TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE OAXACA

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

DOCTORADO EN CIENCIAS EN DESARROLLO REGIONAL Y TECNOLÓGICO

TESIS

REACTOR HÍBRIDO UNIFAMILIAR PARA EL SANEAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES EN COMUNIDADES DEL ESTADO DE OAXACA, MÉXICO.

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS EN DESARROLLO REGIONAL Y TECNOLÓGICO

PRESENTA:

EDBERG DANIEL MARTÍNEZ JIMÉNEZ

DIRIGIDA POR:

DR. ENRIQUE MARTÍNEZ Y OJEDA
CO-DIRECTOR: DR. CARLOS ESPINOZA NÁJERA

ASESORES:

DR. ESTEBAN LÓPEZ VÁZQUEZ
DR. ANDRÉS ENRIQUE MIGUEL VELASCO
DRA. DELIA CRISTINA ALTAMIRANO JUÁREZ

OAXACA DE JUÁREZ, OAXACA, SEPTIEMBRE DEL 2023

Oaxaca de Juárez; Oax, 04/septiembre/2023
OFICIO No.DEPI/0798/2023
ASUNTO: Autorización de impresión de tesis

C. EDBERG DANIEL MARTÍNEZ JIMÉNEZ
ESTUDIANTE DEL PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS EN DESARROLLO REGIONAL Y TECNOLÓGICO
PRESENTE.

De acuerdo con las disposiciones para la Operación de Estudios de Posgrado e Investigación del Tecnológico Nacional de México, dependiente de la Secretaría de Educación Pública, y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Tutorial le hizo respecto a su tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias en Desarrollo Regional y Tecnológico, cuyo título es:

Reactor híbrido unifamiliar para el saneamiento de las aguas residuales en comunidades del estado de Oaxaca, México

La división a mi cargo le concede la autorización para que proceda a la impresión de la misma.

ATENTAMENTE
Excelencia en Educación Tecnológica®
"Tecnología Propia e Independencia Económica"

EDUCACIÓN
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE OAXACA
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

DR. MARCO ANTONIO SÁNCHEZ MEDINA
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

c.c.p. Expediente
MASM/FDMP/*

Oaxaca de Juárez; Oax, 04/septiembre/2023
OFICIO No.DEPI/0797/2023
ASUNTO: Autorización de impresión de tesis

C. EDBERG DANIEL MARTÍNEZ JIMÉNEZ
ESTUDIANTE DEL PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS EN DESARROLLO REGIONAL Y TECNOLÓGICO
PRESENTE.

De acuerdo con las disposiciones para la Operación de Estudios de Posgrado e Investigación del Tecnológico Nacional de México, dependiente de la Secretaría de Educación Pública, y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Tutorial le hizo respecto a su tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias en Desarrollo Regional y Tecnológico, cuyo título es:

Reactor híbrido unifamiliar para el saneamiento de las aguas residuales en comunidades del estado de Oaxaca, México

Los abajo firmantes del H. Comité Tutorial le concedemos la autorización para que proceda a la impresión de la misma.

A T E N T A M E N T E
Excelencia en Educación Tecnológica®
"Tecnología Propia e Independencia Económica"

DR. ENRIQUE MARTÍNEZ Y OJEDA
DIRECTOR

DR. CARLOS ESPINOZA NÁJERA
CODIRECTOR

DR. ESTEBAN LÓPEZ VÁZQUEZ
ASESOR

DR. ANDRÉS ENRIQUE MIGUEL VELASCO
ASESOR

DRA. DELIA CRISTINA ALTAMIRANO JUÁREZ
ASESORA

Vo. Bo.

DR. MARCO ANTONIO SÁNCHEZ MEDINA
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

EDUCACIÓN
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE OAXACA
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

c.c.p. Expediente
MASM/FDHP/*

CARTA DE CESIÓN DE DERECHOS.

En la Ciudad de Oaxaca de Juárez el día 30 del mes agosto del año 2023 el(la) que suscribe Edberg Daniel Martínez Jiménez estudiante de programa de Doctorado en Ciencias en Desarrollo Regional y Tecnológico, con número de control D19161675 manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de Tesis, que se desarrolló bajo la dirección del Dr. Enrique Martínez y Ojeda y cede los derechos del trabajo titulado Reactor Híbrido Unifamiliar para el saneamiento de las aguas residuales en comunidades del Estado de Oaxaca, México, al TecNM/Instituto Tecnológico de Oaxaca para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información del presente trabajo no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido solicitándolo a la siguiente dirección: danielmarjim@hotmail.com y danielmarjim2987@gmail.com

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

Atentamente

Edberg Daniel Martínez Jiménez

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Humanidades Ciencias y Tecnológias (CONAHCYT), por el apoyo otorogado para poder efectuar mis estudios de posgrado.

Al Dr. Enrique Martínez y Ojeda y al Dr. Carlos Espinoza Nájera por su su liderazgo y experiencia en el campo, fueron fundamentales en la dirección de esta tesis. Sus valiosas orientaciones y perspicaces críticas ayudaron a dar forma a mi investigación.

Al cuerpo de revisores académicos integrado el Dr. Esteban López Vázquez, Dr. Andrés Enrique Miguel Velasco y la Dra. Delia Cristina Altamirano Juárez, asi como a mis lectores la Dra. Anabell Ortíz Ibarra y la Dra. Adela Vásquez García por su perspectiva innovadora, fueron esenciales para el enriquecimiento de mi trabajo. Siempre dispuestos a brindarme sus conocimientos y a guiar mi investigación hacia nuevas direcciones prometedoras.

DEDICATORIA

Dedico este logro a mi amada esposa Marisol López Marín, quien ha sido mi fuente constante de apoyo, amor y paciencia a lo largo de este arduo viaje académico. Gracias por estar a mi lado en cada etapa, por comprender mis ausencias y por celebrar mis triunfos como propios.

A mi amado hijo Cesar Abdiel Martínez López, esta tesis, es el resultado de años de arduo trabajo, dedicación y perseverancia, y quiero dedicártela a ti, mi mayor fuente de inspiración y motivación. A lo largo de este viaje académico, tu amor, apoyo y comprensión incondicionales han sido mi faro en los momentos de desafío y mi razón para seguir adelante.

Tus risas han sido mi alegría, tus logros mis triunfos y tus abrazos mi refugio. Cada día, tu presencia en mi vida me ha impulsado a ser un mejor padre y a esforzarme al máximo en todos los aspectos de mi vida, incluida esta investigación. Siempre recuerda que puedes lograr cualquier cosa que te propongas, y estoy aquí para apoyarte en cada paso de tu propio camino.

A mi querida familia, mi padre Leonel Martínez Pacheco, mi madre Ines Jiménez González, a mis hermanos, a mi suegra Eulalia López Marín y su hermosa familia, les agradezco por su apoyo inquebrantable y por ser mi fuente de inspiración. Sus palabras de aliento y confianza en mí me han impulsado a llegar hasta aquí. Este logro es también suyo.

“A todos ustedes, mi gratitud eterna."

RESUMEN

La problemática de la falta de saneamiento de las aguas residuales (SAR) es un gran reto medio ambiental y se debe principalmente a dos factores: a) la fuerte vinculación con el uso e implementación de tecnologías ineficientes y b) una falta de infraestructura para el SAR. Cabe señalar que, para el SAR existen tecnologías que van desde las altamente mecanizadas y costosas (convencionales), hasta las tecnologías relativamente simples y de bajo costo (no convencionales, alternativas o apropiadas), sin embargo, en los países en vías de desarrollo, se ha identificado que la implementación de las tecnologías convencionales no ha sido efectiva para el SAR. El objetivo de este trabajo fue implementar y evaluar la efectividad técnica y ambiental del Reactor Hibrido Unifamiliar (RHU) para el SAR en la comunidad rural de San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad de Zaachila y en la localidad suburbana de Santiago Cacaotepec Etla, municipio de San Lorenzo Cacaotepec; ambas poblaciones ubicadas en el Estado de Oaxaca. La metodología aplicada corresponde a una metodología mixta, diseñada a partir del análisis de cuatro enfoques: social, ambiental, económico y técnico (Pastor, 2016; SEDESOL, 2010 y Caracheo, 2008); su implementación constó de cinco etapas adaptadas al proyecto: 1. Identificación de la falta de saneamiento del agua en las comunidades, 2. Implementación y evaluación de prueba piloto de la tecnología alternativa propuesta, 3. Estrategia de intervención en las comunidades, 4. Implementación de la tecnología alternativa en viviendas unifamiliares de las localidades y 5. Evaluación de la efectividad técnica y ambiental del Reactor Hibrido Unifamiliar (RHU).

Palabras clave: Saneamiento de aguas residuales, tecnología alternativa, comunidad rural y suburbana.

ABSTRACT

The lack of wastewater sanitation (WW) is a major environmental challenge due to two factors: a) the strong linkage in the use and implementation of inefficient conventional technologies and b) the lack of infrastructure for the sanitation of contaminated water. It is necessary to show that there are technologies for WW treatment that range from highly mechanized and expensive (conventional) to relatively simple and low-cost technologies (non-conventional, alternative or appropriate); however, in developing countries, it has been identified that the implementation of conventional technologies has not been effective in meeting the need for sanitation of the WW. The objective of this work is to implement and evaluate the technical and environmental effectiveness of the Hybrid Single-Family Reactor (HSR) for WW sanitation in the rural communities of Santiago Cacaotepec Etla, municipality of San Lorenzo Cacaotepec and San Miguel Tlanichico, municipality of Trinidad de Zaachila; both towns are located in the State of Oaxaca, México. The applied methodology corresponds to a mixed methodology, designed from the analysis of three methodologies with a social, environmental, economic and technical approach (Pastor, 2016; SEDESOL AND IDB, 2010 and Caracheo, 2008); its implementation consists of five stages: 1. Identification of the lack of water sanitation in the communities, 2. Implementation and pilot test evaluation of the proposed alternative technology, 3. Strategy approach in the communities, 4. Implementation of the alternative technology in single-family homes in the localities and 5. Evaluation of technical and environmental effectiveness of the Hybrid Single-Family Reactor (HSR).

Keywords: Sanitation, wastewater, alternative technology, rural and suburban community.

ÍNDICE

Pág.

RESUMEN ..... **I**
ABSTRACT ..... **II**
INTRODUCCIÓN **1**
CAPÍTULO I. GENERALIDADES DE LA INVESTIGACIÓN **3**
1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA 3
1.2. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN 5
1.2.1. GENERAL 5
1.2.2. ESPECÍFICOS 5
JUSTIFICACIÓN **6**
ANTECEDENTES **8**
II. CAPÍTULO II. MARCO REFERENCIAL **13**
2.1. San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad de Zaachila, Oaxaca 13
2.1.1. Localización 13
2.2.2. Población 14
2.2.3. Contexto medioambiental 14
2.2.4. Contexto sociocultural 15
2.2.5. Contexto socioeconómico 15
2.2. Santiago Cacaotepec Etla, municipio de San Lorenzo Cacaotepec, Oaxaca 16
2.2.1. Localización 16
2.1.2 Población. 17
2.2.3. Contexto medioambiental 17
2.2.4. Contexto sociocultural 18
2.2.5. Contexto socioeconómico 18
III. CAPÍTULO III. MARCO TEÓRICO **19**
3.1. Aguas residuales 19
3.3.1. Aguas residuales y desarrollo sostenible 21
3.1.2. Normatividad del saneamiento de las aguas residuales 22
3.2. Saneamiento de las aguas residuales 24
3.2.1. Procesos para el saneamiento del agua 25
3.2.2. Procesos biológicos 26
3.2.2.1. Procesos anaerobios para el saneamiento del agua 28
3.2.2.1.1. Reactor de Mezcla Completa (CSTR). 33
3.2.2.1.2. Reactor Discontinuo Secuencial Anaerobio (ASBR) 34
3.2.2.1.3. Reactor de Flujo Pistón (PFR) 36
3.2.2.1.4. Biorreactor anaerobio de membrana (AMBR) 37
3.2.2.1.5. Tanque Séptico (TS) 40
3.2.2.1.6. Tanque Imhoff (TI) 41
3.2.2.1.7. Reactor de circulación interna (CI) 43
3.2.2.1.8. Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado (RALF) 44
3.2.2.1.9. Biodigestor Prefabricado (BP) 47
3.2.2.1.10. Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA) 48
3.2.2.1.11. Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA) 56
3.2.2.1.12. Sistemas Híbridos 61
3.2.2.4.2.7.12. Tiempo de estabilización de los reactores biológicos 65
3.2.2.2. Tecnologías alternativas para el saneamiento del agua 67
IV. CAPÍTULO IV. MARCO METODOLÓGICO **71**
4.1. Identificación de la falta de saneamiento del agua en las comunidades. 71
4.2. Implementación y evaluación de prueba piloto de la tecnología alternativa propuesta. 72
4.2.1. Determinación de remoción de contaminantes. 73
4.2.1.1. Determinación de frecuencia de muestreo y número de pruebas 73
4.2.1.2. Evaluación de eficiencia en la disminución de parámetros y remoción de contaminantes básicos 74

4.3. Selección de parámetros y contaminantes a determinar 77
4.1.1. Grasas y aceites (GA) 77
4.1.2. Demanda Química de Oxigeno (DQO) 77
4.1.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5) 78
4.1.4. Índice de Biodegradabilidad (IB) 78
4.1.5. Temperatura (T) 78
4.1.6. Potencial Hidrogeno (pH) 78
4.4. Estrategia de intervención en las comunidades. 79
4.5. Implementación de prototipos en viviendas unifamiliares de las localidades. 79
4.6. Evaluación del proyecto: 79
V. CAPÍTULO V. RESULTADOS 80
5.1. Caracterización del sitio de proyecto. 80
5.1.1. Medio natural 82
5.1.1.1. Clima 82
5.1.1.2. Hidrología 85
5.1.2. Medio Urbano 86
5.1.2.1. Reuniones informales 88
5.2. Implementación y evaluación del primer prototipo de la tecnología alternativa propuesta 90
5.2.1. Etapa 1. Implementación del RHU_1. 91
5.2.2. Etapa 2. Selección de vivienda para instalación del RHU_1. 92
5.2.3. Etapa 3. Selección de materiales para construcción de prueba piloto del RHU_1 (prototipo). 93
5.2.4. Etapa 4. Construcción de primera prueba piloto del RHU_1. 93
5.2.4.1. Reubicación del Reactor Hibrido Unifamiliar (RHU_1) 95
5.2.4.2. Arranque del reactor 97
5.2.4.3. Seguimiento del arranque del RHU_1 98
5.2.5. Muestreo del efluente del RHU_1. 111
5.2.6. Resultados de los análisis de laboratorio 113
5.2.6.1. Remoción de contaminantes en el RHU_1 114
5.2.6.1.1. Grasas y aceites (GA) 114
5.2.6.1.2. Demanda Química de Oxígeno (DQO) 115
5.2.6.1.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5) 116
5.2.6.1.4. Índice de Biodegradabilidad (IB) 118
5.2.6.1.5. Temperatura (T) 119
5.2.6.1.6. Potencial Hidrogeno (pH) 120
5.3. Identificación de la problemática de SAR en estudios de caso 121
5.3.1. Resultados de encuestas aplicadas en la localidad de San Miguel Tlanichico, Oaxaca 121
5.1.4. Resultados de las encuestas aplicadas en la localidad de Santiago Cacaotepec Etla, Oaxaca. 125
5.4. Implementación del RHU_2. 130
5.4.1. Arranque del prototipo del RHU_2 131
5.4.2. Seguimiento del arranque del RHU_2. 132
5.4.3. Muestreo del efluente del RHU_2 134
5.4.4. Resultados de análisis de laboratorio del RHU_2 134
5.4.4.1. Determinación de concentraciones de parámetros y contaminantes en el RHU_2 135
5.4.4.1.1. Grasas y Aceites (G y A) 135
5.4.4.1.2. Demanda Química de Oxígeno (DQO) 136
5.4.4.1.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5) 137
5.4.4.1.4. Indicie de Biodegradabilidad (IB) 138
5.4.4.1.5. Temperatura (T) 139
5.4.4.1.6. Potencial Hidrógeno (pH) 140
5.5. Implementación del RHU_3. 140
5.5.1. Arranque del prototipo del RHU_3. 141
5.5.2. Seguimiento del arranque del RHU_3. 142
5.5.3. Muestreo del efluente del RHU_3. 142
5.5.4. Resultados de análisis de laboratorio del RHU_3. 142

5.5.5. Determinación de concentraciones de parámetros y contaminantes en el RHU_3 142
5.5.5.1. Grasas y aceites (GA). 143
5.5.5.2. Demanda Química de Oxígeno (DQO)..... 143
5.5.5.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5)..... 144
5.5.5.4. Índice de Biodegradabilidad (IB) 145
5.5.5.5. Temperatura (T)..... 146
5.5.5.6. Potencial Hidrogeno (pH) 147
5.6. Comparación de eficiencias de los prototipos instalados 148
5.6.1. Eficiencia de remoción de GA en prototipos..... 148
5.6.2. Eficiencia de remoción de DQO en prototipos 152
5.6.3. Eficiencia de remoción de DBO_5 en prototipos 156
5.6.4. Índice de biodegradabilidad en prototipos..... 158
5.6.5. Temperatura en prototipos 159
5.6.6. PH..... 161
VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 164
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS 169
VIII. ANEXOS 220

ÍNDICE DE TABLAS

Pág.

Tabla II.1. Resumen del contexto socioeconómico de San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad de Zaachila, en el Estado de Oaxaca. 15
Tabla II.2. Resumen del contexto socioeconómico de Santiago Cacaotepec Etla. 18
Tabla III.1. Contaminantes químicos y biológicos de las AR. 20
Tabla III.2. Párametros y contaminantes típicos de las AR. 20
Tabla III.3. Tratados y Convenios Internacionales relacionados con el saneamiento del agua. 22
Tabla III.4. Principales procesos biológicos utilizados en el tratamiento del AR. 27
Tabla III.5. Microorganismos anaerobios encontrados en diferentes rangos de temperatura. 28
Tabla III.6. Microorganismos anaerobios encontrados en diferentes rangos de pH. 29
Tabla III.7. Principales tipos de reactores biológicos anaerobios. 32
Tabla III.8. Ventajas y desventajas del reactor anaerobio de mezcla completa 34
Tabla III.9. Ventajas y desventajas del ASBR. 35
Tabla III.10. Eficiencias del ASBR en la remoción de contaminantes presentes en las AR. 35
Tabla III.11. Ventajas y desventajas del reactor flujo pistón anaerobio aplicado al SAR 37
Tabla III.12. Eficiencias del PFR en el tratamiento de AR. 37
Tabla III.13. Ventajas y desventajas del AMBR. 38
Tabla III.14. Eficiencias del AMBR en el tratamiento de AR. 39
Tabla III.15. Ventajas y desventajas del TS. 40
Tabla III.16. Eficiencias del TS en el tratamiento de AR. 41
Tabla III.17. Ventajas y desventajas del tanque Imhoff. 42
Tabla III.18. Eficiencias reportadas del tanque Imhoff. 43
Tabla III.19. Ventajas y desventajas del CI. 43
Tabla III.20. Eficiencias del reactor CI. 44
Tabla III.21. Ventajas y desventajas del RALF. 46
Tabla III.22. Eficiencias del RALF en el tratamiento de las AR. 46
Tabla III.23. Las ventajas y desventajas del biodigestor prefabricado 47
Tabla III.24. Eficiencias del biodigestor en el tratamiento de las AR. 48
Tabla III.25. Ventajas y desventajas del RAFA. 50
Tabla III.26. Eficiencias reportadas con el uso del RAFA en el saneamiento de las AR. 51
Tabla III.27. Temperatura óptima para el funcionamiento óptimo del RAFA. 52
Tabla III.28. Potencial hidrogeno para el funcionamiento correcto del RAFA. 53
Tabla III.29. Ventajas y desventajas del FAFA. 58
Tabla III.30. Eficiencia de remoción de contaminantes principales por FAFA. 59
Tabla III.31. Sistemas Híbridos. 61
Tabla III.32. Eficiencias de remoción de contaminantes de tecnologías anaerobias aplicadas al SAR. 63
Tabla III.33. Periodo de arranque sugerido en sistemas anaerobios. 65
Tabla III.34. Tecnologías alternativas para el sistema de saneamiento de AR. 68
Tabla IV.1. Número de análisis obligatorios en la descarga de las AR. 73
Tabla IV.2. Número de muestra efectuado en las AR para determinación de eficiencias de un sistema de saneamiento de tipo anaerobio. 74
Tabla IV.3. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos. 76
Tabla V.1. Coordenadas de San Miguel Tlanichico. 81
Tabla V.2. Coordenadas del Santiago Cacaotepec Etla. 81
Tabla V.3. Climas presentes en San Miguel Tlanichico. 83
Tabla V.4. Clima presente en Santiago Cacotepec Etla. 84
Tabla V.5. Resumen del medio natural de San Miguel Tlanichico. 86
Tabla V.6. Resumen del medio natural de Santiago Cacaotepec Etla 86
Tabla V.7. Indicadores de San Miguel Tlanichico con problemáticas de falta de saneamiento del agua. 87
Tabla V.8. Indicadores de la localidad de Santiago Cacotepec Etla, con problemáticas de SAR. 88
Tabla V.9. Aportes en pláticas informales con las autoridades de Miguel Tlanichico, Trinidad Zaachila, Oaxaca. 89
Tabla V.10. Aportaciones del agente municipal de Santiago Cacaotepec, San Lorenzo Cacaotepec, Oaxaca. 90

Tabla V.11. Resumen de los gastos de caudales de AR. 91
Tabla V.12. Concentración teórica de contaminantes de las AR en una vivienda rural en el Estado de Oaxaca. 91
Tabla V.13. Resultados de diseño del RHU. 92
Tabla V.14. Resumen de actividades de seguimiento al RHU1. 108
Tabla V.15. Cumplimiento de recomendaciones para muestreo de AR. 111
Tabla V.16. Eficiencias de remoción de GA por el RHU_1. 114
Tabla V.17. Eficiencias de remoción de DQO por el RHU_1. 116
Tabla V.18. Resultados de remoción de DBO_5 en el RHU_1. 117
Tabla V.19. IB en las AR (DBO5/DQO). 118
Tabla V.20.T promedio en el RHU_1. 119
Tabla V.21. pH promedio en el RHU_1 120
Tabla V.22. ¿Por qué no realiza el saneamiento de sus AR generadas? 123
Tabla V.23. ¿Cuál de las siguientes tecnologías para tratamiento de AR conoce que se pueda implementar en su vivienda? 124
Tabla V.24. ¿Considera necesaria la construcción de infraestructura para resolver el saneamiento del agua en su comunidad? 125
Tabla V.25. ¿Asistiría a algún curso y/o taller para capacitarse en la construcción de tecnologías para el saneamiento del agua? 125
Tabla V.26. ¿Por qué no realiza el saneamiento de sus AR generadas? 128
Tabla V.27. ¿Cuál de las siguientes tecnologías para tratamiento de AR conoce que se pueda implementar en su vivienda? 128
Tabla V.28. ¿Considera necesaria la construcción de infraestructura para resolver el saneamiento del agua en su comunidad? 129
Tabla V.29. ¿Asistiría a algún curso y/o taller para capacitarse en la construcción de tecnologías para el saneamiento del agua? 129
Tabla V.30. Adecuaciones efectuadas en el RHU1. 130
Tabla V.31. Actividad de seguimiento del RHU2. 133
Tabla V.32. Eficiencias de remoción de G y A por el RHU_2. 135
Tabla V.33. Eficiencias de remoción de DQO por el RHU_2. 136
Tabla V.34. Resultados de remoción de DBO_5 por el RHU_2. 137
Tabla V.35. I.B. en las AR del RHU_2. 138
Tabla V.36. Temperatura promedio en el RHU_2 139
Tabla V.37. pH promedio en el RHU_2 140
Tabla V.38. Eficiencias de remoción de GA por el RHU_3. 143
Tabla V.39. Eficiencias de remoción de DQO por el RHU_3. 144
Tabla V.40. Resultados de remoción de DBO_5 por el RHU_3 145
Tabla V.41. IB en las AR en el RHU_3. 146
Tabla V.42. Temperatura promedio en el RHU_3 147
Tabla V.43. pH promedio en el RHU_3 148

ÍNDICE DE FIGURAS

Pág.

Figura I.1. Esquema del reactor híbrido propuesto para el SAR. 12
Figura III.1. Localización de San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad Zaachila, Oaxaca. 13
Figura III.2. Población de San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad Zaachila, Oaxaca. 14
Figura III.3. Localización de Santiago Cacaotepec Etla, municipio de San Lorenzo Cacaotepec, Oaxaca. 16
Figura III.4. Población de Santiago Cacaotepec Etla, municipio de San Lorenzo Cacaotepec, Oaxaca. 17
Figura III.1. Normatividad federal vigente aplicable en materia de AR. 24
Figura III.2. Clasificación esquemática de los procesos y tecnologías para el SAR. 25
Figura III.3. Esquema del flujo de energía contenida en el sustrato en función del tipo de tratamiento aplicado (caso de sustrato fácilmente biodegradable). 26
Figura III.4. Reacciones que median en el proceso anaerobio. 31

Figura III.5. Reactor anaerobio de mezcla completa (RMC)..... 33
Figura III.6. Fases operativas de un reactor ASBR. 35
Figura III.7. Reactor de Flujo Pistón (PFR)..... 37
Figura III.8. Biorreactor Anaerobio de Membrana (AMBR). 38
Figura III.9. Tanque séptico (TS). 40
Figura III.10. Tanque Imhoff (TI). 42
Figura III.11. Reactor de Circulación Interna (CI)..... 43
Figura III.12. Reactor de lecho fluidizado (RALF)..... 45
Figura III.13. Esquema del Biodigestor Prefabricado (BP). 47
Figura III.14. Esquema del Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA). 49
Figura III.15. Esquema de un FAFA. 56
Figuras V.1 y V.2. Macrolocalización de San Miguel Tlanichico. 81
Figuras V.3 y V.4. Microlocalización del San Miguel Tlanichico. 81
Figuras V.5 y V.6. Macrolocalización de Santiago Cacaotepec Etla. 82
Figuras V.7 y V.8. Microlocalización de Santiago Cacaotepec Etla. 82
Figuras V.9 y V.10. Medio Natural de San Miguel Tlanichico. 83
Figuras V.11 y V.12. Medio Natural de Santiago Cacotepec Etla. 84
Figura V.13. RH a la que pertenece el San Miguel Tlanichico. 85
Figura V.14. RH a la que pertenece el Santiago Cacotepec Etla. 85
Figuras V.15 y V.16. Viviendas en el centro de San Miguel Tlanichico. 87
Figuras V.17 y V.18. Viviendas actuales en el AEISLTO. 88
Figuras V.19 y V.20. Reunión con los pobladores de la comunidad de San Miguel Tlanichico, Trinidad Zaachila, en el Estado de Oaxaca. 89
Figuras V.21 y V.22. Reunión con las autoridades de la comunidad de Santiago Cacaotepec, San Lorenzo Cacaotepec, en el Estado de Oaxaca. 90
Figura V.23. Transporte de material para la colocación del RHU_1. 94
Figura V.24. Colocación de material para el RHU_1. 94
Figura V.25. Orificios en tambos de 200 l. 94
Figura V.26. Material de empaque para el RHU_1. 94
Figura V.27. Conección de contenedores y carrizos en uno de ellos. 94
Figura V.28. Fase terminal del RHU_1 94
Figura V.29. RHU1 construido en vivienda de del municipio de Oaxaca de Juárez, en el Estado de Oaxaca. 95
Figura V.30. Colocación de tres tambos de plástico de 200 l de capacidad. 96
Figura V.31. Conexión de las tuberías del efluente de AR. 96
Figura V.32. Colocación de plástico para protección contra lluvias. 96
Figura V.33. Prototipo del RHU. 96
Figura V.34. Tubo de efluente de AR en vivienda 3. 97
Figura V.35. Colocación de tubo del efluente. 97
Figura V.36. Sustitución de tubo de 3” a 2”. 97
Figura V.37. Apertura de concreto para posterior colocación de la tubería. 97
Figura V.38. Estiércol de ganado vacuno como inóculo del RHU_1. 98
Figura V.39. Dilución del inóculo. 98
Figura V.40. Identificación de colmatación de agua en el RHU_1. 99
Figura V.41. Apertura del RHU_1 para identificación de la problemática. 99
Figura V.42. Apertura del tambo 1 para desfogue del AR sin tratamiento alguno. 99
Figura V.43 Desfogue del AR sin tratamiento alguno. 99
Figura V.44. Identificación de colmatación de agua en el tambo 2. 100
Figura V.45. Desfogue del AR a través de la válvula de purga de lodos. 100
Figura V.46. Identificación de la fuga de agua. 100
Figura V.47. Colocación de cinta teflón. 100
Figura V.48. Mezcla de cemento, arena y agua colocada en la tapa del registro dañado. 101
Figura V.49. Orificio de salida de gases del RHU. 101
Figura V.50. Colocación del tubo de expulsión de gases. 101
Figura V.51. Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente en el RHU_1. 102

Figura V.52. Corte de 0.20 m de tubería de PVC tipo sanitario de 3” de diámetro. 102
Figura V.53. Colocación de malla de plástico a la tubería de PVC de 3” de diámetro. 102
Figura V.54. Colocación del complemento de 0.20 m de tubería de PVC tipo sanitario de 3” de diámetro en tubo de afluente del FAFA. 103
Figura V.55. Colmatación del RHU. 105
Figura V.56. Retiro del tambo 1 de 75 l de capacidad del RHU. 105
Figura V.57. Apertura del tambo 2 de 200 l de capacidad del RHU. 105
Figura V.58. Formación de sólidos de 10 cm de espesor en el interior del RHU. 107
Figura V.59. Formación de gránulos en el AR del RAFA. 111
Figura V.60. Pellets de lodos en el AR. 111
Figuras V.61. a V.64. Aplicación de encuestas en la localidad de San Miguel Tlanichico, Oaxaca. 122
Figura V.65. Percepción de problemática ambiental en la comunidad de San Miguel Tlanichico. 122
Figura V.66. Percepción de los problemas ambientales en San Miguel Tlanichico. 123
Figura V.67. Priorización de necesidades en la comunidad de San Miguel Tlanichico. 123
Figuras V.68. a V.71. Aplicación de encuestas en la localidad de Santiago Cacaotepec Etla, Oaxaca. 126
Figura V.72. Percepción de problemática ambiental en la comunidad de Santiago Cacaotepec Etla. 126
Figura V.73. Percepción de los problemas ambientales en la localidad de Santiago Cacaotepec Etla. 127
Figura V.74. Priorización de necesidades en la población de Santiago Cacaotepec Etla. 127
Figura V.75. Orificios en tambos de 200 l. 130
Figura V.76. Excavación para la implementación del RHU_2. 130
Figura V.77. Colocación de medio filtrante en FAFA. 131
Figura V.78. Ajuste de conexiones del RHU_2. 131
Figura V.79. Arranque del RHU_2 implementado en la localidad de San Miguel Tlanichico, Trinidad de Zaachila, Oaxaca. 131
Figura V.80. PTAR del fraccionamiento de Villa Alta, San Francisco Lachigoló, Tlacolula en el Estado de Oaxaca. 132
Figura V.81. Dilución del inóculo (lodos activados) en el RHU_2. 132
Figura V.82. Fuga de agua en tambo 2. 133
Figura V.83. Reparación de fuga de agua en tambo 2. 133
Figura V.84.Orificios en tambos de 200 l. 141
Figura V.85. Colocación de grava en FAFA. 141
Figura V.86. Ajuste de conexiones en el RHU_3. 141
Figura V.87. Arranque del RHU_3. 141
Figura V.88. Valores de GA en AP de las viviendas seleccionadas. 149
Figura V.89. Valores de GA en afluentes de prototipos instalados. 150
Figura V.90. Valores de GA en los efluentes de prototipos. 150
Figura V.91. Eficiencia de la remoción de GA de los prototipos evaluados. 152
Figura V.92. Valores de DQO en AP de las viviendas seleccionadas. 152
Figura V.93.Valores de DQO en afluentes de prototipos instalados. 154
Figura V.94. Valores de DQO en los efluentes de prototipos. 154
Figura V.95. Eficiencia de la remoción de DQO de los prototipos evaluados. 155
Figura V.96. Valores de DBO5 en AP de las viviendas seleccionadas. 156
Figura V.97. Valores de DBO5 en afluentes de prototipos instalados. 157
Figura V.98.Valores de DBO5 en los efluentes de prototipos. 157
Figura V.99. Eficiencia de la remoción de DQO de los prototipos evaluados. 158
Figura V.100. Valores de IB en prototipos instalados. 159
Figura V.101. Valores de T en AP de las viviendas seleccionadas. 160
Figura V.102. Valores de T en afluentes de prototipos instalados. 160
Figura V.103. Valores de T en los efluentes de prototipos. 161
Figura V.104. Valores de pH en AP de las viviendas seleccionadas. 162
Figura V.105. Valores de pH en afluentes de prototipos instalados. 162
Figura V.106. Valores de pH en efluentes de prototipos instalados. 163

INTRODUCCIÓN

Actualmente la falta del SAR se ha convertido en uno de los problemas a *priori* para el desarrollo de las regiones, debido a la incidencia y el grado de impacto que las aguas residuales ocasionan al medio ambiente (García *et al.,* 2015; Nieto, 2011 y Domínguez, 2010), y es que para preservar el desarrollo regional resulta impostergable la armonización de la vida y la prosperidad a través de un manejo racional de los recursos naturales disponibles (Monroy, 2016), tal es el caso del factor hídrico, cuyo uso se realiza de forma irracional y su bajo índice de saneamiento se debe a dos factores principales, la falta de infraestructura para su correcta disposición final, y al uso e implementación de tecnologías convencionales ineficientes para el saneamiento de las aguas contaminadas, lo cual ha ocasionado impactos adversos en el factor ambiental, económico, y social (De Anda, 2017; Alvarado *et al.,* 2016 y Gil *et al.,* 2013).

En el ámbito de salud pública la falta del SAR se manifiesta con un incremento de enfermedades gastrointestinales por contacto directo o indirecto con el agua contaminada (Ríos *et al.,* 2017; Saavedra, 2012 y Corona, 2011). En el aspecto ambiental se identifica una pérdida de la recuperación del medio ambiente ocasionada por la descarga de aguas residuales (AR) sin tratamiento alguno (De la Torre y Moreno, 2019; Glessi *et al.,* 2012 y Perevochtchikova, 2013) y en el aspecto económico, se han determinado gastos excesivos debido a inversiones para lograr un resarcimiento ambiental (Jaramillo *et al.,* 2013 y Sosa, 2012), lo anterior ha motivado la búsqueda de tecnologías que cumplan con la normatividad actual en materia de saneamiento del agua, logrando incidir en una solución integral e involucrando los tres aspectos fundamentales de la sostenibilidad, ambiental, económico y social. Como propuesta a esta problemática han surgido las tecnologías apropiadas o sociales, las cuales se caracterizan por incorporar aspectos de sostenibilidad caracterizándose por bajo costo, fácil construcciónconsumo nulo de energía para su operación, simplicidad operacional y escaso o nulo mantenimiento (Meléndez, 2019; Ramírez et al., 2015; Pacheco y Gómez, 2007 y Morato et al., 2006), permitiendo reutilizar las AR y disminuir su impacto potencial negativo, al lograr que los efluentes tengan una menor carga contaminante sobre todo hacia las fuentes receptoras tal como el suelo, cuerpos de agua o bienes nacionales, los cuales pueden ser impactados de manera adversa si no son tratadas las AR que se depositan en ellas.

Cabe destacar que, la ONU (2017) en el año 2017, estimó una generación de 2.212 km^3/ año de AR en el mundo, así mismo indicó que los países con ingresos altos sanearon el 70% de sus aguas generadas, mientras que los países con ingresos medios y bajos remediaron el 38% y 28% de sus AR industriales y municipales respectivamente, por lo que esta problemática sigue siendo un gran reto ambiental. En México, en el año 2017, se utilizaron 215.2 m^3/s de aguas municipales y únicamente se proporcionó saneamiento a 135.6 m^3/s (CONAGUA, 2018). En el Estado de Oaxaca en el año 2016 se recolectaron 3.75 m^3/s de AR municipales y únicamente se sanearon 1.071 m3/s; es decir, se generó un gasto total de 2.679 m^3/s de aguas contaminadas que son descargadas directamente en cuerpos de agua (CONAGUA, 2017).

Por otra parte, el Banco Mundial (2017) establece que aún existen grandes disparidades en el abastecimiento de agua y saneamiento entre zonas rurales y urbanas, zonas pobres y no pobres lo cual ha dificultado abordar esta problemática de manera integral. En México de acuerdo a la CONAPO[1] (2015) se identificó un total de 196 mil localidades rurales (menores de 2, 500 habitantes), en ese mismo año se definió que la cobertura nacional de acceso a drenaje y saneamiento del agua fue de 91.4% en localidades urbanas y en localidades rurales fue de 74.2% de acuerdo a lo definido por el Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (CONEVAL, 2019). Por su parte, en el Estado de Oaxaca, el INEGI[2] (2015a) definió, para el año 2015, que su distribución poblacional fue de 77% urbana y 23% rural, de los cuales el 70% de las localidades rurales no cuentan con infraestructura para sanear su agua contaminada, aunado a lo anterior, el 80% de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) no cumplen con lo establecido en la normatividad ambiental vigente NOM-001-SEMARNAT-1996[3] y el 88.67% de las PTAR construidas no operan eficientemente en este Estado. El presente proyecto tiene por objetivo Implementar y evaluar la efectividad técnica y ambiental del Reactor Hibrido Unifamiliar (RHU) para el saneamiento de las aguas residuales en comunidades del Estado de Oaxaca, este sistema, se denomina híbrido debido a que se realiza la combinación de dos tecnologías anaerobias para lograr la descontaminacion de las aguas residuales, por un lado el Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA) y el Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente, conectados en serie.

[1] CONAPO. Consejo Nacional de Población.
[2] INEGI. Instituto Nacional de Estadistica y Geografia.
[3] Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 23 de abril de 2003.

CAPÍTULO I. GENERALIDADES DE LA INVESTIGACIÓN

La presente investigación se encuentra enfocada a la propuesta de una tecnología para coadyuvar con la falta del saneamiento del agua, debido a la importancia de este factor como tema central de la sostenibilidad. En la actualidad, existen tecnologías que han sido aplicadas para incidir con la problemática de la falta de saneamiento de las aguas residuales (SAR), sin embargo, se ha demostrado que aún persiste un bajo índice en la depuración de las AR, por lo que resulta necesario diseñar y evaluar posibilidades tecnológicas que ayuden a fortalecer las soluciones propuestas ya existentes.

1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La problemática de la falta de saneamiento de las AR es un gran reto medioambiental debido a su incidencia en los tres aspectos de la sostenibilidad: social, ambiental y económico. En el aspecto social se ha identificado su impacto adverso a la salud pública (Ríos, 2017; Saavedra, 2012 y Corona, 2011); de acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2017), en el año 2017, las enfermedades gastrointestinales provocaron el 4% del total de muertes y el 5% de la pérdida de salud hasta llegar a la discapacidad en la población mundial, el 88% de esa cifra se atribuye a un abastecimiento de agua insalubre y a un saneamiento deficiente. En México, la CONAGUA (2017), indicó que en el año 2015 que la Tasa de Mortalidad Infantil (TIM) en habitantes menores de 5 años, por cada 100,000 habitantes, fue de 7.3%; de este último porcentaje, el 50% de contagio se debe al contacto con agua contaminada. En el Estado de Oaxaca conforme a lo establecido por la Secretaría de Salud (SALUD, 2019), la segunda causa más frecuente de atención lo ocupan las infecciones intestinales y este problema es más evidente en localidades con falta de saneamiento de agua. Por su parte, en la comunidad de San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad Zaachila, el Gobierno del Estado de Oaxaca (2019b) la falta de saneamiento de las AR: "[…] *la falta de saneamiento del agua en nuestras localidades es evidente, lo cual ha generado enfermedades gastrointestinales y alergias, por la referida contaminación* […]." De igual manera, la localidad Santiago Cacaotepec Etla, municipio de San Lorenzo Cacaotepec, Oaxaca, presenta un alto índice de enfermedades gastrointestinales, de acuerdo a lo señalado por las autoridades municipales, quienes establecen que en esta localidad es frecuente la presencia de este tipo de enfermedades principalmente en niños menores de 5 años.

Por otra parte, en el aspecto económico existen dos factores vinculados con la falta de saneamiento del agua, el primero se refiere a la baja disponibilidad de recursos económicos para la construcción de infraestructura para el saneamiento del agua, en este sentido, la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2019) estableció que, en el año 2018, 2.4 mil millones de personas no contaban con acceso a ningún tipo de instalación de saneamiento del agua y uno de los factores por lo que no se cuenta con este derecho universal se debe a la escasez de recursos económicos referidos a este rubro. En México, uno de los principales factores que impiden la construcción de infraestructura para el saneamiento del agua es la falta de acceso a recursos federales y municipales, cabe señalar que en este país, destacan dos tipos de aportaciones por parte del gobierno federal para que municipios y entidades federativas puedan utilizarlo como inversión para infraestructura que fomente el desarrollo de las comunidades y cuenten con acceso a los servicios básicos en sus comunidades (Millán y García, 2017; Ruíz *et al.*, 2014 y Hernández y Jarillo, 2007), el ramo 28, cuya aportación se refiere a las participaciones de entidades federativas y municipios, por ley, al menos el 20% de este recurso debe destinarse a los municipios para la construcción de infraestructura para su desarrollo, y el ramo 33, es relativa a aportaciones a entidades federativas y municipios, lo cual comprende la mayor cantidad de recursos pero que están sujetos a la ejecución de políticas sociales (Echenique y Osmín, 2019), sin embargo, estos recursos son destinados a obras que se consideran como prioritarias a nivel municipal y es precisamente por este motivo por el cual las agencias no pueden disponer de recursos federales ni estatales de forma independiente (Martínez, 2018), lo anterior imposibilita a las agencias para acceder a recursos que permitan su desarrollo pleno. En el Estado de Oaxaca estos dos recursos son asignados a las cabeceras municipales para construir infraestructura requerida y fomentar el desarrollo de sus localidades, en el caso de la localidad de San Miguel Tlanichico y Santiago Cacaotepec Etla, al ser agencias municipales requieren de la búsqueda de recursos para la construcción de una PTAR, lo anterior conforme a los agentes municipales de estas agencias. El segundo factor económico por el que existe una falta de SAR se debe al bajo número de tecnologías para lograr este fin, cuya característica principal sea el bajo costo, en especial para las poblaciones rurales (Morato et al., 2016), cabe señalar conforme a INEGI (2015a), las comunidades rurales son aquellas con un número menor de 2500 habitantes, caracterizadas por su bajo índice de acceso a los servicios

básicos como lo es el bajo acceso al derecho universal de saneamiento del agua (Mingüer, 2017 y Zurita, 2011).

En el aspecto ambiental la falta de SAR incide fundamentalmente en el incumplimiento con la normativa ambiental vigente en materia de aguas residuales en México, específicamente con la NOM-001-SEMARNAT-1996, la cual establece que a partir del año 2010, las localidades que cuenten con un número de habitantes igual o mayor a 2,500 contará con infraestructura para el SAR y conforme al CONAGUA (2018), en este país, en el año 2018, existía un total de 196 mil localidades menores de 2,500 habitantes y el 60% de estas localidades no cuentan con acceso a alcantarillado o con la infraestructura para el saneamiento del agua, principalmente aquejando a aquellas comunidades que presentan una alta marginación y rezago social.

En el Estado de Oaxaca, de acuerdo al INEGI (2015a), en el año 2015, el 78% de la población vivia en localidades urbanas y el 22% en rurales, es decir, 872,935 de habitantes vivian en comunidades rurales y el 60% de ellas aun no cuentan con el acceso al saneamiento del agua. La localidad de San Miguel Tlanichico y la comunidad de Santiago Cacaotepec Etla, no cuentan con infraestructura para el SAR, por lo que descargan sus AR al medio ambiente sin ser saneadas (Gobierno del Estado de Oaxaca, 2019b).

1.2. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

1.2.1. GENERAL

Implementar y evaluar la efectividad técnica y ambiental del Reactor Hibrido Unifamiliar (RHU) para el saneamiento de las agaus residuales en comunidades del Estado de Oaxaca. Estudios de caso.

1.2.2. ESPECÍFICOS

- Implementar el prototipo de RHU para el saneamiento de las aguas residuales, así como evaluar su eficacia técnica y ambiental, de acuerdo a lo establecido en la NOM-OO1-SEMARNAT-1996, la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

- Para los estudios de caso identificar la problemática de saneamiento de las aguas residuales en las comunidades de San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad Zaachila, y Santiago Cacaotepec Etla, municipio de San Lorenzo Cacaotepec, ambos en el Estado de Oaxaca.
- Implementar el RHU en una vivienda de cada comunidad mencionada en el objetivo anterior, evaluando su eficacia en la remoción de parámetros y contaminantes en materia ambiental.

JUSTIFICACIÓN

Hoy en día el saneamiento del agua es un tema central de la sostenibilidad, dado la magnitud de este problema medioambiental, de acuerdo con los datos estadísticos del Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos (UNESCO[4], 2017), en este año más del 80% de las aguas residuales (AR) en el mundo, fueron vertidas al medio ambiente sin tratamiento alguno. Por su parte, en México, en el año 2017, se proporcionó saneamiento únicamente al 63.06% de un total de 215.2 m^3/s de las AR generadas en este país, cabe señalar que uno de los estados con menor índice de tratamiento es el estado de Oaxaca, en donde el 51.2% del total del agua contaminada no recibió saneamiento, siendo descargadas directamente a cuerpos de agua y bienes nacionales (CONAGUA, 2018). Sin embargo, uno de los factores mayormente identificados con el bajo saneamiento del factor hídrico, es el uso y aplicación de tecnologías convencionales, tales como las plantas de tratamiento de agus residuales (PTAR); estimándose, que en el año 2017 el 40% del agua contaminada en los países en vías de desarrollo no fue saneada debido a los elevados costos de construcción, operación y mantenimiento de este tipo de infraestructura (UNESCO, 2014).

En México, la CONAGUA (2017) indicó que en el año 2016 existía en el país, un total de 3,517 PTAR, cuyos estados con mayor número de esta tecnología implementada fueron: Sinaloa con 294, Durango con 259 y el Estado de México con 257; por otro lado, los estados con menor número de PTAR en operación fueron: Oaxaca con 88, Campeche con 33 y Baja California Sur con 32; identificándose que aún existen estados con localidades con un bajo índice de saneamiento

[4] Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.

del agua contaminada, tal es el caso del estado de Oaxaca y sus localidades rurales, una de ellas, la localidad de San Miguel Tlanichico, perteneciente al municipio de Trinidad Zaachila, en el estado de Oaxaca, presenta una falta de infraestructura para el SAR, conforme al último censo realizado por el INEGI (2015b) esta comunidad cuenta con una población de 605 habitantes y 170 viviendas, de las cuales el 95.17% no cuenta con acceso a drenaje, dicha problemática se expresa por el Gobierno del Estado de Oaxaca (2019): "[…] *la falta de saneamiento del agua en nuestra población es evidente, lo cual ha generado enfermedades gastrointestinales y alergias, por la referida contaminación* […]". En esta localidad se estima un gasto de 1.02 l/s de AR, las cuales son descargadas directamente al suelo sin tratamiento alguno incumpliendo con la normativa vigente en materia de aguas residuales y lo especificado en las Normas Oficiales Mexicanas (NOM´s) aplicables. Por otra parte, la localidad de Santiago Cacaotepec Etla, perteneciente al municipio de San Lorenzo Cacaotepec, la cual se encuentra conformada por 1,417 viviendas habitadas y cuenta con una población de 4374 habitantes; en este sitio, el 62.07 % de las viviendas carecen de sistema de drenaje o de algún sistema para el saneamiento de sus aguas servidas (INEGI, 2015c) generándose un gasto total de 7.59 l/s de aguas contaminadas sin tratamiento alguno, ocasionando una problemática medioambiental y social en la comunidad. Ambas comunidades no cuentan con algún sistema para el saneamiento del agua, presentan una problemática critica de falta de saneamiento del recurso hídrico, tienen una falta de acceso a recursos federales y municipales suficientes para la construcción de algún sistema de saneamiento del agua a nivel municipal y existe una buena disposición por parte de las autoridades locales para incidir en la población en relación a temas relacionados con el uso racional del agua, motivo por el cual se pretende implementar el RHU en una vivienda de cada comunidad mencionada, evaluando su eficacia en la remoción de parámetros y contaminantes en materia ambiental. Cabe señalar que, por la experiencia como asesor en el proyecto denominado: "Saneando al río Atoyac", se identificó que, más del 80% de las PTAR construidas en Oaxaca en el año 2021, no se encuentran operación y que del 20% restante únicamente el 10% opera adecuadamente, lo anterior se debe fundamentalmente a tres factores: 1. Nulo mantenimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), 2. Falta de cultura del agua y 3. Inversiones sustanciosas en pagos de energía eléctrica para el funcionamiento de PTAR convencionales (lodos activados principalmente), esto ha ocasionado que, en Estado de Oaxaca, los sistemas de saneamiento de aguas residuales se vean como elefantes blancos, aunado

a lo anterior, se realizan inversiones excesivas y cotizaciones costosas para rehabilitar estos tipos de infraestructura, lo cual ha ocasionado que las autoridades municipales, estatales y federales, decidan no destinar su recurso económico para la rehabiltacion de las PTAR ya construidas en el Estado de Oaxaca.

ANTECEDENTES

Los estudios que señalan la falta de saneamiento de aguas residuales (SAR) han adquirido una gran importancia, en esencia son proyectos que consideran aspectos económicos, ambientales y sociales, para promover el desarrollo local de las comunidades y enfocándose a considerar de manera integral la solución a una problemática identificada. Un proyecto con este enfoque fue llevado a cabo en la comunidad rural Talamanca[5] durante el periodo 2016-2017, el objetivo general consistió en implementar un sistema integral de purificación de agua, manejo de residuos sólidos, y tratamiento de residuos líquidos en dos albergues turísticos en territorio indígena. Con este proyecto se logró diseñar y construir un sistema integral de captación y purificación de agua mediante digestión anaeróbica y humedales artificiales con el apoyo de los pobladores indígenas (Arias *et al.,* 2019).

En México, este enfoque se aplicó en la comunidad urbana de Toluca, Estado de México, para solucionar una problemática relacionada con el mal manejo de las aguas superficiales y subterráneas del Valle de Toluca, durante los años 2002-2007, el objetivo fue evolucionar hacia el uso sostenible del factor hídrico en este valle, buscando una mejora del conocimiento para adaptar los enfoques administrativos de ecosistemas y la administración en el manejo de del agua, logrando una disminución en el consumo de agua en actividades agrícolas y domésticas en un 20% (Solíz *et al.*, 2008).

En Oaxaca, un proyecto con enfoque sustentable, relacionado con la falta de acceso al agua y su saneamiento, fue llevado a cabo durante el año 2012, en la localidad urbana de Ejutla de Crespo en el Distrito de Ejutla, entre sus actividades más relevantes fueron la aplicación de un

[5] Talamanca. Es uno de los cantones (Unidad Administrativa más importante de Costa Rica, en el ámbito político, son los únicos en poseer gobiernos locales y al corresponder al concepto de municipio por mandato constitucional) que presentan una mayor biodiversidad que presentan una mayor biodiversidad ya que su clima va desde el trópico húmedo de la costa pasando por el bosque lluvioso hasta los fríos páramos de origen glaciar de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica.

taller de 24 horas permacultura[6], la capacitación para la construcción de cisternas captadoras de lluvia y el asesoramiento en el funcionamiento de biodigestores para el saneamiento del agua, lográndose la construcción de 33 cisternas captadoras de lluvia, así como la construcción de 75 sistemas de tratamiento de aguas grises y la implementación de 12 biodigestores en vivienda unifamiliares de este municipio, de acuerdo a lo señalado por el Grupo para Promover la Educación y el Desarrollo Sustentable, (GRUPDESAC, 2012). Aunque hoy en día la sustentabilidad demanda la necesidad de tecnologías que incorporen sus principios, se destacan para el SAR las tecnologías anaerobias, ampliamente construidas en países en vías de desarrollo tales como: México, Cuba, Colombia y Perú; son países que han adoptado sistemas eficientes para el SAR domésticas (Crombet *et al.,* 2016; Lahera, 2010 y Mancebo del C. *et al.,* 2000).

Una de las tecnologías anaerobias más prominentes para el SAR es el Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA) o Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) debido a su eficiencia demostrada y sus características constructivas. Un estudio reciente en el RAFA fue llevado a escala piloto en Perú, para el SAR provenientes de la crianza intensiva de cerdos. Durante la etapa final de arranque, trabajando con una velocidad de carga de Demanda Química de Oxigeno (DQO) de 2.4 kg DQO.m^3/d, el reactor presentó una eficiencia de remoción promedio de DQO de 83.7%. Durante esta etapa, la concentración promedio de sólidos suspendidos totales (SST) fue de 2786 mg/l (Tapia *et al.,* 2018).

En México, la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) construyó un sistema conformado por un tratamiento primario (rejillas), una mampara de separación de grasas y aceites, un tratamiento secundario que incluye fosa séptica, un registro de distribución y un biorreactor anaerobio (flujo ascendente) así como un cárcamo de agua tratada. El resultado del estudio demostró que el tratamiento *in situ*, es una alternativa para el SAR generadas en esta institución, mostrando ventajas significativas de esta tecnología en cuanto a operación, mantenimiento e insumos, al mismo tiempo que se abatió el costo en construcción de líneas de drenaje (Mancebo del C. *et al.,* 2000). En el Estado de Oaxaca en el año 2005 (López, 2002), en el municipio de San

[6] Permacultura. Sistema con principios de diseño agrícola, social, político y económico basado en los patrones y las características del ecosistema natural.

Dionisio Ocotepec, Tlacolula, se llevó a cabo la construcción y la evaluación de un sistema híbrido de SAR, diseñado con base en un biorreactor anaerobio integrado y lechos de raíz. Este sistema se conformó de un registro de pretratamiento, una rejilla, un desarenador, una trampa de grasas y una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) denominado Bioreactor Anaerobio Integrado (BRAIN), el cual se construyó con un reactor anaerobio de flujo ascendente y un filtro anaerobio, dicho sistema fue construido para lograr el SAR de un gasto de 600 l.p.s. generados por una población de 4,000 habitantes. Lo resultados de la evaluación indican que este sistema alcanzó una remoción de materia orgánica en términos de DQO en un porcentaje de 90% y una remoción de huevos de helmintos[7] del 100%.

Otro tipo de tecnología que ampliamente utilizada para el SAR es el Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA), el cual es aplicado como parte de sistemas para lograr un saneamiento de las AR domésticas. Inmersos en las publicaciones más actuales de sistemas que integran los FAFA se encuentra la investigación realizada por la Universidad del Valle en Colombia en el año 2016 cuyo objetivo fue la de mostrar la eficiencia de un FAFA con tres medios de soporte: cáscara de coco, anillos de guadua[8] (*Guadua angustifolia*) y lecho mixto, compuesto por residuos de ladrillera y cáscara de coco) a una altura máxima de medio de soporte de 1.15 m, una de las conclusiones primordiales fue que los anillos de guadua pueden ser un material de relleno para ser utilizado en el FAFA; sin embargo, es probable que sea conveniente garantizar una profundidad mínima de 1.0 m así como el uso de la cáscara de coco como material de relleno. Se considera que el filtro anaerobio con este último material es hasta el momento la mejor opción para el tratamiento de las AR del proceso de extracción de almidón agrio de yuca (Torres *et al.*, 2003).

En México una investigación reciente con esta tecnología fue la realizada por la Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa (UAM), publicada en el año 2011, cuyo objetivo fue evaluar la eficiencia de remoción de amonio, ortofosfatos[9] y nitritos de agua de rastro por *Eichhornia crassipes, Lemna gibba y Myriophyllum aquaticum*; concluyendo que para la remoción de

[7] Helmintos. Especies animales de cuerpo largo o blando que infestan el organismo de otras especies.
[8] Guadua. Planta gramínea parecida al bambú que tiene un tallo arbóreo, espinoso y lleno de agua, que suele medir hasta 20 m de alto por 20 cm de ancho; se utiliza en la construcción de instalaciones rurales.
[9] Ortofosfatos. Compuestos que contienen el anión $(PO_4)^{-3}$, se encuentran ampliamente distribuidos en la naturaleza, sobre todo en forma de apatita y forman parte esencial de dientes y huesos.

nutrientes del efluente la hidrófita[10] más eficiente fue *Myriophyllum aquaticum* (Romero *et al.*, 2011). Si bien las tecnologías descritas anteriormente han mostrado buenas eficiencias, resulta primordial la búsqueda de tecnologías que puedan garantizar el SAR, es por lo anterior que ha surgido la búsqueda de reactores híbridos los cuales se caracterizan por la combinación de diversas técnicas y métodos para lograr un resarcimiento del agua. En Madrid, España, en el año 2012 se propuso un prototipo de reactor hibrido con una dimensión de 4 m de altura para el saneamiento a las AR del tipo industrial. El resultado de los estudios en la prueba piloto, fueron enfocados únicamente para la determinación de la actividad metanogénica generada, no se señalan gastos ni dimensiones del reactor (Guardia, 2012). Cabe señalar que, en la literatura que reseña los reactores híbridos, se encontró información acerca de un diseño teórico de un reactor hibrido similar al propuesto para ser evaluado, en la Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura del Instituto Politécnico Nacional (IPN), en el año 2004, cuya tesis lleva por nombre "Diseño teórico de un reactor híbrido mediante sistemas no convencionales para el tratamiento de las aguas residuales", en este docuento se señala que se propuso una combinación de un Reactor Anaerbodio de Flujo Ascendente (RAFA) y un Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA), en la que se propuso la construcción de un Reactor Híbrido Unifamiliar (RHU) con una altura total de 5.18 m y una altura del RAFA de 3.46 m y una altura del FAFA con su empaque respectivo de 1.31 m, para un tiempo de retención de 2 horas con la finalidad de disminuir el volumen del reactor, así mismo el diseño se realizó para un gasto de 25 l.p.s. Es importante mencionar este reactor es del tipo rectangular, el área superficial de la sección 1 es de 299.29 m^2 con dimensiones de 17.30 m x 17.30 m y el área superficial de la sección 2 es de 441 m^2, con dimensiones de cada lado de 21 m x 21 m, tal como se presenta en la Figura I.1. Este diseño teorico se propuso que estuviera integrado por dos partes fundamentales: 1. Pretratamiento inetgrado por: rejillas, un desarenador homogenizador, un vertedero y tanque de acondicionamiento y 2. Reactor el cual se diseñó con una cámara de inspección, válvulas de regulación, estructura de concreto/acero para el digestor, revestimiento, material de empaque, mampara, tubería de recolección del agua, recolección del biogás, tapa del reactor, medidor de gas, tanque de almacenamiento del gas y escalera de acceso. (Pérez y Villegas, 2004).

[10] Hidrófita. Son plantas adaptadas a los medios acuáticos tales como lagos, estanques, charcos, estuarios, pantanos, orillas de los ríos eltas o lagunas marinas.

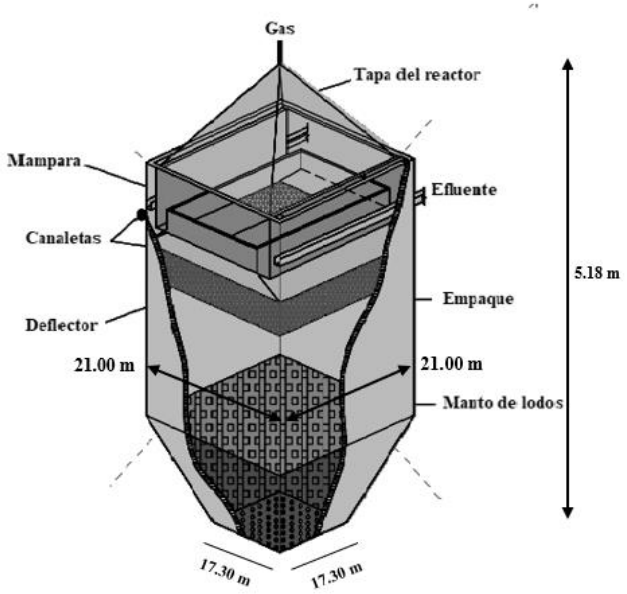


Figura 1.1. Esquema del reactor híbrido propuesto para el saneamiento de las aguas residuales.

Fuente: Pérez y Villegas, 2004.

En el año 2018, se realizó una propuesta de diseño de RHU en el CIIDIR Unidad Oaxaca, pro el autor de la presente tesis, en la que se involucró la combinación de dos tecnologías alternativas (RAFA y FAFA), dicho reactor se diseño para el SAR generadas en viviendas unifamiliares de una poblacion en donde se careciera el acceso al drenaje, en este sentido, se propuso para una población de 5-10 habitantes, se propuso con una altura de 3.0 m, un diámetro de 0.21 m y un volumen de 0.32 m^3. Se estimó una acumulación teórica de lodo de 0.1979 Kg de SST/d, para el caso la demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días (DBO_5) "*el cálculo realizado mostró una eficiencia teórica del RAFA de 75% en el efluente del AR y para el FAFA de 67.11%, se calculó que el afluente tendrá una concentración teórica inicial de 415.38 mg/l, logrando una remoción teorica de 89.84% de este parámetro*". Por otro lado, para el caso de la DQO "*los resultados en el diseño teórico conceptual señalan una eficiencia del RAFA en 67.15% y para el FAFA el 60%. Es decir, el afluente del AR tiene una concentración teórica de Demanda Química de Oxigeno (DQO) de 846.15 mg/l, se espera una eficiencia total en este parámetro de 85.42%*"[11] (Martínez, 2018).

[11] CIIDIR. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional.

CAPÍTULO II. MARCO REFERENCIAL

La presente investigación se llevó a cabo en las localidades de San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad Zaachila y la población de Santiago Cacaotepec Etla Distrito de Etla, ambas comunidades pertenecientes al Estado de Oaxaca.

2.1. San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad de Zaachila, Oaxaca

San Miguel Tlanichico es una localidad que se encuentra a una distancia aproximada de 19.0 Km del centro de la capital del Estado de Oaxaca (Oaxaca de Juárez), esta población presenta problemáticas perceptibles relacionadas con la falta de infraestructura para el saneamiento de las AR de acuerdo a lo establecido por el Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (INAFED, 2015a).

2.1.1. Localización

La localidad rural de San Miguel Tlanichico, se localiza en las coordenadas 16° 55' 59.99" de latitud norte y 96° 46' 48.00" de longitud oeste, a una altitud de 1,520 metros sobre el nivel del mar, a una distancia aproximada de 15.61 kilómetros de la ciudad capital (INEGI, 2015d). Para llegar a esta localidad desde el municipio de Oaxaca de Juárez se debe tomar la carretera internacional Oaxaca–Zimatlán de Álvarez rumbo a Villa de Zaachila, posteriormente se gira hacia la localidad de San Miguel Peras. El tiempo estimado para llegar a esta población es de 75 min desde la capital (Figura II.1).

Figura II.1. Localización de San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad Zaachila, Oaxaca.

Fuente: Elaboración propia a partir de Google Earth.

2.2.2. Población

De acuerdo con el INEGI (2015d), la localidad cuenta con una población de 605 habitantes, 277 hombres y 328 mujeres (Figura II.2).

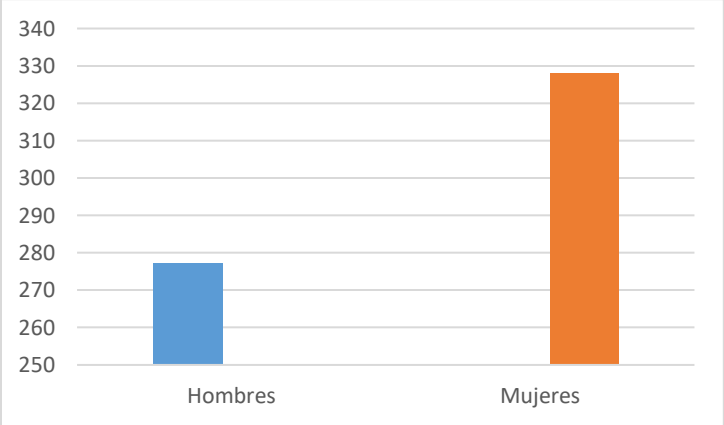


Figura II.2. Población de San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad Zaachila, Oaxaca.

Fuente: INEGI (2015d).

2.2.3. Contexto medioambiental

Dentro de los factores bióticos existentes en la comunidad de San Miguel Tlanichico, se presentan especies de huamúchil, zapote, sabino, casahuate, encino guaje, mezquite y pastizal. En relación a la fauna presente en esta localidad está conformada por mamíferos como: coyotes, zorros, tuzas, liebres, zorrillos, ratones, tlacuaches; aves: ala blanca, vicentilla, venturilla, tortolita, chiguirre, zopilotes, pájaro bobo, reptiles; víboras: iguanas, lagartijas, escorpiones.

Hidrología

Esta localidad pertenece a la región hidrológica denominada Costa Chica- Río Verde [12], perteneciente a la cuenca del río Atoyac. Cabe señalar que, el municipio es atravesado por dos afluentes principales: el río Atoyac y río Reyes, su uso es principalmente para el aprovechamiento agrícola. Por otro lado, en relación a la hidrología subterránea, se destina al uso doméstico y agrícola, sin embargo, el factor hídrico se ve constantemente contaminado con aguas residuales al paso del río Atoyac (Gobierno del Estado de Oaxaca, 2019b).

[12] La región hidrológica Costa Chica-Río Verde (RH20) ocupa una superficie en el Estado de Oaxaca de 24.02% y comprende tres cuencas: R. Atoyac, R. La Arena y Otros y R. Ometepec o Grande.

2.2.4. Contexto sociocultural

En relación al contexto sociocultural, el día 18 de octubre se celebra la fiesta de San Lucas Evangelista, con calendas, procesiones y música. También se celebra la semana santa, la navidad, el año nuevo y las fiestas de muertos o todos santos (INEGI, 2015d).

2.2.5. Contexto socioeconómico

El contexto socioeconómico de la comunidad de San Miguel Tlanichico se resume en la Tabla II.1, en la que señalan las principales características en relación a los datos demográficos, la infraestructura, las actividades económicas efectuadas por los habitantes, el grado de marginación asi como la problemática de la falta del SAR.

Tabla II.1. Resumen del contexto socioeconómico de San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad de Zaachila, en el Estado de Oaxaca.

CONCEPTO		DESCRIPCIÓN	CANTIDADES
Datos demográficos	Población	Número de habitantes.	605
		% de población de 15 años o más analfabeta.	6.62
		% de población de 6 a 14 años que no asiste a la escuela.	29.13
Infraestructura	Viviendas	% de viviendas particulares habitadas con piso de tierra.	75.69
		% de viviendas particulares habitadas que no disponen de excusado o sanitario.	1.37
		% de viviendas particulares habitadas que no disponen de agua entubada de la red pública.	100.00
		% de viviendas particulares habitadas que no disponen de drenaje.	95.17
		% de viviendas particulares habitadas que no disponen de energía eléctrica.	0.69
Actividades económicas	Agricultura	Maíz, frijol, trigo, chícharo, sorgo, avena y alfalfa, siendo estos cultivos de autoconsumo, también se siembran hortalizas como jitomate, calabacita y ejote.	-
	Ganadería	Bovinos, caprinos, equinos y ganado de solar.	-
Grado de marginación	Índices	Índice de rezago social.	0.28834
		Grado de rezago social.	Medio

Fuente: SEDESOL (2017a).

2.2. Santiago Cacaotepec Etla, municipio de San Lorenzo Cacaotepec, Oaxaca

Santiago Cacaotepec Etla, es una localidad perteneciente al municipio de San Lorenzo Cacaotepec en el Estado de Oaxaca, se encuentra ubicado a una distancia aproximada de 11.43 Km del centro de la capital del Estado de Oaxaca (Oaxaca de Juárez). Esta población presenta problemáticas relacionadas con la falta de infraestructura para el SAR, así como la carencia de infraestructura para la disposición adecuada de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU), manifiesta un grado de rezago social medio. De acuerdo con el Gobierno del Estado de Oaxaca (2019a) "[…] *en la cabecera municipal no se cuenta con una planta de tratamiento de aguas residuales. Esta situación es alarmante, pues al no tener una obra que ayude a limpiar el agua, se contamina considerablemente a los ríos y se evitan nuevas conexiones al drenaje* […]"

2.2.1. Localización

La comunidad rural de Santiago Cacaotepec Etla, se localiza en las coordenadas 17° 9'16.05" de latitud norte y 96°47'18.00" de longitud oeste, a una altitud de 1596 metros sobre el nivel del mar, a una distancia aproximada de 11.43 kilómetros de la ciudad capital (INAFED, 2015b). Para llegar a esta localidad desde el municipio de Oaxaca de Juárez se debe tomar la carretera internacional 190 rumbo a la ciudad de México (Figura II.3).

