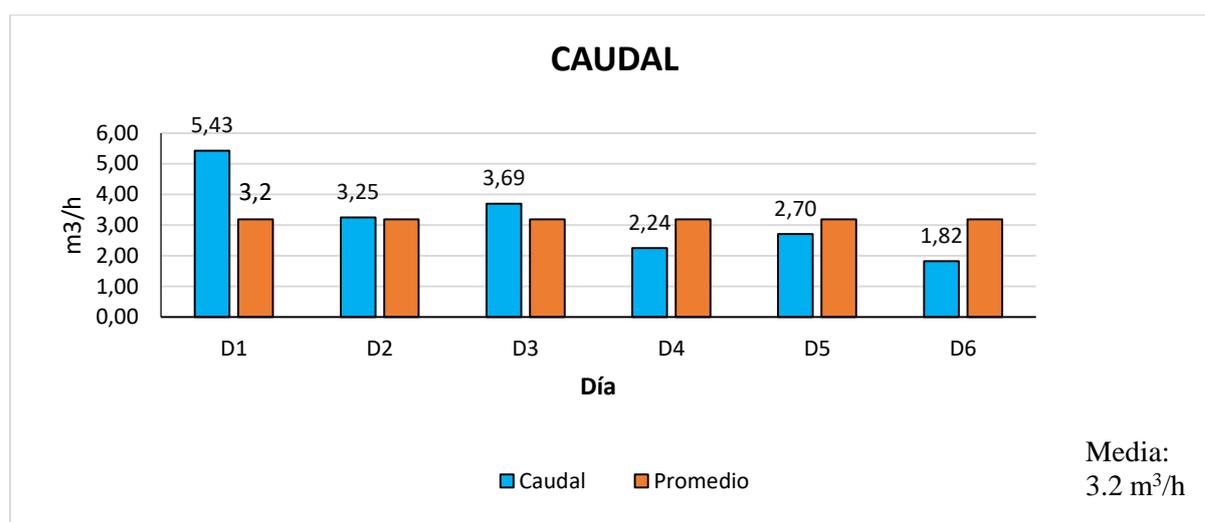


Grafico 5. Representación del caudal medio diario frente al caudal medio total.

En el Grafico 5 se evidencia el caudal promedio de las medias de 3,2 m³/h comparado con el caudal diario, el error estándar es de 0.059, la desviación estándar de 0.38.

Estadísticamente el caudal del día 1 tiene diferencia significativa con respecto a las demás, los caudales del día 4, 5, 6 son semejantes entre sí, así también las muestras del día 2 y 3.

Resultados para el objetivo 2

Caracterización de las aguas residuales pre y post tratamiento.

Caracterización parámetros físicos

Oxígeno disuelto

En el Grafico 6 se presenta los valores medidos de oxígeno disuelto, el error estándar es de 0,27 entrada y 0.17 para la salida, existe una diferencia significativa de las muestras MID1 de entrada y salida mientras que para las muestras restantes estadísticamente no existe diferencia significativa.

El OD promedio de la medición es de 2.99 y 2,76 mg/L para el afluente y efluente respectivamente, valores que efectivamente como lo manifiesta (Jiménez Cisneros, 2005) deriva en la presencia de malos olores en el agua tanto en la entrada como en la salida, en la entrada precisamente debido a la incorporación de materia orgánica y desechos humanos de la institución y en la salida aunque el mismo se ha reducido en una proporción casi imperceptible, la misma se debe a la descomposición anaerobia de los compuestos orgánicos en el tratamiento.

Eventualmente la baja concentración de oxígeno disuelto en el agua favorece las actividades microbiológicas anaerobias (Zhen Wu, 2009). Sin embargo, esta concentración puede afectar negativamente en las reacciones donde intervienen el nitrógeno y azufre. También se puede notar en el que únicamente el día 1 tiene una concentración alta de oxígeno disuelto mientras que para los días restantes tiende a la baja, esto se debe a los 2 días de reposo de la institución correspondientes al sábado y domingo, durante estos días no se descarga desechos orgánicos a la PTAR motivo por el cual el día lunes los resultados arrojan valores más altos porque el agua no se satura con materia orgánica.

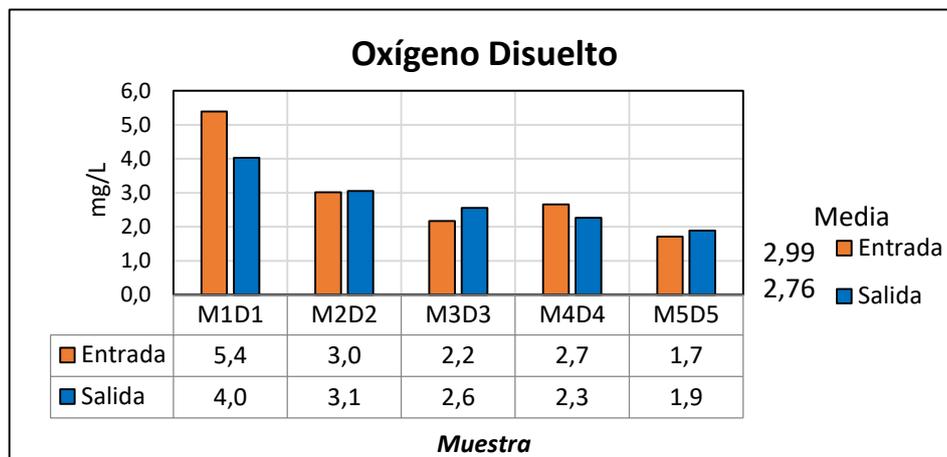


Grafico 6. Representación de los valores del Oxígeno Disuelto (OD) del afluente y efluente de la PTAR.

Temperatura

El Grafico 7 representa la temperatura este parámetro está directamente relacionado con la concentración de oxígeno disuelto en el agua, a mayor temperatura existe menor saturación del oxígeno disuelto debido a las rupturas de los puentes de hidrógeno, además acelera el crecimiento biológico (Zhen Wu, 2009). La temperatura medida no difiere entre sí tampoco se evidencia transferencia de calor al efluente, producto de la metanogénesis que es la última etapa del proceso anaerobio. Según las características acorde a la temperatura de los organismos en el tratamiento del agua residual de la UEA participan organismos psicrófilos psicrotrofos y mesófilos.

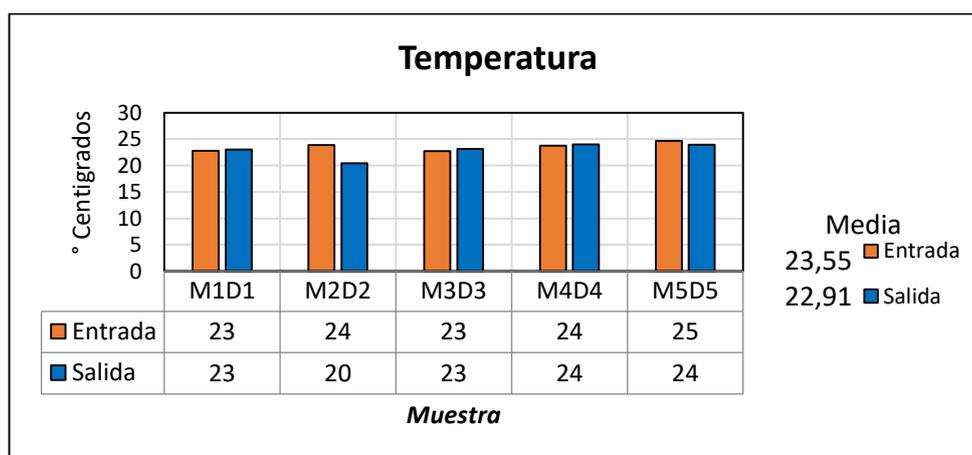


Grafico 7. Representación de los valores de la Temperatura del afluente y efluente de la PTAR.

La temperatura registrada favorece la digestión anaerobia debido a su cercanía al rango ideal esperado de 35°C (Ferrer Polo & Seco Torrencillas, 2007). La temperatura registrada en el rango de 22 a 24°C potencia la remoción de sólidos (Herrera Domínguez, Barceló, & Gonzalez-Martinez, 2018). Por el contrario si la temperatura sobrepasa los 24.8 °C la remoción disminuye debido que a mayor temperatura los sólidos pueden solubilizarse con mayor facilidad que un gas (Jiménez Cisneros, 2005) y este comportamiento favorece el desarrollo de organismos de vida libre y los mismos no tienden a forma flóculos estables.

Los valores tienen un error estándar en la entrada de 0.20 y la salida 0.60, no existe diferencia significativa entre las muestras, la desviación estándar es 1.21 y 2.58 para el afluente y efluente respectivamente.

Potencial de hidrógeno

La determinación del pH en el Grafico 8 demuestra en todos los casos valores superiores en la entrada con respecto a la salida de la PTAR – UEA. El rango de pH cuantificado es neutro y alcalino o básico en todos los casos, es decir la actividad del ión hidrógeno a un rango de temperatura de 22 a 24°C en la PTAR- UEA va de neutro a básico (Cortez Lorenzo, 2012).

Los ríos libres de contaminación tienen un pH que oscila entre 6.5 a 8.5 (Zhen Wu, 2009), es decir el pH cuantificado del efluente no implica un riesgo para la vida acuática después de su descarga.

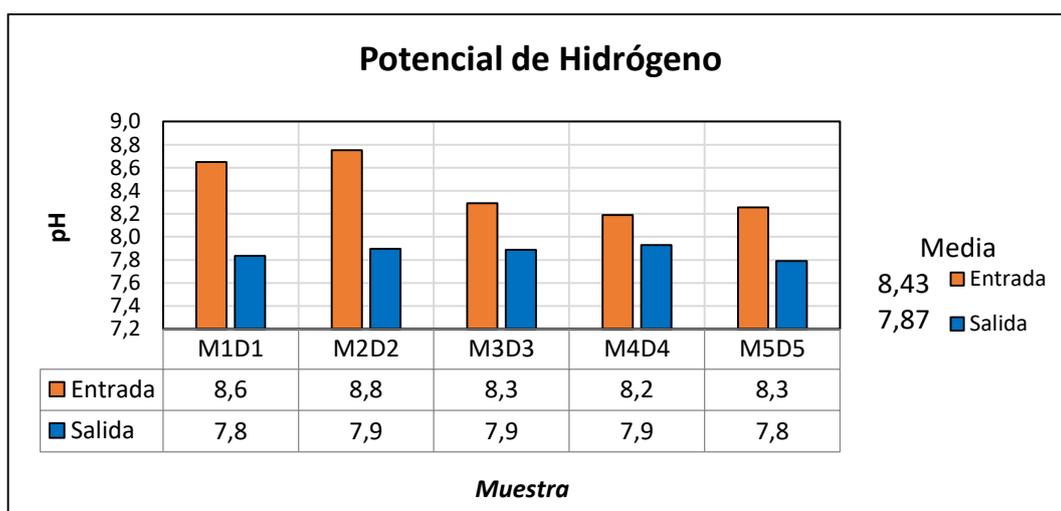


Grafico 8. Representación de los valores del Potencial Hidrogeno (pH) del afluente y efluente de la PTAR.

En cuanto a las reacciones biológicas el pH en el tratamiento del agua residual limita la degradación biológica, sin embargo, actualmente esta debería realizarse eficientemente en función de este parámetro ya que no tiene el carácter de ácido en cuyo caso los microorganismos podrían perder vitalidad (Robayo Martinez & Rodriguez León, 2015).

El error estándar es de 0.081 en la entrada y 0.027 en la salida, no existe una diferencia significativa entre las muestras, tanto en la entrada como en la salida, es decir son estadísticamente similares y la desviación estándar es de 0.48 en el afluente y 0.16 en el efluente.

Conductividad

Se puede observar en el Grafico 9 que los valores de conductividad varían tanto en la entrada como en la salida, el comportamiento de los valores del efluente muestra una función logarítmica en la PTAR. En el primer día de muestreo M1D1 se evidencia un valor bajo de la capacidad del agua para conducir la electricidad, es decir la presencia de sales disueltas en el agua residual (Espinoza et al., 2014) pre y post tratamiento es reducida debido a la lluvia suscitada el día de muestreo lo que permite la dilución de los sólidos suspendidos y coloidales (Ospina-Zúñiga et al., 2016) que son factores directamente relacionados a la turbidez del agua y consecuentemente a la conductividad y permiten una estimación de sólidos totales disueltos en el agua residual (Diéguez, Dominguez, & Castillo, 2011).

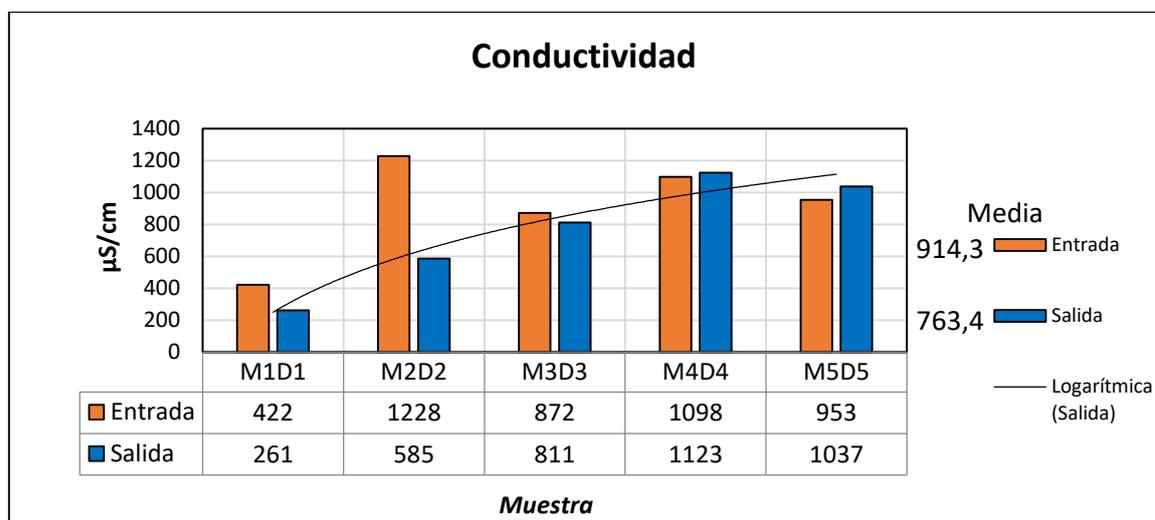


Grafico 9. Representación de los valores de Conductividad del afluente y efluente de la PTAR.

La conductividad está íntimamente ligada a la temperatura por lo tanto a mayor temperatura mayor conductividad, sin embargo, en los valores obtenidos, la temperatura no es un factor determinante, por el contrario, la dilución de las sales asociadas a la orina si lo son al

evidenciarse en la cuantificación en el parámetro conductividad. En cuanto al análisis estadístico de los datos, la muestra M1D1 difiere significativamente de todas las demás muestras, la muestra 2, 3, 4 y 5 de entrada son semejantes entre sí.

También se puede observar que la conductividad se incrementa conforme el día de muestreo lo que permite interpretar una acumulación de sales disueltas en la PTAR.

Turbidez

La turbidez está relacionada con la temperatura, conductividad, y sales disueltas (Muñoz Cruz, 2008) el Grafico 10 pone de manifiesto los valores registrados de turbidez de la PTAR – UEA, como se puede observar los valores a partir de la M1D1 también se incrementan como en la conductividad sin embargo se evidencia la remoción de la PTAR respecto a este parámetro.

La luz absorbida y dispersada por presencia de material (sedimentable y coloidal), en el afluente es producto de la materia orgánica, compuestos orgánicos solubles coloreados, plancton y otros organismos presentes en la descarga de agua residual hacia la planta de tratamiento (Zhen Wu, 2009). Los valores reportados para este parámetro se mantienen dentro del rango reportado de 100 y 150 UTN por (Jiménez Cisneros, 2005). La remoción de la turbidez en la PTAR se debe a la capacidad de la fosa séptica de sedimentación, y fermentación de los contaminantes, así como la posterior filtración biológica anaerobia en el reactor de flujo ascendente donde se retiene finalmente los componente que forman este parámetro de medición sólidos (disueltos, suspendidos, material coloidal y coloreados) .

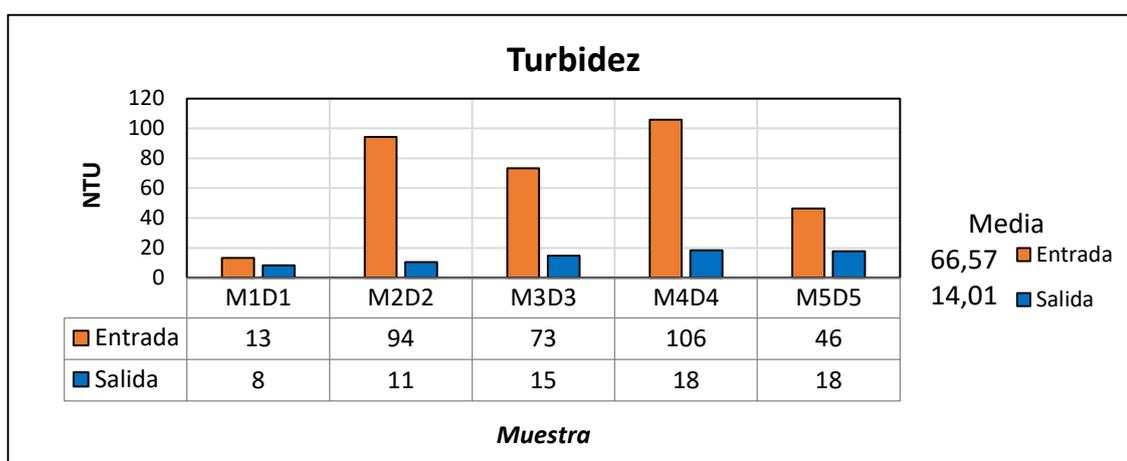


Grafico 10. Representación de los valores de Turbidez del afluente y efluente de la PTAR.

Generalmente la turbidez en los niveles reportados en el Grafico 10 facilitan un proceso de desinfección del agua previa su descarga, ya que permite que el agente desinfectante reaccione efectivamente con los rayos solares en el caso de ser cloro, y se disperse en una desinfección química o avanzada (Espinoza et al., 2014).

El error estándar es de 8.25 para la entrada y 0.79 para la salida, la diferencia significativa existe en la muestra M1D1 con respecto a las demás sin embargo las M2D2, M3D3 y M5D5 no difieren entre sí, por el contrario, la muestra M4D4 difiere de las tres antes mencionadas. La desviación estándar es de 48.83 para la entrada y 4.64 para la salida.