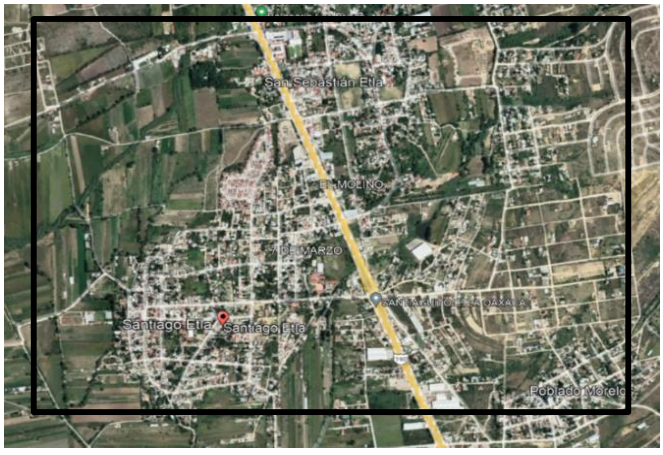


Figura II.3. Localización de Santiago Cacaotepec Etla, municipio de San Lorenzo Cacaotepec, Oaxaca.
Fuente: Elaboración propia a partir de Google Earth.

2.1.2 Población.

De acuerdo con el INAFED (2015b), la localidad cuenta con una población de 5168 habitantes, 2515 hombres y 2,653 mujeres (Figura II.4).

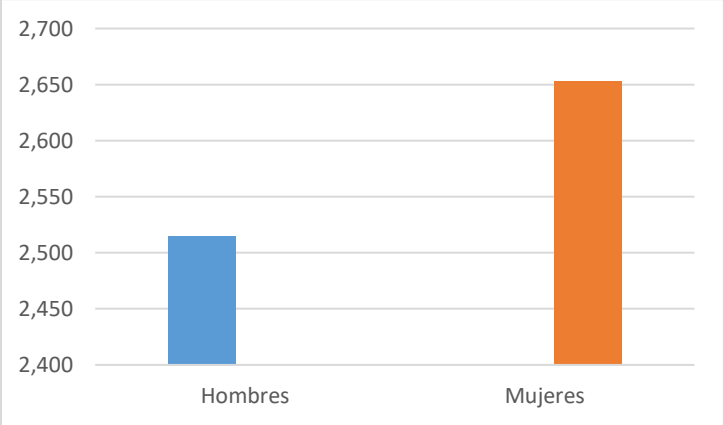


Figura II.4. Población de Santiago Cacaotepec Etla, municipio de San Lorenzo Cacaotepec, Oaxaca.

Fuente: INEGI (2015e).

2.2.3. Contexto medioambiental

Dentro de los factores bióticos existentes en la comunidad de Santiago Cacaotepec Etla, se presenta una vegetación de forraje, encinos, copal blanco, cazahuate, jarilla, ocotales, jacarandas, higuerillas, granadillas, así como el cempasúchil, dalias, cresta de gallo, nube, alcatraz, borla, flor de angelito y rosas. En relación a la fauna presente en esta localidad, habitan especies como el cacalote, tortolita, zanate, zopilotes, pájaro boboe, gorrión, golondrina, garza, lagartijas, tlacuache, zorrillo, ardillas, tlacomistle, pericos, ala blanca, quebrantahuesos, lechuza, pichones, búho, correcaminos, huitlacoche, colibrí, patos silvestres (CONABIO, 2019; Gobierno del Estado de Oaxaca, 2019a y SIGEIA, 2017).

Hidrología

En la localidad existen dos ríos que son aprovechados para riego, sin embargo, el agua para el abastecimiento de los habitantes de la localidad de Santiago Cacaotepec, se obtiene de pozos profundos y la autoridad se encarga de distribuirla a la población, actualmente el abastecimiento

de este vital líquido ha disminuido debido a la extracción excesiva de material pétreo en cauces de los ríos (Gobierno del Estado de Oaxaca, 2019a).

2.2.4. Contexto sociocultural

La más popular de sus festividades es la feria anual que se le hace en honor a Santiago Apóstol; que se lleva a cabo el fin de semana más próximo al día principal (25 de julio), con diversas actividades culturales, deportivas y religiosas (Gobierno del Estado de Oaxaca, 2019a).

2.2.5. Contexto socioeconómico

El contexto socioeconómico de la comunidad de Santiago Cacaotepec Etla se resume en la Tabla II.2, en la que señalan las principales características en relación a los datos demográficos, la infraestructura, las actividades económicas, el grado de marginación y la problemática del SAR.

Tabla II.2. Resumen del contexto socioeconómico de Santiago Cacaotepec Etla.

CONCEPTO		DESCRIPCIÓN	CANTIDADES
Datos demográficos	Población	Número de habitantes.	530
		% de población de 15 años o más analfabeta.	2.06
		% de población sin derecho-habiencia a servicios de salud.	18.2
Infraestructura	Viviendas	% de viviendas particulares habitadas con piso de tierra.	10.24
		% de viviendas particulares habitadas que no disponen de excusado o sanitario.	3.75
		% de viviendas particulares habitadas que no disponen de agua entubada de la red pública.	92.15
		% de viviendas particulares habitadas que no disponen de drenaje.	13.33
		% de viviendas particulares habitadas que no disponen de energía eléctrica.	4.09
Actividades económicas	Agricultura	Frijol, maíz, garbanzo, calabaza, tomate, alfalfa, chícharo, miltomate.	-
	Ganadería	Bovinos, caprinos, equinos y ganado de solar.	-
Grado de marginación	Índices	Índice de rezago social.	0.07868
		Grado de rezago social.	Muy Bajo

Fuente: SEDESOL (2017b).

CAPÍTULO III. MARCO TEÓRICO

El agua residual es producto de las actividades antrópicas, su tratamiento permitiría no solo el saneamiento de las aguas servidas, sino el cumplimiento con los principios de la sostenibilidad, hasta el momento existen tecnologías agrupadas en dos vertientes principales: convencionales y alternativas, las cuales se describen en el presente capítulo, destacando su funcionamiento, ventajas, desventajas y las eficiencias mostradas en el saneamiento de aguas contaminadas principalmente de origen doméstico.

3.1. Aguas residuales

De acuerdo con la CONAGUA (1994), las AR se definen como aguas de composición variada, provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, agrícolas, pecuarios, domésticos y en general de cualquier otro uso. Por su parte Castañeda y Flores (2013) denominan que las AR son aquéllas que resultan del uso doméstico o industrial, también son denominadas aguas servidas, aguas negras o aguas cloacales, las cuales han sido usadas en procesos para lograr una transformación o limpieza, estas aguas constituyen un residuo, algo que no sirve para el usuario directo. Así mismo Díaz *et al.* (2012), definen que las AR son producto y efecto en la que el hombre introduce materias contaminantes, nuevas formas de energía o condiciones al agua de modo directo o indirecto debido a su uso; implica alteraciones perjudiciales de su calidad con relación a los usos posteriores o con su función ecológica. Por otra parte, existe otra clasificación de las AR basada en la fuente de contaminación: aguas domesticas o urbanas, industriales, escorrentías de uso agrícola, y aguas pluviales (Ramalho, 2003). Las AR domesticas o urbanas son aquellas provenientes de las actividades propias del hogar, así como de las actividades de una localidad o de la población en general. Las AR industriales resultan como producto del uso de este factor en procesos o procedimientos industriales, las aguas agrícolas son aquellas que son generadas por el uso para riego agrícola, y en el caso de las aguas pluviales son aquellas que provienen de la precipitación en el ciclo natural del agua. Cabe señalar que, cada uno de los tipos de las AR presentan constituyentes propios de contaminantes de carácter físico, químico y biológico (Raffo y Ruiz, 2014). Los contaminantes que presentan las AR se encuentran en función de la calidad o las características del agua, en la Tabla III.1 se señalan los principales contaminantes químicos y biológicos en las AR.

Tabla III.1. Contaminantes químicos y biológicos de las AR.

CONTAMINANTE	CLASIFICACIÓN	DESCRIPCIÓN
Químicos	Elementos y compuestos	Metales tóxicos, como el hierro, manganeso, plomo, mercurio, arsénico, cadmio, cobre, entre otros.
		Compuestos nitrogenados, como amoniaco, nitrato y nitrito, carbonato o bicarbonato de calcio y magnesio.
		Aniones, como fluoruro, sulfato y silicatos.
		Sustancias orgánicas.
		Cianuros y fenoles.
Biológicos	Bacteria	*Salmonella typhi, Leptospira, Escherichia coli, Yersinia, Vibrio cholerae, Shigella.*
	Virus	*Adenovirus, rotavirus.*
	Hongos	*Aspergillus fumigatus, Candida albanicans.*
	Helmintos	*Ascaris lumbricoides, Fasciola hepatica, Taenia saginata, Trichuris trichura.*

Fuente: Raffo y Ruiz (2014).

Así mismo para caracterizar y determinar los contaminantes químicos y biológicos de las AR resulta necesario hacer la determinación de carga de contaminantes en ella. Los parámetros más ampliamente utilizados y medidos es la Demanda Bioquímica de Oxígeno[13] (DBO) para medir la concentración de materia orgánica. En la Tabla III.2 se presentan los contaminantes típicos de las AR señaladas por diversos autores.

Tabla III.2. Párametros y contaminantes típicos de las AR.

PARÁMETRO	DEFINICIÓN	AUTOR (ES)
Grasas y aceites (GA)	Son sustancias que al no mezclarse con el agua permanecen en su superficie dando lugar a natas. La cantidad de lípidos en AR municipales es del orden de 30 a 40% de la materia orgánica medida como demanda química de oxígeno.	Cisterna *et al*., 2015
DQO (Demanda Química de Oxigeno)	Puede ser considerada como una medida aproximada de la demanda teórica de oxígeno.	Díaz *et al.*, 2020 y Lorenzo y Obaya, 2006
DBO_5 (Demanda Bioquímica de Oxigeno)	Estimación de la cantidad de oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua en un periodo de 5 días.	Raffo y Ruiz, 2014
Temperatura	Este parámetro afecta la solubilidad de los gases disueltos en el agua. Las variaciones de temperatura del agua se producen debido a las variaciones de la temperatura ambiente originadas en el ciclo natural de las estaciones.	Raffo y Ruiz, 2014 y Fernández, 2012
Nitrógeno	Es un nutriente requerido y estimulante del crecimiento bacteriano en el proceso anaerobio.	Espinosa *et al.*, 2013 y Metcalf y Eddy, 2003

[13] DBO. Es una estimación de la cantidad de oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua en un periodo de 5 días. El método se basa en medir el oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se han inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos.

Fosforo	El fósforo se encuentra entre unos de los contaminantes más importantes en las AR, debido que es uno de los nutrientes que contribuyen en mayor grado a la eutrofización del agua.	Teixeira, 2013 y Salgado et al., 2011
Conductividad	Se define como la capacidad que presenta el agua para conducir la electricidad.	Bonilla *et al.*, 2013 y Fernández, 2012
Turbidez	Proviene de la erosión y transporte de materia coloidal (arcilla, fragmentos de roca, sustancias del lecho).	Fernández, 2012
Sólidos suspendidos totales (SST)	Es la cantidad de sólidos que el agua conserva en suspensión después de 10 minutos de asentamiento.	CONAGUA, 2015a
Sólidos sedimentables	Son aquellos sólidos que sedimentan cuando el agua se deja en reposo durante 1 hora.	CONAGUA, 2015a y Crombet, 2013
Contaminantes domesticos y hospitalarios	Estas sustancias aparecen principalmente añadidas a productos de cuidado personal, de limpieza doméstica, farmacéuticos.	Peña y Castillo, 2015 y Rubio *et al.*, 2013
Agentes patógenos	Son microorganismos presentes en mayor o menor cantidad en las AR y que pueden producir o transmitir enfermedades.	Olivas et al., 2011

Fuente: Elaboración propia a partir de autores señalados.

3.3.1. Aguas residuales y desarrollo sostenible

El saneamiento del agua se ha convertido en uno de los derechos esenciales de la sociedad y el acceso al mismo no solo resulta primordial para conservarlo como derecho universal, sino para proteger y preservar la calidad de vida de la gente y del ambiente (Peralta, 2019). Si bien, el agua resulta fundamental para el desarrollo social, económico y ambiental a nivel global, el uso adecuado y tratamiento de este factor ejerce una influencia indirecta en la reducción de la pobreza, el desarrollo de una región, el crecimiento económico y la sostenibilidad ambiental, ya que el uso racional y saneamiento del factor hídrico repercuten en factores tales como la salud humana, el medio ambiente y el desarrollo económico de un país, y su buen manejo contribuye a mejorar el bienestar social a través de acceso a servicios básicos y el crecimiento inclusivo (ONU, 2015). Es por lo anterior que este líquido vital actualmente se considera como factor central de sostenibilidad y el acceso al saneamiento del mismo se ha considerado actualmente como un derecho universal debido a su incidencia indirecta y directa en el desarrollo sustentable de una región (Serna, 2019). Sin embargo, contar con un mejor acceso al agua y al saneamiento como servicios básicos no necesariamente significa que cumplan normativas de ingeniería y salud, tal como lo establecen las directrices de la OMS [14], es en el caso de las AR sanitarias, su conexión a un sistema de alcantarillado público, a un sistema séptico o el uso de letrinas de pozo ventilado o de pozo simples, que dentro del concepto de saneamiento mejorado (De Anda, 2017).

[14] OMS. Organización Mundial de la Salud.

3.1.2. Normatividad del saneamiento de las aguas residuales

Actualmente se ha identificado una necesidad creciente de incorporar el saneamiento del agua dentro de los derechos humanos, es por lo anterior que resulta primordial definir el alcance de las obligaciones internacionales que involucren este factor, así como sus niveles esenciales y progresivos de exigibilidad de acuerdo con lo definido por la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL, 2013). En este sentido la política internacional en materia ambiental y de saneamiento del agua, se basa en el Derecho Internacional Público a través de tratados y convenios internacionales, algunos de los cuales han contribuido en el proceso de crear conciencia, así como una aceleración de políticas positivas para el ambiente, involucrando con ello el cuidado y preservación de los recursos como aire, agua, suelo, flora y fauna. Hasta la fecha se han celebrado casi 90 tratados o convenios internacionales en materia ambiental, algunos de ellos involucrando directa o indirectamente al factor hídrico, los más fuertemente vinculados con el saneamiento del agua se muestran en la Tabla III.3.

Tabla III.3. Tratados y Convenios Internacionales relacionados con el saneamiento del agua.

TRATADOS Y CONVENIOS INTERNACIONALES	**DESCRIPCIÓN**	**AUTOR (ES)**
Declaración Universal de los Derechos Humanos de las Naciones Unidas (10 de diciembre de 1948)	Declaración proclamada por la Asamblea General de las Naciones Unidas en París, el 10 de diciembre de 1948 con el objetivo de definir los derechos inherentes a la persona, definiendo como derecho universal un medio ambiente sano y ecológicamente equilibrado.	Añaños, 2016; Camacho 2016 y Acosta y Duque, 2008
Conferencia de Estocolmo sobre el medio ambiente (5 y 16 de junio de 1972)	Convocada por la ONU en Estocolmo, Suecia, entre el 5 y 16 de junio de 1972. Fue la primera gran conferencia sobre cuestiones ambientales, en la que se realizó la declaración de 26 principios, un plan de acción con 109 recomendaciones y una resolución.	Hollmann, 2017; Leal, 2008; Eschenhagen, 2007
Carta Mundial de la Naturaleza (28 de octubre de 1982)	Documento adoptado y proclamado por la Asamblea General de las Naciones Unidas el 28 de octubre de 1982, con el propósito de reafirmar los propósitos fundamentales de las Naciones Unidas, y desarrollar su aptitud para utilizar los recursos naturales preservando las especies y los ecosistemas en beneficio de las generaciones presentes y futuras.	Haidar y Berros; 2015 y SEMARNAT 2019
Declaración de Dublín sobre el agua y el desarrollo sostenible (26 al 30 de enero de 1992)	Escrito que contiene recomendaciones para que se adopten medidas en las esferas local, nacional e internacional en relación a la evaluación, al aprovechamiento y a la gestión de los recursos de agua dulce, reconociendo al factor hídrico como bien económico.	Bertazzo, 2015; Molinares y Echeverria, 2011 y Salcido *et al*, 2010.

Objetivos del Milenio de las Naciones Unidas para el año 2015 (septiembre del año 2000)	Objetivos mundiales fijados en el año 2000 por 189 países miembros de las Naciones Unidas, con la finalidad de reducir el hambre y la pobreza, mejorar la enseñanza primaria universal, la igualdad de género, disminuir la mortalidad infantil y materna asi como alcanzar la sostenibilidad del medio ambiente.	Cruz y Elizondo, 2016; Villamil y Romero, 2011; Ferreira, 2008 y Rodríguez, 2008.
Cumbre de Clima en Paris (diciembre de 2015)	Suscrito en diciembre de 2015 por 190 países, con la finalidad de establecer acciones para no sobrepasar el calentamiento de la tierra en 2 °C en relación con la temperatura preindustrial mediante el uso racional de energías fósiles para generar calidad de vida, en particular en los países de altos ingresos.	Carlino, 2018 y Olaya 2016.

Fuente: Elaboración propia a partir de autores señalados.

Por su parte, en México el derecho al agua y su saneamiento se describen en el artículo 4° y 27° de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, así como en la Ley de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente[15] (LGEEPA) y en el órgano supremo en materia hídrica, la Ley de Aguas Nacionales (LAN), con sus respectivos reglamentos y Normas aplicables (Figura III.1). Por un lado, la LGEEPA tiene por objeto reglamentar las disposiciones de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos relacionados a la preservación y restauración del equilibrio ecológico, así como a la protección al ambiente, en el territorio nacional y las zonas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción. Sus disposiciones son de orden público e interés social y conforme a lo establecido en su artículo 1° fracción VI, así mismo, esta Ley establece las bases para la prevención y el control de la contaminación del aire, agua, suelo y afectaciones adversas a factores como la flora y la fauna. Por otra parte la Ley de Aguas Nacionales tiene por objetivo actuar como norma jurídica reglamentando al Artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos en materia de aguas nacionales y es de observancia general en todo el territorio nacional y sus disposiciones son de orden público e interés social y tiene por objeto regular la explotación, uso o aprovechamiento de dichas aguas, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad para lograr su desarrollo integral sustentable. Cabe resaltar que, debido a la preocupación por el cumplimiento con el saneamiento de AR en México se han expedido Normas Oficiales Mexicanas en relación a este rubro, siendo la NOM-001-SEMARNAT-1996, quien establece los límites máximos permisibles de contaminantes en descargas de aguas en cuerpos de agua o bienes nacionales. La NOM- 002-

[15] Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 28 de enero de 1988.

SEMARNAT-1996[16] que define los límites máximos permisibles de contaminantes en descargas de aguas en alcantarillado público y la NOM-003-SEMARNAT-1997[17] que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las AR tratadas que se reúsen en servicios al público, el resumen legal aplicable en materia ambiental se observa en la Figura III.1.

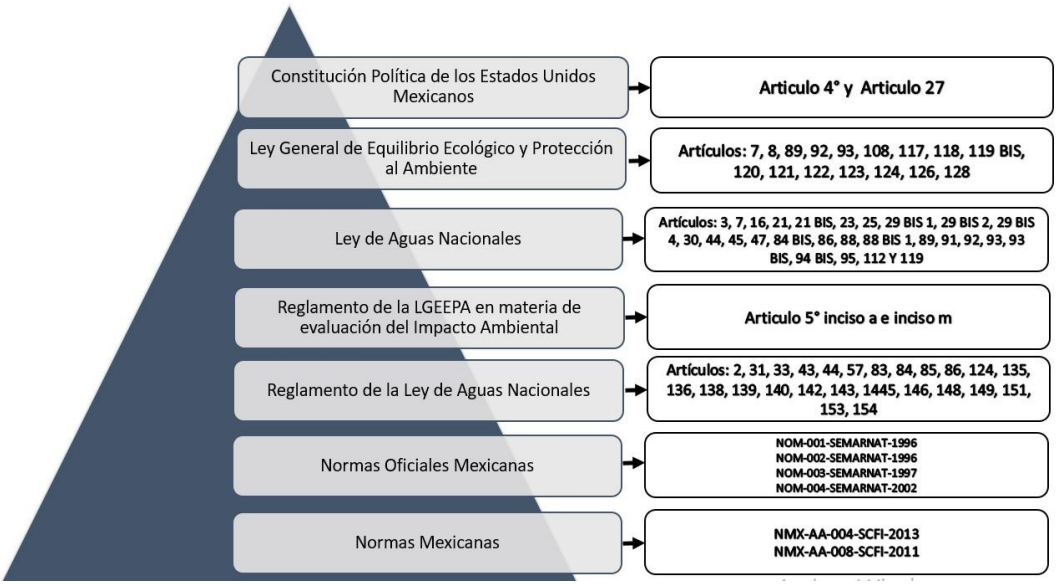


Figura III.1. Normatividad federal vigente aplicable en materia de AR.

Fuente: Elaboración propia a partir de Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, LGEEPA, LAN, SEMARNAT (2000), CONAGUA (1994).

3.2. Saneamiento de las aguas residuales

De acuerdo con el Diccionario de Real Academia Española (RAE), sanear significa reparar o remediar algo, en este sentido el Saneamiento de las Aguas Residuales (SAR) corresponde a remediar el agua utilizada a través de la aplicación de diferentes procesos, los cuales pueden ser fisicos, biológicos o químicos; con el objetivo de disminuir la concentración de contaminantes y parámetros relacionados con los componentes orgánicos, inorgánicos y biológicos presentes en las AR (Díaz *et al.,* 2012). Lo anterior se efectúa con el propósito de evitar que los contaminantes superen la capacidad de dilución y autodepuración de los cauces y medios receptores como disposición final, con la finalidad de mantener la resiliencia de los cuerpos de agua y bienes nacionales.

[16] Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 03 de junio de 1998.
[17] Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 21 de septiembre de 1998.

3.2.1. Procesos para el saneamiento del agua

Existen diferentes procesos para lograr el saneamiento del agua y eliminar contaminantes orgánicos, inorgánicos y biológicos, dicho contaminantes se clasifican principalmente en tres tipos, físicos, químicos y biológicos (Campos y Gómez, 2009). En la Figura III. 2 se presenta una clasificación esquemática de los procesos de tratamiento de las AR.

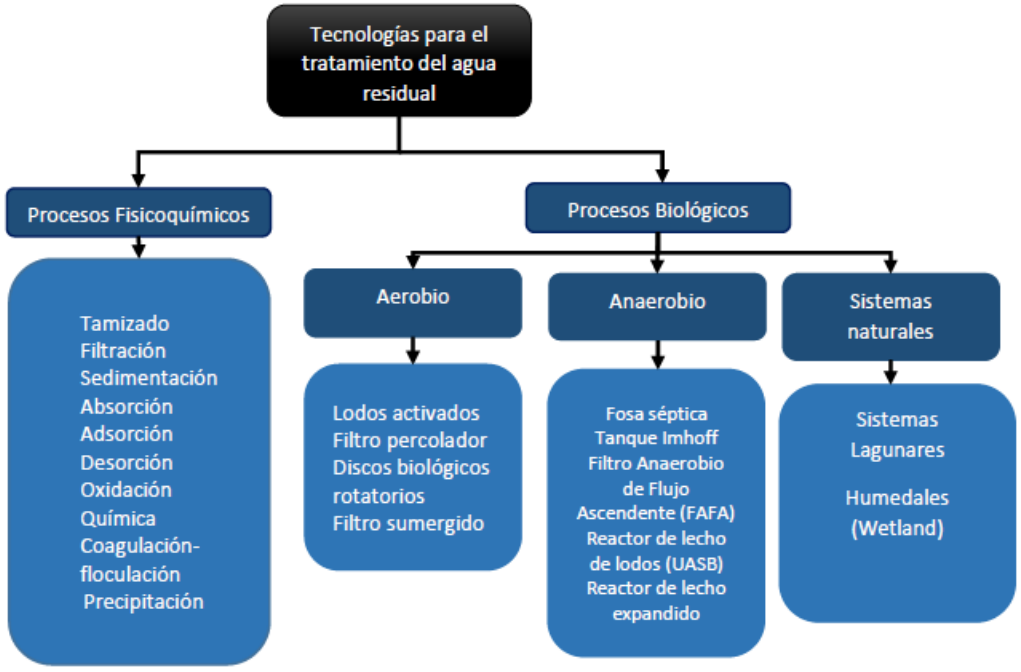


Figura III.2. Clasificación esquemática de los procesos y tecnologías para el SAR.

Fuente: Noyola *et al.* (2013).

Uno de los procesos de tratamiento de AR más ampliamente utilizado es el proceso biológico, definido por Oller *et al.* (2011), citado en Rubio *et al.* (2013), como aquellos procesos que emplean microrganismos (bacterias, hongos, protozoos y algas) para llevar a cabo la eliminación de aquellos componentes indeseables del agua, aprovechando su actividad metabólica, y obtener, así, un efluente final que pueda ser vertido al medio. Estos procesos biológicos se dividen en dos tipos; aerobios y anaerobios, en el proceso aerobio un aproximado de 65% de la energía producida por el metabolismo microbiano se transforma en nuevas células (lodos) mediante la síntesis de la materia orgánica presente las AR. El 35% restante se disipa como resultado de la liberación de energía que acompaña a los procesos vitales de la célula, tal como se muestra en la

Figura III. 3 (Noyola *et al.,* 2013). Por otro lado, en el proceso anaerobio se lleva a cabo una fermentación microbiana en ausencia de oxígeno que da lugar a una mezcla de gases (principalmente CO_2 y CH_4) y lodo. El producto principal de la digestión anaerobia es el biogás, mezcla gaseosa de metano (50 a 70 %) y dióxido de carbono (30 a 50%), con pequeñas proporciones de otros componentes (nitrógeno, oxígeno, hidrógeno, sulfuro de hidrógeno), cuya composición depende tanto de la materia prima como del proceso en sí (Córdova *et al.,* 2019; Lorenzo y Obaya, 2006).

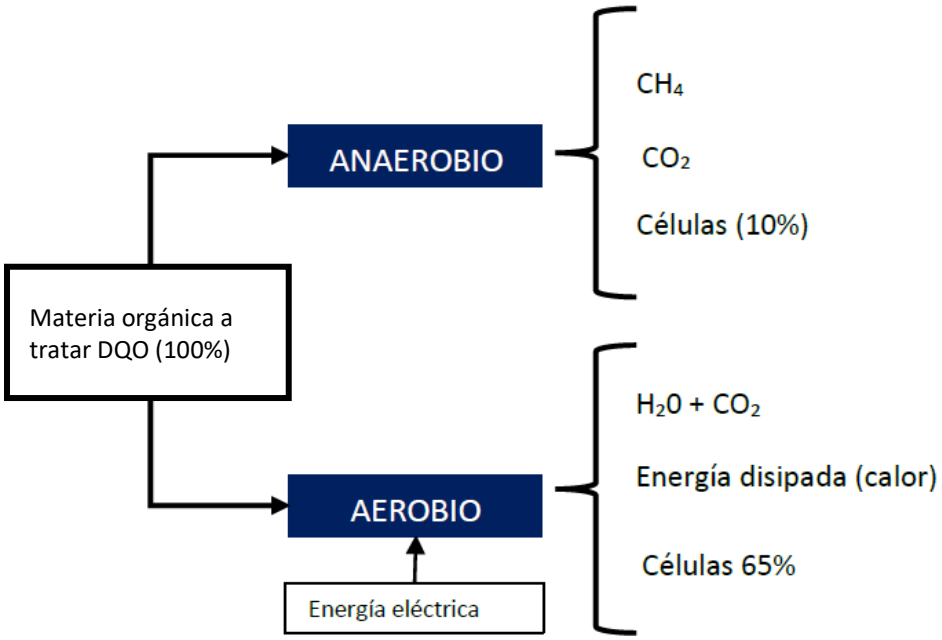


Figura III.3. Esquema del flujo de energía contenida en el sustrato en función del tipo de tratamiento aplicado (caso de sustrato fácilmente biodegradable).

Fuente: Noyola *et al.*, 2013.

3.2.2. Procesos biológicos

El tratamiento biológico para el SAR, es el proceso de depuración de contaminantes en afluentes contaminados, a través de la acción de diferentes tipos de microorganismos (bacterias aerobias, anaerobias o facultativas), en este tipo de procesos resulta fundamental el control de factores físico-químicos del medio para garantizar el crecimiento celular, logrando de esta forma, la supervivencia de los microorganismos y la remoción de la materia orgánica (Ferrer *et al.,* 2018; Saldarriaga *et*

al., 2011; Castillo *et al.*, 2012 y Ramalho, 2003). En la Tabla III.4 se muestran los principales procesos biológicos y sus aplicaciones.

Tabla III.4. Principales procesos biológicos utilizados en el tratamiento del AR.

TIPO	PROCESO	RESULTADO
Procesos aerobios	Proceso de lodos activados -Convencional (flujo pistón) -Mezcla completa -Aireación graduada -Oxígeno puro -Reactor intermitente secuencial -Estabilización por contacto -Aireación prolongada -Canal de oxidación -Tanque profundo	Eliminación de la DBO carbonosa [18] (nitrificación).
	Nitrificación de cultivos en suspensión de lagunas aireadas	Nitrificación. Eliminación de la DBO carbonosa (nitrificación), estabilización, eliminación de la DBO carbonosa.
	Filtro percolador de desbaste[19]	Eliminación de la DBO carbonosa (nitrificación).
	Sistema biológico rotativo de contacto (RBC)	
	Reactor de lecho completo	
Procesos anóxicos[20]	Desnitrificación de película fija	Desnitrificación.
Procesos en estanques	Lagunas aerobias Estanques de maduración (terciarios) Estanques facultativos Estanques anaerobios	Eliminación de la DBO carbonosa.
Procesos anaerobios	Digestión anaerobia Baja carga, una etapa, alta carga, una etapa, doble etapa.	Estabilización, eliminación de la DBO carbonosa.
	Proceso anaerobio de contacto	Eliminación de la DBO carbonosa.
	Manto de fango anaerobio de flujo ascendente	Eliminación de la DBO carbonosa.
	Filtro anaerobio	Eliminación de la DBO carbonosa, estabilización de residuos (desnitrificación).
	Lecho expandido	Eliminación de la DBO carbonosa, estabilización de residuos (desnitrificación).

Fuente: Noyola *et al.*, 2013; Ramalho, 2003; Metcalf y Eddy, 2003.

[18] DBO carbonosa. También denominada como DBO de la primera etapa, definida como aquella parte de la demanda de oxígeno asociada con la oxidación bioquímica de material carbonoso. Por lo general, la mayor parte del material carbonoso se oxida antes de la segunda etapa (oxidación activa del material nitrogenado).

[19] Filtro percolador de desbaste. Es un filtro de alta carga utilizado para cargas orgánicas superiores a 1,6 kg/m^3d y cargas hidráulicas superiores a 187 m3/m2 d.

[20] Procesos anóxicos. Son procesos en el cual nitrógeno del nitrato es convertido biológicamente a nitrógeno gas en la ausencia de oxígeno.

Existen diferentes tipos de procesos biológicos que pueden ser aplicados para lograr el SAR, los cuales se clasifican en dos grandes grupos: aerobios y anaerobios (Muñoz y Álvarez, 2018), en estos porcesos, los microorganismos que efectúan el proceso de remoción de contaminantes se encuentran suspendidos o adheridos a un material que permite su supervivencia y desarrollo de microorganismos que eliminen la materia orgánica. A continuación, se describe cada uno de los procesos biológicos utilizadas para el tratamiento de las AR (Metcalf & Eddy, 2003 y Ramalho, 2003).

3.2.2.1. Procesos anaerobios para el saneamiento del agua

Los procesos anaerobios son aquellos más ampliamente utilizadas para llevar a cabo el saneamiento del agua, principalmente AR de origen doméstico. Este proceso se basa fundamentalmente en la actividad bacteriana, en las que se transforma la materia orgánica en ausencia de oxígeno, en un producto de mezcla de gases, principalmente de metano (CH_4) y dióxido de Carbono (CO_2) (Crombet *el al.,* 2016 y Vivanco *et al.,* 2011), obteniéndose biogás y lodo estabilizado, como resultado del crecimiento microbiano (Vivanco *et al.,* 2011). La digestión anaerobia es un proceso bioquímico que se llevan a cabo por algunos microorganismos en ausencia de oxígeno, en este proceso la materia orgánica, los sulfitos y sulfatos son transformados a CO_2 y CH_4, a partir de la acción generada por cinco grupos diferentes de microorganismos, tanto de tipo facultativo como anaerobios estrictos (CONAGUA, 2015d y Parra, 2015), en la en la Tabla III.5 se muestran los microorganismos predominantes a diferentes temperaturas y en la Tabla III.6 se observan los microorganismos anaerobios y facultativos predominantes a diferentes valores de pH.

Tabla III.5. Microorganismos anaerobios encontrados en diferentes rangos de temperatura.

TEMPERATURA EN °C	TIPO DE MICROORGANISMO	MICROORGANISMOS ENCONTRADOS
10 -15	Psicrófilos	*Bacillus spp*
20-30	Psicrótrofos	*Clostridium spp*
30-37	Mesófilos	*Clostridium spp* *Methanococcus spp* *Methanobacterium spp*
42-46	Termótrofos	*Methanococcus spp* *Methanobacterium spp*
50-80	Termófilos	*Clostridium spp* *Lactobacillus spp* *Thermus spp*

Fuente: Constanza (2015).

Tabla III.6. Microorganismos anaerobios encontrados en diferentes rangos de pH.

PH	TIPO DE MICROORGANISMO	MICROORGANISMOS ENCONTRADOS
1.1 - 5.5	Acidófilos	*Lactobacillus spp* *Bifidobacterium bifidum*
5.5 - 8.0	Neutrófilos	*Clostridium perfringes* *Methanococcus sp* *Methanobacterium sp* *Propionibacterium Acidipropionici*
8.5 - 11.5	Alcalonófilos	*Clostridium botulinum* *Clostridium sporongenes* *Clostridium tetani* *Fusobacterium spp* *Micrococcus spp*

Fuente: Constanza (*2015*).

El proceso bioquímico de la digestión anaerobia se encuentra conformado por cuatro etapas, conforme a lo señalado por Hernández y Delgadillo (2011) citado en Parra (2015): 1. Hidrólisis; 2. Acidogénesis; 3. Acetogénesis; 4. Metanogénesis.

La primera etapa corresponde a la hidrólisis de biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos), la cual consiste en reducir la fuerza de las conexiones entre las cadenas en el biopolímero, disminuyendo el nivel de entrelazamiento, a medida que se rompen los vínculos débiles que mantienen unidas las cadenas, estas se vuelven más simples, como resultado, el polímero experimenta una disminución en su energía y, con el tiempo, empieza a perder parte de su peso molecular, lo que conlleva a experimentar una reducción en su masa. En la primera fase se realiza la transformación de material orgánico y los compuestos de elevado peso molecular (proteínas, polisacáridos, ácidos nucleicos y lípidos) a moléculas de bajo peso molecular (azucares, aminoácidos y ácidos grasos), dicho proceso se lleva a cabo por microorganismos anaerobios estrictos así como bacteroides, clostridium y bacterias facultativas como *Estreptococci* (Parra, 2015; Ming *et al.*, 2014 y Molino *et al.*, 2013), esta etapa es de gran relevancia debido a que se efectúa una descomposición de las moléculas orgánicas presentes en las AR, permitiendo que los microorganismos puedan absorberlas como fuente de alimento (sustrato), con la finalidad de permitir el desarrollo de las mismas y por ende el inicio de la degradación de los contaminantes presentes en las AR (Adekunle y Okolie, 2015; Kondusamy y Kalamdhah, 2014).

Cabe señalar que, los microorganismos efectúan la descomposición de las biomoléculas con la finalidad de absorberlas en el interior de la célula y usarlas como fuente de alimentación en la que intervienen distintos tipos de enzimas extracelulares (Parra, 2015).

En la segunda etapa denominada fermentación o acidogénesis, los compuestos solubles son degradados a acetato, hidrógeno, biomasa y productos intermedios como el propionato y butirato, los cuales son llevados hasta la descomposición de acetato e hidrogeno por bacterias bacterias acetogenicas productoras obliagas de hidrógeno, denominadas OHPA (por sus siglas en inglés), las cuales deben existir en relación sintrófica[21] con las metanogénicas que utilizan hidrógeno.

En la tercera etapa denominada acetogénesis, se produce ácido acético mediante de la oxidación de ácidos grasos de cadena corta o alcoholes a través de la reducción del CO_2, usando hidrógeno como donador de electrones para llevar a cabo la reacción química (Constanza *et al.*, 2015), en esta fase intervienen dos grupos de microorganismos: metanogénicos acetoclásticos y metanogénicos hidrogenófilos, el primer grupo son aquellos que convierten el acetato a CH_4 y CO_2 (Ladino, 2011), el segundo grupo corresponde a aquellos que presentan un crecimiento con hidrógeno molecular (H_2) como donador de electrones y CO_2 como aceptor de electrones (Ferrer y Pérez, 2010), sin embargo, este proceso puede ser inhibido por exceso de acidez en el medio, de tal manera que exista una disminución en la producción de metano por la acumulación de hidrógeno y probablemente también de acetato, con la consecuente inhibición de la acetogénesis.

Al final de la cadena de degradación anaerobia en los reactores ocurren dos fenómenos principales: primero, la producción del biogás constituido principalmente por CH_4 y CO_2, lo cual facilita la remoción del carbono de la fase líquida; y segundo, el mantenimiento de una baja presión parcial de hidrógeno y acetato en esa fase líquida, lo que favorece la producción de los propios sustratos al mantener las condiciones de crecimiento de los microorganismos anaerobios, sumamente sensibles ante la presencia de agentes inhibidores (López *et al.*, 2017), en la Figura III.4 se observan las reacciones que median en el proceso anaerobio.

[21] Sintrófica. también denominada co-metabolismo, el microorganismo no utiliza el compuesto tóxico ni como fuente de carbono ni como fuente de energía, sino que obtiene ambas a partir de otras substancias.

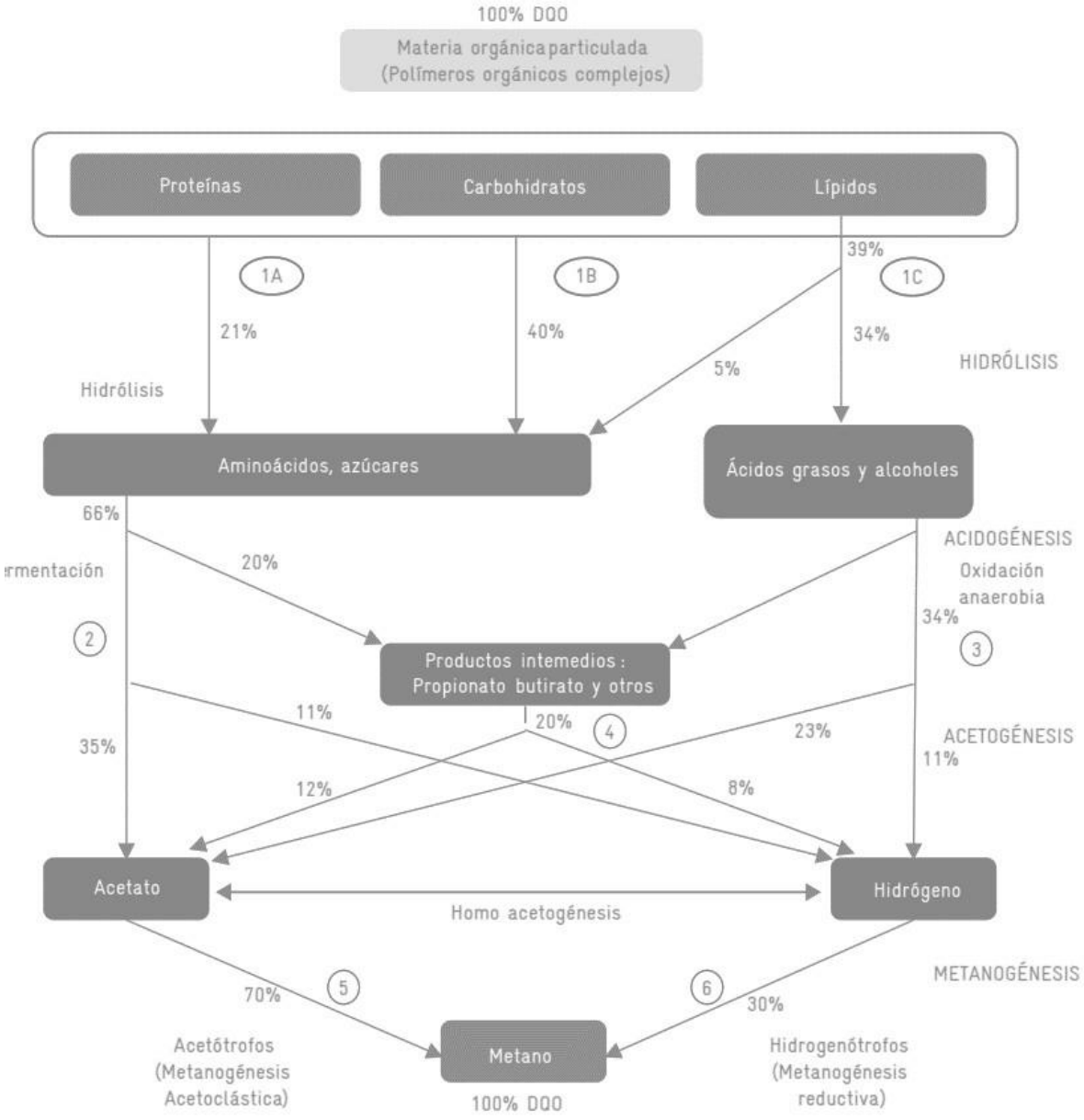


Figura III.4. Reacciones que median en el proceso anaerobio.

Fuente: López *et al.*, 2017.

3.2.2.2. Reactores biológicos anaerobios

De acuerdo con lo establecido por la RAE, un reactor químico es un recipiente diseñado para que en su interior se generen reacciones químicas y/o biológicas, cabe señalar que, Peña *et al.* (2008) definen que la reacción química es una operación unitaria cuyo objetivo es la distribuir de forma distinta los átomos de ciertas moléculas (reactantes) para formar otras nuevas (productos) y el lugar

físico donde se llevan a cabo las reacciones se denomina reactor químico. Por su parte Coulson y Richardson (1979) establecen que los reactores se clasifican en dos tipos generales: homogéneos y heterogéneos, los primeros se refieren a reactores que se encuentran conformados por una sola fase[22] generalmente en estado líquido o gaseoso, en los reactores heterogéneos se encuentran dos o hasta tres fases. Sin embargo, los reactores homogéneos y heterogéneos se subdividen a su vez en reactores continuos y discontinuos con base a su operación, los reactores del primer tipo son aquellos que son empleados para la producción o tratamiento de pequeñas cantidades de sustancias y los reactores discontinuos son aquellos que son económicos para el tratamiento de grandes cantidades de sustancias (Levenspiel, 2010). Otro tipo de reactores son los denominados biorreactores o reactores biológicos, los cuales son aquellos recipientes en los que se llevan a cabo reacciones biológicas, es decir; aquel tipo de reacciones químicas que forman parte de un proceso biológico (Tabla III.7).

Tabla III.7. Principales tipos de reactores biológicos anaerobios.

TIPOS DE REACTORES ANAEROBIOS	**AUTOR**
Reactores de contacto anaeróbico Filtro anaeróbico de flujo ascendente Reactores de película fija de flujo ascendente Reactores de manto de lodos de flujo ascendente	Díaz (1987)
Reactor de mezcla completa (CSTR) Reactor de flujo pistón (PFR) Reactor de dos fases Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA) Reactor de Circulación Interna (CI)	Vivanco *et al. (*2011)
Sistemas anaerobios de biomasa en suspensión • Reactor de mezcla completa • Reactor discontinuo secuencial anaerobio (ASBR) Sistemas anaerobios de biomasa fija • Filtro anaerobio de flujo ascendente • Reactores anaerobios de lecho expandido (AEBR) • Reactor Anaerobio de lecho fluidizado (FBR) Otros sistemas de tratamiento anaerobio Sistemas híbridos Biorreactor anaerobio de membrana (AMBR).	Trapote (2013)
Tanques sépticos (TS) Tanques Imhoff ((TI) Filtros anaerobios de flujo ascendente (FAFA) Reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA)	CONAGUA (2015a)

Fuente: Elaboración propia a partir de autores señalados.

[22] Fase. Puede definirse como una substancia homogénea considerada independientemente de su forma y tamaño.

A continuación se describen las características, ventajas y desvantajas de los principales tipos de reactores biológicos.

3.2.2.1.1. Reactor de Mezcla Completa (CSTR).

El CSTR (Continuous Stirred Tank Reactor, por sus siglas en ingles), es un reactor manteniene un régimen de flujo de mezcla de forma completa (Figura III.5), permitiendo que el sustrato[23] del efluente se mantenga en contacto con la población bacteriana y con el sustrato en degradación (Vivanco *et al.*, 2011), su flujo de alimentación y salida es uniforme con una agitación perfecta permitiendo que la composición y propiedades físicas del fluido sean iguales en todos los puntos del reactor (Jojoa *et al.*, 2014). La operación de este reactor se realiza en condiciones de estado estacionario[24] sin acumulación alguna, cabe señalar que, este reactor requiere de energía eléctrica para mover los agutadores y activar las bombas para permitir una mezcla de forma uniforme (Figura III.5), asimismo, resulta necesario tener en cuenta mantenerlo en un estado estacionario y evitar el estado transitorio (García *et al.*, 2014 y Raffo *et al.*, 2014). Las ventajas y desventajas de este reactor se muestran en la Tabla III.8.

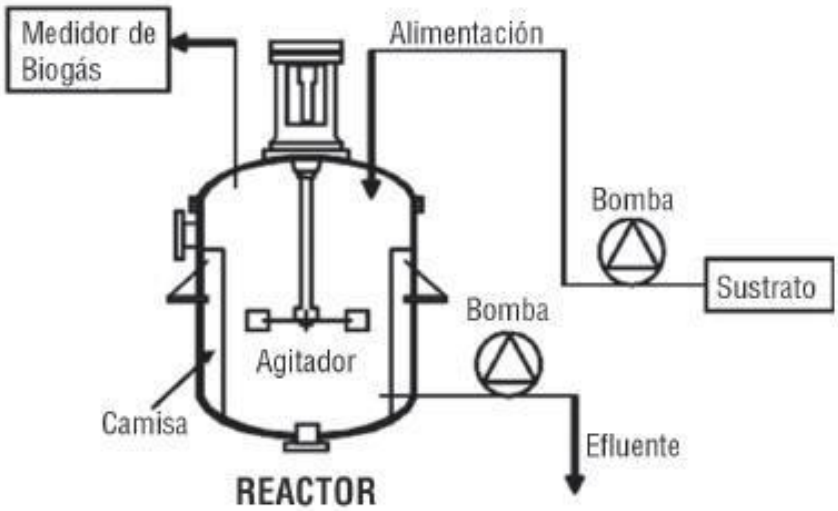


Figura III.5. Reactor anaerobio de mezcla completa (RMC).

Fuente: Rincón *et al.*, 2011.

[23] Sustrato. Sustancia sobre la que actúa una enzima.
[24] Estado estacionario. Se dice de un sistema o proceso que está en estado estacionario si las variables que definen su comportamiento, respecto del tiempo, permanecen invariantes.

Tabla III.8. Ventajas y desventajas del reactor anaerobio de mezcla completa.

TECNOLOGÍA	VENTAJAS	DESVENTAJAS
REACTOR ANEROBIO DE MEZCLA COMPLETA (CSTR). (Vivanco *et al.*, 2011; Terreros *et al.*, 2009).	1. Costos menores comparados con los reactores de flujo de pistón. 2. Operación variable para procesos continuos, discontinuos y semicontinuos. 3. No es necesario el vaciado completo del reactor para efectuar acciones de mantenimiento del mismo. 4. La concentración de oxígeno y la del sustrato son constantes en cada punto en todo el volumen del reactor. 5. El sistema permite control automático de transferencia de oxígeno. 6. Es resistente a los cambios de carga orgánica en la entrada del AR al proceso.	1. Bajas eficiencias para tratamiento de grandes volúmenes de AR. 2. Puede generarse un régimen de mezcla no ideal y con ello flujos de corto circuito (entrada y salida de material en corto tiempo) y formación de capas duras flotantes.

Fuente: Elaboración propia a partir de los autores citados.

3.2.2.1.2. Reactor Discontinuo Secuencial Anaerobio (ASBR)

Los ASBR (Anaerobic Sequencing Batch Reactor por sus siglas en ingles), son sistemas de digestión líquida de alta velocidad que retienen a los microorganismos en el reactor alimentando secuencialmente, mezclando el reactor, sedimentando los sólidos y decantando el efluente desde la parte superior del reactor, la operación típica fue propuesta por Dague en el año de 1992 (Rosenkranz, 2013 y Terreros *et al.*, 2009), constan de cuatro etapas fundamentales: 1) alimentación, 2) reacción, 3) sedimentación y 4) descarga; resultan aplicables cuando existe la presencia de compuestos de difícil degradación o en aquellos procesos en donde se generan inhibiciones de crecimiento de microorganismos, es funcional en el tratamiento de las AR debido a que basa en la separación de biomasa y la clarificación de líquidos dentro de sí mismo, se puede considerar como un proceso de crecimiento en suspensión con reacción y separación de las fases líquida y sólida en la misma unidad (Fiotto, 2013; Rosenkranz, 2013). En la Figura III.6 se muestran las etapas de operación de un reactor tipo ASBR, en la Tabla III.9 se presentan las ventajas y desventajas del ASBR aplicado en el saneamiento de las AR y en la Tabla III.10 se presentan las eficiencias de esta tecnología aplicada al tratamiento de AR conforme a diversos autores.

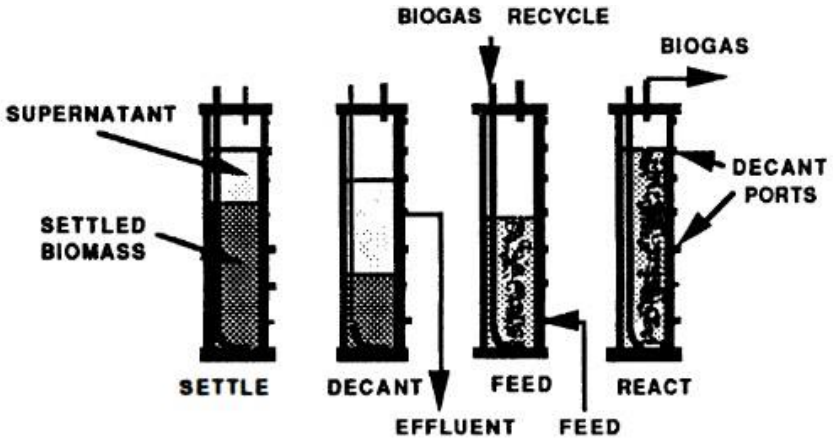


Figura III.6. Fases operativas de un reactor ASBR.

Fuente: Dague *et al.,* 1992.

Tabla III.9. Ventajas y desventajas del ASBR.

TECNOLOGÍA	VENTAJAS	DESVENTAJAS
REACTORES ANAEROBIOS SECUENCIALES (ASBR). (Freytez *et al.,* 2019; Paredes y Ramos, 2014; Jaume, 2013; Ramos *et al.,* 2003).	1. Bajo costo de operación. 2. Construcción simple. 3. Buena retención de sólidos. 4. Flexibilidad de operación. 5. Bajo requerimiento de espacio. 6. Facilidad en su manejo. 7. Permite la posibilidad de realizar modificaciones en el tren de tratamiento. 8. Remueve concentraciones de nitrógeno y fósforo en un solo reactor. 9. Mayor concentración de biomasa. 10. Posible selección de biomasa altamente resistente a la presencia de sustancias inhibitorias. 11. Es capaz de mantener elevados periodos de tiempos de retención de solidos (TRS) en relación con los THR.	1. En la etapa de alimentación es requerido alimentar con sustrato el reactor. 2. Baja eficiencia en la remoción de DBO a temperaturas en un rango de 25-40 °C (mesofílicas). 3. El tiempo de retención hidráulica (RTH) depende de parámetros tales como: concentración del sustrato, temperatura y concentración de la biomasa. 4. Mayor área requerida que los RAFA.

Fuente: Elaboración propia a partir de los autores citados.

Tabla III.10. Eficiencias del ASBR en la remoción de contaminantes presentes en las AR.

ORIGEN DEL AFLUENTE	DQO	DBO	SSV	TEMPERATURA	TRH (TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICA)	AUTOR (ES)
Porcino	-	-	89.0%	28°C	-	Ng (1989) citado en

						Pérez *et al.*, 2016
Efluente del molino de aceite de palma	63%	-	-	-	-	Badiei, 2011
Digestión de lodos de aguas residuales	67.71%	-	-	-	20 d	Wang, 2009
	61.66%	-	-	-	10 d	
Orgánicas sintéticas	86-95%	-	-	35 ° C	-	Cheong, 2008
Aguas residuales de las almazaras[25]	≥ 80%	-	-	-	3 d	Ammary, 2005
Porcino	79.5 %	-	-	20 °C	-	Massé et al., 2004
Porcino	78.8 ± 3.0 %	-	-	15 ° C	-	Masse *et al.*, 2003
	94.2 ± 1.1%	-	-	20 °C	-	
-	86%	-	-	30 ° C	8 h	Ratusznei, 2000
Lixiviado de vertederos municipales	64 a 85%	-	-	35 ° C	-	Timur y Osturk, 1999

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

3.2.2.1.3. Reactor de Flujo Pistón (PFR)

El reactor de tipo flujo pistón (Pug Flow Reactor por sus siglas en ingles) se caracteriza por permitir que la biomasa crezca adherida a un medio de soporte de alta porosidad o en forma suspendida, se encuentra abierto para acelerar las tasas de remoción en la salida de los gases, principalmente de metano 87% (CH_4) (Orozco, 1989 citado en Jimenez y Mojica, 2005) su alimentación se mueve a lo largo del reactor idealmente sin interactuar con el material que fue alimentado antes o después, es decir; este se considera un reactor ideal, en el cual las partículas de flujo viajaban a lo largo del reactor sin mezclarse y, por tanto, se descargan en la misma secuencia u orden en que entran al reactor. No existen difusión longitudinal ni mezcla, la dispersión es nula, todos los elementos del sistema viajan a la misma velocidad, las partículas tienen su identidad y permanecen en el tanque durante un tiempo igual al tiempo teórico de retención. En la Figura III.7 se muestra el esquema del reactor anaerobio de flujo pistón, las ventajas y desventajas del reactor de flujo pistón se presentan en la Tabla III.11 y en la Tabla III.12 se presentan las eficiencias estudiadas en el tratamiento de Aguas Residuales (AR) conforme a diversos autores.

[25] Almazara. Es un molino diseñado para triturar semillas oleaginosas, como la linaza o el maní, u otro material vegetal rico en óleo, grasas o aceites, como las aceitunas, que luego se pueden prensar para extraerlos y usarlos como alimento, para cocinar y para otros usos como materias primas oleoquímicas, como lubricantes o como biocombustibles.

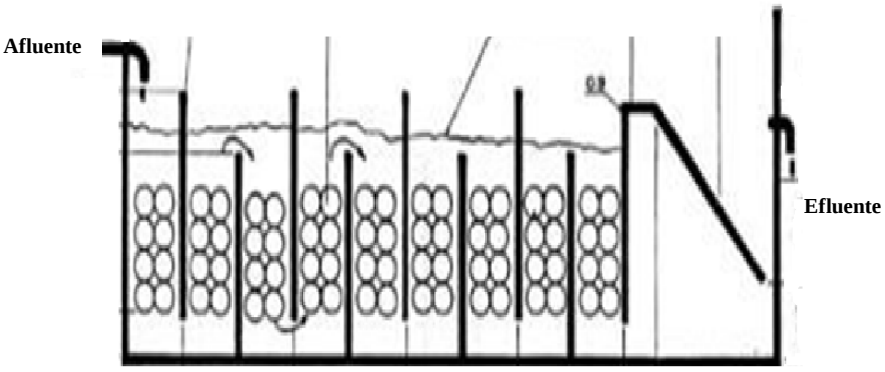


Figura III.7. Reactor de Flujo Pistón (PFR).

Fuente: Jiménez y Mojica, 2005.

Tabla III.11. Ventajas y desventajas del reactor flujo pistón anaerobio aplicado al SAR

TECNOLOGÍA	VENTAJAS	DESVENTAJAS
REACTOR DE FLUJO PISTÓN (PFR). (Vivanco *et al.,* 2011).	1. Estructura compacta y bajos costos. 2. En su proceso se lleva a cabo por separado la digestión dentro del reactor. 3. Se previene la formación de capas flotantes debido principalmente a su agitación. 4. Prevención de flujos de corto circuito. 5. Bajos tiempos de retención hidráulicos. 6. Calefacción más efectiva debido a su forma compacta.	1. Tamaños grandes requieren reactores paralelos. 2. Mantenimiento de equipos internos requieren generalmente el vaciado del reactor.

Fuente: Elaboración propia a partir de autor citado.

Tabla III.12. Eficiencias del PFR en el tratamiento de AR.

ORIGEN DEL AFLUENTE	DQO	SSV	TURBIDEZ	TEMPERATURA	TRH	AUTOR (ES)
Efluente de un reactor de recirculación interna (IC)	64%	55%	73%	-	4 d	Pedrique, 2016
Doméstica	86.4%		-	14 °C	10 h	Jiménez y Mojica, 2005

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

3.2.2.1.4. Biorreactor anaerobio de membrana (AMBR)

Es un reactor compacto y eficiente que se utiliza con la finalidad de lograr la separación de materia en suspensión y coloidal, permitiendo obtener un efluente de elevada calidad fisicoquímica y microbiológica, mediante su implementación se ha logrado sustituir ampliamente depuradoras convencionales tales como los lodos activados (Cortijo, 2018; Vera *et al.,* 2014). Este tipo de

sistemas combinan el proceso biológico con la separación solido-líquido a través de filtración por membranas, logrando una retención de biomasa mediante el uso de microfiltración [26] o ultrafiltración[27] (Ramos *et al.,* 2015). En este sistema se ha logrado combinar de manera eficiente el tratamiento anaerobio con una gran capacidad de retención de sólidos en elevadas cargas volumétricas de AR, mostrando una alta eficiencia con distintas cargas y configuraciones permitiendo obtener agua tratada con alta calidad (Cortijo, 2018). Su operación se basa en la combinación de una tecnología de biomasa suspendida (licor mezcla) y una separación mediante la filtración con una membrana porosa a bajas presiones, impidiendo que sean arrastradas partículas mayores a un rango entre 0.05 a 0.4 μm (Cabezas, 2009), en la Figura III.8 se muestra el esquema del AMBR, en la Tabla III.13 se presentan las ventajas y desventajas de este reactor aplicado al Saneamiento de las Aguas Residuales (SAR) y en la Tabla III.14 se muestran las eficiencias de remoción en el tratamiento de las AR por medio del AMBR.

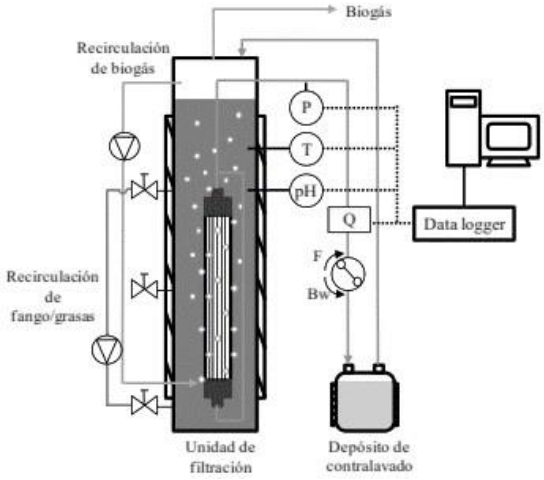


Figura III.8. Biorreactor Anaerobio de Membrana (AMBR).

Fuente: Ramos *et al.,* 2015.

Tabla III.13. Ventajas y desventajas del AMBR.

TECNOLOGÍA	VENTAJAS	DESVENTAJAS
BIORREACTORES ANAEROBIOS DE MEMBRANA (AMBR)	1. Alta eficiencia de remoción de contaminantes principalmente de	1. Se requiere de la instalación de un sistema terciario para dar cumplimiento con la normatividad

[26] Microfiltración. La microfiltración es un proceso de filtración por medio de un medio microporosa que retiene lo sólidos suspendidos de un fluido. El tamaño de poro de la membrana oscila desde 0.1 hasta 1 micras o micrones.
[27] Ultrafiltración. Proceso de filtración por membrana que remueve sólidos suspendidos, sólidos disueltos, bacterias, virus, endotoxinas y otro tipo de patógenos, puede retener partículas de 0.001 – 0.1 micras (μm) en un fluido.

(Dorival, 2013;Velasco y Solar, 2011; Cabezas, 2009; Vargas, 2008; Melin *et al.*, 2006; Hasar *et al.*, 2002; Rittman y McCarty, 2001; Gander *et al.*, 2000; Stephenson *et al.*, 2000; Côté *et al.*, 1997 y Fan *et al.*, 1996).	tipo orgánico con una baja producción de lodos. 2. Flexibilidad en el tratamiento de las AR de tipo doméstico o industrial. 3. Es un sistema compacto con bajos requerimiento de área para su instalación. 4. Bajo volumen de diseño y construcción en relación a concentraciones elevadas de solidos de licor mezclado. 5. Control del tiempo de residencia del lodo Alta eficiencia en la remoción de contaminantes biológicos presentes en las AR, debido a la capacidad de retención de la membrana y por adsorción de las mismas en el lodo generado durante el proceso. 6. Buena remoción de contaminantes tales como: sólidos, nutrientes como el nitrógeno y fosforo y DQO. 7. Elevadas edades de lodo sin ser vaciado. 8. No requiere de sedimentador primario ni secundario durante su operación. 9. Alta posibilidad para la readecuación. 10. No se requiere de presión de succión menor y consumo de energía en las bombas de recirculación.	federal en materia de AR. Es requerida la limpieza constante de las membranas mediante el uso de reactivos químicos. 2. Se requiere de costos elevados de instalación y durante el proceso debido al mantenimiento de la membrana o sustitución de la misma. 3. Presenta limitación de aireación debido a variación en la concentración de la biomasa. 4. Monitoreo frecuente en la membrana debido a ensuciamiento. 5. Existen factores que afectan de forma total su funcionamiento tales como cambio en la presión, la temperatura y el PH presentes en las AR. Sensibilidad a agentes químicos. 6. Baja sedimentación en relación con flóculos menores a <10µm.

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

Tabla III.14. Eficiencias del AMBR en el tratamiento de AR.

ORIGEN DEL AFLUENTE	DQO	FOSFORO	TEMPERATURA	TRH	AUTOR (ES)
Doméstica simulada y real	9±5%	-	15 ° C	-	Smith, 2013
Sintética	-	-	25 ° C	-	Ozgun *et al.*, 2013
Sintética	≥97%	-	-	12 h	Huang *et al.*, 2011
Lixiviado de vertederos sumergidos en anaerobios	95%	-	-	-	Bohdziewicz, *et al.*, 2008
Sintética	98%	-	-	6 h	Akram y Stuckey, 2008
Municipal	2.6%	-	37 ° C		Saddoud *et al.*, 2007

Municipal	>90%	-	-	3 h	Hu, 2006
Alimentaria	81-94%	-	-		He *et al.*, 2005

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

3.2.2.1.5. Tanque Séptico (TS)

El tanque séptico es un depósito rectangular conformado por dos o tres cámaras, usualmente se encuentra ubicado bajo el nivel del suelo (CONAGUA, 2007), por su parte, Escalante (2005) establece que, es un sistema aplicado para el saneamiento de las AR familiares, consta de tres etapas: la primera etapa, lo constituye un sedimentador en donde las partículas más gruesas se depositan en el fondo y las grasas son retenidas en la parte superior (Lucho *et al.*, 2015; Ortiz *et al.*, 2014 y Escalante, 2005). En la segunda etapa, se efectúa el tratamiento secundario a través de la degradación biológica de la materia orgánica disuelta, dicha acción es realizada por las bacterias que se encuentran adheridas a las piedras y por absorción en el terreno existente (Escalante, 2005) y la tercera corresponde a la remoción, el tratamiento y la disposición de los lodos. El diseño de la fosa séptica se muestra en la Figura III.9, las ventajas y desventajas del tanque séptico se establecen en la Tabla III.15 y en la Tabla III.16 se presenta su eficiencia de remoción de contaminantes en el tratamiento de las AR.

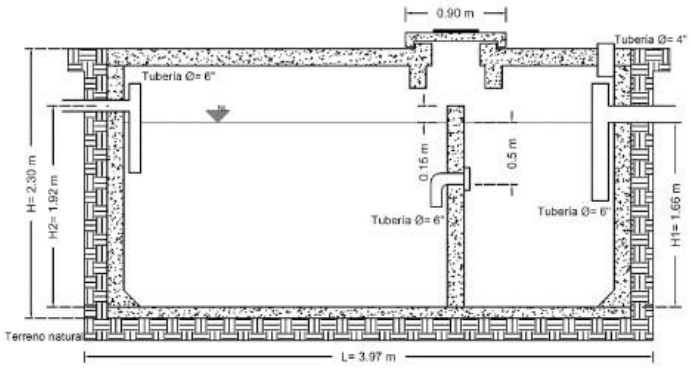


Figura III.9. Tanque séptico (TS).

Fuente: Lucho *et al.*, 2015.

Tabla III.15. Ventajas y desventajas del TS.

TECNOLOGÍA	VENTAJAS	DESVENTAJAS
TANQUE SEPTICO (TS). (Lucho *et al.*, 2015; Ortiz *et al.*, 2014; Borges *et al.*, 2011; CONAGUA, 2007; Butler y Payne, 1995).	1. Mantenimiento bajo o casi nulo. 2. Presenta alta flexibilidad y adaptabilidad conforme a las AR generadas en las viviendas.	1. Son más caros que otros sistemas de tratamiento *in situ*. 2. Se requiere de suelo con características de permeabilidad

	3. Es capaz de proporcionar tratamiento básico a aguas grises y aguas negras generadas en una vivienda, sin alterar su funcionamiento. 4. Bajo costo de construcción y operación.	para permitir absorción del afluente de las AR. 3. Su uso es limitado hasta 350 habitantes. 4. Tiene un limitado uso en relación a la capacidad del suelo para permitir la infiltración del efluente. 5. Requiere de remoción de lodos a través de dispositivos externos.

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

Tabla III.16. Eficiencias del TS en el tratamiento de AR.

ORIGEN DEL AFLUENTE	DQO	DBO5	SST	N	P	COL. TOT	AUTOR (ES)
Doméstica	45%	50%	72.44%	-	33.7%	-	Solis *et al.*, 2018
Doméstica	21%	44.6%	65%	-	-	30%	Mejía, 2016
Doméstica	-	57%	55.5%	-	42.5%	45.5%	Bitton, 2005, citado en lucho *et al.*, 2015
Doméstica	30%	51%	60%	<10%	<60%	-	Batalha, 1989 citado en Miranda *et al.*, 2015

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

3.2.2.1.6. Tanque Imhoff (TI)

Este sistema es una variación del tanque séptico, y es aplicado principalmente para efectuar el tratamiento primario de las AR generadas en poblaciones pequeñas, generalmente menores de 5,000 habitantes (Menacho, 2016), recibe su nombre en honor al ingeniero alemán especializado en aguas, Karl Imhoff, quien efectuó la propuesta de la construccion de este sistema a partir de identificar previamente que el proceso de digestión separada con calefacción era eficiente y rentable. Este sistema se encuentra conformado por tres componentes: zona de ventilación, zona de decantación y zona de digestión. Su funcionamiento consiste en la circulación del material sedimentado hacia el compartimiento inferior donde son digeridos. En la Figura III.10 se presenta un tanque Imhoff, indicando las partes que ocupan las cámaras, cabe señalar que la eficiencia este tipo de tanques es considerada superior a la de los tanques sépticos, sin embargo, se recomienda que este sistema cuente con un proceso de tratamiento adicional o secundario, el cual que puede ser una laguna de estabilización, un filtro biológico, o zanjas de infiltración (Rodríguez y Jiménez, 2014 y Chuchón y Aybar, 2008). En la Tabla III.17 se muestran las ventajas y desventajas de este tipo de sistema aplicado al SAR y en la Tabla III.18 se muestran las eficiencias del tanque Imhoff en el tratamiento de las aguas residuales.

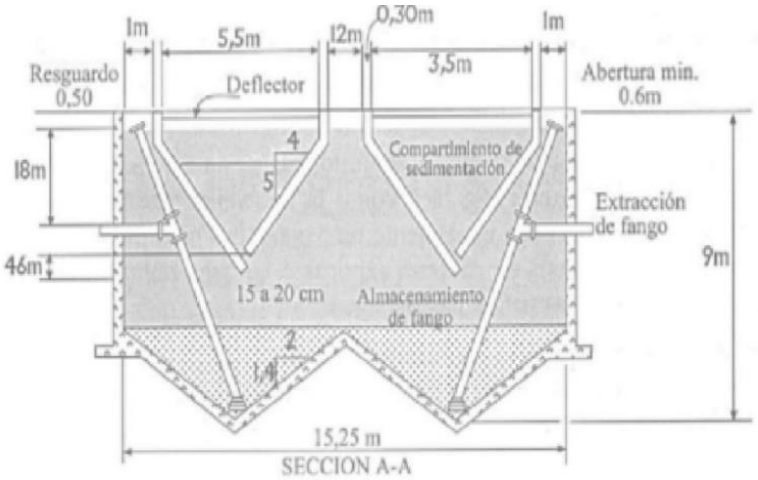


Figura III.10. Tanque Imhoff (TI).

Fuente: OPS (2005).

Tabla III.17. Ventajas y desventajas del tanque Imhoff.

TECNOLOGÍA	VENTAJAS	DESVENTAJAS
TANQUE IMHOFF (TI). (Carreño, 2016; Reyes y Altarriba, 2011 y OPS[28], 2005).	1. Bajo costo en el servicio debido a que no se requieren equipos de aireación para su operación. 2. Su digestión del lodo es mayor que en las fosas sépticas, produciendo efluente de AR con mayor calidad que la de los tanques sépticos. 3. No son arrastrados lodos en el efluente de las AR tratadas. 4. Tienen un coeficiente de producción de biomasa inferior que los sistemas aeróbicos, por lo tanto, una menor generación de lodos a operar cargas orgánicas superiores. 5. Mayor facilidad en la descarga de los lodos que en la fosa séptica debido a su alto contenido de humedad (90-95% de humedad). 6. El afluente de AR que ingresan al tanque Imhoff no requiere de pretratamiento debido a que cuenta con una criba gruesa y separación de arenas.	1. Ciertos requisitos para evitar la contaminación de las corrientes. 2. El afluente de AR que ingresan al tanque Imhoff no requiere de pretratamiento debido a que cuenta con una criba gruesa.

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

[28] OPS. Organización Panamericana de la Salud.

Tabla III.18. Eficiencias reportadas del tanque Imhoff.

ORIGEN DEL AFLUENTE	DQO	DBO5	AUTOR (ES)
Doméstica	92%	89%	Nitaya *et al.*, 1988

Fuente: Elaboración propia a partir del autor citado.

3.2.2.1.7. Reactor de circulación interna (CI)

El CI, o en inglés Internal Circulation Reactor (IC), es una tecnología se encuentra basada en el proceso del Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA), su desarrollo comenzó a finales del siglo pasado (Canals *et al.*, 2017), se diseña a través de la interconexión de dos compartimentos, uno encima del otro, para permitir la separación del biogás en dos etapas dentro del reactor. Se caracterizan por presentar un movimiento de circulación interna la cual tiene por objetivo asegurar la dilución del afluente, para garantizar el mezclado del lodo granular y las AR, el biogás recogido en la primera fase, al ascender por un conducto central, produce una circulación interna que da el nombre al reactor (Canals *et al.*, 2017). Una de las principales ventajas es permitir el tratamiento de las AR a altas velocidades de flujo ascendente, asi mismo, permite el SAR a velocidades con una carga volumétrica muy elevada (Driessen *et al.*, 1999). En la Figura III.11 se presenta un esquema del CI, las ventajas y desventajas del CI en el SAR se muestran en la Tabla III.19 y en la Tabla III.20 se muestran las eficiencias de remoción en el tratamiento de las AR.

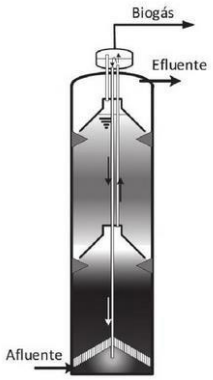


Figura III.11. Reactor de Circulación Interna (CI).

Fuente: Flotats *et al.*, 2016.

Tabla III.19. Ventajas y desventajas del CI.

TECNOLOGÍA	VENTAJAS	DESVENTAJAS
REACTOR DE CIRCULACIÓN INTERNA (CI)	1. Bajo volumen en su construcción, su volumen es menor al requerido por el RAFA.	1. Dificulta la formación de gránulos.

(Sánchez *et al.,* 20110; De Compostaje, 2009; Gimeno, 2009; Driessen y Yspeert, 1999).	2. Su instalación se adecua espacios en donde no existe disponibilidad de terreno. La recirculación interna autorregulada permite disminuir costos de operación. 3. Presenta buena eficiencia en el tratamiento de AR domésticas. 4. No se atasca con facilidad. Debido a su carencia de piezas móviles en su interior presenta menor costo de mantenimiento que otros sistemas. 5. El volumen pequeño del sistema permite una simplificación de la gestión del inventario de lodos. 6. El biogás se elimina del reactor mucho antes del punto en el que se descarga el efluente, lo que proporciona una zona de reposo y mantiene la biomasa en el reactor.	2. Se requiere de la construcción adicional de un tanque de sedimentación por lo que implica en el aumento de su costo.

Fuente: Elaboración propia a partir del autor citado.

Tabla III.20. Eficiencias del reactor CI.

ORIGEN DEL AFLUENTE	DQO	COLOR	TEMPERATURA	TRH (TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICA)	AUTOR (ES)
Lixiviado de alta resistencia de una planta de incineración de desechos sólidos	89.4%–93.4%	-	-	-	Wang *et al.,* 2018
Agua residual con alta tasa de carga orgánica	85%	-	-	-	Luo *et al.,* 2016
Agua residual de teñido de telas	85%	77%-90%	-	-	Wang *et al.,* 2015
Agua residual con estiércol de pollo	80%	-	35 ± 1 ° C	1.5 días	Liu *et al.,* 2012
Producto del ácido tereftálico purificado	≥50%	-	35 ± 1 °C	-	Huang *et al.,* 2009
-	93.6% 96.0% 78.7%	-	30 ° C	12 h 5.95 h 1.57 h	Chen *et al.,* 2008

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

3.2.2.1.8. Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado (EGSB)

El RALF o EGSB (Expanded Granular Sludge Bed, por sus siglas en inglés) son estrechos y compactos, y actúan con una velocidad superficial normalmente superior a 6 m/h (Lafita, 2016; Grady *et al.*, 2011 y Zoutberg y Debeen, 1997). El RALF es aplicado para lograr el SAR con elevadas cargas orgánicas, superiores a 30 kg de DQO (Cavalcanti *et al.,* 2001; Zoutberg y Debeen, 1997), en la Figura III.12 se observa un RALF de 3° generación, en la Tabla III.21 se muestran sus

ventajas y desventajas aplicado en el SAR y en la Tabla III.22 se presenta la eficiencia de remoción de contaminantes en aguas contaminadas.

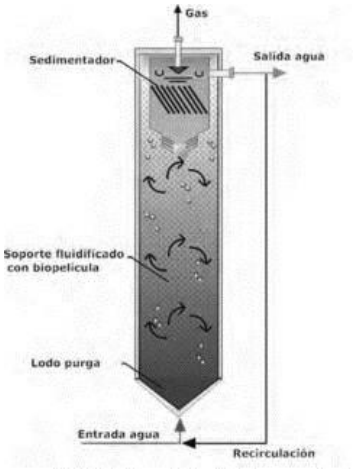


Figura III.12. Reactor de lecho fluidizado (RALF).

Fuente: Noyola *et al.* (2013).

En la actualidad existe una limitada bibliografía del RALF, sin embargo, se ha identificado que el tratamiento de AR por medio de este reactor utiliza la acción de biopelícula adherida a un soporte móvil (ecosistema microbiano, formado, por células y productos extracelulares, cuyo espesor y estructura dependen del material soporte, las condiciones físicoquímicas, y del régimen hidráulico), en este reactor la circulación puede ser tanto externa como interna, por la diferencia en la presión hidrostática entre las dos secciones (Merchuk α Berzin, 1995). Cuando la velocidad del líquido es mayor que la velocidad de sedimentación de las partículas, estas permanecen en suspensión, o sea, el lecho es considerado como fluidizado, el oxígeno en el reactor es necesario para llevar a cabo los procesos de oxidación de la materia carbonácea y nitrogenada, la cantidad de oxígeno transferido se convierte en un parámetro de control. El modo de mezcla producida y los fenómenos de transporte que ocurren en estos reactores, dependen de seis factores fundamentales: 1. Tipo de flujo predominante, 2. Los porcentajes de las fases participantes, 3. Propiedades de los fluidos, 4. Configuración geométrica, 5. Tipo de distribución del gas, 6. Dimensiones del tubo interno y, si el sistema fuese trifásico, dependen también de la naturaleza del sistema, su composición y la concentración de los sólidos en suspensión (Martín y Villaverde, 2000). Las ventajas y desventajas de este tipo de reactor se señalan en la Tabla III.21 conforme a lo señalado por diversos autores.

Tabla III.21. Ventajas y desventajas del RALF.

TECNOLOGIA	VENTAJAS	DESVENTAJAS
REACTOR DE LECHO FLUIDIZADO (RALF). (De Anda, 2017; Grace, 2016; Verduzco *et al.*, 2015; De Prada, 2014; Ancheyta, 2013; Jaume, 2013; Mass y Medrano, 2013; Teixeira *et al.*, 2013; Guardia, 2012; Houbron *et al.*, 2012; Thaiyalnayaki y Sowmeyan, 2012; Ortiz *et al.*, 2010; Calvachi y Ramos, 2009; Faxas *et al.*, 2009; Gebara, 2006; Lorenzo y Obaya, 2006; Agrawal *et al.*, 2001).	1. Permite una mayor superficie de contacto entre la biomasa y la materia orgánica dentro del reactor. 2. Presentan una fácil separación en la biomasa en el afluente. 3. Permite alcanzar altas concentraciones de biomasa que se depositan en densos soportes y que son fácilmente retenidos. 4. Permite generar áreas de transferencia de masa a traves de partículas de pequeño tamaño. 5. Permiten altas velocidades de flujo y proporciona saneamiento de AR muy diluida. 6. Puede soportar sobrecargas orgánicas. 7. El comportamiento que presentan las partículas en estado de fluidización permite un control sencillo y continuo. 8. Se pueden alcanzar condiciones iguales de temperatura en el lecho debido al mezclado rápido de las partículas. 9. Un lecho con partículas bien mezcladas resiste las rápidas variaciones de temperatura, y responde lentamente a los cambios bruscos en las condiciones de operación.	1. Requiere un seguimiento estricto del programa de mantenimiento, ya que la identificación de inconvenientes se dificulta al ser un sistema cerrado. 2. Las líneas de condensación del gas causan mayores problemas de mantenimiento. 3. Baja tolerancia del sistema a la carga de sustancias tóxicas. 4. El arranque y la estabilización del sistema son lentos (el tiempo de arranque puede disminuirse a 4 semanas, cuando se inocula 4 por ciento del volumen del reactor). 5. El efluente requiere postratamiento. 6. Para minimizar los efectos de taponamiento en el medio filtrante, se debe limpiar a lo alto de todo el filtro y remover el exceso de sólidos retenidos en el medio filtrante. Los aspectos operacionales son también importantes para evitar taponamientos en el filtro. 7. Con el tiempo, los sólidos y la biomasa acumulada en el empaque pueden causar taponamientos y cortos circuitos. 8. Necesidad de remoción de sólidos por medio de mecanismos de lavado y drenado del empacado.

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

Tabla III.22. Eficiencias del RALF en el tratamiento de las AR.

ORIGEN DEL AFLUENTE	DQO	TEMPERATURA	TRH	AUTOR (ES)
Agua residual enriquecidad con alquilbencenosulfonato		-	32 h	Delforno *et al.*, 2012
Agua residual soluble de baja resistencia utilizando etanol	≥80%	30 ° C	-	Kato *et al.*, 2003
	>97%		26 h	
Etanol, cerveza diluida y aguas residual de industria cafetera	80%	-	-	Jeison & Chamy, 1999

-	66% 73%	55 ° C	3 h 6 h	Hwu *et al.*, 1998

Fuente: Elaboración propia a partir de autores señalados

3.2.2.1.9. Biodigestor Prefabricado (BP)

El biodigestor prefabricado es un sistema que se caracteriza por un bajo costo tanto en su construcción y mantenimiento, actualmente se ha convertido en una herramienta importante en el acceso de saneamiento del agua en comunidades rurales, este sistema trabaja bajo la acción de digestión anaerobia para lograr el Saneamiento de las Aguas Residuales (SAR) (Martínez, 2018; FAO, 1995 citado en Estrada, 2008 y Herrero, 2007). Su diseño se caracteriza por ser un tanque hermético e impermeable, dentro del cual se deposita material orgánico que al degradarse por acción de bacterias genera biogás (Mejía y Pérez, 2016 y Chávez *et al.*, 2007). La operación del biodigestor prefabricado se lleva a cabo mediente una degradación de contaminantes en ausencia de oxígeno (Martínez, 2018; CONAGUA, 2015d). En la Figura III.13 se muestra el esquema del biodigestor prefabricado, en la Tabla III.23 se presentan las ventajas y desventajas de este sistema denotando su mayor eficiencia en la remoción de constituyentes de las AR y en la Tabla III.24 se presentan las eficiencias de este reactor en el SAR.

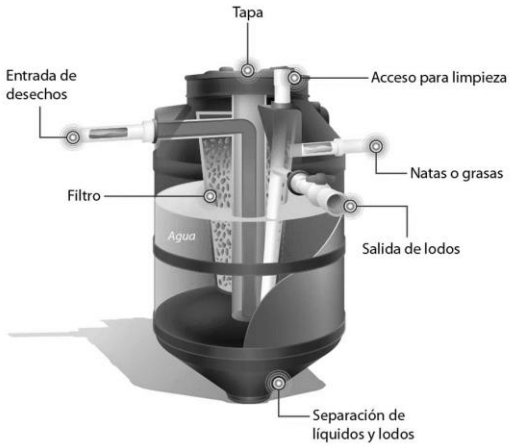


Figura III.13. Esquema del Biodigestor Prefabricado (BP).

Fuente: Chávez *et al.* (2007).

Tabla III.23. Las ventajas y desventajas del biodigestor prefabricado.

TECNOLOGÍA	VENTAJAS	DESVENTAJAS
BIODIGESTOR PREFABRICADO (BP).	1. No requiere de bombas ni medios mecánicos para la extracción de lodos.	1. Recomendados para sitios cuya temperatura se encuentre entre el rango de 15 - 20ºC. 2. Tiempo de vida útil de 35 años.

(Estrada *et al.*, 2018; Huallpa, 2018; Mejía y Pérez, 2016; Mancha, 2015 y Ramos, 2015).	2. Las deposiciones o heces no no son perceptibles a la vista y evita malos olores. 3. Bajo costo de operación y mantenimiento del sistema. 4. Fácil mantenimiento. 5. No genera olores. 6. Con solo abrir una válvula extrae los lodos digeridos, eliminando costos de mantenimiento. 8. El sistema es netamente hidráulico.	3. Necesidad de purga de lodos una vez que la cantidad sea mayor o igual a 1/3 parte de su capacidad total.

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

Tabla III.24. Eficiencias del biodigestor en el tratamiento de las AR.

ORIGEN DEL AFLUENTE	DQO	DBO5	SST[29]	GRASAS Y ACEITES	COL. TOT.	TEMPERATURA	AUTOR (ES)
Doméstica	49.16%	56.79%	52.78%	35.92%	85.42%	21.33°C	Huallpa, 2018
Doméstica	-	44.6%	65%	-	30%	13.60 °C	Mejía y Pérez, 2016
Doméstica	26.43%	28.23%	57.16%	62.07%	47.41%	-	Mancha, 2015
Doméstica	66.44%	-	49.30%	-	-	-	Ramos, 2015

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

A continuación, se presentan las características del RAFA y del FAFA considerando su funcionamiento, sus parámetros de control y medios de empaque utilizados, debido a que el proyecto que se propone (RHU) fusiona las características de estos dos reactores, los cuales han sido ampliamente utilizados para el saneamiento de las AR de tipo municipal.

3.2.2.1.10. Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA)

Los RAFA son recipientes o contenedores en los que se lleva a cabo un proceso anaerobio para lograr el SAR (CONAGUA, 2015a; Torres *et al.*, 2016 y Gaviria *et al.*, 2014), se consideran una variación del tanque Imhoff, con una zona de decantación y otra zona de digestión anaerobia (Lorenzo y Obaya, 2006). Por su parte, CONAGUA (2015a) establece que los RAFA se utilizan para el SAR concentradas con altas cargas de contaminantes provenientes de la industria, de

[29] SST. Solidos Sedimentables Totales.

actividades agropecuarias, domesticas o de servicios. Por su parte, Príncipe *et al.* (2020) definen que este tipo de tecnología resulta eficiente para la remoción de materia orgánica, presentando una baja producción de lodos con un espacio reducido para su construcción y bajos costo de operación y mantenimiento (MAPAS, 2015a; Rincón *et al.*, 2011 y Terreros *et al.*, 2009). El diseño del RAFA se basa en el proceso anaerobio de tipo bioquímico, lo cual permite retener la biomasa en el interior del sistema mediante la separación de la misma, el efluente es conducido mediante un tubo (PVC generalmente) a la parte inferior del reactor y sale por la parte superior, sus velocidades típicas para su correcto funcionamiento se encuentran entre 0.5 y 5 m/h (MAPAS; 2015a; Lorenzo y Obaya, 2006 y Bermúdez *et al.*, 1988), el esquema típico de este reator se muestra en la Figura III.14. Cabe señalar que el RAFA fue diseñado en 1978 en la Universidad de Wageningen (Holanda), por un equipo dirigido por el Doctor Gatze Lettinga, dada la necesidad de la búsqueda de tecnologías que combinaran la alta eficiencia con bajos costos de construcción y mantenimiento (Cruz y Elizondo 2016; Lorenzo y Obaya, 2006; Ramasamy *et al.*, 2004; Buzzini *et al.*, 2002 y Lata *et al.*, 2002; Gutiérrez *et al.*, 2001).

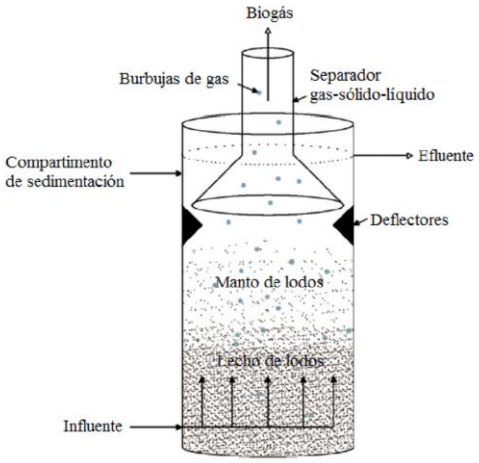


Figura III.14. Esquema del Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA).

Fuente: Barrera *et al.* (2018).

Funcionamiento

El efluente en el RAFA es conducido desde la parte inferior del reactor hacia la parte superior del mismo, el AR en el sistema fluye de manera ascendente (abajo hacia arriba) a través de un manto de lodos constituido por gránulos o partículas formadas biológicamente (Terreros *et al.*, 2009). La remoción de contaminantes se realiza mediante de la acción de los microorganismos presentes en

el agua contaminada (Segovia, 2018; Lozada, 2012 y Ferrer y Pérez, 2010). En este sistema el biogás generado produce una circulación en el interior del reactor, el biogás, el lodo y el líquido tratado ascienden hasta entrar en contacto con deflectores cuyo objetivo es separar el biogás y permitir la separación del lodo, las partículas desgasificadas suelen volver a caer hasta la superficie del manto de lodo. En la Tabla III.25 se identifican las ventajas y desventajas del RAFA, en la Tabla III.26 se presentan las eficiencias de remoción señaladas por diversos autores que han comprobado la eficiencia de este sistema para el tratamiento de las aguas residuales.

Tabla III.25. Ventajas y desventajas del RAFA.

TECNOLOGÍA	VENTAJAS	DESVENTAJAS
BIODIGESTORES ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE (RAFA). (Salazar *et al.,* 2019; Crombet *et al.,* 2016; Méndez *et al.,* 2013; Cervantes *et al.,* 2011; Terreros *et al.,* 2009; Lorenzo y Obaya 2006 y Caldera *et al.,* 2003).	1. Temperaturas altas y estables todo el año. 2. Alta eficiencia en la remoción de AR con altas tasas de carga y bajas temperaturas. 3. Alta demanda de agua, con uso generalizado de los sistemas de riego (tecnología común y apropiada). 4. La producción de lodos estabilizados en exceso es mínima y fácilmente drenable hasta de 30 a 40 % y, por tanto, los costos de tratamiento del lodo y su transportación posterior son relativamente bajos. 5. Se pueden aplicar altas cargas hidráulicas y orgánicas con eficiencias aceptables. 6. Son reactores que requieren poco espacio para su construcción. 7. Los lodos anaerobios adaptados pueden mantenerse sin alimentación por largos períodos de tiempo, por lo que el proceso resulta muy adecuado para las industrias que trabajan de forma cíclica. 8. Su construcción no es compleja y los costos de operación y mantenimiento son relativamente bajos. 9. No requiere de ningún tipo de soporte para la retención de biomasa, ni agitación mecánica.	1. El comienzo del proceso es lento y requiere de un período de 8 a 12 semanas para su estabilización. 2. La reducción de bacterias patógenas es relativamente baja. 3. Son más sensibles a los efectos adversos de las bajas temperaturas en las tasas de reacción. 4. Son susceptibles de perturbarse debido a sustancias tóxicas. 5. Con su implementación se eliminan parcialmente los patógenos con la excepción de huevos de helmintos, que se capturan efectivamente en el lecho del lodo. 6. Poca experiencia en la aplicación del reactor a gran escala. 7. Sensible a la temperatura del AR (inferior a 16 ºC) y a cambios bruscos de pH fuera del intervalo de 6.5 a 7.5 El efluente procedente de la digestión anaerobia normalmente requiere de un adecuado post- tratamiento para cumplir los límites de vertido. 8. Tecnología establecida a temperaturas inferiores a 20°C.

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

Tabla III.26. Eficiencias reportadas con el uso del RAFA en el saneamiento de las AR.

ORIGEN DEL AFLUENTE	DQO	DBO5	SST	N	P	COL. TOT.	HELM.	PH	TEMP.	TRH	AUTOR (ES)
Doméstica	87%	-	93%	-	-	93%	-	-	19 ° C	6 h	Lohani *et al.*, 2020
Doméstica		-	-	88.24%	-	-	-	-	-	-	Zhang, 2020
Doméstica	67%	80%	80%	-	-	-	-	-	-	-	MAPAS, 2015a
Industrial	57%	-	-	-	-	-	-	-	22.5°C	6.33	Zavala *et al.*, 2015
Agua porcina inoculado con líquido ruminal	76.2%	-	-	-	-	-	-	-	-	20 h	Méndez *et al.*, 2013
Doméstica	65-80%	-	-	-	-	-	-	-	-	10 h	Lozada, 2012
Agua residual de rastro	80 %	-	-	-	-	-	-	7.1-8.2	38 °C	-	Rodríguez *et al.*, 2002
Doméstica	53.69%	-	-	-	-	-	-	7.52 7.60 7.61	25.77ºC 25.57ºC 25.71ºC	-	Toledo *et al.*, 2012
Efluente de una tenería bajo condiciones mesofílicas	72%	-	-	-	-	-	-	-	-	24 h	Behling *et al.*, 2009
-	40%	42%	-	-	70%	-	-	-	-	-	Gómez y Álvarez, 2008
Agua residual de la explotación de petróleo	70-80%	-	-	-	-	-	-	7.2-8.0	-	-	Gutiérrez *et al.*, 2008
Agua residual con excretas de porcinos	96.1 %	97.4%	95.1%	-	-	-	-	-	-	-	Osorio *et al.*, 2007
Lixiviado proveniente de relleno sanitario	82%	92%	-	-	-	-	-	-	-	0.8 d	Caicedo, 2006
Lixiviado de relleno sanitario	90%	-	45%	-	-	-	-	6.36	-	-	Castillo *et al.*, 2003
Doméstica	40%	75%	65%	-	-	-	-	-	-	-	Conil, 2001
Porcina	40%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Sánchez *et al.*, 1995

Fuente: Elaboración propia a partir de autores señalados.

Factores que afectan el proceso

La eficiencia del RAFA, puede verse modificada por algunos cambios en las características de las AR tales como: sulfuros, metales, presencia de oxígeno, la concentración de la materia orgánica, el pH, la temperatura, los nutrientes (Vidal *et al.*, 2009; Terry *et al.,* 2008 y Pérez y Torres, 2008). Cabe mencionar que, uno de los problemas frecuentes que afectan este sistema es la variación en la carga orgánica en las AR que entran para ser saneadas (Rosenkranz; 2013 y Márquez y Martínez, 2011), sin embargo, esta problemática puede resolverse a través de la construcción de un reactor adicional.

Temperatura

La Temperatura (T), es fundamental en los procesos anaerobios, debido a que influye tanto en el metabolismo de los microorganismos, como en la transferencia de los gases y en la sedimentación de los sólidos biológicos (Sossa y Álvarez, 2016; Varnero, 2011). Cuando la temperatura del reactor se encuentra entre el rango de 10-20 °C, las tasas de reacción disminuyen por lo que es requerido un mayor tiempo en la retención de solidos dentro del sistema para al SAR, así como mayor volumen del reactor y cargas orgánicas bajas (Pacheco y Magaña, 2003). Cabe señalar que, las bacterias que actúan en la degradación anaerobia de los contaminantes orgánicos actúan en un rango de temperatura de 29.5 - 35° C (mesofílico) y un intervalo entre 50-60°C (termofílico). Cuando la temperatura se encuentra entre el rango de 40-50°C, ocurre una producción de metano, por lo que la temperatura de estos reactores no debe de encontrarse en el rango de 38-49 °C, sin embargo, a temperaturas menores de 20°C pueden operar siempre y cuando se defina correctamente los tiempos de retención hidráulica (CONAGUA, 2015a; Acosta y Abreu, 2005). Los rangos de temperaturas en la acción del RAFA conforme a lo establecido a varios autores se señalan en la Tabla III.27.

Tabla III.27. Temperatura óptima para el funcionamiento óptimo del RAFA.

ORIGEN DE LAS AR	TEMPERATURA	AUTORES
Residuo bovino	25°C-45°C	Lobato., 2012 citado en Lache *et al.*, 2016
Aguas residuales domésticas	20-35 °C	Toledo, *et al*., 2012
Lixiviados provenientes del relleno sanitario	30-38°C	Caicedo, 2006
	50-60°C	
-	≥20°C	Conil, 2001

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

Potencial de hidrógeno (pH)

El pH óptimo para el proceso anaerobio aplicado en los RAFA es de 7.0, un intervalo fuera del rango de 5.75-7.5 puede generar la muerte de las bacterias en el interior del reactor (Vidal *et al.,* 2009 y Broun *et al.,* 2008). Los intervalos recomendados para un correcto funcionamiento de este sistema se establecen en la Tabla III.28.

Tabla III.28. Potencial hidrogeno para el funcionamiento correcto del RAFA.

POTENCIAL HIDROGENO	AUTORES
7.52	Toledo *et al.,* 2012
7.40-7.84	Speece, 1983 citado en Behling *et al.,* 2009
6.5-7.5	Saraz *et al.,* 2007
6.5-7.5	Piedrahita, 2000 citado Osorio *et al.,* 2007
6.5-7.6	Caicedo, 2006
6.0-7.5	Cerón *et al.,* 2005
5.75	Pacheco, 2003

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

Nutrientes

Los nutrientes son esenciales para propiciar el crecimiento de los microorganismos dentro del RAFA (Crombet *et al.,* 2016; Boizán *et al.,* 2008; Pacheco y Magaña, 2003), incluyendo la presencia de trazas de otros elementos tales como el hierro (Vidal *et al.,* 2009; Bermúdez *et al.,* 1988). Cabe señalar que, durante el arranque del RAFA se establece que debe mantenerse una relación de DQO: N: P de 300:5:1 (es decir, por cada unidad de fosforo, debe de mantenerse 5 unidades de nitrigeno y a su vez 300 unidades de DQO), una vez estabilizado se recomienda una relación de 600: 5: 1 (es decir por cada unidad de fosforo se debe de mantener 5 unidades de nitrógeno y 600 unidad de DQO) (Metcalf & Eddy, Inc., 2003), Lettinga *et al. (*1983) citado en Boizán (2008) establece que las relaciones de DQO: nitrógeno: fosforo deben ser de 1,000:5:1 para AR totalmente acidificadas y 350:5:1 para AR no acidificadas (MAPAS, 2015a y Vidal *et al.,* 2009).

Alcalinidad total

La alcalinidad es un factor de control que define la capacidad de amortiguamiento de un proceso, por lo que se considera un parámetro de relevancia para el pH (Acosta y Abreu, 2005 y Cerón, 2005). Los bicarbonatos presentan la alcalinidad en el sistema, que a su vez

se encuentran en un estado de equilibrio con el CO_2, a un pH determinado (CONAGUA, 2015a; Cerón, 2005; Barceló, 2002), dos factores afectan directamente el pH en los procesos biológicos anaerobios: los ácidos volátiles y los carbónicos (Palomino *et al.,* 2016; CONAGUA, 2015a; Lozada y Pérez, 2010), asimismo, se ha demostrado que cuando la relación entre AGV y la alcalinidad del medio supera 0.3-0.4 es indicador de fallo inminente en el sistema de digestión anaerobia (Cerón *et al.,* 2005).

Sólidos totales y volátiles

Los sólidos volátiles constituyen un elemento de gran relevancia en los parámetros de control del proceso de RAFA, se recomienda inocular al reactor anaerobio con suficiente cantidad de lodo en el arranque (4 al 10%) con una concentración con un rango entre 40- 100 g/l de Sólidos Totales (ST) (Machado *et al.,* 2017; Guerrero *et al.,* 2016; CONAGUA, 2015a).

Ácidos grasos volátiles

Los ácidos grasos volátiles (AGV) son generados durante la etapa de hidrólisis, un aumento de estas sustancias puede ocasionar una variación del pH del AR, provocando la acidez, lo cual impacta directamente a la actividad metanogénica (Ramírez *et al.,* 2020; Gandarillas *et al.,* 2017). Un intervalo aceptable de los AGV se encuentra entre el rango de 50-300 mg/l y la capacidad amortiguadora de estos ácidos volátiles sucede principalmente con un intervalo de pH entre 3.75-5.75 (Machado *et al.,* 2017; CONAGUA, 2015a).

Sulfuros

Los sulfuros son compuestos de azufre que han sufrido una oxidación, es la combinación del azufre con un elemento químico o con un radical. Hay unos pocos compuestos covalentes del azufre, como el sulfuro de carbono y el sulfuro de hidrógeno que son también considerados como sulfuros. Este compuesto es un gas con olor a huevos podridos y es altamente tóxico. La problemática de las altas concentraciones de este contaminante radica en su posibilidad para aceptar electrones (Rodríguez, 2020 y Gandarillas *et al.,* 2017). El sulfuro de hidrógeno ocasiona un mal proceso anaerobio, debido a su alta capacidad para reaccionar con metales tóxicos o pesados, lo cual puede provocar daños tanto a los tratamientos como a las líneas de conducción del AR debido al pH ácido que se puede

presentar (Rodríguez, 2020; Penagos *et al.*, 2018). Una de las características del sulfuro de hidrogeno es el olor a huevo podrido y la alta corrosividad a los metales, asi como su solubilidad en agua a una concentración de 2 650 mg/l a 35 °C.

Nitrógeno amoniacal y fosfatos totales

El nitrógeno amoniacal es aquel que se presenta como amoniaco, el comportamiento de este compuesto depende directamente del pH, si el valor es ácido permanece como ión amonio, mientras que, cuando el valor de pH es alcalino se comporta como gas amoniaco. El gas amoniaco es sumamente irritante y potencialmente mortal en concentraciones elevadas; la vida acuática no soporta concentraciones elevadas y muere fácilmente. Las altas concentraciones de nitrógeno y fosforo inhiben el crecimiento de los microorganismos que se encargan del tratamiento de las AR, las concentraciones mayores a 1,500 mg/l inhiben este proceso, así mismo, cuando la concentración de este compuesto se encuentra en un rango entre 1,500- 3,000 mg/l se considera como moderadamente inhibitoria (Acarley y Quipuzco, 2020 y CONAGUA, 2015a) y cuando las concentraciones son mayores a los 300 mg/l se presenta una inhibición alta (Metcalf & Eddy, Inc., 2003). Las relaciones de DBO/N y DBO/P son de 20:1 (Acarley y Quipuzco, 2020; Muñoz *et al.*, 2016; Sundsrom, 1979 citado en MAPAS, 2015a).

Metales

La concentración de metales en los RAFA debe de ser mínima debido a que sus altas concentraciones generan una inhibición en el crecimiento de los microorganismos, tal es el caso del Ni, Cu o Zn, metales que en concentraciones mayores de 1 mg/l pueden ocasionar que los mircoorganismos en los reactores biológicos no se desarrollen, ocasionando que el agua residual no reciba ningún tratamiento (Manish y Lehner, 2016; Cañizares, 2000), sin embargo, la toxicidad ocasionada por la metales puede ser reducida por la presencia de sulfuros. Aproximadamente de 1.8 a 2.0 mg/l de metales pesados son precipitados a sulfuros metálicos con 1 mg/l de sulfuro (Pabón *et al.*, 2020). Este es uno de los principales motivos por el cual, el Saneamiento de las Aguas Residuales (SAR) de origen industrial no se recomienda efectuarse mediante un sistema biológico con la finalidad de disminuir la concentración de contaminantes y parámetros presentes en las AR.

3.2.2.1.11. Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA)

Los Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente (FAFA), tienen su origen en Salford, Inglaterra en 1893 (Stanley, 1938 citado en CONAGUA, 2015b), donde se emplearon filtros de escurrimiento por gravedad para depurar las Aguas Residuales (AR). El filtro de escurrimiento se generalizó hasta llegar a ser un método normal de tratamiento biológico cuyos principios de aplicación se utilizan en el diseño y operación de los filtros rociadores. Fue hasta el año de 1940 (Babbitt y Baumann, 1977 citado en CONAGUA, 2015b), cuando se empezó a experimentar con filtros anaerobios (Figura III.15). Su utilización en México es incipiente; sin embargo, en otros países de climas templados han demostrado su eficiencia, principalmente cuando se combina con otros procesos de tratamiento biológico (Martínez y Yase, 2007). La principal ventaja del FAFA radica en que ocupa poco espacio, por lo que es adecuado para poblaciones pequeñas. Consiste básicamente en una columna de relleno sobre la cual se desarrollan y fijan las bacterias anaeróbicas. El desarrollo de los microorganismos sobre un medio solido hace que se logren tiempos de retención celular muy elevados con bajos tiempos de retención hidráulica.

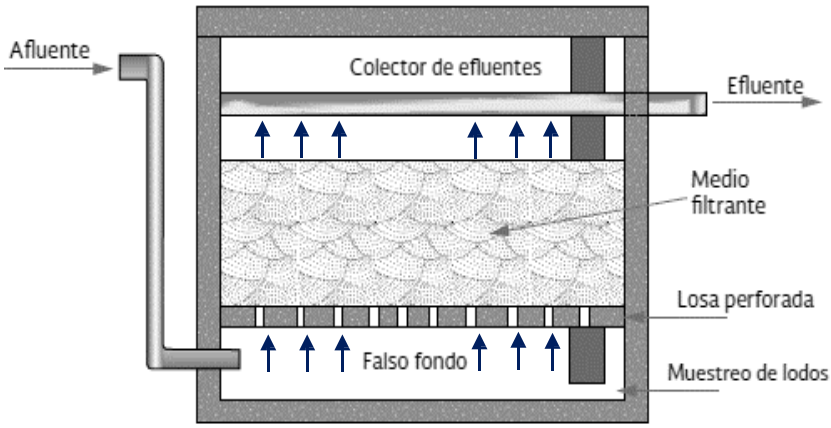


Figura III.15. Esquema de un FAFA.
Fuente: CONAGUA (2015b).

Funcionamiento

El funcionamiento del FAFA inicia cuando el agua a tratar pasa de abajo hacia arriba por el interior de la columna, donde los microorganismos realizan la depuración. En el interior de la columna están las bacterias que realizan la depuración. Por la parte superior se obtiene biogás y un efluente con menos carga orgánica, de esta forma se realiza la depuración (Rincón

et al., 2009). En el FAFA, la biomasa se encuentra de tres maneras diferentes: 1. Una fina película adherida a la superficie del medio filtrante, 2. Una biomasa dispersa que es retenida en los vacíos del medio filtrante y 3. Flóculos grandes retenidos en el fondo, debajo del medio filtrante. La importancia de la biomasa consiste en que los compuestos orgánicos contenidos en el AR se convierten en más biomasa, metano y dióxido de carbono (CONAGUA, 2015b).

Materiales de empaque

El material de empaque se debe encontrar completamente sumergido en el AR, manteniéndose condiciones anaerobias, cabe señalar que, como medio filtrante se han empleado diversos materiales tales como: piedra, grava, rellenos sintéticos y rellenos orgánicos, el propósito del medio de empaque es retener los sólidos dentro del reactor y ser depositario de cualquier película formada en su superficie o retener sólidos en sus intersticios o debajo de éste (MAPAS, 2015b y Guardia, 2012). Los principales propósitos de las capas de soporte son los siguientes:

1. Actuar como dispositivo para separar los sólidos de los gases.
2. Promover el flujo uniforme en el reactor.
3. Mejorar el contacto entre los componentes del AR y los sólidos biológicos contenidos en el reactor.
4. Permitir la acumulación de biomasa, con el consecuente incremento de tiempo de retención de sólidos.

Aunque alternativas nuevas de empaques han demostrado la eficiencia del uso conchas marinas (Galindo *et al.*, 2016), cascara de coco (Torres *et al.*, 2003), vasos de polietileno (Parra, 2006), anillos de guadilla (Osorio y Vásquez, 2007), soportes de grava y anillos de guadua (Gómez y Álvarez, 2008), conchas marinas seguida del material sintético (Cárdenas y Ramos, 2009), anillos de plástico corrugado (Marín *et al.*, 2015), medio de soporte orgánico (Buelna *et al.*, 2001 citado en Garzón *et al.*, 2012; Dubé *et al.*, 2002 citado en Garzón *et al.*, 2012; Dubé *et al.*, 2005 citado en Garzón *et al.*, 2012). Sin embargo, una de las principales preocupaciones en el momento del uso de un medio filtrante asi como en la elección del material es el atascamiento (CONAGUA, 2015c).

Los filtros más modernos usan materiales plásticos como medio de empaque, utilizando una superficie específica baja y cercana a 100 m^2/metro cúbico (Muñoz *et al.*, 2016 y CONAGUA, 2015c). En general, los tamaños de material para el filtro reportados como los de mejores resultados varían entre 2.5 y 7.5 cm, con tamaño uniforme desde la parte superior hasta el fondo. El uso de medio de soporte en los reactores biológicos permite la retención de sólidos al interior del mismo, a través del biofilm formado en su superficie y, principalmente, en los intersticios del lecho. Este material generalmente ocupa entre 50 a 70% de la altura total del reactor (MAPAS, 2015b; Garzón *et al.*, 2012 y Guardia, 2009). Las ventajas y desventajas del FAFA se muestran en la Tabla III.29.

Tabla III.29. Ventajas y desventajas del FAFA.

TECNOLOGÍA	VENTAJAS	DESVENTAJAS
FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (FAFA). (Mosquera *et al.*, 2019; MAPAS, 2015b; Guardia, 2012; Cárdenas y Ramos, 2009; Terry *et al.*, 2008; Prieto, 2002 y Rivera *et al.*, 2002).	1. Sistema compacto con bajo requerimiento de terreno para su construcción. 2. Costos de construcción y de operación bajos. 3. Baja producción de lodos. 4. No requiere de energía electrica. 5. Se pueden alcanzar eficiencias de remoción de DQO y DBO de entre 65% y 75%. 6. Alta concentración de sólidos suspendidos en el lodo. 7. El sistema tiene gran capacidad de superar choques de carga y reponerse satisfactoriamente ante la exposición moderada a agentes tóxicos o inhibitorios. 8. Obtención de subproductos utilizables. 9. No requiere digestor de lodos.	1. Requiere un seguimiento estricto del programa de mantenimientopara evitar atascamientos debido al uso de empaque para el saneamiento de las AR. 2. Baja tolerancia del sistema a la carga de tóxicos. 3. El arranque y la estabilización del sistema son lentos (el tiempo de arranque puede disminuirse a 2-3 semanas, cuando se inocula 4 por ciento del volumen del reactor). 4. El efluente requiere postratamiento generalmente. 5. Los costos de inversión inicial pueden ser significativamente más altos en comparación con otros procesos anaerobios debido a la adquisición del material de soporte. 7. Falta de viabilidad para AR con temperatura menores a 14°C.

Fuente: Elaboración propia a partir de autores señalados.

La eficiencia comprobada en relación a los Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente (FAFA) conforme a diversos autores se presenta en la Tabla III.30, cabe señalar que, estas eficiencias se determinaron en diversas fuentes de AR, se determinaron parámetros básicos establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Tabla III.30. Eficiencia de remoción de contaminantes principales por FAFA.

ORIGEN DEL AFLUENTE	DQO	DBO_5	SST	N	P	COL. TOT	HELM.	PH	MEDIO FILTRANTE	TEMP.	TRH	AUTOR (ES)
Municipal en clima subtropical	-	97.5%	95.4%	92.9%	-	-	100%	-	Medio de soporte orgánico	-	-	Galindo *et al.*, 2016
Municipal	51.5%	39.2%	-	-	-	48.16%	-	7.3-7.6	Conchas marinas	26.6-31.5 °C	10.71 h	
Estiércol de puerco	-	99%	99%	91%	69%	-	-	-	Medio de soporte orgánico	-	-	Dubé *et al.*, 2005 citado en Garzón *et al.*, 2012
Estiércol de puerco	-	≥99%	≥99%	96%	99%	-	-	-	Medio de soporte orgánico	-	-	Dubé *et al.*, 2005 citado en Garzón *et al.*, 2012
Efluente de una industria agroalimentaria (rastro avícola)	-	99%	99%	85%	-	-	-	-	Medio de soporte orgánico	-	-	Dubé *et al.*, 2002 citado en Garzón *et al.*, 2012
Municipal	-	96%	99%	90%	-	99%	-	-	Medio de soporte orgánico	-	-	Buelna *et al.*, 2001 citado en Garzón *et al.*, 2012
Doméstica sintética	80%	-	-	-	-	-	-	-	Anillos de plástico corrugado	15-17 °C	10 h 17 h	Martín *et al.*, 2010

Agua residual de molineros de azúcar	36%	61%	-	72%	-	20%	-	6.2	Conchas marinas seguida del material sintético	-	26 h	Cárdenas y Ramos, 2009
Agua residual de institución educativa de nivel superior	60-82%	78%	67-82%	-	-	-	-	7.0-8.1	Soporte de grava	24.5°C	48 h	Gómez y Álvarez, 2008
	81-95%	89%	80-88%					-	Aros de guadua	-	48h	
Sintética con sangre	65%	66%	-	64%	-	-	-	7.0-7.5	Anillos de guadilla	-	12 h	Osorio y Vásquez, 2007
Lixiviado con alto contenido de amoníaco	≥80%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Calli *et al.*, 2006
Efluente de una industria de arroz	82%	-	-	-	-	-	-	-	-	19–27 °C	8 h	Yu *et al.*, 2006
Doméstica	35-45.63%	-	-	-	45%	-	-	4.89	Vasos de polietileno	20.8 °C 20.4 °C	-	Parra, 2006
Lixiviado con alto contenido de amoníaco	≥80%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Calli *et al.*, 2006
Doméstica	93%	-	-	-	-	-	-	-	-	55 ° C	-	Ahn, & Forster, 2000
	78%									35 ° C		

Fuente: Elaboración propia a partir de autores señalados.

3.2.2.1.12. Sistemas Híbridos

El sistema hibrido como define a aquel que combina en un mismo tren de tratamiento procesos de aerobios, anaerobios y/o anóxicos, ya sea en un mismo reactor o en diferentes etapas, hasta el momento sus estudios son incipientes (Álvarez *et al.*, 2016), estos reactores surgieron por la necesidad de eficiente diferentes sistemas de tratamiento, cabe señalar que, las técnicas más prometedoras son aquellas que retienen los sólidos dentro de un reactor independiente del líquido, con lo que se separan el tiempo de retención celular y el tiempo de retención hidráulica. En la Tabla III.31 se muestran los reactores híbridos que se han construido hasta la fecha.

Tabla III.31. Sistemas Híbridos.

TIPO	DESCRIPCIÓN	MATERIALES EMPLEADOS	CARACTERÍSTICAS	AUTOR
Reactor híbrido mediante sistemas no convencionales	-	-	-	Pérez y Villegas, 2004
Reactor hibrido vertical de RAFA + columna de anillos de biopack	Reactor con Anillos de Biopack como material de soporte.	Acrílico con anillos de Biopack.	Diámetro interno de 9.12 cm, altura total de 1.19 m, volumen útil de 3.5 l y cinco válvulas ubicadas aproximadamente cada 17 cm. Para su montaje previamente se caracterizó el lodo utilizado, el cual se dispuso en el reactor a un 1/3 del volumen útil en la parte inferior, y los últimos 15 cm superiores de longitud del reactor fueron llenados con anillos de Biopack como medio de soporte, sumergidos previamente en el lodo.	Yepes, 2019
Reactor híbrido Para el saneamiento del agua (RAFA + FAFA)	Diseño conceptual.	-	Diseño conceptual.	Martínez, 2018
Biopelícula-biomasa en suspensión	Adecuación de una PTAR, construida con recirculación externa de fangos y reconversión del tanque regulador, compartimentando el mismo para	Simulación	-	Álvarez *et al.*, 2016

	generar una zona anaerobia seguida de una zona anóxica.			
RAFA Híbrido	Reactor con anillos de biopack como material de soporte.	Geometría cilíndrica y material de acrílico transparente (polimetilmetacrilato, PMMA).	Integrado por una campana en la parte superior y un deflector de 60 mm y 70 mm de diámetro.	Hernández *et al.*, 2016
Sistema híbrido RAFA + AMBR	El sistema utilizado consta de un reactor RAFA, aerobio soportado y filtración con soporte de plástico.	Volumen de 30 l y 8 l de relleno granular fluidizado. El sistema AMBR integrado por 2 tanques: el tanque aerobio al que se adicionó un 35% de relleno soportado y el tanque de membranas donde se instaló una membrana de microfiltración.	-	Andreu *et al.*, 2014
Reactor híbrido mediante sistemas no convencionales	-	-	-	Pérez y Villegas, 2004

Fuente: Elaboración propia a partir de autores señalados.

Se ha identificado que actualmente existen diversos reactores anaerobios que pueden ser implementados para lograr el saneamiento del agua, cabe señalar que, este tipo de reactores han surgido por la necesidad de eficientiar procesos ya sean de tipo biológicos, químicos o físicos, dado que, su combinación ha permitido coadyuvar entre si, con la finalidad de efectuar un mejor tratamiento a las aguas residuales generedadas, ya sean de tipo domestico, municipal o industrial, una de las principales desventajas, sin embargo, se debe de tener extremado cuidado en la combinación de los procesos, ya que, en el caso de los procesos biológicos se requiere de mantener condiciones fundamentales para el crecimientos de los microroganismos que efectúan la descontaminacion de las AR, los cuales pueden ser inhibidos por la concentración de pH, la temperatura, la concentración de metales en las AR. En la Tabla III. 32 se muestra un resumen de las eficiencias medias de cada tecnología anaerobia, de carácter biológico, que han sido estudiadas e implementadas en relación a la remoción reportadas de contaminantes y parámetros básicos presentes en las AR: DQO, DBO, SST, N, P, Coliformes totales, grasas y aceites, SSV y Turbidez.

Tabla III.32. Eficiencias de remoción de contaminantes de tecnologías anaerobias aplicadas al SAR.

TECNOLOGÍA	DQO	DBO_5	SST	N	P	COL. TOT.	GRASAS Y ACEITES	SSV	TURBIDEZ
Reactor Anaerobio Secuencial Anaerobio (ASBR)	79.15%	-	-	-	-	-	-	89.0%	-
Reactor de Flujo Pistón (RFP)	75.2%	-	55%*	-	-	-	-	-	73%
Biorreactor de Membrana (AMBR)	89%	-	64.6%	-	97.8%	-	-	-	-
Tanque Séptico (TS)	33%	50.8%	63.97	<10%	26.25%	45%	-	-	-
Tanque Imnhof (TI)	92%	89%	-	-	-	-	-	-	-
Reactor de Circulación Interna (CI)	73%	-	-	-	-	-	-	-	-
Raector de Lecho Fluidizado (RALF)	81.5	-	-	-	-	-	-	-	-
Biodigestor Prefabricado (BP)	46.43%	42.51%	57.15%	-	-	57.71%	48.99%	-	-
Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA)	68.05%	69.7%	70.05%	-	70%	93%	-	-	-
Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA)	65.5%	67%	70.05%	88.24%	70%	93%	-	-	-

Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla III.32 se observa que existen cuatro tecnologías que reportan un alto grado de remoción en términos de DQO (TI, RALF, AMBR, y ASBR), sin embargo, cada una de ellas, presenta ventajas y desventajas que pueden dificultar su construcción en viviendas unifamiliares para lograr el SAR, en este sentido los tanques Imnhof, han reportado una sola remoción de 92% de la DQO y 89% en la DBO_5, entre sus desventajas se destaca el requerimiento de una altura mayor a 6.0 m para su construcción, así como una baja eficiencia en la remoción de contaminantes biológicos y en ocasiones de materia orgánica. Los RALF muestran una remoción de la DQO de 89.5%, su principal desventaja es su costo de inversión que es mayor al del RAFA y FAFA, en operaciones no catalíticas a altas temperaturas, la aglomeración de las partículas finas puede requerir un descenso en la temperatura de trabajo. Los AMBR presentan una eficiencia en la disminución de DQO de 89%, aunque requieren de costos elevados de instalación y durante el proceso debido al mantenimiento de la membrana o sustitución de la misma, así como un monitoreo frecuente en la membrana debido a ensuciamiento. En el caso de los ASBR presentan una remoción de DQO de 89%, sus principales desventajas es la de requerir de una mayor área en su construcción que los RAFA y su TRH depende de diversos parámetros. Por su parte, el RAFA presenta una remoción media en términos de DQO de 68.05%, 69.7% en DBO_5, 70.05% en SST, 70% en la remoción de fosforo y 93% en la eliminación de coliformes totales, su principal ventaja de este reactor es su bajo costo en su construcción, operación y mantenimiento, y su principal desventaja es su sensibilidad a la temperatura del AR (inferior a 16 °C) y a cambios bruscos de pH fuera del intervalo de 6.5 a 7.5. Los FAFA son una tecnología que reportan una media de la disminución de DQO de 65.5%, 67% en DBO5, 70.05% en SST, 88.24% única reportada en la remoción de N, 70% de P, 93% en la eliminación de coliformes totales, su principal ventaja es su bajo costo en la construcción, operación y mantenimiento y su principal desventaja es que requiere postratamiento en el efluente. El RHU se propuso como una combinación del RAFA + FAFA para el saneamiento de las AR debido a sus características técnicas, ventajas y desventajas, cabe señalar que este reactor tiene una remoción teórica de 85.42% de DQO, 89.84% de BDO5, 70.05% en SST, 88.24% única reportada en la remoción de N, 70% de P, 93% en la eliminación de coliformes totales con las ventajas de bajo costo en construcción, operación y mantenimiento, así como adecuación en viviendas unifamiliares.

3.2.2.4.2.7.12. Tiempo de estabilización de los reactores biológicos

La estabilización en el Saneamiento de las Aguas Residuales (SAR), se refiere a mantener las condiciones adecuadas para el desarrollo de los microorganismos en la biomasa[30] (CONAGUA, 2015a y Noyola *et al.*, 2013), este proceso se alcanza posteriormente al arranque y funcionamiento del reactor durante un tiempo definido, ya que inicialmente existe una baja concentración de biomasa en relación a la cantidad de sustrato existente en el medio (generalmente 0.18 Kg SSV[31]/Kg DQO removida), por lo que, resulta fundamental la inoculación del reactor con material biológico externo para acelerar la estabilización para el desarrollo de los microorganismos quienes efectuarán la remoción de contaminantes en el AR (López *et al.*, 2000 citado en Pacheco y Magaña, 2003). Para determinar el periodo de tiempo mínimo de estabilización en el prototoipo del RHU se realizó una búsqueda de tiempos de estabilización definidos para RAFA y FAFA efectuado por diversos autores, los resultados se muestran en la Tabla III.33.

Tabla III.33. Periodo de arranque sugerido en sistemas anaerobios.

DESCRIPCIÓN DE ARRANQUE	TIEMPO DE ARRANQUE	EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES	AUTOR
Inoculación de un RAFA con lodo proveniente de un reactor de manto de lodos y flujo ascendente.	30 días	DQO: 76.90%	Castro *et al.*, 2019
Inoculación del RAFA con lodo de otro reactor en operación hasta lograr su estabilización.	2 a 3 meses de estabilización	DBO5: 87%; DQO: 85% y SS: 85%	Salazar, 2019
Inoculación de un FAFA con 0.25 l de lodos húmedos (sedimentados y lavados), con una concentración de 48.44 g/L de SSV. Los lodos fueron obtenidos de una PTAR anaerobia. Después de la inoculación del reactor se inició su operación por lotes, con un influente de una concentración igual a 0.5 g DQO/l.	51 días	DQO: ≥ 60%	Houbron *et al.*, 2016
Se realizó el seguimiento al FAFA, específicamente hasta observar la formación de una película microbiana sobre el material de empaque (conchas marinas), identificándose la formación inicial de una biopelícula de color verde	> 20 días de aclimatación	DQO_T[32]:51.5 % DQO_s[33]: 48.6 % DBO_5: 39.2 %	Galindo *et al.*, 2016

[30] Biomasa. Se refiere a la masa biológica útil para la producción de energía.
[31] SSV. Sólidos en Suspensión Volátiles.
[32] DQO_T: Demanda Química de Oxigeno Total.
[33] DQO_s: Demanda Química de Oxigeno Soluble.

por la presencia de la radiación solar, posteriormente a los 20 días.			
Inoculación del RAFA con lodo de otro reactor en operación hasta alcanzar una carga volumétrica de 0.5 kg/m^{3}d.	24 horas	Sin especificar	Crombet *et al.*, 2016
El arranque de un RAFA puede ser alcanzado a través de tres procedimientos: 1. Con el uso de inóculo (lodo adaptado para el AR a tratar) caracterizada por una puesta en marcha rápida, no hay necesidad de aclimatación de los lodos. 2. Utilizando lodos no adaptados a las AR a tratar, en donde el sistema pasa a través de un periodo de aclimatación. 3. Sin uso de inóculo: la puesta en marcha requiere de un tiempo largo, dependiendo del contenido de microorganismos de las AR a tratar, que generalmente es muy pequeña.	2 a 3 meses	DQO: 60%	CONAGUA, 2015a
Arranque utilizando liquido ruminal[34] como inóculo[35] mezclado con AR, en proporción 40% de rumen y 60% de AR, a un caudal controlado de 17.67 L/h y alimentado de forma continua.	El tiempo de aclimatación fue de 19 días y el de arranque de 47 días.	DQO: 60%; SST: 34.8% y SSV: 38.4%	Méndez *et al.*, 2013
Inoculación del reactor con exceso de liquido ruminal y se recirculación desde la parte media hasta la parte baja con un caudal de 4 l/h. Alimentación de manera continua durante 71 días, a partir del día 21 con un TRH[36] de 36 h hasta el día 53 y después con un TRH de 24 h hasta el día 92.	72 días	DQO total: 56% y DQO soluble: 72%	Méndez et al., 2012
El comienzo de cualquier tipo de reactor requiere de largos periodos de tiempo.	8 a 12 semanas	Sin especificar	Lorenzo y Obaya, 2006
Para el arranque del reactor se inoculó con biomasa sin recirculación, debido a sus características de sedimentación, SSV[37] y AME[38], se inició con un TRH de 24 h y una Carga Volumétrica Aplicada[39] (COV) de 2 Kg. DQO/m^3.d, manteniéndose constante el TRH en cada incremento de COV.	15 semanas	DQO: 60%-90%	Chavarro *et al.*, 2006

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

[34] Líquido ruminal. Líquido proveniente uno de los compartimentos esofágicos del aparato digestivo de los rumiantes, cuenta con una población alta de microorganismos, encargada de la digestión de los nutrientes de los alimentos que son ingeridos por los animales.
[35] Inoculo. Biomasa ingresada a un sistema para permitir su crecimiento y reproducción.
[36] TRH: Tiempo de Retención Hidráulica.
[37] SSV: Sólidos en Suspensión Volátiles.
[38] AME. Actividad Metanogénica Específica.
[39] Carga Volumétrica aplicada. Se define como la relación entre la concentración contaminante del efluente (S_0), expresada en mg/l, y el tiempo de residencia hidráulico (TRH).

3.2.2.2. Tecnologías alternativas para el saneamiento del agua

Las tecnologías alternativas, sostenibles o apropiadas, son aquellas que se caracterizan por promover el uso de recursos locales de una forma racional, con la finalidad de no agotarlos, la construcción de estas tecnologías generan empleos en las economías regionales, especialmente en las áreas rurales, pueden ser construidas a pequeña escala y de forma descentralizada, diseñadas, adaptadas y difundidas mediante procesos participativos, con diálogo entre los saberes locales y los científicos (Ramírez *et al.*, 2015; Navarro *et al.*, 2013 y Pacheco y Gómez, 2007), se encuentran basadas en principios biológicos y ecológicos tal como se muestra en la Figura III.16 (Morato *et al.*, 2006) y son ingenierilmente eficientes (Zeña, 2013).

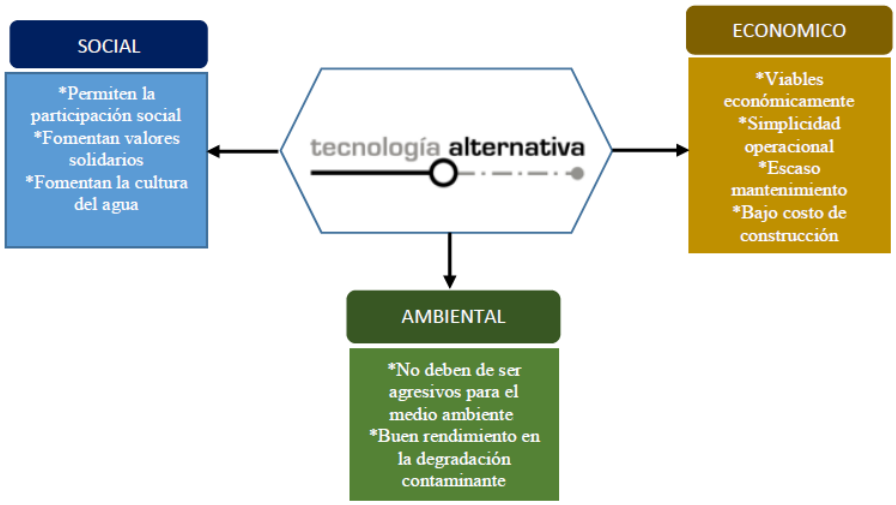
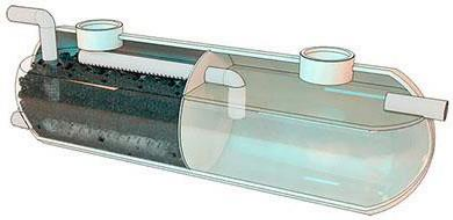
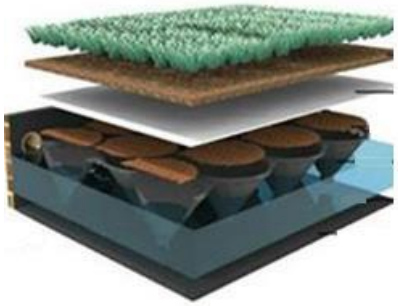


Figura III.16. Características de las tecnologías alternativas.

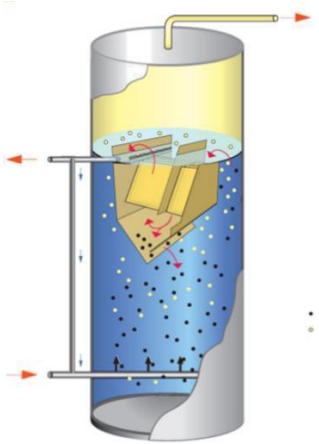
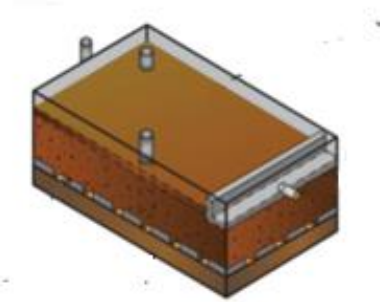
Fuente: Elaboración propia a partir de Ramírez *et al.*, 2015; Pacheco y Gómez, 2007; Morato *et al.*, 2006.

Asi mismo, Moreno et al. (2012) establecen que estas tecnologías deben presentar seis características fundamentales: 1. Ser accesibles, especialmente para los sectores más pobres de la sociedad; 2. Estar enfocadas a las necesidades y contextos locales; 3. Ser amigables con el ambiente, promoviendo el uso eficiente de recursos, el reciclado y el reúso de los productos; 4. Promover el uso de recursos locales y su control; 5. Generar empleo en las economías regionales, especialmente en las áreas rurales, de las que la población ha tenido que migrar por falta de oportunidades; 6. Ser producidas preferentemente a pequeña escala y de forma descentralizada. En la Tabla III.34 se muestran las tecnologías alternativas aplicadas para el SAR.

Tabla III.34. Tecnologías alternativas para el sistema de saneamiento de AR.

TECNOLOGÍA	DEFINICIÓN	FUNCIONAMIENTO	ESQUEMA
BIOFILTRO (CONAGUA, 2015a; Ortiz, *et al.*, 2014; Garzón *et al.*, 2012 y Chuchón y Aybar, 2008).	Tecnología con la que se remueve contaminantes del agua a través de la acción de bacterias, consta de una sola operación física y bioquímica basada en bajas tasas de filtración que forman una bicapa de bacterias sobre la superficie de un lecho, removiendo y reteniendo los agentes patógenos.	Las partículas presentes en el AR son retenidas por filtración, las cuales son hidrolizados posteriormente. En este proceso los contaminantes disueltos son suprimidos por procesos de adsorción, absorción e intercambio iónico sobre la superficie de materiales orgánicos filtrantes (depositados en una cama de material orgánico) para ser posteriormente hidrolizados y biodegradados por microorganismos establecidos sobre un material de empaque. Las bacterias que actúan son: heterótrofas aerobias, quimiolitotrofas aerobias, anóxicas, anaerobias y organismos pluricelulares.	
HUMEDALES ARTIFICIALES (Ortiz, *et al.*, 2014; Noyola *et al.*, 2013, Zurita *et al.*, 2011; Fenoglio 2000; citado en Romero *et al.*, 2009).	Conocido comúnmente como “wetland” por su denominación en inglés, consiste en un filtro de materiales granulares en donde se desarrolla un sistema de raíces de plantas, que por lo general pertenecen al género *Phragmites* y *Thypha*. También son denominados como sistemas naturales acuáticos para el SAR.	Se trata de un ecosistema particular que se encuentra inundado o empapado de agua, ya sea de manera constante o de forma estacional durante semanas o meses. Estas inundaciones generan condiciones donde predominan procesos sin oxígeno (anóxicos), especialmente en el suelo. La estructura más común es un lecho relleno de grava y arena colocado sobre una superficie impermeable y plantas acuáticas macrófitas cuyas raíces liberan oxígeno evitando que el sedimento se vuelva anóxico. En estos sistemas la depuración del agua ocurre por la interacción entre los elementos del componente del humedal y de los fenómenos físicos, químicos y biológicos dentro del humedal, el sol como fuente principal de energía.	

TANQUE SEPTICO (CONAGUA, 2015a; Tilley *et al.*, 2008, citados en Lucho *et al.*, 2015; Castillo *et al.*, 2012; Ortiz *et al.*, 2014; Castillo *et al.*, 2011).	El tanque séptico es un depósito de uno o más compartimentos, impermeable, de escurrimiento continuo y forma rectangular o cilíndrica. Este sistema es construido para tratar AR domésticas, se implementan principalmente en áreas periurbanas o rurales que carecen de redes de drenaje para el saneamiento doméstico y en zonas urbanas donde la implementación de sistemas convencionales de alcantarillado es inviable. No son aptos para zonas de inundación y/o alto nivel freático.	Este sistema está diseñado para cumplir tres funciones: sedimentación, almacenamiento y digestión de sólidos. El afluente fluye por gravedad desde la vivienda hasta el tanque, una vez en el interior del tanque, la materia sedimentable se precipita y acumula en el fondo, mientras que la mayoría de los sólidos ligeros, permanecen en el interior, formando en la superficie del agua una capa de nata o espuma que ayuda a reducir los movimientos del fluido, además de aislarlo del aire con la finalidad de una digestión anaerobia.	
SANITARIOS SECOS (CONAGUA, 2015a; García *et al.*, 2014; Ortiz *et al.*, 2014 y Guerrero *et al.*, 2006).	Los sanitarios secos son un sistema de eliminación de excretas que no requieren del uso de agua. En estos sistemas los residuos generados pueden ser utilizados para obtener abono orgánico para el suelo. Esta tecnología se basa en el uso de dos cámaras alternas una activa (en uso) y otra en reposo donde se da lugar a los procesos de biodegradación.	Este sistema es una alternativa al inodoro tradicional, a diferencia de una letrina, este sistema trata los residuos, ya sea a través de la deshidratación o la descomposición. La orina llega por un tubo a una fosa de infiltración y las heces se depositan en una cámara, situada por debajo del asiento del excusado. Funciona mediante la fermentación aeróbica de los residuos orgánicos; excrementos y material secante, con la finalidad de que la masa se encuentre aireada y seca. Existen compuestos que se utilizan para cubrir las heces fecales tales como el hidróxido de calcio o la ceniza o para facilitar el proceso de destrucción de los organismos que producen enfermedades (patógenos). Esta tecnología es especialmente adecuada para áreas con escasez de agua o donde el nivel freático se encuentra a más de 3 metros de profundidad.	

REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (RAFA) (CONAGUA, 2015a; Lorenzo y Obaya, 2016; Morales *et al.*, 2015; Méndez *et al.*, 2013; Cervantes *et al.*, 2011).	El proceso anaerobio aplicado en esta tecnología es utilizado en el tratamiento biológico del AR, así como para el tratamiento de lodos y residuos agrícolas, los compuestos orgánicos presentes en la materia a tratar son convertidos a metano, bióxido de carbono y masa microbiana principalmente.	El afluente a tratar es conducido desde la parte superior del reactor hacia el fondo del mismo por medio de un sistema de tuberías, fluye en sentido ascendente a través de un manto de lodos (microorganismos anaerobios) llevándose a cabo de esta forma el tratamiento del AR. El biogás producido en condiciones anaerobias (principalmente metano y dióxido de carbono) genera una circulación interior (mezclado). El biogás, el lodo y el líquido tratado ascienden a la parte superior del reactor, el biogás es capturado en la campana de recolección que se encuentran en la parte superior del reactor. El líquido tratado (efluente) sale por la parte superior.	
FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (FAFA) (CONAGUA, 2015b; Méndez *et al.*, 2013; Cervantes *et al.*, 2011).	Los filtros anaerobios de lecho empacado de flujo ascendente generalmente son tanques cilíndricos o rectangulares, con diámetros de 2.0 a 8.0 m y altura de 3.0 a 13.0 m. El material de empaque puede estar en su entera profundidad o, por un diseño hibrido, sólo el 50- 70% de la altura útil del reactor. Cabe señalar que, los materiales de empaque comúnmente utilizados son el plástico corrugado.	El uso de medios de soporte en reactores biológicos, permite la retención de sólidos, formando una biopelícula o conjuntos de microorganismos en forma de capa, cuyos polímeros extracelulares se encuentran unidos a una superficie sólida reteniendo y acumulando biomasa sin la necesidad de otros sistemas de separación de sólidos. La principal ventaja de los reactores de biopelícula es la capacidad de retener diez veces más cantidad de biomasa por unidad de volumen del reactor que los sistemas de biomasa suspendida, con un funcionamiento más estable y reduciendo el proceso de lavado.	