Sólidos totales

El material disuelto y no disuelto correspondiente a sólidos totales cuantificado a 103 a 105°C de la PTAR – UEA se presenta en el Grafico 11 (Muñoz Cruz, 2008), se puede observar que las concentraciones de sólidos totales fluctúan de menor a mayor en el afluente, sin embargo en el efluente se evidencia la reducción del parámetro, este comportamiento se debe a la sedimentación efectiva producida en la fosa séptica, de forma general se puede notar que los sólidos tienen una densidad mayor a la del agua y efecto del mismo se sedimenta por acción de la gravedad en caída libre y discreta conforme avanza el agua en la fosa. Los valores presentados permiten deducir que el número de Reynolds es bajo, por lo tanto corresponde a un flujo laminar que permite la sedimentación de los sólidos (Sayago Peñaloza, 2001) con mayor eficiencia.

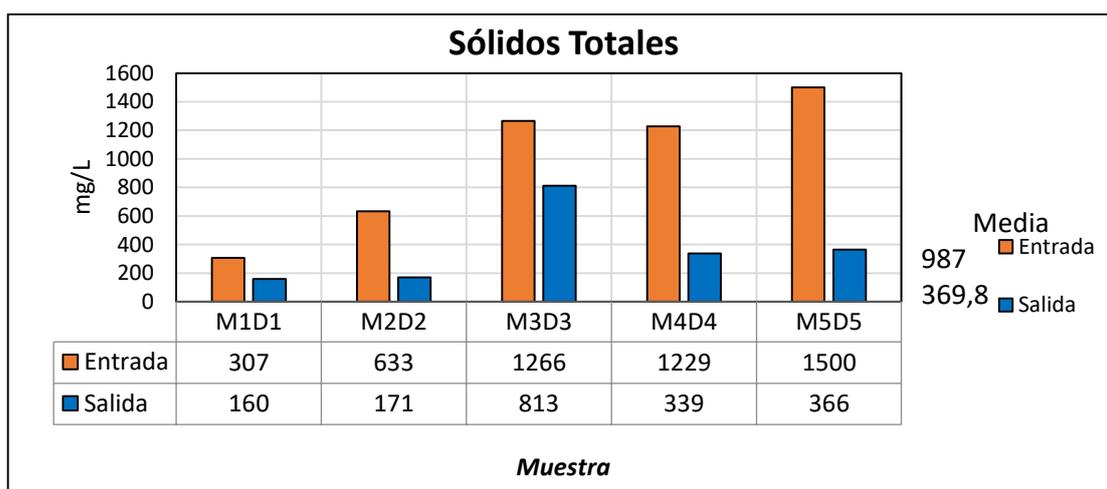


Grafico 11. Representación de los valores de Sólidos Totales del afluente y efluente de la PTAR.

Los valores reportados de sólidos totales permiten deducir que la cantidad del lodo presente en la PTAR-UEA es relativamente baja (CIDTA, 2008).

Según (Constanza Corrales, Lucia Antolinez Romero, Bohórquez Macías, Marcela, & Corredor Vargas, 2015), la fracción insolubles de los mismos serán sometidos a la hidrólisis realizada por enzimas hidrolazas. Para reducir los sólidos de complejos a sus formas más simples como aminoácidos, polisacáridos y ácidos grasos los microorganismos se adhieren a las partículas, secretando enzimas y beneficiándose de los sustratos disueltos por la reacción de las mismas (Poirrier González, 2005).

Sólidos sedimentables

Una parte de los sólidos presentes en el agua residual son los sólidos sedimentables, estos son la totalidad de sólidos precipitados al cabo de una hora en un cono imhoff, el Grafico 12 reporta los valores correspondientes al análisis de los mismos.

En el momento del muestreo se visualizó fragmentos del sustrato del lecho filtrante del filtro biológico desprenderse y salir con el efluente, este es el motivo principal y fácilmente identificable que se ha evidenciado para este parámetro, evidentemente la sedimentación se realiza de forma eficaz sin embargo es posible que el lodo sedimentado en la fosa séptica se encuentre paralelo al tubo de salida hacia el filtro biológico, o en su defecto la sedimentación se realice de forma zonal (Pérez Garrido, León Rodriguez, et al., 2013) lo que implica el arrastre de sólidos en proceso de sedimentación hacia el filtro biológico donde una vez estabilizados mediante la metanogénesis se acumulan y ascienden.

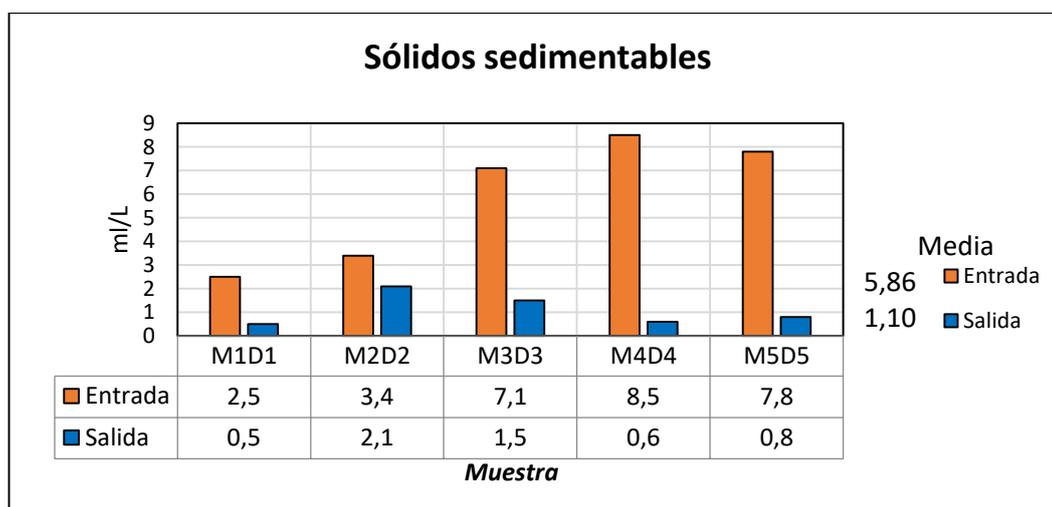


Grafico 12. Representación de los valores de Sólidos Sedimentables del afluente y efluente de la PTAR.

Como se puede observar el Grafico 12 la sedimentación de sólidos se incrementa respecto al ingreso o concentración inicial, obteniendo un mejor desempeño a partir del tercer día. Este comportamiento se debe a la fuerza gravitacional que es mayor a la fuerza de empuje

en este proceso físico representada por la ley de Arquímedes que permite la caída en la fosa séptica de las partículas, la fosa séptica es el componente principal de sedimentación de la PTAR. Es posible incrementar la sedimentación de sólidos mediante la adición de productos químicos como cal, alumbre o coagulantes. Además, también probablemente si la fosa séptica cumpliera con los criterios de diseño como la pendiente de 45° para favorecer la deposición del lodo y su retiro (Terán Novillo, 2013), también lo asevera (OMS & CEPIS, 2005) que el fondo de la fosa debería tener una pendiente del 2% con dirección hacia la entrada del agua. Toda esta información ha sido previamente verificada en los planos de implantación de la PTAR. De igual forma la fosa actualmente dividida en 2 segmentos cada uno con dos cámaras, debería tener una longitud en la cámara de entrada igual a 2 veces la longitud de la segunda con el propósito de incrementar el área superficial para la sedimentación (Isla de Juana, 2005).

Compuestos orgánicos volátiles

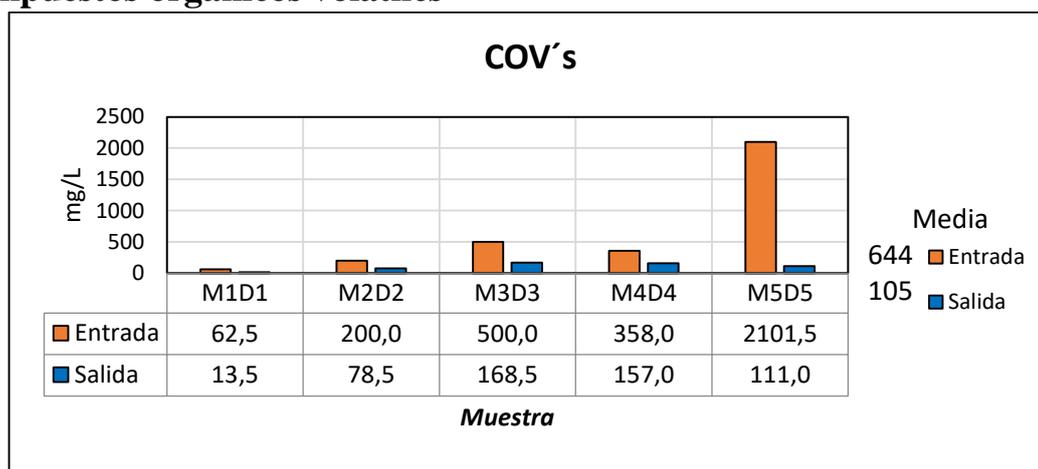


Grafico 13. Representación de los valores de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV's) del afluyente y efluente de la PTAR.

Una fracción de los sólidos presentes en el agua residual son los compuestos orgánicos volátiles presentes en el Grafico 13, parámetro que es utilizado para determinar la estabilidad biológica de los lodos tanto en tratamiento aerobio como en anaerobio, en un rango de 16 a 20 g de sólidos suspendidos volátiles, valor que únicamente se puede observar solo en la muestra del día 5 (Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias IVIA, 2016). Es decir, los lodos en la fosa séptica no se encuentran estabilizados, no obstante, lo antes mencionado trae consigo una sobreestimación, porque la materia orgánica biodegradable que en su medición se volatiliza a 550°C, no es susceptible en su totalidad de degradación biológica.

Caracterización parámetros químico – biológico

Fósforo

Este contaminante es producido generalmente por heces humanas, detergentes utilizados en la limpieza de sanitarios o escurrimiento de trapeadores, lavados de manos y vajilla en los restaurantes de la institución, los valores cuantificados se reportan en el Grafico 14.

Los valores son relativamente bajos, sin embargo indican la presencia de este contaminante que es de preocupación para evitar la eutrofización de cuerpos de agua dulce (Minnesota Pollution Control Agency, 2016), la media de 4,37 mg/L de la UEA es una concentración baja contrastando con valores promedio de concentración para aguas residuales urbanas reportados por (Acevedo Juárez, 2016) de 5 – 15 mg/L

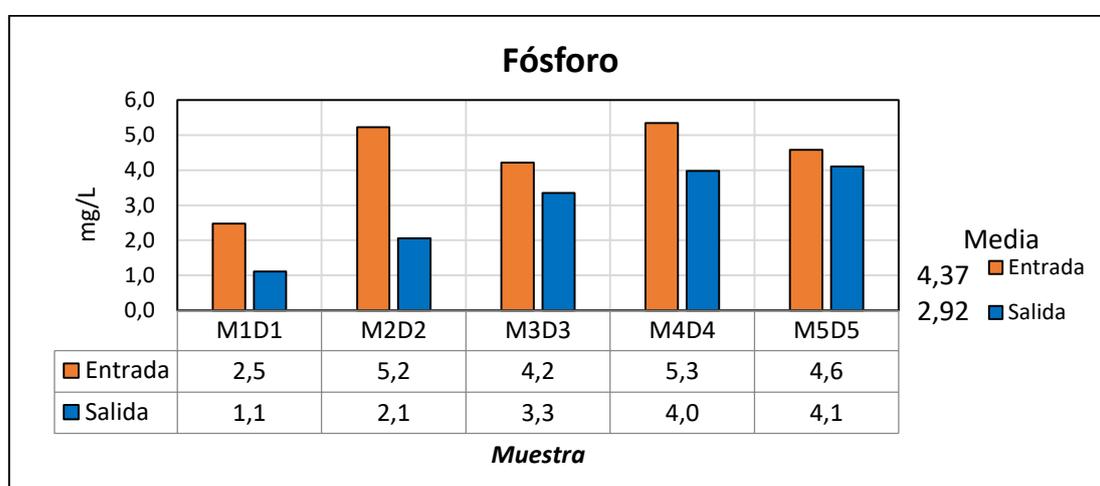


Grafico 14. Representación de los valores de fósforo del afluente y efluente de la PTAR.

La remoción biológica del fósforo está relacionada con la nitrificación, debido a que el producto de la misma (nitritos y nitratos) pueden inhibir la eliminación de fósforo (Perez et al., 2002), sin embargo específicamente en la PTAR-UEA no se evidencia remoción significativa del nitrógeno Grafico 14, motivo por el cual la remoción debería realizarse adecuadamente.

No obstante la eliminación del mismo tiene al menos 2 fases la misma que es anaerobia y aerobia (Escaler & Mujeriego Sahuquillo, 2001) y lo asevera (Saldarriaga Molina et al., 2010) donde menciona que en estudios recientes se recomienda una configuración del sistema anaerobio – anóxico – aerobio (Escaler & Mujeriego Sahuquillo, 2001) por lo tanto, la absorción de fósforo realizado por las bacterias generalmente del género acinetobacter en la fase anaerobia (Miranda Knobelsdorf, 2005) no es incorporada a la biomasa por la ausencia de una fase aerobia motivo por el cual se presenta en la descarga con una concentración similar a la del afluente.

Demanda Bioquímica de Oxígeno

En el Grafico 15 se presenta las medias de la demanda bioquímica de oxígeno según el día de muestreo, se puede observar que a mayor cantidad de carga orgánica mayor remoción, sin embargo, esto no quiere decir que el proceso de metanogénesis se está dando correctamente ya que no se elimina por completo la DBO. Se evidencia que solo el 35% de la DBO es removida lo que indica que esta fase las bacterias hidrogenotróficas transforman el H_2 y CO_2 en metano removiendo el 30% de la materia orgánica (M.O.) del afluente y de la misma forma las bacterias acetoclasticas o metilotróficas las cuales reducen grupos metilos del acetato, metanol y algunas aminas a metano y CO_2 , removiendo el 70% de M.O. como lo indican (Rodríguez V, 2006); Constanza Corrales, Lucia Antolinez Romero et al., (2015).

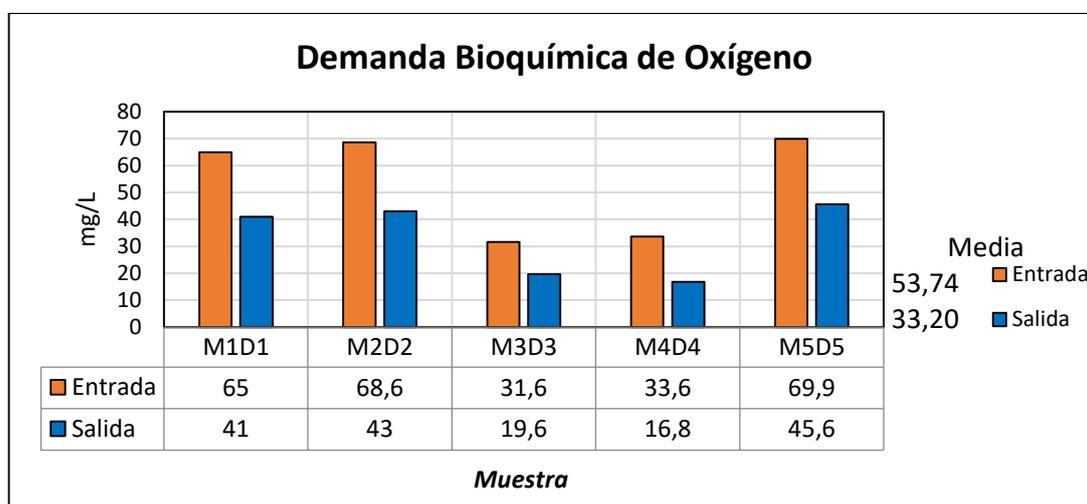


Grafico 15. Representación de los valores de DBO del afluente y efluente de la PTAR.

Las bacterias metanogénicas hidrogenotróficas que consumen H_2 crece y se desarrollan en una la relación simbiótica con la acetogénicas que lo producen. Además en la fase acetogénica los ácidos grasos volátiles (AGV's) no están siendo reducidos eficientemente por las bacterias acetogénicas a ácido acético, H_2 y CO_2 (Chiva Vicent, Berlanga Clavijo, Martínez Cuenca, & Climent Agustina, 2018).

Por los que AGV's están aculándose en el sistema, aumentando el valor del pH, los rangos óptimos son de 6.5– 7.5 como lo describe (Constanza Corrales, Lucia Antolinez Romero et al., 2015) impidiendo que la fase metanogénica se desarrolle correctamente.

Además, durante la degradación de materia orgánica, puede ocurrir que las bacterias sulfuroductoras (BSR) utilicen el sulfato como aceptor de electrones y como donadores de electrones el H_2 , lactato, piruvato entre otros.

En presencia de sulfatos las BSR entran en competencia con las bacterias metanogénicas por H_2 y formato, sin embargo los dos procesos se pueden llevar a cabo de manera simultánea cuando el metano es generado a partir del metanol o aminas metiladas (Constanza Corrales, Lucia Antolinez Romero et al., 2015). En ausencia de sulfatos las BSR crecen y se desarrollan como bacterias acetogénicas y ayudan a la fermentación de piruvato, lactato, etanol, fructuosa, propanol y acetato (Rodríguez V, 2006).

El TRH es de 24,9 horas, tiempo suficiente para la degradación de la carga de 53,74 mg/L de DBO del afluente, así también lo menciona (Grillet, Abalos Rodríguez, Rodríguez Pérez, & Pérez Pompa, 2016) que para tratar las aguas residuales de una comunidad universitaria resulta suficiente un TRH de 1 día aproximadamente, con valores de $DBO_5 \leq 300$ mg/L.