CAPÍTULO IV. MARCO METODOLÓGICO

Para el diseño del proyecto se realizó un análisis de metodologías de tipo sostenible y técnico: la primera metodología analizada fue la establecida por Pastor (2016), aplicada para la evaluación de la sustentabilidad de la Red Nacional de Desarrollo Rural Sustentable (RENDRUS), la segunda generada por Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL, 2010) denominada metodología de diagnóstico, evaluación y menú de intervenciones posibles para la sustentabilidad de los Polígonos HÁBITAT[40] y la tercera definida por Caracheo (2008) aplicada para la evaluación de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) municipales considerando factores ambientales, sociales y económicos. Una vez realizado el análisis de cada una de ellas se adecuó la metodología que se aplicó al proyecto, la cual constó de 5 pasos:

1. Identificación de la falta de saneamiento del agua en las comunidades.
2. Implementación y evaluación de prueba piloto de la tecnología alternativa propuesta.
3. Estrategia de intervención en las comunidades.
4. Implementación de la tecnología alternativa en viviendas unifamiliares de las localidades.
5. Evaluación de la efectividad técnica y ambiental del Reactor Hibrido Unifamiliar (RHU).

4.1. Identificación de la falta de saneamiento del agua en las comunidades.

La etapa uno de la metodología general correspondió a identificar la problemática de la falta de saneamiento en las comunidades rurales de San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad de Zaachila y Santiago Cacaotepec Etla, municipio de San Lorenzo Cacaotepec en el Estado de Oaxaca, dicha caracterización fue efectuada a través de la aplicación de herramientas y técnicas tales como; recorridos de campo, pláticas informales y encuestas (SEDESOL, 2010). Cabe señalar que, la metodología específica para llevar a cabo el diagnóstico de ambas comunidades estuvo formada por dos fases conforme a Ramírez *et al.* (2015) y Pedroza *et al.*

[40] Polígonos de Hábitat. Área conformada por personas que integran hogares asentados en zonas urbanas marginadas y en sitios que presentan condiciones de marginación, pobreza, inseguridad o violencia social ambas ubicadas en ciudades de al menos 15 mil habitantes, dicho programa tiene por objetivo construir o mejorar centros de desarrollo comunitario sustentables, así como apoyar acciones para el desarrollo de capacidades individuales y comunitarias.

(2010): En la primera fase se realizó una revisión bibliográfica de la población a estudiar, en este caso enfocada a la búsqueda de información del medio natural y del medio urbano de las localidades de San Miguel Tlanichico y Santiago Cacaotepec Etla, con la finalidad de determinar las características de ambas localidades e identificar áreas críticas con problemas de falta de SAR. En la segunda fase se aplicaron métodos etnográficos (Romero y Hernández, 2015; Bolio y Bolio, 2013 y Peralta, 2009) con recorridos de campo y pláticas informales con los pobladores de las localidades, con el objetivo de obtener información relacionada con la falta del SAR y la falta de infraestructura a este derecho universal. En la segunda fase, se realizó un censo en ambas comunidades anteriormente señaladas, para contar con información fehaciente del recurso hídrico, coincidiendo con lo establecido por Mercado *et al*. (2009), cabe señalar que, se consideraron aquellas viviendas que se encontraban habitadas al momento de la visita para la aplicación de una encuesta diseñada en cuatro ejes temáticos: a) Percepción de la problemática; b) Cultura del agua; c) Saneamiento de las aguas residuales y d) Disposición a la capacitación en tecnologías para el saneamiento del agua.

4.2. Implementación y evaluación de prueba piloto de la tecnología alternativa propuesta.

En la etapa dos se llevó a cabo la implementación de la primera prueba piloto de la tecnología propuesta para el SAR (denominado RHU_1), en una vivienda unifamiliar de la localidad de la Oaxaca de Juárez, Oaxaca, con la finalidad de efectuar una evaluación técnica en términos de eficiencia, para este efecto fue aplicada la metodología de Vargas y Sánchez, (2013), dicha metodología de evaluación constó de seis etapas:

1. Diseñó del prototipo de acuerdo a los gastos, el clima, número de habitantes.
2. Selección de la vivienda.
3. Adquisición de materiales y equipo para su implementación.
4. Construcción del prototipo.
5. Arranque del prototipo.
6. Evaluación de eficiencia, mediante análisis de laboratorio para determinar la disminución de contaminantes de las AR.

Para esta última etapa se aplicó la metodología de Romero *et al. (*2009) y Bedoya *et al.* (2014), basada en dos pasos fundamentales: i. Muestreo de parámetro de control (agua potable), afluente y efluente; ii. Evaluación de la eficiencia de disminución de parámetros y contaminantes básicos establecidos en la NOM-0001-SEMARNAT-1996.

4.2.1. Determinación de remoción de contaminantes

Para la determinación de la eficiencia en la disminución de parámetros y remoción de contaminantes del reactor, se requirió la toma de la muestra de control (agua potable), afluente y efluente de las AR, las cuales fueron realizadas conforme en dos fases: 1. Determinación de frecuencia de muestreo y número de pruebas; 2. Evaluación de eficiencia en la disminución de parámetros y remoción de contaminantes básicos.

4.2.1.1. Determinación de frecuencia de muestreo y número de pruebas

De acuerdo con el numeral 4.8 de la NOM-001-SEMARNAT-1996 el muestreo de los alfuentes de las AR municipales, debe ser efectuado cada semestre y con una frecuencia de reporte anual ante la CONAGUA, en esta misma Norma, se indica la frecuencia de muestreo en relación al rango de población (Tabla IV.1).

Tabla IV.1. Número de análisis obligatorios en la descarga de las AR.

Rango de población	**Frecuencia de muestreo y análisis**	**Frecuencia de Reporte**
Mayor de 50,000 habitantes	Mensual	Trimestral
de 20,001 a 50,000 habitantes	Trimestral	Semestral
de 2,501 a 20,000 habitantes	Semestral	Anual

Fuente: NOM-001-SEMARNAT-1996.

En la Tabla IV.1 se observa que, el muestreo únicamente aplica para 2,501 a $\geq$ 50,000 habitantes de acuerdo a lo definido por la CONAGUA (2007) , sin embargo, el RHU fue diseñado para una población no mayor a los 10 habitantes. Ante esta falta de frecuencia de análisis de las AR que ingresan a algún sistema de saneamiento, se realizó una búsqueda del muestreo de los autores que han efectuado una investigación relacionada con pruebas de eficiencias de sistemas anaerobios, tal como se presenta en la Tabla IV.2.

Tabla IV.2. Número de muestra efectuado en las AR para determinación de eficiencias de un sistema de saneamiento de tipo anaerobio.

Parámetros determinados	**Número de muestras**	**Periodicidad de muestreo**	**Autor**
DQO	8	4 días	Zavala *et al.,* 2015
DQO	6	Semanal	Méndez *et al.,* 2013
DQO y pH	14	Semanal	Toledo *et al.,* 2012
DQO	160	Diario	Torres *et al.,* 2011
DQO, DBO5, N y Coliformes totales	12	2 y 3 días	Cárdenas y Ramos, 2009
DQO y pH	5	16 días	Pérez y Torres, 2008
DQO, DBO y SST	4	Mensual	Osorio *et al.,* 2007
DQO Y DBO	200	Diario	Caicedo, 2006
DQO y SST	6	Mensual	Castillo *et al.,* 2003
DQO y pH	-	5 días	Rodríguez *et al.,* 2002

Fuente: Elaboración propia a partir de autores citados.

Para definir la frecuencia del muestreo del efluente del RHU, se consideró lo establecido en la Tabla III.2, la NMX-AA-007-SCFI-2013[41], la NMX-AA-008-SCFI-2016[42] y la NOM-001-SEMARNAT-1996, así como la disponibilidad del laboratorio para efectuar las pruebas correspondientes, con la finalidad determinar la eficiencia en la disminución de parámetros y remoción de contaminantes del RHU en las AR, por lo que se optó realizar 30 muestreos y análisis, este procedimiento se realizó en el RHU_1 (prototipo en Oaxaca de Juarez), RHU_2 (Reactor en San Miguel Tlanichico) y RHU_3 (reactor en Santiago Cacaotepec, Etla).

4.2.1.2. Evaluación de eficiencia en la disminución de parámetros y remoción de contaminantes básicos

De acuerdo a lo establecido por diferentes autores que han efectuado investigaciones en eficiencias de remoción de contaminantes básicos en sistemas anaerobios, se encontraron directrices en los ensayos efectuados, definiendo parámetros y contaminantes básicos evaluados (Sánchez *et al.,* 1995; Ahn & Forster, 2000; Conil, 2001; Castillo *et al.,* 2003; Caicedo, 2006; Parra, 2006; Yu *et al.,*2006; Osorio y Vásquez, 2007; Osorio *et al.,* 2007; Gómez y Álvarez, 2008; Gutiérrez *et al.,* 2008; Behling *et al.,* 2009; Cárdenas y Ramos, 2009; Martín *et al.,* 2010; Toledo *et al.,* 2012; Lozada, 2012; Méndez *et al.,* 2013; CONAGUA, 2015a; Zavala *et al.,* 2015; Buelna *et al.,* 2001 citado en Garzón *et al.,*2012;

[41] Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 03 de marzo de 2011.
[42] Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 29 de agosto de 2013.

Dubé *et al.,* 2002 citado en Garzón *et al.,* 2012; Dubé *et al.,* 2005 citado en Garzón *et al.,* 2012; Dubé *et al.,* 2005 citado en Garzón *et al.,* 2012; Galindo *et al.,*2016; Zhang, 2020 y Lohani *et al.,* 2020) se identifico que:

La DQO es el parámetro más determinado en la evaluación de sistemas anaerobios (Zavala *et al.,* 2015; Méndez *et al.,* 2013; Lozada, 2012; Toledo *et al.,* 2012; Martín *et al.,* 2010; Behling *et al.,* 2009; Gutiérrez *et al.,* 2008; Pérez y Torres, 2008; Yu *et al.,* 2006; Rodríguez *et al.,* 2002 y Ahn, & Forster, 2000), este parámetro nos permite obtener una medida de oxígeno equivalente a la porción de material orgánico contenido en una muestra susceptible de ser oxidada por un agente químico fuerte, es decir; indica la cantidad de materia orgánica y algunas sustancias inorgánicas en el agua que pueden consumir oxígeno durante un proceso de oxidación química (CONAGUA, 2015a y Aguirre *et al.,* 2005).

Otro parámetro determinado para en la evaluación de la eficiencia en reactores anaerobios es la Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días (DBO_5) (MAPAS, 2015a; Buelna *et al.,*2001 citado en Garzón *et al.,*2012; Dubé *et al.,* 2005 citado en Garzón *et al.,* 2012; Cárdenas y Ramos, 2009; Gómez y Álvarez, 2008; Osorio *et al.,* 2007; Caicedo, 2006; Parra, 2006 y Conil, 2001), la cual se define como la medida de oxígeno requerido para la oxidación de materia orgánica biodegradable presente en el AR, este parámetro que señala la cantidad de materia orgánica presente en el agua. Cuando este valor aumenta, se produce una reducción en la cantidad de oxígeno disuelto en los cuerpos de agua, lo que genera condiciones de "anoxia" que perjudican a las comunidades biológicas de los ecosistemas acuáticos (Raffo y Ruiz, 2014).

Las grasas y aceites (GA) son definidos como compuestos que no son solubles en agua y muy estables (Cisterna *et al.,* 2015), por su parte la NOM-001-SEMARNAT-001-1996, establece que la concentración de grasas y aceites es el único parámetro para definir si cumple con la normatividad ambiental vigente en materia de AR y permitir la descarga de esta agua tratada para riego agrícola o descarga en suelos, el valor de este contaminantes debe encontrarse en un rango no mayor a los 25 mg/l en su promedio diario y 15 mg/l en su promedio mensual, tal como se muestra en la Tabla IV.3.

Tabla IV.3. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos.

PARÁMETROS	**RÍOS**						**EMBALSE NATURALES Y ARTIFICIALES**				**AGUAS COSTERAS**						**SUELO**			
(mg/l excepto cuando se especifique)	**Uso en riego agrícola (A)**		**Uso público urbano (B)**		**Protección de vida acuática (C)**		**Uso en riego agrícola (B)**		**Uso público urbano (C)**		**Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)**		**Recreación (B)**		**Estuarios (C)**		**Uso en riego agrícola (A)**		**Humedales naturales (B)**	
	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD
Temperatura (1)	NA	NA	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	NA	NA	40	40
Grasas y aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia Flotante (3)	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*	A*
Sólidos Sedimentables (ml/L)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	NA	NA	1	2
Sólidos Suspendidos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125	NA	NA	75	125
Demanda Bioquímica de Oxígeno 5	120	200	75	150	30	60	75	150	30	60	150	200	75	150	75	150	NA	NA	75	150
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	NA	NA	NA	NA	15	25	NA	NA	NA	NA
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	NA	NA	NA	NA	5	10	NA	NA	NA	NA

Fuente: NOM-001-SEMARNAT-1996.

(1) Instantáneo.
(2) Muestra Simple Promedio Ponderado.
(3) Ausente según el Método de Prueba definido en la NMX-AA-006.
P.D.= Promedio Diario; P.M. = Promedio Mensual.
N.A. = No es aplicable.
(A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos (ANEXO C).
A*: Ausente.

4.3. Selección de parámetros y contaminantes a determinar

La legislación ambiental vigente en materia de AR en México, establece los límites máximos permisibles de valores de parámetros y contaminantes para descargar el efluente tratado en cuerpos de agua y bienes nacionales, cabe señalar que, el diseño del RHU fue realizado conforme a lo establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

4.1.1. Grasas y aceites (GA)

Las GA se determinaron por el método definido en la NMX-AA-005-SCFI-2013[43], este método permite una estimación del contenido de GA, al determinar gravimétricamente las sustancias que son extraídas con hexano de una muestra acuosa acidificada (Rodríguez y Santana, 2017; Herrera, 2016; Severiche, 2013 y Vásquez *et al.*, 2010). La medición de GA incluye ácidos grasos, jabones, grasas, ceras, hidrocarburos, aceites y cualquier otra sustancia susceptible de ser extraída con hexano (Bailey, 2020; Herrera, 2016; Severiche *et al.*, 2013 y Calderón, 2001).

4.1.2. Demanda Química de Oxigeno (DQO)

La DQO se determinará por los métodos propuestos por la APHA[44] (1984) así como lo establecido en la NMX-AA-030/2-SCFI-2011[45]. En esta prueba las muestras se oxidan mediante digestión con ácido sulfúrico y dicromato de potasio en presencia de sulfato de plata y sulfato de mercurio (II). La plata actúa como catalizador para oxidar la materia orgánica más resistente. El mercurio reduce la interferencia causada por la presencia de iones cloruro. La cantidad de dicromato utilizada en la oxidación de la muestra se determina midiendo la absorbancia del Cromo (III) formado a una longitud de onda de (600 ± 20) nm para un intervalo hasta de 1 000 mg/l (Valente *et al.*, 1997 y Rosell y López, 1986). Bajo las condiciones de la prueba, muchos compuestos orgánicos y la mayoría de los agentes reductores inorgánicos se oxidan en una proporción de entre 90-100% (Cirelli, 2012; Chama *et al.*, 2011 y Hernández, 2000). El valor que presenta esta prueba es una medida realista de la demanda teórica de oxígeno (López y Santos, 2017; Cerón y Ayerbe; 2013; Izquierdo *et al.*, 2010 y Terry *et al.*, 2005).

[43] Publicada en el DOF el 11 de abril de 2013.
[44] APHA. Asociación Estadounidense de Salud Pública, es una organización de defensa y membresía profesional con sede en Washington, D.C. para profesionales de la salud pública en los Estados Unidos.
[45] Publicada en el DOF el 03 de marzo de 2011.

7.1.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5)

La DBO_5 es otro parámetro utilizado para determinar el grado de eficiencia de los sistemas anaerobios (MAPAS, 2015a; Buelna *et al.,* 2001 citado en Garzón *et al.,* 2012; Dubé *et al.,* 2005 citado en Garzón *et al.,* 2012; Cárdenas y Ramos, 2009; Gómez y Álvarez, 2008; Osorio *et al.,* 2007; Caicedo, 2006; Parra, 2006 y Conil, 2001). Esta prueba se efectuó conforme a lo establecido en la NMX-AA-028-SCFI-2001[46], el método se basa en medir la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para efectuar la oxidación de la materia orgánica presente en aguas naturales y residuales y se determina por la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto al cabo de cinco días de incubación a 20°C.

4.1.4. Índice de Biodegradabilidad (IB)

El IB se determinó a partir de la relación de DBO_5/DQO, basado en estudios de caracterización de las AR realizada por otros investigadores que han efectuado la determinación de este párametro (Perojo *et al.,* 2022; Guzmán *et al.,* 2020; Caparrós *et al.,* 2021; Lecca y Lizama, 2014; Pérez *et al.,* 2009).

7.1.5. Temperatura (T)

De acuerdo con la Real Academia Española (RAE) la temperatura es la magnitud física que expresa el grado de frio o calor de los cuerpos o del medio ambiente, este parámetro se relaciona con el desarrollo de los microorganismos encargados de realizar la depuración de contaminantes (CONAGUA, 2015a; Hinken *et al.,* 2014; Qiu *et al.,* 2013). Este parámetro se evaluó conforme a lo establecido en la NMX-AA-007-SCFI-2013[47] (medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas).

4.1.6. Potencial Hidrogeno (pH)

La determinación del pH se determinó conforme a lo establecido en la NMX-AA-008-SCFI-2016[48] (medición del pH en aguas naturales, residuales y residuales tratadas) y considerando

[46] Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 03 de marzo de 2011.
[47] Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 23 de enero de 2014.
[48] Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 16 de octubre de 2015.

sugerencias efectuadas por investigadores en la determinación de este parámetro en las AR (Domíngues *et al.*, 2019; Villanueva y López, 2014; Cerón *et al.*, 2005; Amaya *et al.*, 2004).

4.4. Estrategia de intervención en las comunidades

Para esta fase se implementó la metodología establecida por Ponce *et al.* (2009) y Ortiz *et al.* (2014), la cual constó de dos etapas: a) Análisis situacional de las poblaciones con base al diagnóstico realizado, lo que permitió identificar problemas relacionados con la falta de saneamiento de las AR generadas en estas comunidades y b) Selección de las características de las viviendas en las que se implementaron los reactores 2 y 3 (RHU_2 y RHU_3 respectivamente), para esta fase se aplicó la metodología señalada por Méndez *et al. (*2011), por lo que las características de la viviendas donde se implementaron los prototipos fueron: 1. Que la vivienda careciera de cualquier sistema de saneamiento de AR, 2. En el domicilio deberían de habitar entre 5 y 10 habitantes, 3. Que las personas estuvieran dispuestas a participar en la construcción del RHU, 4. No existieran conflictos territoriales en sus viviendas.

4.6. Implementación de prototipos en viviendas unifamiliares de las localidades.

En la fase cuatro se implementó el segundo prototipo de la tecnología propuesta (RHU_2) en una vivienda unifamiliar ubicada en la localidad de San Miguel Tlanichico y el tercer prototipo en un domicilio de la comunidad de Santiago Cacaotepec Etla (RHU_3), atendiendo las cuatro características señaladas en el párrafo anterior.

4.6. Evaluación del proyecto

En esta etapa se realizó la evaluación del proyecto a partir de una comparación de la eficiencia de la remoción de parámetros y contaminantes seleccionados del RHU_1, RHU_2, y RHU_3, coincidiendo con lo establecido por Centeno (2019); Espinoza, (2019); Montalvo, (2019) y Martínez, (2018). La determinación del impacto al medio ambiente de la tecnología propuesta se realizó conforme a lo establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996, a partir de los resultados del análisis de laboratorio obtenidos en los tres prototipos instalados y evaluados, los cuales fueron comparados con lo establecido en la norma aplicada, con la finalidad de determinar la calidad del efluente de AR.

CAPÍTULO V. RESULTADOS

Los resultados de la presente investigación se obtuvieron conforme a lo establecido en el MARCO METODOLÓGICO, en este capítulo, se definieron las características del medio natural y artificial de las dos localidades a intervenir (San Miguel Tlanichico, Trinidad Zaachila y Santiago Cacaotepec Etla, ambas comunidades ubicadas en el Estado de Oaxaca), así mismo, se identificaron problemáticas relacionadas con la falta de saneamiento de las AR generadas. Cabe señalar que, el primer prototipo (RHU_1) se construyó en una vivienda de la localidad de Oaxaca de Juárez, con la finalidad de efectuar adecuaciones para su correcto funcionamiento y realizar las pruebas de laboratorio de los parámetros y contaminantes básicos, establecidos en la normatividad ambiental vigente en materia de AR.

5.1. Caracterización del sitio de proyecto

El sitio se delimitó de acuerdo a lo establecido con los agentes municipales y el cabildo de cada comunidad (San Miguel Tlanichico y de Santiago Cacaotepec Etla). Se realizaron recorridos de campo durante los meses de febrero-marzo 2020, teniendo como resultados la delimitación del área de estudio e intervención en cada comunidad, con base en los siguientes criterios: 1. Localizarse dentro de los límites territoriales de la comunidad; 2. Que se ubicara dentro del casco urbano de las poblaciones y 3. Que existieran viviendas con problemática de falta de saneamiento del agua.

Se efectuó un análisis puntual de cada una de las localidades y con apoyo del Sistema de Información Geográfica para la Evaluación del Impacto Ambiental (SIGEIA [49]) se obtuvieron las coordenadas de las áreas de estudio e intervención de San Miguel Tlanichico mismas que se presentan en la Tabla V.1 y de la localidad de Santiago Cacaotepec Etla, municipio de San Lorenzo Cacaotepec, en la Tabla V.2. La macrolocalización y microlocalización del San Miguel Tlanichico y de Santiago Cacotepec Etla, se presentan en las Figuras V.1 a la V.8.

[49] SIGEIA es un Sistema de Información Geográfica (SIG) utilizado por la SEMARNAT y otros organismos medioambientales, que permite conocer las condiciones naturales de un sitio de proyecto, nace en el año 2012 con tecnología ESRI, cuenta con capas de información geográfica de distintas temáticas ambientales y administrativas, que provienen de diversas fuentes oficiales actualizadas en México, cuenta con metadatos detallados, lo que permite conocer su origen, fecha de generación, además proporciona información adicional sobre las unidades administrativas afectadas (Estados, municipios), microcuencas y tipos de suelos.

Tabla V.1. Coordenadas de San Miguel Tlanichico.

PUNTO	X	Y
1	735386.00	1873624.00
2	736458.00	1873029.00
3	737219.00	1873026.00
4	737383.00	1873994.00
5	736619.00	1874133.00
6	735830.00	1874191.00
DATUM: NAD27	ZONA: 14	BANDA: Q

Fuente: Elaboración propia a partir de SIGEIA versión 2017

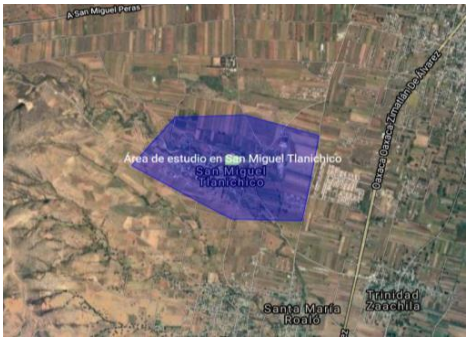
Tabla V.2. Coordenadas del Santiago Cacaotepec Etla.

PUNTO	X	Y
1	734809.76	1898276.94
2	735361.71	1898749.01
3	736348.64	1898556.77
4	736186.95	1897673.67
5	735344.61	1897445.68
DATUM: NAD27	ZONA: 14	BANDA: Q

Fuente: Elaboración propia a partir de SIGEIA versión 2017.

Figuras V.1 y V.2. Macrolocalización de San Miguel Tlanichico.

Fuente: Elaboración propia a partir de SIGEIA versión 2017.

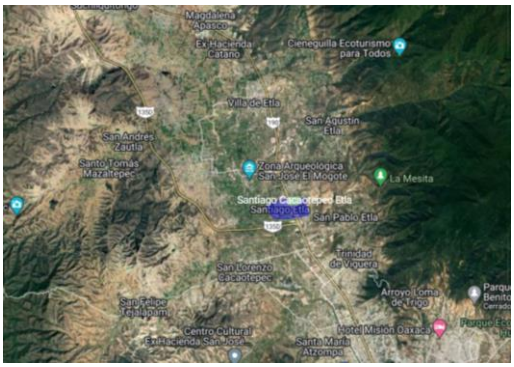


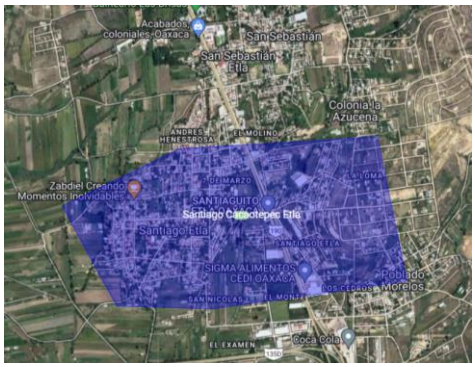
Figuras V.3 y V.4. Microlocalización del San Miguel Tlanichico.

Fuente: Elaboración propia a partir de SIGEIA versión 2017.

Figuras V.5 y V.6. Macrolocalización de Santiago Cacaotepec Etla.

Fuente: Elaboración propia a partir de SIGEIA versión 2017.





Figuras V.7 y V.8. Microlocalización de Santiago Cacaotepec Etla.

Fuente: Elaboración propia a partir de SIGEIA versión 2017.

En este sentido, se presenta a continuación la descripción del medio natural y urbano de San Miguel Tlanichico y Santiago Cacotepec Etla. Con la finalidad de resaltar sus características naturales de importancia para el proyecto.

5.1.1. Medio natural

El medio natural es una de las características con mayor relevancia dado que a partir de este podemos identificar el grado de impacto al medio biótico y abiótico principalmente, considerando aquellas que se encuentran altamente relacionadas con el saneamiento del agua, a continuación, se describen las características del medio natural de San Miguel Tlanichico y Santiago Cacotepec Etla.

5.1.1.1. Clima

De acuerdo con lo señalado por el SIGEIA el tipo de clima presente en el San Miguel Tlanichico, corresponde al de tipo semiárido y semicálido, conforme a la CONABIO (2020)

basado en el sistema Köppen el clima en esta área es semiárido (Bsh1w) y semicálido subhúmedo (A)C(wo), por su parte la INEGI (2015e) establece un tipo de clima que corresponde al grupo B semiseco templado con lluvias en verano y baja precipitación durante el invierno, en la Tabla V.3 se presentan los climas y su descripción.

Tabla V.3. Climas presentes en San Miguel Tlanichico.

TIPO DE CLIMA	CLAVE	SUPERFICIE DE INCIDENCIA (Ha)	DESCRIPCIÓN
Semiárido	BS1(h')w	132.11	Semiárido cálido, temperatura media anual mayor de 22°C, temperatura del mes más frío mayor de 18°C.
Semicálido	(A)C(wo)	447.98	Semicálido subhúmedo del grupo C, temperatura media anual mayor de 18°C, temperatura del mes más frío menor de 18°C, temperatura del mes más caliente mayor de 22°C.

Fuente: Elaboración propia a partir del SIGEIA versión 2017.

El SIGEIA establece que este tipo de clima se caracteriza por la presencia de arbustos y estepas, por su parte, INEGI (2015d) define que en el sitio prevalecen pastizales y vegetación inducida debido a las actividades antrópicas, la CONABIO (2020) define que este tipo de clima se caracteriza por la presencia de vegetación inducida. Durante los recorridos de campo realizados en las fechas del 10 de marzo al 13 de marzo del 2020, se identificó que, en la zona centro del San Miguel Tlanichico, existe poca vegetación debido a la acción de las actividades antrópicas y en las zonas aledañas al centro se identifican predios con presencia de vegetación de tipo arbustivo y agrícola principalmente (Figuras V.9 y V.10).

Figuras V.9 y V.10. Medio Natural de San Miguel Tlanichico.

Fotografías tomadas el 11 de marzo de 2020.

Por su parte, en Santiago Cacotepec Etla, el tipo de clima presente en el sitio de proyecto es de tipo semicálido (SIGEIA, 2017), la CONABIO (2019), establece que el clima es semicálido subhúmedo (A)C(wo), INEGI (2015e) establece un tipo de clima que corresponde al grupo B, semiseco templado con lluvias en verano y baja precipitación durante el invierno, en la Tabla V.4 se presentan los climas en Santiago Cacotepec Etla y su descripción.

Tabla V.4. Clima presente en Santiago Cacotepec Etla.

TIPO DE CLIMA	CLAVE	SUPERFICIE DE INCIDENCIA (Ha)	DESCRIPCIÓN
Semicálido	(A)C(wo)	970.16	Semicálido subhúmedo del grupo C, temperatura media anual mayor de 18°C, temperatura del mes más frío menor de 18°C, temperatura del mes más caliente mayor de 22°C

Fuente: Elaboración propia a partir SIGEIA versión 2017.

Este tipo de clima presenta vegetación de tipo de estepa cálida y templada, con presencia de pastos y espinos conforme a lo establecido por SIGEIA (2017), la CONABIO (2019) define que Santiago Cacotepec Etla, se caracteriza por la presencia de vegetación inducida. Cabe señalar que, durante los recorridos de campo efectuados del 01 de marzo de 2022 al 18 de marzo de 2022 se identificó que, en el centro de esta localidad se aprecia poca vegetación debido a las viviendas presentes, en las zonas aledañas al casco urbano se identificaron principalmente zonas de cultivo tal como se muestra en las Figuras V.11 y V.12.

Figuras V.11 y V.12. Medio Natural de Santiago Cacotepec Etla.

Fuente: Fotografías tomadas el 15 abril de 2020.

5.1.1.2. Hidrología

San Miguel Tlanichico se encuentra inmerso en la cuenca del río Atoyac, subcuenca de Coyotepec y pertenecientes a la Región Hidrológica (RH) No. 20, lo anterior de acuerdo con el análisis realizado por el Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas (SIATL[50]), versión 2015, coincidiendo con lo establecido por SIGEIA (2017), CONABIO (2020) e INEGI (2015d) (Figura V.13). Esta región hidrológica cuenta con una superficie de 3 727 km^2, y se encuentra localizada al sureste de la República Mexicana en la porción centro del estado de Oaxaca (Chávez et al., 2007).

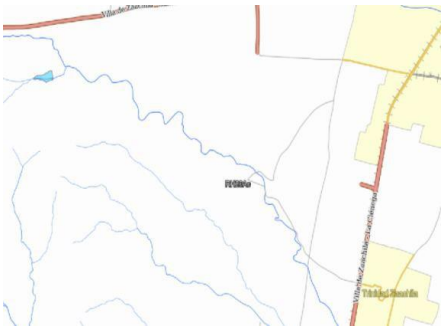


Figura V.13. RH a la que pertenece el San Miguel Tlanichico.

Fuente: Elaboración propia a partir de SIATL versión 2015.

Por su parte, Santiago Cacotepec Etla se encuentra dentro de la cuenca del Rio Atoyac, subcuenca de Coyotepec, Región Hidrológica No. 20 (RH-20), lo anterior de acuerdo a análisis realizado por el SIATL versión 2015, coincidiendo con CONABIO (2020), SIGEIA (2017) e INEGI (2015e), tal como se muestra en la Figura V.14.

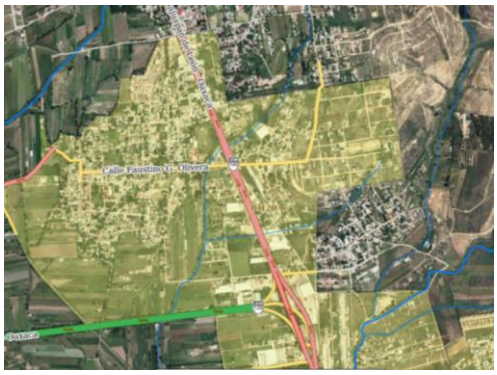


Figura V.14. RH a la que pertenece el Santiago Cacotepec Etla.

Fuente: Elaboración propia a partir de SIATL, 2015.

[50] SIATL. Éste sistema interactivo surge como resultado de la etapa 1 de conectividad del Proyecto de la Red Hidrográfica escala 1:50 000, el cual deriva del producto Red Hidrográfica Escala 1: 50,000 Edición: 1.0, concebido como un sistema de circulación lineal estructurado que permite representar el drenaje de una cuenca.

Con base en la información anterior y del análisis realizado de dichos datos se presenta en la Tabla V.5 y V.6 el resumen del medio natural de cada área de estudio e intervención con los aspectos necesarios para el proyecto.

Tabla V.5. Resumen del medio natural de San Miguel Tlanichico.

FACTOR	TIPO
Clima	Semiárido
	Semicálido
Edafología	Fluvisol Eutrico
Cuenca	Rio Atoyac
Subcuenca	Coyotepec
Precipitación	Lluvias de verano y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual. En el mes más seco menor de 40 mm; lluvias de verano con índice P/T menor de 43.2, y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual
Acuífero	Valles Centrales

Fuente: Elaboración propia a partir de SIGEIA (2017); INEGI (2015d), CONABIO (2019); SIATL (2015).

Tabla V.6. Resumen del medio natural de Santiago Cacaotepec Etla.

FACTOR	TIPO
Clima	Semicálido subhúmedo
Edafología	Fluvisol Eutrico
Cuenca	Rio Atoyac
Subcuenca	Oaxaca
Precipitación	Precipitación del mes más seco menor de 40 mm; lluvias de verano con índice P/T menor de 43.2, y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual
Acuífero	Valles Centrales

Fuente: Elaboración propia a partir de SIGEIA (2017); INEGI (2015e), CONABIO (2019); SIATL (2015).

5.1.2. Medio Urbano

El diagnóstico del medio urbano se realizó en San Miguel Tlanichico, a través de recorridos de campo durante las fechas del 01 de marzo de 2020 al 29 de marzo de 2020, se identificó que las viviendas que se encuentran construidas de concreto con techo de lámina, con adobe y lámina, así mismo, los terrenos de las viviendas en el centro presentan áreas pequeñas en para poder construir sistemas de saneamiento de aguas residuales que ocupan extensas áreas de terreno (Figuras V.15 y V.16), coincidiendo con lo establecido en INEGI (2015d), cabe señalar que, la falta de espacio adecuado para sistemas de tratamiento de aguas residuales puede llevar a una serie de problemas ambientales y de salud pública, esto se debe a que la falta de infraestructura adecuada para el tratamiento de aguas residuales puede resultar en la descarga directa de aguas residuales no tratadas en cursos de agua cercanos o en la contaminación del suelo.

Figuras V.15 y V.16. Viviendas en el centro de San Miguel Tlanichico.

Fuente: Fotografías tomadas el 15 de marzo de 2020.

Cabe señalar que, se realizaron recorridos de campo en San Miguel Tlanichico, en conjunto con los agentes municipales con la finalidad de identificar problemáticas perceptibles de la falta de saneamiento del agua, este diagnóstico realizado en la localidad nos permitió conocer su contexto, la disposición del agua contaminada y las tecnologías empleadas por los pobladores para satisfacer la necesidad del servicio básico de tratamiento de las AR, los datos se indican Tabla V.7 conforme a lo expuesto por las autoridades de la agencia de San Miguel Tlanichico.

Tabla V.7. Indicadores de San Miguel Tlanichico con problemáticas de falta de saneamiento del agua.

INDICADOR	**PORCENTAJE**
Viviendas con letrina	55%
Viviendas con fosa séptica	45%
Viviendas con conexión a drenaje	0%

Fuente: Elaboración propia a partir de recorridos de campo.

Es importante mencionar que conforme a SEDESOL (2017a) en la comunidad de San Miguel Tlanichico, el 95.17% no cuentan con drenaje, sin embargo, los datos de INEGI (2015d) definen que ninguna vivienda cuenta con acceso a drenaje, del mismo modo, esta información es mencionada en el Gobierno del Estado de Oaxaca (2019b). Por otra parte, el diagnóstico del medio urbano realizado en esta comunidad se efectuó durante las fechas del 06 abril de 2020 al 20 de abril de 2020, identificándose que las viviendas en su mayoría en la localidad se encuentran construidas de material de concreto con techados de lámina y de adobe, presentan pequeñas áreas de patios, por su parte SEDESOL (2017a) establece un porcentaje de viviendas con piso de tierra de 17.24% un total de casas de concreto de 63%,

de madera y lamina de 27% y 10% de adobe. En esta localidad también las calles se encuentran sin pavimento, tal como se observa en las Figuras V.17 y V.18.

Figuras V.17 y V.18. Viviendas actuales en el AEISLTO.

Fuente: Fotografías tomadas el 15 de marzo de 2020.

Durante los recorridos de campo en la comunidad en Santiago Cacaotepec Etla, se observaron las características del medio urbano, este recorrido permitió conocer el contexto de la comunidad, sus recursos disponibles y las tecnologías empleadas por los pobladores para el saneamiento de las AR, los datos se indican Tabla V.8 conforme a lo expuesto por las autoridades de la agencia de Santiago Cacaotepec Etla.

Tabla V.8. Indicadores de la localidad de Santiago Cacotepec Etla, con problemáticas de SAR.

INDICADOR	**PORCENTAJE**
Viviendas con letrina	60%
Viviendas con fosa séptica	55%
Viviendas con conexión a drenaje	0%

Fuente: Elaboración propia a partir de recorridos de campo.

5.1.2.1. Reuniones informales

A través de las reuniones informales en la comunidad de San Miguel Tlanichico, se identificó que, la fosa séptica es ampliamente utilizada como medida de control de contaminación del agua, cabe señalar que, durante estas acciones se presentaron las características del RHU que se pretende implementar en la localidad (RHU_2), en las Figuras V.19 y V.20 se presentan reuniones informales que se efectuaron con los representantes de la localidad y sus pobladores. Por otra parte, durante las reuniones informales en la comunidad de Santiago

Cacaotepec Etla se presentó una breve descripción de las características del RHU a implementar en una vivienda (RHU_3) (Figuras V.19 y V.20)

Figuras V.19 y V.20. Reunión con los pobladores de la comunidad de San Miguel Tlanichico, Trinidad Zaachila, en el Estado de Oaxaca.

Fuente: Propias tomadas el 08 de marzo de 2020.

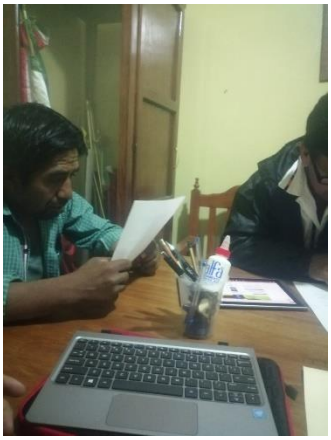
Las reuniones informales y formales fueron realizadas en la sede de la agencia municipal de San Miguel Tlanichico con los representantes municipales y los habitantes locales desempeñó un papel crucial en la obtención de información detallada sobre la problemática de la falta de saneamiento de aguas residuales en la zona. Estas reuniones proporcionaron un espacio para el diálogo abierto y la interacción directa entre las partes interesadas clave, lo anterior permitió obtener información directa de la problemática de la falta de Saneamiento de las Aguas Residuales (SAR). En la Tabla V.9 se presentan los aportes realizados las autoridades de la localidad de San Miguel Tlanichico.

Tabla V.9. Aportes en pláticas informales con las autoridades de Miguel Tlanichico, Trinidad Zaachila, Oaxaca.

FECHA	AGENTE DE SAN MIGUEL TLANICHICO, TRINIDAD ZAACHILA, OAXACA
01/04/2020	"[…] la verdad las casas no tienen alguna forma de tratar sus AR algunos incluso las avientan a la calle […]"
07/04/2020	"[…] Hemos buscado apoyo con nuestro presidente municipal para una planta de tratamiento, pero es que también hay varias obras que necesita el municipio […]"

Fuente: Elaboración propia.

Asimismo, en la localidad de Santiago Cacaotepe Etla, también fueron efectuadas reuniones con las autoridades municipales (Figura V.21 y V.22).



Figuras V.21 y V.22. Reunión con las autoridades de la comunidad de Santiago Cacaotepec, San Lorenzo Cacaotepec, en el Estado de Oaxaca.

Fuente: Fotografías tomadas el 15 de febrero de 2022.

Durante las reuniones con las autoridades y sus pobladores indicaron que las viviendas presentan una problemática critica por la falta de SAR, algunas de ellas aún siguen descargando los efluentes sin tratamiento alguno a los arroyos existentes en las localidades, en la Tabla V.10 se muestran las declaraciones de las autoridades de la comunidad.

Tabla V.10. Aportaciones del agente municipal de Santiago Cacaotepec, San Lorenzo Cacaotepec, Oaxaca.

FECHA	AGENTE DE SANTIAGO CACAOTEPEC ETLA, SAN LORENZO CACAOTEPEC, OAXACA
16/03/2020	"[…] es un problema fuerte, el gobierno decía que nos iba a apoyar para una planta o por lo menos el drenaje […]"
20/04/2020	"[…] el agua se está acabando, si no hacemos nada nos la vamos acabar, debemos de reutilizar esas aguas que tiramos […]"

Fuente: Elaboración propia.

5.2. Implementación y evaluación del primer prototipo de la tecnología alternativa propuesta

Para la implementación y evaluación del RHU_1, se consideraron cuatro etapas descritas en el marco metodológico (1. Implementación del RHU_1; 2. Selección de vivienda para instalación del RHU_1; 3. Selección de materiales para construcción de prueba piloto del RHU_1 y 4. Construcción de primera prueba piloto del RHU_1) lo cual permitió evaluar el comportamiento de la tecnología propuesta para el SAR.

5.2.1. Etapa 1. Implementación del RHU$_1$

La implementación y evaluación de la prueba piloto se realizó conforme a las etapas señaladas en el CAPÍTULO IV. MARCO METODOLÓGICO: Etapa 1. Diseño del prototipo de acuerdo con los gastos, el clima, número de habitantes ubicación del sitio dentro de casco urbano. Cabe señalar que, el diseño del RHU forma parte de los resultados de la Maestría en Gestión de Proyectos para el Desarrollo Solidario realizada en el año de 2018, por el autor en esta tesis, en el CIIDIR[51] Unidad Oaxaca (Martínez, 2018), los datos de diseño del RHU se muestran en la Tabla V.11 y V.12 y el dimensionamiento del RHU se presenta en la Tabla V.13.

Tabla V.11. Resumen de los gastos de caudales de AR.

GASTO	**ECUACIÓN**	**RESULTADO (L/s)**
Gasto mínimo	QMIN = 0.5QMED	0.007523
Gasto medio	QMED= AP/86400	0.015046
Gasto máximo instantáneo	$M = 1 + (14)*4+\sqrt{P}$	0.057176
Gasto máximo extraordinario	QMext = CSQMinst	0.057176

*El valor del coeficiente M se aplica considerando que, en tramos con una población acumulada menor a los 1 000 habitantes, el coeficiente M es constante e igual a 3.8.
** CS: Coeficiente de seguridad. En caso de que el alcantarillado sanitario sea separado del alcantarillado pluvial, el coeficiente de seguridad es igual a uno.

Tabla V.12. Concentración teórica de contaminantes de las AR en una vivienda rural en el Estado de Oaxaca.

PARÁMETRO	**APORTACIÓN (g/día)**	**APORTACIÓN mg/l**
DBO	540	415.38
DQO	1100	846.15
N-Total	80	61.54
Fosfatos Totales	46	35.38
Sólidos		
Totales	2430	1869.23
Totales Suspendidos	520	400
Totales Disueltos	1910	1469.23
Totales Vol.	360	276.92
Volátiles Suspendidos	590	453.85
Volátiles Disueltos	1480	1138.46
Totales Fijos	160	123.08
Fijos Suspendidos	1320	1015.38

Fuente: Martínez, 2018.

[51] CIIDIR. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional.

Tabla V.13. Resultados de diseño del RHU.

REACTOR HÍBRIDO UNIFAMILIAR (UASB + FAFA)		
Carga de DQO aplicada: Lo	1.10	Kg de DQO/d
Tiempo de retención hidráulica: t	6	horas
Volumen total del reactor: V	0.32	m^3
Número de módulos del reactor: N	1	
Volumen del módulo: Vu	0.32	m^3
Altura del reactor: H	3	m
Diámetro RAFA	0.22	m
Altura de RAFA	1.5	m
Carga Hidráulica volumétrica: CHV	4	m^3/m^3*d
Carga Orgánica volumétrica: COV	3.38	Kg de DQO/ m^3*d
Velocidad de flujo ascendente para Qip	0.5	m/hora
Velocidad de flujo ascendente para Qmax-h	0.53	m/hora
Producción estimada de metano	0.18	m^3/d
Producción estimada de biogás	0.25	m^3/d
Diámetro	0.22	m
Altura	3.0	m
Altura del medio de empaque	1.5	m
Área del filtro anaerobio	0.22	m^2
volumen del medio filtrante	0.325	m^3
Diámetro del Filtro	0.51	m
Carga orgánica en el filtro	0.47	Kg DBO/m^3.d
Carga orgánica en el medio filtrante	0.47	Kg DBO/m3.d
Lodos generados	0.20	Kg de SST/d
Producción de lodo: PI	0.0049	m^3/d
Volumen del lodo: Vl	0.0048	m^3/d
Producción estimada de metano	0.18	m^3/d
Producción estimada de biogás	0.25	m^3/d
DQO efluente	308	DQO/L
DBO efluente	76.61	DBO/L

Fuente: Martinez, 2018.

5.2.2. Etapa 2. Selección de vivienda para instalación del RHU_1

Para la selección de la vivienda en la cual se llevó a cabo la construcción del RHU_1 (primer prototipo) se efectuó una visita a diferentes domicilios en los que las personas permitieran su instalación y su evaluación, las viviendas propuestas fueron seleccionadas conforme a pláticas informales establecidas con pobladores que permitieran acceder a su domicilio, coincidiendo con lo establecido por Torres *et al.* (2015) y Arévalo (2011), se visitaron cinco viviendas propuestas para la implementación del RHU_1. En relación a la información obtenida, se identificó que la vivienda 3 presentó las condiciones y características adecuadas para implementarse el RHU_1 por el número de habitantes y por la disposición del propietario para realizar las adecuaciones pertinentes para llevar a cabo la construcción del RHU_1 y ser evaluado durante el tiempo necesario, cabe mencionar que, el sanitario se encuentra en un

segundo piso y las actividades de lavado de trastes y de ropa se efectúan en este piso, permitiendo que las AR tanto negras como grises sean destinadas al prototipo.

5.2.3. Etapa 3. Selección de materiales para construcción de prueba piloto del RHU_1 (prototipo)

Para coincidir con lo establecido como tecnología alternativa se seleccionaron materiales de la región y que fueran de fácil acceso para los pobladores, por lo que, se propusieron tambos de 200 l de capacidad como contenedor, la tubería para la conducción del agua fue de PVC sanitario, mismo material empleado en los codos para conexión interna del prototipo, debido a su resistencia al AR y por su fácil acceso de compra. El filtro fue integrado por anillos de carrizo de 5.0 cm largo y 2.0 cm de diámetro. Se utilizó una malla de gallinero de 19 mm y el pegamento de PVC hidráulico tipo contac 222 de 1/8 de l para juntar los tambos y evitar fugas, de igual forma estos últimos materiales son económicos de fácil acceso en ferreterías comerciales.

5.2.4. Etapa 4. Construcción de primera prueba piloto del RHU_1

Una vez seleccionados los materiales se inició con las actividades propias de la construcción del prototipo en la vivienda seleccionada, dichas actividades se efectuaron en cinco fases: 1. Adquisición de Materiales: Esta etapa inicial implicó la identificación y compra de los materiales necesarios para el RHU_1, teniendo en cuenta la resistencia a la corrosión y la compatibilidad con las aguas residuales; 2. Mediciones y corte de tubos: Los tubos de PVC se midieron con precisión antes de cortarlos para asegurar un ajuste adecuado y un flujo eficiente en el sistema; 3. Perforaciones en los tambos: Los tambos de 200 litros se perforaron para conectar los tubos de PVC y para permitir el ingreso de la tubería, se ubicaron estratégicamente para asegurar un flujo adecuado; 4. Mediciones y corte de carrizos: Los carrizos se midieron y cortaron a una longitud específica de 5.0 cm para su uso en el tratamiento de aguas residuales. 5. Colocación de partes del RHU_1: Finalmente, se instaló el RHU_1 en la vivienda seleccionada, asegurando la disposición adecuada de los componentes para un flujo de agua suave y un tratamiento efectivo. El proceso constructivo se puede observar en las Figuras V.23 a V.28, cabe señalar que las la construcción de este primer prototipo se llevó a cabo en el periodo comprendido de mayo- abril de 2020.

Figura V.23. Transporte de material para la colocación del RHU_1.

Fuente: Fotografía tomada el 17 de abril de 2020.

Figura V.24. Colocación de material para el RHU_1.

Fuente: Fotografía tomada el 19 de abril de 2020.

Figura V.25. Orificios en tambos de 200 l.

Fuente: Fotografía tomada el 19 de abril de 2020.

Figura V.26. Material de empaque para el RHU_1.

Fuente: Fotografía tomada el 19 de abril de 2020.

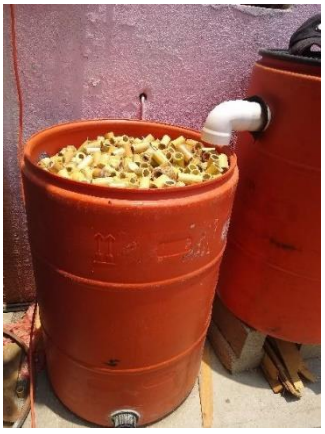


Figura V.27. Conección de contenedores y carrizos en uno de ellos.

Fuente: Fotografía tomada el 19 de abril de 2020.

Figura V.28. Fase terminal del RHU_1.

Fuente: Fotografía tomada el 19 de abril de 2020.

La conexión del afluente de las AR al RHU_1 se había programado el día 06 de junio del año de 2020, sin embargo, debido a la pandemia ocasionada por el SARS-CoV-2 (COVID 19) se pospuso hasta poder ingresar nuevamente a la vivienda seleccionada dado el riesgo de contagio, únicamente se presentó el RHU_1 tal como se muestra en la Figura V.29.

Figura V.29. RHU_1 construido en vivienda de del municipio de Oaxaca de Juárez, en el Estado de Oaxaca.
Fuente: Fotografía tomada el 06 junio de 2020.

5.2.4.1. Reubicación del Reactor Hibrido Unifamiliar (RHU_1)

El RHU_1 se reubicó de la vivienda inicialmente seleccionada (Calle palmas No. 109, Agencia municipal de San Juan Chapultepec, Oaxaca de Juarez, Oaxaca) debido a dos factores: En primer lugar, por los elevados costos requeridos para su conexión a la tubería del efluente de las AR, dado que, resultaba necesario realizar una apertura en el muro de concreto y se requería remover parte del falso plafón; y segundo, por riesgo de posible contagio de COVID-19, debido a que el propietario se contagió con SARS-CoV-2. Cabe señalar que, de acuerdo al diagnóstico de las viviendas probables para el establecimiento del RHU_1, la vivienda 5 mostró condiciones y características adecuadas para su implementación, en donde cohabitaban siete personas, por lo que se procedió a realizar el traslado del RHU_1 y su adecuación para el arranque del mismo durante los meses de Julio-Septiembre del año 2020 (Figuras V.30-V.33).

Figura V.30. Colocación de tres tambos de plástico de 200 l de capacidad.

Fuente: Fotografía tomada el 08 de julio de 2020.

Figura V.31. Conexión de las tuberías del efluente de AR.

Fuente: Fotografía tomada el 15 de julio de 2020.

Figura V.32. Colocación de plástico para protección contra lluvias.

Fuente: Fotografía tomada el 25 de septiembre de 2020.

Figura V.33. Prototipo del RHU.

Fuente: Fotografía tomada el 26 de julio de 2020.

Durante la reubicación del RHU_1, se efectuaron las siguientes adecuaciones para iniciar con su operación: 1. Conexión del afluente del AR mediante la colocación de un tubo de PVC de 4” de diámetro y una longitud de 4.60 m, con una pendiente de 1% (Figuras V.34 y V.35); 2. Conexión de efluente del AR mediante un reductor de PVC de 3” a 2” de diámetro, debido a los costos de la tubería de 3” de diámetro de PVC (Figuras V.36 y V.37).

Figura V.34. Tubo de efluente de AR en vivienda 3.

Fuente: Fotografía tomada el 26 de septiembre de 2020.

Figura V.35. Colocación de tubo del efluente.

Fuente: Fotografía tomada el 27 de septiembre de 2020.

Figura V.36. Sustitución de tubo de 3" a 2".

Fuente: Fotografía tomada el 28 de septiembre de 2020.

Figura V.37. Apertura de concreto para posterior colocación de la tubería.

Fuente: Fotografía tomada el 30 de septiembre de 2020.

5.2.4.2. Arranque del reactor

Para el arranque del RHU_1 se emplearon 24 litros (4% del volumen total del reactor) de estiércol de animal rumiante (ganado vacuno) como inóculo (Figura V.38), los cuales se diluyeron en 100 litros de agua (Figura V.39) y se filtraron con una criba antes de ser introducidos al reactor, tal como lo establece Pacheco y Magaña (2003). Asímismo, las experiencias en el arranque de los reactores anaerobios sugieren que es requerido el uso de material biológico externo como inóculo para permitir que alcancen una autosuficiencia en su proceso, una buena velocidad de sedimentación y una elevada concentración de sedimento biológico (CONAGUA, 2015a; Méndez *et al.*, 2013; Cárdenas y Ramos, 2009; Terry *et al.*, 2008; Florencio *et al.*, 2001 citado en Méndez *et al.*, 2012 y López *et al*, 2000 citado en

Pacheco y Magaña, 2003), por lo que el Tiempo de Retencion Hidraulica (TRH) de dieseño fue de 8 horas.

Figura V.38. Estiércol de ganado vacuno como inóculo del RHU_1.

Fuente: Fotografía tomada el 30 de septiembre de 2020.

Figura V.39. Dilución del inóculo.

Fuente: Fotografía tomada el 30 de septiembre de 2020.

En este sentido, el tiempo de arranque del RHU_1 se realizó considerando los criterios señalados anteriormente (Tabla V.19), se procedió a analizar el criterio mínimo y máximo establecido por los autores, coincidiendo en que este tiempo debe ser de 2 a 3 meses.

5.2.4.3. Seguimiento del arranque del RHU_1

El proceso de arranque del RHU_1 inició el día 10 de septiembre de 2020 a las 15:35 horas, estableciéndose un programa de seguimiento diario conforme a la metodología establecida por Bohórquez (2012), con la finalidad identificar problemáticas e incidencias que se presentaron en el prototipo del reactor, reportando los hallazgos en las hojas de seguimiento (anexo A). El día 01 del arranque del RHU_1, se inició con el llenado del recipiente de entrada con capacidad de 75.0 l y el tambo 1 de 200.0 l, al momento del llenado de los mismos, se presentó un taponamiento debido a restos de comida depositados en el W.C. y se requirió de corregir este incidente mediante de la remoción de la trampa de grasas que se instaló inicialmente, cabe señalar que esta trampa de grasas y aceites (GA) no se encontraba en el diseño original del RHU_1, sin embargo se optó por su colocación con la finalidad de mejorar

su eficiencia en la remoción de este contaminante, por lo que se retiró tal como se observa en las Figuras V.40-V.43.

Figura V.40. Identificación de colmatación de agua en el RHU_1.

Fuente: Fotografía tomada el 10 de septiembre de 2020.

Figura V.41. Apertura del RHU_1 para identificación de la problemática.

Fuente: Fotografía tomada el 10 de septiembre de 2020.

Figura V.42. Apertura del tambo 1 para desfogue del AR sin tratamiento alguno.

Fuente: Fotografía tomada el 10 de septiembre de 2020.

Figura V.43. Desfogue del AR sin tratamiento alguno.

Fuente: Fotografía tomada el 10 de septiembre de 2020.

El día 13 de septiembre del año 2020, se identificó una acumulación de AR fuera de la tapa del tambo 2 del RHU_1 (Figura V.44), la problemática se relacionó con la carga hidráulica en el reactor, concluyendo que la trampa de GA instalada en el tambo 2 ocasionó la colmatación en el sistema, por lo que se inició el desfogue del AR a través de la válvula de purga de lodos de 2” de PVC, ubicada en la parte inferior del tambo 2 (Figura V.45) y se

retiró el tubo de 3” x 45 cm de PVC sanitario, posteriormente se procedió a la reinstalación del mismo.

Figura V.44. Identificación de colmatación de agua en el tambo 2.

Fuente: Fotografía tomada el 13 de septiembre de 2020.

Figura V.45. Desfogue del AR a través de la válvula de purga de lodos.

Fuente: Fotografía tomada el 13 de septiembre de 2020.

El día 26 de septiembre del año 2020, se percibió la presencia de olores y una fuga en la válvula de purga de lodos ubicada en la parte inferior del tambo 2, (Figura V.46), como solución a esta incidencia se colocó cinta de teflón con la finalidad de sellar la fuga (Figura V.47).

Figura V.46. Identificación de la fuga de agua.

Fuente: Fotografía tomada el 26 de septiembre de 2020.

Figura V.47. Colocación de cinta teflón.

Fuente: Fotografía tomada el 26 de septiembre de 2020.

Durante el 27 al 29 de septiembre del año 2020, no se identificó un aumento en la intensidad de olor, sin embargo, el 30 de septiembre del mismo año, el olor incrementó desde

el registro para conexión al drenaje, para solucionar esta problemática se colocó una mezcla de cemento, arena y agua con relación 1:1:1 con la finalidad de resanar el registro dañado (Figura V.48).

Figura V.48. Mezcla de cemento, arena y agua colocada en la tapa del registro dañado.
Fuente: Fotografía tomada el 30 de septiembre de 2020.

El día 01 de octubre de 2020, se identificó un aumento de olores emitidos a través del orificio de salida de gases (Figura V.49), por lo que se optó en colocar un tubo de 2" de PVC sanitario para conducir estos, muy por arriba del sitio de instalación, (Figuras V.50), el volumen de estos gases se estima en 0.18 m^3/día para el CH_4 y 0.25 m^3/día para el biogás, conforme a lo establecido por Martínez (2018).

Figura V.49. Orificio de salida de gases del RHU.
Fuente: Fotografía tomada el 01 de octubre de 2020.

Figura V.50. Colocación del tubo de expulsión de gases.
Fuente: Fotografía tomada el 01 de octubre de 2020.

Durante el periodo del 10 de noviembre al 06 de diciembre del año 2020, el RHU_1 no mostró ningún incidente, sin embargo, el día 07 de diciembre del mismo año, el reactor

presentó una colmatación en el FAFA (Figura V.51), debido al taponamiento de la malla mosquitera, colocada para evitar el arrastre del empaque (anillos de carrizo) a la tubería de PVC Sanitario de 3" del afluente.

Figura V.51. Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente en el RHU_1.
Fuente: Fotografía tomada el 07 de diciembre de 2020.

Como solución a este incidente se realizó un corte diagonal de 0.20 m de tubería de PVC sanitario de 3" de diámetro, con la finalidad de evitar un taponamiento con las grasas y aceites provenientes de las AR (Figura V.52), así mismo, se colocaron 0.09 m^2 de malla mosquitera de plástico alrededor del tubo de PVC sanitario, para evitar el arrastre del empaque del lecho fluidizado (Figuras V.53 y V.54).

Figura V.52. Corte de 0.20 m de tubería de PVC tipo sanitario de 3" de diámetro.
Fuente: Fotografía tomada el 08 de diciembre de 2020.

Figura V.53. Colocación de malla de plástico a la tubería de PVC de 3" de diámetro.
Fuente: Fotografía tomada el 09 de diciembre de 2020.

Figura V.54. Colocación del complemento de 0.20 m de tubería de PVC tipo sanitario de 3" de diámetro en tubo de afluente del FAFA.

Fuente: Fotografía tomada el 12 de diciembre de 2020.

Durante estos incidentes del RHU_1, se identificó que, uno de los contaminantes que pueden afectar el funcionamiento de los sistemas anaerobios son las grasas y aceites (GA) tal como lo establecen Britton, (2017); Román *et al.* (2015); Vargas y Sánchez (2013), Carrión, 2010, citado en Rodríguez y Erazo (2011); Carrera y Paz (2009); Chaux *et al.* (2009); Nowacky, (2009) quienes definen que estos contaminantes pueden ser perjudiciales en la operación de sistemas de tratamiento de las AR, debido que al enfriarse cambian su viscosidad y suelen afectar a los materiales internos de los sistemas de saneamiento. Por su parte, Olivo *et al. (*2010) define que este tipo de contaminantes lipídicos no sólo provocan problemas en el tratamiento de éstas, también dan lugar a la contaminación del suelo y los cuerpos de agua donde éstas son descargadas, por su lado Rodríguez y Erazo, (2011) establecen que, estos compuestos presentes en las AR traen consigo diferentes aspectos negativos, entre ellos, la obstrucción de las tuberías por la formación de una película en las paredes internas, lo cual contribuye a la reducción del diámetro eficaz de la tubería de los sistemas de tratamiento, además se debe tener en cuenta que si las GA son ingresadas a los sistemas para el SAR pueden generar una alteración en las operaciones normales (Díaz *et al.*, 2012), por lo que, pequeñas cantidades de estas biomoléculas en las AR generan problemas de inestabilidad en los sistemas de tratamiento puesto que ocasionan obstrucciones, en las capas superficiales y dificultan la aireación, por esta razón es necesario eliminarlos en tratamientos primarios como la flotación (Caldera *et al.,* 2010 y Dendooven y Escamilla, 2005). Cabe señalar que, las trampas de GA permiten disminuir la carga de contaminantes

que ocasionan obstrucciones en las tuberías de los sistemas de saneamiento, (Rodríguez y Erazo, 2011), asimismo, permiten la disminución de la concentración de detergentes provenientes de las viviendas que se conectan a los sistemas de alcantarillado (Vargas y Sánchez, 2013). Sin embargo, estos dispositivos han presentado problemas debido a la falta de comprobación del Tiempo de Retención Hidraúlica (TRH) para mantener las dimensiones reales del dispositivo, el cual generalmente es mayor que el del diseño (Reyes y Altarriba, 2011). Actualmente se ha hecho hincapié en la separación primaria entre aguas grises y negras, con la finalidad de disminuir la concentración elevada de DQO antes de llevar la descarga a los sistemas de saneamiento, dado que, las aguas grises[52], contienen entre 120 y 360 mg de DQO/L, 3 mg/l de nitrógeno total y entre 17 y 70 mg/l de Sólidos Suspendidos Totales (SST) (Eriksson *et al.,* 2002 citado en Muñoz y Reyes, 2013) y su tratamiento resulta más económico a través de la separación primaria de las AR, antes de ser ingresadas a un sistema de saneamiento debido a su aumento en caudal del agua y los contaminantes a depurar. Otra problemática que se identificó en el RHU_1, fue la presencia de olores emitidos por el H_2S, CH_4 y los mercaptanos, señalada como una de las principales desventajas de este tipo de sistemas dado que origina olores y gases corrosivos (Crombet *et al.,* 2016; Leal *et al.,* 2015; Pacheco y Magaña, 2013; Bernal *et al.,* 2012; Lozada, 2012; Terreros *et al.,* 2009; Boizán, 2008). Cabe señalar que, esta emisión de gases en los sistemas anaerobios se debe a la descomposición de la materia orgánica en condiciones anaerobias, sin embargo, tanto en los RAFA y FAFA la producción de olores puede ser controlada a través de tuberías que lo conduzcan hasta un sitio en el que no sea perceptible por los usuarios (Lozada, 2012). Para el diseño inicial del RHU_1 se propuso el uso de un empaque fijo y no fluidizado, sin embargo, debido a las eficiencias de los empaques orgánicos como medio de filtración y por su alta disponibilidad de este empaque orgánico (*Phragmites australis*) en los municipios de Oaxaca, se inclinó por un Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado (RALF) utilizando de este modo los anillos de carrizo de 3.0-5.0 cm de diámetro como material de empaque. Si bien la eficiencia de remoción de DBO_5 en el RALF (98%) es superior a la del Reactor Anaerobio de Lecho Fijo (74.5%), una problemática altamente identificada es el mantenimiento del medio filtrante, así como el arrastre del empaque a las tuberías posteriores de tratamiento terciario. En seguimiento con el RHU_1, el 09 de febrero de 2021, se presentó una colmatación

[52] Aguas grises. Aquellas que incluyen agua de lavandería, lavatrastos y regadera.

en el sistema, por la formación de una capa superficial de material sólido (Figura V.55), la cual fue generada por el estiércol de ganado bovino utilizado como inóculo para estabilizar el reactor en su arranque.

Figura V.55. Colmatación del RHU_1.
Fuente: Fotografía tomada el 09 de febrero de 2021.

Para solucionar esta problemática se procedió al retiro del tambo 1 con una capacidad de 75 l (Figura V.56), posteriormente se realizó la apertura del tambo 2 con una capacidad de 200 l (Figura V.57), mismo en el que, se identificó la saturación ocasionada por aglomeración superficial de material sólido, ocasionando el derrame de las AR, por lo que se retiró el material sólido de manera manual.

Figura V.56. Retiro del tambo 1 de 75 l de capacidad del RHU_1.
Fuente: Fotografía tomada el 09-02-2021.

Figura V.57. Apertura del tambo 2 de 200 l de capacidad del RHU_1.
Fuente: Fotografía tomada el 09-02-2021.

Es importante destacar que los sistemas anaerobios deben de ser inoculados con material externo para permitir el crecimiento microbiano hasta alcanzar su estabilización,

(Castro *et al.,* 2019; Salazar *et al.,* 2019; Grillet *et al.,* 2016; Galindo *et al.,* 2016; Houbron *et al.,* 2016; CONAGUA, 2015a; Méndez *et al.,* 2013; Méndez *et al.,* 2012; Agudelo, 1996 citado en Torres *et al.,* 2011; Lorenzo y Obaya, 2006 y Pacheco y Magaña, 2003), por lo que la calidad y cantidad del material de inoculación en los reactores biológicos se han convertido en dos de los principales factores limitantes en su arranque y funcionamiento (Torres *et al.,* 2007).

Los inóculos más usados para el arranque de sistemas anaerobios en el Saneamiento de las Aguas Residuales (SAR) son; el estiércol de vaca y de cerdo, debido a la potencialidad que se ha demostrado para lograr un correcto funcionamiento en sistemas biológicos que funcionan en ausencia de oxígeno (Rojas, 1999); aunque se ha evidenciado que también existen otros factores (pH, alcalinidad bicarbonática, ácidos grasos volátiles y capacidad buffer) que pueden ocasionar un mal funcionamiento de estos sistemas. Estos factores, junto con las características del AR (composición, concentración, nivel de degradación) y aspectos de diseño y de operación pueden afectar significativamente el arranque y la estabilidad de los reactores empleados para el saneamiento del agua (Caicedo, 2006). Inmersos en los componentes básicos del estiércol bovino se encuentran principalmente el nitrógeno, fósforo y potasio, de acuerdo con Olivares *et al.* (2012) el concentrado en g/Kg de estiércol de vaca de N, P y K es de 3.0, 0.6 y 2.0 respectivamente, por su parte, Castrillón *et al.* (2002) establecen que, el estiércol de ganado es un material que contiene abundante cantidad de materia orgánica (con valores de DQO de alrededor de 45.000 mg de O_2 o superior), rico en nitrógeno (fundamentalmente N amoniacal), potasio, calcio y fósforo.