Demanda Química de Oxígeno

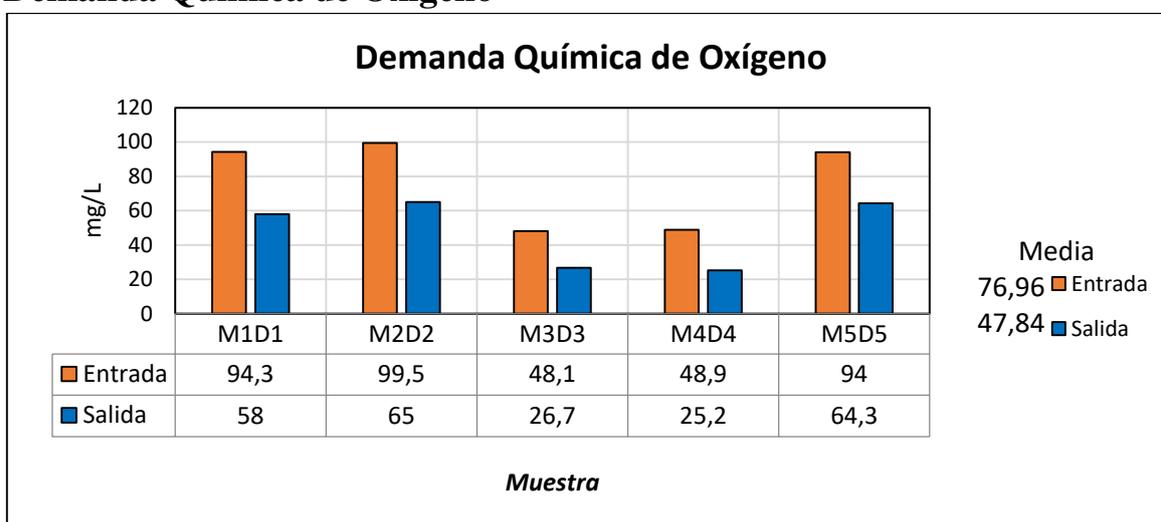


Grafico 16. Representación de los valores de DQO del afluente y efluente de la PTAR.

El comportamiento de la DQO en los 5 días de muestreo es similar a la DBO, como se puede evidenciar en el Grafico 16, como se trata de un tratamiento anaerobio y no hay presencia de un oxidante para la degradación de la DQO, esta es reducida en las reacciones bioquímicas de la digestión anaerobia, la mayor parte de esa energía permanece como energía química en el metano producido (Rodríguez V, 2006), según (Llobregat & Armando, 2002) la DQO teórica del metano equivale a la mayor parte de la DQO de la materia orgánica digerida (90 a 97%), una mínima parte de la DQO es convertida en lodo (3 a 10%).

Cuando la DQO o carga orgánica químicamente oxidable es baja como en este caso la cantidad de producción de gas por unidad de volumen baja, ya que, la población bacteriana del digester reduce su actividad metabólica por la limitación del sustrato, y la producción de metano también se reduce (Andreu, 2015).

Además (BESEL S.A, 2007) menciona que la DQO se puede considerar como un parámetro conservativo, es decir la DQO_e debe ser igual a la de DQO_s ($DQO_s + DQO_{biogas}$). Lo cual significa 2,857 kg DQO por m^3 CH₄, ó 0,35 m^3 de CH₄ por kg de DQO eliminada,

En todos los casos los niveles de tratamiento de la PTAR con respecto a la remoción de DQO bordean o superan el 50% de la cantidad estimada, el máximo de remoción de la PTAR es de 36,3mg/L y el mínimo 21,4 mg/L. Las medias de DQO presentan un valor bajo con respecto a las aguas residuales urbanas esto se debe al tipo de agua residual de carácter institucional siendo estas 76,96 y 47,84mg/L correspondiente al afluente y efluente.

Nitrógeno total Kjeldahl

El nitrógeno total Kjeldahl (NTK) valor que hace referencia a la cantidad de nitrógeno orgánico y amoniacal juntos (Llorens Espinosa et al., 2013), se evidencia en el Grafico 17.

La concentración determinada de NTK en el afluente (8.28 mg/L) difiere de los registrados por (Ambientum, 2002) que reporto para aguas residuales urbanas un rango entre 40-60 mg/L. El motivo de la concentración es el tiempo de permanencia de los estudiantes en la UEA y la producción de agua residual per cápita de 20.6 L/hab.día presentes en la Ecuación (22) reducida respecto a la nominal de 240 L/hab.día reportada por (UNAM, 2012).

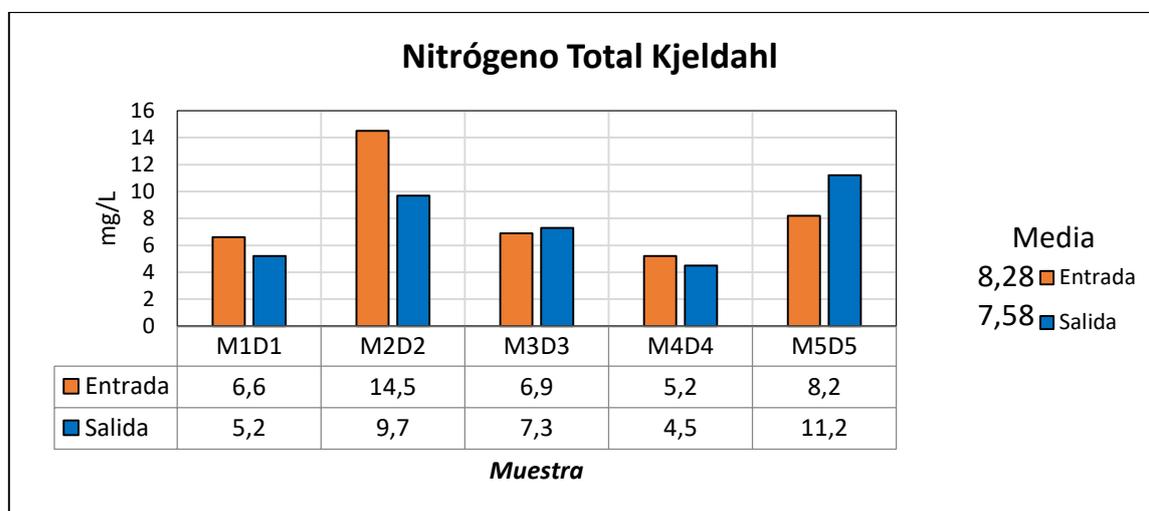


Grafico 17. Representación de los valores de Nitrógeno Total Kjeldahl del afluente y efluente en la PTAR.

La cuantificación del nitrógeno permite deducir que el mismo se encuentra en las proteínas constituyendo aproximadamente un 60% en el caso del nitrógeno orgánico, por el contrario el 40% restante corresponde al amonio presente en la urea de la orina (Claros Bedoya, 2012).

Los valores reportados del efluente en el Grafico 17, evidencian que el NTK tiene una remoción muy reducida, la razón es que el nitrógeno asimilable una vez hidrolizado no forma parte en su totalidad de la nitrificación debido a que esta reacción bioquímica se produce en condiciones aerobias por bacterias quimolitotrofas (Cárdenas Calvachi & Sánchez Ortiz, 2013), para reducir el ion amonio a nitrato y posteriormente a nitrito.

Los compuestos inorgánicos una vez realizada la nitrificación es decir la oxidación de amonio a nitratos y nitritos por las bacterias nitrosomas y nitrosobacter respectivamente, pasa a un etapa estrictamente anaerobia donde se produce la desnitrificación y la fragmentación del nitrito utilizado por las bacterias como receptor de electrones, en nitrógeno gaseoso y un nitrógeno libre que posteriormente en la atmosfera utilizara el oxígeno del ozono para formar el óxido nitroso (Cárdenas Calvachi & Sánchez Ortiz, 2013). Proceso que eventualmente por la ausencia de oxidación del nitrógeno (amonio – nitrato - nitrito) no puede realizarse conforme el ciclo normal sucede en la naturaleza.

En todos los casos presentados la remoción de NTK es baja debido a los requerimientos de los microorganismos para la remoción del nitrógeno y eventual eliminación del agua residual.

Nitrógeno Amoniacal

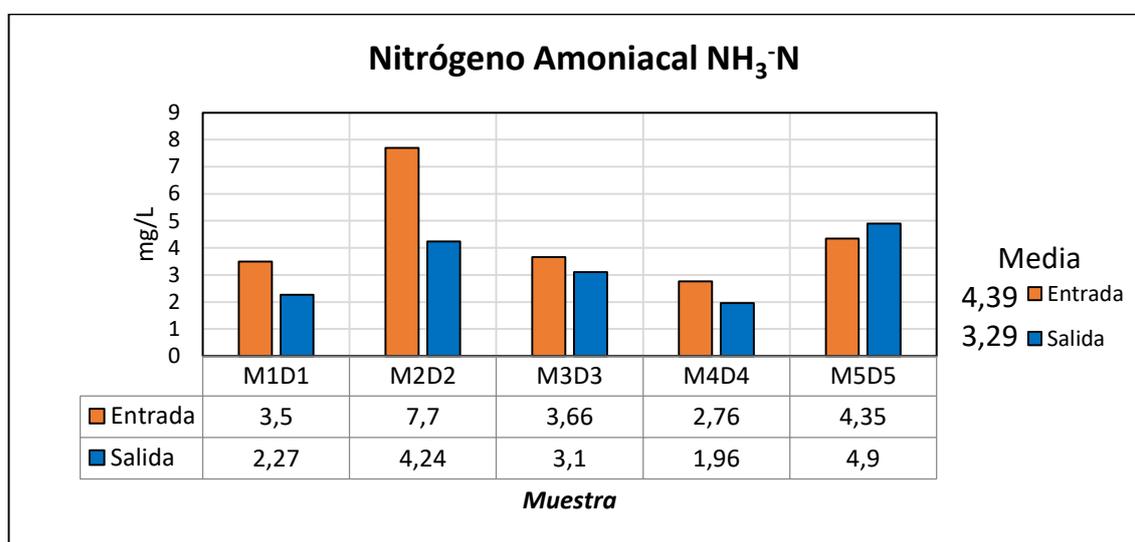


Grafico 18. Representación de los valores de Nitrógeno amoniacal del afluente y efluente en la PTAR.

El nitrógeno amoniacal disponible para la oxidación y estabilización para la posterior nitrificación presente en el afluente, se expresa en el Grafico 18. Como se mencionaba anteriormente la nitrificación en la PTAR se produce en condiciones aerobias por bacterias

autótrofas, las mismas que utilizan el oxígeno presente en el agua para la oxidación, en efecto uno de los factores limitantes para el proceso es la presencia de oxígeno disuelto en el agua así como el pH temperatura y alcalinidad (Cárdenas Calvachi & Sánchez Ortiz, 2013).

En el efluente se evidencia una remoción muy baja del nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3 \text{ } ^-\text{N}$), producido por la baja oxidación en la nitrificación proceso que no permite que la desnitrificación adecuada se realice. La desnitrificación está limitada por ausencia de nitritos y nitratos, que evidentemente no puede ser eliminado del sistema (Claros Bedoya, 2012).

De forma general se evidencia en el efluente que el $\text{NH}_3 \text{ } ^-\text{N}$, no se ha removido significativamente, el objetivo del tratamiento biológico del agua residual es eliminar CO_2 , CH_4 y N_2 , en la PTAR – UEA en el proceso asociado a la eliminación de nitrógeno se puede observar que el mismo está limitado, debido a la ausencia de nitritos y nitratos por una oxidación de los mismos incompleta (Comisión Nacional de Agua, 2011), por este motivo la desnitrificación no se está produciendo adecuadamente, y el nitrógeno sale en el efluente como lo evidencia la media de 3,29 mg/L solubilizado, utilizando el sulfato como receptor de electrones incrementado el mal olor en el agua de descarga producido por la bacteria llamadas putrefactivas. Las bacterias putrefactivas llevan a cabo la degradación catalítica de compuestos nitrogenados anaeróbicamente (Constanza Corrales, Lucia Antolinez Romero et al., 2015).

Coliformes

Los coliformes totales y fecales se puede evidenciar en las fotografías 50 – 55 con colores rosados y rojas con brillo metálico en el caso de coliformes totales mientras que para coliformes fecales dan una coloración de azul y violeta (UICN, 2005 p30), y su cuantificación se presenta en la Tabla 14, las pruebas de análisis positivas para coliformes fecales y su remoción nula demuestra la probabilidad de la existencia de otros organismos más virulentos como *Salmonella*, *Shigella*, *Campylobacter* y *Vibrio cholera* (Arce Velásquez & Calderón Mólgora, 2002 p.22).

La determinación de los coliformes en la PTAR - UEA se la puede tomar indicador biológico de la calidad del agua de descarga debido a la facilidad de identificación, además su evaluación es simple y directa (Cortés Lara, 2003).

En la fotografía 55 se puede notar la presencia de *Escherichia coli*, el problema ambiental de este organismo es que puede entrar en las plantas y permanecer viables (Hernández-Acosta et al., 2014), de forma que en un futuro y por sinergismo puede conllevar graves

problemas de salud pública, debido a las altas precipitaciones en la zona y capacidad de escorrentía hacia cuerpos de agua utilizados recreacionalmente.

Tabla 14. Cuantificación de coliformes fecales y totales.

COLIFORMES				
Muestra	Coliformes fecales NMP/100mL		Coliformes totales NMP/100mL	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
M1	1,E+07	9,E+06	9,E+06	3,E+07
M2	1,E+08	3,E+07	2,E+08	3,E+06
M3	1,E+06	1,E+08	1,E+07	1,E+08
M4	3,E+08	4,E+08	7,E+07	1,E+08
M5	1,E+08	1,E+08	2,E+08	3,E+07
Promedio	1,E+08	1,E+08	9,E+07	6,E+07

Fuente: Los Autores

Los coliformes fecales Tabla 14 es el único parámetro que experimenta un crecimiento en lugar de remoción en la PTAR, este comportamiento se le atribuye debido a las condiciones de temperatura y nutrientes, es decir las bacterias viables permanecen en la fase de crecimiento exponencial, por tal motivo con el alimento esta no entran en la fase estacionaria y peor aún en la de muerte o lisis, debido a que el filtro biológico mantiene una gran cantidad de alimento para estos microorganismos, lo que se evidencia en los resultados con el incremento de coliformes fecales, el valor máximo de incremento de coliformes en la PTAR es de 19500 UFC/100 ml, únicamente el día 1 y 2 existió remoción de coliformes fecales.

Tratándose de un sistema anaerobio y notándose en el mismo que los nutrientes no se remueven en el mismo es evidente que este parámetros no se puede reducir (Javid Corpas & Fernando Herrera, 2012) bajo las condiciones de operación actuales.

Comparación de los resultados con la normativa ambiental

La Tabla 15 representa la comparación de los parámetros presentes en la normativa ambiental vigente y que se han cuantificado en la salida de la PTAR de la Universidad Estatal Amazónica, como se puede evidenciar los parámetros pertinentes cumplen con la normativa a excepción del parámetro biológico expresado como coliformes fecales, donde se presenta un total de NMP/100mL =1,306E+8 todos los valores reportados presentan niveles relativamente bajos, esto demuestra que el funcionamiento integral de la PTAR para con los límites permisibles previo a la descarga al cuerpo de agua dulce receptor no solo cumple,

por el contrario las medias reportadas en la mayoría de los casos están por debajo del 50% del límite permisible.

Tabla 15. Comparación de los parámetros cuantificados con la Normativa vigente AM 097A.

Parámetros	Expresado como	Unidad	Cuantificación UEA	Límite máximo permisible
Coliformes Fecales	NMP	NMP/100 ml	1,306E ⁸ /100ml	2000
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	DBO ₅	mg/l	33.20	100
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	47.84	200
Fósforo Total	P	mg/l	2.92	10 , 0
Materia flotante	Visibles		Ausencia	Ausencia
Nitrógeno amoniacal	N	mg/l	3.29	30 , 0
Nitrógeno Total Kjeldahl	N	mg/l	7.58	50 , 0
Potencial de hidrógeno	pH		7.87	6-9
Sólidos totales	ST	mg/l	369.80	1 600
Temperatura	°C		22.91	Condición natural ± 3

Fuente: Los Autores

Se puede observar las placas petri en la **Fotografía 55** correspondiente a la identificación positiva y cuantificación de coliformes fecales representadas especialmente por *Escherichia coli*. La media presentada relativa a cada parámetro evaluado en los 5 días de muestreo en ninguno de los casos sobrepasa los límites permisibles *Tabla 15* a excepción de los coliformes fecales.

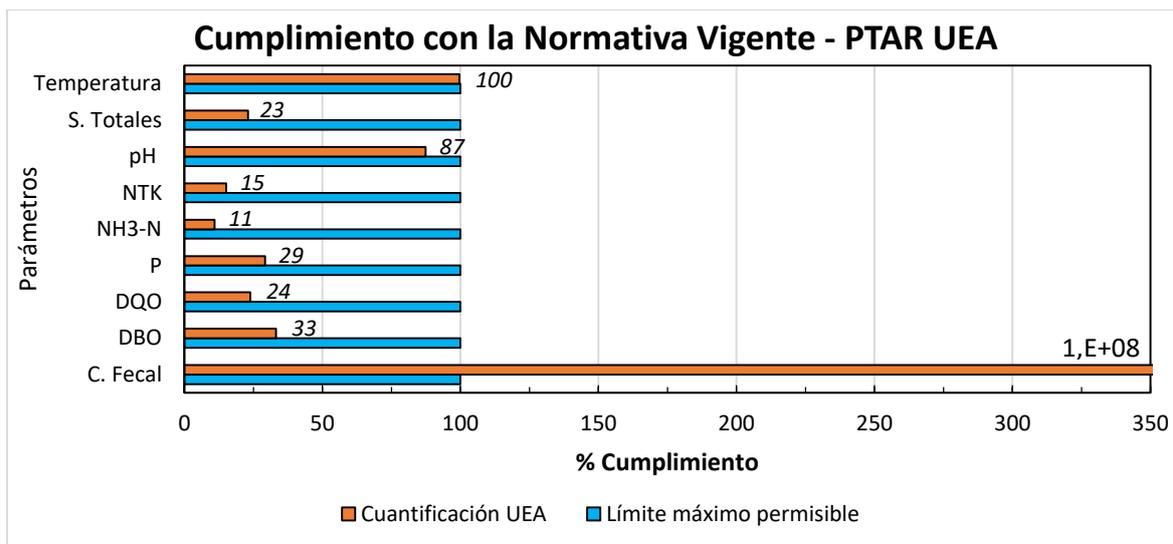


Gráfico 19. Comparación con la normativa vigente de remoción individual por parámetro.

En el Gráfico 19 Se reporta de manera individual para cada parámetro cuantificado los valores porcentuales con respecto a los límites permisibles, es decir los datos de las medias de la salida de la PTAR representados por la cuantificación de la UEA, siendo el límite permisible el 100% esperado, sin embargo se evidencia en la relación que la cuantificación paramétrica en 8 de los casos no se acerca al máximo permitido, estos valores se mantienen inferiores al máximo permisible, por el contrario en los coliformes fecales se evidencia un valor superior.

Resultados para el objetivo 3

Descripción de la planta de tratamiento PTAR - UEA

La planta de tratamiento está compuesta por 4 componentes y 2 líneas como se muestra en el Gráfico 2, el componente 1 es el tanque receptor de igualamiento con rejillas que permite el desbaste y cribado de materiales gruesos de aproximadamente 5 cm de separación. Componente 2: la fosa séptica está compuesta por 2 secciones por donde ingresa el agua residual que a su vez están divididas en 4 cámaras de la misma dimensión. Componente 3: filtro biológico anaerobio de flujo ascendente con grava. El componente 4 es el tanque de almacenamiento de lodos, estos dos últimos se encuentran a la intemperie. La tubería sanitaria que traslada el agua residual hacia la planta de tratamiento está separada de la de agua lluvia, sin embargo, se evidencia agua producto de precipitación y escorrentía ingresar a la PTAR-UEA, esta interpretación se deduce a partir de la observación directa del agua desbordarse del tanque de ingreso de la PTAR cuando se produce lluvia.

Línea de agua

Tanque de ingreso e igualamiento

El tanque de ingreso e igualamiento de caudal tiene un volumen total de 2,88 m³, el mismo que tiene una área útil de 2.16 m³, las medidas correspondientes se muestra en la *Tabla 16*.

Tabla 16. Características del tanque de ingreso e igualamiento.

Tanque de ingreso e igualamiento	
Largo	1,2 m
Ancho	1,85 m
Profundidad	1,3 m
Área	2,22 m ²
Volumen	2,886 m ³
Volumen útil 3/4	2.16 m ³

Fuente: Los autores

En este tanque se observa el desborde del agua residual como se evidencia en la fotografía 8, 8.1, esta agua se traslada directamente al filtro biológico y tanque de almacenamiento de lodos el motivo del afloramiento del agua hacia arriba del tanque es que en el fondo del tanque el paso hacia la fosa séptica es lento, además debido a la presencia de arena y plásticos, la rejilla fotografía 8.2, existente se tapa producto de aquello el agua aflora del tanque y sale de la PTAR – UEA cruda y sin tratamiento.

Fosa séptica - Tratamiento primario

La fosa séptica consta de 2 secciones distribuidas en 4 cámaras cada una de 21,43 m³. La *Tabla 17* muestra las medidas de este componente, donde se puede evidenciar que el volumen total de la fosa es de 85,74 m³ los mismos que por criterios de diseño y según la bibliografía este componente solo puede ser utilizado en $\frac{3}{4}$ de la misma por lo tanto el volumen útil de la fosa es de 64,307 m³, el volumen restante es considerado como resguardo de la fosa séptica. Según (Muñoz Cruz, 2008b) acerca de las cámaras de la fosa séptica, la primera debe tener el doble de longitud con respecto a la segunda porque es en esta donde se producirá la sedimentación de la mayor cantidad de sólidos.

Tabla 17. Características de la Fosa séptica.

Fosa séptica		
Líneas	2	líneas
Resguardo	0,5	m
V x cámara	21,43	m ³
Largo	8,07	m
Ancho	4,25	m
Profundidad	2,5	m
Área S	34,297	m ²

Volumen total	85,743	m ³
Volumen útil	64,307	m ³

Fuente: Los autores

Filtro biológico – Tratamiento secundario

El filtro biológico tiene un volumen total de 28.47 m³, con 5 m de diámetro y una profundidad del material filtrante de 1.45 m, dividido en 3 estratos según el diámetro de la piedra. A los estratos se los ha nombrado E1, E2, E3, desde la parte superior hasta lo más profundo, se evidencian los volúmenes de cada capa de material filtrante Grafico 20. Se puede observar en el gráfico los estratos de la PTAR en el filtro biológico.

En cuanto a las dimensiones de profundidad reportadas en la *Tabla 18* de 1,45m la misma concuerda con los criterios de diseño mencionados por (Terán Novillo, 2013) que limita a 1,5 a 3m. Además (Maiza Siza, 2006) asevera que la profundidad máxima del filtro debe ser de 1,8m y la mínima de 1,5m ya que una profundidad menor provoca el peligro que el líquido residual crudo atraviese el filtro sin depurarse.

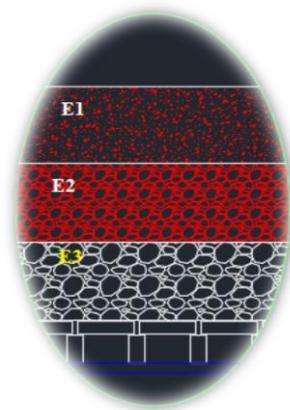


Grafico 20. Distribución del relleno de piedra en el filtro.

Fuente: Planos de implantación de la Universidad Estatal Amazónica.

Tabla 18. Características del filtro Biológico.

Filtro Biológico	
Radio m	2,5 m
Profundidad	1,45 m
Área	19,635 m ²
E1 25mm : 45 cm	8,83 m ³
E2 50mm : 50cm	9.81 m ³
E3 80mm : 50cm	9.81 m ³
Volumen total	28,47075 m ³

Fuente: Los autores

Línea de lodos

Tanque almacenamiento de lodos

El lecho de secado de lodos en el contexto de su nombre es todo lo contrario, se evidencia un tanque de almacenamiento de lodos a la intemperie con abundante agua ingresando hacia el mismo producto de la lluvia y escorrentía del área de la planta, existen bombas de recirculación que no funcionan. Por tal motivo se ha realizado la determinación del volumen de agua lluvia que ingresa al tanque producto de las precipitaciones.

El volumen total de agua lluvia, que ingresa a la PTAR - UEA al mes es de 6,55m³, este volumen constantemente se encuentra ingresando al tanque de recepción de lodos, característica que para el adecuado funcionamiento y estabilización de lodos determinaría la eficacia del tratamiento y evidentemente su fracaso.

El tanque de almacenamiento de lodos caracterizado según sus medidas y capacidad se encuentra en la *Tabla 19*. En este componente se encuentra 2 tuberías de recirculación hacia la fosa séptica las mismas que de igual manera no funcionan.

Tabla 19. Características del tanque de almacenamiento de lodos.

Tanque de almacenamiento de lodos		
Largo m	6,8	m
Ancho m	4,7	m
Profundidad m	3,6	m
Área m ²	31,96	m ²
Volumen total m ³	115,056	m ³

Fuente: Los autores

Volumen de agua lluvia que ingresa al tanque de lodos

En base a la Ecuación (19) se procede a determinar el volumen total por efecto de la precipitación en el área total de la PTAR - UEA de 67.33 m² con un coeficiente de escorrentía de 0.2 y una precipitación mensual de 486.8 mm, el mismo a que corresponde a 6.55 m³ con el objetivo de recomendar medidas para evitar que el volumen calculado ingrese al tanque de almacenamiento de lodos.

$$Aof = \frac{Pm * Ce * Ac}{1000}$$
$$Aof = \frac{486,86 \text{ mm} * 0.2 * 67.33 \text{ m}^2}{1000}$$
$$Aof = 6,55 \text{ m}^3$$

fotografía 57-60, mediante el cual se determinó un volumen de agua de 10.93m^3 , en $28,47\text{m}^3$ de medio filtrante, con un TRH de 3.43h , el TRH de la fosa séptica es de 20.22h y del tanque de ingreso es de 40.2min .

Tiempo de retención hidráulica TRH

$$TRH\ TI = \frac{Vu}{Q} = \frac{2,16\ m^3}{3,18\ \frac{m^3}{h}} = 0,67\ h = 40,2\ min$$

Dónde:

TRHTI Tanque Igualamiento: $3,43$ horas

Vu: $2,16\ \text{m}^3$ **Q:** $3,18\ \text{m}^3/\text{h}$

$$TRH\ FS = \frac{Vu}{Q} = \frac{64,31\ m^3}{3,18\ \frac{m^3}{h}} = 20,22\ h$$

TRHFS Fosa Séptica: $20,22$ horas

Vu: $64,31\ \text{m}^3$

$$TRH\ FS = \frac{Vu}{Q} = \frac{10,93\ m^3}{3,18\ \frac{m^3}{h}} = 3,43\ h$$

TRHFB Filtro Biológico: $3,43$ horas

Vu: $10,93\ \text{m}^3$

Eficiencia de la planta de tratamiento

Eficiencia paramétrica

La determinación de la eficiencia se dividió en 3 partes: una para cada contaminante de forma individual de la semana de muestreo, la segunda eficiencia global por parámetro físico y químico biológico de cuantificación y finalmente total de la PTAR – UEA como se detalla a continuación.

1. De forma individual se detalla como ejemplo la DQO.

Detalle de la determinación

$$E = \frac{S_0 - S}{S_0} * 100$$

$$E = \frac{76,96\ \frac{mg}{L} - 47,84\ \frac{mg}{L}}{76,96\ \frac{mg}{L}} * 100 = 37,83\%$$

Dónde:

E: $37,83$ (%).

S: $76,96$ Carga contaminante de salida (mg de DQO, DBO₅, SST/L, etc...).

S₀: 47,84 Carga contaminante de entrada (mg de DQO, DBO₅ SST/L, etc...).

Datos tomados de la *Tabla 22*.

Eficiencia respecto a los parámetros físicos.

La eficiencia de la planta como se puede observar en el Grafico 22, en cuanto a la remoción de los parámetros físicos de la planta de tratamiento de aguas residuales se observa, que la misma realiza de forma más eficiente la turbidez, sólidos totales sólidos sedimentables y los compuestos orgánicos volátiles totales con un 79, 62 y 81, y 83%.

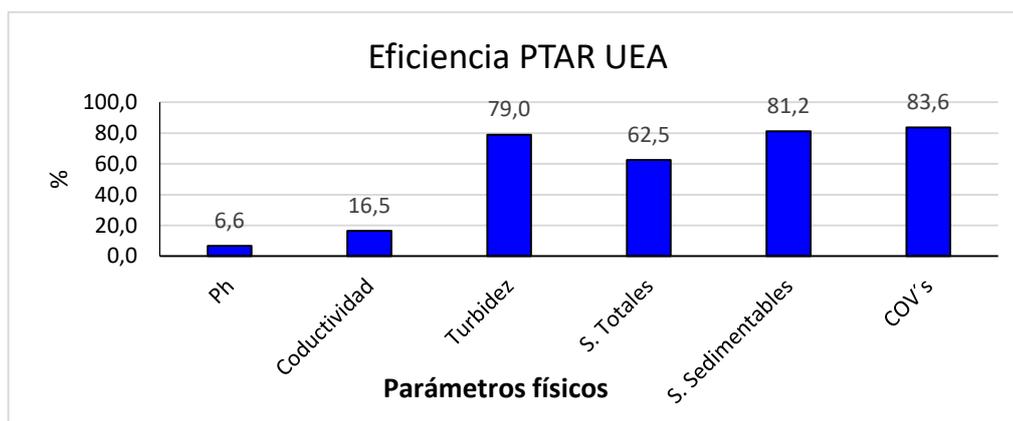


Grafico 22. Eficiencia de la PTAR con respecto a la remoción de parámetros físicos.

De forma general son los contaminantes que se presentan en cantidades considerables en el sistema de tratamiento, por el contrario el pH presenta un valor relativamente bajo con respecto a los demás parámetros.

Esto nos da una representación del medio y sustrato microbiológico inofensivo para los organismos que realizan sus interacciones con el agua en proceso de depuración y la misma no implica peligro para la estabilidad de la digestión y su crecimiento viable normal.

Eficiencia respecto a los parámetros químico – biológicos

La remoción de los parámetros químico biológico medidos se presenta en el Grafico 23 los parámetros convencionales de determinación de calidad del agua DBO y DQO en sus niveles de remoción presentan valores cercanos al 40%.

En el tratamiento de agua residual uno de los compuestos de mayor importancia para evitar la eutrofización de ríos, lagos lagunas es el nitrógeno y fósforo, la presentación de nitrógeno correspondiente al total y amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) son reducidos en un 8 y 25%, cabe recalcar que el valor de remoción de $\text{NH}_3\text{-H}$ es simplemente la cantidad porcentual de la totalidad

cuantificada en análisis mas no representa presencia mayoritaria relativa al nitrógeno total kjeldahl, el fósforo bordea el 33%.

El valor máximo de remoción de la PTAR lo realiza para el parámetro DBO con 38.2% mientras que el mínimo es de NTK sin embargo también se reporta la deficiencia en remoción de coliformes fecales de -13%.

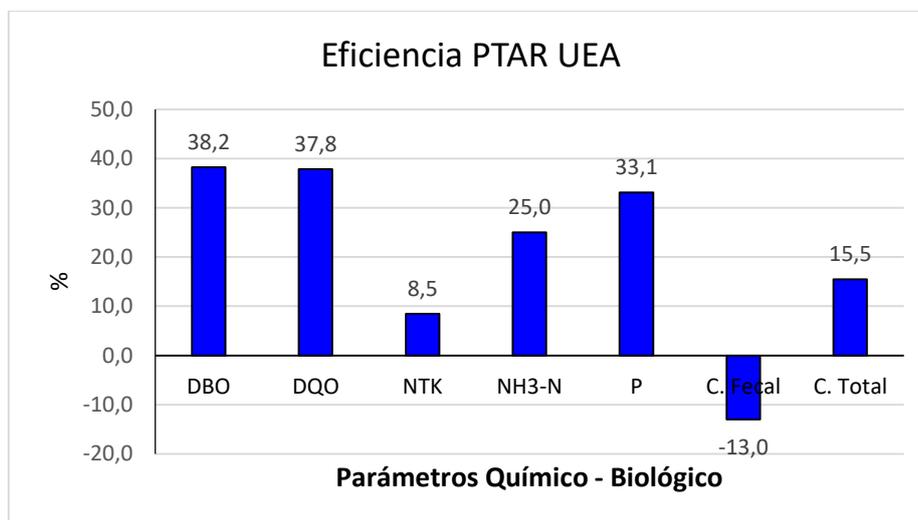


Grafico 23. Eficiencia de la PTAR con respecto a los parámetros químico- biológico.

En cuanto a los indicadores de contaminación por heces del tracto digestivo de mamíferos, se evidencia una remoción negativa de coliformes fecales de -13%, valor que determina una remoción ineficaz propia de estos sistemas de tratamiento de agua residual, compuesta por tanque séptico y filtro biológico, por el contrario los coliformes totales presenta un degradación del 15%, estos valores de los parámetros biológicos definen y aseveran la necesidad de la desinfección previa la descarga del agua tratada.

La remoción de DBO es de 38,2% fósforo 33,1% solidos totales de 62,5% y coliformes fecales 15,5% estos valores contrastan con los reportados por Tilley et al., (2008):, donde menciona que la remoción es de (DBO5) entre 46-68%, de 30 a 81% para solidos suspendidos totales (SST), de 20 a 65% para fosfatos sin embargo en cuanto a coliformes los resultados difieren de los reportados de 25 a 66% .

Ademas para (Serrano Salas, 2005): (Bitton, 2005) reporta eficiencias con valores de remoción de DBO superior al 53%, DQO 55% solidos totales mayor al 35 %, fosforo de 10 a 30%.

En caso del Nitrógeno amoniacal en la PTAR - UEA se reporta en el Grafico 18 una remoción del 25% valor por encima al reportado de 6% (Bitton, 2005).

La eficiencia de remoción evaluada de la PTAR de 39% corresponde a todos los componentes en conjunto, es decir caja de ingreso e igualamiento, fosa séptica y filtro biológico, (Luna Gutierrez & Salazar Gallo, 2007) menciona que únicamente el filtro biológico puede remover la DBO en 75%, Sólidos suspendidos 70% y patógenos 30-40% en efecto la eficiencia del 39% determinada en la PTAR –UEA debería al menos duplicarse en función de los datos existentes por sistemas unitarios, (Burubai et al., 2007) menciona en su estudio de la evaluación de fosas sépticas con la mezcla de aguas residuales de baño y cocina que casualmente coincide con el origen del agua residual de la UEA, (exceptuando la de los laboratorios), la remoción para DBO y DQO de 52,4% y 54,3% respectivamente cuyo valor respecto a la PTAR – UEA también difiere con 38,2 y 37,8%.

Además (Nasr & Mikhaeil, 2015), menciona que en una PTAR similar a la de la UEA, la remoción porcentual de DQO, DBO y SST fue de 52.1, 56 y 53.6% respectivamente con un tiempo de retención promedio de 22.5 h. También (Shatrughna Babar, 2017) menciona un TRH de 24 – 48 horas. Además (Constantino & Moreno Medino, 2015) manifiesta que estos sistemas están diseñados para tratar el agua residual durante un tiempo de retención (TRH) mínimo de 36 a 72 horas lo que permite la separación de las partículas suspendidas así mismo (Olivos Lara, 2010), comenta que el TRH es 1-3 días, además (Méndez Novelo et al., 2007) deduce que el tiempo de retención hidráulica (TRH) debe ser de 2 a 3 días, lo que finalmente según (Méndez-Novelo y col., 2007) en este sistema, permite que los sólidos flotantes, las grasas y los aceites puedan acumularse en la superficie, en donde forman una capa flotante de espuma o nata, mientras que los lodos sedimentan en el fondo del tanque.

Eficiencia global de la PTAR - UEA

2. Eficiencia global por parámetro físico y químico biológico.

Detalle de la determinación

$$EG_{PF} = \frac{\Sigma(E_{PF} * 100)}{\Sigma(E_{TPFQB})}$$

$$EG_{PF} = \frac{\Sigma\left(6,6 + 16,5 + 79 + 62,5 + 81,2 + 83,6 \frac{mg}{L} * 100\right)}{(474,58 mg/L)} = 69\%$$

Dónde:

EGPF: Eficiencia global de los parámetros físicos (%).
ΣEPF: Sumatoria de la eficiencia de cada parámetro físico.
ΣETPFQ: Sumatoria total de la eficiencia de todos los parámetros cuantificados.
 Los datos de cálculo se evidencian en la *Tabla 21*.