El estiércol de ganado bovino también contiene cantidades variables de otros materiales, como los metales pesados, entre los cuales los principales son generalmente Fe, Mn, Zn y Cu, por lo que son adecuados como fertilizantes (Olaleye, 2020; Leip *et al.,* 2019; Meng *et al.,* 2019; Sileshi *et al.,* 2019; Macedo, 2017; Santoyo *et al.,* 2017; Duan *et al.,* 2016; Calderón, 2015; López *et al.,* 2015; Wolka, K. & Melaku, 2015; Capulin *et al.,* 2011; Olivares *et al.,* 2012; Trejo *et al.,* 2013; Quiroga *et al.,* 2011; Sevilla, 2011; Figueroa *et al.,* 2010; Salazar *et al.,* 2010; Oenema *et al.,* 2009; Pino *et al.,* 2008; Romero, 2007; Grande *et al.,* 2001 y Piccinini & Bortone, 1991). Asi mismo el estiercol de los animales rumiantes se

ha empleado para la elaboración de biogás (Farghali *et al.*, 2020; Guasumba, 2019; Kumari *et al.*, 2018; Matos *et al.*, 2017; Sarabia *et al.*, 2017; Venegas *et al.*, 2017; Molano *et al.*, 2016; Montenegro *et al.*, 2016; Peralta *et al.*, 2016; Steinmetz *et al.*, 2016; Coss *et al.*, 2015; Martínez, 2015; Salam *et al.*, 2015; Alfa *et al.*, 2014; Cendales y Jiménez, 2014; Mago *et al.*, 2014; Lucero *et al.*, 2012; Tewelde, *et al.*, 2012; Fang *et al.*, 2011; González *et al.*, 2007 y Magaña *et al.*, 2006). Sin embargo, el uso de estiércol de ganado bovino como inóculo en el RHU, ha generado después de 150 días de arranque del RHU_1, la conformación de un material sólido, el cual puede ocasionar el taponamiento en el sistema. Si bien, este desecho bovino ha sido ampliamente recomendado para inocular de los reactores anaerobios en su arranque, se ha identificado que puede solidificar en presencia de fibra (Mbereyaho *et al.*, 2020; Gupta *et al.*, 2016; Millogo 2016; Hernández *et al.*, 2014; Yalley, & Manu, 2013; Vilane, 2010 y Shukla *et al.*, 2009), tal como lo establece Mbereyaho *et al. (*2020), Gupta *et al.* (2016) y Millogo, (2016) quienes definen que el estiércol de ganado vacuno en presencia de fibra aumenta su compresión en un 37% (lo que puede ocasionar la formación sólidos (Figura V.58).

Figura V.58. Formación de sólidos de 10 cm de espesor en el interior del RHU_1.

Fuente: Fotografía tomada el 09-02-2021.

Dentro de los usos actuales del estiércol bovino, se encuentra su utilización como material potencial en la mejora de fabricación de adobes (Hernández *et al.*, 2014), y como estabilizador de bloques de adobe (Gupta *et al.*, 2016; Yalley, & Manu, 2013 y Vilane, 2010), por su parte, Millogo, (2016) y Shukla *et al.*, (2009), establecen que el efecto principal de las

adiciones de estiércol de vaca es una mejora significativa en la resistencia al agua del adobe, por lo que los adobes estabilizados con estiércol de vaca son adecuados como materiales de construcción en climas húmedos. Por su parte, Mbereyaho *et al.* (2020) realizó un estudio con doce muestras de mortero de suelo con 10%, 20%, 30% y 40% de estiércol de vaca, se prepararon y se sometieron a un período de secado de 28 días antes de que se analizaran en busca de agua asi como otras características tales como: absorción, contracción, resistencia a la intemperie, gravedad específica y pruebas de límite de Atterberg[53]. Las pruebas mostraron buenos resultados para las propiedades comprobadas con un 20% de estiércol de vaca para la conformación de adobe, por lo que podría considerarse como un material alternativo de bajo costo al mortero de cemento para algunos miembros estructurales en condiciones climáticas normales. Los estudios en el uso del estiércol de vaca para su uso en la fabricación de adobes[54] es reciente y aun se continúan las investigaciones. A partir del incidente identificado en el RHU_1 se recomienda el uso de lodo estabilizado debido a que se encuentra parcialmente disuelto. Durante los 187 días de seguimiento operacional del RHU_1, se efectuaron siete adecuaciones del mismo tal como se describe en la Tabla V.14.

Tabla V.14. Resumen de actividades de seguimiento al RHU1.

NÚMERO DE SEGUIMIENTO	**FECHA DE SEGUIMIENTO**	**PROBLEMÁTICAS IDENTIFICADAS EN EL RHU_1**	**SOLUCIÓN PROPUESTA EN EL RHU_1**
1	11/09/2020	1. Colmatación del tambo 1 por restos de comida en el interior del RHU_1. 2. Fuga de agua por la parte superior de la tapa superior del tambo 1. 3. Exceso de olores en el sitio de implementación del RHU_1.	1. Retiro de la tapa superior del tambo 1 para verificar taponamientos. 2. Evacuación de AR del tambo 1. 2. Eliminación del material de obstrucción. 3. Colocación de la tapa del tambo 1 y verificación de funcionamiento hidráulico normal del RHU_1.
3	13/09/2020	1. Colmatación de AR en la tapa del tambo 2. 2. Exceso de malos olores en el sitio de implementación.	1. Retiro de la tapa superior del tambo 2. 2. Apertura de la válvula de lodos de 2" de diámetro de tubo de PVC sanitario.

[53] Límites de Atterberg. Son ensayos de laboratorio normalizados que permiten obtener los límites del rango de humedad dentro del cual el suelo se mantiene en estado plástico. Con ellos, es posible clasificar el suelo en la Clasificación Unificada de Suelos (Unified Soil Classification System, USCS).

[54] Adobe. Es un ladrillo sin cocer, una pieza para construcción hecha de una masa de barro (arcilla y arena), mezclado a veces con paja, moldeada en forma de ladrillo y secada al sol; con ellos se construyen diversos tipos de elementos constructivos, como paredes, muros y arcos.

			3. Espera a disminución de volumen de AR para la identificación del motivo de colmatación. 4. Retiro del tubo de 3" de diámetro de material de PVC sanitario que conecta el tambo 1 al tambo 2. 5. Eliminación de la trampa de grasas propuesta para el RHU_1. 6. Colocación del tubo con pegamento y colocación de las juntas. 7. Verificación de solución a través de descarga de WC y regadera.
16	26/09/2020	1. Exceso de olor en el sitio de implementación del RHU_1. 2. Fuga de AR en la válvula de purga de lodos del tambo 2.	1. Colocación de cinta teflón en el adaptador macho de la válvula de globo para mantener aislada la fuga de AR.
20	30/09/2020	Olor a huevo podrido producto del CH_4, H_2S y mercaptanos desde el registro que se apertura el día de la instalación de la tubería de 2" de PVC sanitario del afluente de AR.	1. Preparación de mezcla de (arena + cemento + agua) 2. Colocación de la mezcla en frio en el registro para sellar orificios y evitar salida de malos olores.
21	01/10/2020	1. Emisión de olor por parte del tambo 1 del RHU_1.	1. Medición desde el RHU1 a la losa del segundo piso de la vivienda 3. 2. Corte de la tubería de 2" de material de PVC sanitario. 3. Apertura de orificio de 2" en la tapa del tambo 1. 4. Colocación de la tubería de 2" de PVC sanitario. 5. Colocación de pegamento.
88	07/12/2020	1. Colmatación en FAFA por taponamiento de malla mosquitera debido a acumulación de grasas y aceites.	1. Corte de 0.20 m de tubería de PVC tipo sanitario de 3" de diámetro. 2. Colocación de 0.09 m^2 malla de plástico a la tubería de PVC tipo sanitario de 3" de diámetro cortada. 4. Colocación de 0.30 m de tubería de PVC tipo sanitario de 3" de diámetro en tubería de afluente del FAFA.
150	09/02/2021	Saturación ocasionada por aglomeración de material sólido superficial, formado por el material biológico externo (estiércol de vaca) para arranque del RHU_1.	1. Retiro del tambo 1 con una capacidad de 75 l. 2. Apertura del tambo 2 con una capacidad de 200 l. 3. Remoción de manera manual del material solido superficial.

Fuente: Elaboración propia.

La estabilización hidráulica de un RAFA, se debe llevar a cabo antes de iniciar con las pruebas de laboratorio, debido a que la eficiencia de este sistema puede ser afectada por los cambios de carga orgánica[55] y carga hidráulica[56] (Pérez *et al.*, 2012). La nitrificación se favorece con cargas hidráulicas bajas, altas temperaturas, periodos de retención de las células largas y una concentración de DBO baja (Kim & Deshusses, 2008; Eding *et al.*, 2006; Thörn *et al.*, 1996 y Wik *et al.*, 1995), por lo que en caso de contar con poca variación de la carga hidráulica constante se modifica la carga orgánica e impide la eficiencia del sistema biológico en el resarcimiento de las aguas contaminadas (Crombet *et al.*, 2016; Jaramillo *et al.*, 2016; Marín *et al.*, 2015; Muñoz y Reyes, 2013; Borges *et al.*, 2012; Cárdenas *et al.*, 2012; Reyes y Reyes, 2009; Isasa, 2000; Ruiz *et al.*, 2016; Macchiavello, 2013; Mendoza y Herrera, 2010 y Alviriño y Arrechea, 2006).

Las estabilizaciones de los procesos anaerobios empleados para el SAR se logran desde que se inicia el arranque hasta que la retención de biomasa es viable dentro del reactor y su posterior acumulación, aspecto que tiene mucho que ver con la formación de gránulos o pellets[57] con tamaños ideales entre 1 y 3 mm de diámetro (Castro *et al.*, 1999 y López *et al.*, 2000 citados Pacheco y Magaña, 2003). La formación de estos gránulos es una característica que distingue a los sistemas de fermentación metanogénica de flujo ascendente, de los otros sistemas anaeróbios (Castro *et al*, 2019), es por lo anterior que una característica física en la que se puede apreciar que el RHU_1 se encuentra en condiciones de estabilización es la formación del gránulos en el RAFA (Figuras V.59 y V.60), esto implica que los procesos microbiológicos y fisicoquímicos, así como las interacciones entre las células microbianas y su entorno ambiental, que incluyen nutrientes, fuerzas hidráulicas generadas por el flujo, producción de gases, temperatura y pH, jugaron un papel fundamental en la formación y estabilización del RHU_1. La formación de granulos resulta esencial para el proceso de Saneamiento de las Aguas Residuales (SAR), la estabilización en el RHU_1 se logró el 16 de abril de 2021, lo que significa que el sistema ha alcanzado un equilibrio biológico y químico en el SAR.

[55] Carga orgánica. Flujo másico de materia orgánica por unidad de volumen del filtro. Se expresa como la velocidad a la que se suministra al sistema la materia orgánica disuelta (kg DQO/ m^3 d o kg DBO_5/m^3 d).
[56] Carga hidráulica. Es equivalente a la velocidad superficial que tiene el AR al pasar por el área plana del corte transversal del contenedor de las AR.
[57] Pellets. Los pellets son un producto totalmente natural, catalogado como biomasa solida, el cual esta formado por cilindros muy pequeños, de unos pocos milímetros de diámetro.

Figura V.59. Formación de gránulos en el AR del RAFA.

Fuente: Fotografía tomada el 18 de abril de 2021.

Figura V.60. Pellets de lodos en el AR.

Fuente: Fotografía tomada el 18 de abril de 2021.

Sin embargo, esta formación de gránulos puede verse afectada por variaciones repentinas de caudal que ingresan al sistema, modificando la estabilidad de los reactores empleados para el SAR, tal es el caso del RHU_1, coincidiendo con lo establecido por Salazar *et al.* (2019) y Terry *et al.* (2005), quienes establecen que si existe una sobrecarga orgánica causada por el aumento o disminución de un caudal a través de variaciones podrán romper la estabilidad de cualquier reactor anaerobio en un momento determinado. Por lo que, una vez estabilizado el RHU_1 se inició la toma de muestras con la finalidad de determinar el grado de eficiencia de este prototipo, en la remoción de contaminantes básicos presentes en las AR.

5.2.5. Muestreo del efluente del RHU_1

El muestreo del efluente de las AR en el RHU_1, se realizó conforme a lo establecido en la NMX-AA-003-1980[58], durante el periodo comprendido del 21 de mayo de 2021 al 08 de junio de 2021, cabe señalar que, se eligió una muestra compuesta, con la finalidad de representar en lo más cercano posible la eficiencia del RHU_1 en el SAR, la toma de muestras se realizó atendiendo las recomendaciones aplicables en materia de AR de diversos autores (Tabla V.15).

Tabla V.15. Cumplimiento de recomendaciones para muestreo de AR.

Muestreo realizado			**Recomendación**	**Autores**
Tomas de muestra para el control	**Afluente**	**Efluente**		
Muestra obtenida directamente del	Muestra del tambo 1 de plástico de 75 l	Muestra del efluente de AR proveniente	Las muestras deben ser representativas de	Ibarra *et al.*, 2018;

[58] Publicado en el DOF el 02 de noviembre de 1999.

lavamanos, se efectuó el registro de datos generales de la muestra en hojas de registro de muestreo de AR en el RHU_1 (Anexo B).	de capacidad en la parte media, agitando antes de la toma de muestra.	del tubo de 2" de diámetro de PVC sanitario, antes del muestreo se efectuó la descarga del sanitario durante tres veces.	las condiciones que existan en el punto y hora de muestreo y tener el volumen suficiente para efectuar en él las determinaciones correspondientes.	Bedoya *et al.*, 2014; Wills *et al.*, 2013; Soto *et al.*, 2004 y NMX-AA-003-1980
Se dejó el paso del efluente durante 2 minutos antes de la toma de muestra.	La muestra fue obtenida en la parte media del recipiente de ingreso de AR, agitando antes de la toma de la misma.	Se dejó el paso del efluente durante 2 minutos antes de la toma de muestra.	Las muestras deben representar el efluente total que se descarga por el conducto que se muestrea.	Calderón, 2001 y NMX-AA-003-1980
Se registraron en una hoja los datos que definieron las condiciones en las cuales se realizó el muestreo (Anexo B).	Se registraron en una hoja los datos que definieron las condiciones en las cuales se realizó el muestreo (Anexo B).	Se registraron en una hoja los datos que definieron las condiciones en las cuales se realizó el muestreo (Anexo B).	El muestreo debe ser registrado en una hoja en la cual se señalen datos que definan las condiciones en las cuales se realizó este procedimiento.	Delgadillo, 2010; Aguirre *et al.*, 2005 y NMX-AA-003-1980
Muestreo efectuado en recipiente de plástico con tapa hermética.	Muestreo efectuado en recipiente de plástico con tapa hermética.	Muestreo efectuado en recipiente de plástico con tapa hermética.	Las tapas o cierres de los recipientes deben fijarse de tal forma que se evite el derrame de la muestra.	Sarabia *et al.*, 2011; Tomasini, 2001 y NMX-AA-003-1980
Se enjuagó el recipiente utilizado para la toma de muestra durante al menos 5 veces antes de efectuar el muestreo.		Se enjuagó el recipiente utilizado para la toma de muestra durante al menos 5 veces antes de efectuar el muestreo.	El recipiente muestreador se debe enjuagar repetidas veces antes de efectuar el muestreo.	Garay *et al.*, 2003 y NMX-AA-003-1980
Se realizó la toma de la muestra directamente en el recipiente uilzado para la toma de la muestra.		Se realizó la toma de la muestra directamente en el recipiente uilzado para la toma de la muestra.	Se debe introducir el recipiente muestreador en la descarga o de ser posible, se toma directamente la muestra en su recipiente.	Calderón, 2001 y NMX-AA-003-1980
Se efectuó la toma de 6 muestras simples durante 12 horas con la finalidad de efectuar una muestra compuesta a analizar.	Se efectuó la toma de 6 muestras simples durante 12 horas con la finalidad de efectuar una muestra compuesta a analizar.	Se efectuó la toma de 6 muestras simples durante 12 horas con la finalidad de efectuar una muestra compuesta a analizar.	La muestra se transfiere del recipiente muestreador al recipiente para la muestra cuidando de que ésta siga siendo representativa.	Ruiz, 2014 y NMX-AA-003-1980
Se constituyeron muestras compuestas con un volumen de 500 ml a partir de las	Se constituyeron muestras compuestas con un volumen de 500 ml a partir de las 6	Se constituyeron muestras compuestas con un volumen de 500 ml a partir de las 6	Las muestras compuestas se obtienen mezclando muestras simples en volúmenes	Estrada, 2018; Lozano, 2013 y

6 muestras simples obtenidas.	muestras simples obtenidas.	muestras simples obtenidas.	proporcionales al gasto o flujo de descarga medido en el sitio y momento del muestreo.	NMX-AA-003-1980
Se realizó un muestreo simple cada 2 horas, durante un total de 12 horas.	Se realizó un muestreo simple cada 2 horas, durante un total de 12 horas.	Se realizó un muestreo simple cada 2 horas, durante un total de 12 horas.	El intervalo entre la toma de cada muestra simple para integrar la muestra compuesta, debe ser el suficiente para determinar la variación de los contaminantes del AR.	Delgadillo, 2010; Ramalho, 2003 y NMX-AA-003-1980
Se realizó un muestreo simple cada 2 horas, durante un total de 12 horas.	Se realizó un muestreo simple cada 2 horas, durante un total de 12 horas.	Se realizó un muestreo simple cada 2 horas, durante un total de 12 horas.	Las muestras compuestas se deben tomar de tal manera que cubran las variaciones de las descargas durante 24 horas como mínimo.	Cruz *et al.*, 2020; Ferreira, 2019 y NMX-AA-003-1980
Las muestras se preservaron en envoltura de aluminio dentro de un refrigerador a una temperatura de 4 °C.	Las muestras se preservaron en envoltura de aluminio dentro de un refrigerador a una temperatura de a 4 °C.	Las muestras se preservaron en envoltura de aluminio dentro de un refrigerador a una temperatura de a 4 °C.	Preservación de las muestras.	
Las muestras se transportaron en una hielera con hielo suficiente para mantener la temperatura.	Las muestras se transportaron en una hielera con hielo suficiente para mantener la temperatura.	Las muestras se transportaron en una hielera con hielo suficiente para mantener la temperatura.	Preservar la muestra durante el transporte por medio de un baño de hielo y conservar las muestras en refrigeración a una temperatura de 277K (4°C).	Bedoya *et al.*, 2014 y NMX-AA-003-1980
No se excedió más de dos días, posterior a la toma de muestra, para efectuar los análisis de laboratorio correspondientes.	No se excedió más de dos días, posterior a la toma de muestra, para efectuar los análisis de laboratorio correspondientes.	No se excedió más de dos días, posterior a la toma de muestra, para efectuar los análisis de laboratorio correspondientes.	Se recomienda que el intervalo de tiempo entre la extracción de la muestra y su análisis sea el menor posible y que no exceda de tres días.	Cirelli, 2012 y NMX-AA-003-1980

Fuente: Elaboración propia partir de autores citados.

5.2.6. Resultados de los análisis de laboratorio

Los análisis de laboratorio se efectuaron en cumplimiento y seguimiento a lo establecido por la normatividad ambiental vigente en materia de AR (NOM-001-SEMARNAT-1996).

5.2.6.1. Remoción de contaminantes en el RHU_1

Una vez efectuado el muestreo, se procedió a realizar las pruebas de parámetros y contaminantes básicos: 1. GA; 2. DQO; 3. DBO_5, 6. T y 5. pH.

5.2.6.1.1. Grasas y aceites (GA)

La normatividad ambiental vigente en materia de AR (NOM-001-SEMARNAT-1996), establece como único indicador la concentración de este contaminante para la descarga de los efluentes de AR en el suelo, la concentración definida por esta norma es de 25 mg/l en promedio diario; éste fue el parámetro de control para la medición de GA en el agua de referencia (como se recibe la toma), posterior al uso (antes de ingresar al sistema RHU_1), después del tratamiento (a la salida del sistema RHU_1). La característica fundamental de estos contaminantes, es su estabilidad como compuestos químicos, producto principalmente de residuos alimentarios. Las GA pueden provocar dificultades en los sistemas de saneamiento, ocasionando taponamientos en el interior, ya que permanecen en la superficie del AR ocasionando la formación de natas y espumas (Olivo *et al.*, 2010), así mismo, si no son controladas pueden generar impactos adversos negativos a cuerpos de agua y el suelo. Para la determinación de este parámetro se aplicó el método establecido por la NMX-AA-005-SCFI-2013. Los resultados obtenidos en la determinación de GA son presentados en la Tabla V.16, en la cual se incluyen la fecha de toma de la muestra, valor de GA en el agua potable (AP) del domicilio, el valor de afluente, efluente y su diferencia, las temperaturas correspondientes al agua de referencia, afluente y efluente, y en la novena columna se presenta el porcentaje de remoción.

Tabla V.16. Eficiencias de remoción de GA por el RHU_1.

Fecha	Agua Potable (AP) (mg/l)	T (°C)	Afluente (A) (mg/l)	T (°C)	Efluente (E) (mg/l)	T (°C)	A-E (mg/l) removidos	% de remoción
17-05-2021	2	24.8	50	25.6	3	26.2	47	94.00
24-05-2021	2	21.9	55	26.9	3	27.4	52	94.55
26-05-2021	2	26.2	54	25.4	8	25.6	46	85.18
28-05-2021	2	22.0	47	25.8	5	26.3	42	89.36
01-06-2021	5	25.2	60	20.1	10	20.4	50	83.33
03-06-2021	2	22.0	56	23.2	7	24.1	49	87.50
13-07-2021	1	25.5	59	23.4	3	23.6	56	94.91
15-07-2021	1	26.0	57	24.0	3	24.2	54	94.74
17-07-2021	1	26.5	53	25.2	2	25.4	51	96.23

03-08-2021	1	26.6	57	24.0	3	24.2	54	94.74
19-08-2021	1	26.5	57	22.3	3	22.4	54	94.70
21-08-2021	1	26.2	56	26.2	2	26.8	54	96.43
24-08-2021	2	25.9	63	26.3	2	26.4	61	96.82
26-08-2021	1	26.0	57	26.3	2	26.5	55	96.49
28-08-2021	1	26.1	56	24.0	3	24.2	53	94.64
30-08-2021	2	25.4	58	26.2	2	26.4	56	96.55
29-09-2021	1	25.9	57	26.0	3	26.2	54	94.74
01-10-2021	1	26.8	55	26.7	2	26.8	53	96.36
04-10-2021	1	25.0	56	25.4	2	26.5	54	96.43
06-10-2021	1	25.6	55	26.8	2	27.0	53	96.36
08-10-2021	1	25.4	56	26.0	3	26.1	53	94.64
01-10-2021	1	26.1	53	26.4	2	26.3	51	96.23
14-10-2021	1	26.4	54	26.5	2	26.6	52	96.30
16-10-2021	1	26.2	57	26.4	2	26.5	55	96.49
19-10-2021	1	26.4	54	26.8	2	26.9	52	96.30
21-10-2021	1	25.8	58	26.0	2	26.2	56	96.55
23-10-2021	1	26.7	52	26.8	2	26.8	50	96.15
25-10-2021	2	25.2	64	25.4	3	26.0	61	95.31
27-10-2021	2	25.1	65	25.4	3	25.6	62	95.38
29-10-2021	1	26.7	52	26.8	2	26.9	50	96.15

5.2.6.1.2. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Este parámetro no lo exige la norma ambiental vigente en materia de AR (NOM-001-SEMARNAT-1996), sin embargo, se encuentra relacionado con la cantidad de materia organica presente en las AR, es por esto, la importancia de su determinación en el agua potable (AP), después del uso (antes de ingresar al sistema RHU_1), después del tratamiento (a la salida del sistema RHU_1). La DQO es un parámetro analítico que proporciona una medida realista de la demanda teórica de oxígeno presente en el agua residual, se utiliza para cuantificar la cantidad de sustancias orgánicas e inorgánicas que pueden ser oxidadas químicamente en una muestra de agua mediante un agente oxidante fuerte, se expresa generalmente en miligramos de oxígeno consumido por litro de agua (mg/L) o partes por millón (ppm) (Burgos *et al.*, 2018; Cerón y Ayerbe, 2013; Izquierdo *et al.*, 2010 y Terry *et al.*, 2005). Cabe señalar que, la NOM-127-SSA1-1994, no establece una concentración máxima permitida de DQO en el agua potable (AP), sin embargo, la OMS (1998) citado en Fuentes *et al.* (2015) lo fija en un valor no mayor a 20 mg/l. Los resultados de la Tabla V.17 en términos de DQO, muestra que, el AP presentó valores de DQO que no cumplen con la NOM-127-SSA1-1994, incluso ni con el valor máximo admitido por la OMS (20 mg/l), cabe señalar que, posteriormente se presentaron valores inferiores a la Norma en materia de agua potable.

Tabla V.17. Eficiencias de remoción de DQO por el RHU_1.

Fecha	Agua Potable (AP) (mg/l)	T (°C)	Afluente (A) (mg/l)	T (°C)	Efluente (E) (mg/l)	T (°C)	A-E (mg/l) removidos	% de remoción
17-05-2021	28	25.0	640	25.6	299	26.2	341	53.28
24-05-2021	20	22.0	628	26.9	270	29.4	358	57.00
26-05-2021	25	28.0	642	25.4	288	27.2	354	55.15
28-05-2021	27	22.3	638	25.8	292	27.6	346	54.23
01-06-2021	30	26.6	657	20.1	330	23.2	327	49.77
03-06-2021	26	22.4	680	23.2	310	25.4	370	54.41
20-07-2021	11	25.6	636	26.0	252	26.5	384	60.38
22-07-2021	10	26.2	632	26.4	249	26.9	383	60.60
24-07-2021	10	26.7	638	26.0	250	26.4	388	60.81
10-08-2021	11	26.9	630	26.5	251	26.8	379	60.16
01-09-2021	10	26.1	636	25.9	248	26.4	388	61.00
03-09-2021	13	25.8	645	26.0	254	26.2	391	60.62
06-09-2021	12	26.0	636	26.5	244	26.6	392	61.63
08-09-2021	10	26.2	634	27.0	234	27.4	400	63.09
10-09-2021	8	26.5	632	26.8	238	26.8	394	62.34
13-09-2021	7	26.6	628	26.8	230	27.2	398	63.38
19-10-2021	9	26.4	630	26.8	232	26.9	398	63.17
21-10-2021	10	25.8	633	26.0	233	26.2	400	63.19
23-10-2021	11	26.7	634	26.8	234	26.8	400	63.09
25-10-2021	7	25.2	626	25.4	231	26.0	395	63.10
03-11-2021	7	25.0	625	23.0	230	23.4	395	63.20
05-11-2021	10	25.6	635	26.4	236	26.2	399	62.83
08-11-2021	8	26.3	614	26.3	237	26.4	377	61.40
10-11-2021	6	27.0	620	27.2	225	27.0	395	63.71
12-11-2021	7	25.4	629	23.4	235	23.2	394	62.64
15-11-2021	9	24.3	633	26.6	236	26.7	397	62.71
17-11-2021	7	25.9	625	26.6	236	26.8	389	62.24
19-11-2021	8	26.0	628	26.3	238	26.2	390	62.11
22-11-2021	7	25.2	625	23.2	229	23.2	396	63.36
24-11-2021	9	24.0	632	24.5	234	24.6	398	62.97

5.2.6.1.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5)

La DBO_5, señalada como uno de los parámetros de gran relevancia para determinar la eficiencia de sistemas biológicos, empleados para el SAR, este parámetro es una estimación de la cantidad de oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua en un periodo de 5 días. El método se basa en medir el oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se han inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos (CONAGUA, 2015a; Buelna *et al.*,2001 citado en Garzón *et al.*,2012; Dubé *et al.*, 2005 citado en Garzón *et al.*, 2012; Cárdenas y Ramos, 2009; Caicedo, 2006 y Conil, 2001). La NOM-001-SEMARNAT-1996 establece un límite máximo

permisible de 150 mg/l, dicho valor fue el parámetro de control para la medición de DBO_5 en el agua de referencia (como se recibe la toma), después del uso (antes de ingresar al sistema RHU_1), después del tratamiento (a la salida del sistema RHU_1). Los resultados obtenidos en la determinación de DBO_5 se presentan en la Tabla V.18, en la cual se incluye la fecha de toma de la muestra, el valor del agua potable, el valor de afluente, efluente y su diferencia, las temperaturas correspondientes al agua de referencia, afluente y efluente, y en la novena columna se presenta el porcentaje de remoción.

Tabla V.18. Resultados de remoción de DBO_5 en el RHU_1.

Fecha	Agua Potable (AP) (mg/l)	T (°C)	Afluente (A) (mg/l)	T (°C)	Efluente (E) (mg/l)	T (°C)	A-E (mg/l) removidos	% de remoción
18-05-2021	15.00	24.8	445	25.6	193	26.2	252	56.63
25-05-2021	16.75	21.9	403	26.9	186	27.4	217	53.85
31-05-2021	17.40	26.2	417	25.4	199	25.6	218	52.28
07-06-2021	18.90	22.0	412	25.8	198	26.3	214	51.94
14-06-2021	15.00	25.2	446	20.1	200	20.4	246	55.16
21-06-2021	17.36	22.0	422	23.2	200	24.1	222	52.61
05-07-2021	17.21	26.0	443	26.2	152	26.4	291	65.69
12-07-2021	14.09	25.8	440	26.0	148	26.6	292	66.36
19-07-2021	14.20	25.3	448	25.5	155	26.0	293	65.40
26-07-2021	14.00	27.4	432	28.0	140	28.4	292	67.59
09-08-2021	14.05	27.6	439	25.8	155	26.2	284	64.69
16-08-2021	8.02	25.6	433	25.7	146	26.0	287	66.28
23-08-2021	8.25	26.0	435	26.3	144	26.5	291	66.90
13-08-2021	6.03	26.2	427	26.4	143	26.5	284	66.51
20-08-2021	5.57	26.2	428	26.3	142	26.6	286	66.82
27-08-2021	4.08	26.5	427	26.7	140	26.8	287	67.21
04-09-2021	5.02	25.2	430	25.3	141	25.4	289	67.21
11-09-2021	13.06	26.4	435	26.5	150	26.6	285	65.52
18-09-2021	14.00	27.3	438	27.4	152	27.6	286	65.30
25-09-2021	6.02	27.2	431	27.4	142	27.4	289	67.05
02-10-2021	6.10	27.4	428	27.5	142	27.4	286	66.82
09-10-2021	14.05	26.2	442	26.0	154	26.4	288	65.16
16-10-2021	13.14	25.4	438	25.6	153	25.3	285	65.07
23-10-2021	6.02	27.0	425	27.2	140	27.0	285	67.06
30-10-2021	6.55	27.6	429	27.8	142	27.3	287	66.90
06-11-2021	13.65	24.5	439	24.2	156	24.0	283	64.46
13-11-2021	6.48	26.0	428	25.8	144	26.0	284	66.35
20-11-2021	13.04	24.6	436	24.3	153	24.4	283	64.91
27-11-2021	6.33	27.4	427	27.0	143	27.2	284	66.51
04-12-2021	13.92	24.9	440	24.6	155	24.8	285	64.77

5.2.6.1.4. Índice de Biodegradabilidad (IB)

A partir de los datos obtenidos de remoción de DBO_5 y DQO en el RHU_1, se determinó el índice de biodegradabilidad (IB), dicho índice ha sido definido como la capacidad intrínseca de una sustancia a ser transformada en una estructura química más simple por vía microbiana. El IB superior a 0.4 nos permite identificar si el afluente de AR puede ser tratado por un proceso biológico de manera eficiente (de Sousa *et al.*, 2020; Bila *et al.*, 2005 y Novelo *et al.*, 2002), en la Tabla V.19 se presentan los índices de biodegradabilidad identificado en las AR tanto en el parámetro de control, afluente y efluente de AR.

Tabla V.19. IB en las AR (DBO5/DQO).

Agua Potable (AP)	Afluente (A)	Efluente (E)
0.54	0.69	0.64
0.84	0.64	0.69
0.70	0.65	0.69
0.70	0.65	0.68
0.50	0.68	0.61
0.67	0.62	0.64
1.56	0.70	0.60
1.41	0.70	0.59
1.42	0.70	0.62
1.27	0.69	0.56
1.40	0.69	0.62
0.62	0.67	0.57
0.69	0.68	0.59
0.60	0.67	0.61
0.70	0.68	0.60
0.58	0.68	0.61
0.56	0.68	0.61
1.31	0.69	0.64
1.27	0.69	0.65
0.86	0.69	0.61
0.87	0.68	0.62
1.40	0.70	0.65
1.64	0.71	0.64
1.00	0.68	0.62
0.94	0.68	0.60
1.52	0.69	0.66
0.93	0.68	0.61
1.63	0.69	0.64
0.90	0.68	0.62
1.55	0.70	0.66

5.2.6.1.5. Temperatura (T)

La T es importante en el desarrollo de los microrganismos y en el proceso de depuración de contaminantes Este parámetro influye directamente en el transporte del sustrato celular dentro de los reactores biológicos (Grady *et al.*, 1999 citado en Jacobo *et al.*, 2019). Las variaciones de T en el afluente de las AR ocasionan una disminución en la transferencia de gases y en la sedimentación de los aglomerados biológicos, cabe señalar que, la T recomendada para el saneamiento correcto de las AR debe de encontrarse en el intervalo de 25-35 °C, con la finalidad de permitir un tratamiento estable a velocidades de reacción óptimas (CONAGUA, 2015a; Lu *et al.*, 2015; Hinken *et al.*, 2014; Qiu *et al.*, 2013; Wang y Han 2012; El-Sheikh *et al.*, 2011; Wang et al., 2011; Senthilkumar *et al.*, 2011; Nacheva *et al.*, 2009; Sponza y Uluköy 2008, Yetilmezsoy y Sakar 2008; Diamantis y Aivasidis 2007; Atuanya y Chakrabarti 2004 y Chou *et al.*, 2004; Díaz y Camacho, 2001). En los reactores biológicos esta variable se relaciona de forma directa con las reacciones biológicas que se llevan a cabo en su interior (Jacobo *et al.*, 2019). En la tabla V.20 se presentan los resultados de la T media del AP, del afluente y del efluente de las aguas contaminadas, conforme a las fechas de muestreo.

Tabla V.20. T promedio en el RHU_1.

Fecha	Agua Potable (AP) °C	Afluente (A) °C	Efluente (E) °C
17-05-2021	24.8	25.6	26.2
24-05-2021	21.9	26.9	27.4
26-05-2021	26.2	25.4	25.6
28-05-2021	22.0	25.8	26.3
01-06-2021	25.2	20.1	20.4
03-06-2021	22.0	23.2	24.1
13-07-2021	25.5	23.4	23.6
15-07-2021	26.0	24.0	24.2
17-07-2021	26.5	25.2	25.4
03-08-2021	26.6	24.0	24.2
19-08-2021	26.5	22.3	22.4
21-08-2021	26.2	26.2	26.8
24-08-2021	25.9	26.3	26.4
26-08-2021	26.0	26.3	26.5
28-08-2021	26.1	24.0	24.2
30-08-2021	25.4	26.2	26.4
29-09-2021	25.9	26.0	26.2
01-10-2021	26.8	26.7	26.8
04-10-2021	25.0	25.4	26.5
06-10-2021	25.6	26.8	27.0
08-10-2021	25.4	26.0	26.1

01-10-2021	26.1	26.4	26.3
14-10-2021	26.4	26.5	26.6
16-10-2021	26.2	26.4	26.5
19-10-2021	26.4	26.8	26.9
21-10-2021	25.8	26.0	26.2
23-10-2021	26.7	26.8	26.8
25-10-2021	25.2	25.4	26.0
27-10-2021	25.1	25.4	25.6
29-10-2021	26.7	26.8	26.9

5.2.6.1.6. Potencial Hidrogeno (pH)

El potencial de hidrogeno, es un parámetro que se utiliza para medir la acidez o alcalinidad de las sustancias, es uno de los principales factores que afectan la eficiencia de los reactores biológicos (Cerón *et al.,* 2005; Amaya *et al.,* 2004; Caixeta *et al.,* 2002; Kalyuzhnyi *et al.,* 1997; Visser & Lettinga, 1993), en los sistemas para el Saneamiento de las Aguas Residuales (SAR), el ácido carbónico y los Acidos Grasos Volátiles (AGV), son los que influyen directamente los valores de pH, por lo que son completamente dependientes del equilibrio entre el gas carbónico (CO_2) y el ion bicarbonato, quien regula la concentración del ion hidrógeno (Pérez y Torres, 2008). El rango de pH debe de encontrarse entre 6.0 y 7.5 y es completamente dependiente del sistema Gas Carbónico/Alcalinidad (Cerón *et al.,* 2005), sin embargo, el control de este parámetro es difícil de efectuar debido a que existe una relación no lineal entre los contaminantes (Amaya *et al.,* 2004). En la tabla V.21 se presentan los valores de pH que se obtuvieron en las muestras realizadas del AP, el Afluente y efluente de las aguas contaminadas, efectuadas conforme a la fecha de muestreo.

Tabla V.21. pH promedio en el RHU_1.

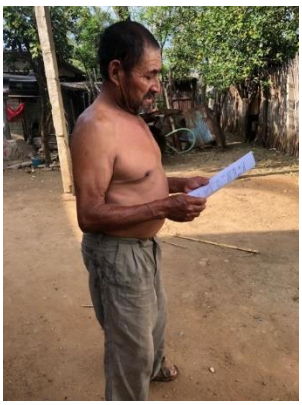
Fecha	Agua Potable (AP)	Afluente (A) (mg/l)	Efluente (E) (mg/l)
17-05-2021	7.2	7.2	7.0
24-05-2021	7.3	7.2	7.1
26-05-2021	7.2	7.1	7.0
28-05-2021	7.2	7.1	7.0
01-06-2021	7.3	7.2	7.0
03-06-2021	7.4	7.2	7.0
20-07-2021	7.2	7.1	7.0
22-07-2021	7.2	7.1	7.0
24-07-2021	7.4	7.3	7.2
10-08-2021	7.2	7.1	7.0
01-09-2021	7.2	7.1	7.0
03-09-2021	7.4	7.3	7.2
06-09-2021	7.2	7.1	7.0

08-09-2021	7.2	7.1	7.0
10-09-2021	7.3	7.2	7.1
13-09-2021	7.2	7.1	7.0
19-10-2021	7.2	7.1	7.0
21-10-2021	7.2	7.1	7.0
23-10-2021	7.2	7.1	7.0
25-10-2021	7.2	7.1	7.0
03-11-2021	7.2	7.1	7.0
05-11-2021	7.2	7.1	7.0
08-11-2021	7.2	7.1	7.0
10-11-2021	7.2	7.1	7.0
12-11-2021	7.2	7.1	7.0
15-11-2021	7.2	7.1	7.0
17-11-2021	7.2	7.1	7.0
19-11-2021	7.2	7.1	7.0
22-11-2021	7.2	7.1	7.0
24-11-2021	7.2	7.1	7.0

5.3. Identificación de la problemática de SAR en estudios de caso

5.3.1. Resultados de encuestas aplicadas en la localidad de San Miguel Tlanichico, Oaxaca

La encuesta para la identificación de la problemática de la falta de SAR, se aplicó en 137 viviendas unifamiliares (Figuras V.61-V.64), de un total de 146 viviendas habitadas al momento de aplicar la encuesta, las encuestas se realizaron conforme al método establecido en el MARCO METODOLÓGICO, cabe señalar que, el total de encuestas aplicadas representó el 93.83% del total de viviendas en la localidad de San Miguel Tlanichico, Oaxaca. El análisis de la información de este instrumento se realizó considerando cuatro ejes temáticos: 1. Percepción de la problemática; 2. Cultura del agua; 3. Saneamiento de las Aguas Residuales (SAR) y 4. Disposición a la capacitación en tecnologías para el saneamiento del agua.



Figuras V.61. a V.64. Aplicación de encuestas en la localidad de San Miguel Tlanichico, Oaxaca.

Fuente: Fotografías tomadas el 04 de marzo de 2022.

En la Figura V.65 se evidencia que el 94.89% de los encuestados, reconoce la presencia de problemas ambientales y un 5.11% no tienen esa percepción en relaciones a problemáticas relacionadas con el medio ambiente.

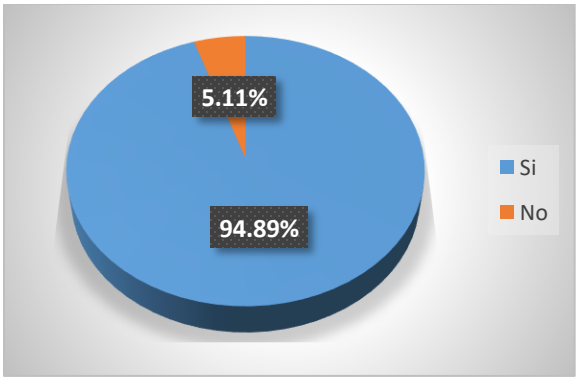


Figura V.62. Percepción de problemática ambiental en la comunidad de San Miguel Tlanichico.

Fuente: Elaboración propia.

La Figura V.66 refleja una clara percepción de las problemáticas ambientales entre los pobladores de San Miguel Tlanichico, Oaxaca, a continuación se proporciona una breve síntesis de las áreas de preocupación, el 54.70% de los pobladores de San Miguel Tlanichico, Oaxaca, perciben claramente la problemática de contaminación del agua, seguido por la contaminación de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) con un 27.00% y posteriormente por los olores que emergen de las aguas contaminadas (5.10%); de acuerdo a los resultados del instrumento la contaminación del aire fue la menos identificada (1.50%).

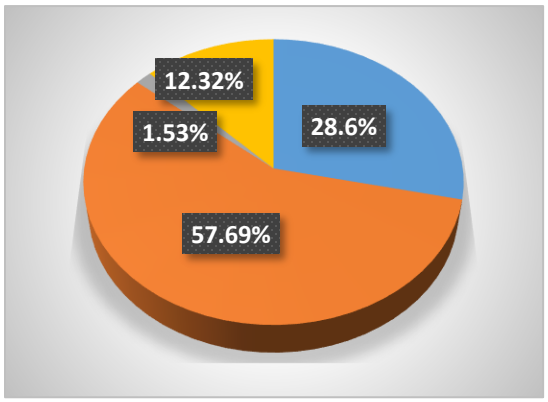


Figura V.63. Percepción de los problemas ambientales en San Miguel Tlanichico.

Fuente: Elaboración propia.

En la Figura V.67 se aprecia que, el 58.39% de los encuestados inidicaron que existe la necesidad de contar con infraestructura para resolver la problemática del SAR, el 31.38% estableció que, es primordial diseñar y ejecutar un plan de manejo de RSU en esta comunidad, y el 6.60% respondió que existe otro tipo de problema ambiental en la localidad (aseo de los ranchos), sin embargo, en la población una preocupación primordial es lograr un SAR.

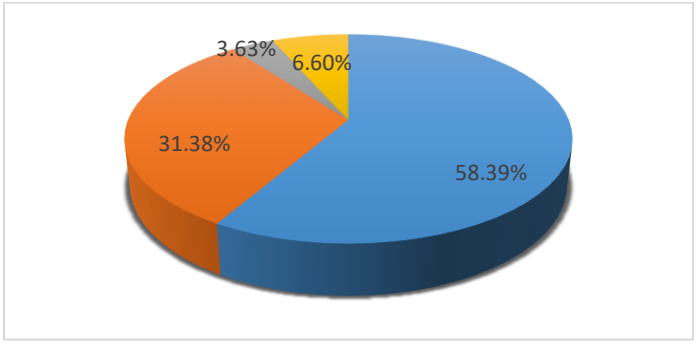


Figura V.647. Priorización de necesidades en la comunidad de San Miguel Tlanichico.

Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla V.22 se presentan las respuestas relacionadas con el motivo por el cual pobladores de San Miguel Tlanichico no realizan el SAR generadas en sus viviendas.

Tabla V.22. ¿Por qué no realiza el saneamiento de sus AR generadas?

RESPUESTA	FRECUENCIA	PORCENTAJE
Desconozco tecnologías existentes para el saneamiento del agua	23	17.42
Por falta de asesoría técnica en el uso de tecnologías	26	19.70
Por excesivos costos de las tecnologías	40	30.30

Por falta de espacio en la vivienda	2	1.51
Por temor a ocasionar daños, malos olores, o contaminación en la vivienda	0	0
Por falta de asesoría y apoyo económico de las autoridades para realizar el saneamiento de las aguas	24	18.18
Porque espero que más adelante las autoridades resuelvan el problema como parte de sus acciones	15	11.37
Por desinterés	2	1.52
Otro	0	0

Fuente: Elaboración propia.

En el eje temático del saneamiento y tecnología del agua, el 30.30% de las personas encuestadas, señalaron que no realizan el SAR generadas en sus domicilios, debido a los excesivos costos de las tecnologías para este fin, coincidiendo con lo establecido por Morato *et al.* (2006) quienes definen que la mayor parte de las problemáticas relacionadas con AR, no se atienden debido al elevado costo de las tecnologías para el saneamiento de las AR. En la Tabla V.23 se describe el conocimiento de tecnologías para el saneamiento del agua por parte de pobladores del San Miguel Tlanichico.

Tabla V.23. ¿Cuál de las siguientes tecnologías para tratamiento de AR conoce que se pueda implementar en su vivienda?

RESPUESTA	FRECUENCIA	PORCENTAJE
Biofiltro	5	16.13
Baño seco	12	38.71
Humedales artificiales	2	6.45
Fosa Séptica	12	38.71
Total	31	100

Fuente: Elaboración propia.

De la pregunta para conocer que tanto las personas encuestadas tenían conocimiento de las tecnologías alternativas para el SAR en viviendas unifamiliares, el 38.71% referenció a la fosa séptica como la más conocida así como el baño seco, en tanto que el biofiltro tuvo una mención de un 16.13% y conforme a lo establecido por Ortiz *et al.* (2014) la apropiación de las tecnologías es un paso fundamental, ya que en caso contrario las tecnologías se abandonan, por lo que debe de realizarse especial énfasis en la participación social y difusiones de nuevas tecnologías, para que la apropiación sea efectuada. La Tabla V.24 muestra la necesidad de construcción de infraestructura o tecnología para abordar el SAR en la comunidad.

Tabla V.24. ¿Considera necesaria la construcción de infraestructura para resolver el saneamiento del agua en su comunidad?

RESPUESTA	FRECUENCIA	PORCENTAJE
Si	131	95.62
No	6	4.38
Total	137	100

Fuente: Elaboración propia.

A partir de la Tabla V.25 se puede identificar que, el 95.62% de la población indicó que, es necesaria la construcción de infraestructura para resolver el problema del SAR en la comunidad. El dato anterior permite inferir que la necesidad es apremiante y que necesita ser atendida como una obra prioritaria por parte de las autoridades municipales. La Tabla V.25 refleja los resultados de la pregunta relacionada con la disposición de las personas encuestadas para capacitarse o recibir cursos de tecnologías para el saneamiento del agua.

Tabla V.25. ¿Asistiría a algún curso y/o taller para capacitarse en la construcción de tecnologías para el saneamiento del agua?

RESPUESTAS	FRECUENCIA	PORCENTAJE
Si	101	73.72
No	36	26.28
Total	137	

Fuente: Elaboración propia.

El 73.72% de los encuestados indicó que si asistirían a algún curso o taller relacionado con la construcción de tecnologías para el SAR, y de acuerdo a Ortiz *et al.* (2014), es de suma importancia establecer estrategias de inclusión de las tecnologías alternativas para su apropiación y empoderamiento, este tipo de estrategias permiten que la población o los usuarios de un determinado sitio en el cual se construye una tecnología, no abandone y sea participe en el mantenimiento.

5.1.4. Resultados de las encuestas aplicadas en la localidad de Santiago Cacaotepec Etla, Oaxaca.

La encuesta para la identificación de la problemática de la problemática de la falta del SAR, se aplicó en 890 viviendas unifamiliares (Figuras V.68-V.71) de un total de 984 viviendas habitadas al momento de aplicar el instrumento. El total de encuestas aplicadas representó el 90.44% del total de viviendas en la localidad de Santiago Cacaotepec Etla. El análisis de la información de este instrumento se realizó considerando cuatro ejes temáticos: 1. Percepción

de la problemática; 2. Cultura del agua; 3. Saneamiento de las AR y 4. Disposición a la capacitación en tecnologías para el saneamiento del agua.

Figuras V.65. a V.66. Aplicación de encuestas en la localidad de Santiago Cacaotepec Etla, Oaxaca.

Fuente: Propias tomadas el 05 de marzo de 2022.

En la gráfica de la Figura V.72 se evidencia que el 72.47%, reconoció la presencia de problemas medioambientales, y el 27.53% no tienen esa percepción de problemáticas de este tipo en su localidad.

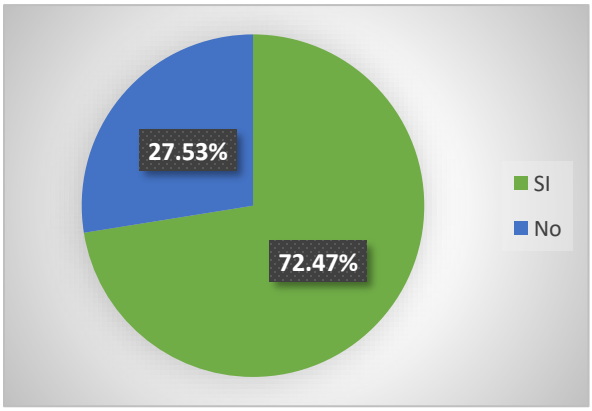


Figura V.67. Percepción de problemática ambiental en la comunidad de Santiago Cacaotepec Etla.

Fuente: Elaboración propia.

En la gráfica de la Figura V.73 se observa que, el 65.27% de los pobladores de Santiago Cacaotepec Etla, perciben claramente la necesidad del SAR en su localidad, seguido por la contaminación de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) con un 23.57% y los olores que emergen de las aguas contaminadas (9.30%); de acuerdo a los resultados del instrumento la contaminación del aire fue la menos identificada (1.86%).

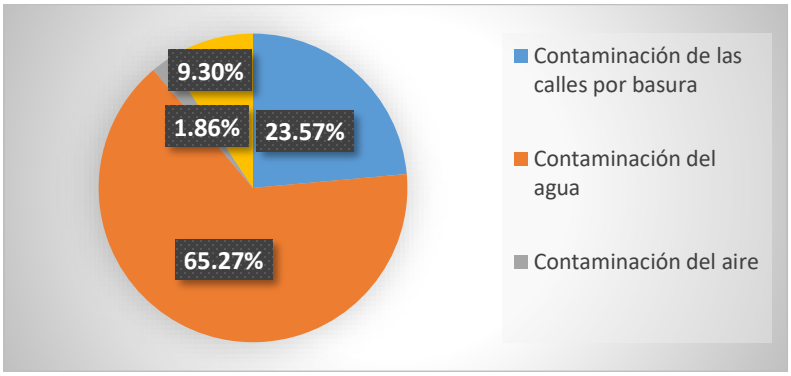


Figura V.68. Percepción de los problemas ambientales en la localidad de Santiago Cacaotepec Etla.

Fuente: Elaboración propia.

En la gráfica de la Figura V.74 se aprecia que, el 65.89% de los encuestados, señaló que existe la necesidad de contar con infraestructura para resolver la problemática del SAR, el 18.37% definió que, es primordial diseñar e implementar un plan de manejo de los RSU de la comunidad y el 15.35% respondió que existe otro tipo de problema ambiental en la localidad perceptible (falta de aseo de las viviendas en donde existe ganado, malos olores por la presencia de animales rumiantes).

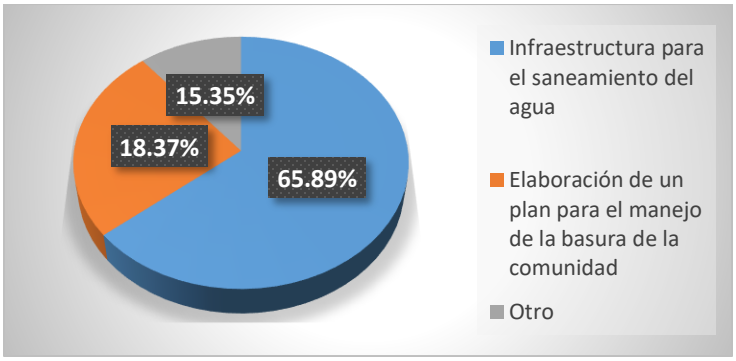


Figura V.69. Priorización de necesidades en la población de Santiago Cacaotepec Etla.

Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla V.26 se presenta la razón fundamental por la cual los pobladores no realizan el SAR generadas en sus viviendas.

Tabla V.26. ¿Por qué no realiza el saneamiento de sus AR generadas?

RESPUESTA	FRECUENCIA	PORCENTAJE
Desconozco tecnologías existentes para el saneamiento del agua	123	26.28
Por falta de asesoría técnica en el uso de tecnologías	72	15.39
Por excesivos costos de las tecnologías	1	0.21
Por falta de espacio en la vivienda	10	2.13
Por temor a ocasionar daños, malos olores, o contaminación en la vivienda	1	0.22
Por falta de asesoría y apoyo económico de las autoridades para realizar el saneamiento de las aguas	229	48.93
Porque espero que más adelante las autoridades resuelvan el problema como parte de sus acciones	32	6.84
Por desinterés	0	0
Otro	0	0

Fuente: Elaboración propia.

A partir de la Tabla V.26 se identificó que, el 48.93% de las personas encuestadas, no efectúan el SAR debido a la falta de asesoría y apoyo económico de las autoridades, coincidendo con lo señalado por Higuera (2005) y Saldaña *et al.* (2019), quienes definen que, algunos pobladores en comunidades rurales principalmente, postergan acciones ambientales, debido a la espera y ejecucion de programas municipales, estatales o federales para resolver sus problemáticas ambientales, es decir; existen pobladores que esperan que el gobierno resuelva este tipo de problemáticas a través de apoyos económicos. Por otra parte, en la Tabla V.27 se muestra el conocimiento de tecnologías para el saneamiento del agua por parte de pobladores de Santiago Cacotepec Etla.

Tabla V.27. ¿Cuál de las siguientes tecnologías para tratamiento de AR conoce que se pueda implementar en su vivienda?

RESPUESTA	FRECUENCIA	PORCENTAJE
Biofiltro	224	29.28
Baño seco	225	29.41
Humedales artificiales	80	10.46
Fosa Séptica	236	30.85
Total	1376	100

Fuente: Elaboración propia.

A partir de la Tabla V.28 se puede identificar que, la tecnología altamente identificada para el SAR en viviendas unifamiliares por los pobladores encuestados en Santiago Cacaotepec Etla, fue la fosa séptica, debido a que en las localidades sin drenaje tanto rurales como semiurbanas, esta es una solución para disponer sus AR, otra tecnología alternativa altamente identificada en esta localidad para el SAR es el biofiltro, con un porcentaje de reconocimiento de 29.28%, cabe señalar que, Ortiz *et al.* (2014) establece que, tanto la fosa séptica y los biofiltros son altamente aceptados en sitios donde se carece de drenaje. Por otra parte, en la Tabla V.28 se presenta la necesidad de la implementación de infraestructura o tecnología para abordar el saneamiento del agua en la comunidad.

Tabla V.28. ¿Considera necesaria la construcción de infraestructura para resolver el saneamiento del agua en su comunidad?

RESPUESTA	FRECUENCIA	PORCENTAJE
Si	887	99.66
No	3	0.34
Total	137	100

Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla V.28 se observa que, el 99.66% de los habitantes de Santiago Cacotepec Etla, coincide con la necesidad de implementar infraestructura destinada para resolver la problemática de la falta del SAR en su localidad. Y en la Tabla V.29, se presenta la disposición que manifiestan las personas encuestadas para recibir capacitación o recibir cursos de tecnologías para el SAR en sus viviendas.

Tabla V.29. ¿Asistiría a algún curso y/o taller para capacitarse en la construcción de tecnologías para el saneamiento del agua?

RESPUESTA	FRECUENCIA	PORCENTAJE
Si	763	85.73
No	127	14.27
Total	890	100

Fuente: Elaboración propia.

El 85.73% de las personas encuestadas definieron que si asistirían a un taller o curso relacionado con la construcción de tecnologías destinadas para el SAR, de acuerdo con Martínez (2018) y Ortiz *et al.* (2014) es de suma importancia establecer estrategias de inclusión de las tecnologías alternativas para su apropiación y empoderamiento.

5.4. Implementación del RHU_2

La construcción del RHU_2 se efectuó en una vivienda unifamiliar en la localidad de San Miguel Tlanichico, Oaxaca, durante el periodo de abril-mayo del 2022, cabe señalar que, esta tecnología se construyó atendiendo los incidentes y adecuaciones que se efectuaron en el RHU_1, implementado en una vivienda unifamiliar de la localidad de Oaxaca de Juárez, a partir de esta experiencia se efectuaron adecuaciones que se presentan en la Tabla V.30.

Tabla V.30. Adecuaciones efectuadas en el RHU1.

INCIDENTES RHU_1	ADECUACIÓNES EN EL RHU_2	OBSERVACIONES
Taponamiento en la trampa de Grasas y Aceites (GA) en el tubo de 3" de diámetro del efluente del tambo 1 y 2.	Eliminación de trampa de GA en efluente del tambo 1 y 2.	La trampa de GA genera taponamientos debido a la presencia de sólidos de gran tamaño.
Uso de estiércol de ganado bovino para el arranque del reactor.	Uso de lodo proveniente de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales en correcto funcionamiento para el arranque del reactor.	El estiércol de ganado bovino en presencia de fibra genera solidificación y posterior atascamiento.
Uso de anillos de carrizo de 2.0 a 5.0 cm de diámetro como medio filtrante en el Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA).	Uso de grava de 3.0 a 5.0 de diámetro como medio filtrante en el FAFA.	El medio filtrante de lecho fluidizado no se mantiene fijo, lo cual genera un atascamiento en las tuberías del efluente del FAFA.

La construcción del RHU_2 se efectuó en cinco pasos fundamentales: 1. Formación de orificios en tambos de 200 l de capacidad (Figura V.75); 2. Excavación de 2.0 m x 2.0 m x 1.50 m por debajo del perfil del suelo, para la colocación del RHU_2 (Figura V.76); 3. Colocación de 1.50 m^3 de grava de 3.0-5.0 cm de diámetro como medio filtrante en el FAFA (Figura V.77), 4. Ajuste de conexiones del RHU_2 (Figura V.78) y 5. Implementación del RHU_2 (Figura V.79).

Figura V.70. Orificios en tambos de 200 l.

Fuente: Fotografía tomada el 01 de abril de 2022.

Figura V.71. Excavación para la implementación del RHU_2.

Fuente: Fotografía tomada el 30 de abril de 2022.

Figura V.72. Colocación de medio filtrante en FAFA.

Fuente: Fotografía tomada el 19 de mayo de 2022.

Figura V.73. Ajuste de conexiones del RHU_2.

Fuente: Fotografía tomada el 25 de mayo de 2022.

Figura V.74. Arranque del RHU_2 implementado en la localidad de San Miguel Tlanichico, Trinidad de Zaachila, Oaxaca.

Fuente: Fotografía tomada el 28 de mayo de 2022.

5.4.1. Arranque del prototipo del RHU_2

El arranque del RHU_2 fue un proceso que requirió del uso de lodo activado como inóculo, se utilizó un total de 24 litros de lodo activado como inóculo. Este lodo activado se obtuvo de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) ubicada en el fraccionamiento de Villa Alta, San Francisco Lachigoló, Tlacolula, Oaxaca. La elección de este inóculo se basó en el hecho de que la PTAR de origen estaba en operación actualmente y cumplía con los límites máximos permisibles establecidos en la normativa NOM-001-SEMARNAT-1996, lo que sugiere que el lodo activado utilizado estaba en buenas condiciones y era adecuado para iniciar el proceso de tratamiento en el RHU_2, posteriormente los 24 litros de lodo activado se diluyeron en un total de 100 litros de agua.

Figura V.75. PTAR del fraccionamiento de Villa Alta, San Francisco Lachigoló, Tlacolula en el Estado de Oaxaca.

Fuente: Fotografía tomada el 2 de mayo de 2022.

Figura V.76. Dilución del inóculo (lodos activados) en el RHU_2.

Fuente: Fotografía tomada el 24 de mayo de 2022.

Cabe señalar que, las experiencias en el arranque de los reactores anaerobios sugieren que es requerido el uso de material biológico externo como inóculo, para permitir que alcancen una autosuficiencia en su proceso, una buena velocidad de sedimentación y una elevada concentración de sedimento biológico (CONAGUA, 2015a; Méndez *et al.*, 2013; Cárdenas y Ramos, 2009; Terry *et al.*, 2008; Florencio *et al.*, 2001 citado en Méndez *et al.*, 2012; López *et al*, 2000 citado en Pacheco y Magaña, 2003). El Tiempo de Retencion Hidraulica (TRH) fue de 8 horas.

5.4.2. Seguimiento del arranque del RHU_2

El arranque del RHU_2, se inició el día 30 de mayo de 2022 a las 14:15 horas, a partir de este momento se estableció un programa de seguimiento diario, de acuerdo a la metodología de Bohórquez *et al.* (2012), definida en el CAPÍTULO IV. MARCO METODOLÓGICO, lo anterior, con la finalidad de identificar problemáticas e incidencias que se presentaron en el RHU_2, reportando los hallazgos en las hojas de seguimiento (anexo B). Durante los días comprendidos del 30 de mayo del año 2022 al 14 de septiembre del mismo año, no existieron incidentes en el RHU_2, sin embargo, el día 14 de septiembre del año 2022 se presentó una fuga de AR en una de las válvulas empleadas para la purga de lodos producidos en el reactor (Figuras V.82 y V.83), estas fugas de aguas residuales pueden tener implicaciones negativas en la operación del sistema, incluida la pérdida de eficiencia en el tratamiento y riesgos ambientales.

Figura V.77. Fuga de agua en tambo 2.

Fuente: Fotografía tomada el 14 de septiembre de 2022.

Figura V.78. Reparación de fuga de agua en tambo 2.

Fuente: Fotografía tomada el 01 de abril de 2022.

Esta problemática se atendió de manera inmediata ya que podría haber causado el anegamiento total del reactor en el sitio construido, debido a que este sistema se construyó por debajo del perfil del suelo. Para atender este incidente se realizaron los pasos señalados en la Tabla V.31.

Tabla V.31. Actividad de seguimiento del RHU2.

NÚMERO DE SEGUIMIENTO	**FECHA DE SEGUIMIENTO**	**PROBLEMÁTICAS IDENTIFICADAS EN EL RHU_2**	**SOLUCIÓN PROPUESTA EN EL RHU**
107	14/09/2022	1. Fuga de AR de la válvula de purga de lodos del tambo 2, de 200 l de capacidad.	1. Retiro con cubeta del AR contenida en el tambo 2. 2. Desconexión de la válvula de PVC de 2” de diámetro para purga de lodos. 3. Colocación de cinta teflón para evitar fugas. 4. Reconexión de la válvula para purga de lodos.

El inconveniente anterior, coincide con lo descrito por autores que han estudiado las características fisicoquímicas del agua (Cerón *et al.*, 2005; Amaya *et al.*, 2004; Caixeta *et al.*, 2002; Kalyuzhnyi *et al.*, 1997; Visser et al., 1993), quienes señalan que el pH de las AR domesticas se encuentra en un rango comprendido de 6.8-11 (Crombet *et al.*, 2013; Cerón *et al.*, 2005 y Amaya *et al.*, 2004) y pueden causar un desgaste de materiales empleados en la construcción de sistemas para el tratamiento de AR. La problemática presentada en el RHU_2 se subsanó mediante la colocación de cinta de teflón en la válvula de PVC de 2” de diámetro, y se identificó que este material presenta resistencia para evitar fugas ante el contacto con las

AR. Es conveniente señalar que, el RHU_2, no presentó colmatación de agua por la presencia de material solidificado, debido a que para el arranque de este sistema no se utilizó la inoculación con material externo de estiércol bovino, fue empleado lodo proveniente de una PTAR en funcionamiento del fraccionamiento de San Francisco Lachigoló, Oaxaca, coincidiendo con lo establecido por Broun *et al.* (2008), quienes definen que el empleo del lodo de una PTAR en correcto funcionamiento, no han presentado formación de sólidos.

La estabilización del RHU_2 se presentó 144 días posteriores al arranque, durante este tiempo se presentó la formación de gránulos de material orgánico aglomerado producto de la síntesis bacteriana (Castro *et al.,* 1999 y López *et al.,* 2000 citados Pacheco y Magaña, 2003), durante los 4.8 meses de seguimiento a este reactor, únicamente se realizó una adecuación al sistema. Una vez estabilizado el RHU_2, se efectuaron las pruebas de laboratorio correspondientes, para determinar el grado de eficiencia del reactor en la remoción de contaminantes presentes en las AR, para este efecto se están realizando 30 muestreos y se realizó el análisis de los parámetros y contaminantes establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

5.4.3. Muestreo del efluente del RHU_2

Para el muestreo de las AR del RHU_2 se realizó conforme a lo establecido en la NMX-AA-003-1980, esta acción se realizó durante el periodo comprendido del 18 de octubre de 2022 al 20 de enero de 2023, la muestra fue compuesta y la toma de muestras se efectuó atendiendo las recomendaciones aplicables en materia de AR señaladas en el CAPÍTULO IV. MARCO METODOLÓGICO del presente documento.

5.4.4. Resultados de análisis de laboratorio del RHU_2

Los análisis de laboratorio se atendieron conforme a lo establecido por la normatividad ambiental vigente en materia de AR (NOM-001-SEMARNAT-1996), dichos análisis fueron realizados en 30 muestras compuestas, coincidiendo con el análisis efectuado con el prototipo construido en la comunidad de Oaxaca de Juárez.

5.4.4.1. Determinación de concentraciones de parámetros y contaminantes en el RHU_2

Se realizó la determinación de los siguientes parámetros y contaminantes: 1. GA, 2. DQO; 3. DBO_5; 5. pH y 6. T.

5.4.4.1.1. Grasas y Aceites (GA)

La NOM-001-SEMARNAT-1996 establece como único indicador la concentración de estos contaminantes para la descarga de efluentes de AR en el suelo, la concentración debe de presentar un valor no mayor a 25 mg/l (parámetro de control). Los resultados de GA son presentados en la Tabla V.32, con las fechas de toma de muestras del AP, el valor de afluente, efluente y su diferencia, asi como las temperaturas correspondientes.

Tabla V.32. Eficiencias de remoción de GA por el RHU_2.

Fecha	Agua Potable (AP) (mg/l)	T (°C)	Afluente (A) (mg/l)	T (°C)	Efluente (E) (mg/l)	T (°C)	A-E (mg/l)	%
18-10-2022	0	24.8	45	24.6	3	24.3	42	93.33
20-10-2022	0	21.9	48	21.5	3	22.3	45	93.75
22-10-2022	0	26.2	34	25.8	2	26.2	32	94.12
24-10-2022	0	22.0	32	21.5	2	21.7	30	93.75
26-10-2022	0	25.2	38	25.0	2	24.3	36	94.74
28-10-2022	1	22.0	40	21.3	3	22.0	37	92.50
30-10-2022	1	25.5	58	25.0	3	24.3	55	94.83
04-11-2022	1	24.6	62	24.2	4	24.5	58	93.55
06-11-2022	0	24.5	43	24.3	2	24.7	41	95.35
08-11-2022	0	25.0	33	25.2	2	25.1	31	93.94
10-11-2022	0	25.2	34	24.8	2	24.0	32	94.12
12-11-2022	0	22.3	36	21.2	1	22.3	35	97.22
14-11-2022	0	25.5	40	24.3	2	23.2	38	95.00
16-11-2022	0	25.7	39	24.5	2	23.4	37	94.87
18-11-2022	0	24.5	46	24.6	3	24.8	43	93.48
20-11-2022	1	23.2	38	23.0	2	23.4	36	94.74
22-11-2022	1	22.0	36	22.4	2	22.5	34	94.44
24-11-2022	0	23.2	40	23.0	2	23.6	38	95.00
26-11-2022	0	24.5	42	24.3	2	24.7	40	95.24
28-11-2022	0	23.9	44	24.0	2	24.0	42	95.45
30-11-2022	0	23.4	43	24.0	3	24.4	40	93.02
02-12-2022	0	22.2	44	22.3	2	23.1	42	95.45
04-12-2022	0	21.0	46	22.0	2	22.4	44	95.65
06-12-2022	0	22.9	42	24.0	2	24.3	40	95.24
08-12-2022	0	22.6	40	23.4	2	23.5	38	95.00
10-12-2022	0	22.3	38	22.2	2	22.5	36	94.74
12-12-2022	0	22.0	34	22.3	1	22.6	33	97.06
14-12-2022	2	22.3	42	22.4	2	22.6	40	95.24
16-12-2022	2	24.5	40	24.0	2	24.2	38	95.00
18-12-2022	2	22.6	39	22.3	2	22.5	37	94.87

5.4.4.1.2. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO es un parámetro que no se debe determinar de forma obligatoria, de acuerdo con lo señalado por la NOM-001-SEMARNAT-1996, sin embargo, se encuentra altamente relacionado con la cantidad de materia orgánica contenida en las AR, es por lo anterior que, se determinó en el agua de referencia (como se recibe la toma), después del uso (antes de ingresar al sistema RHU_2), después del tratamiento (a la salida del RHU_2). La OMS (1998) citado en Fuentes *et al*. (2015) fija el valor de este parámetro en no mayor a 20 mg/l. La Tabla V.33 para DQO, muestra que el AP, presentó valores que no son admitidos por la OMS (20 mg/l).