Eficiencia Global

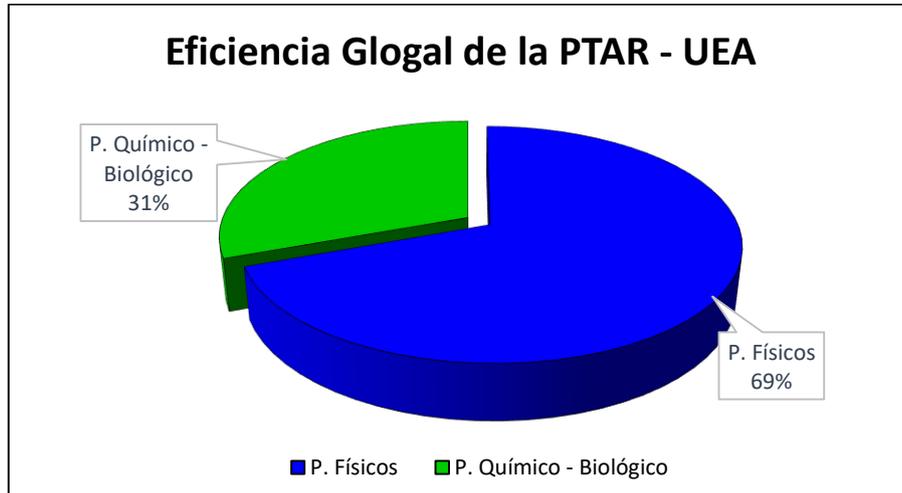


Gráfico 24. Eficiencia total de la PTAR expresada por parámetros físicos y químico - biológico.

De forma general la planta de tratamiento de aguas residuales de la universidad Estatal Amazónica Gráfico 24, dividida en estratos de remoción de contaminantes, diferenciando parámetros químico biológico y físicos, se evidencia una cantidad porcentual de 31% y 69% respectivamente, es decir la planta tiene mayor capacidad de reducir los contaminantes asociados a sólidos totales y turbidez, parámetro directamente proporcional a la conductividad del agua. Los parámetros químico biológico caracterizados presenta un valor de 31%, el mismo mantiene diferencia de forma significativa de los parámetros físicos, por tal motivo es necesario tomar las medidas necesarias para potenciar los dos estratos.

Eficiencia total de la PTAR - UEA

3. Eficiencia total de remoción de la PTAR – UEA.

Detalle de la determinación

$$Et = \frac{\Sigma E_{PFQB}}{N}$$

$$Et = \frac{474,58 \%}{12} = 39 \%$$

Donde:

Et: 39 % Eficiencia total de remoción del sistema (%).

$\Sigma EPFQB$: 474,58 % sumatoria de eficiencia de remoción de parámetros físicos y químico – biológico.

EPQB: 12 número total de parámetros evaluados.

El porcentaje restante al producto de la ecuación corresponde al déficit de la PTAR.

Eficiencia total

De la cuantificación total de eficiencia de la planta de tratamiento de agua residual se desprende el siguiente Grafico 25, donde se presenta en términos generales la totalidad porcentual de operación y eficiencia de la planta actual.

Los valores corresponden a una eficiencia total de la planta de 61%, valor que se encuentra entre los reportados en la bibliografía existente, sin embargo al contar la planta con un filtro biológico es necesario potenciarla para lograr una eficiencia mayor, porque las características de la misma así lo permiten.

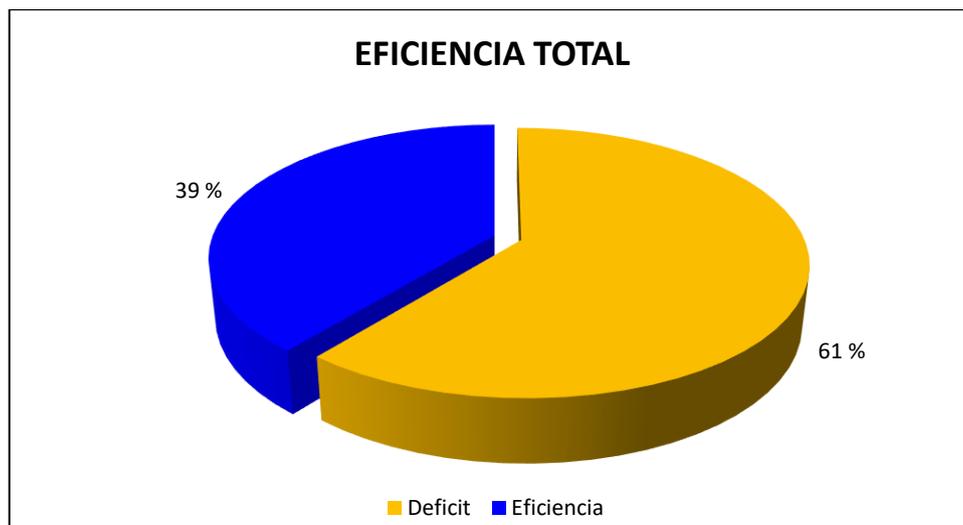


Grafico 25. Eficiencia total de la planta de remoción de contaminantes.

Basado en los datos reportados por (Nam, Visvanathan, & Jegatheesan, 2005) se realiza la comparación de la eficiencia de la PTAR en la *Tabla 20*, con respecto a diferentes bibliografías citadas de fosas sépticas, en los casos reportados y en su totalidad la PTAR – UEA.

Tabla 20. Comparación del efluente de la PTAR-UEA respecto a bibliografías citadas de fosas sépticas.

Parámetro	PTAR-UEA	Nguyen H., 2005	EPA, 2002	Van cuyk, 2001	Citas en Tchobanoglous, 1998	Zhang et al., 1996
pH	7,87	7,2 - 7,8	6,4 – 7,8	-	-	7,8
SS	-	150 - 500	40 – 350	69	40 - 140	256
DQO	47,84	300 – 1500	-	386	250 – 500	-
DBO	33,20	50 – 300	46 – 156	227	150 – 250	576
NH₄⁻ N	-	150 – 600	-	47	30 – 50	462
NTK	7,58	200 – 700	19 – 53	57	50 – 90	-
P total	2,92	15 - 50	7,2 - 17	4,6	12 - 20	-

Fuente: (Nam et al., 2005)

Como se puede evidenciar en la *Tabla 20* los valores del el efluente de la PTAR – UEA son relativamente bajo respecto a los datos reportados, el motivo de la concentración de contaminantes reducido es la presencia del filtro anaerobio biológico, según (Luna Gutierrez & Salazar Gallo, 2007) los filtros anaeróbicos permiten la aplicación de tiempos de retención cortos y altas cargas orgánicas, ya que su operación es bastante estable, y la remoción de DBO es de 75% sólidos suspendidos 70% y patógenos 30-40%.

Tabla 21. Valores reportados de la comparación de medias del afluyente y efluente y su respectiva remoción porcentual.

	Parámetros	Entrada	Salida	Cantidad remoción	% remoción
P. Físicos	Ph	8,43	7,87	0,56	6,64
	Coductividad	914,30	763,47	150,83	16,50
	Turbidez	66,57	14,01	52,56	78,95
	S. Totales	1402,20	369,80	1032,40	73,63
	S. Sedimentables	5,86	1,10	4,76	81,23
	COV's	644,40	105,71	538,69	83,60
P. Químico - Biológico	DBO	53,74	33,20	20,54	38,22
	DQO	76,96	47,84	29,12	37,84
	NTK	8,28	7,58	0,70	8,45
	NH3-N	4,39	3,29	1,10	25,03
	P	4,37	2,92	1,45	33,11
	C. Fecal	8700	-9860	-1160,00	-13,33

Fuente: Los Autores

En la *Tabla 21* se presenta los resultados de las medias correspondientes a cada parámetro cuantificado y estratificado por característica de análisis en cuanto a parámetro físico y químico – biológico, se evidencia el valor medido por cada parámetro de remoción del contaminante de la PTAR asociado a la eficiencia de la misma. Los parámetros con mayor

eficiencia de remoción son la turbidez, sólidos sedimentables y COV's con 78.95, 81.23 y 83.6 respectivamente los valores unitarios de cada día de muestreo se presentan en la

Fuente: Los Autores

Tabla 29.

Determinación de la carga contaminante.

Se detalla para ejemplificar el cálculo con el parámetro DBO, valores presentes en la Fuente: Los Autores

Tabla 30.

$$C * Q = Cd$$

$$53,74 \frac{mg}{L} * 76320 \frac{L}{d} = \frac{4101437mg}{d} = (4,10 \frac{kg}{d})$$

Dónde:

C: Concentración del contaminante en el afluente (mg/L).

Q: Caudal (L/día).

Cd: Carga diaria (mg/día).

Una vez determinada la carga diaria esta se dividió para el número total de personas en la UEA reportado en la Tabla 13 de 3637 personas en mg/día*persona

Carga contaminante del afluente de la PTAR

Una vez determinada la concentración de los contaminantes por parámetros se procedió a realizar la cuantificación de la carga orgánica diaria que ingresa a la PTAR – UEA como se evidencia en la *Tabla 22*, en efecto cada persona en la UEA produce por cada 26,6 L/día una carga de 36.99 g, lo que representa un total de 135 kg/día, las cargas contaminantes están compuestas en mayor proporción por solidos totales y COV's mientras que los valores más bajos corresponden a sólidos sedimentables, nitrógeno amoniacal y fósforo. Los parámetros convencionales para medir la contaminación del agua DBO y DQO mantienen valores relativamente bajos.

Tabla 22. Carga contaminante Determinada para la PTAR UEA.

Parámetro	mg/día	Kg/día	g/persona
S. Total	7,E+07	73,96	20,3348622
S. Sedimentable	4,E+05	0,45	0,12296816

COV's	5,E+07	49,18	13,5223008
DBO	4,E+06	4,10	1,12769777
DQO	6,E+06	5,87	1,61495386
NTK	6,E+05	0,63	0,17375023
NH3-N	3,E+05	0,34	0,09220514
Fósforo	3,E+05	0,33	0,09167356
Total	1,E+08	135	36,99

Fuente: Los Autores

La carga contaminante determinada de la PTAR – UEA se presenta en la *Tabla 22*, la bibliografía respecto a unidades educativas es limitada sin embargo se evidencia que en el caso de una evaluación de una PTAR en un campus universitario según (Ávila Malaver & Arroba Torres, 2015), la carga contaminante de DBO es de 24 kg/d, y su proporcional por personas es de 16 gr, con una producción per cápita de 70 L, este registro nos permite contrastar con los resultados obtenidos donde reportamos 4 Kg de DBO, para una producción per cápita de 20,6 L. Estos valores evidencian la baja carga orgánica presente en el agua residual, podemos notar que en la UEA debido a los cortos horarios que los estudiantes se encuentran presentes y las costumbres asociado a sus necesidades biológicas para los usos de los urinarios no repercuten un problema sanitario a la hora del tratamiento del recurso de agua contaminado.

Tabla 23. Parámetros normales para aguas residuales urbanas.

Parámetro	UEA, 2018	Martinez., 2013	Medina 2016	CIDTA., 2008	Unidad
pH	8,43	6 - 9	-	6 - 9	mg/L
SST	-	100	100	-	mg/L
ST	1402	350	720	350 - 1200	mg/L
SSed.	5,86	-	5	-	mg/L
DQO	76,96	250	250	-	mg/L
DBO	53,74	110	110	-	mg/L
NTK	8,28	20	20	20 - 85	mg/L
NH ₃ -N	4,39	-	12	-	mg/L
P total	4,37	4	4	4 - 15	mg/L
C. Total	8700	-	-	10 ⁶ - 10 ⁹	Colonias/100ml
C. Fecal	8140	-	10 ⁶ - 10 ⁹	10 ⁵ - 10 ⁸	Colonias/100ml

Fuente: (Martinez et al., 2013):(Medina & Pinzón, 2016):(CIDTA, 2008)

Estrechamente estos análisis comparativos permiten relacionar el funcionamiento de la PTAR – UEA, y en los resultados obtenidos se refleja las cifras cuantificadas, cabe recalcar que las cargas diarias reportadas en la *Tabla 22* de la PTAR – UEA son muy diferentes a las reportadas según (Martinez et al., 2013):(Medina & Pinzón, 2016):(CIDTA, 2008)

normalmente para aguas residuales urbanas *Tabla 23*. Los valores promediales para las aguas residuales urbanas se encuentran clasificadas según su concentración en alta, baja y media para este análisis se especifica valores en el rango bajo.

Resultados para el objetivo 4

Propuesta de mejoramiento de la PTAR – UEA

Propuesta 1

En la PTAR UEA no existe un sistema estricto para el pre tratamiento del agua residual, por tal motivo regularmente sólidos gruesos, arena y especialmente plásticos obstaculizan la rejilla ubicada en el tanque de ingreso e igualamiento hacia la fosa séptica.

El volumen total del tanque de igualamiento es de 2,88 m³ *Tabla 16*, el mismo que es colapsado motivo por el cual se propone un aliviadero que permita el ingreso de agua a la PTAR al caudal máximo determinado, y el excedente sea evacuado hacia el cuerpo de agua dulce de descarga normal cómo se presenta a continuación.

Diseño aliviadero

En el Grafico 26 se presenta el aliviadero diseñado para evitar el ingreso de un caudal que colapse la planta, el aliviadero se divide en dos secciones una interna y una externa, la sección interna se diseña en base a la ya existente donde el rediseño solo implica levantar la altura del mismo en 15 cm para alcanzar el volumen de 3.21m³, el caudal que la sección interna permitirá ingresar a la PTAR – UEA será el mismo del volumen por hora, es decir 3,21m³/h. la sección interna en cuanto a las dimensiones de largo y ancho permanecen como previamente habían sido construidos.

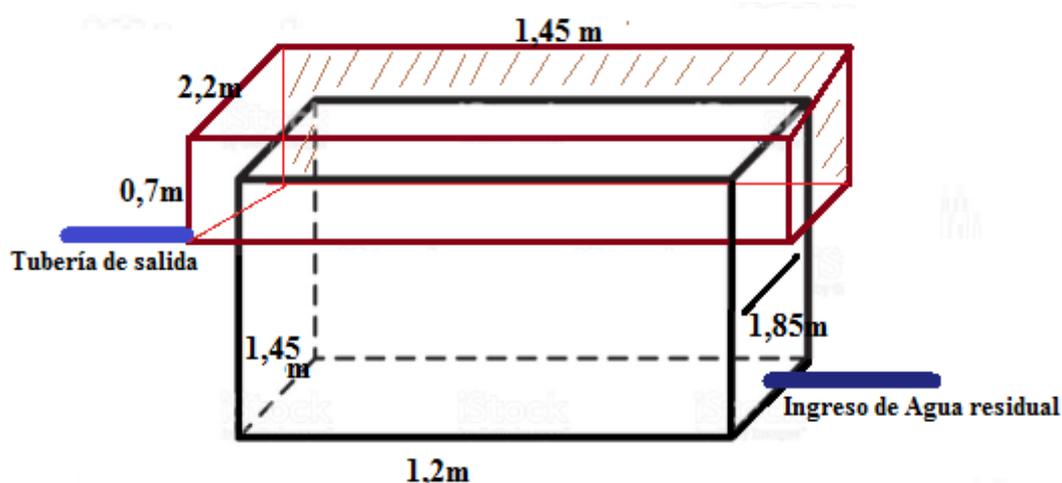


Grafico 26. Diseño del aliviadero

Fuente: Los Autores

En la Tabla 24 se evidencia las dimensiones para el tanque recolector externo o sección externa, la misma que con relación a la existente se incrementa en el largo 0,9 m y ancho 1 m es decir 0,5 m a cada lado, con una profundidad de 1,08 m, para satisfacer la demanda de 2,2 m³/h, la altura de esta sección debe coincidir en la superficie con el de la sección interna. Este aliviadero permitirá el paso de 3,2 m³/h, y cuando el mismo sobrepase la sección interna será evacuado directamente hacia el cuerpo de agua receptor del efluente, no existe problemática con este procedimiento porque para entonces la concentración de contaminantes será tan diluida que no tiene sentido su tratamiento, de tal forma que se permite que el agua realmente contaminada continúe efectivamente con su tratamiento. Como se evidencia en la Tabla 24 las dimensiones, el volumen de la sección externa menos el volumen de la sección interna es el volumen real de la sección externa es decir 5,55 m³-3,21 m³=2,34m³.

Tabla 24. Diseño de Aliviadero.

Aliviadero		
Criterio	Dato	Unidad
Largo S. interna	1,2	m
Ancho S. interna	1,85	m
Profundidad S. interna	1,45	m
Área S. interna	2,22	m ²
Volumen S. interna	3,219	m ³
Largo S. externa	2,1	m
Ancho S. externa	2,45	m
Profundidad S. externa	1,08	m
Área S. externa	5,14	m ²
Volumen S. externa	5,55	m ³

Fuente: Los Autores

Propuesta 2

Implementar un sistema estricto para el desbaste del agua residual especialmente plásticos y sólidos gruesos de forma que estos residuos no influyan en el ingreso del agua a la PTAR, así como en el tratamiento del agua residual.

Propuesta 3

Incorporar en el filtro biológico una cúpula de preferencia móvil con recolección de gases, de forma que se evite la emisión a la atmósfera de los mismos, así como la percepción del olor en la institución. Evitar la construcción de la cúpula de metal debido a la corrosión que puede presentar los gases.

Propuesta 4

En base al análisis realizado en la PTAR – UEA respecto a los parámetros evaluados y la identificación del incumplimiento con la normativa de la descarga de coliformes fecales Tabla 14 se determina la implementación obligatoria y urgente de un sistema de desinfección del agua post-tratamiento, (debido al bajo costo y fácil operación se puede considerar una cámara de cloración) antes de la descarga final de forma que se evite el incumplimiento con los límites permisibles de este parámetro y futuros procesos administrativos asociados.

Propuesta 5

Una vez determinada la cantidad de agua de lluvia de 6,55 m³ que ingresan por infiltración y escorrentía al tanque de almacenamiento de lodos se debe realizar un levantamiento del perfil del tanque respecto al estado actual, es decir incrementar en las paredes altura para evitar que el agua lluvia ingrese al mismo y en un futuro tratamiento de lodos este pueda ser efectivo.

Además, poner en funcionamiento la línea de lodos de forma que el inóculo permita incrementar la eficiencia de la PTAR, para el efecto previo inicio de operación realizar la cubierta y levantamiento de paredes para evitar el ingreso de agua lluvia puesto que el tratamiento de lodos implica ciertamente la mayor reducción de agua del sustrato.

CAPÍTULO V.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Conclusiones

- Se determina que la PTAR – UEA para cada componente (tanque de igualamiento, fosa séptica y filtro biológico) funciona con un tiempo de retención de 40.2 min, 20.22h y 3,43h respectivamente y un caudal promedio de 74,93 m³/día.
- Mediante el análisis cuantitativo de la caracterización del afluente y efluente del presente proyecto de investigación, se determina que la PTAR – UEA cumple parcialmente con los límites permisibles establecidos en la normativa ambiental vigente, el incumplimiento radica en el parámetro de coliformes fecales.
- En cuanto al parámetro de coliformes fecales la PTAR – UEA es uno de los atribuyentes a los cauces de agua dulce con patógenos, específicamente *Escherichia coli*, vertiéndolos directamente al estero de descarga del efluente e indirectamente al Río Puyo.
- Se determina que la planta de tratamiento de aguas residuales de la UEA tiene una eficiencia de 39%, del cual el 31% pertenece a los parámetros químicos biológicos y el 69% a los parámetros físicos evaluados.
- Una vez analizados los resultados y relacionados con bibliografía existente se determina que actualmente la PTAR – UEA es deficiente, lo cual no implica que la misma no cumpla con el marco legal vigente sin embargo, para la mejora de su funcionamiento se detalla 5 propuestas.

Recomendaciones

- Se recomienda implementar las medidas propuestas en esta investigación con el propósito de mejorar el funcionamiento de la PTAR – UEA y que la institución sea un referente a nivel provincial y nacional por su compromiso de responsabilidad con el ambiente.
- Los gases que implican el olor percibido en la institución corresponde al filtro biológico motivo por el cual es necesario cubrir la misma y recolectarlos.
- En cuanto al lodo de la fosa séptica se recomienda poner en funcionamiento la línea correspondiente de forma que permita la estabilización y el inóculo del mismo acelere la digestión anaerobia.
- En caso de que el tanque de almacenamiento de lodos no funcione retirar el lodo de la fosa estrictamente cada 6 meses, una línea a la vez previendo un resguardo del 20% del contenido de la fosa para posterior inoculación y estabilización biológica.
- La planta de tratamiento de aguas residuales debe tener un sistema de recolección y transporte del agua lluvia, de la área interna de la misma hacia el cuerpo receptor del efluente, debido a que la misma por escorrentía se dirige hacia el tanque de almacenamiento de lodos donde en funcionamiento ideal de estabilización, conllevaría una problemática y para el efecto se debe poner una cubierta, se calculó mensualmente entran 6.5 m³ de agua lluvia a este tanque.
- Se recomienda para el tanque de almacenamiento de lodos subir el nivel del muro para que no se infiltre agua y colocar una cubierta transparente para protegerlo del agua lluvia y favorecer la estabilización de los mismos.
- Es necesario que se ponga en funcionamiento la línea de lodos de forma que permita evacuar los mismos del filtro biológico especialmente debido a que esta unidad de tratamiento se satura y la eficiencia del mismo se reduce, comportamiento claramente evidenciado en esta investigación.
- Para futuros proyectos tomar en cuenta las consideraciones de TRH, volumen útil de 3/4 de la fosa, dimensiones de las cámaras de 2-1 de manera tal que permita una eficiencia mayor a la reportada.

BIBLIOGRAFÍA

- (CONAGUA), C. N. del A., & (SEMARNAT), S. de M. A. y R. N. (2016). *Lineamientos técnicos: sistema de tratamiento de aguas residuales a nivel vivienda en zona rural*.
- Acevedo Juárez, B. (2016). *Estudio y modelación matemática del cambio metabólico de las bacterias responsables de la eliminación biológica del fósforo en el tratamiento de aguas residuales*. Universidad Politécnica de Valencia.
- Agencia de Medio Ambiente. (1998). *Metodología para la evaluación aproximada de la carga contaminante*. La Habana.
- Agencia Ecuatoriana de Aseguramiento de la Calidad del Agro. (2015). Instructivo para la toma de muestras.
- Aguinaga, S., Lucas, R., Castro Scarone, S., & Simone, P. (1996). *Manual de procedimientos analíticos para aguas y efluentes*.
- Ambientum. (2002). Nitrógeno en el agua. Retrieved May 20, 2018, from https://www.ambientum.com/revista/2002_05/NTRGNO2.asp
- Andino Rugama, F. (2008). Curso: Un enfoque práctico para la inocuidad de los alimentos Métodos de detección de contaminación microbiana.
- Andreu, L. G. (2015). Estudio del Comportamiento del Tratamiento Anaerobio de Fangos ante Modificaciones del pH.
- Arce Velásquez, A. L., & Calderón Mólgora, C. (2002). *Fundamento técnicos para el muestreo y análisis de aguas residuales*. Mexico D.F.
- Argandoña Zambrano, L. E., & Macías García, R. G. (2013a). *Determinación de sólidos totales, suspendidos, sedimentados y volátiles, en el efluente de las lagunas de oxidación situadas en la parroquia colón, cantón Portoviejo, provincia de Manabí, durante el período de marzo a septiembre 2013*. Universidad Técnica de Manabí.
- Arroba Torres, C. A., & Ávila Malaver, D. A. (2015). *Evaluación del desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales de un campus universitario*. Universidad Santo Thomas.
- ASA ANALYTICS. (2018). Total Nitrogen in Wastewater - ASA Analytics. Retrieved May 5, 2018, from <https://www.asaanalytics.com/total-nitrogen-in-wastewater.html>
- Atenodoro-Alonso, J., Ruíz-Espinoza, J. E., Alvarado-Lassman, A., Martínez-Sibaja, A., Martínez-Delgadillo, S. A., & Méndez-Contreras, J. M. (2009). The Enhanced Anaerobic Degradability And Kinetic Parameters Of Pathogenic Inactivation Of Wastewater Sludge Using Pre- And Post-Thermal Treatments Part 2. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 8(2), 311–319.
- Avendaño Cardenas, F. Y., & Martinez Gonzales, J. A. (2015). *Recuperación de lodos de las lagunas de oxidación provenientes del proceso de extracción de aceite de palma, para usar como abono en cultivos de palma africana*. Universidad Nacional Abierta y a Distancia UNAD.
- Ávila Malaver, D. A., & Arroba Torres, C. A. (2015). *Evaluación del desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales de un campus universitario*. Universidad Santo Thomas.
- Bermeo Castillo, E. L., & Santín Torres, J. L. (2010). *Estudio, diseño y selección de la tecnología adecuada para tratamiento de aguas residuales domésticas para poblaciones menores a 2000 habitantes en la ciudad de Gonzanamá*. Universidad Técnica Particular de Loja.
- BESEL, S. A. (Departamento de E. (2007). “Biomasa: Digestores anaerobios.”
- Bitton, G. (2005). *WASTEWATER MICROBIOLOGY* (3rd ed.). New Jersey.
- Buenaño, M. (2015). Propuesta de una planta de tratamiento de aguas residuales.
- Burubai, W., Akor, A., Lilly, M., Ayawari, D., Akor, A., Lilly, M. T., & Ayawari, D. . (2007). An Evaluation of Septic Tank Performan in Bayelsa State, Nigeria. *The CIGR Ejournal*.
- Calero Chiriboga, D. A., & Piedra Burgos, S. D. (2016). *Rediseño de la planta de tratamiento de aguas residuales de la urbanización y club Los Arrayanes*. Universidad de Las Americas.

- Calvo Sales, T., & Mendizábal Allende, R. (2007). *El impuesto sobre construcciones, instalaciones y obras: La mayoría de edad del ICIO*. (M. Poblet, E. Alcubilla, F. Pintado, J. Rodríguez, & J. Gonzales, Eds.) (Sexta). Las Rosas MADRID.
- Cano, Rueda, S. (2006). *Métodos de análisis microbiológicos*.
- Cárdenas Calvachi, G. L., & Sánchez Ortiz, I. A. (2013). Nitrogen in wastewater: origins, effects and removal mechanisms to preserve the environment and public health. *Universidad y Salud*, 15(1), 72–88.
- Carpio Galvan, T. M. (2007). *Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales* (TP0436).
- Carrera, J., Vicent, T., & Lafuente, J. (2004). Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater. *Process Biochemistry*, 39(12), 2035–2041. <https://doi.org/10.1016/J.PROCBIO.2003.10.005>
- Castillo Borges, E. R., Santos Ocampo, B., Méndez Novelo, R. I., Pietrogiovanna Bronca, J. A., Espadas Solís, A., Quintal Franco, C., & Pat Canul, R. (2013). Tratamiento de efluentes de fosas sépticas mediante el uso de un sistema de contactor biológico rotatorio. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 4(3), 125–134.
- Castro Scarone, S. (2009). Manual de procedimientos analíticos para muestras ambientales. *DINAMA*.
- CEIBAS. (2017). Determinación de turbidez SM2130 B.
- CENTA. (2005). Manual de depuración de aguas residuales urbanas.
- Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua. (2008). Características de las aguas residuales. *ETAP*.
- Centro de Investigaciones Hidráulicas, & Hidrotécnicas. (2006). *Procedimiento para la Medición de Sólidos Totales*.
- Chiva Vicent, S., Berlanga Clavijo, J. G., Martínez Cuenca, R., & Climent Agustina, J. (2018). Depuración de aguas residuales: digestión anaerobia, 221. <https://doi.org/10.6035/UJI.FACSA.2018.2>
- CIDTA. (2008). *Aguas Residuales*.
- Claros Bedoya, J. A. (2012). *Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación vía nitrito para el tratamiento biológico de corrientes de agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal*. Universidad Politécnica de Valencia.
- Clesceri, L. S., Greenberg, A. E., & Eaton, A. D. (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20 Ed). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Comisión Nacional de Agua. (2011). *Manual de agua potable alcantarillado y saneamiento*. México D.F: ISBN: 978-607-626-015-9.
- Constantino, L., & Moreno Medino, S. (2015). Diseño de fosas sépticas rectangulares mediante el uso de la herramienta FOSEP. / *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 14(3), 757–765.
- Constanza Corrales, Lucía Antolinez Romero, D. M., Bohórquez Macías, J. A., Marcela, D., & Corredor Vargas, A. M. (2015). *Bacterias anaerobias: procesos que realizan y contribuyen a la sostenibilidad de la vida en el planeta*. Scielo (Vol. 13). Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca.
- CORNARE. (2011). *Resolución N° 131 -0858*. Medellín.
- Cortés Lara, M. (2003). Importancia de los coliformes fecales como indicadores de contaminación en la Franja Litoral de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit. *Biomed*, 14(2).
- Crespi, M., & Huertas, J. (1986). Determinación simplificada de la demanda química de oxígeno por el método del d i c r o m a t o.
- Díaz Marrero, M. A. (2003). Filtros biológicos sumergidos y aerados, (1).

- Díaz Rodríguez, E. G. (2016). *Caracterización morfo-cultural e identificación molecular de comunidades bacterianas de la cuenca hidrográfica "EL CARMEN"-LOJA*. Universidad Nacional de Loja.
- Diéguez, M., Domingez, I., & Castillo, M. (2011). *Informe de Calidad de Agua de la Cuenca del Canal*.
- Diseprosa. (2015). Planta de Tratamiento de aguas. *Diseprosa@diseprosa.Com*.
- Dodane, P. H., & Ronteltap, M. (2015). *Lechos de Secado sin Plantas* (Vol. Capitulo 7).
- Domínguez Ollero Rocío. (2015). *Diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas para poblaciones entre 20 y 25 mil habitantes*. Universidad Carlos II de Madrid.
- Donado H, R. (2013). *Plan de gestión para lodos generados en las PTAR-D de los municipios de Cumaral y San Martín de los llanos en el departamento del Meta*. Pontificia Universidad Javeriana.
- ECOPETROL. (2003). *Metodo Estandar Para La Determinacion de Nitrogeno Total Kjeldahl en Aguas*. scrib. Barrancabermeja.
- Environmental Express. (2006). Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) FAQs.
- EPA. (2013). Total Nitrogen. *Environmental Protection Agency*.
- EPA. (2015). Total Phosphorus. *Environmental Protection Agency*.
- Escaler, M. I., & Mujeriego Sahuquillo, R. (2001). Eliminación biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) mediante un proceso discontinuo de fangos activados . *Ingeniería Del Agua , Vol. 8, Nú.* <https://doi.org/10.4995/ia.2001.2860>
- Espigares García M., & Perez López J. A. (2002). AGUAS RESIDUALES. COMPOSICIÓN. *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico Del Agua*.
- Espinoza, V., Catillo, R., & Rovira, D. (2014). *Parámetros físico-químicos y microbiológicos como indicadores de la calidad de las aguas de la subcuenca baja del Río David, Provincia de*. Universidad Tecnológica Oteima.
- Ferrer Polo, J., & Seco Torrencillas, A. (2007). *Tratamientos Biologicos de Aguas Residuales*. Valencia.
- Flores Maman, M. N. (2007). *Diseño De La Planta De Tratamiento De Aguas Residuales BETULIA (SANTANDER)*.
- Fuentes Flores, K., & Betancourt Figueroa, P. (2012). *Procesos de Depuración de aguas residuales. Latinoamerica el Ambiente y las Ciencias* (1st ed.). Venezuela.
- GADP-Pz. (2014). *Componente Biofísico, uso de suelo y cobertura vegetal*. Puyo.
- Galeano Nieto, L. J., & Rojas Ibarra, V. D. (2016). *Propuesta de diseño de una planta de tratamiento de agua residual por zanjón de oxidación para el casco urbano del municipio de Velez - Santander*. Universidad Católica de Colombia.
- Galvez Guidel, C. A. (2013). *Eficiencia de la planta de tratamiento de agua residual de San Lucas Sacatepéquez*. Universidad Rafael Lándivar.
- Gamboa Teran, M. del C. (2015). *Actualización de pruebas de laboratorio microbiológicas para el control de calidad en alimentos*.
- García Fernandez, I., Lara Cortéz, H. Á., & Martínez López, M. R. (2015). Métodos para realizar una curva de calibración - YouTube. Retrieved April 1, 2018, from <https://www.youtube.com/watch?v=gEFmrHSVBMQ&t=287s>
- García, J., Mujeriego, R., & Hernández-Mariné, M. (2000). High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. *Journal of Applied Phycology*, 12(3/5), 331–339. <https://doi.org/10.1023/A:1008146421368>
- García, R. M. (2009). *Tratamiento de Aguas Residuales Industriales*, 7–8.
- Garía Guillermo, H. R. (2014). *Caracterización y propuesta de tratamiento de las aguas residuales de la industria de galvanizado de lámina por inmersión en caliente*. Universidad de San Carlos

- de Guatemala.
- Gerez, E. (2010). Tratamiento de aguas residuales. Venezuela.
- Gerhardt. (2015). *Análisis de nitrógeno - El método de Johan Kjeldahl*. Königswinter .
- González, M., & Saldarriaga, C. J. (2009). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio.
- Gonzalez Montiel, R. J. M. (2001). Los filtros biológicos aerobios como una alternativa para aumentar la eficiencia de las lagunas de oxidación.
- Grillet, S. C., Abalos Rodríguez, A., Rodríguez Pérez, S., & Pérez Pompa, N. (2016). Evaluación del tratamiento anaerobio de aguas residuales Evaluación del tratamiento anaerobio de las aguas residuales de una comunidad universitaria. *Colomb. Biotecnol*, 1, 49–56. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v18n1.57715>
- Grupp Gutierrez, A. (2010). *Diseño de un modelo de tratamiento de aguas residuales doméstica con tanques Fibratank*. Sartenejas.
- Hach. (2015a). Conductivity, Method 8160, 8.
- Hach. (2015b). *Oxygen Dissolved, Method 10360*.
- Hernández-Acosta, E., Quiñones Aguilar, E. E., Cristóbal Acevedo, D., & Rubiños Panta, J. E. (2014). Calidad biológica de aguas residuales utilizadas para riego de cultivos forrajeros en Tulancingo, Hidalgo, México. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.03.024>
- Herrera Domínguez, J., Barceló, Ó., & Gonzalez-Martinez, S. (2018). EFECTO DE LA TEMPERATURA SOBRE LA FERMENTACIÓN ANAEROBIA DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES.
- IDEAM. (2007a). Coliformes totales y E. Coli por el método de filtración por membrana en agar chromocult. *Instituto de Hidrológica, Meteorología, y Estudios Ambientales*, 9–12.
- IDEAM. (2007b). Toma de muestras de agua residual. *Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales*.
- INHAMI. (2015). *Anuario Meteorológico*. Quito.
- INHAMI. (2018). *Boletín Metereológico AÑO: XLII N° 518 Abril 2018*. Quito.
- Instituto de Investigaciones Marina y Costeras. (2003). *Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos*.
- Instituto Geológico y Minero de España. (2011). *Procedimiento de muestreo. Gupia Operativa GOAS*.
- Instituto Nacional de Normalización Chile. (2009). *Aguas residuales -Métodos de análisis -Parte 15: Determinación de fósforo total*.
- Instituto Nacional de Salud. (2011). Manual de Instrucciones par ala Toma, Preservación y Transporte de Muestras de Agua de Consumo Humano para análisis de Laboratorio. Bogota, Colombia.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. (2011). *Protocolo de muestreo, transporte y conservación de muestras de agua con fines múltiples*.
- Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias IVIA. (2016). MÉTODOS PARA LA MEDIDA DE LA FERMENTABILIDAD DE LOS LODOS DE LAS ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES.
- Isla de Juana, R. (2005). *Proyectos de Tratamiento de Aguas Residuales*.
- Javid Corpas, E. I., & Fernando Herrera, O. A. (2012). Reducción de coliformes y escherichia coli en un sistema residual lácteo mediante microorganismos benéficos. *Biotecnología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 10(1), 67–76.
- Jiménez Cisneros, B. E. (2005). *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. Colegio de Ingenieros Ambientales de México.
- JP SELECTA S.A. (2012). METODO KJELDAHL / KJELDAHL METHOD «Notas de