Tabla V.33. Eficiencias de remoción de DQO por el RHU_2.

Fecha	Agua Potable (AP) (mg/l)	T (°C)	Afluente (A) (mg/l)	T (°C)	Efluente (E) (mg/l)	T (°C)	A-E (mg/l)	%
18-10-2022	6	24.8	624	24.6	220	24.3	404	64.74
20-10-2022	4	21.9	615	21.5	219	22.3	396	64.39
22-10-2022	10	26.2	630	25.8	227	26.2	403	63.97
24-10-2022	9	22.0	628	21.5	224	21.7	404	64.33
26-10-2022	7	25.2	626	25.0	222	24.3	404	64.54
28-10-2022	8	22.0	630	21.3	224	22.0	406	64.44
30-10-2022	28	25.5	655	25.0	280	24.3	375	57.25
04-11-2022	32	24.6	660	24.2	288	24.5	372	56.36
06-11-2022	28	24.5	650	24.3	274	24.7	376	57.85
08-11-2022	3	25.0	625	25.2	215	25.1	410	65.60
10-11-2022	8	25.2	633	24.8	223	24.0	410	64.77
12-11-2022	8	22.3	638	21.2	226	22.3	412	64.58
14-11-2022	7	25.5	636	24.3	223	23.2	413	64.94
16-11-2022	9	25.7	638	24.5	226	23.4	412	64.58
18-10-2022	8	24.5	638	24.6	227	24.8	411	64.42
20-10-2022	12	23.2	640	23.0	228	23.4	412	64.37
22-11-2022	10	22.0	635	22.4	227	22.5	408	64.25
24-11-2022	6	23.2	620	23.0	219	23.6	401	64.68
26-11-2022	3	24.5	600	24.3	210	24.7	390	65.00
28-11-2022	4	23.9	595	24.0	220	24.0	375	63.02
30-11-2022	5	23.4	600	24.0	218	24.4	382	63.67
02-12-2022	4	22.2	593	22.3	218	23.1	375	63.24
04-12-2022	6	21.0	601	22.0	222	22.4	379	63.06
06-12-2022	8	22.9	605	24.0	224	24.3	381	62.97
08-12-2022	3	22.6	585	23.4	215	23.5	370	63.25
10-12-2022	5	22.3	592	22.2	218	22.5	374	63.18
12-12-2022	4	22.0	580	22.3	210	22.6	370	63.79
14-12-2022	20	22.3	635	22.4	235	22.6	400	62.99
16-12-2022	15	24.5	642	24.0	230	24.2	412	64.17
18-12-2022	18	22.6	645	22.3	234	22.5	411	63.72

5.4.4.1.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5)

Este parámetro se encuentra altamente relacionado con la cantidad de materia orgánica presente en las aguas contaminadas. La NOM-001-SEMARNAT-1996, define que el valor de este parámetro no mayor a 150 mg/l (parámetro de control). Los resultados obtenidos en la determinación de DBO_5 se presentan en la Tabla V.34, en la cual se incluyen la fecha de toma de la muestra, se incluye el valor del agua potable, el valor de afluente, efluente y su diferencia, las temperaturas correspondientes al agua de referencia, afluente y efluente, y en la novena columna se presenta el porcentaje de remoción.

Tabla V.34. Resultados de remoción de DBO_5 por el RHU_2.

Fecha	Agua Potable (AP) (mg/l)	T (°C)	Afluente (A) (mg/l)	T (°C)	Efluente (E) (mg/l)	T (°C)	A-E (mg/l)	%
18-10-2022	4.8	24.8	439.4	24.6	152.1	24.3	287.3	65.38
20-10-2022	2.3	21.9	425.3	21.5	149.5	22.3	275.8	64.84
22-10-2022	6.5	26.2	445.2	25.8	155.4	26.2	289.8	65.09
24-10-2022	6.0	22.0	437.4	21.5	155.3	21.7	282.1	64.49
26-10-2022	4.5	25.2	444.5	25.0	156.4	24.3	288.1	64.81
28-10-2022	5.3	22.0	439.2	21.3	153.4	22.0	285.8	65.07
30-10-2022	18.6	25.5	456.4	25.0	196.4	24.3	260.0	56.97
04-11-2022	23.7	24.6	463.4	24.2	202.4	24.5	261.0	56.32
06-11-2022	22.5	24.5	456.7	24.3	195.9	24.7	260.8	57.10
08-11-2022	5.3	25.0	433.2	25.2	149.2	25.1	284.0	65.56
10-11-2022	4.9	25.2	444.2	24.8	150.2	24.0	294.0	66.19
12-11-2022	5.2	22.3	438.7	21.2	157.3	22.3	281.4	64.14
14-11-2022	5.3	25.5	447.3	24.3	154.1	23.2	293.2	65.55
16-11-2022	6.1	25.7	448.9	24.5	155.2	23.4	293.7	65.43
18-10-2022	4.3	24.5	437.8	24.6	150.8	24.8	287.0	65.55
20-10-2022	8.4	23.2	440.7	23.0	152.2	23.4	288.5	65.46
22-11-2022	6.8	22.0	446.5	22.4	156.7	22.5	289.8	64.90
24-11-2022	4.4	23.2	434.4	23.0	152.2	23.6	282.2	64.96
26-11-2022	2.3	24.5	420.2	24.3	146.0	24.7	274.2	65.25
28-11-2022	2.9	23.9	416.5	24.0	153.1	24.0	263.4	63.24
30-11-2022	3.2	23.4	420.2	24.0	152.3	24.4	267.9	63.75
02-12-2022	2.9	22.2	416.1	22.3	151.8	23.1	264.3	63.52
04-12-2022	4.3	21.0	419.8	22.0	154.9	22.4	264.9	63.10
06-12-2022	5.8	22.9	423.5	24.0	155.2	24.3	268.3	63.35
08-12-2022	2.2	22.6	409.5	23.4	150.3	23.5	259.2	63.30
10-12-2022	3.3	22.3	414.4	22.2	151.2	22.5	263.2	63.51
12-12-2022	3.0	22.0	406.0	22.3	147.0	22.6	259.0	63.79
14-12-2022	14.2	22.3	445.4	22.4	166.0	22.6	279.4	62.73
16-12-2022	10.2	24.5	447.6	24.0	162.2	24.2	285.4	63.76
18-12-2022	12.8	22.6	449.2	22.3	164.0	22.5	285.2	63.49

5.4.4.1.4. Indicie de Biodegradabilidad (IB)

El IB es calculado para determinar la fracción orgánica biodegradable presente en el AR (Chapárros *et al.,* 2021). Los valores de este parámetro nos permite determinar el contenido biodegradable, con la finalidad de seleccionar el sistema de tratamiento adecuado para efectuar el SAR (Perojo *et al.,* 2022; Guzmán *et al.,* 2020; Caparrós *et al.,* 2021; Lecca y Lizama, 2014; Pérez *et al.,* 2009), el valor superior a 0.4 de IB permite determinar la factibilidad del tratamiento de aguas contaminadas a traves del uso de sistemas biológicos (de Sousa *et al.,* 2020; Bila *et al.,* 2005; Novelo *et al.,* 2002). En la Tabla V.35 se presentan los IB de del RHU_2, identificado en el AP, afluente y efluente de AR.

Tabla V.35. I.B. en las AR del RHU_2.

AP	Afluente	Efluente
0.80	0.70	0.69
0.57	0.69	0.68
0.65	0.71	0.68
0.67	0.70	0.69
0.64	0.71	0.70
0.66	0.70	0.68
0.66	0.70	0.70
0.74	0.70	0.70
0.80	0.70	0.71
1.77	0.69	0.69
0.61	0.70	0.67
0.65	0.69	0.70
0.76	0.70	0.69
0.68	0.70	0.69
0.54	0.69	0.66
0.70	0.69	0.68
0.68	0.70	0.69
0.73	0.70	0.69
0.77	0.70	0.69
0.72	0.70	0.70
0.64	0.70	0.70
0.72	0.70	0.70
0.72	0.70	0.70
0.72	0.70	0.69
0.73	0.70	0.70
0.66	0.70	0.69
0.75	0.70	0.70
0.71	0.70	0.71
0.68	0.70	0.70
0.71	0.70	0.70

5.4.4.1.5. Temperatura (T)

La variación de la T puede ocasionar una disminución en la transferencia del gas metano y en la sedimentación biológica, la temperatura más recomendada es de 25-35 °C (Qiu *et al.*, 2013; Díaz *et al.*, 2012; Wang y Han, 2012; El-Sheikh *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2011; Senthilkumar *et al.*, 2011; Nacheva *et al.*, 2009; Sponza y Uluköy, 2008, Yetilmezsoy y Sakar, 2008; Diamantis y Aivasidis, 2007; Atuanya y Chakrabarti, 2004; Chou *et al.*, 2004). En la Tabla V.36 se presentan los resultados de la T promedio del AP, el afluente y del efluente de las AR.

Tabla V.36. Temperatura promedio en el RHU_2.

Fecha	Agua Potable (AP) °C	Afluente (A) °C	Efluente (E) °C
18-10-2022	24.8	24.6	24.3
20-10-2022	21.9	21.5	22.3
22-10-2022	26.2	25.8	26.2
24-10-2022	22.0	21.5	21.7
26-10-2022	25.2	25.0	24.3
28-10-2022	22.0	21.3	22.0
30-10-2022	25.5	25.0	24.3
04-11-2022	24.6	24.2	24.5
06-11-2022	24.5	24.3	24.7
08-11-2022	25.0	25.2	25.1
10-11-2022	25.2	24.8	24.0
12-11-2022	22.3	21.2	22.3
14-11-2022	25.5	24.3	23.2
16-11-2022	25.7	24.5	23.4
18-10-2022	24.5	24.6	24.8
20-10-2022	23.2	23.0	23.4
22-11-2022	22.0	22.4	22.5
24-11-2022	23.2	23.0	23.6
26-11-2022	24.5	24.3	24.7
28-11-2022	23.9	24.0	24.0
30-11-2022	23.4	24.0	24.4
02-12-2022	22.2	22.3	23.1
04-12-2022	21.0	22.0	22.4
06-12-2022	22.9	24.0	24.3
08-12-2022	22.6	23.4	23.5
10-12-2022	22.3	22.2	22.5
12-12-2022	22.0	22.3	22.6
14-12-2022	22.3	22.4	22.6
16-12-2022	24.5	24.0	24.2
18-12-2022	22.6	22.3	22.5

5.4.4.1.6. Potencial Hidrógeno (pH)

El pH es uno de los factores que afecta de manera significativa la eficiencia de los sistemas biológicos (Cerón *et al.,* 2005; Amaya *et al.,* 2004; Caixeta *et al.,* 2002; Kalyuzhnyi *et al.,* 1997; Visser *et al.,* 1993), se recomienda que el valor de este parámetro en las AR se encuentre en un rango de 6.0 a 7.6 (Toledo *et al.,* 2012; Saraz *et al.,* 2007; Caicedo, 2006; Cerón *et al.,* 2005 y Pacheco y Magaña, 2003). En la Tabla V.37 se presentan los valores de pH que se obtuvieron en las muestras de AP, el Afluente y efluente.

Tabla V.37. pH promedio en el RHU_2.

Fecha	Agua Potable (AP)	Afluente (A) (mg/l)	Efluente (E) (mg/l)
18-10-2022	7.3	7.1	7.0
20-10-2022	7.2	7.3	7.2
22-10-2022	7.1	7.2	7.0
24-10-2022	7.1	7.1	7.0
26-10-2022	7.1	7.3	7.1
28-10-2022	7.1	7.3	7.1
30-10-2022	7.1	7.3	7.2
04-11-2022	7.0	7.3	7.2
06-11-2022	7.2	7.2	7.1
08-11-2022	7.0	7.1	7.0
10-11-2022	7.1	7.0	7.0
12-11-2022	7.1	7.1	7.0
14-11-2022	7.1	7.1	7.0
16-11-2022	7.1	7.1	7.0
18-10-2022	7.2	7.1	7.1
20-10-2022	7.2	7.1	7.0
22-11-2022	7.1	7.1	7.0
24-11-2022	7.1	7.1	7.0
26-11-2022	7.1	7.1	7.0
28-11-2022	7.1	7.1	7.0
30-11-2022	7.1	7.1	7.0
02-12-2022	7.2	7.1	7.0
04-12-2022	7.1	7.1	7.0
06-12-2022	7.1	7.1	7.0
08-12-2022	7.1	7.1	7.0
10-12-2022	7.1	7.1	7.0
12-12-2022	7.1	7.1	7.0
14-12-2022	7.0	7.1	7.0
16-12-2022	7.0	7.0	7.0
18-12-2022	7.1	7.0	7.1

5.5. Implementación del RHU_3.

El RHU_3 se implementó en una vivienda unifamiliar de Santiago Cacotepec Etla, durante el periodo comprendido de mayo-junio de 2022, este proceso se realizó atendiendo los

incidentes y adecuaciones que se efectuaron en el RHU_1 y en el RHU_2. La construcción del RHU_3 se realizó conforme a cuatro pasos fundamentales: 1. Formación de orificios en tambos de 200 l de capacidad (Figura V.84); 2. Colocación de 1.50 m^3 de grava de 3.0-5.0 cm de diámetro como medio filtrante en el FAFA (Figura V.85), 3. Ajuste de conexiones del RHU_3 (Figura V.86) y 4. Implementación del RHU_3 (Figura V.87).

Figura V.79. Orificios en tambos de 200 l.
Fuente: Fotografía tomada el 01 de abril de 2022.

Figura V.80. Colocación de grava en FAFA.
Fuente: Fotografía tomada el 20 de mayo de 2022.

Figura V.81. Ajuste de conexiones en el RHU_3.
Fuente: Fotografía tomada el 25 de mayo de 2022.

Figura V.82. Arranque del RHU_3.
Fuente: Fotografía tomada el 01 de mayo de 2022.

5.5.1. Arranque del prototipo del RHU_3

Para el arranque del RHU_3 se emplearon 24 litros (4% del volumen total del reactor) de lodo activado como inóculo de la PTAR ubicada en el fraccionamiento de Villa Alta, en la localidad de San Francisco Lachigoló, municipio de Tlacolula, en el Estado de Oaxaca. Los

lodos activados se diluyeron en 100 litros de agua y fueron colocados en el interior del reactor.

5.5.2. Seguimiento del arranque del RHU_3

El arranque del RHU_3 se inició el día 01 de junio del año 2022 a las 19:45 horas, a partir de este momento se efectuó el seguimiento diario, conforme a lo definido en el CAPÍTULO IV. MARCO METODOLÓGICO, del mismo modo que el seguimiento de los reactores anteriores (RHU_1 y RHU_2) se reportaron los hallazgos en las hojas de seguimiento (anexo B). Durante el periodo comprendido del 01 de junio del año 2022 al 07 de noviembre de 2022 no existieron incidentes mostrados por el RHU_3. La estabilización se logró a los 138 días posterior al arranque del reactor, cabe señalar que, durante el tiempo de arranque y operación del RHU_3 no se efectuó ninguna adecuación o corrección al sistema. Una vez estabilizado, se efectuaron las pruebas de laboratorio, para determinar el grado de eficiencia en la remoción de contaminantes presentes en las AR, se llevaron a cabo 30 muestreos.

5.5.3. Muestreo del efluente del RHU_3

El muestreo de las AR del RHU_3 se efectuó conforme a lo establecido en la NMX-AA-003-1980, en un periodo comprendido del 08 de noviembre del 2022 al 20 de febrero de 2022, las muestras fueron compuestas y la toma de las mismas se realizó de acuerdo a las recomendaciones aplicables en materia de AR definidas en el CAPÍTULO IV. MARCO METODOLÓGICO.

5.5.4. Resultados de análisis de laboratorio del RHU_3

Los análisis de laboratorio se realizaron conforme a lo establecido por NOM-001-SEMARNAT-1996, dichos análisis se realizaron en un total de 30 muestras compuestas.

5.5.5. Determinación de concentraciones de parámetros y contaminantes en el RHU_3

La determinación de las concentraciones de los parámetros y contaminantes en el RHU_3 resultó esencial para evaluar la efectividad del sistema de tratamiento y monitorear su rendimiento a un tiempo específico, a continuación se proporciona una descripción más detallada de cada uno de los parámetros mencionados: 1. GA; 2. DQO; 3. DBO_5; 4. Temperatura y 6. pH.

5.5.5.1. Grasas y aceites (GA)

Los resultados obtenidos en la determinación de GA son presentados en la Tabla V.38, en la cual se incluyen las fechas de toma de las muestras, valores del agua potable (AP), el valor de afluente, efluente y su diferencia, las temperaturas correspondientes al agua de referencia, afluente y efluente, y en la novena columna se presenta el porcentaje de remoción.

Tabla V.38. Eficiencias de remoción de GA por el RHU_3.

Fecha	Agua Potable (AP) (mg/l)	T (°C)	Afluente (A) (mg/l)	T (°C)	Efluente (E) (mg/l)	T (°C)	A-E (mg/l)	% de remoción
08-11-2022	0	25.2	46	25.4	2	26.3	44	95.65
10-11-2022	0	22.4	44	23.0	2	24.0	42	95.45
12-11-2022	1	28.1	50	28.9	3	29.0	47	94.00
14-11-2022	1	23.0	49	24.0	3	24.5	46	93.88
16-11-2022	1	25.9	42	26.2	2	26.4	40	95.24
18-10-2022	1	23.4	38	24.3	2	25.0	36	94.74
20-10-2022	1	26.0	34	27.0	2	27.3	32	94.12
22-10-2022	0	22.3	32	22.1	1	22.4	31	96.87
26-10-2022	1	22.4	35	22.5	2	22.7	33	94.29
06-11-2022	1	24.3	34	24.7	2	24.9	32	94.12
08-11-2022	1	24.6	38	24.8	2	23.4	36	94.74
10-11-2022	2	23.2	51	23.0	3	23.4	48	94.12
12-11-2022	1	22.4	42	22.5	2	22.9	40	95.24
14-11-2022	2	22.9	55	23.0	3	23.4	52	94.54
16-11-2022	1	22.7	44	22.5	2	22.8	42	95.45
18-11-2022	1	22.8	46	24.0	2	24.3	44	95.65
20-11-2022	0	23.0	34	23.2	2	23.7	32	94.12
22-11-2022	0	22.9	36	22.6	2	22.9	34	94.44
24-11-2022	0	22.5	37	22.8	2	23.2	35	94.59
26-11-2022	0	23.2	38	23.4	2	23.7	36	94.74
28-11-2022	0	24.1	35	24.5	2	24.8	33	94.29
30-11-2022	0	22.4	33	22.6	2	22.8	31	93.94
08-01-2023	0	22.3	37	22.6	2	22.8	35	94.59
10-01-2023	0	23.5	38	24.2	2	24.4	36	94.74
12-01-2023	0	24.2	35	24.6	2	24.9	33	94.29
14-01-2023	2	24.5	56	24.7	3	25.2	53	94.64
16-01-2023	2	25.1	52	25.3	3	25.4	49	94.23
18-01-2023	1	22.1	41	22.4	2	22.8	39	95.12
20-01-2023	2	22.3	50	22.7	3	23.1	47	94.00
22-01-2023	2	22.5	52	22.8	3	23.4	49	94.23

5.5.5.2. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO es un parámetro que se encuentra altamente relacionado con la cantidad de materia orgánica contenida en las AR, su determinación debe de efectuarse en el agua de referencia (como se recibe la toma), después del uso (antes de ingresar al sistema RHU_3), después del

tratamiento (a la salida del sistema RHU_3). La OMS (1998) citada en Fuentes *et al.* (2015) definen que este parámetro no debe de presentar un valor mayor a 20 mg/l (parámetro de control para nuestro experimento). Los resultados obtenidos en la determinación de DQO se presentan en la Tabla V.39, en la cual se incluyen la fecha de toma de la muestra, el valor del AP, el valor de afluente, efluente y su diferencia, las temperaturas correspondientes al agua de referencia, afluente y efluente, y en la novena columna se presenta el porcentaje de remoción.

Tabla V.39. Eficiencias de remoción de DQO por el RHU_3.

Fecha	Agua Potable (AP) (mg/L)	T (°C)	Afluente (A) (mg/l)	T (°C)	Efluente (E) (mg/l)	T (°C)	A-E (mg/l)	% de remoción
08-11-2022	8	25.2	635	25.4	230	26.3	405	63.78
10-11-2022	18	22.4	637	23.0	236	24.0	401	62.95
12-11-2022	12	28.1	640	28.9	242	29.0	398	62.19
14-11-2022	8	23.0	638	24.0	239	24.5	399	62.54
16-11-2022	10	25.9	635	26.2	231	26.4	404	63.62
18-10-2022	9	23.4	626	24.3	222	25.0	404	64.54
20-10-2022	11	26.0	630	27.0	234	27.3	396	62.86
22-10-2022	10	22.3	625	22.1	216	22.4	409	65.44
26-10-2022	12	22.4	634	22.5	225	22.7	409	64.51
06-11-2022	8	24.3	632	24.7	235	24.9	397	62.82
08-11-2022	11	24.6	638	24.8	256	23.4	382	59.87
10-11-2022	24	23.2	642	23.0	290	23.4	352	54.83
12-11-2022	10	22.4	636	22.5	235	22.9	401	63.05
14-11-2022	28	22.9	634	23.0	233	23.4	401	63.25
16-11-2022	11	22.7	645	22.5	244	22.8	401	62.17
18-11-2022	14	22.8	638	24.0	238	24.3	400	62.69
20-11-2022	6	23.0	632	23.2	236	23.7	396	62.66
22-11-2022	5	22.9	635	22.6	235	22.9	400	62.99
24-11-2022	6	22.5	638	22.8	239	23.2	399	62.54
26-11-2022	6	23.2	639	23.4	239	23.7	400	62.60
28-11-2022	5	24.1	633	24.5	248	24.8	385	60.82
30-11-2022	5	22.4	625	22.6	232	22.8	393	62.88
08-01-2023	5	22.3	636	22.6	237	22.8	399	62.74
10-01-2023	3	23.5	639	24.2	240	24.4	399	62.44
12-01-2023	3	24.2	634	24.6	236	24.9	398	62.78
14-01-2023	30	24.5	648	24.7	252	25.2	396	61.11
16-01-2023	28	25.1	643	25.3	245	25.4	398	61.90
18-01-2023	12	22.1	638	22.4	240	22.8	398	62.38
20-01-2023	26	22.3	640	22.7	241	23.1	399	62.34
22-01-2023	24	22.5	652	22.8	256	23.4	396	60.74

5.5.5.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5)

La NOM-001-SEMARNAT-1996, define un valor de DBO_5 no mayor a 150 mg/l en los efluentes de AR, por lo que, este valor fue el parámetro de control para la medición de DBO_5

en el agua de referencia (como se recibe la toma), después del uso (antes de ingresar al sistema RHU_3), después del tratamiento (a la salida del sistema RHU_3). Los resultados obtenidos en la determinación de DBO_5 se presentan en la Tabla V.40, en la cual se incluyen la fecha de toma de la muestra, se incluye el valor del agua potable, el valor de afluente, efluente y su diferencia, las temperaturas correspondientes al agua de referencia, afluente y efluente, y en la novena columna se presenta el porcentaje de remoción.

Tabla V.40. Resultados de remoción de DBO_5 por el RHU_3.

Fecha	Agua Potable (AP) (mg/l)	T (°C)	Afluente (A) (mg/l)	T (°C)	Efluente (E) (mg/l)	T (°C)	A-E (mg/l)	% de remoción
08-11-2022	8.5	25.2	445.8	25.4	164.5	26.3	281.3	63.10
10-11-2022	12.4	22.4	447.9	23.0	160.9	24.0	287.0	64.08
12-11-2022	8.1	28.1	450.1	28.9	165.2	29.0	284.9	63.30
14-11-2022	6.2	23.0	448.7	24.0	170.2	24.5	278.5	62.07
16-11-2022	6.5	25.9	445.1	26.2	165.2	26.4	279.9	62.88
18-10-2022	6.9	23.4	437.9	24.3	150.2	25.0	287.7	65.70
20-10-2022	7.6	26.0	442.3	27.0	159.2	27.3	283.1	64.01
22-10-2022	8.1	22.3	440.2	22.1	145.4	22.4	294.8	66.97
26-10-2022	8.5	22.4	445.9	22.5	155.3	22.7	290.6	65.17
06-11-2022	6.9	24.3	450.2	24.7	164.2	24.9	286.0	63.53
08-11-2022	8.2	24.6	450.2	24.8	179.4	23.4	270.8	60.15
10-11-2022	20	23.2	452.4	23.0	203.2	23.4	249.2	55.08
12-11-2022	11	22.4	452.3	22.5	160.3	22.9	292.0	64.56
14-11-2022	22	22.9	450.3	23.0	164.5	23.4	285.8	63.47
16-11-2022	8.5	22.7	455.1	22.5	172.6	22.8	282.5	62.07
18-11-2022	10	22.8	452.3	24.0	170.3	24.3	282.0	62.35
20-11-2022	4.6	23.0	446.4	23.2	168.4	23.7	278.0	62.28
22-11-2022	4.1	22.9	446.8	22.6	170.2	22.9	276.6	61.91
24-11-2022	4.9	22.5	447.9	22.8	172.3	23.2	275.6	61.53
26-11-2022	4.5	23.2	450.2	23.4	172.5	23.7	277.7	61.68
28-11-2022	4.2	24.1	442.9	24.5	173.0	24.8	269.9	60.94
30-11-2022	4.3	22.4	435.2	22.6	165.6	22.8	269.6	61.95
08-01-2023	4.3	22.3	440.9	22.6	166.2	22.8	274.7	62.30
10-01-2023	2.6	23.5	440.9	24.2	169.3	24.4	271.6	61.60
12-01-2023	2.5	24.2	439.4	24.6	166.4	24.9	273.0	62.13
14-01-2023	24	24.5	450.2	24.7	178.8	25.2	271.4	60.28
16-01-2023	23.2	25.1	455.4	25.3	171.9	25.4	283.5	62.25
18-01-2023	9.2	22.1	450.2	22.4	168.4	22.8	281.8	62.59
20-01-2023	18.9	22.3	450.3	22.7	169.2	23.1	281.1	62.42
22-01-2023	16.9	22.5	460.4	22.8	179.4	23.4	281.0	61.03

5.5.5.4. Índice de Biodegradabilidad (IB)

Los valores del IB permiten determinar el contenido biodegradable en el AR, este parámetro es empleado para seleccionar sistemas de tratamiento de las AR (Perojo *et al.*, 2022; Guzmán

et al., 2020; Caparrós *et al.*, 2021; Lecca y Lizama, 2014; Pérez *et al.*, 2009) es importante definir que si el valor es superior a 0.4, existe una elevada factibilidad para emplear sistemas biológicos en el tratamiento del AR (de Sousa *et al.*, 2020; Bila *et al.*, 2005 y Novelo *et al.*, 2002), en la Tabla V.41 se presentan el IB identificado en las AR tanto en el parámetro de control, afluente y efluente de AR del RHU_3.

Tabla V.41. IB en las AR en el RHU_3.

Parámetro de control	Afluente	Efluente
1.06	0.70	0.71
0.69	0.70	0.68
0.67	0.70	0.68
0.77	0.70	0.71
0.65	0.70	0.71
0.77	0.70	0.68
0.69	0.70	0.68
0.81	0.70	0.67
0.70	0.70	0.69
0.86	0.71	0.70
0.74	0.71	0.70
0.83	0.70	0.70
1.10	0.71	0.68
0.79	0.71	0.71
0.77	0.70	0.71
0.71	0.71	0.71
0.77	0.71	0.71
0.82	0.70	0.72
0.82	0.70	0.72
0.75	0.70	0.72
0.84	0.70	0.70
0.86	0.70	0.71
0.86	0.69	0.70
0.87	0.69	0.70
0.83	0.69	0.70
0.80	0.69	0.71
0.83	0.71	0.70
0.77	0.71	0.70
0.73	0.70	0.70
0.70	0.71	0.70

5.5.5.5. Temperatura (T)

La T es un parámetro de gran relevancia en los sistemas biológicos ya que se encuentra altamente relacionado con el grado de desarrollo de los microorganismos encargados de realizar la depuración de contaminantes. La variación de la T puede ocasionar una disminución en la transferencia del gas metano, así como en la sedimentación biológica, por

lo que la temperatura más recomendada es de 25-35 °C (Qiu *et al.*, 2013; Díaz *et al.*, 2012; Wang y Han 2012; El-Sheikh *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2011; Senthilkumar *et al.*, 2011; Nacheva *et al.*, 2009; Sponza y Uluköy, 2008, Yetilmezsoy y Sakar, 2008; Diamantis y Aivasidis, 2007; Atuanya y Chakrabarti, 2004; Chou *et al.*, 2004). En la Tabla V.42 se presentan los resultados de las temperaturas del AP, el afluente y del efluente de las aguas contaminadas del RHU_3.

Tabla V.42. Temperatura promedio en el RHU_3.

Fecha	Agua Potable (AP) °C	Afluente (A) °C	Efluente (E) °C
08-11-2022	25.2	25.4	26.3
10-11-2022	22.4	23.0	24.0
12-11-2022	28.1	28.9	29.0
14-11-2022	23.0	24.0	24.5
16-11-2022	25.9	26.2	26.4
18-10-2022	23.4	24.3	25.0
20-10-2022	26.0	27.0	27.3
22-10-2022	22.3	22.1	22.4
26-10-2022	22.4	22.5	22.7
06-11-2022	24.3	24.7	24.9
08-11-2022	24.6	24.8	23.4
10-11-2022	23.2	23.0	23.4
12-11-2022	22.4	22.5	22.9
14-11-2022	22.9	23.0	23.4
16-11-2022	22.7	22.5	22.8
18-11-2022	22.8	24.0	24.3
20-11-2022	23.0	23.2	23.7
22-11-2022	22.9	22.6	22.9
24-11-2022	22.5	22.8	23.2
26-11-2022	23.2	23.4	23.7
28-11-2022	24.1	24.5	24.8
30-11-2022	22.4	22.6	22.8
08-01-2023	22.3	22.6	22.8
10-01-2023	23.5	24.2	24.4
12-01-2023	24.2	24.6	24.9
14-01-2023	24.5	24.7	25.2
16-01-2023	25.1	25.3	25.4
18-01-2023	22.1	22.4	22.8
20-01-2023	22.3	22.7	23.1
22-01-2023	22.5	22.8	23.4

5.5.5.6. Potencial Hidrogeno (pH)

El pH es una medida de acidez o alcalinidad de una solución y afecta de manera directa a los procesos biológicos, así como a los componentes con los que son construidos los sistemas empleados para el resarcimiento del agua (Cerón *et al.*, 2005; Amaya *et al.*, 2004; Caixeta *et*

al., 2002 y Visser *et al.*, 1993), se recomienda que las AR se encuentren en un rango de 6.0 y 7.6 en relación al pH (Toledo *et al.*, 2012; Saraz *et al.*, 2007; Caicedo, 2006; Cerón *et al.*, 2005; Pacheco y Magaña, 2003). En la Tabla V.43 se presentan los valores de pH que se obtuvieron en las muestras del AP, el afluente y efluente de las aguas contaminadas conforme a la fecha de muestreo en el RHU_3.

Tabla V.43. pH promedio en el RHU_3.

Fecha	Agua Potable (AP)	Afluente (A) (mg/l)	Efluente (E) (mg/l)
08-11-2022	7.1	7.1	7.0
10-11-2022	7.1	7.1	7.0
12-11-2022	7.1	7.1	7.0
14-11-2022	7.1	7.1	7.0
16-11-2022	7.1	7.2	7.0
18-10-2022	7.1	7.2	7.1
20-10-2022	7.3	7.2	7.1
22-10-2022	7.1	7.1	7.1
26-10-2022	7.4	7.1	7.0
06-11-2022	7.1	7.1	7.0
08-11-2022	7.1	7.2	7.0
10-11-2022	7.1	7.2	7.0
12-11-2022	7.2	7.1	7.0
14-11-2022	7.2	7.1	7.0
16-11-2022	7.2	7.1	7.2
18-11-2022	7.2	7.1	7.0
20-11-2022	7.2	7.1	7.0
22-11-2022	7.2	7.2	7.0
24-11-2022	7.2	7.1	7.0
26-11-2022	7.2	7.1	7.0
28-11-2022	7.2	7.1	7.0
30-11-2022	7.2	7.1	7.0
08-01-2023	7.2	7.1	7.0
10-01-2023	7.2	7.2	7.0
12-01-2023	7.2	7.2	7.0
14-01-2023	7.3	7.2	7.0
16-01-2023	7.4	7.2	7.0
18-01-2023	7.4	7.1	7.0
20-01-2023	7.2	7.1	7.0
22-01-2023	7.2	7.1	7.1

5.6. Comparación de eficiencias de los prototipos instalados

5.6.1. Eficiencia de remoción de GA en prototipos

Las muestras de AP de la vivienda en la que fue construido el RHU_1, presentaron una concentración mínima de 2 mg/l y una máxima de 5 mg/l de GA, en el domicilio seleccionado

de la localidad de San Miguel Tlanichico para la construcción del RHU_2, se identificó un valor mínimo de 0 mg/l con un máximo de 2 mg/l y el AP de la vivienda unifamiliar de la comunidad de Santiago Cacaotepec Etla, sitio de construcción del RHU_3, se determinó una concentración mínima de 0 mg/l y una máxima de 2 mg/l de GA, tal como se muestra en la Figura V.88. De acuerdo a investigaciones efectuadas en otros sitios, es posible encontrar este tipo de contaminante en el AP de viviendas en comunidades tanto urbanas, suburbanas y rurales (Collin *et al.,* 2020; Williams *et al.,* 2012; Rodríguez y Erazo, 2011), por su parte, la NOM-127-SSA1-1994 define que no debe de existir la presencia de este contaminante en el AP en ningún sitio, sin embargo, Almazán *et al.* 2016 señala que es posible encontrar GA por arrastre de contaminantes en corrientes de afluentes de arroyos y se pueden encontrar concentraciones de hasta 4.73 mg/l.

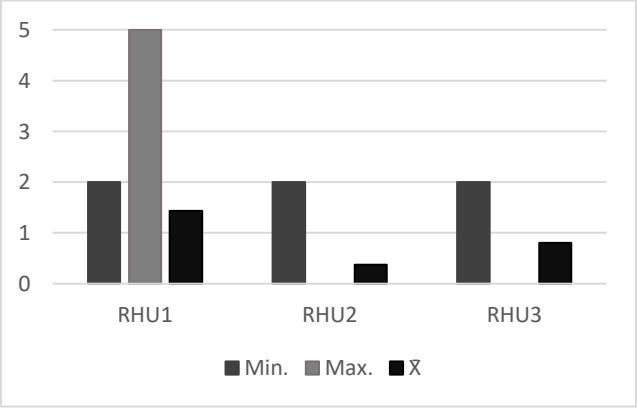


Figura V.83. Valores de GA en el AP de las viviendas seleccionadas.

Fuente: Elaboración propia.

En el afluente del RHU_1, se identificó un valor mínimo de 47 mg/l y un máximo de 65 mg/l de GA, con una $\bar{x}$ de 41.20 mg/l; en el RHU_2 se determinaron 32 mg/l como valor mínimo y un máximo de 65 mg/l con $\bar{x}$ de 41.20 mg/l y en el RHU_3, se presentó una concentración de mínima 56 mg/l y una máxima de 32 mg/l, con una $\bar{x}$ de 40.78 mg/l, tal como se muestra en la Figura V.89. De acuerdo a los parámetros definidos por Metcalf y Eddy (2003), las AR domésticas deben presentar valores entre 50-150 mg/l, definiendo una concentración débil de 50 mg/l, media de 100 mg/l y fuerte de 150 mg/l, conforme a esta clasificación, las AR del afluente del RHU_1 presentó una concentración débil-media, el RHU_2 concentración débil y el RHU_3 una concentración débil. Sin embargo, se han realizado

estudios que definen concentraciones de este parámetro en las AR domésticas, tal como lo publicado por Isarain *et al.* (2015), quien define un valor de 14.23 mg/l como valor máximo, por su parte, Villanueva y López, (2014) determinaron 60 mg/l como un valor máximo de este contaminante en AR crudas y Crombet *et al.* (2013) establecieron un intervalo de 33.2-67.9 mg/l, se ha identificado que, los restos de alimentos son aquellos que aumentan la concentración de este contaminante (Collin *et al.* 2020; Williams *et al.* 2012).

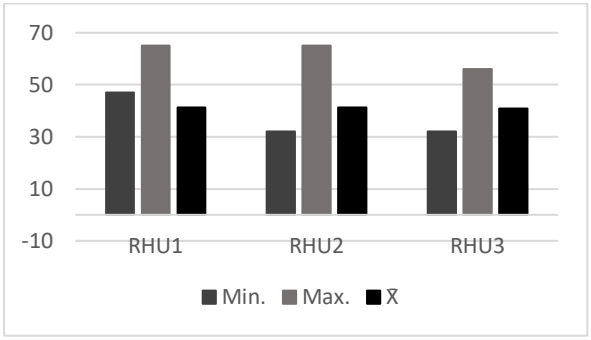


Figura V.84. Valores de GA en afluentes de prototipos instalados.

Fuente: Elaboración propia.

En el efluente de las AR del RHU_1, se identificó un valor mínimo de 1 mg/l y un máximo de 4 mg/l de GA, en el RHU_2 se determinó una concentración mínima de 1 mg/l y una máxima de 4 mg/l y en el RHU_3 se determinaron cantidades de 1 mg/l y 3 mg/l como valor mínimo y máximo respectivamente (Figura V.90).

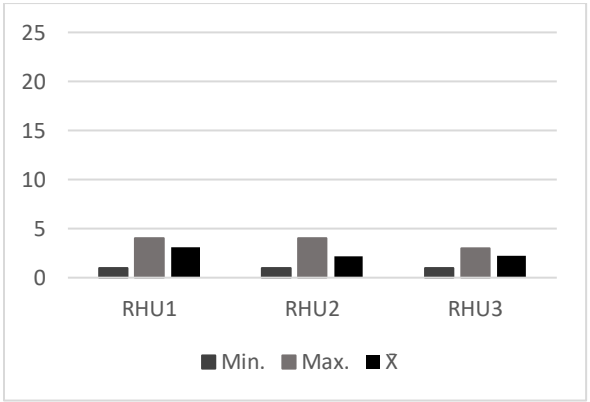


Figura V.85. Valores de GA en los efluentes de prototipos.

Fuente: Elaboración propia.

De acuerdo a los rendimientos obtenidos en el RHU_1, en la remoción de GA, se obtuvieron valores de 96.82% con una concentración de GA en el AP de 1.0 mg/l. Sin

embargo, este reactor mostró una disminución de la eficiencia en la remoción de GA a los 100 días de inicio de operación en un valor de 13.49%; esto debido a que el AP ingresó con un valor alto de GA, a diferencia de los días subsecuentes de los ensayos. El rendimiento promedio en la remoción de GA en este prototipo fue de 94.45% como valor esperado, el rendimiento máximo alcanzó 96.82% siempre y cuando el valor del AP se mantenga constante con valor mínimo de 2.0 mg/l, es notorio que un incremento de GA en el AP puede disminuir la eficiencia hasta 83.33%. Es importante mencionar que, cuando el valor mínimo de GA que ingresó en el reactor fue de 47 mg/l, incluyendo la concentración de la contaminante in situ, representó alrededor del 4.25% del total, la concentración a la salida equivale a valores semejantes con que ingresa el AP, por lo que el RHU_1 demostró su alta eficiencia. Cabe señalar que, la eficiencia del RHU_1 dependerá de la calidad del AP, si este último contiene un nivel de contaminantes alto, este nivel será el límite inferior de concentración que presente el efluente. Por su parte, el rendimiento mostrado por el RHU_2, fue de 94.83% como valor esperado, es notorio que, un incremento de GA en el AP incide de manera directa en la eficiencia de remoción de GA por el reactor, mientras sea mayor el valor de este contaminante presente en el AR, existe una disminución en la eficiencia del RHU_2, ya que el rendimiento máximo llegó a 97.22% siempre y cuando el valor de AG en el AP se mantuvo con valor mínimo de 0 mg/l. En el RHU_3, el rendimiento máximo en la remoción de GA fue de 96.87% y mínimo de 93.88%, con una $\bar{x}$ de 94.67%. De igual forma, el rendimiento máximo del RHU_3 fue de 96.87% cuando el valor del AG en el AP fue de 0 m/l, aunque, un incremento de GA en el AP disminuyó su eficiencia del RHU_3, hasta 93.88%, presentando decrementos en su rendimiento medio. Por lo anterior se define que, la eficiencia del dispositivo en la remoción de GA depende de la calidad del AP, si este último contiene un nivel de contaminantes alto, este nivel será el límite inferior de concentración que presente el efluente de los reactores. Las eficiencias esperadas para la remoción de GA de los prototipos instalados y evaluados se presentan en la Figura V.91, cabe señalar que, las eficiencias mostradas por los prototipos instalados y evaluados, en la remoción de GA coinciden con las señaladas por autores en diversos sistemas biológicos, tal es el caso de Cisterna & Arancibia (2019), que definen valores de remoción en reactores biológicos entre 69-92%, Leonardo y Díaz (2018) establecen eficiencias de remoción en humedales de 88.89% de GA, Agualimpia *et al.* (2016), señalan remociones con eficiencias de 68 a 84 %

utilizando cepas bacterianas del aceite de molinos de palma en un RAFA y Reyes, (2016) estableció valores máximos de 99.40 % en eficiencias de remoción de GA, utilizando un biofiltro de fibra de coco.

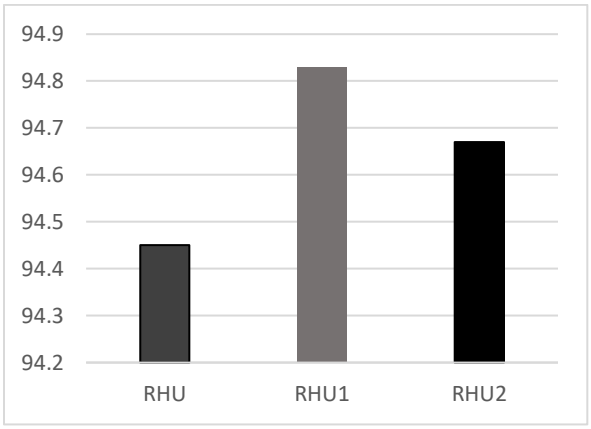


Figura V.86. Eficiencia de la remoción de GA de los prototipos evaluados.

Fuente: Elaboración propia.

5.6.2. Eficiencia de remoción de DQO en prototipos

En relación a la DQO, el AP de la vivienda, en la que se construyó el RHU_1 (Oaxaca de Juárez), presentó un valor de mínimo 614 mg/l y un máximo de 680 mg/l, con una $\bar{x}$ de 12.43 mg/l. En la vivienda seleccionada para la construcción del RHU_2 (San Miguel Tlanichico), se determinó en el AP un valor mínimo de 3 mg/l y un máximo de 32 mg/l con una $\bar{x}$ de 9.93 mg/l y en la vivienda donde se instaló el RHU_3 (Santiago Ccaotepec Etla), el AP presentó una concentración mínima de 3 mg/l y una máxima de 30 mg/l, los valores de DQO en las viviendas seleccionadas para la contrucción de los prototipos se presentan en la Figura V.92.

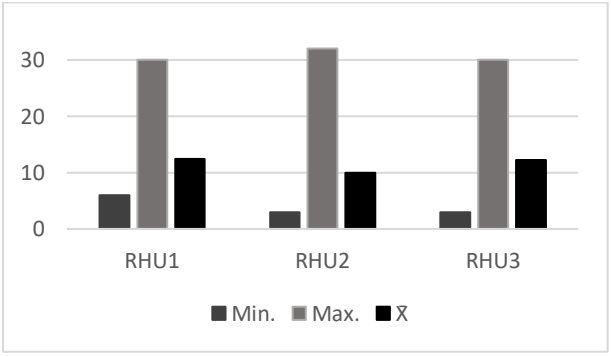


Figura V.87. Valores de DQO en AP de las viviendas seleccionadas.

Fuente: Elaboración propia.

De acuerdo con la NOM-127-SSA1-1994, en el Agua Potable (AP), no debe de existir algún valor de DQO, por lo que, en ninguna de las viviendas seleccionadas se cumplió con lo establecido en esta Norma, cabe señalar que, la presencia de DQO en el AP en un indicador de contaminantes orgánicos (Sun *et al.* 2020; Edomwonyi & Adelakun, 2018; Hasan *et al.* 2011; Ergas & Rheinheimer, 2004; Eggins *et al.* 1997), si bien se han encontrado valores de este parámetro en el AP de otros domicilios, tal es el caso de Egoavil *et al.* (2013), quienes encontraron valores de DQO en fuentes de AP de 6.51 a 21.0 mg/l. Por su parte, Torres *et al.* (2013), presentan una clasificación del AP, en relación a la concentración de DQO (Tabla V.23).

Tabla V.23. Clasificación de contaminación de AP en términos de DQO

Indicador	**Valor (mg/l)**
Excelente	≤10
Buena calidad	10 < AP < 20
Aceptable	20 < AP < 40
Contaminada	20 < AP < 40
Fuertemente contaminada	>200

Fuente: Torres et al. (2013).

De acuerdo a la Tabla V.23, el AP en las viviendas seleccionadas, se clasifican como aceptable, si bien, la NOM-127-SSA1-1994, no establece una concentración máxima permitida de DQO en el AP, la OMS (1998) citado en Fuentes *et al.* (2015) lo fija en no mayor de 20 mg/l, el cual fue tomado como parámetro de control para los experimentos efectuados. Por su parte, en el afluente de las AR del RHU_1, se determinó un valor mínimo de 614 mg/l y un máximo de 680 mg/l, con una $\bar{x}$ de 634.03 mg/l, en el RHU_2, se identificó un valor comprendido en el rango de 580- 660 mg/l, con una $\bar{x}$ de 623.13 mg/l y en el RHU_3, se encontraron valores de 625- 652 mg/L, con una con una $\bar{x}$ de 636.57 mg/l tal como se muestra en la Figura V.93. De acuerdo con la clasificación definida por Metcalf & Eddy (2003), los afluentes de AR domésticas deben presentar valores de 250-1000 mg/l, con una concentración débil de 250 mg/l, una media de 500 mg/l o una fuerte de 1000 mg/l, conforme a esta clasificación las AR de los reactores construidos, presentan una contaminación media, asimismo, se han efectuado estudios que definen concentraciones de este parámetro en AR domésticas: 307$\pm$ 81mg/l (Mejía *et al.* 2017), 220-370 mg/l (Martínez *et al.* 2016).

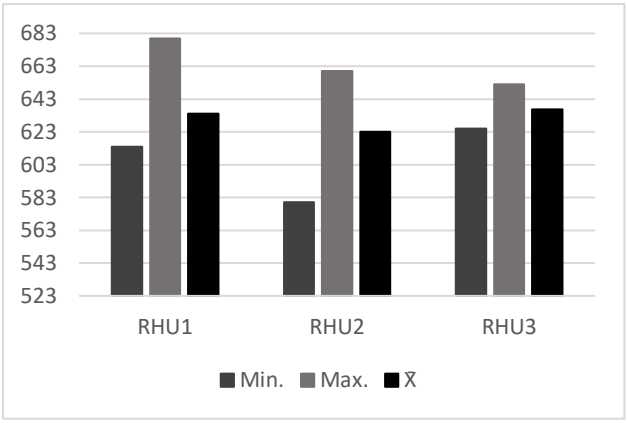


Figura V.88. Valores de DQO en afluentes de prototipos instalados.

Fuente: Elaboración propia.

En el efluente de las AR del RHU_1, se determinó un valor mínimo de 229 mg/l y un máximo de 330 mg/l de DQO; en el efluente del RHU_2, se determinaron valores en un rango de 210-288 mg/l y en el RHU_3, determinaron como valor mínimo y máximo 216 mg/l y 290 mg/l respectivamente. En la figura V.94, se presentan los valores máximos, minimos y promedio de DQO en los reactores construidos, como se señaló anteriormente, la NOM-001-SEMARNAT-1996, no menciona ningún valor de este parámetro en los efluentes.

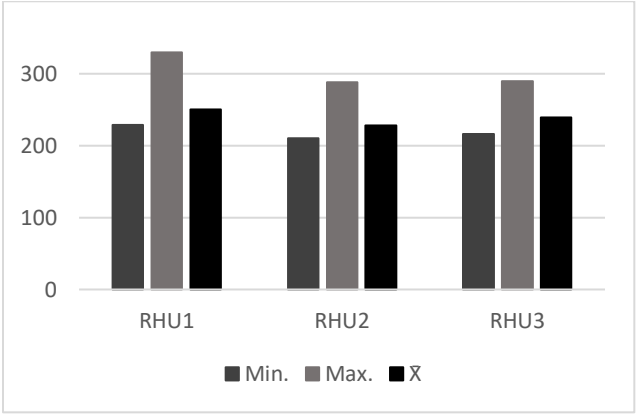


Figura V.89. Valores de DQO en los efluentes de prototipos.

Fuente: Elaboración propia.

El rendimiento medio del RHU_1, en la disminución de DQO, fue de 60.55% como valor esperado, su rendimiento máximo alcanzó 63.71%, mientras el valor del AP se mantuvo normalizado en 6 mg/l, sin embargo, al aumentar la concentración de DQO en el AP su rendimiento disminuyó hasta 49.77% . El RHU_2 presentó un rendimiento medio de 63.56%

como valor esperado, este reactor presentó un rendimiento máximo de 66.41%, siempre y cuando el valor del AP se mantuvo normalizado en un valor de 3.0 mg/l, esta variación ocasionó una disminución en el tiempo hasta 57.48% de la DQO, por lo que existe una diferencia de 25 mg/l, entre el valor más bajo en el AP y de mayor valor y el rendimiento medio del RHU_3 fue de 62.40%, la eficiencia máxima alcanzó 66.41% mientras que el valor del AP se mantuvo normalizado en 3.0 mg/l. Las eficiencias de remoción de los prototipos instalados y evaluados se muestran en la Figura V.95.

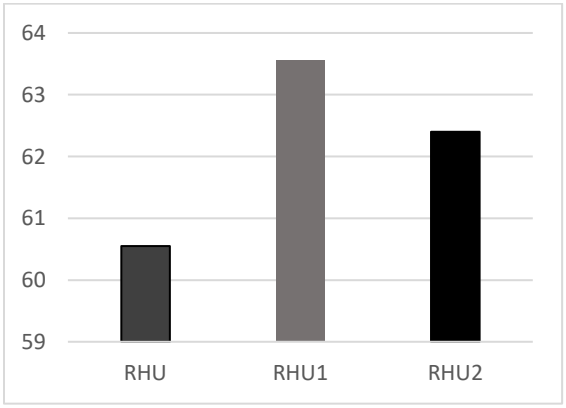


Figura V.90. Eficiencia de la remoción de DQO de los prototipos evaluados.

Fuente: Elaboración propia.

Cabe señalar que, las eficiencias de remoción de DQO en los prototipos instalados y evaluados coinciden con lo establecido por otros autores, que han evaluado diversos sistemas biológicos y considerando una alta eficiencia en sus reactores biológicos, tal como Mejía *et al.* (2017) señala eficiencias de remoción de DQO de 53% en un sistema anaerobio integrado por un tanque séptico y un filtro anaerobio de flujo ascendente, Martínez *et al.* (2016), reportan una disminución de DQO de 50 a 76% utilizando un RAFA y una celda microbiana de combustible, Isarain *et al.* (2015) señalan eficiencias de 39.56% de remoción de DQO en una celda electrolítica de flujo tipo filtro prensa, acoplada a un concentrador parabólico compuesto solar, Álvarez *et al.* (2006) definió una disminución de 54-58% de DQO en un RAFA, Moawad *et al.* (2009) señala eficiencias de disminución de este parámetro en 57%, utilizando un RAFA y El-Masry *et al.* (2004), define eficiencias de disminución de DQO de hasta 95.8% en un sistema bilógico enriquecido con *Pseudomonas sp y Pseudomonas diminuta*, por lo establecido se define que los prototipos de RHU presentaron una buena eficiencia en la remoción de este parámetro.

5.6.3. Eficiencia de remoción de DBO_5 en prototipos

El AP en la vivienda de Oaxaca de Juárez, presentó valores de DBO_5 entre los 4.08-18.90 mg/l, con una $\bar{x}$= 11.44 mg/l, en el domicilio del RHU_2, el AP presentó un valor mínimo de 2.2 mg/l y un máximo de 23.9 mg/l, con una $\bar{x}$ = 7.07 mg/l y en la vivienda en la que se implementó el RHU_3, se observó que el AP presentó valores en un rango de 2.5-24.0mg/l, con una $\bar{x}$ = 9.59 mg/l (Figura V.96).

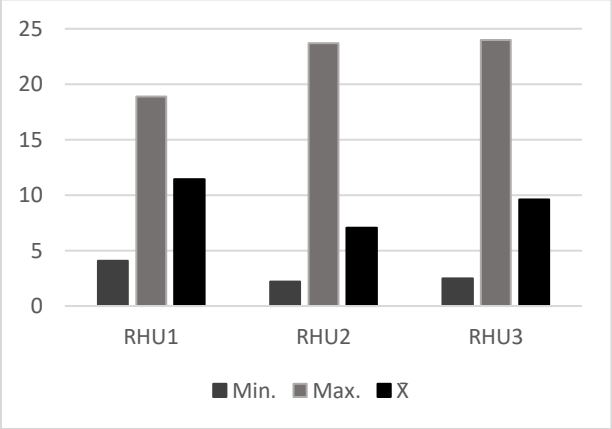


Figura V.91. Valores de DBO5 en AP de las viviendas seleccionadas.

Fuente: Elaboración propia.

Si bien, existe la posibilidad de encontrar DBO_5 en el AP, debido a que se relaciona con la presencia de contaminantes orgánicos (Sun *et al.* 2020; Edomwonyi & Adelakun, 2018; Hasan *et al.* 2011; Ergas & Rheinheimer, 2004; Eggins *et al.* 1997), asimismo, las cuantías de este parámetro en el AP son diversas y dependen fundamentalmente de la fuente de AP (Parashar *et al.* 2008), los valores encontrados en AP, van desde los 223.3-245 mg/l (Trujillo y Guerrero, 2015) y 4.2-23 mg/l (Emile, 2011). Por otra parte, en el afluente de AR que ingresaron al RHU_1 se determinó un valor mínimo de 403 mg/l y máximo de 448 mg/l, con una $\bar{x}$ = 432.1 mg/l, en el RHU_2, se determinaron valores en un rango de 406.00-465.8mg/l, con una $\bar{x}$= 435.89 mg/l y en el RHU_3, se definieron valores en el rango comprendido de 435.2-460.4mg/l, como valor mínimo y máximo respectivamente, con una media de 447.46 mg/l (Figura V.97). En este sentido, Metcalf & Eddy (2003) establecen que la composición típica de los afluentes de las AR domésticas deben presentar valores entre 110-400 mg/l, clasificándolos en: débil (110 mg/l), media (220 mg/l) y fuerte (≥400 mg/l), de acuerdo a esta clasificación, los afluentes presentaron una concentración fuerte, así mismo,

se han efectuado otros estudios que señalan valores de DBO_5: 59-112 mg/l (Crombet *et al.* 2013) y 300 mg/l, 182.6 ± 142 mg/ (Rodríguez *et al.* 2010) en afluentes de AR domésticas.

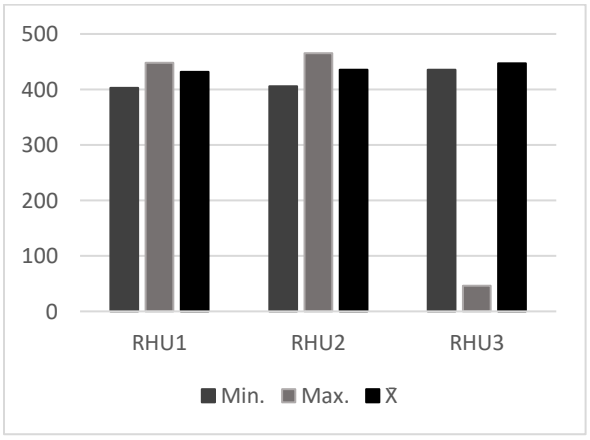


Figura V.92. Valores de DBO_5 en afluentes de prototipos instalados.

Fuente: Elaboración propia.

Cabe señalar que, en el efluente del RHU_1, se determinó un valor mínimo de 140 mg/l y un máximo de DBO_5 de 200 mg/l, con una $\bar{x}$= 156.93 mg/l, en el efluente del RHU_2, se determinaron valores comprendidos entre 181.1- 146.0 mg/l con una $\bar{x}$= 156.23 mg/l y en el RHU_3, el afluente de las AR presentó un valor mínimo de 145.4 mg/l y un máximo de 203.2 mg/l de DBO_5, con una $\bar{x}$ de 168.07 mg/l, tal como se muestra en la Figura (V.98), estos valores cumplen con lo definido con la NOM-001-SEMARNAT-1996, únicamente para descarga en suelos pero no para la descarga de las aguas residuales en cuerpos de agua o uso de riego agrícola.

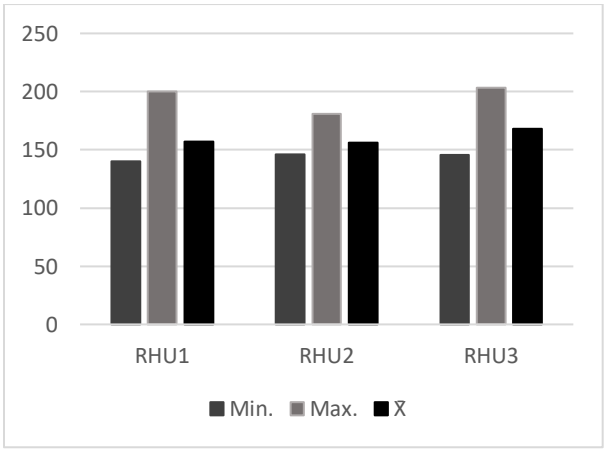


Figura V.93. Valores de DBO_5 en los efluentes de prototipos.

Fuente: Elaboración propia.

A partir de lo definido anteriormente, se identificó que el rendimiento promedio del RHU_1 fue de 63.63%, sin embargo, al aumentar la concentración de DBO_5 en el AP, el rendimiento disminuyó hasta 51.94%, presentando decrementos de su rendimiento medio. Asimismo, el rendimiento máximo del RHU_2, fue de 66.19%, sin embargo, al aumentar la concentración de DBO_5 en el agua de referencia disminuyó hasta 61.12%. El rendimiento promedio del RHU_3 fue de 62.45% como valor esperado, sin embargo, el valor mínimo de eficiencias en la remoción de DBO_5 fue de 63.63% (Figura V.99).

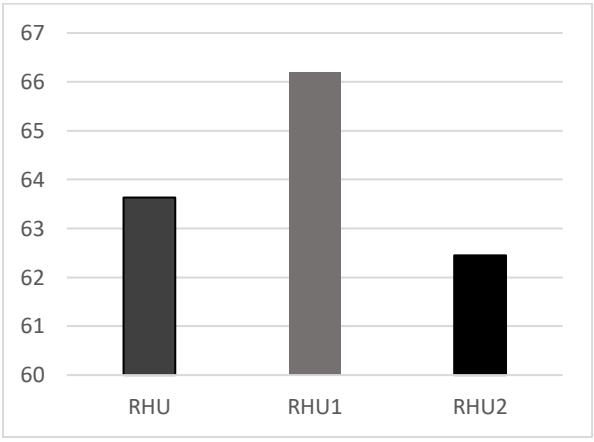


Figura V.94. Eficiencia de la remoción de DQO de los prototipos evaluados.

Fuente: Elaboración propia.

En relación a la eficiencia de la remoción de DBO_5, de los prototipos instalados y evaluados, existen eficiencias señaladas por otros autores en diversos sistemas biológicos, tal es el caso de de Sousa *et al.* (2020) quienes establecen eficiencias de remoción de 50.0% de DBO_5 en un reactor aerobio de lodo granular, Gómez y Álvarez (2008) señala eficiencias de remoción de materia orgánica en términos de este parámetro de 67-82% y de 80-88% en un FAFA con soporte de grava y anillos de guadua respectivamente.

5.6.4. Índice de biodegradabilidad en prototipos

El IB de la AP de la vivienda de Oaxaca de Juárez, presentó un máximo de 1.64 y mínimo de 0.50, con una $\bar{x}$= 0.84, en el AP de la vivienda de San Miguel Tlanichico, se presentaron valores de 0.54-1.76, mínimo y máximo respectivamente, con un valor medio de 0.73 y en la vivienda de Santiago Ccacotepec Etla, los valores determinados se encontraron en un rango de 0.65-1.10, con una $\bar{x}$= 0.85. En relación al afluente de las AR de la vivienda del RHU_1 se

identificó un mínimo de 0.62 y un máximo de 0.71, con un valor medio de 0.68, en el RHU_2 se determinó una $\bar{x}$= 0.70, con un valor mínimo de 0.68 y un máximo de 0.73 y en RHU_3 se determinaron valores comprendidos en el rango de 0.69-0.71, con un valor medio de 0.70. En el efluente de las AR del RHU_1 se identificó un mínimo de 0.56 y un máximo de 0.69, con una $\bar{x}$= 0.63, en el RHU_2 se presentó un valor medio de 0.69, en un rango definido de 0.66-0.71y en el RHU_3 se determinó un valor medio de 0.70 con un valor mínimo de 0.68 y un máximo de 0.73. El IB promedio del RHU_1 obtenido fue de 1.01 como valor esperado, en el RHU_2, se determinó un valor promedio de 0.73 y en el RHU_3 un valor medio de 0.79, tal como se muestra en la Figura V.100.

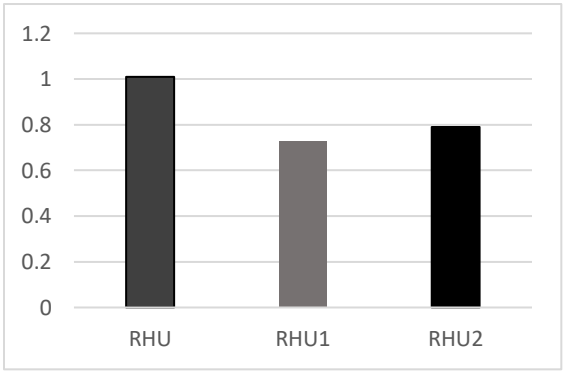


Figura V.95. Valores de IB en prototipos instalados.

Fuente: Elaboración propia.

Cabe señalar que, Sánchez y García (2018), establecen que los sistemas no convencionales no soportan IB menores a 0.4. De la misma manera, Cepeda (2018) establece que si el valor de este parámetro es mayor a 0.5 se puede tratar el agua mediante tratamientos biológicos y si es menor a 0.3 se requiere de tratamientos fisicoquímicos, por su parte, Sánchez *et al.* (2018) señalan que si se obtiene valores de IB mayores a 0.46, es un valor satisfactorio para tratarse en sistemas convencionales.

5.6.5. Temperatura en prototipos

El AP de la vivienda de Oaxaca de Juárez, presentó una T mínima de 21.9 °C y un valor máximo de 26.8 °C, con una $\bar{x}$= 23.58 °C, en el AP de la vivienda de la localidad de San Miguel Tlanichico, se determinaron temperaturas comprendidas en el rango de 21.0-26.2°C, con una $\bar{x}$= 23.58°C y en el AP del domicilio de la comunidad de Santiago Cacaotepec Etla,

se identificaron temperaturas en un intervalo de 22.1-28.1°C, con una $\bar{x}$= 23.54 °C (Figura V.101), cabe señalar que, la NOM-127-SSA1-1994, no define un valor de este parámetro en el AP, sin embargo, Rubio *et al.* (2015), establecen que la mayor contaminación del AP se presenta en verano, lo que habilita una proliferación de coliformes totales, asimismo, Mayorga y Mayorga (2015) establecen que, las temperaturas de AP con un intervalo entre los 15-20 °C permiten una alta solubilidad del oxígeno en el factor hídrico, coadyuvando con su calidad.

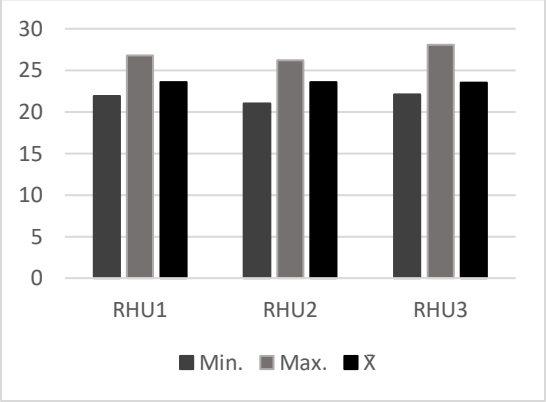


Figura V.96. Valores de T en AP de las viviendas seleccionadas.

Fuente: Elaboración propia.

Por su parte, en el afluente de AR del RHU_1, se identificó un valor un mínimo de 20.1°C y un máximo de T de 26.9 °C y con una $\bar{x}$= 25.41 °C, en el afluente del RHU_2, se determinaron T en el intervalo de 21.2- 25.8 °C, con una $\bar{x}$= 23.45 °C y en el RHU_3 se determinaron temperaturas comprendidas en el intervalo de 22.1-28.9°C, con una $\bar{x}$= 23.88°C (Figura V.102).

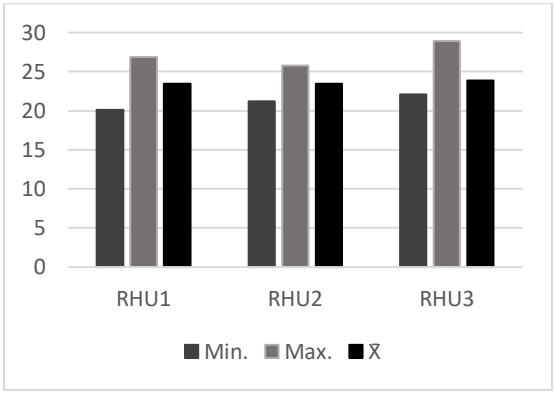


Figura V.97. Valores de T en afluentes de prototipos instalados.

Fuente: Elaboración propia.

Cabe señalar que, CONAGUA (2015a) define una temperatura de afluente de AR con un valor de 25 °C en promedio. Por otra parte, en los efluentes de las AR del RHU_1, se determinó un valor mínimo de 20.4 °C y un máximo de T de 27.4 °C, con una media de 23.58°C, en el RHU_2, se determinaron valores de 21.7-26.2 °C, con una $\bar{x}$= 23.58 °C y en el RHU_3 se registraron T de 22.4-29.0 °C, como valor mínimo y máximo respectivamente, con una $\bar{x}$= 24.19 °C, tal como se muestra en la Figura V.103.

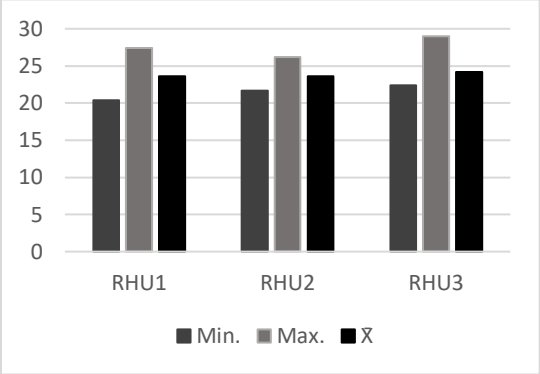


Figura V.98. Valores de T en los efluentes de prototipos.

Fuente: Elaboración propia.

De acuerdo con Acosta y Abreu (2005), la T debe mantenerse constante sin variaciones bruscas, los reactores biológicos operan de manera eficiente a una temperatura de 35° C, sin embargo, la CONAGUA (2015a) recomienda que el intervalo mesofílico (30-38 °C) es el valor más recomendable para obtener un proceso de degradación de contaminantes principalmente de tipo orgánico. Las temperaturas óptimas de los procesos biológicos deben de situarse en un valor no mayor a los 35 ° C, sin embargo, se han efectuado estudios de procesos biológicos con valor de temperatura menores a los 20 °C, los cuales son funcionales aun cuando la temperatura es menor a la recomendada (CONAGUA, 2015a; Hinken *et al.,* 2014; Qiu *et al.,* 2013; Díaz *et al.,* 2012; Wang & Han 2012). Los valores en la T de los prototipos evaluados se mantuvieron ligeramente por encima del límite mínimo recomendado (20°C).