- Aplicaciones. Retrieved April 2, 2018, from <http://www.grupo-selecta.com/notasdeaplicaciones/sin-categoria/metodo-kjeldahl/>
- Kengne, I. M., & Tilley, E. (2012). Lecho de secado con plantas.
- Larios Meoño, J. F., González, C. T., Morales Olivares, Y., Yennyfer, T., & Olivares, M. (2015). Las aguas residuales y sus consecuencias en el PERÚ. ISSN 2311 – 7613 .
- Larrea Murrell, J. A., Romeu Álvarez, B., & Rojas Hernández, Mercedes Heydrich Pérez, M. (2013). Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: revisión de la literatura. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, 44(3), 24–34.
- Lecca, E. R., & Liza, E. R. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Revista de La Facultad de Ingeniería Industrial*.
- Lermann De Abramovich, B., Gilli, C. M., Eliggi, S. M., & Mariel, Z. (2010). Carrera de Ingeniería Química y en Alimentos FIQ – UNL Curso Optativo: Gestión Integral de Residuos Tema: Técnica Analítica para Oxígeno Disuelto.
- Llobregat, M. J., & Armando, P.-J. (2002). Simulación de procesos de tratamiento biológico de aguas residuales con reactores anaerobios o biodiscos.
- LLorens Espinosa, M. del C., León-Hernández, Y., Rodríguez Petit, X., & Rodríguez-Petit, X. (2013). Problemática de la determinación de especies nitrogenadas (nitrógeno total y amoniacal) en aguas residuales. *Revista CENIC Ciencias Químicas*, 44, 1–12.
- Loayza, G. (2015). Diseño de un lecho de secado para tratamientos de lodos en el sistema de depuración en la industria SOPALIN S.A. Retrieved April 3, 2018, from <https://prezi.com/u-2wxwp2zypq/disenio-de-un-lecho-de-secado-para-tratamientos-de-lodos-en-e/>
- Lozano Rivas, W. A. (2012). Fundamentos De Diseño De Plantas Depuradoras De Aguas Residuales.
- Luna Gutierrez, P., & Salazar Gallo, M. L. (2007). *Propuesta de manejo integral de residuos generados por la actividad turística en el Hotel Charco Verde, Ometepe*. Universidad Centroamérica.
- Madroño, Melendez, G. (2012). Validacion parcial de la metodologia demanda quimica de oxigeno (DQO) a rango bajo en aguas residuales por metodo colorimetrico.
- Maiza Siza, F. R. (2006). *Plantas de tratamiento en el sistema de alcantarillado para el barrio La Armenia en la parroquia de Nanegalito cantón Quito*. Escuela Politécnica Nacional.
- Marín Góngora, S. A., & Pardo Contreras, J. S. (2017). *Implementación de un sistema de tratamiento fisicoquímico y biológico de las aguas residuales en el sector funerario basado en los parámetros de calidad de vertimientos establecidos en la resolución 0631 2015*. Universidad de San Buenaventura Cartagena.
- Marsilli, A. (2005). Tratamiento de aguas residuales. Retrieved from <http://www.tierramor.org/Articulos/tratagua.htm>
- Martinez, J. D., Rivera, J. N., Houbron, E., Calvarin, A. C., Carrera, O. M., García, E. J., ... Tepole, M. (2013). *Caracterización de aguas residuales universitarias y determinación de la eficiencia de tratamiento de las PTAR de la UV existentes de la región Vordoba-Orizaba*. Universidad Veracruzana.
- Martinez Paredes, A. (2006). Particularización al método de los coeficientes de escorrentía.
- Medina, J. T., & Pinzón, Y. B. (2016). *Tratamiento de aguas residuales de tipo doméstico a partir de coleópteros scarabaeidae*. Universidad Nacional Abierta y a Distancia UNAD.
- Méndez Novelo, R., Gijón Yescas, A., Quintal Franco, C., & Osorio Rodríguez, H. (2007). Determinación de la tasa de acumulación de lodos en fosas sépticas.
- Menéndez Gutiérrez, C. (2002). Método gráfico para la evaluación de filtros percoladores, (1).
- Merli, G. F., & Ricciuti, N. O. (2009). Seminario de Procesos Fundamentales Físico-Químicos y Microbiológicos Especialización y Maestría en Medio Ambiente Laboratorio de Química Microbiología de las aguas residuales -Aplicación de Biosólidos en Suelo. *UNIVERSIDAD*

TECNOLÓGICA NACIONAL.

- Ministerio del Ambiente. TULSMA Acuerdo Ministerial 097 - A Límites Permisibles (2015). Ecuador.
- Minnesota Pollution Control Agency. (2016). What is phosphorus and how does it affect my wastewater treatment facility (WWTF).
- Miranda Knobelsdorf, M. J. (2005). *Eliminación biológica de nutrientes en un ARUde baja carga orgánica mediante el proceso VIP*. Universidad Politécnica de Catalunya.
- Morales Cubillos, I. J. (2009). *Aprovechamiento de lodos primarios provenientes del tratamiento de aguas residuales de una industria láctea por medio de la producción de concentrados para animales del sector porcícola y ganadero vacuno*. Universidad de La Salle.
- Muñoz Cruz, A. (2008). *Caracterización y tratameinto de aguas residuales*. Universidad Autónoma de Hidalgo.
- Murillo Poma, C. A. (2016). *Optimización del método analítico azul de fosfomolibdato de amonio para la determinación de (fosforo) por espectrofotometría ultravioleta - visible*. Universidad Mayor de San Andres.
- Nam, N. H., Visvanathan, C., & Jegatheesan, V. (2005). Performance Evaluation of Septic Tanks as onsite Sanitation System.
- Nasr, F. A., & Mikhaeil, B. (2015). Treatment of domestic wastewater using modified septic tank. *Desalination and Water Treatment*, 56(8), 2073–2081. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.961174>
- Navarro, M. O. (2007). Determinación De Escherichia Coli Y Coliformes Totales En Agua Por El Método De Filtración Por Membrana En Agar Chromocult.
- Navarro, O. M., Gaitan, S. M., & Duque, M. E. (2007). Demanda Química de Oxígeno.
- Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1202:2013. (2013). Demanda Bioquímica de Oxígeno.
- Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1203:2013. (2013). Agua. Demanda Química De Oxígeno (DQO).
- NTE INEN 1529-2: Control microbiológico de los alimentos. Toma, envío y preparación de muestras para el análisis microbiológico. (1999).
- NTE INEN 1529-7: Control microbiológico de los alimentos. Determinación de microorganismos coliformes por la técnica de recuento de colonias. (1990).
- Olivos Lara, O. E. (2010). Tratamiento de aguas Residuales.
- Ordoñez Blacio, A. D., & Perez Palacios, L. J. (2011). Filtro Biológico de arena para la potabilización de agua.
- Organización Mundial de la Salud (OMS), & Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria (CEPIS). (2005). Guía para el diseño de tanques sépticos, tanques imhoff y lagunas de estabilización.
- Osorio, P. C., & Peña, D. (2000). Determinación de la relación DQO/DBO 5 en aguas residuales de comunas con población menor a 25.000 habitantes en la VIII región.
- Ospina-Zúñiga, Ó., García-Cobas, G., Gordillo-Rivera, J., Tovar-Hernández, K., Citar Este Artículo:, C., Ospina-Arias, O., ... De La, E. (2016). Evaluación de la turbiedad y la conductividad ocurrida en temporada seca y de lluvia en el río Combeima (Ibagué, Colombia) Ingeniero(a) civil. Profesor(a) investigador. *Ingeniería Solidaria*, 12(19), 19–36. <https://doi.org/10.16925/in.v12i19.1191>
- Palacio Castañeda, N. (2010). *Propuesta de un sistema de aprovechamiento de agua lluvia, como alternativa para el ahorro de agua potable, en la institución educativa María Auxiliadora de Caldas, Antioquia*. Universidad de Antioquia.
- Parra Rodriguez, L. M. (2006). Operación de un filtro anaerobio de flujo ascendente, 13.
- Pascual Del Riquelme, L. M. (2016). Alternativas para el tratamiento de efluentes industriales. *Universidad de Murcia*.

- Passalacqua, N., & Cabrera, J. (2014). *Análisis microbiológico de los alimentos*.
- Patterson, R. A. (2003). NITROGEN IN WASTEWATER AND ITS ROLE IN CONSTRAINING ON-SITE PLANNING. *Lanfax Laboratories Armidale*.
- Pérez Garrido, C., León Rodríguez, M. L., & Delgado García, R. G. (2013). *Tratamiento de aguas residuales. Manual de Laboratorio*. Universidad Autónoma de México.
- Perez, M. L., Dautant, R., Contreras, A., & Gonzales, H. (2002). Remoción de fosforo y nitrógeno en aguas residuales utilizando un reactor discontinuo secuencial (SBR). *AIDIS*.
- Pérez Miró, A. (2015). *Metodología para el seguimiento y análisis de aguas residuales procedentes de distintos orígenes: control anual y trimestral*. Escuela Politécnica Superior de Alcoy.
- Phesatcha, T., Tukkeeree, S., & Rohrer, J. (2016). Determination of Total Phosphorus in Wastewater Using Caro's Reagent and Ion Chromatography. *Thermo Fisher Scientific Inc*.
- Pico Angulo, C. J. (2017). *Distributivo del personal administrativo a nombramiento LOSEP*. Puyo.
- Pisarevsky, A. M., Polozova, I. P., & Hockridge, P. M. (2005). Chemical Oxygen Demand. *Russian Journal of Applied Chemistry*, 78(1), 101–107. <https://doi.org/10.1007/s11167-005-0239-6>
- Poirrier González, P. (2005). *Hidrólisis y acidificación psicrófila de moléculas complejas en sistemas anaerobios*. Universidad de Santiago de Compostela.
- Posada Uribe, L. F., Mosquera López, S., & Villegas Escobar, V. (2007). *Biodegradación de la materia orgánica presente en las aguas residuales de una empresa de pinturas*. UNIVERSIDAD EAFIT.
- Prieto Vallejo, J. A., & Rodríguez Tobar, S. E. (2015). Diseño de una planta de Tratamiento de Aguas Residuales.
- Quezada Sanchez, A., Alfaro Chavez, D. V., Castillo Arévalo, S., & Morena Lizette, M. D. D. R. (2008). UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR RECTOR.
- Raffo Lecca, E., & Ruiz Lizama, E. (2014). Caracterización de aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 17.
- Ragaa, E. S., Ayman A, G., Atef, S., & Ibrahim, H. (2016). Analysis and Characterization of Wastewater Nitrogen Components for using in Wastewater Modeling and Simulation. *International Journal of Advanced Research in Chemical Science*, 3(5), 28–36. <https://doi.org/10.20431/2349-0403.0305004>
- Ramallo, R. S. (2002). *FILTROS PERCOLADORES*.
- Ramos Ortega, L. M., Vidal, L. A., Vilaridy, S., & Saavedra Díaz, L. (2008). Análisis de la contaminación microbiológica (coliformes totales y fecales) en la bahía de Santa Marta, caribe colombiano. *SCIELO*, 113.
- Reutelshofer, T., & Guzmán Bejarano, L. F. (2015). *Guía para la toma de muestras de agua residual (PERIAGUA)*. La Paz: SENASBA.
- Ricardo, L. (2010). Tratamientos avanzados para aguas residuales industriales – una revisión. *Boletín Semillas Ambientales*, 4(2).
- Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D., & Clesceri, L. S. (2012). *Standar Methods For The Examination of Water and Wastewater* (22nd ed.). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Rivera, A., Hernández, & Julio, D. F. (2015). *Diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales para la unidad disciplinaria de biotecnología*.
- Rodríguez V, J. A. (2006). Tratamiento anaerobio de aguas residuales.
- Rodríguez Fernández Alba, Antonio Letón García, P., Rosal García, R., Dorado Valiño, M., Villar Fernández, S., & Sanz García, J. (2012). *Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales*. Universidad de Alcalá (1st ed., Vol. 2). Madrid.
- Rodríguez Gamarra, J. (2012). Capítulo I. Fosas Sépticas.
- Rodríguez, J. A., Torres Lozada, P., & Uribe, I. E. (1995). *Tratamiento de aguas residuales del*

- proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio. Scientia et Technica, ISSN 0122-1701, Vol. 3, N.º. 23, 2003, págs. 75-80 (Vol. 3). Universidad Tecnológica de Pereira.*
- Rodríguez V, J. A. (2005). Tratamiento anaerobio de aguas residuales fundamentos.
- Romero Rojas, J. A. (2013). *Tratamiento de Aguas Residuales*. (S. P. Cristina, J. Cañas Sepúlveda, & M. Clemencia Afanador, Eds.). Escuela de Ingeniería de Colombia.
- Rosales Escalante, E. (2005). Tanques sépticos. Conceptos teóricos base y aplicaciones. *Tecnología En Marcha, ISSN 0379-3962, ISSN-e 2215-3241, Vol. 18, N.º. 2, 2005, Págs. 26-33, 18(2), 26–33.*
- Saldarriaga Molina, J. C., Garrido Fernández, J. M., Hoyos Ayala, D. A., & Correa Ochoa, M. (2010). Remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo de aguas residuales en un sistema híbrido UCT modificado. *SciELO*.
- Sanchez Monterrey, M. M. (1994). Demanda Bioquímica de Oxígeno.
- Sanchez Ortiz, A. I., & Matsumoto, T. (2012). Evaluación del desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales urbanas de ILHA Solteira (SP) por lagunas facultativas primarias. *Ingeniería y Desarrollo, 30*.
- Sayago Peñaloza, J. (2001). *Estudio del efecto de la forma y el tamaño de las partículas sobre la velocidad de sedimentación gravitacional de suspensiones*. Universidad Central de Venezuela.
- Secretaría de economía. (2010). *Análisis de agua - Medición de Nitrógeno Total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. México D.F.
- Secretaria de Economía DGN. (1987). Análisis de agua - determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas - método de prueba.
- Serrano Salas, H. A. (2005). Evaluacion Ambiental de dos sistemas individuales de tratamiento de aguas residuales domesticas mediante la construccion de prototipos en escala natural.
- Severiche Sierra, C. A., Luna Jara, J. Y., & Gonzalez García, H. (2014). Evaluación analítica para la determinación de fósforo total en aguas por el método del ácido ascórbico. *Ingenium, 7(17), 37–41*. <https://doi.org/https://doi.org/10.21774/ing.v7i17.316>
- Shatrughna Babar, A. (2017). Performance of septic tank for the treatment of household waste water: case study, *17(2), 975–6744*.
- SINAGAP. (2017). Boletín de Precipitación y Temperatura Zona 3.
- Solarte Quelal, L. J. (2012). Documentación del procedimiento de laboratorio para la DBO5.
- Soler León, J. P. (2006). Validacion del metodo de numero mas probable de microorganismos y recuento en placa profunda para coliformes totales y fecales.
- Sorrequieta, A. (2004). *Aguas Residuales: Reuso y Tratamiento. Lagunas de estabilización: una opción para Latinoamérica "*
- Steve López, R. (2015). *Diseño del drenaje sanitario para la calle del cementerio, aldea la Esmeralda, Jerez, Jutiapa*. Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Strande, L., Ronteltap, M., & Brdjanovic, D. (2014). Manejo de Lodos Fecales Un enfoque sistémico para su implementación y operación (Vol. Capitulo 1).
- Suárez, J., & Jácome, A. (2007). Eliminación de fósforo en los procesos de depuración de aguas residuales.
- Suárez Pérez, Y., García Pulpeiro, O., & Al-Sufi, F. M. A. (2001). Diseño y validación de un método espectrofotométrico para el estudio de estabilidad de Benzocaína en un nuevo ungüento rectal. *Revista Cubana de Farmacia. scielocu*.
- Sumi, Y. (1999). *High-level Phosphorus Removal in a Small Municipal Wastewater Treatment Plant (WWTP)*. MASSACHUSETTS INSTITUTE OF TECHNOLOGY.
- Sun, S.-P., Nàcher, C. P. i, Merkey, B., Zhou, Q., Xia, S.-Q., Yang, D.-H., ... Smets, B. F. (2010). Effective Biological Nitrogen Removal Treatment Processes for Domestic Wastewaters with Low C/N Ratios: A Review. *Environmental Engineering Science, 27(2), 111–126*.

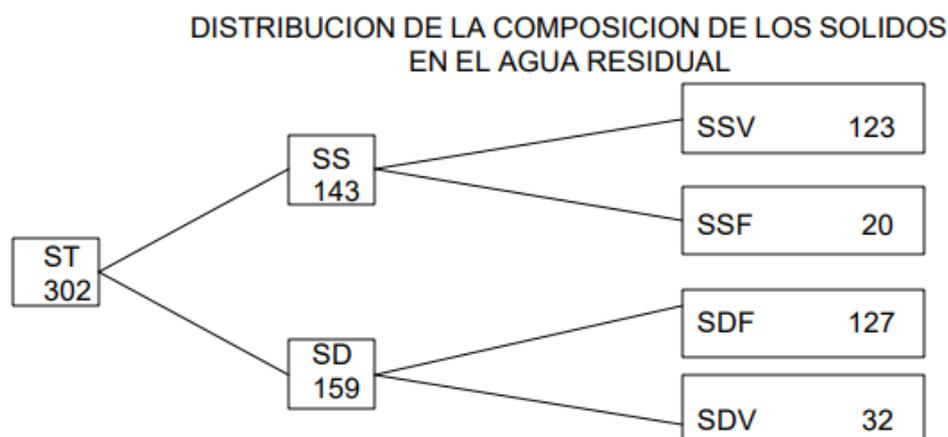
<https://doi.org/10.1089/ees.2009.0100>

- Tang, X., Huang, S., Ng, C.-O., & Li, J. (2009). Enhancement of Nitrogen and Phosphorus Removal in Pilot-Scale Vertical Subsurface Flow-Constructed Wetlands Using Polypropylene Pellets. *Environmental Engineering Science*, 26(3), 621–631. <https://doi.org/10.1089/ees.2007.0353>
- Terán Novillo, C. E. (2013). *Diseño del alcantarillado sanitario y tratamiento de aguas servidas de la cabecera de la parroquia La Unión, del cantón Atacames, provincia de Esmeraldas*. Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Tevez López, L., & Torres, C. (2006). Estudio Cuántico de bacterias.
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., Zurbrügg, C., & Williams, C. (2008). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*.
- UICN. (2005). Plan de monitoreo para la planta de tratamiento de aguas residuales en el sur de Ahuachapán, El Salvador, C.A.
- UNAM. (2012). *Consumo per cápita de agua en Latinoamérica*.
- Universidad Pablo de Olavide. (2005). *Técnicas Avanzadas en Química*.
- Universidad Tecnológica de Panama. (2006). Procedimiento para la Prueba de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO 5).
- Valencia Bonilla, N. T. (2008). *Secado solar de lodos*. Universidad Autónoma de México.
- Valverde, R., & Velez, A. (2017). Muestreo de agua residual en la planta de tratamiento.
- Vargas Burgos, J. C. (2017). *Informe de rendición de cuentas 2017*. Puyo.
- Vayas Lopez, E. (2018). *Informe de Análisis químico de aguas residuales*. Ambato.
- Villarroel Cárdenas, J. J. (2012). *Tratamiento de aguas residuales domesticas mediante humedales artificiales en la comunidad de Rumichaca*. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Wisconsin Department of Natural Resources. (2015). Nutrient Removal -Total Phosphorus. USA.
- Yalitzka Karina, C. S. (2016). *Validación de métodos analíticos en la matriz de agua: natural, de consumo humano y residual para los parámetros: nitritos, turbiedad, amonio, fósforo total y nitrógeno total*. Universidad Técnica Particular de Loja.
- Zhen Wu, B. Y. (2009). *Calidad físico-química y bacteriológica del agua para consumo humano de la microcuenca de la quebrada Victoria, Curubande, Guanacaste, Costa Rica, año hidrológico 2007 - 2008*. Universidad Estatal a Distancia, Escuela de Ciencias Exactas y Naturales.