5.6.6. PH

El AP de la vivienda de Oaxaca de Juárez, presentó valores alcalinos y neutro en su pH, en un rango de 7.2-7.4 con una $\bar{x}$= 7.2, en el AP del domicilio seleccionado de San Miguel

Tlanichico, se identificaron valores de pH comprendidas el intervalo de 7.0-7.3 °C, con una $\bar{x}$= 7.1 y el AP de la casa seleccionada en Santiago Cacaotepec Etla, se obtuvieron datos de pH de 7.1-7.4, con una $\bar{x}$= 7.2 °C (Figura V.104).

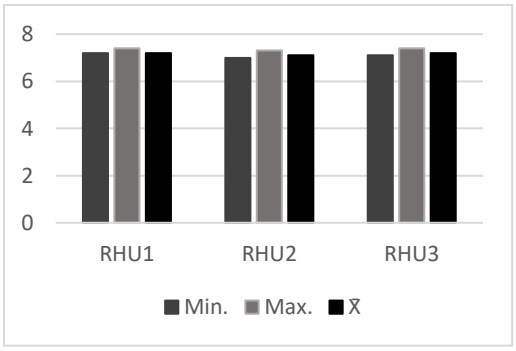


Figura V.99. Valores de pH en AP de las viviendas seleccionadas.

Fuente: Elaboración propia.

Por su parte, en el afluente de las AR del RHU_1, se determinaron valores de pH de 7.1-7.3 con una $\bar{x}$= 7.1, en el afluente del RHU_2, se definieron valores de pH en el intervalo de 7.0-7.3, con una $\bar{x}$= 7.1 y en el RHU_3 se determinó un rango de pH de 7.1-7.2, con una $\bar{x}$= 7.1, cabe señalar que, se han realizado estudios que demuestran que este parámetro en AR domésticas presenta un rango de pH en relación a los contaminantes presentes en el AR, tal como lo establecen Amaya *et al*. (2004), quienes encontraron valores de 9-11 en AR domésticas y Crombet *et al.* (2013) encontraron valores con un pH ácido de 6.8. En la figura V.105, se presentaa el pH promedio de los afluentes de los prototipos instalados y evaluados.

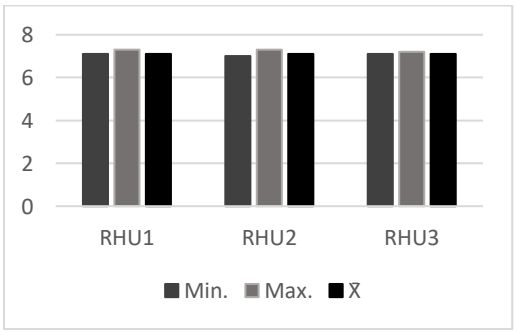


Figura V.100. Valores de pH en afluentes de prototipos instalados.

Fuente: Elaboración propia.

Además, en el efluente de las AR del RHU_1, los valores de pH se encontraron en un rango de 7.0-7.3. El promedio del efluente de las AR fue de 7.02, presentando un valor de neutralidad de 7.0, con una repetición de 26 veces en un total de 30 muestras analizadas. En el RHU_2 se determinaron 22 valores neutros en un total de 30 repeticiones efectuadas, el valor mas alcalino determinado fue de 7.2 y en el RHU_3 se identificaron 25 repeticiones con un valor neutro en el pH, con un valor alcalino máximo de 7.2, cabe señalar que, en ninguno de los prototipos evaluados se identificaron valores ácidos o menores de 7.0 en su PH, tal como se puede observar en la Figura V.106.

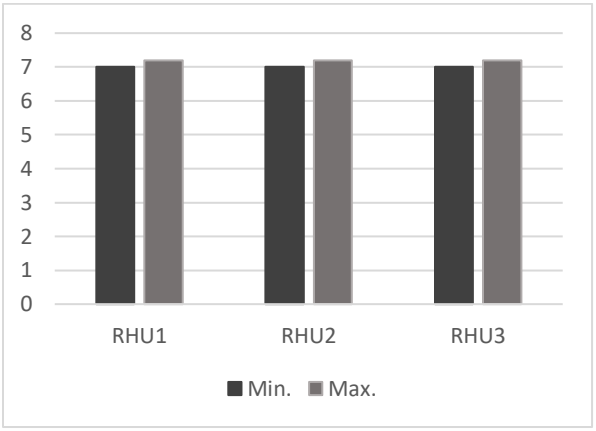


Figura V.101. Valores de pH en efluentes de prototipos instalados.

Fuente: Elaboración propia.

En la Figura V.106 se observa que el pH en los tres prototipos instalados y evaluados se mantuvo alcalino, una causa de este efecto se encuentra relacionada con la captura de minerales por parte del sistema. Esto se alinea con hallazgos previos de investigaciones, como lo menciona Picos (2016), donde se establece que los sistemas de tratamiento de aguas residuales anaeróbicos (RAFA) y facultativos (FAFA) tienden a tener una baja eficiencia en la remoción de metales, como el cianuro, el cadmio, el zinc y otros contaminantes similares, es importante destacar que la presencia de minerales y metales en el agua residual puede influir en el pH del efluente debido a procesos de precipitación y reacciones químicas. La captura de estos compuestos por el sistema podría resultar en una disminución del pH a medida que se forman precipitados o se producen interacciones químicas, dado que la disminución del pH puede tener implicaciones en la calidad del agua tratada y su impacto ambiental, es fundamental evaluar y comprender las causas detrás de esta disminución.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- En las comunidades de San Miguel Tlanichico, municipio de Trinidad de Zaachila y Santiago Cacaotepec Etla, municipio de San Lorenzo Cacaotepec, se identificó que, existe una preocupación latente por la falta de infraestructura para el saneamiento de las aguas residuales por las autoridades municipales y los pobladores, asimismo, se reconoció la necesidad de abordar esta problemática presente a través de una propuesta de solución apropiada factible y viable.

- Los pobladores de San Miguel Tlanichico y Santiago Cacaotepec Etla, identificaron problemas medioambientales en sus localidades, priorizando la necesidad de infraestructura para el saneamiento de las aguas residuales, sin embargo, debido a la falta de apoyo económico federal, estatal o municipal, la construcción de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) no es posible, dado los elevados costos que implica la construcción, operación y mantenimiento de esta tecnología convencional.

- Los habitantes de la localidad de Santiago Cacaotepec Etla reconocieron la existencia de tecnologías empleadas para el saneamiento del agua, sin embargo, en las viviendas se identificó que, se carece de sistemas que pueden ser empleados para mitigar la falta de saneamiento de las aguas residuales en su población, la razón fundamental se debe a la falta de apoyos económicos gubernamentales para su implementación, este hecho demuestra que existe un bajo interés en la aportación económica propia de los usuarios del agua para sanear sus aguas residuales generadas.

- En ambas localidades se ha adoptado como una forma de saneamiento de las aguas residuales la implementación de fosas sépticas, a pesar de que los pobladores reconocen su baja eficiencia en la disminución de parámetros y remoción de contaminantes perjudiciales conforme a la NOM-001-SEMARNAT-1996, cabe señalar que, a pesar de ser una tecnología ampliamente utilizada en México para disminuir el impacto adverso significativo que ocasionan las aguas residuales, no

existen estudios suficientes que comprueben su eficiencia con el cumplimiento de esta legislación ambiental en materia de aguas residuales.

- La población de San Miguel Tlanichico y Santiago Cacaotepec Etla, presentan una buena disposición a la capacitación y para recibir información acerca de tecnologías alternativas que permitan el saneamiento de las aguas residuales, ya que los pobladores y las autoridades municipales lo identifican como una problemática latente y urgente a solucionar, por lo que se requiere definir una planeación estratégica para lograr una trasferencia tecnológica del RHU que contribuya al saneamiento del agua. Lo anterior, a través de la capacitación y la elaboración de un programa de sensibilización y concientización para la gestión adecuada del agua.

- Para la estabilización del RHU, no se recomienda el uso del estiércol de ganado bovino como material biológico externo (inóculo), para permitir que alcance una autosuficiencia en el proceso, a menos que se efectué un tratamiento previo con la finalidad de eliminar completamente la fibra presente y evitar la compactación del material orgánico semiestabilizado dentro del reactor, evitando taponamientos en las instalaciones sanitarias del reactor.

- En los prototipos instalados y evaluados el RHU_1 presentó un mayor tiempo en el proceso de estabilización (187 días), en comparación con el RHU_2 y RHU_3 (144 días y 138 días respectivamente), lo anterior se debe fundamentalmente a que en el primer prototipo instalado (RHU_1), se construyó como prueba piloto, para evaluar, identificar y corregir incidentes en la operación del RHU_1, por lo que al realizar estas adecuaciones, se requirió el desazolve agua residual, esto ocasionó que el sistema retardará su tiempo de estabilización.

- Las muestras de agua potable de las viviendas seleccionadas para la construcción y evaluación de los prototipos del RHU no cumplieron con lo establecido la normatividad vigente en materia de agua potable (NOM-127-SSA1-1994), debido a la presencia de contaminantes y parámetros de GA, DQO y DBO_5, ya que el agua

apta para consumo humano no debe de presentar ningún valor de estos indicadores, lo anterior, puede ser motivo del contacto directo o indirecto del agua potable con contaminantes de tipo orgánico.

- El RHU presentó una alta eficiencia en la remoción de GA, con porcentajes de eliminación mayor al 95%, por lo que este reactor se mostró eficiente en la eliminación de este contaminante, es conveniente señalar que, la NOM-001-SEMARNAT-1996, establece como único indicador la concentración de este contaminante para la descarga de los efluentes de aguas residuales en el suelo, la concentración definida por esta norma es de 25 mg/l en promedio diario y en el efluente de las aguas residuales en el RHU, no se excedió en ningún momento con este valor establecido. Cabe señalar que el RHU_2, mostró una mayor eficiencia en la remoción de GA (10.20%), dicho reactor fue construido en la localidad rural de San Miguel Tlanichico.

- Los prototipos del RHU evaluados, presentaron una eficiencia global promedio mínima de 60.55% y una máxima de 63.56%, su eficiencia de remoción coincide con lo establecido con investigadores que han reportado resultados similares en la disminución de este parámetro en aguas residuales domésticas, por su parte, la NOM-001-SEMARNAT-1996, no define valores de este parámetro como indicador para la descarga de efluentes en suelo.

- Los valores del índice Biodegradabilidad (≥ 0.4) del efluente del RHU, demuestra que, puede adecuarse o construirse un proceso biológico adicional para mejorar el efluente de aguas residuales en el RHU, esto, con la finalidad de mejorar la calidad del agua, sin comprometer sus características como tecnología apropiada, social o alternativa.

- La temperatura en los prototipos instalados y evaluados alcanzaron un valor máximo de 28.9 °C (RHU_2), por su parte, la NOM-001-SEMARNAT-1996, no establece un límite máximo permisible de este parámetro, para descarga de efluentes de aguas

residuales en suelo, asimismo, en las investigaciones efectuadas en reactores para el saneamiento de aguas residuales de tipo biológico, se define que la temperatura no debe de exceder los 36 °C para su correcto funcionamiento, por lo que, el RHU mostró temperaturas que permitieron un buen proceso de degradación de contaminantes principalmente de tipo orgánico.

- En los tres prototipos instalados y evaluados existió una disminución del pH y se atribuye a que el sistema estuvo atrapando minerales, ya que, los reactores biológicos empleados para el saneamiento de aguas residuales, presentan una baja eficiencia en la remoción de metales tal como el cianuro, el cadmio, zinc, entre otros. Es importante mencionar que, el pH no se encuentra definido por la NOM-001-SEMARNAT-1996, para la descarga de efluentes de aguas residuales aguas y bienes nacionales.

- Para la construcción del RHU como propuesta de saneamiento, no se recomienda el uso de anillos de carrizo (*Phragmites australis*) como medio filtrante, debido al riesgo de arrastre del material de este tipo de soporte a las tuberías de conducción de las aguas residuales, de acuerdo al seguimiento en el proceso de evaluación de los prototipos instalados y evaluados se identificó que en el RHU_1, este medio de soporte, ocasionó taponamientos en el sistema, impidiendo un correcto funcionamiento hidráulico.

- Inicialmente el RHU, se diseñó con el uso de material filtrante de tipo fijo (grava de 3.0 a 5.0 cm) de diámetro, sin embargo, en el RHU_1 se adecuó un lecho de tipo orgánico (anillos de *Phragmites australis*), para disminuir costos y comprobar la eficiencia de remoción de contaminantes en los reactores. A partir de los anterior, se identificó que existe una variación de remoción poco significativa en la eliminación de contaminantes orgánicos en términos de DQO en el RHU_1, RHU_2 y RHU_3 (60.55, 63.56 y 62.40% % respectivamente). Se recomienda para la construcción de este reactor el uso de grava debido a que el lecho orgánico puede ocasionar taponamientos.

- EL RHU se diseñó y construyó con la finalidad de cumplir con los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos de agua o bienes nacionales (NOM-001-SEMARNAT-1996), por lo que, si se realiza alguna modificación a esta legislación tanto en su contenido como en sus valores de contaminantes para la descarga de aguas residuales en cuerpos de agua y bienes nacionales, se recomienda un rediseño de este reactor considerando los nuevos niveles de parametros y contaminantes, la cual consistirá en integrar tambos de 200 l o en su caso ampliar el volumen de los existentes, en caso de una actualización en la normatividad antes señalada.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acarley, F., y Quipuzco, L. (2020). Producción de metano mediante digestión anaerobia de aguamiel, subproducto del beneficio húmedo del café. *Agroindustrial Science, 10* (1), 7-16. https://doi.org/10.17268/agroind.sci.2020.01.01

Acosta, J. I., y Duque, A. M. (2008). Declaración Universal de Derechos Humanos, ¿Norma de Ius Cogens? International Law: *Revista Colombiana de Derecho Internacional, 1* (12), 15, 22.

Acosta, Y. L., y Abreu, M. C. O. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. ICIDCA. *Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, 39* (1), 35-48.

Adekunle, F., y Okolie, J. (2015). A Review of Biochemical Process of Anaerobic Digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology, 1* (6), 205-210.

Agrawal, K., Loezos, P. N., Syamlal, M., & Sundaresan, S. (2001). The role of meso-scale structures in rapid gas–solid flows. *Journal of Fluid Mechanics, 445* (1), 151-154.

Agualimpia, B., Otero, J., & Zafra, G. (2016). Evaluation of native microorganisms for biodegradation of oil and grease in palm oil refinery effluents. *Biotecnología Aplicada, 33* (1), 1221-1222.

Aguirre, S. D., Mayari, R., del Carmen Espinosa, M., y Díaz, R. H. (2005). Metodología para el Muestreo y Manipulación de muestras de Aguas y AR en un Labmovil. *Revista CENIC. Ciencias Químicas, 1* (1), *36.*

Ahn, J. H., & Forster, C. F. (2000). A comparison of mesophilic and thermophilic anaerobic upflow filters. Bioresource *Technology*, *73* (3), 201-205.

Akram, A., & Stuckey, D. C. (2008). Flux and performance improvement in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) using powdered activated carbon (PAC). *Process biochemistry, 43* (1), 93.

Alfa, I. M., Dahunsi, S. O., Iorhemen, O. T., Okafor, C. C., & Ajayi, S. A. (2014). Comparative evaluation of biogas production from poultry droppings, cow dung and lemon grass. *Bioresource technology*, *157 (1)*, 270-277.

Almazán, M. T., Almazán, Á., Carreto, B. E., Hernández, E., Damián, A., y Almazán, R. C. (2016). Calidad y clasificación de usos del agua en la cuenca baja del río Papagayo, Guerrero, México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, *3* (9), 297.

Alvarado, E., Rodríguez, O., y Iturralde, O. (2016). Niveles de cobertura y accesibilidad de la infraestructura de los servicios de agua potable y de salud en Nuevo León, México. Contexto. *Revista de la Facultad de Arquitectura de la Universidad Autónoma de Nuevo, X* (12), 50-51.

Álvarez, A., Campos, E., Díaz, A., Tejero, J. I., Díez, R., Meredíz, V., y Fernández, J. M. (2016). Optimización de la eliminación biológica de nitrógeno y fósforo con reactor híbrido biopelícula biomasa en suspensión en la EDAR de la Franca. RETEMA, 1 (1), 1.

Álvarez, J. A., Ruiz, I., Gómez, M., Presas, J., & Soto, M. (2006). Start-up alternatives and performance of an UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. *Bioresource Technology*, *97* (14), 1640-1649.

Alvariño, C. R., & Arrechea, A. P. (2006). Metodología empleada en el diseño de tecnologías de tratamiento de las AR de la producción de diversos medicamentos. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, *37* (2), 93-100.

Amaya, W. F., Cañón, Ó. A., & Avilés, Ó. F. (2004). Control de pH para planta de tratamiento de AR. *Ciencia e ingenieria neogranadina*, *14*, 86-95.

Ammary, B. Y. (2005). Treatment of olive mill wastewater using an anaerobic sequencing batch reactor. *Desalination*, *177* (3), 157.

Ancheyta, J. (2013). Modeling of processes and reactors for upgrading of heavy petroleum. CRC Press.

Andreu, P. J. S., Mifsut, C. L., Chabalina, L. D., Rico, D. P., López, V. C., Álvarez, G. P., Betran., G., Herrero, R., y González, J.A., y Llacer, C. L. (2014). Puesta en marcha de un sistema híbrido UASB+ MBR para el tratamiento de las AR. *Tecnoaqua, 1* (10), 45-49.

Añaños, K. G. (2016). Sistema Universal de Protección de Derechos Humanos: Análisis de los Informes del Comité de Derechos Humanos en Latinoamérica. *Revista de Paz y Conflictos, 9* (1), 265-270.

Arévalo, H., Carballosa, J., y Infante, N. (2011). Ideas para el diseño e implementación de proyectos dirigidos a la transformación social comunitaria. *Ciencias Holguín, 17* (3), 1-13.

Arias, D., Aguilar, R., y Reinhold, D. (2019). Prácticas sostenibles de turismo para el tratamiento de aguas y manejo de residuos sólidos en albergues turísticos de Talamanca. *Tecnología en Marcha, 32* (1), 81-86.

Atuanya, E. I., & Chakrabarti, T. (2004). Kinetics of biotransformation of 2, 4-dichlorophenol using UASB-reactor. *Environmental monitoring and assessment*, *96* (1), 129-141.

Badiei, M., Jahim, J. M., Anuar, N., & Abdullah, S. R. S. (2011). Effect of hydraulic retention time on biohydrogen production from palm oil mill effluent in anaerobic sequencing batch reactor. International journal of hydrogen energy, 36 (10), 5912.

Bailey, A. E. (2020). *Aceites y grasas industriales*. Buenos Aires, Argentina: Reverté.

Banco Mundial. (2017). Recuperado de https://www.bancomundial.org/es/news/pressrelease/2017/08/28/millions-around-the world-held-back-by-poor-sanitation-and-lack-of-access-to-clean-water.

Barceló, I. D., Allende, I., Solís, H. E., Bussy, A. L., & González, C. (2002). Determinación del estado de equilibrio de un sistema hídrico. *Revista de la Sociedad Química de México, 46* (2), 93.

Barrera, E. L., Carabeo, A., Odales, L., Contreras, L. M., y López, L. (2018). Sistematización de aspectos teóricos sobre las tecnologías de producción de biogás a escala industrial. *Tecnología Química, 38*(1), 29-45.

Bedoya, J. C., Ardila, A. N., y Reyes, J. (2014). Evaluación de un humedal artificial de flujo subsuperficial en el tratamiento de las AR generadas en la Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia, Colombia. *Revista internacional de contaminación ambiental*, *30* (3), 275-283.

Behling, E., Caldera, Y., Marín, J., Rincón, N., y Fernández, N. (2009). Eficiencia de un reactor anaeróbico en el tratamiento del efluente de una tenería. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas, 38* (3), 1-7.

Bermúdez, J. J., Canovas, M., Manjon, A., Iborra, J.L., y Howell, J.A. (1988). La digestión anaerobia (Vol. 2). Murcia, España: Editum.

Bernal, M., Poblano, A., Toscano, D., y Durán, C. (2012). Ahorro de energía: Uso de reactores anaerobios termofílicos para la obtención de metano a partir de vinazas de

ingenios azucareros-alcoholeros. Efecto de la temperatura en el desempeño de las biocomunidades anaerobias. *Tecnología, Ciencia, Educación*, *27* (2), 81.

Bertazzo, S. (2015). La tutela del acceso al agua potable en el derecho internacional. Revista de Derecho - Universidad Católica del Norte, 22 (2), 71.

BID, Banco Mundial. (2017). El saneamiento inadecuado y la falta de acceso a agua limpia afectan a millones de personas en todo el mundo. Recuperado de https://www.bancomundial.org/es/news/press-release/2017/08/28/millions-around-the-world-held-back-by-poor-sanitation-and-lack-of-access-to-clean-water.

Bila, D. M., Montalvao, A. F., Silva, A. C., & Dezotti, M. (2005). Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement. *Journal of Hazardous Materials*, *117* (2), 235.

Bohdziewicz, J., Neczaj, E., & Kwarciak, A. (2008). Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor. *Desalination, 221* (3), 559.

Bohórquez, L., Martínez, S., y Gallego, H. A. (2012). Diseño y construcción de un prototipo autónomo para la práctica experimental de laboratorios de física. *Scientia et technica*, *17* (52), 155-164.

Boizán, M. F., Pérez, S. R., y Brown, A. T. (2008). Principios para el diseño y aplicación de reactores anaerobios en el tratamiento de AR industriales. *Tecnología Química*, *28* (1), 67.

Bolio, J. P., y Bolio, H. J. (2013). El método cualitativo etnográfico y su aplicación para los estudios jurídicos. *Revista Logos, Ciencia & Tecnología, 4* (2), 159-161.

Bonilla, M.N., Silva, S.E., Cabrera, C., y Sánchez, R.C. (2013). Calidad del AR no entubada vertida por dos parques industriales en la ciudad de Puebla, México. *RIDE Revista Iberoamericana para la Investigación y el Desarrollo Educativo, 4* (7), 11.

Borges, E. R. C., Rojas, A. B., y Novelo, R. I. M. (2012). Remoción de materia orgánica en AR de rastro por el proceso de Contactor Biológico Rotacional. *Grasas y aceites (mg/L), 100 (1),* 600.

Britton, E. L., Vega, J. M., y Lombana, J. (2017). Alternativas productivas para la industria de biodiésel en Colombia. *Cuadernos Latinoamericanos de Administración*, *13* (24), 135-148.

Broun, A. T., Boizán, M. F., y Almeida, D. Z. (2008). Consideraciones generales para el desarrollo de una estrategia de granulación en reactores UASB. *Tecnología química, 28* (1), 71 79.

Burgos, C. A., Hernández, N., & Estrada, P. (2018). Validación de la metodologia analítica para la determinación de dqo en agua natural y residual por métodos colorimétrico y titulométrico (reflujo cerrado). *RIADS: Revistas De Investigación Agropecuaria Y Desarrollo Sostenible*, *3* (2), 18-29.

Butler, D., & Payne, J. (1995). Septic tanks: problems and practice. Building and Environment, 30 (3), 419.

Buzzini, A. P., & Pires, E. C. (2002). Cellulose pulp mill effluent treatment in an upflow anaerobic sludge blanket reactor. Process Biochemistry, 38 (5), 707-713.

Cabezas, L. V. (2009). Una alternativa de tratamiento para la reutilización del agua. Los biorreactores de membranas. *Tecnología Química, 29* (3), 13-15.

Caicedo, F. J. (2006). Diseño, construcción y arranque de un reactor USB piloto para el tratamiento de lixiviados. *Departamento de Ingeniería Química*.

Caixeta, C. E., Cammarota, M. C., & Xavier, A. M. (2002). Slaughterhouse wastewater treatment: evaluation of a new three-phase separation system in a UASB reactor. *Bioresource technology*, *81* (1), 61.

Caldera, Y. A., Madueño, P. I., Griborio, A. G., Gutiérrez, E. C., y Fernández, N. M. (2003). Efecto del tiempo de retención hidráulica en el funcionamiento de un reactor UASB tratando efluentes cárnicos. *Multiciencias, 3* (1), 1-2.

Caldera, Y., Gutiérrez, E., Luengo, M., Chávez, J., & Ruesga, L. (2010). Evaluación del sistema de tratamiento de AR de industria avícola. *Revista Científica*, *20* (4), 409-416.

Calderón Mólgora, C. (2001). Muestreo y preservación de grasas y aceites y determinación en campo de pH, temperatura y materia flotante. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Estado de México, México.

Calderón, G. (2015). Elaboración de biofertilizantes líquidos a base de estiércol de vaca. *Acciones para el desarrollo ambiental de las organizaciones de México*, 173.

Calli, B., Mertoglu, B., Roest, K., & Inanc, B. (2006). Comparison of long-term performances and final microbial compositions of anaerobic reactors treating landfill leachate. *Bioresource technology, 97* (4), 641-647.

Calvachi, G. L. C., y Ramos, R. M. R. (2009). Evaluación de la eficiencia de reactores de lecho fijo utilizando aguas mieles residuales de trapiches artesanales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, *19* (1), 25-38.

Camacho, D. (2016). el concepto de derechos humanos. el dilema del carácter de los derechos humanos. *Revista de Ciencias Sociales (Cr), II* (152), 2-3.

Camacho, J. V. (2001). Eliminación biológica de fósforo en AR urbanas. Ciudad Real, España. Rio Henares S.L.

Campos, E., y Gómez, A.M. (2009). Tratamiento de AR mediante irradiación gamma. Quivera, 11 (1), 12.

Canals, O., Corral, A., Ortiz, J. R., Snaidr, J., y Mas, M. (2017). Composición y distribución de la comunidad microbiana en gránulos flotantes de un reactor anaeróbico de fango granular. Tecnoaqua, 1 (23), 64-70.

Cañizares, R. O. (2000). Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista latinoamericana de Microbiologia-México*, *42*(3), 131-143.

Caparrós, Y., González, B. E., y Godínez, D. (2021). Evaluación de efluentes en cinco fuentes contaminantes de la bahía de nuevitas. *Revista Cubana de Química*, *33*(3), 326-344.

Capulin, J., Mohedano, L., Sandoval, M., y Capulin, J. C. (2011). Estiércol bovino líquido y fertilizantes inorgánicos en el rendimiento de jitomate en un sistema hidropónico. *Revista Chapingo. Serie horticultura*, *17* (2), 105-114.

Caracheo, M.A. (2008). *Metodología de evaluación de una planta de tratamiento de AR municipales* (tesis de maestría). Universidad Nacional Autónoma de México. México.

Cárdenas, C., Yabroudi, S. C., Benítez, A., Páez, K., Perruolo, T., Angulo, N., Araujo, I. y Herrera, L. (2012). Desempeño de un reactor biológico secuencial (RBS) en el tratamiento de AR domésticas. *Revista colombiana de biotecnología*, *14* (2), 111-120.

Cárdenas, G. L., & Ramos, R. M. (2009). Evaluación de la eficiencia de reactores de lecho fijo utilizando aguas mieles residuales de trapiches artesanales. *Ciencia e ingeniería neogranadina*, *19*(1), 25-38.

Cárdenas, G.L., y Ramos R.B. (2009). Evaluación de la eficiencia de reactores de lecho fijo utilizando aguas mieles residuales de trapiches artesanales. Ciencia e Ingeniería Neogranadina, 19 (1), 31-35.

Cárdenas, G.L., y Ramos R.B. (2009). Evaluación de la eficiencia de reactores de lecho fijo utilizando aguas mieles residuales de trapiches artesanales. Ciencia e Ingeniería Neogranadina, 19 (1), 31-35.

Carlino, H. (2018). El Acuerdo de París y sus Implicaciones para América Latina y el Caribe. PNUMA.

Carreño, C. A. L. (2016). Biotecnología ambiental de aguas y AR. Ecoe Ediciones Ltda.

Carrera, X. H., y Paz, R. (2009). Resultados de la auditoría ambiental en planta de grasas y aceites lubricantes, 1 (1), 2.

Castañeda, A. A., y Flores, H. E. (2013). Tratamiento de AR domésticas mediante plantas macrófitas típicas en Los Altos de Jalisco, México. Paakat: Revista de Tecnología y Sociedad, 1 (5), 4.

Castillo, E. R., Bolio, A., Méndez, R.I., Osorio, J. H., y Pat, R. (2012). Remoción de materia orgánica en AR de rastro por el proceso de Contactor Biológico Rotacional. Ingeniería, 16 (2), 85.

Castillo, E. R., Lizama, C. E., Méndez, R. I., García, J., Espadas, A., y Pat, R. (2011). Tratamiento de efluentes de fosas sépticas por el proceso de lodos activados. *Ingeniería, 15*(3), 157-159.

Castillo, E., Salcedo, A., y Moreno, Y. (2003). Evaluación de un sistema biológico a escala piloto laboratorio para la remoción de materia orgánica del lixiviado del relleno sanitario de Bucaramanga (Santander), Colombia. Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga, Colombia.

Castrillon, L., Vázquez, I., Maranon, E., & Sastre, H. (2002). Anaerobic thermophilic treatment of cattle manure in UASB reactors. *Waste management & research*, *20* (4), 350-356.

Castro, J., Cecilio, Y., Gonzales, T. J., y Sumarriva, L. (2019). Remoción de materia orgánica en reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascedente en el tratamiento de aguas resisduales del camal de Huancavelica. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, *85* (3), 371.

Cavalcanti, P.F.F., Haandel, A.V. y Lettinga, G. (2001). Polishing ponds for post treatment of digested sewage, Part 1: Flow-through ponds. *Water Science and Technology*. *44* (4), 237-240.

Cendales, E. D. y Jiménez, S. A. (2014). Modelamiento computacional de la producción de energía renovable a partir del biogás mediante la codigestión anaeróbica de la mezcla de residuos cítricos y estiércol bovino. *Revista EAN*, *1* (77), 42-63.

Centeno, E. (2019). Comparación de tecnologías para el tratamiento sostenible de AR ordinarias en pequeñas comunidades de Costa Rica: demanda de área, costo constructivo y costo de operación y mantenimiento. *Ingeniería Revista de la Universidad de Costa Rica, 30* (1), 1.

CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2013). El derecho humano al agua y al saneamiento frente a los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) (1). Recuperado de https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/4071/1/S2013130b_es.pdf.

Cepeda, S. A. (2018). Caracterización de AR hospitalarias. *Dinámica ambiental, 1* (2), 37-42.

Cerón, Á. A. C., Vidal, A. P., y Lozada, P. T. (2005). Importancia del pH y la alcalinidad en el tratamiento anaerobio de las AR del proceso de extracción de almidón de yuca. *Scientia et technica, 11* (27), 243.

Cerón, V. Z., y Ayerbe, M. A. G. (2013). Caracterización ambiental de las vinazas de residuos de caña de azúcar resultantes de la producción de etanol. *Dyna*, *80* (177), 124-131.

Cervantes, A. I., Cruz, M. R., Aguilar, R., Castilla, P., y Meraz, M. (2011). Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua tratada en un reactor UASB escala piloto. *Revista mexicana de ingeniería química, 10* (1), 67-77.

Chama, R., García, M. E., Chincheros, J., y Quispe, R. V. (2011). *Optimización en la metodología de la demanda química de oxigeno (DQO) y en parámetros físico-*

químicos en aguas y suelos (tesis doctoral). Universidad Mayor de San Andres. Facultad de Ciencias Puras y Naturales.

Chaux, G., Rojas, G., y Bolaños, L. (2009). Producción más limpia y viabilidad de tratamiento biológico para efluentes de mataderos en pequeñas localidades caso: municipio de El Tambo (Colombia). *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, *7* (1), 109.

Chavarro, M., Garces, J. P., Guerrero, J., y Salas, D. (2006). Evaluación de la tratabilidad de los lixiviados en el Relleno Sanitario de Pereira mediante filtros anaerobios de flujo ascendente a escala piloto. *Scientia et Technica*, *1* (30), 401.

Chávez, J. A., Pedroza, A., y Maldonado, A. (2007). Biodigestores: Una alternativa de aprovechamiento integral de AR. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas, 6* (2), 191.

Chen, J., Tang, C., Zheng, P., & Zhang, L. (2008). Performance of lab-scale SPAC anaerobic bioreactor with high loading rate. *Chinese Journal of Biotechnology*, *24* (8), 1413-1415.

Cheong, D. Y., & Hansen, C. L. (2008). Effect of feeding strategy on the stability of anaerobic sequencing batch reactor responses to organic loading conditions. Bioresource technology, *99* (11), 5058.

Chou, H. H., Huang, J. S., & Hong, W. F. (2004). Temperature dependency of granule characteristics and kinetic behavior in UASB reactors. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, *79* (8), 797-808.

Chuchón, S. A., y Aybar, C. A. (2008). Evaluación de la capacidad de remoción de bacterias coliformes fecales y demanda bioquímica de oxígeno de la planta de tratamiento de AR" La Totora", Ayacucho, Perú. *Ecología aplicada, 7* (2), 165-171.

Chulluncuy, N. C. (2011). Tratamiento de agua para consumo humano. *Ingeniería Industrial*, *1* (29), 153-170.

Cirelli, A. F. (2012). El agua: un recurso esencial. *Química viva*, *11* (3), 147-170.

Cisterna, P., & Arancibia, P. (2019). Comparison of biodegradation of fats and oils by activated sludge on experimental and real scales. *Water*, *11* (6), 1286.

Cisterna, P., Gutiérrez, A., Sastre, H. (2015). Biodegradación de aceite de girasol con presencia de sacarosa mediante lodos activos a escala de laboratorio. *Interciencia, 40* (10), 684.

Collin, T., Cunningham, R., Jefferson, B., & Villa, R. (2020). Characterisation and energy assessment of fats, oils and greases (FOG) waste at catchment level. *Waste Management*, *103* (1), 399-400.

CONABIO, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2019). Recuperado de https://www.biodiversidad.gob.mx/atlas/social/pdf/20067.pdf

CONABIO, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2020a). Recuperado de http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/.

CONAGUA, Comisión Nacional del Agua. (1994). Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales, México, publicado en el Diario Oficial de la Federación el 12 de enero de 1994.

CONAGUA, Comisión Nacional del Agua. (2007). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Datos básicos Recuperado de: http://cmx.org.mx/wp-content/uploads/MAPAS%202015/libros/SGAPDS-1-15-Libro4.pdf.

CONAGUA, Comisión Nacional del Agua. (2015a). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Diseño de Plantas de Tratamiento de AR Municipales: Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (28). Recuperado de http://mapasconagua.net/libros/SGAPDS-1-15-Libro28.pdf.

CONAGUA, Comisión Nacional del Agua. (2015b).Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Diseño de Plantas de Tratamiento de AR Municipales: Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente (29). Recuperado de http://www.mapasconagua.net/libros/SGAPDS-1-15-Libro29.pdf.

CONAGUA, Comisión Nacional del Agua. (2015c). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Diseño de Plantas de Tratamiento de AR Municipales: Procesos de Oxidación Bioquímica con Biomasa Suspendida (33). Recuperado de: http: //cmx.org.mx/wp content/uploads/MAPAS%202015/libros/SGAPDS-1-15-Libro33.pdf.

CONAGUA, Comisión Nacional del Agua. (2015d). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Diseño de Plantas de Tratamiento de AR Municipales: Lagunas de

Estabilización (27). Recuperado de: http://aneas.com.mx/wp-content/uploads/2016/04/SGAPDS-1-15-Libro27.pdf.

CONAGUA. (2017). Estadísticas del agua en México (3). Recuperado de http://201.116.60.25/publicaciones/EAM_2016.pdf.

CONAGUA. (2017). Inventario de plantas de tratamiento de AR (1). Recuperado de https://agua.org.mx/biblioteca/catalogo-plantas-tratamiento-aguas-residuales-ptar-2016/.

CONAGUA. (2018). Estadísticas del agua en México (4). . Recuperado de https://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2018.pdf.

CONAGUA. (2018). Estadísticas del agua en México (4). Recuperado de http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2018.pdf.

CONAPO, Consejo Nacional de Población. (2015). Dispersión de la población y desarrollo rural. Recuperado de http://www.conapo.gob.mx/work/models/CONAPO/Resource/205/1/images/Cap10.pdf.

CONEVAL, Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social. (2019). Recuperado de https://www.google.com/search?client=firefox-bd&q=coneval+DIRECCI%C3%93N+DE+INFORMACI%C3%93N+Y+COMUNICACI%C3%93N+SOCIAL+.

Conil, P. (2001). La tecnología anaerobia UASB en el tratamiento de las AR domésticas: 10 años de desarrollo y maduración en América Latina. Waterloo Bélgica: Biotec.

Constanza, L., Antolinez, D.M., Corredos, A.M. (2015). Bacterias anaerobias: procesos que realizan y contribuyen a la sostenibilidad de la vida en el planeta. *NOVA, 13* (23), 56-66.

Constanza, L., Marcela, D., Bohórquez, J.A., Corredor, A. M. (2015). Bacterias anaerobias: procesos que realizan y contribuyen a la sostenibilidad de la vida en el planeta. *NOVA, 13* (23), 56-66.

Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos de 1917, Diario Oficial de la Federacion (06-06-2023). Recuperado de https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/CPEUM.pdf.

Córdova, A., Gómez, Y., Antonieta, M., Rodríguez, J.M., y Pereda, I. (2019). Influencia de los procesos oxidativos avanzados en la digestión anaerobia de AR de la industria del café. *Revista Centro Azúcar, 1* (46), 90, 91.

Corona, J.L. (2011). Estado de los sistemas de tratamiento de AR domésticas de la cuenca del Lago de Maracaibo, Venezuela. *Multiciencias, 11* (4), 350.

Cortijo, L. (2018). *Desarrollo de un biorreactor anaerobio de membrana cerámica de bajo consumo energético para el tratamiento de AR e industriales de alta carga* (tesis doctoral). Universidad Complutense de Madrid, España.

Coss, H. J., Monterde, L., del Campo Moreno, C. I. M., LLamas, J. A. L., Moreno, L. C. D., Curiel, E. M., y Alcoser, E. L. (2015). Tratamiento de sustrato de bovino y producción de biogás en un biodigestor continúo con lombricultura. *e-Gnosis*, *13* (1),1.

Côté, P., Buisson, H., Pound, C., & Arakaki, G. (1997). Immersed membrane activated sludge for the reuse of municipal wastewater. *Desalination, 113* (2), 189.

Coulson, J.M. y Richardson, J.F. (2004). Ingenieria química, diseño de reactores químicos, ingenieria de la reacción bioquímica control y método de cálculo con ordenadores, Barcelona, España: Reverte.

Crombet, S., Abalos, A., Rodríguez, S., y Pérez, N. (2016). Evaluación del tratamiento anaerobio de las AR de una comunidad universitaria. *Revista Colombiana de Biotecnología*, *XVIII* (1), 50-52.

Crombet, S., Pérez, N., Ábalos, A., y Rodríguez, S. (2013). Caracterización de las AR de la comunidad "Antonio Maceo" de la Universidad de Oriente. *Revista Cubana de Química*, *XXV* (2), 134-142.

Cruz, C., Vidaña, D., Mondragón y Kalb, M., Martínez-Ruiz, M. J., Olaiz-Fernández, G., Hernández, L. F., Hernández, M., y Barrientos, T. (2020). Medición de drogas ilícitas en AR: estudio piloto en México. *Salud Pública de México*, *61* (1), 461-469.

Cruz, E., y Elizondo, M. del P. (2016). De los Objetivos del Milenio 2015 a la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. *Atenas, 4* (36), 3-4.

Dague, R. R., Habben, C. E., & Pidaparti, S. R. (1992). Initial studies on the anaerobic sequencing batch reactor. *Water Science and Technology, 26* (11), 2430.

De Anda, J. (2017). Saneamiento descentralizado y reutilización sustentable de las AR municipales en México. *Sociedad y Ambiente, 1* (14), 119-143.

De Compostaje, R. E. (2016). Ingeniería y aspectos técnicos de la digestión anaeróbica II. 4 (Vol. 4). Mundi-Prensa Libros.

De la Torre, H.C., y Moreno, J.L. (2019). Resiliencia del Sistema Socio-Ecológico en la región subcuenca baja Río Sonora. *Estudios Sociales Revista de Alimentación Contemporánea y Desarrollo Regional, 29* (53), 3.

De Prada, A. D. (2014). *Estudio experimental de la aglomeración de partículas en un lecho fluidizado* (tesis de maestría). Universidad Carlos III de Madrid. Departamento de. Ingeniería Térmica y de Fluidos, España.

De Sousa Rollemberg, S. L., de Oliveira, L. Q., de Barros, A. N., Firmino, P. I. M., & Dos Santos, A. B. (2020). Pilot-scale aerobic granular sludge in the treatment of municipal wastewater: optimizations in the start-up, methodology of sludge discharge, and evaluation of resource recovery. *Bioresource technology*, *311* (1), 123467.

Delforno, T. P., Okada, D. Y., Polizel, J., Sakamoto, I. K., & Varesche, M. B. A. (2012). Microbial characterization and removal of anionic surfactant in an expanded granular sludge bed reactor. *Bioresource technology*,*1* (107), 103.

Delgadillo, O. (2010). *Depuración de AR por medio de humedales artificiales*. Cochabamba, Bolivia: Nelson Antequera.

Dendooven, L. & Escamilla-Silva, E. M. (2005). Poultry slaughter wastewater treatment with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Bioresource technology*, *96* (15), 1730-1736.

Diamantis, V. I., & Aivasidis, A. (2007). Comparison of single-and two-stage UASB reactors used for anaerobic treatment of synthetic fruit wastewater. *Enzyme and Microbial Technology*, *42* (1), 6-10.

Díaz, E., Alavarado, A. R., y Camacho, K. E. (2012). El tratamiento de AR doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México. *Quivera. Revista de Estudios Territoriales*, *14* (1), 78-97.

Díaz, M. A., Rivas, L., Martínez, J., Teuteló, R., y Salazar, D. (2020). Aplicación del método Zahn-Wellens para determinar biodegradabilidad de un producto antiderrames. *Revista Cubana de Química*, *32*(2), 262-272.

Díaz, M.C. (1987). Reactores anaeróbicos de alta tasa. *Ingeniería e investigación, 4* (2), 11-18.

Domíngues, L., Pérez, M. M., Zorrilla, M., González, Y. M., y Pedrozo, F. (2019). Evaluación de la remoción de colorantes mediante humedales subsuperficiales. *Revista Cubana de Química, 31* (1), 108-119.

Domínguez, J. (2010). El acceso al agua y saneamiento: Un problema de capacidad institucional local. Análisis en el estado de Veracruz. *Gestión y Política Pública, XIX* (2), 327.

Dorival García, N. I. (2013). *Estudio del comportamiento y eliminación de antibióticos y disruptores endocrinos químicos en un biorreactor de membrana: implicaciones ambientales* (tesis de maestría). Universidad de Granada. España.

Driessen, W., & Yspeert, P. (1999). Anaerobic treatment of low, medium and high strength effluent in the agro-industry. *Water science and technology, 40* (8), 221.

Duan, Y., Xu, M., Gao, S., Liu, H., Huang, S., & Wang, B. (2016). Long-term incorporation of manure with chemical fertilizers reduced total nitrogen loss in rain-fed cropping systems. *Scientific reports, 6* (1), 1-10.

Echenique, X. V., y Osmín, J. (2019). Una prospectiva regional del Ramo 28 frente a la administración federal. *Economía Informa, 1* (1), 118-121.

Eding, E.H., Kamstra, A., Verreth, J.A.J., Huisman, E.A., and Klapwijk, A. (2006) Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. *Aquacultural Engineering, 34* (1), 234-260.

Edomwonyi, L. C., & Adelakun, D. O. (2018). Effect of heavy molecular weight polymer on quality of drinking water. *Materials Today Communications, 15* (1), 337-338.

Eggins, B. R., Palmer, F. L., & Byrne, J. A. (1997). Photocatalytic treatment of humic substances in drinking water. *Water research, 31* (5), 1223-1226.

Egoavil, R. M., Salinas, P. A., y Valles, N. V. (2013). Supervivencia de Salmonella typhi y Salmonella enteritidis en agua potable de cuatro distritos de Trujillo (Perú). *Revista REBIOLEST, 1* (2), 36.

El-Masry, M. H., El-Bestawy, E., & Nawal, I. (2004). Bioremediation of vegetable oil and grease from polluted wastewater using a sand biofilm system. *World Journal of Microbiology and Biotechnology, 20* (6), 551-552.

El-Sheikh, M. A., Saleh, H. I., Flora, J. R., & AbdEl-Ghany, M. R. (2011). Biological tannery wastewater treatment using two stage UASB reactors. *Desalination, 276* (1-3), 253-259.

Emile, T. (2011). Chemical and bacteriological analysis of drinking water from alternative sources in the Dschang municipality, Cameroon. *Journal of Environmental Protection, 2* (05), 625.

Ergas, S. J., & Rheinheimer, D. E. (2004). Drinking water denitrification using a membrane bioreactor. *Water Research, 38* (14), 3227.

Escalante, E. R. (2005). Tanques sépticos. Conceptos teóricos base y aplicaciones. *Tecnología en marcha, 18* (2), 26-33.

Eschenhagen, M. L. (2007). Las cumbres ambientales internacionales y la educación ambiental. *En revista OASIS, 1* (12), 39-45.

Espinosa, M. del C., León, Y., y Rodríguez, X. (2013). Problemática de la determinación de especies nitrogenadas (nitrógeno total y amoniacal) en AR. Revista CENIC. *Ciencias Químicas, 1* (44), 1-3.

Espinoza, P., Quispe, M., Layana, E., y Tandazo, J. (2019). Indicadores de sustentabilidad de un sistema agroforestal para el uso racional del agua en el humedal la Segua, Canton Chone, provincia de Manabí. *Revista ciencia e investigación, 5* (1), 17.

Estrada Rivera, A. (2018). *Evaluación toxicológica del AR textil (proceso DEMIN) vertida al río Atoyac* (tesis de maestría). Universidad Autónoma de Puebla. Puebla.

Fan, X. J., Urbain, V., Qian, Y., & Manem, J. (1996). Nitrification and mass balance with a membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology, 34* (1), 129.

Fang, C., Boe, K., & Angelidaki, I. (2011). Anaerobic co-digestion of desugared molasses with cow manure; focusing on sodium and potassium inhibition. *Bioresource technology, 102* (2), 1005-1011.

Farghali, M., Mayumi, M., Syo, K., Satoshi, A., Seiichi, Y., Takashima, S., & Umetsu, K. (2020). Potential of biogas production from manure of dairy cattle fed on natural soil supplement rich in iron under batch and semi-continuous anaerobic digestion. *Bioresource technology, 309* (1), 123298.

Faxas, R., Suárez, J. A., Aníbal, P. (2009). Reactores de lecho fluidizado. *Tecnología Química, XXIX* (1), 205-211.

Fernández, A. (2012). El agua: un recurso esencial. *Química Viva, 11* (3), 147-170.

Ferreira, A. P. (2019). Estimaciones del consumo de drogas ilícitas derivadas del análisis de AR: Una revisión crítica. *Salud UIS, 51* (1), 69-80.

Ferreira, M. R. (2008). Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM): el hambre, la salud de las mujeres y de los niños en Latinoamérica. *Revista Ciencias de la Salud, 6* (2), 5.

Ferrer, J., Seco, A., y Robles, A. (2018). Tratamientos biológicos de AR. España: Universitat Politécnica de Valencia.

Ferrer, Y., y Pérez, H. (2010). Los microorganismos en la digestión anaerobia y la producción de biogás. Consideraciones en la elección del inóculo para el mejoramiento de la calidad y el rendimiento ICIDCA. *Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, 43* (1), 13.

Figueroa, U., Cueto, J. A., Delgado, J. A., Núñez, G., Reta, D. G., Quiroga, H. M., y Márquez-Rojas, J. L. (2010). Estiércol de bovino lechero sobre el rendimiento y recuperación aparente de nitrógeno en maíz forrajero. *Terra Latinoamericana, 28* (4), 361-369.

Fiotto, S. (2013). *Modelamiento y simulación de reactores secuenciales discontinuos en un proceso de digestión anaeróbica* (tesis de maestría). Universidad Tecnológica Nacional, Argentina.

Flotats Ripoll, X., Bonmatí Blasi, A., Fernández García, B., Sales Márquez, D., Aymerich Soler, E., Irizar Picón, I., y Font Segura, X. (2016). Ingeniería y aspectos técnicos de la digestión anaeróbica. Mundi Prensa Libros.

Freytez, E., Márquez, A., Pire, M. C., Guevara, E., y Pérez, S. (2019). Diseño, construcción y evaluación del desempeño de un reactor de carga secuencial para tratamiento de AR de tenerias. *Revista ingeniería UC, 26* (1), 44-60.

Fuentes Rivas, R. M., Ramos Leal, J. A., Jiménez Moleón, M. D. C., y Esparza Soto, M. (2015). Caracterización de la materia orgánica disuelta en agua subterránea del Valle de Toluca mediante espectrofotometría de fluorescencia 3D. *Revista internacional de contaminación ambiental, 31* (3), 253-264.

Fuentes, R. M., Ramos, J. A., Jiménez, M. D. C., y Esparza, M. (2015). Caracterización de la materia orgánica disuelta en agua subterránea del Valle de Toluca mediante espectrofotometría de fluorescencia 3D. *Revista internacional de contaminación ambiental*, *31* (3), 253-264.

Galindo, A., Toncel, E., y Rincón, N. (2016). Evaluación de un filtro biológico como unidad de post-tratamiento de AR utilizando conchas marinas como material de soporte. *Revista Ion, 29* (2), 42.

Gandarillas, R., Saavedra, O., Escalera, R., y Montoya, R. (2017). Revisión de las experiencias en el tratamiento de AR domésticas mediante reactores UASB en Cochabamba-Bolivia comparadas con las de Latinoamérica, India y Europa. *Investigación & Desarrollo, 1* (17), 86.

Gander, M., Jefferson, B., & Judd, S. (2000). Aerobic MBRs for domestic wastewater treatment: a review with cost considerations. *Separation and purification Technology*, *18* (2), 119-130.

Garay, J. A., Pinilla, C. A., y Díaz, J. M. (2003). Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos (aguas, sedimentos y organismos).

García, C. A., Vaca, M.L., y García, J.C. (2014). Sanitario seco: una alternativa para el saneamiento básico en zonas rurales. *Revista de Salud Pública, 16*(14), 631-633.

García, C. E. S., Ceballos, J., y León, I. (2014). Estudio comparativo del diseño de reactores de mezcla completa: enfoque tradicional e integrado. *Interciencia, 39* (4), 243.

García, M del R., Godínez, G., Pineda, B., y Reyes, J. (2015). Derecho al agua y calidad de vida. *RIDE Revista Iberoamericana para la Investigación y el Desarrollo Educativo, 6* (11), 4-9.

Garzón, M. A., Buelna, G., y Moeller, G. E. (2012). La biofiltración sobre materiales orgánicos, nueva tecnología sustentable para tratar AR en pequeñas comunidades e industrias. Tecnologías y Ciencias del agua, III (3), 159.

Gaviria, C. A. O., Cabrera, C. C. T., y Losada, L. M. (2014). Arranque de un Reactor UASB para el Tratamiento de AR Domésticas en Condiciones Andino Amazónicas. *Revista Facultad de Ciencias Básicas, 10* (2), 170-180.

Gebara, D. (2006). *Desempenho de um reator aeróbio de leito fluidizado no tratamento de esgoto sanitário* (tesis doctoral). Universidade de São Paulo. Brasil.

Gil, H.A., Cisneros, J.M., Dante, J., Plevich, J.O., y Sánchez, A.R. (2013). Tecnologías verdes para el aprovechamiento de AR urbanas: análisis económico. *Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science, 8* (3), 119,120.

Gimeno Tolosa, M. P., Menéndez Sastre, M. A., y Soler Herrero, J. (2009). *Ensayo y mejoras del reactor de lecho fluidizado de dos zonas en procesos de deshidrogenación y oxidación catalítica selectiva* (tesis doctoral). Universidad de Zaragoza, España.

Glessi, W. M., Pose, N. N., y Zamuner, E. C. (2012). Impacto ambiental de los contaminantes provenientes de AR de feed-lot sobre aguas subterráneas. *Avances en Ciencias e Ingeniería, 3* (4), 82.

Gobierno del Estado de Oaxaca (2019b). Plan Municipal de Desarrollo del Municipio de Villa de Zaachila (2019-2022) (10). Recuperado de https://zaachila.gob.mx/uploads/pmd_villa_zaachila_2019-2021.pdf.

Gobierno del Estado de Oaxaca. (2019). Plan Municipal de Desarrollo de San Lorenzo Cacaotepec (2017-2019). Recuperado de http://sanlorenzocacaotepec.gob.mx/wp-content/uploads/2017/12/PDM2017-2019.pdf

Gómez, A.H., y Álvarez, G.M. (2008). *Evaluación de la eficiencia de un filtro de grava a escala piloto, análisis comparativo con un filtro anaerobio de guadua* (tesis de pregrado). Universidad Pontificia Bolivariana. Bolivia.

González, J. M. M., Daza, C. A. D., y Urueña, C. H. G. (2007). Diseño y estudio económico preliminar de una planta productora de biogás utilizando residuos orgánicos de ganado vacuno. *Ingeniería e Investigación*, *27* (3), 133-142.

Grace, J. R. (2016). Fluidized-bed catalytic reactors. Multiphase Catalytic Reactors: Theory, Design, Manufacturing, and Applications. Londres, Inglaterra: John Wiley & Sons, Inc.

Grady Jr, C. L., Daigger, G. T., Love, N. G., & Filipe, C. D. (2011). Biological wastewater treatment. Londres, Inglaterra: CRC press.

Grande, J. C., Escobar, R. N., Barra, J. D. E., y Castillo, G. A. B. (2001). Evaluación del extracto líquido de estiércol bovino como insumo de nutrición vegetal en hidroponía. *Agrociencia*, *35* (3), 287-299.

Grillet, S. C., Rodríguez, A. A., Pérez, S. R., & Pompa, N. P. (2016). Evaluación del tratamiento anaerobio de las AR de una comunidad universitaria. *Revista Colombiana de Biotecnología, 18* (1), 49-56.

GRUPDESAC, Grupo para Promover la Educación y el Desarrollo Sustentable. (2012). Proyecto de Fundación Arronte (1). Recuperado de http://grupe.org.mx/sitio/2016/07/proyecto-de-fundacion-arronte/.

Guardia, D.Y. (2012). *Estudio de la digestión anaerobia en dos fases para el tratamiento de las AR del despulpe del beneficiado húmedo del café* (tesis doctoral). Universidad Politécnica de Madrid. España.

Guasumba, S. J. (2019). Producción eficiente de biogás mediante calentamiento del sustrato con energía solar térmica de baja temperatura. *Científica*, *23* (1), 3-12.

Guerrero, J., Consuelo, I., Peláez Jaramillo, C. A., y Molina Pérez, F. J. (2016). Evaluación de la codigestión anaerobia de lodos de AR municipales con residuos de alimentos. *Revista Ion*, 29 (1), 65.

Guerrero, M. T., Fritche, J., Martínez, R., y Hernández, Y. (2006). Diseño y construcción de sanitarios ecológicos secos en áreas rurales. *Revista Cubana de Salud Pública, 32*(2), 3-4.

Gupta, K. K., Aneja, K. R., & Rana, D. (2016). Current status of cow dung as a bioresource for sustainable development. *Bioresources and Bioprocessing*, *3* (1), 1-11.

Gutiérrez, E. C., Fernández, N., Sepúlveda, J., Blanco, E., & Mármol, Z. (2008). Tratamiento Anaerobio de Aguas de Formación. La Universidad del Zulia. Maracaibo, Estado Zulia, Venezuela.

Gutiérrez, M. A., Seghezzo, L., Trupiano, A. P., y Cuevas, C. (2001). Efecto de la descarga de lodo y el tiempo de retención hidráulica en la remoción de sólidos suspendidos en un reactor UASB (reactor anaeróbico de flujo ascendente y manto de lodos). *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente, 5* (1), 1.

Guzmán, T. M., Pérez, O., y Valdés, O. (2020). Biodegradación de residuos sólidos urbanos utilizando cultivos microbianos y biofiltro estático de Eisenia foetida. *Tecnología Química*, *40*(1), 81-92.

Haidar, V., y Berros, V. (2015). Entre el sumak kawsay y la "vida en armonía con la naturaleza": disputas en la circulación y traducción de perspectivas respecto de la

regulación de la cuestión ecológica en el espacio global. *En Revista THEOMAI*, *1* (32), 130-137.

Hasan, H. A., Abdullah, S. R. S., Kamarudin, S. K., & Kofli, N. T. (2011). Response surface methodology for optimization of simultaneous COD, NH4+–N and Mn2+ removal from drinking water by biological aerated filter. *Desalination*, *275* (3), 50-61.

Hasar, H., Kınacı, C., Unlü, A., & İpek, U. (2002). Role of intermittent aeration in domestic wastewater treatment by submerged membrane activated sludge system. *Desalination*, *142* (3), 287-293.

He, Y., Xu, P., Li, C., & Zhang, B. (2005). High-concentration food wastewater treatment by an anaerobic membrane bioreactor. *Water Research, 39* (17), 4110.

Hernández, D.M., Dayana Katerine Grisales, D. K., Rodríguez, A. T. (2016). Efecto de la configuración de reactores anaerobios de alta tasa en la producción de hidrógeno: biomasa fija y UASB-híbrido. *REVION, 29* (1), 29.

Hernández, F., y Jarillo, B. (2007). Transferencias condicionadas federales en países en desarrollo: el caso del FISM en México. Estudios Económicos, 22 (2), 179-180.

Hernández, J. A. R., Siller, M. A., Martínez, Á. I. C., y González, G. J. A. (2014). Diseño de adobes urbanos para construcción de vivienda en México. *Repertorio Científico*, *17* (2), 77-83.

Hernández, T. (2000). *Evaluación cuantitativa de la oxidación-reducción en un vidrio calizo cristalino y su efecto sobre el color* (tesis doctoral). Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey.

Herrera, B. C. A. B. (2016). *Propuesta de un tratamiento para aceites y grasas de las AR de la microempresa "productos verdes" laboratorio de biotecnología, unan–Managua* (tesis doctoral). Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, Managua. Nicaragua.

Herrero, J. M. (2007). Experiencia de transferencia tecnológica de biodigestores familiares en Bolivia. *Livestock Research for Rural Development, 19* (12), 1.

Higuera, A. D. Q. (2005). Análisis de los programas gubernamentales dirigidos al mejoramiento del desarrollo rural en el municipio de El Fuerte, Sinaloa. *Ra Ximhai: revista científica de sociedad, cultura y desarrollo sostenible*, *1*(2), 261-263.

Hinken, L., Huber, M., Weichgrebe, D., & Rosenwinkel, K. H. (2014). Modified ADM1 for modelling an UASB reactor laboratory plant treating starch wastewater and synthetic substrate load tests. *Water research*, *64*, 82-93.

Hollmann, M.A. (2017). Construcción histórica del actual concepto de desarrollo sostenible. antecedentes de problemáticas socioeconómicas y ambientales. *Ciencias Administrativas,1* (10), 6,7.

Houbron, E., Alvarado-Lassman, A., Zepeda, A., & Rustrian, E. (2012). Methane yield and microscopic observation as monitoring biofilm behaviour parameters, during start up phase of anaerobic inverse fluidized bed reactor. *African Journal of Biotechnology*, *11* (78), 14392.

Houbron, E., Sandoval Rojas, M. E., & Hernández Muñoz, A. F. (2016). Tratamiento de vinazas en un reactor de lecho fluidizado inverso anaerobio. *Revista internacional de contaminación ambiental*, *32* (3), 255-266.

Hu, A. Y., & Stuckey, D. C. (2006). Treatment of dilute wastewaters using a novel submerged anaerobic membrane bioreactor. *Journal of environmental engineering*, *132* (2), 190.

Huallpa, L., y Frey, E. (2018). *Evaluación de la eficiencia de los biodigestores en el tratamiento de las AR domesticas en la localidad de Chibaya Baja–Torata–Moquegua* (tesis de pregrado). Universidad Nacional del Altiplano. Facultad de ingeniería agrícola, Puno, Perú.

Huang, Y., Zhou, X. Q., & Niu, X. J. (2009). Treatment of PTA wastewater by internal circulation anaerobic reactor. *Industrial Water & Wastewater*, *1* (1), 1.

Huang, Z., Ong, S. L., & Ng, H. Y. (2011). Submerged anaerobic membrane bioreactor for low strength wastewater treatment: effect of HRT and SRT on treatment performance and membrane fouling. *Water research*, *45* (2), 705.

Hwu, C. S., Van Lier, J. B., & Lettinga, G. (1998). Physicochemical and biological performance of expanded granular sludge bed reactors treating long-chain fatty acids. *Process Biochemistry*, *33* (1), 75.

Ibarra, H. N., Dobrosz, I., y Gómez, M. Á. (2018). Optimización multiobjetivo del proceso fenton en el tratamiento de AR provenientes de la producción de café soluble. *Información tecnológica*, *29* (5), 111-122.

INAFED, Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. (2015a). Recuperado de http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM20oaxaca/municipios/20555a.html

INAFED, Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (2015b). Recuperado de http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM20oaxaca/municipios/20227a.html

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015b). Recuperado de http://www.digepo.oaxaca.gob.mx/recursos/info_pdf/San%20Lorenzo%20Cacaotepec.pdf

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015c). Recuperado de http://www.digepo.oaxaca.gob.mx/recursos/info_pdf/Trinidad%20Zaachila.pdf

INEGI. (2015a). Principales resultados de la Encuesta Intercensal 2015 Oaxaca. Recuperado de http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvnegi/productos/nueva_estruc/inter_censal/estados2015/702825079857.pdf

INEGI. (2015d). Recuperado de http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/oax/.

INEGI. (2015e). Catálogo de localidades (1). Recuperado de http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/contenido.aspx?refnac=205650003.

Isarain, E., Ramírez, S., Maldonado, M., Lambert, J., Peralta, J. M., y Morales, U. (2015). Superficie de respuesta aplicada al tratamiento de AR acoplando DSA y fotocatálisis. *Tecnología y ciencias del agua*, *6* (2), 51-67.

Isasa, S. G. (2000). Diagnóstico y evaluación de la situación del tratamiento de los afluentes líquidos de la industria frigorífica en Rosario y el Gran Rosario. *Invenio: Revista de investigación académica*, *1* (4), 161-174.

Izquierdo, A., Pérez, L., y Bayona, I. (2010). Evaluación de las estaciones depuradoras de AR de la mancomunidad de municipios" Sierra Cebollera". Soria (España). *Mapping*, *1* (140), 12-15.

Jacobo, A., Esparza, M., Chávez, M. L., y Fall, C. (2019). Tratamiento de un AR industrial a temperatura psicrofílica con un reactor UASB. *Revista internacional de contaminación ambiental*, *35* (4), 905-915.

Jaramillo, J. L., Galindo, G., Bustamante, Á., y Cervantes, J. (2013). Valoración económica del agua del río Tlapaneco en la ‘‘Montaña de Guerrero’’ México. Tropical and Subtropical *Agroecosystems, 16* (3), 364.

Jaramillo, M. L., Agudelo, R. M., y Peñuela, G. A. (2016). Optimización del tratamiento de AR de cultivos de flores usando humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, *34* (1), 20-29.

Jaume, A. T. (2013). Depuración y regeneración de AR urbanas. Universidad de Alicante.

Jeison, D., & Chamy, R. (1999). Comparison of the behaviour of expanded granular sludge bed (EGSB) and upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors in dilute and concentrated wastewater treatment. *Water Science and Technology, 40* (8), 91-92.

Jiménez, E. L., y Mojica, M. L. (2005). Estudio de factibilidad de un reactor anaerobio de flujo a pistón a escala de laboratorio, en el tratamiento de las AR domésticas del municipio de Tunja a una temperatura promedio de 14 ºC. *Tecnogestión: Una mirada al ambiente, 2* (1), 14.

Jojoa, G. D., Rodríguez, H. L., y Cardona, S. (2014). Caracterización y modelación del comportamiento hidráulico de un reactor UASB. *Revista EIA, 11* (22), 75.

Kalyuzhnyi, S. V., Martinez, E. P., & Martinez, J. R. (1997). Anaerobic treatment of high-strength cheese-whey wastewaters in laboratory and pilot UASB-reactors. *Bioresource Technology*, *60* (1), 59.

Kato, M. T., Florencio, L., & Arantes, R. F. M. (2003). Post-treatment of UASB effluent in an expanded granular sludge bed reactor type using flocculent sludge. *Water Science and Technology, 48* (6), 279.

Kim, S., & Deshusses, M. A. (2008). Determination of mass transfer coefficients for packing materials used in biofilters and biotrickling filters for air pollution control. 1. Experimental results. *Chemical Engineering Science, 63* (1), 841-855.

Kondusamy, D., y Kalamdhad, A. (2014). Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high-rate methane production. Journal of Environmental *Chemical Engineering, 1* (2), 1821-1820.

Kumari, K., Suresh, S., Arisutha, S., & Sudhakar, K. (2018). Anaerobic co-digestion of different wastes in a UASB reactor. *Waste Management*, *77* (1), 545-554.

Lache Muñoz, A., Paéz Morales, A. I., Bernal Vélez, D., y Quintero Garzón, D. (2016). Estabilización de temperatura en un digestor anaerobio tipo UASB alimentado con residuos bovinos y lodos. *Ingeniería Química, 1* (1), 69.

Ladino, G. (2011). Dinámica del Carbono en estanques de peces. *Orinoquia, 15* (1), 53.

Lafita, C. (2016). *Degradación de disolventes orgánicos de uso industrial en un reactor anaerobio de lecho expandido* (tesis doctoral). Universitat Politécnica de Valencia. Departamento de Ingeniería Química y Nuclear, España.

Lahera, V. (2010). Infraestructura sustentable: las plantas de tratamiento de AR. *Quivera, 12* (2), 59-63.

Lata, K., Kansal, A., Balakrishnan, M., Rajeshwari, K. V., & Kishore, V. V. N. (2002). Assessment of biomethanation potential of selected industrial organic effluents in India. *Resources, Conservation and Recycling, 35* (3), 147-161.

Leal, J. C. M., Panta, C. A. C., Ferrín, A. I. V., Cabo, P. A. G., y Rodríguez, L. M. Z. (2015). Tratamiento de AR de una industria procesadora de pescado en reactores anaeróbicos discontinuos. *Ciencia e ingeniería Neogranadina*, *25* (1), 29.

Leal, R. (2008). La organización de las naciones unidas y el desarrollo del derecho internacional ambiental. *En Terra Nueva Etapa, XXIV* (36), 192-197.

Lecca, E. R., y Lizama, E. C. R. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial data*, *17*(1), 71-80.

Lehner, F. V. (2016). Potencial de biodigestores para el tratamiento de efluentes orgánicos en el ámbito rural. Revista de la Sociedad Científica del Paraguay, 21 (1), 111-112.

Leip, A., Ledgard, S., Uwizeye, A., Palhares, J. C., Aller, M. F., Amon, B., & Wang, Y. (2019). The value of manure-Manure as co-product in life cycle assessment. *Journal of environmental management*, *241* (1), 293-304.

Leonardo, C. N. P., y Díaz, M. Y. R. (2018). Tratamiento de AR domésticas con la especie vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) en humedales de flujo subsuperficial. *TZHOECOEN, 10* (1), 13.

Levenspiel, O. (2010). *Ingeniería de las reacciones químicas*. Reverté.

Ley de Aguas Nacionales de 1992, Diario Oficial de la Federación (08-05-2023). Recuperado de https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LAN.pdf

Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente de 1988, Diario Oficial de la Federación (08-05-2023). Recuperado de https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGEEPA.pdf.

Liu, Z. G., Zhou, X. F., Zhang, Y. L., & Zhu, H. G. (2012). Enhanced anaerobic treatment of CSTR digested effluent from chicken manure: the effect of ammonia inhibition. Waste management, 32 (1), 137-140.

Lohani, S. P., Khanal, S. N., & Bakke, R. (2020). A Simple Anaerobic and Filtration Combined System for Domestic Wastewater Treatment. *Water-Energy Nexus, 3* (1), 41.