ANEXOS

Información Secundaria.

Tabla 25. Distribución de la composición de sólidos en suspensión del agua residual



Fuente: (Carpio Galvan, 2007)

Tabla 26. Caracterización de lodos generados en diferentes procesos de tratamiento de aguas.

PARÁMETROS	LODOS PRIMARIOS (Sin adición de Químicos)	LODOS SECUNDARIOS (licor mezcla de lodos activados)	LODOS DIGERIDOS (Mezcla)
pH	5.5 – 6.5	6.5 – 7.5	6.8 – 7.6
Contenido de Agua (%)	92 – 96	97.5 – 98	94 – 97
SSV (%SS)	70 – 80	80 – 90	55 – 65
Grasas (%SS)	12 – 14	3 – 5	4 – 12
Proteínas (%SS)	4 – 14	20 – 30	10 – 20
Carbohidratos (%SS)	8 – 10	6 – 8	5 – 8
Nitrógeno (%SS)	2 – 5	1 – 6	3 – 7
Fosforo (%SS)	0.5 – 1.5	1.5 – 2.5	0.5 – 1.5
Bacterias patógenas (NMP/100ml)	10 ³ – 10 ⁵	100 – 1000	10 – 100
Metales pesados (%SS) (Zn, Cu, Pb)	0.2 – 2	0.2 – 2	0.2 – 2
SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles, NMP: Numero más probable, SS: sólidos suspendidos			

Fuente:(Argandoña Zambrano & Macías García, 2013)

Anexo 1. Respaldo de la Caracterización de la PTAR UEA.

Tabla 27: Tiempo triplicado registrado para cada instante de muestreo previa determinación del caudal.

N° muestra	M1D1 (s)	M2D (s)	M3D3 (s)	M4D4 (s)	M5D5 (s)	M6D6 (s)
1	8,64	6,6	8,8	10,03	9,25	9,89
	9,14	6,7	8,97	10,55	9,39	10,51
	8,41	6,8	8,39	10,28	9,45	10,01
2	2,94	6,76	5,73	10,23	8,7	11,12
	3,05	6,99	5,67	10,09	8,51	11,04
	2,61	6,52	6,03	10,55	9,42	11,02
3	3,07	6,27	5,67	10,68	9,32	11,56
	3,29	6,35	5,45	10,56	9,16	11,87
	2,85	6,64	5,3	10,89	9,09	11,57
4	3,45	7,01	5,93	10,22	8,95	12,23
	3,53	6,13	5,33	10,89	8,92	11,85
	3,56	6,98	5,66	10,55	9,05	12,86
5	4,01	7,03	5,4	9,79	8,46	12,82
	3,96	6,53	5,39	8,87	8,87	12,76
	4	6,88	5,2	8,65	8,77	13,45
6	3,86	6,66	5,38	8,68	7,78	13,66
	4,37	6,92	5,19	8,39	8,7	13,83
	4,09	6,75	5,01	8,61	7,72	14,03
7	4,52	6,94	5,68	8,3	5,01	11,88
	3,9	6,44	6,17	8,5	4,65	11,97
	4,52	5,78	5,77	8,55	5,14	12,15
Promedio	4,37	6,65	6,01	9,71	8,30	12,00
Media total						7,84

Fuente: Los Autores

Tabla 28: Caudales determinados por cada instante de muestreo.

N° muestra	M1D1 L/s	M2D2 L/s	M3D3 L/s	M4D4 L/s	M5D5 L/s	M6D6 L/s
1	0,69	0,90	0,69	0,58	0,64	0,59
2	2,09	0,89	1,03	0,58	0,68	0,54
3	1,95	0,93	1,10	0,56	0,65	0,51
4	1,46	0,89	1,06	0,57	0,67	0,49
5	1,50	0,88	1,13	0,66	0,65	0,46
6	1,46	0,89	1,16	0,70	0,74	0,43
7	1,39	0,94	1,02	0,71	1,22	0,50
Promedio	1,51	0,90	1,03	0,62	0,75	0,50
Media total						0,885

Fuente: Los Autores

Tabla 29. Respaldo información cuantificada de parámetros físicos

Muestra	Parámetros físicos							
	OD		pH		Temperatura		Conductividad	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
	mg/L	mg/L	pH	pH	°C	°C	μS/cm	μS/cm
M1D1	5,4	4,0	8,6	7,8	23	23	422	261
M2D2	3,0	3,1	8,8	7,9	24	20	1228	585
M3D3	2,2	2,6	8,3	7,9	23	23	872	811
M4D4	2,7	2,3	8,2	7,9	24	24	1098	1123
M5D5	1,7	1,9	8,3	7,8	25	24	953	1037
Promedio	2,99	2,76	8,43	7,87	23,55	22,91	914,30	763,47

Muestra	Solidos							
	Turbidez		Totales		Sedimentables		COV's	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
	NTU	NTU	mg/L	mg/L	ml/L	ml/L	mg/L	mg/L
M1D1	13	8	307	160	2,5	0,5	62,5	13,5
M2D2	94	11	633	171	3,4	2,1	200,0	78,5
M3D3	73	15	1266	813	7,1	1,5	500,0	168,5
M4D4	106	18	1229	339	8,5	0,6	358,0	157,0
M5D5	46	18	1500	366	7,8	0,8	2101,5	111,0
Promedio	66,57	14,01	987,00	369,80	5,86	1,10	644,40	105,71

Fuente: Los Autores

Tabla 30. Respaldo de cuantificación de parámetros químico - biológicos

Muestra	Parámetros químicos									
	DBO		DQO		NTK		NH3 -N		FÓSFORO	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
M1D1	65	41	94,3	58	6,6	5,2	3,5	2,27	2,5	1,1
M2D2	68,6	43	99,5	65	14,5	9,7	7,7	4,24	5,2	2,1
M3D3	31,6	19,6	48,1	26,7	6,9	7,3	3,66	3,1	4,2	3,3
M4D4	33,6	16,8	48,9	25,2	5,2	4,5	2,76	1,96	5,3	4,0
M5D5	69,9	45,6	94	64,3	8,2	11,2	4,35	4,9	4,6	4,1
Promedio	53,74	33,20	76,96	47,84	8,28	7,58	4,39	3,29	4,37	2,92

Fuente: Los Autores

Tabla 31. Cuantificación de coliformes totales y fecales por repetición y dilución de la PTAR-UEA.

COLIFORMES									
Muestra	Placa	Coliformes fecales UFC				Coliformes totales UFC			
		Entrada		Salida		Entrada		Salida	
	Dilución	10 ¹	10 ²	10 ¹	10 ²	10 ¹	10 ²	10 ¹	10 ²
M1	1	40	3800	3000	1200	500	3000	4500	5100
	2	130	700	1200	9200	4900	800	5600	5400
M2	1	1510	10200	5000	100	3400	13300	1000	100
	2	760	600	3100	300	2200	1400	1700	200
M3	1	130	1000	7200	2900	2800	2000	5600	3000
	2	250	400	1300	10100	1600	3200	12000	600
M4	1	580	3400	6700	7100	8200	2900	8800	5100
	2	570	17400	19500	15600	1500	6700	7600	10600
M5	1	790	11100	2400	3100	5200	13000	3900	3500
	2	500	5700	11700	4500	3900	6800	5000	3800

Fuente: Los Autores

Tabla 32. Valores máximos determinados de la tabla 25 para el cálculo de NMP.

COLIFORMES				
Muestra	Coliformes fecales UFC		Coliformes totales UFC	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
M1	3800	3000	3000	5100
M2	10200	5000	13300	1700
M3	1000	10100	3200	12000
M4	17400	19500	8200	10600
M5	11100	11700	13000	5000

Fuente: Los Autores

Anexo 2. Fotografías.

Inspección inicial de la planta de tratamiento de aguas residuales de la UEA.

Fotografía 1. Entrada del agua residual a la PTAR de la UEA.	Fotografía 2. Ingreso del agua residual a las rejillas.
	
Fotografía 3. Filtro Biológico de la PTAR.	Fotografía 4. Revisión de las cajas que distribuyen el agua residual.
	
Fotografía 5. Lecho de secado de lodos de la PTAR.	Fotografía 6. Efluente tratado de la PTAR.
	

Fotografía 7.



Fotografía 8. Agua lluvia rebosando en la alcantarilla.



Fotografía 8.1. Rebose de agua del tanque de ingreso de la PTAR.



Fotografía 8.2. Rebose del agua sobre la fosa séptica.



Fotografía 8.3. Presencia de plásticos dentro de la fosa séptica.



Muestreo del afluente y efluente de la PTAR – UEA junto con la medición de caudal.

Fotografía 9. Toma de la muestra del afluente de la PTAR.



Fotografía 10. Toma de la muestra del efluente de la PTAR.



Fotografía 11. Medición del caudal en el efluente de la PTAR.



Fotografía 12. Muestras puntuales del afluente y efluente de la PTAR.



Fotografía 13. Vertido de las muestras puntuales en los recipientes previamente marcados.



Fotografía 14. Muestras puntuales listas para el análisis físico.



Homogenización, caracterización parámetros físicos, diferenciación de alícuotas por volumen, etiquetado y envío de las muestras.

Fotografía 15. Muestras puntuales recolectadas.



Fotografía 16. Homogenización de las muestras puntuales y toma del volumen requerido.



Fotografía 17. Vertido del volumen necesario para la homogenización de la muestra.



Fotografía 18. Muestra homogenizadas, etiquetadas y preparadas para el envío.



Fotografía 19. Preparación y colocación de las muestras en la hielera para el envío.



Fotografía 20. Hielera preparada para el envío de las muestras a analizar.



Análisis físico de aguas residuales

Fotografía 21. Muestras puntuales listas para el análisis Físico.



Fotografía 22. Preparación del equipo a utilizar para la medición.



Fotografía 23. Limpieza de las sondas para la medición de los parámetros físicos.



Fotografía 24. Medición de parámetros físicos de la muestra del afluente.



Fotografía 25. Medición de parámetros físicos de la muestra del efluente



Análisis de sólidos sedimentables, suspendidos y COV's

Fotografía 26. Medición de sólidos sedimentables.



Fotografía 27. Vertido del agua residual y tratada en los conos inmohff.



Fotografía 28. Sólidos sedimentados al cabo de 1 hora.



Fotografía 29. Muestras de 50 ml preparadas para la medición de sólidos totales y COV's.



Fotografía 30. Muestras del efluente y afluente en el plato calentador.



Fotografía 31. Muestras secas a una temperatura de 103-105 °C, por un periodo de 1-3 horas,



Fotografía 32. Cápsulas secas y ubicarlas en la estufa por 15min.



Fotografía 33. Cápsulas enfriándose en el desecador.



Fotografía 34. Medición de sólidos totales.



Fotografía 35. Desecador y balanza analítica.



Fotografía 36. Colocar las cápsulas en la mufla por 15min.



Fotografía 37. Medición de COV's.



Análisis de fosforo.

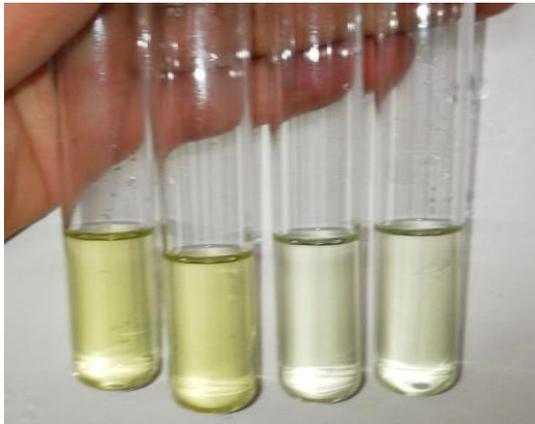
Fotografía 38. Filtración de las muestras de efluente y afluente.



Fotografía 39. Muestras ubicadas en reposo para desarrollo de color.



Fotografía 40. Homogenización de la muestra y los reactivos.



Fotografía 41. Se evidencia el desarrollo de color en las muestras.



Fotografía 42. Ubicación de las celdas con las muestras para la medición.



Fotografía 43. Resultado de la medición de las muestras de fósforo.



Siembra y análisis de coliformes fecales y totales.

Fotografía 44. Preparación del medio de cultivo.



Fotografía 45. Preparación de las diluciones para la siembra.



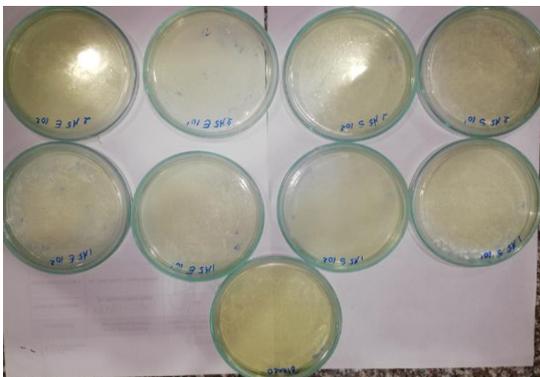
Fotografía 46. Toma de 1 ml de la muestra, distribución en las cajas y adición del medio de cultivo.



Fotografía 47. Etiquetado de las muestras.



Fotografía 48. Cajas sembradas.



Fotografía 49. Ubicación de las cajas en la incubadora por 24h.



Conteo de coliformes fecales y totales

Fotografía 50. Revisión de las muestras a las 24 h.



Fotografía 51. Conteo manual de las colonias de coliformes fecales y totales.



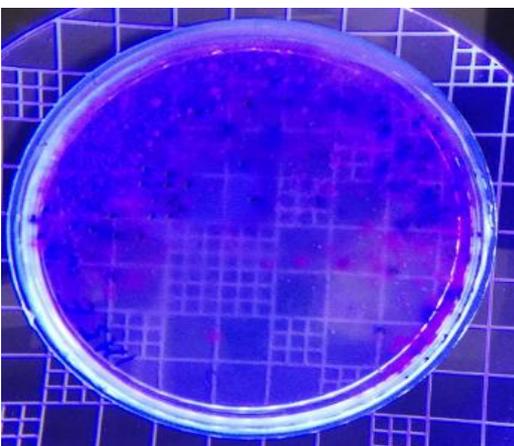
Fotografía 52. Muestra en el contador de colonias DAIGGER.



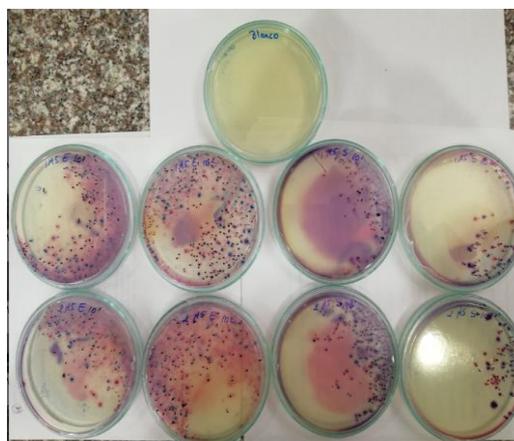
Fotografía 53. Conteo de las colonias de coliformes en el contador DAIGGER.



Fotografía 54. Diferenciación de colonias de coliformes fecales y totales.



Fotografía 55. Resultado de las muestras a las 24 h.



Fotografía 56. Esterilización de materiales de vidrio en el autoclave.



Ensayo para la determinación del líquido en el filtro biológico.

Fotografía 57. Volumen inicial 300 ml de agua.



Fotografía 58. Volumen final con la adicción de material filtrante 680 ml.



Fotografía 59. Ensayo realizado por duplicado.



Fotografía 60. Observación de volumen final de los ensayos.



Anexo 3. Etiquetas de las muestras.

Etiquetas ubicadas en las muestras y la hielera previo envío para su análisis.

		UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA ESCUELA DE INGENIERÍA AMBIENTAL			
PROYECTO DE INVESTIGACIÓN PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERO/ AMBIENTAL					
TEMA: EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA					
CONTENIDO: 2 MUESTRAS COMPUESTAS DE AGUA RESIDUAL DE 2 LITROS CADA UNA, DISPUESTAS PARA EL ANÁLISIS DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO, DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO Y NITRÓGENO TOTAL.					
Emisor: Danny Guevara & Paulina Ramos – Puyo Pastaza.					
REMITENTE: Dr. Enrique Vayas Lopez – Ambato Tungurahua.					
Código	M1D1E & M1D1S	Fecha	07/05/2018		
Clima	Lluvioso, precipitación leve, temperatura ambiente 20° C	Preservativo	Ninguno		
pH:	Temperatura:	Conductividad:	Oxígeno disuelto:		
Nombre colectores	Danny Guevara Paulina Ramos	Tipo de análisis a realizar	DBO DQO Nitrógeno Total		
Periodo de muestreo y lugar	7:30 am - 7:30 pm. Planta de tratamiento de la UEA.	Muestra compuesta formada por 7 muestras puntuales.	Puyo – Pastaza Ecuador		
Contactos: 0995584983 ; 0998543332. Email: dannyjavo@gmail.com ; dannyg.1993@hotmail.com & tanniaramos.15@hotmail.com					

		UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA ESCUELA DE INGENIERÍA AMBIENTAL			
PROYECTO DE INVESTIGACIÓN PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO D INGENIERO/ AMBIENTAL					
TEMA: EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA					
INFORMACIÓN BÁSICA DE LAS MUESTRAS					
Código	M1D1E	Fecha	07/05/2018		
Clima	Lluvioso, precipitación leve, temperatura ambiente 20° C	Preservativo	Ninguno		
pH:	Temperatura:	Conductividad:	Oxígeno disuelto:		
Nombre colectores	Danny Guevara Paulina Ramos	Tipo de análisis a realizar	DBO DQO Nitrógeno Total		
Periodo de muestreo y lugar	7:30 am - 7:30 pm. Planta de tratamiento de la UEA.	Muestra compuesta formada por 7 muestras puntuales tomadas cada 2 horas.	Puyo – Pastaza Ecuador		
Contactos: 0995584983 ; 0998543332. Email: dannyjavo@gmail.com ; dannyg.1993@hotmail.com & tanniaramos.15@hotmail.com					