López, J., Ramírez, B. L., Gomes, C. B., y Morgan, J. M. (2017). Guía técnica para el manejo y aprovechamiento de biogás en plantas de tratamiento de AR. Programa aprovechamiento energético de residuos urbanos en México.

López, M. E., y Santos, R. (2017). La recirculación de lixiviados de rellenos sanitarios en biodigestores a escala de laboratorio. *Tecnología Química*, *37* (3), 433-444.

López, M. J., Figueroa, U., Fortis, M., Núñez, G., Ochoa, E., y Sanchez, J. I. (2015). Evaluación de dosis equivalentes de fertilizante y estiércol en la producción de maíz forrajero (Zea mays). *Phyton (Buenos Aires), 84* (1), 8-13.

López, P. A., y Noyola, A. Sistema de tratamiento de aguas residuales no convencional para remoción de parásitos y patógenos: aplicación en San Dionisio Ocotepec, Oaxaca.

Lorenzo, Y., y Obaya, M. C. (2006). La digestión anaerobia y los reactores UASB. Generalidades. ICIDCA. *Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, 40* (1), 13-21.

Lozada, P. T. (2012). Perspectivas del tratamiento anaerobio de AR domésticas en países en desarrollo. Revista EIA, 9(18), 115.

Lozada, P. T., y Pérez, A. (2010). Actividad Metanogénica Específica: Una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de AR. Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, 1 (9), 7.

Lozano, W. A. (2013). *Calidad fisicoquímica del agua: Métodos simplificados para su muestreo y análisis*. Universidad Piloto de Colombia.

Lucero, B. A. R., Avila, G. Z., Solis, J. I. S., Morales, S. G., Lerma, A. S., y Morales, H. A. M. (2012). Perspectivas de obtención de energía renovable de la biomasa del estiércol del ganado lechero en la región centro-sur de Chihuahua. *Revista Mexicana de Agronegocios, 30 (1)*, 872-885.

Lucho, C. A., Medina, S. A., Beltrán, R. I., Juárez, B., Vázquez, G. A., y Lizárraga, L. (2015). Diseño de fosas sépticas rectangulares mediante el uso de la herramienta FOSEP. *Revista mexicana de ingeniería química, 14* (3), 758-762.

Lucho, C.A., Medina, S.A., Beltrán, R.I., Juárez, B., Vázquez, G.A., y Lizárraga, L. (2015). Diseño de fosas sépticas rectangulares mediante el uso de la herramienta FOSEP. *Revista Mexicana de Ingeniería Química, 14*(3), 759.

Luo, G., Li, J., Li, Y., Wang, Z., Li, W. T., & Li, A. M. (2016). Performance, kinetics behaviors and microbial community of internal circulation anaerobic reactor treating wastewater with high organic loading rate: role of external hydraulic circulation. Bioresource technology, 222.

Macchiavello, E. M. (2013). Estudio de una planta de tratamiento de AR de Irlanda y su impacto en el medioambiente. *Ingeniería Industrial*, *1* (31), 141-163.

Macedo Linarez, D. (2017). Efecto de la aplicación del estiércol de vaca sobre la producción de forraje de la especie *Pennisetum sp* (maralfalfa) en condiciones del Valle del Alto Mayo.

Machado, W. D., Marquetti, F., Molina, F., Gusils, C., y Quaia, E. A. (2017). Caracterización de lodos como inoculantes para un reactor anaeróbico para el tratamiento de vinaza. Revista industrial y agrícola de Tucumán, 93 (2), 13-17.

Magaña, J. L., Torres, E., Martínez, M. T., Juárez, C. S., y Cantero, R. H. (2006). Producción de biogás a nivel laboratorio utilizando estiércol de cabras. *Acta Universitaria*, *16* (2), 27-37.

Mago, M. G., Sosa, J. L., Flores, B., y Tovar, L. (2014). Propuesta de diseño de una planta de biogás para la generación de potencia eléctrica en zonas pecuarias de Venezuela a través del programa Biodigestor. *Revista Ingeniería UC*, *21* (2), 60-65.

Mancebo del C, U., Ortega, S, Sámano, J., y Noyola, A. (2000). Ahorro y reúso de agua mediante tratamiento *in situ* en el campus universitario de la UNAM. Recuperado de http://www.bvsde.ops oms.org/bvsaidis/mexico11/ar-37.pdf.

Mancha Cutipa, R. J. (2015). *Evaluación de la eficiencia del funcionamiento del biodigestor autolimpiable en el centro poblado de Sanquira-Yunguyo* (tesis de pregrado). Universidad Nacional del Altiplano. Facultad de ingeniería agrícola, Puno, Perú.

Mañunga, T., Rodríguez, J.A., y Torres, P. (2012). Tratamiento de AR doméstica sin clarificación primaria en un sistema de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto. *Ingeniería y Desarrollo, 30* (2), 248.

Marín, J. C., Chinga, C. A., Velásquez, A. I., González, P. A., y Zambrano, L. M. (2015). Tratamiento de AR de una industria procesadora de pescado en Reactores Anaeróbicos Discontinuos. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, *25* (1), 27-42.

Marín, J. D., Castro, L., y Escalante, H. (2015). Efecto de la carga orgánica de la gallinaza de jaula en el potencial de biometanización. *Revista Colombiana de Biotecnología*, *17* (1), 18-23.

Márquez, M., y Martinez, S. (2011). Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA'so UASB) Antología. *Centro Tecnológico Aragón, 1* (1).

Martín, M. A., De la Rubia, M. A., Martín, A., Borja, R., Montalvo, S., & Sánchez, E. (2010). Kinetic evaluation of the psychrophylic anaerobic digestion of synthetic domestic sewage using an upflow filter. *Bioresource technology*, *101* (1), 131-137.

Martínez E.D. (2018). *Propuesta de tecnología apropiada para el saneamiento de las AR unifamiliares en san Sebastián Etla, Oaxaca* (tesis de maestría) Instituto Politécnico Nacional CIIDIR Unidad Oaxaca, México.

Martínez, C. Y., Herrera, D., Gutiérrez, R. F., y Bello, R. (2016). Tratamiento de AR doméstica mediante un reactor RAFA y una celda microbiana de combustible. *Revista internacional de contaminación ambiental*, *32* (3), 269.

Martínez, F. A., & Ysase, T. D. (2007). *Descripción de los tipos de plantas de Tratamiento de aguas residuales domésticas* (Doctoral dissertation).

Mass, K. R., y Medrano, Y. (2013). Tratamiento de AR a partir de digestión anaerobia. *Programa de Ingeniería Química*, 5 (2), 1-17.

Massé, D. I., Croteau, F., Masse, L., & Danesh, S. (2004). The effect of scale-up on the digestion of swine manure slurry in psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors. *Transactions of the ASAE*, *47* (4), 1367.

Masse, D. I., Masse, L., & Croteau, F. (2003). The effect of temperature fluctuations on psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure. *Bioresource Technology, 89* (1), 57.

Matos, C. F., Paes, J. L., Pinheiro, É. F., & De Campos, D. V. (2017). Biogas production from dairy cattle manure, under organic and conventional production systems. *Engenharia Agrícola, 37* (6), 1081-1090.

Mayorga, J., y Mayorga, O. (2015). Caracterización del agua de consumo en el sector Santa Rosa-La Hechicera (Mérida, Venezuela). *Revista Ingeniería UC, 22* (2), 109.

Mbereyaho, L., Irafasha, D., Habumugisha, E., & Musabirema, J. (2020). Assessment of Cohesive Soil-Cow Dung Mortar Properties as Replacement of Cement Mortar for Simple Plastering Works. *Rwanda Journal of Engineering, Science, Technology and Environment, 3* (2).

Mejía, A., Cabrera, M., y Carrillo, Y. (2017). Remoción de contaminantes orgánicos presentes en AR doméstica mediante prototipo a escala de laboratorio. *LA GRANJA. Revista de Ciencias de la Vida, 26* (2), 64-71.

Mejía, F. D. P., y Pérez Sinchi, K. L. (2016). *Eficiencia del tratamiento de AR domésticas mediante biodigestor pre fabricado en la subestación eléctrica Cotaruse-Apurímac* (tesis de pregrado). Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú.

Meléndez, J., Lemos, M.M.C. Domínguez, I.C., y Oviedo, E.R. (2019). Reutilización de aguas grises domésticas para el uso eficiente del recurso hídrico: aceptación social y análisis financiero. Un caso en Portugal. *Revista UIS Ingenierías, 18* (1), 231-234.

Melin, T., Jefferson, B., Bixio, D., Thoeye, C., De Wilde, W., De Koning, J., & Wintgens, T. (2006). Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination, 187* (3), 271.

Menacho, V. L. A. (2016). Evaluación del tanque Imhoff en el tratamiento de las AR en el Municipio de Colmenar, Málaga. *Aporte Santiaguino, 9* (2), 239-240.

Méndez, R. I., Chan, E. A., Castillo, E. R., Vázquez, E. R., y Espadas, A. E. (2012). Digestión anaerobia de efluentes de fosas sépticas. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, *13* (3), 339-349.

Méndez, R., Mena, R., Castillo, E. R., Sauri, M. R. (2013). Evaluación de un reactor UASB para aguas porcinas inoculado con líquido ruminal. Ingeniería, 17 (1), 42-43.

Méndez, S., Opazo, M., Romero, Y., y Pérez, B.C. (2011). Metodología para la apropiación de tecnologías de saneamiento básico en comunidades indígenas. *Cuadernos de Desarrollo Rural, 8* (66), 159-174.

Mendoza, E. Y., y Herrera, G. D. S. (2010). Estimación espacio-temporal de la carga hidráulica utilizando el concepto de función aleatoria espacio-tiempo. *Tecnología y ciencias del agua*, *1* (2), 87-111.

Meng, Q., Xu, X., Zhang, W., Cheng, L., Men, M., Xu, B., & Sun, X. (2019). Diversity and abundance of denitrifiers during cow manure composting. *Revista Argentina de microbiologia*, *51* (3), 191-200.

Mercado, A., López, C. R., Flores, A., Giner, F., Graizbord, B., Lorea, A., & Schatán, C. (2009). Desarrollo de las estadísticas del medio ambiente: planteamientos y conclusiones. *Estudios demográficos y urbanos*, *24*(3), 697-727.

Merchuk, J. C., & Berzin, I. (1995). Distribution of energy dissipation in airlift reactors. *Chemical Engineering Science*, *50* (14), 2225-2233.

Metcalf y Eddy (2003). Tratamiento y depuración de las AR. España: Labor, S. A.

Millán, H., y García, M. P. (2017). Instituciones y desarrollo municipal: un análisis multinivel. *Economía, Sociedad y Territorio, XVII* (53), 81-82.

Millogo, Y., Aubert, J. E., Séré, A. D., Fabbri, A., & Morel, J. C. (2016). Earth blocks stabilized by cow-dung. *Materials and Structures*, *49* (11), 4583-4594.

Ming, H.; Hyun, J.; Hyub, J & Moon, J. (2014). Bacterial and methanogenic archaeal communities during the single-stage anaerobic digestión of high-strength food wastewater. Bioresource Technology, 165, 174-180.

Mingüer, B. (2017). ¿Cómo se vive la sustentabilidad en materia de vivienda? el caso de las ciudades rurales sustentables en Chiapas. México. CLACSO.

Moawad, A., Mahmoud, U. F., El-Khateeb, M. A., & El-Molla, E. (2009). Coupling of sequencing batch reactor and UASB reactor for domestic wastewater treatment. *Desalination*, *242* (3), 325.

Molano, L. D. P. C., Hernández, H. E., Serrato, O. J. G., & Piñeros, D. P. J. (2016). Análisis del potencial metanogénico y energético de las AR de una planta de sacrificio bovino mediante digestión anaeróbica. *Dyna*, *83* (199), 41-49.

Molinares, V., y Echeverría, J. (2011). El derecho humano al agua: posibilidades desde una perspectiva de género. *En International Law: Revista Colombiana de Derecho Internacional, 1* (19), 282-285.

Molino, A., Nanna, F., Ding, Y., Bikson, B., y Braccio, G. (2013). Biomethane production by anaerobic digestion of organic waste. *Fuel, 103* (1), 90.

Monroy, D. (2016). Una aproximación económica a los derechos colectivos y sus medios de provisión: el caso de los derechos al "Medio ambiente sano" y al "Manejo y aprovechamiento racional de los recursos naturales". *Luna Azul, 1* (42), 106-109.

Montalvo, M. L. (2019). *Evaluación de sustentabilidad del cultivo de durazno en pequeños y medianos agricultores de la cuenca del río Escudillas* (tesis de maestría). Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador.

Montenegro, K. T., Rojas, A. S., Cabeza, I., y Hernández, M. A. (2016). Potencial de biogás de los residuos agroindustriales generados en el departamento de Cundinamarca. *Revista Ion*, *29* (2), 23-37.

Morales, S. A., Rizo, P., Hernández, M. E., y Dávila, J. A. (2015). Producción de biohidrógeno en un reactor continuo UASB. *Revista Cubana de química, 27*(1), 67.

Morato, J., Subirana, A., Gris, A., Carneiro, A., y Pastor, R. M. (2006). Tecnologías sostenibles para la potabilización y el tratamiento de AR. *revista lasallista de investigación*, *3*(1), 19.

Moreno, F. H., García, E. M., León, V. Q., & Arévalo, F. H. (2012). Contaminación por metales pesados en la cuenca del río Moche, 1980–2010, La Libertad–Perú. *Scientia agropecuaria*, *3* (3), 236.

Mosquera, R. A. C., Rieraa, M., Ronquillo, S., Díaz, J. M. R., & Reyes, I. P. (2019). Evaluación de la arrancada de filtros anaerobios para el tratamiento de aguas residuales de café instantáneo. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, *50*(1), 40-54.

Muñoz, M., Fuentes, V., & Aldás, M. B. (2016). Reactor anaerobio de flujo horizontal con medio de soporte de polietilentereftalato. *Enfoque UTE, 7*(2), 97-108.

Muñoz, M., Reina, J., y Aldás, M. B. (2016). Evaluación de un reactor aerobio piloto con medio de soporte de polietilentereftalato (PET) para tratamiento de efluente lechero. *Enfoque UTE, 7* (4), 31 42.

Muñoz, T. J., y Reyes, R. (2013). Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica y nitrógeno en un filtro percolador con nuevo empaque. *Revista mexicana de ingeniería química*, *12* (3), 575-583.

Muñoz, V., y Álvarez, J. (2018). Bases de la ingeniería ambiental. Madrid, España: UNED.

Nacheva, P. M., Chávez, G. M., Chacón, J. M., & Chuil, A. C. (2009). Treatment of cane sugar mill wastewater in an upflow anaerobic sludge bed reactor. *Water science and technology*, *60* (5), 1347-1352.

Navarro, M., Pérez, A., Suarez, J., y Mesa, A. R. (2013). La capacitación como elemento clave del modelo para la difusión y adopción de tecnologías de semillas en el sector ganadero cubano (Nota técnica). *Pastos y Forrajes, 36* (3), 377.

Nieto, N. (2011). La gestión del agua: tensiones globales y latinoamericanas. Política y Cultura, 1(36), 161, 173.

NMX-AA-005-SCFI-2013, Medición de grasas y aceites recuperables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Publicada en el DOF el 11 de abril de 2013.

NMX-AA-006-SCFI-2010, Determinación de materia flotante - Método visual con malla específica, publicada en el DOF el 15 de febrero de 1999.

NMX-AA-007-SCFI-2013, Análisis de agua – Medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba (cancela la NMX-AA-007-SCFI-2000), México, publicada en el DOF el 03 de marzo de 2011.

NMX-AA-008-SCFI-2016, Análisis de agua - Medición del pH en aguas naturales, residuales y residuales tratadas- método de prueba- (cancela a la NMX-AA-008SCFI-2011), México, publicada en el DOF el 29 de agosto de 2013.

NMX-AA-026-SCFI-2010, Análisis de agua - Medición de nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba -(cancela a la NMX-AA-026-SCFI-2001), México, publicada en el DOF el 17 de abril de 2001.

NMX-AA-028-SCFI-2001, Análisis de agua -Determinación de Demanda Bioquímica de Oxígeno en aguas naturales, residuales (DBOn) y residuales tratadas- método de prueba-(ambas partes de esta NMX cancelan la NMX-AA-028-SCFI-2001), México, publicada en el DOF el 03 de marzo de 2011.

NMX-AA-029- SCFI-2001, Determinación de fósforo total – Métodos espectrofotométricos, publicado en el DOF el 13 de diciembre de 1989.

NMX-AA-030/1-SCFI-2012, Análisis de agua - Medición de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas- método de prueba - parte 1 - método de reflujo abierto-(cancela a la NMX-AA-030-SCFI-2001), México, publicada en el DOF el 03 de marzo de 2011.

NMX-AA-036-SCFI-2001, Análisis de agua - Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba, México, Publicada en el DOF el 11 de abril de 2013.

NMX-AA-042-SCFI-2015, Análisis de agua - Enumeración de organismos coliformes totales, organismos coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* – método del número más probable en tubos múltiples (cancela a la NMX-AA-42-1987), México, publicada en el DOF el 27 de mayo de 2015.

NMX-AA-072-SCFI-2001, Análisis de agua - Determinación de dureza total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba, México, publicada en el DOF el 13 de agosto de 2001.

NMX-AA-073-SCFI-2001, Análisis de agua - Determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba, declaratoria de vigencia publicada en el Diario Oficial de la Federación el 13 de agosto de 2001.

NMX-AA-113-SCFI-1999, Análisis de agua- Determinación de huevos de helminto- método de prueba, México, Publicada en el DOF el 12 de febrero de 1999.

NMX-AA-83-1982, Análisis de agua, Determinación de olor, México, publicado en el Diario Oficial de la Federación el 6 de noviembre de 1992.

NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de AR en aguas y bienes nacionales, México, publicada en el DOF el 23 de abril de 2003.

NOM-002-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de AR a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, México, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 03 de junio de 1998.

NOM-003-SEMARNAT-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las AR tratadas que se reúsen en servicios al público, México, publicada en Diario Oficial de la Federación el 21 de septiembre de 1998.

NOM-004-SEMARNAT-2002, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las AR tratadas que se reúsen en servicios al público, México, publicada en Diario Oficial de la Federación el 21 de septiembre de 1998.

NOM-006-CONAGUA-1997, Fosas sépticas prefabricadas- Especificaciones y métodos de prueba, México, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 29 de enero de 1999.

NOM-081-SEMARNAT-1994, Que establece los límites máximos permisibles de emisión de ruido de las fuentes fijas y su método de medición, México, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 22 de junio de 1994.

NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización, México, publicada en el DOF el 30 de noviembre de 1995.

NOM-AA-83-1982, Análisis de agua. - Determinación de olor, publicado en el Diario Oficial de la Federación de fecha 6 de noviembre de 1992.

Novelo, R. I. M., Hernández, E. M., Franco, C. Q., Borges, E. R. C., y Riancho, M. R. S. (2002). Tratamiento de lixiviados con carbón activado. *Ingeniería, 6* (3), 20.

Nowacky, J. M. G. (2009). El uso de agua potable en los lavaderos de vehículos: ¿Una actividad inofensiva o de perjuicio latente en Cartagena?. *Teknos revista científica, 1* (1), 1-2.

Noyola, J., Morgan, C., y Guereca, J. (2013). Selección de tecnologías para el tratamiento de AR municipales: Guía de apoyo para pequeñas y medianas ciudades. Recuperado de https://www.globalmethane.org/documents/Seleccion-de-Tecnologias-para-el Tratamiento-de Aguas-Residuales-Municipales.pdf.

Oenema, O., Witzke, H. P., Klimont, Z., Lesschen, J. P., & Velthof, G. L. (2009). Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *133* (4), 280-288.

Olaleye, A., Peak, D., Shorunke, A., Dhillon, G., Oyedele, D., Adebooye, O., & Akponikpe, P. B. (2020). Effect of Manure and Urea Fertilization on Yield, Carbon Speciation and Greenhouse Gas Emissions from Vegetable Production Systems of Nigeria and Republic of Benin: A Phytotron Study. *Agronomy*, *10* (3), 400.

Olaya, A. (2016). La Cumbre de la Tierra París 2015-COP21. Un reto ineludible. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública, 34* (1), 1-2.

Olivares, M. A., Hernández, A., Vences, C., Jáquez, J. L., y Ojeda, D. (2012). Lombricomposta y composta de estiércol de ganado vacuno lechero como fertilizantes y mejoradores de suelo. *Universidad y ciencia, 28* (1), 27-37.

Olivas, E., Flores, J.P. Serrano, M., Soto, E., Iglesias, J., Salazar, E., y Fortis, M. (2011). Indicadores fecales y patógenos en agua descargada al río Bravo. *Terra Latinoamericana, 29* (4), 449-457.

Olivo, A. V., Magallanes, M. Y. L., & Sandoval, M. G. C. (2010). Extracción de grasas y aceites en los efluentes de una industria automotriz. *Conciencia tecnológica, 1* (40), 29-34.

OMS, Organización Mundial de la Salud. (2019). Recuperado de https://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/es/.

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2015). Un Objetivo Global para el Agua Post-2015: Síntesis de las Principales Conclusiones y Recomendaciones de ONU-Agua (1). Recuperado de https://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/pdf/findings_and_recommendations_post2015 goal_water_spa.pdf.

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2017). Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2017 (1). Recuperado de http://ggim.un.org/documents/TheSustainableDevelopmentGoalsReport2017_Spanish.pdf.

OPS, Organización Panamericana de la Salud. (2015). Guía para el diseño de tanques sépticos, tanques imhoff y lagunas de estabilización. Perú: UNATSABAR.

Ortiz, I. A. S., Correia, G. T., de Araújo, L. S., Gebara, D., Sobrinho, M. D. A., y Matsumoto, T. (2010). Reactores aeróbios de lecho fluidizado trifásico con circulación interna: caracterización hidrodinámica y del soporte. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, 1* (56), 68-77.

Ortiz, J.A., Masera, O.R., y Fuentes, A.F. (2014). La ecotecnologia en México. D.F., México: Imagina comunicación.

Osorio, A.F. y Vásquez, J.C. (2007). Evaluación de remoción de la materia orgánica en filtros anaerobios de flujo ascendente utilizando AR sintéticas (tesis de pregrado). Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia.

Osorio, J. A., Ciro, H. J., y González, H. (2007). Evaluación de un sistema de biodigestión en serie para clima frío. *Revista Facultad Nacional de Agronomía, 60* (2), 4152-4160.

Ozgun, H., Dereli, R. K., Ersahin, M. E., Kinaci, C., Spanjers, H., & van Lier, J. B. (2013). A review of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment: integration options, limitations and expectations. Separation and Purification Technology, 118, 89.

Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A., y Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, *14*(27), 9-18.

Pacheco, J., y Gómez, G. (2007). El modelo ecotecnológico, una alternativa para la sostenibilidad de las comunidades artesanales de Galapa y Usiacurí en el departamento del Atlántico. Cuadernos de Desarrollo Rural, 1 (59), 117-120.

Pacheco, J., y Magaña, A. (2003). Arranque de un reactor anaerobio. Ingeniería, 7(1), 21-23.

Palomino, M. A., Ortegón, M. F., Betancourt, T. R., Martínez, J., Valderrama, J., Barragán, R., y Parashar, C., Verma, N., Dixit, S., & Shrivastava, R. (2008). Multivariate analysis of drinking water quality parameters in Bhopal, India. *Environmental monitoring and assessment*, *140* (1), 119-120.

Parashar, C., Verma, N., Dixit, S., & Shrivastava, R. (2008). Multivariate analysis of drinking water quality parameters in Bhopal, India. *Environmental monitoring and assessment*, *140* (1), 119-120.

Paredes, J. F. M., y Ramos, M. R. (2014). Reactores discontinuos secuenciales: Una tecnología versátil en el tratamiento de AR. Ciencia e Ingeniería Neogranadina, 24 (1), 51-56.

Parra, L. M. (2006). Operación de un Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA) hasta alcanzar el estado estable (tesis de pregrado), Universidad Nacional de Colombia. Colombia.

Parra, R.A. (2015). Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de AR y su aplicación en la industria alimentaria. Produccion + limpia, 10 (2), 143-148.

Pastor, M. del P., Ramos, A.E., y Santa María, A. (2016). Evaluación de la sustentabilidad: una reflexión a partir del caso de la Red Nacional de Desarrollo Rural Sustentable (México). Entreciencias: diálogos en la Sociedad del Conocimiento, 4 (9), 61-72.

Pedrique P., F., Aldana V., G., Rincón, N., y Bracho, N. (2007). Uso de un reactor experimental concentrico anaerobico a flujo piston para el tratamiento de efluentes cerveceros. *Revista Técnica, 30* (1), 1.

Pedroza, A., Ruiz, J., Trejo, R., Carmona, S. A., Chávez, J. A., y Torres, S. (2010). Desarrollo integral en comunidades marginadas en zonas áridas del norte de Durango, México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas, IX* (1), 46-51.

Penagos, N. E. O., Esquivel, J. A., Luque, A. J. L., y Cepeda, L. C. M. (2018). Extracción y recuperación de sulfuros de AR de curtiembres. Ingeniería y Desarrollo, 36 (2), 285 287.

Peña, A., y Castillo, A. (2015). Identificación y cuantificación de contaminantes emergentes en AR por microextracción en fase sólida-cromatografía de gases espectrometría de masas (MEFS-CG-EM). Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas, 18 (1), 30.

Peña, E., Pérez, A. R., Miranda, A. J., Sánchez, J. H. (2008). Modelado de un reactor químico tipo CSTR y evaluación del control predictivo aplicando MatlabSimulink. Revista INGENIERÍA UC, 15 (3), 97.

Peralta, C. (2009). Etnografía y métodos etnográficos. Análisis. *Revista Colombiana de Humanidades, 1* (74), 33-41.

Peralta, C.A. (2019). El derecho humano al agua en Chapala. Periferia del área metropolitana de Guadalajara. *Carta Económica Regional, 32* (124), 136.

Peralta, L., Juscamaita, J., y Meza, V. (2016). Obtención y caracterización de abono orgánico líquido a través del tratamiento de excretas del ganado vacuno de un establo lechero usando un consorcio microbiano ácido láctico. *Ecología Aplicada, 15* (1), 1-10.

Perevochtchikova, M. (2013). La evaluación del impacto ambiental y la importancia de los indicadores ambientales. *Gestión y Política Pública, XXII* (2), 291-292.

Pérez Y., y Villegas O. G. (2004). Diseño teórico de un reactor hibrido mediante sistemas no convencionales para el tratamiento de las AR (tesis de pregrado) Instituto Politécnico Nacional, México.

Pérez, A., Torres, P., y Silva, J. (2009). Tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. Optimización de variables ambientales y operacionales. *Dyna*, *76*(160), 139-148.

Pérez, A., y Torres, P. (2008). Índices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de AR fácilmente acidificables. *Ingeniería y Competitividad*, *10* (2), 41-52.

Pérez, J. I., Aldana, G. J., y Rojano, R. E. (2016). Evaluación hidráulica de un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) usando un modelo de dispersión axial. *Revista internacional de contaminación ambiental*, *32*(3), 281-291.

Pérez, J., Aldana, G., y Cárdenas, C. (2012). Funcionamiento de un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) a través de la edad del lodo y los coeficientes cinéticos. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, *35* (1), 98-108.

Pérez, T., Pereda, I., Oliva, D., & Zaiat, M. (2016). Anaerobic digestion technologies for the treatment of pig wastes. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, *50* (3), 343.

Perojo, A. M., Aguilera, Y., Villar, A., & Avilés, Y. D. L. C. (2022). Caracterización de las aguas residuales generadas en la producción de conjugados monovalentes en el Instituto Finlay de Vacunas. *Vaccimonitor*, *31*(2), 60-67.

Piccinini, S., & Bortone, G. (1991). The fertilizer value of agricultural manure: simple rapid methods of assessment. *Journal of agricultural engineering research*, *49* (1), 197-208.

Picos, A.R. (2016). *Optimización de procesos de tratamiento de aguas residuales salobres* (tesis doctoral). Centro de Investigacion y desarrollo tecnológico en electroquímica, S.C., México.

Pietra, A. H. M. (2002). Reactor anaerobio horizontal doble (RAH-D) su desarrollo en la FIUADY. *Ingeniería*, *6*(3), 61-65.

Pino, A. D., Repetto, C., Mori, C., & Perdomo, C. (2008). Patrones de descomposición de estiércoles en el suelo. *Terra Latinoamericana*, *26* (1), 43-52.

Ponce, Y., Pardo, A., Arocha, C., y Rojas, J.C. (2009). Metodología de planificación estratégica para instituciones de salud a partir de valores compartidos. *Revista Cubana de Salud Pública*, *35* (3), 4-8.

Príncipe, P. V., Carvajal, G. H., y Beas, R. Y. (2018). Remoción de carga orgánica y coliformes termotolerantes mediante un reactor de esponjas colgantes de flujo

descendente (DHS) con una tasa de recirculación constante del 50% (tesis de maestría). Universidad Nacional de Ingeniería, Lima, Perú.

Qiu, G., Song, Y., Zeng, P., Duan, L., & Xiao, S. (2013). Combination of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) and membrane bioreactor (MBR) for berberine reduction from wastewater and the effects of berberine on bacterial community dynamics. *Journal of hazardous materials*, *246*, 34-43.

Quiroga, H. M., Cueto, J. A., y Figueroa, U. (2011). Efecto del estiércol y fertilizante sobre la recuperación de 15N y conductividad eléctrica. *Terra Latinoamericana*, *29* (2), 201-209.

Raffo, E., y Ruiz, E. (2014). Caracterización de las AR y la demanda bioquímica de oxígeno Industrial. Data, 17 (1), 73-74.

Raffo, J., Figueredo, A., y Dustet, J. C. (2014). Características de la hidrodinámica de un biorreactor industrial tipo tanque agitado. Revista mexicana de ingeniería química, 13 (3), 828.

Ramalho, R.S. (2003). Tratamiento de AR. Quebec, Canadá: Reverté S. A.

Ramasamy, E. V., Gajalakshmi, S., Sanjeevi, R., Jithesh, M. N., & Abbasi, S. A. (2004). Feasibility studies on the treatment of dairy wastewaters with upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Bioresource technology*, *93* (2), 209-212.

Ramírez, A. (2015). Evaluación diagnóstica de la relación escuela y comunidad: El caso de una escuela en Santo Domingo del Roble de Santa Bárbara de Heredia. *Revista Electrónica Educare*, *19* (1), 43.

Ramírez, A.G., Sánchez, P., y Cruz, A. (2015). Diagnóstico participativo para desarrollar un proyecto de turismo alternativo en la comunidad de Agiabampo, Huatabampo, Sonora, México. *Ra Ximhai, 11*(5), 159-163.

Ramírez, I. D., Villareal, A. R., y Nieto, J. D. O. (2020). Modelado y control no lineal de ácidos grasos volátiles en un biorreactor anaerobio de lecho fijo y flujo ascendente (UAFBR). *Revista Ingenierías Universidad de Medellín, 19* (36), 56.

Ramos Tuncar, C. F. (2015). Uso del biodigestor en el sistema de saneamiento básico por arrastre hidráulico del C.P. de Pampacancha, distrito de Lircay (tesis de pregrado). Universidad Nacional de Huancavelica, Huancavelica, Perú.

Ramos, A. C., Ratusznei, S. M., Rodrigues, J. A., & Zaiat, M. (2003). Mass transfer improvement of a fixed-bed anaerobic sequencing batch reactor with liquid-phase circulation. *Interciencia, 28* (4), 214.

Ramos, C., García, A., y Diez, V. (2015). Caracterización hidrodinámica de un biorreactor anaerobio de membranas que depura AR con distintos niveles de aceites y grasas. *Revista mexicana de ingeniería química, 14* (2), 454.

Ratusznei, S. M., Rodrigues, J. A. D., Camargo, E. F. M., Zaiat, M., & Borzani, W. (2000). Feasibility of a stirred anaerobic sequencing batch reactor containing immobilized biomass for wastewater treatment. *Bioresource Technology, 75* (2), 127.

Reyes, J. V. (2016). Determinación de la eficiencia del aserrín y la fibra de coco utilizados como empaques para la remoción de contaminantes en Biofiltros para el tratamiento de AR. *Enfoque UTE, 7* (3), 49.

Reyes, O., y Altarriba, Y. (2011). Modificación tecnológica de la instalación de tratamiento de las AR de la refinería de aceite vegetal" ERASOL". *Tecnología Química, 31* (1), 111-124.

Reyes, O., y Altarriba, Y. (2011). Modificación tecnológica de la instalación de tratamiento de las aguas residuales de la refinería de aceite vegetal" ERASOL". *Tecnología Química, 31*(1), 111-124.

Reyes, S., y Reyes, R. (2009). Efecto de las cargas hidráulica y orgánica sobre la remoción másica de un empaque estructurado en un filtro percolador. Revista Mexicana de Ingeniería Química, 8 (1), 101.

Rincón, A., Angulo, F., y Olivar, G. (2009). Análisis y control de un Biorreactor Anaerobio de Lecho Fijo de Flujo Ascendente. *Dyna, 76* (157), 124.

Rincón, N., Galindo, A., y Pérez, J. (2011). Evaluación del comportamiento hidráulico en un reactor anaerobio de doble cámara (RADCA). *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, 1* (61), 54.

Ríos, S., Agudelo, R.M., y Gutiérrez, L.A. (2017). Pathogens and microbiological indicators of the quality of water for human consumption. *Facultad Nacional Salud Pública de la Universidad de Antioquia, Colombia, 35* (2), 237-238.

Rittman, B., y McCarty, P. (2001). Biotecnología del Medio Ambiente: Principios y Aplicaciones. 1ra Edición. España: McGraw Hill.

Rivera, A., González, J. S., Castro, R., Guerrero, B., y Nieves, G. (2002). Tratamiento de efluentes de destilería en un filtro anaerobio de flujo ascendente. *Revista internacional de contaminación ambiental*, *18*(3), 131-137.

Rodríguez Núñez, L. C. (2020). Eliminación de altas concentraciones de sulfitos mediante reactor biológico secuencial. influencia en el rendimiento del proceso (tesis de maestría). Universitat Politécnica de Valencia. Departamento de Ingeniería Química y Nuclear, España.

Rodríguez, C. A. P., y Erazo, J. G. (2011). Aprovechamiento de los residuos grasos generados en los restaurantes y comidas rápidas de pereira. *Scientia et technica*, *1* (47), 264-269.

Rodríguez, D., y Santana, M. D. L. Á. (2017). Evaluación de la contaminación por grasas y aceites en balnearios de la bahía de Santiago de Cuba. *Tecnología Química*, *37* (2), 339-348.

Rodríguez, E. R., y Jiménez, I. S. (2014). Evaluación tecnológica de un tanque imhoff localizado en Aquiles Serdán, Macuspana, Tabasco. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, *15* (28).

Rodríguez, J. (2008). Los objetivos del milenio y el desarrollo sostenible. *Ánfora*, *15* (25), 248 251.

Rodríguez, J. P., Gómez, E., Garavito, L., y López, F. (2010). Estudio de comparación del tratamiento de AR domésticas utilizando lentejas y buchón de agua en humedales artificiales. *Tecnología y ciencias del agua*, *1* (1), 61.

Rodríguez, J., García, C., y Pardo, J. (2015). Selección de tecnologías para el tratamiento de AR municipales. *Tecnura*, *19* (46), 149-164.

Rodríguez, J., Sosa, G. J., y Garza, Y. (2002). Bioconversión anaerobia como una alternativa para la remoción de DQO contenido en AR del rastro municipal de la Ciudad de Saltillo, Coahuila, México. *Revista de la Sociedad Química de México*, *46* (2), 185-186.

Rojas, O. (1999). *Evaluación del comportamiento de tres sistemas de tratamiento anaerobio para la depuración de las AR del proceso de extracción de almidón de yuca* (tesis de maestría), Universidad del Valle.

Román, A. D., Romero, M. I. J., Reyes, L. H., y de Chalco, C. U. U. V. (2015). Diseño de trampas para grasas con fibras naturales. *De aplicación*, *41* (1), 1.

Romero, J. A. B. (2007). Uso y manejo del fertilizante orgánico gallinazo. efectos sobre el ambiente y la salud de la población rural, Estado Trujillo-Venezuela. *Geoenseñanza, 12* (1), 65-80.

Romero, L., Ramírez, F., Álvarez, C., y Miranda, M.G. (2011). Uso de hidrófitas y un sistema anaerobio para el tratamiento de AR de rastro. Polibotánica, 1 (31), 160-165.

Romero, M., Colín, A., Sánchez, E., Ortiz, M.L. (2009). Tratamiento de AR por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. Revista internacional de contaminación ambiental, 25 (3), 159-165.

Romero, M.A., y Hernández, A.R. (2015). El método etnográfico y su relación con el análisis de dominio. Biblios, 1 (61), 1.

Rosell, M. C., y López, J. A. H. (1986). Determinación simplificada de la demanda química de oxígeno por el método del dicromato. *Boletín Intexter del Instituto de Investigación Textil y de Cooperación Industrial*.

Rosenkranz, F. (2013). Estudio del comportamiento de reactores anaerobios de tipo ASBR frente a compuestos de difícil degradación y/o efectores negativos (tesis doctoral). Pontificia Universidad Católica de Valparaiso. Valparaiso, Chile.

Rubio, A., Chica, E.L., y Peñuela, G.A. (2013). Procesos de tratamiento de AR para la eliminación de contaminantes orgánicos emergentes. *Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science, 8* (3), 93-103.

Rubio, H. O., Balderrama, L. R., Burrola, E., Aguilar, G. N., y Saucedo, R. A. (2015). Niveles de contaminación del agua potable en la cabecera municipal de Ascención, Chihuahua, México. *Nova scientia, 7* (14), 192.

Ruíz, A., García, N., y Espinoza, L. R. (2014). Planeación y asignación de transferencias en los municipios de Jalisco 2005-2012. *Economía y Sociedad, XVIII* (31), 32-33.

Ruiz, F. J. C. (2014). *Toma de muestras y análisis in-situ. QUIE0108: Operaciones básicas en planta química*. Málaga, España: IC Editorial.

Ruiz, S. Y. C., Castro, D. C. R., y Miranda, J. P. R. (2016). Análisis comparativo de modelos cinéticos para filtro biológico sin recirculación con medio de soporte en Luffa Cylindrica para el tratamiento de AR combinadas. *Revista Logos, Ciencia & Tecnología, 7* (3), 77-85.

Saavedra, M.C., Tovar, C., y Betancourt, W. Q. (2012). Virus entéricos en ambientes acuáticos: métodos de concentración y detección. *Interciencia, 37* (4), 260-262.

Saddoud, A., Ellouze, M., Dhouib, A., & Sayadi, S. (2007). Anaerobic membrane biorreactor treatment of domestic wastewater in Tunisia. *Desalination, 207* (1-3), 205.

Salam, B., Biswas, S., & Rabbi, M. S. (2015). Biogas from mesophilic anaerobic digestion of cow dung using silica gel as catalyst. *Procedia Engineering, 105* (1), 652-657.

Salazar, E., Trejo, H. I., López, J. D., Vázquez, C., Serrato, J. S., Orona, I., y Flores, J. P. (2010). Efecto residual de estiércol bovino sobre el rendimiento de maíz forrajero y propiedades del suelo. *Terra Latinoamericana, 28* (4), 381-390.

Salazar, L., Uribe, L., Gómez, L., y Zafra, C. (2019). Análisis de la eficiencia de reactores UASB en una planta de tratamiento de AR municipales. *Dyna, 86* (209), 324-326.

Salcido, S., Gerritsen, P. R. W., Martínez, L. M. (2010). Gobernanza del agua a nivel local: Estudio de caso en el municipio de Zapotitlán de Vadillo, Jalisco. *En el Cotidiano, 1* (162), 85.

Saldaña, A., González, M. A., & Ramírez, A. (2019). Un acercamiento a la implementación de políticas públicas en comunidades rurales en el occidente de México. Estudio de caso en la comunidad "La Caleta", Municipio de Cabo Corrientes, Jalisco, México. *InterSedes, 20*(41), 25-27.

Saldarriaga, J.L., Hoyos, D.A., y Correa, M.A. (2011). Evaluación de procesos biológico unitarios en la remoción simultánea de nutrientes para minimizar la eutrofización. *Revista EIA, 1*(15), 130.

Salgado, I., Cárcamo, H., Martínez, A., Carballo, M.E., Cruz, M., y Durán M. del C. (2011). Efectos ambientales de contaminantes químicos en las aguas: una propuesta biotecnológica para su eliminación. *Revista Cubana de Química, XXIII* (3), 87-95.

SALUD, Secretaría de Salud. (2019). Plan Estratégico Sectorial de Salud (2016-2022) (12). Recuperado de https://www.oaxaca.gob.mx/salud/plan-estrategico-sectorial-salud-2016-2022/.

Sánchez Proaño, R. G., y García Gualoto, K. J. (2018). Tratamiento de AR de cargas industriales con oxidación avanzada en sistemas convencionales. *LA GRANJA. Revista de Ciencias de la Vida, 27* (1), 103.

Sánchez, E., Milán, Z., Borja, R., Weiland, P., & Rodriguez, X. (1995). Piggery Waste treatment by anaerobic digestion and nutrient removal by ionic exchange. *Resources, conservation and recycling*, *15* (4), 235.

Sánchez, I. A., Teixeira, G., Santos, L., Gebara, D., Dall'Aglio, M., & Matsumoto, T. (2010). Reactores aerobios de lecho fluidizado trifásico con circulación interna: caracterización hidrodinámica y del soporte. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, (56), 68-77.

Sánchez, R. G., y García, K. J. (2018). Tratamiento de aguas residuales de cargas industriales con oxidación avanzada en sistemas convencionales. *LA GRANJA. Revista de Ciencias de la Vida*, *27*(1), 103-111.

Sánchez, R. G., y García, K. J. (2018). Tratamiento de AR de cargas industriales con oxidación avanzada en sistemas convencionales. *LA GRANJA. Revista de Ciencias de la Vida*, *27* (1), 103.

Santoyo, M. Á. B., Fuentes, G. Á., Rodríguez, J. M. P., Lopez, J. C. G., & Rivera, R. C. (2017). Abonos obtenidos del compostado de heces de ganado bovino de leche vs. fertilizante en la producción de triticale (X Triticum secale Wittmack). *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, *49* (1), 95-104.

Sarabia, I. F., Cisneros Almazán, R., Aceves de Alba, J., Durán García, H. M., y Castro Larragoitia, J. (2011). Calidad del agua de riego en suelos agrícolas y cultivos del Valle de San Luis Potosí, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, *27* (2), 103-113.

Sarabia, M. A., Laines, J. R., Sosa, J. A., y Escalante, E. (2017). Producción de biogás mediante codigestión anaerobia de excretas de borrego y rumen adicionadas con lodos procedentes de una planta de AR. *Revista internacional de contaminación ambiental*, *33* (1), 109-116.

Saraz, J. A. O., Velásquez, H. J. C., y Sánchez, H. G. (2007). Evaluación de un sistema de biodigestión en serie para clima frío. *Revista Facultad Nacional de Agronomía-Medellín*, *60* (2), 4147-4154.

Sayed, S. K. (1987). Anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater using the UASB process (tesis doctoral). Universidad Agrícola de Wageningen, Holanda.

SEDESOL, Secretaría de Desarrollo Social. (2010). Guía metodológica de diagnóstico, evaluación y menú de intervenciones posibles para la sustentabilidad de los Polígonos HÁBITAT (1). Recuperado de http://www.inapam.gob.mx/work/models/SEDESOL/Resource/1592/1/images/book_trazove de_guia_anexos_FINAL.pdf.

SEDESOL, Secretaría de Desarrollo Social. (2017a). Informe anual de regazo y pobreza social de 2017. Recuperado de http://diariooficial.gob.mx/SEDESOL/2017/Oaxaca_556.pdf.

SEDESOL, Secretaría de Desarrollo Social. (2017b). Informe anual de regazo y pobreza social de 2017. Recuperado de http://diariooficial.gob.mx/SEDESOL/2017/Oaxaca_555.pdf.

Segovia Fernández, E. A. (2018). *Caracterización y cuantificación de las poblaciones de bacterias y arqueas presentes en digestores anaerobios de EDAR* (Tesis de maestría). Universidad Politécnica de Valencia. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, España.

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2019). Carta Mundial de la Naturaleza (1). Recuperado de https://www.gob.mx/semarnat/articulos/carta-mundial-de-la-naturaleza

SEMARNAT. Secretaría del Medio Ambiente y Recurso Naturales. (2000). Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Evaluación del Impacto Ambiental.

Senthilkumar, M., Gnanapragasam, G., Arutchelvan, V., & Nagarajan, S. (2011). Treatment of textile dyeing wastewater using two-phase pilot plant UASB reactor with sago wastewater as co-substrate. *Chemical Engineering Journal*, *166* (1), 10-14.

Serna, J.A. (2018). *Propuesta de índice de calidad del agua, como herramienta para el desarrollo sustentable en cuerpos de aguas superficiales de la ciudad de Bogotá* (tesis de maestría). Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Ecuador.

Severiche, C., Castillo, M., y Barreto, P. (2013). Evaluación de la precisión y exactitud de un método gravimétrico para la determinación de grasas y aceites en aguas. *Química Hoy*, *3* (2), 18-21.

Sevilla, M. V. (2011). Rendimiento de lechuga utilizando lombrihumus de estiércol de vaca, cabra y cerdo, CITEC, 1(1), 23.

Shukla, A., Tiwari, G. N., & Sodha, M. S. (2009). Embodied energy analysis of adobe house. *Renewable Energy*, *34* (3), 755-761.

SIATL (2015). Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas [Software]. Recuperado de https://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/

SIGEIA (2017). Sistema de Información Geográfica para la Evaluación del Impacto Ambiental [Software]. Recuperado de https://mapas.semarnat.gob.mx/sigeia/#/pub/sigeia

Sileshi, G. W., Jama, B., Vanlauwe, B., Negassa, W., Harawa, R., Kiwia, A., & Kimani, D. (2019). Nutrient use efficiency and crop yield response to the combined application of cattle manure and inorganic fertilizer in sub-Saharan Africa. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *113* (2), 181-199.

Smith, A. L., Skerlos, S. J., & Raskin, L. (2013). Psychrophilic anaerobic membrane biorreactor treatment of domestic wastewater. *Water research*, *47* (4), 1655.

Soliz, J. G., Cruz, L. B., y Acebo, H. L. (2008). Uso racional y sostenible de los recursos hídricos del acuífero del valle de Toluca. *CIENCIA ergo-sum*, *15*(1), 61-72.

Sosa, F.S. (2012). El futuro de la disponibilidad del agua en México y las medidas de adaptación utilizadas en el contexto internacional. *Revista Internacional de Ciencias Sociales y Humanidades, SOCIOTAM, XII* (2), 175-177.

Sossa, J. J., y Alvarez, R. (2016). Modelación matemática del proceso de digestión anaerobia en condiciones de clima frio utilizando biodigestores tubulares. *Revista de Investigación e Innovación Agropecuaria y de Recursos Naturales, 3* (1), 81-83.

Soto, E., Lozano, T., Barbarín, J. M., y Alcalá, M. M. (2004). Remoción de metales pesados en AR mediante agentes químicos. *Ingenierías*, *7* (23), 46-51.

Sponza, D. T., & Uluköy, A. (2008). Kinetic of carbonaceous substrate in an upflow anaerobic sludge sludge blanket (UASB) reactor treating 2, 4 dichlorophenol (2, 4 DCP). *Journal of environmental management*, *86* (1), 121-131.

Steinmetz, R. L. R., Mezzari, M. P., da Silva, M. L. B., Kunz, A., do Amaral, A. C., Tápparo, D. C., & Soares, H. M. (2016). Enrichment and acclimation of an anaerobic

mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. *Bioresource Technology*, *219* (1), 21-28.

Stephenson, T., Brindle, K., Judd, S., & Jefferson, B. (2000). Membrane bioreactors for wastewater treatment. IWA publishing

Sun, S., Jiang, T., Lin, Y., Song, J., Zheng, Y., & An, D. (2020). Characteristics of organic pollutants in source water and purification evaluations in drinking water treatment plants. *Science of The Total Environment*, *733*, 139277.

Tapia, S., Vela, R., Miglio, R., Quipuzco, L., Juscamaitai, J., Álvarez, C., y Polanco, F.F. (2018). Puesta en marcha de un reactor UASB para el tratamiento de AR de la crianza intensiva de cerdos. *Agroindustrial Science, 8* (2), 138-144.

Teixeira, G., Sánchez, I. A., Gebara, D., Dall'Aglio, M., y Matsumoto, T. (2013). Remoción de fósforo de diferentes AR en Reactores Aerobios de Lecho Fluidizado Trifásico con Circulación Interna. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, 1* (67), 178-180.

Terreros, J., Olmos, A., Noyola, A., Ramírez, F., y Monroy, O. (2009). Digestión anaerobia de lodo primario y secundario en dos reactores UASB en serie. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, *8* (2), 154-156.

Terreros, J., Olmos, A., Noyola, A., Ramírez, F., y Monroy, O. (2009). Digestión anaerobia de lodo primario y secundario en dos reactores UASB en serie. *Revista mexicana de ingeniería química*, *8*(2), 153-161.

Terry, A. I., Rodríguez, S., Bermúdez, R. C., Fernández, M., Aguilera, I., & Buzón, J. (2005). Evaluación de un inóculo para el arranque de reactores UASB empleados en el tratamiento de residual líquido de café. *Revista Cubana de Química*, *17* (1), 206-211.

Terry, A., Fernández, M., y Zenia, D. (2008). Consideraciones generales para el desarrollo de una estrategia de granulación en reactores UASB. *Tecnología Química, XXVIII* (1), 70.

Tewelde, S., Eyalarasan, K., Radhamani, R., & Karthikeyan, K. (2012). Biogas production from co-digestion of brewery wastes [BW] and cattle dung [CD]. *Int. J. Latest Trends Agric. Food Sci*, *2* (2), 90-93.

Thaiyalnayaki, D., y Sowmeyan, R. (2012). Effect of carrier materials in inverse anaerobic fluidized bed reactor for treating high strength organic waste water. J. *Environment Analytic Toxicol, 2* (3), 2161-2163.

Thörn, M., Mattsson, A., and Sörensson F., 1996, Biofilm development in a nitrifying trickling filter. *Water Science and Technology 34* (1), 83-89.

Timur, H., & Özturk, I. (1999). Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate. *Water Research, 33* (15), 3225.

Toledo, P. V., Herrera, R. G., Lara, C. M. G., Aguilar, H. A. N., & Roblero, M. A. F. (2012). Comportamiento de reactores anaerobios de flujo ascendente y manto de lodos a diferentes tiempos de retención hidráulica. *Lacandonia, 6* (1), 132.

Tomasini Ortiz, C. (2001). *Muestreo y preservación para coliformes fecales y huevos de helminto*. Estado de México, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Torres, B., González, G., Rustrián, E., y Houbron, E. (2013). Enfoque de cuenca para la identificación de fuentes de contaminación y evaluación de la calidad de un río, Veracruz, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, *29* (3), 138.

Torres, M., Rivero, S., y Purdhomme, Y. (2015). Estrategias para el desarrollo de los proyectos sociointegradores. *Omnia*, *21* (2), 105-116.

Torres, P., Pérez, A., Cajigas, Á. A., Jurado, C., & Ortiz, N. (2007). Selección de inóculos para el tratamiento anaerobio de AR del proceso de extracción de almidón de yuca. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, 1* (6), 105-111.

Torres, P., Rodríguez, J. A., Barba, L. E., Morán, A., & Narváez, J. (2011). Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB. *Revista Científica Ingeniería y Desarrollo, 18* (18), 52.

Torres, P., Rodríguez, J. A., Suárez, C. L., Duque, Y., y Enríquez, L. (2016). Análisis del funcionamiento de la configuración del reactor anaerobio de flujo ascendente–filtro percolador para el tratamiento a escala real de AR domésticas. *Afinidad, 73* (576), 1.

Torres, P., Rodríguez, J.A., y Uribe, I.E. (2003). Tratamiento de AR del proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio: influencia del medio de soporte. *Scientia et Technica, IX* (23), 77-79.

Trapote, A. (2013). Depuración y regeneración de AR urbanas. España: Universidad de Alicante.

Trejo, H. I., Salazar, E., López, J. D., y Vázquez, C. (2013). Impacto del estiércol bovino en el suelo y producción de forraje de maíz. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, *4* (5), 727-738.

Trujillo, G., y Guerrero, A. (2015). Caracterización físico-química y bacteriológica del agua marina en la zona litoral costera de Huanchaco y Huanchaquito, Trujillo, Perú. *ReBIol*, *35*(1), 23.

UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2014). Implementación de mejoras para la calidad del agua y la protección de servicios ecosistémicos (1). Recuperado de https://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/waterandsustainabledevelopment2015/pdf/04%20risk_water_quality_esp_web.pdf.

UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2014). (2017). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017 (1). Recuperado de https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247647.

Valente, J. P. S., Padilha, P. M., & Silva, A. M. M. (1997). Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu-SP. *Eclética Química*, *22* (1), 49-66.

Vargas, S. M. C., y Sánchez, A. M. F. (2013). Diseño de una planta de tratamiento de AR domésticas tipo filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) con lenteja de agua (tesis de especialidad). Universidad Surcolombiana. Colombia.

Varnero, M. (2011). Manual de biogás. Santiago de Chile, Chile: FAO

Vásquez, M. C., Figueroa, J. T. G., y Del Pilar Quintero, A. (2010). Biorremediación de lodos contaminados con aceites lubricantes usados. *Revista colombiana de Biotecnología*, *12* (1), 141-157.

Vásquez, N., Rodríguez, J. A., y Torres, P. (2010). Comportamiento del nitrógeno en un sistema de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto en el tratamiento de AR domésticas. *Afinidad LXVII*, *67*(548), 284.

Velasco, A., y Solar, R. (2011). Biorreactores de membrana: tecnología para el tratamiento de AR. *La Ciencia y el Hombre*, *24* (3), 1.

Venegas, J. A., Medina, S. E., Guevara, F., y Castellanos, J. A. (2017). Biogás: situación actual, potencial de generación en granjas porcinas y beneficios ambientales en Puebla. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, *8* (4), 1001-1005.

Vera, L., Ruigómez, I., González, E., Bodelón, P., Rodríguez, J. (2014). Biorreactores de membrana anaerobios para tratamiento de AR domésticas. estudio preliminar. *Avances en Ciencias e Ingeniería, 5* (4), 2.

Verduzco, L.A., Martínez, C., y Vizcarra, M. G. (2015). Hidrodinámica de un secador multietapas de lecho fluidizado continuo con vertederos. *Revista mexicana de ingeniería química*, *14* (2), 467-479.

Vidal, A. P., Lozada, P. T., y Leal, J. A. S. (2009). Tratamiento anaerobio de las AR del proceso de extracción de almidón de yuca. Optimización de variables ambientales y operacionales. *DYNA: revista de la Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia. Sede Medellín*, *76* (160), 139-148.

Vilane, B. R. T. (2010). Assessment of stabilisation of adobes by confined compression tests. *Biosystems engineering*, *106* (4), 551-558.

Villamil, L. C., Romero, J. R. (2011). Los objetivos de desarrollo del milenio (ODM) de las naciones unidas: ¿en dónde estamos y para dónde vamos? Fuente de inspiración para priorizar las labores desde la academia. *Revista Lasallista de Investigación, 8* (1), 132-133.

Villanueva, A. A. C., y López, H. E. F. (2014). Tratamiento de AR domésticas mediante plantas macrófitas típicas en Los Altos de Jalisco, México. *Paakat: Revista de Tecnología y Sociedad*, *4* (7), 33.

Visser, A., Gao, Y., & Lettinga, G. (1993). Effects of pH on methanogenesis and sulphate reduction in thermophilic (55 C) UASB reactors. *Bioresource Technology*, *44* (2), 113-121.

Vivanco, E., Yaya, R., y Chamy, R. (2011). Red de Tratamiento y reciclaje de aguas industriales mediante soluciones sostenibles fundamentadas en procesos biológicos. Chile: RED TRITÓN

Wang, J., Yan, J., & Xu, W. (2015). Treatment of dyeing wastewater by MIC anaerobic reactor. *Biochemical Engineering Journal, 1* (101), 179.

Wang, T., Huang, Z., Ruan, W., Zhao, M., Shao, Y., & Miao, H. (2018). Insights into sludge granulation during anaerobic treatment of high-strength leachate via a full-scale IC reactor with external circulation system. *Journal of Environmental Sciences, 64* (1), 227.

Wang, W., & Han, H. (2012). Recovery strategies for tackling the impact of phenolic compounds in a UASB reactor treating coal gasification wastewater. *Bioresource technology*, *103* (1), 95-100.

Wang, W., Ma, W., Han, H., Li, H., & Yuan, M. (2011). Thermophilic anaerobic digestion of Lurgi coal gasification wastewater in a UASB reactor. *Bioresource Technology*, *102* (3), 2441-2447.

Wang, Z., Wang, W., Zhang, X., & Zhang, G. (2009). Digestion of thermally hydrolyzed sewage sludge by anaerobic sequencing batch reactor. *Journal of Hazardous Materials, 162* (3), 799.

Wik, T., Mattsson, A., Hansson, E., and Niklasson, C. (1995) Nitrification in a tertiary trickling filter at high hydraulic loads - pilot plant operation and mathematical modelling. *Water Science and Technology 32* (1), 185–192.

Williams, J. B., Clarkson, C., Mant, C., Drinkwater, A., & May, E. (2012). Fat, oil and grease deposits in sewers: Characterisation of deposits and formation mechanisms. *Water research*, *46* (19), 6319-6320.

Wills, B. A., Vélez, S., Arboleda, A. F., y Garcés, J. P. (2013). Propuesta metodológica para la evaluación de sistemas de tratamiento de AR domésticas en el sitio de origen. *Revista EIA*, *13* (1), 93-105.

Wolka, K., & Melaku, B. (2015). Exploring selected plant nutrient in compost prepared from food waste and cattle manure and its effect on soil properties and maize yield at Wondo Genet, Ethiopia. *Environmental Systems Research*, *4* (1), 1-7.

Yalley, P. P. K., & Manu, D. (2013). Strength and Durability Properties of Cow Dung Stabilised Earth Brick. *Civil and Enviromental Research*, *13* (3).

Yepes, C.M. (2019). *Tratamiento de aguas grises de lavandería por medio de un reactor anaerobio de flujo ascendente con manto de lodos (UASB) hibrido* (tesis de maestría). Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá, Colombia.

Yetilmezsoy, K., & Sakar, S. (2008). Development of empirical models for performance evaluation of UASB reactors treating poultry manure wastewater under different operational conditions. *Journal of Hazardous materials*, *153* (1-2), 532-543.

Yu, H. Q., Zhao, Q. B., & Tang, Y. (2006). Anaerobic treatment of winery wastewater using laboratory-scale multi-and single-fed filters at ambient temperatures. *Process biochemistry*, *41* (12), 2477-2481.

Zavala, C., Dueñas, A., Huarachi, R., Yapo, U., Mendoza, R., Lázaro, R., y Bocardo, E. (2015). Remoción anaerobia del colorante azul directo BRL en reactor anaerobio de flujo ascendente UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) con carbón activado. *Revista Colombiana de Biotecnología*, *17* (2), 55-62.

Zeña, S. (2013). El factor humano y las tecnologías socialmente apropiadas. Revista Cubana de Salud Pública, 39 (3), 590.

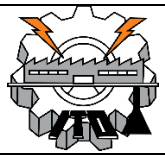
Zhang, W., Peng, Y., Zhang, L., Li, X., & Zhang, Q. (2020). Simultaneous partial nitritation and denitritation coupled with polished anammox for advanced nitrogen removal from low C/N domestic wastewater at low dissolved oxygen conditions. *Bioresource Technology*, *305* (1), 123045.

Zoutberg, G. y Debeen, P. (1997). The Biobed EGSB (expanded granular sludge bed) system covers shortcomings of the upflow anaerobic sludge blanket reactor in the chemical industry. *Water Science and Technology*, *35* (10), 183–185.

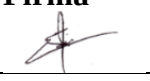
Zurita, F., Castellanos, O. A., y Rodríguez, A. (2011). El tratamiento de las AR municipales en las comunidades rurales de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, *1* (1), 139-141.

ANEXOS

Anexo A. Hoja de seguimiento del RHU.

<table>
<tr><td colspan="4">  </td></tr>
<tr><td colspan="4">HOJA DE REGISTRO DEL SEGUIMIENTO AL RHU</td></tr>
<tr><td colspan="3">Estado:</td><td rowspan="3">Fecha:</td></tr>
<tr><td colspan="3">Municipio:</td></tr>
<tr><td colspan="3">Domicilio:</td></tr>
<tr><td colspan="2">Número de seguimiento: 150</td><td colspan="2">Hora:</td></tr>
<tr><td colspan="4">Observaciones:</td></tr>
<tr><td rowspan="13">Descripción de solución propuesta:</td><td rowspan="13">Solución de alternativa:</td><td>Insumos requeridos:</td><td>Costo ($):</td></tr>
<tr><td></td><td></td></tr>
<tr><td></td><td></td></tr>
<tr><td></td><td></td></tr>
<tr><td></td><td></td></tr>
<tr><td></td><td></td></tr>
<tr><td></td><td></td></tr>
<tr><td></td><td></td></tr>
<tr><td></td><td></td></tr>
<tr><td></td><td></td></tr>
<tr><td></td><td></td></tr>
<tr><td></td><td></td></tr>
<tr><td colspan="2">Tiempo requerido:</td><td>Costo total:</td></tr>
<tr><td colspan="2"></td><td></td></tr>
<tr><td colspan="2">Responsable : Edberg Daniel Martínez Jiménez</td><td colspan="2">Firma</td></tr>
<tr><td colspan="4">Directores de tesis:
Director: Dr. Enrique Martínez y Ojeda
Codirector: Dr. Carlos Espinoza Nájera</td></tr>
</table>

Anexo B. Hoja de registro de muestreo de AR en el RHU.

HOJA DE REGISTRO DE MUESTREO DE AR		
Estado:		**Fecha:**
Municipio:		
Domicilio:		
Número de muestreo:		**Hora:**
Sitio en el RHU del cual se toma la muestra: ( ) Tuberia de afluente ( ) Recipiente de llegada ( ) Tambo 1 (RAFA) ( ) Tambo 2 (RAFA) ( ) Tambo 3 (FAFA) ( ) Tuberia de efluente		
Tipo de muestra: ( ) Simple ( ) Compuesta		
Volumen de la muestra:		
Temperatura de la muestra:		
Mediciones de campo en el lugar de la toma de muestra: **( )** pH **( )** Temperatura del agua residual (°C) **( )** Oxígeno disuelto en agua (mg/l) **( )** Color **( )** Olor		
Observaciones del sitio del cual se obtiene la muestra **( )** Olor muy fuerte cerca del efluente **( )** Olor a algún compuesto químico **( )** Formación de capa sólida en la superficie del sitio de muestreo **( )** Otro Especifique **:**		
Responsable : Edberg Daniel Martínez Jiménez	**Firma** 	
Directores de tesis: Director: Dr. Enrique Martínez y Ojeda Codirector: Dr. Carlos Espinoza Nájera		

Anexo C. Encuesta Diseñada y aplicada a la comunidad de Santiago Cacaotepec Etla, San Lorenzo Etla, Oaxaca.

CUESTIONARIO ELABORADO POR: EDBERG DANIEL MARTÍNEZ JIMÉNEZ, ALUMNO DEL DOCTORADO EN CIENCIAS EN DESARROLLO REGIONAL Y TECNOLÓGICO.

CLAVE: AEISMTOE

Objetivo: Realizar un diagnóstico de la percepción de la contaminación del agua, la cultura del factor hídrico, conocimientos básicos del saneamiento del AR y su disposición a capacitación en el uso y manejo integral del agua, en la comunidad de Santiago Cacaotepec Etla, San Lorenzo Cacaotepec, Oaxaca.

Localidad: No. de Cuestionario:
Nombre: Fecha:
Sexo: Edad:
Domicilio:

Indicaciones: marca con una X la respuesta seleccionada

1.- ¿Cree que existen problemas en su comunidad relacionadas con la contaminación ambiental?

( ) Si
( ) No

2.- Si la respuesta anterior fue si, mencionar cuáles de acuerdo al recuadro siguiente.

( ) Contaminación de las calles por basura
( ) Contaminación del agua
( ) Contaminación del aire
( ) Malos olores causados por las AR

Otro:_____
_____

3.- De una escala de **1** al **3** señale la prioridad de los siguientes problemas, considerando 1 como la mayor prioridad.

( ) Infraestructura para el saneamiento del agua
( ) Elaboración de un plan para el manejo de la basura de la comunidad
( ) Construcción de un panteón municipal

Otro _____

4.- ¿Tiene problemas de escasez de agua potable?

( ) Si
( ) No

5.- Si la respuesta anterior fue si, ¿a qué cree que se debe la escasez del agua?

( ) Para evitar generación excesiva de AR
( ) Por sequía de los pozos de agua
( ) Poco suministro de agua por las autoridades municipales
Otro _____
( ) Por desinterés

6.- ¿Está usted preocupado con la disponibilidad de agua en el futuro?

( ) Si
( ) No

7.- ¿considera importante el agua en las actividades dentro de la vivienda?

( ) Si
( ) No

8.- ¿Ha dado algunos de estos pasos para conservar agua?

( ) Regar menos el jardín
( ) Usar menos la lavadora de ropa
( ) Reparar las fugas o goteos
( ) Cerrar el grifo del agua mientras se cepilla los dientes

Otro _____

9. ¿Realiza usted algún tratamiento a sus AR generadas?

( ) Si
( ) No

10.- Si la respuesta anterior fue si, ¿por qué no realiza el saneamiento de sus AR generadas?

( ) Desconozco tecnologías existentes para el saneamiento del agua
( ) Por falta de asesoría técnica en el uso de tecnologías
( ) Por excesivos costos de las tecnologías
( ) Por falta de espacio en la vivienda
( ) Por temor a ocasionar daños, malos olores, o contaminación en la vivienda
( ) Por falta de asesoría y apoyo económico de las autoridades para realizar el saneamiento de las aguas
( ) Porque espero que más adelante las autoridades resuelvan el problema como parte de sus acciones

Otro _____

11.- ¿Conoce alguna tecnología para tratamiento de AR que se pueda implementar en su vivienda?

( ) Si
( ) No

12.- Si la respuesta anterior fue si, ¿Cuál de las siguientes tecnologías conoce?

( ) Biofiltro
( ) Baño seco
( ) Humedales artificiales
( ) Fosa séptica
( ) Ninguno

13.- ¿Cree que es necesario la construcción de infraestructura para resolver el saneamiento del agua en su comunidad?

( ) Si
( ) No

14- Conoce si existen sanciones económicas en su comunidad por la descarga de AR al entorno

( ) Si
( ) No

15.- ¿Qué tipo de sanción consideraría por la descarga de aguas contaminadas sin tratamiento previo?
( ) Hacer labor de tequio
( ) Pago de multa económica
( ) Pago en especie

Otro:_____

16.- ¿Asistiría a algún curso y/o taller para capacitarse en la construcción de tecnologías para el saneamiento del agua?

( ) Si
( ) No

17.- Si la respuesta a la pregunta anterior fue no, mencione el motivo por qué no asistiría.

( ) Por falta de tiempo.
( ) Por desinterés

Otro:_____

18.- Si la respuesta de la pregunta fue si, indicar el día y la hora en que pudiera asistir.

( ) Sábado y domingo por las tardes
( ) Sábado y domingo por las mañanas
( ) Entre semana por las tardes
( ) Entre semana por las mañanas

Anexo C. Encuesta Diseñada y aplicada a la comunidad de San Miguel Tlanichico, Trinidad de Zaachila, Oaxaca.

CUESTIONARIO ELABORADO POR: EDBERG DANIEL MARTÍNEZ JIMÉNEZ, ALUMNO DEL DOCTORADO EN CIENCIAS EN DESARROLLO REGIONAL Y TECNOLÓGICO.

CLAVE: AEISMTOE

Objetivo: Realizar un diagnóstico de la percepción de la contaminación del agua, la cultura del factor hídrico, conocimientos básicos del saneamiento del AR y su disposición a capacitación en el uso y manejo integral del agua, en la comunidad de Santiago Cacaotepec Etla, San Lorenzo Cacaotepec, Oaxaca.

Localidad: No. de Cuestionario:
Nombre: Fecha:
Sexo: Edad:
Domicilio:

Indicaciones: marca con una X la respuesta seleccionada

1.- ¿Cree que existen problemas en su comunidad relacionadas con la contaminación ambiental?

( ) Si
( ) No

2.- Si la respuesta anterior fue si, mencionar cuáles de acuerdo al recuadro siguiente.

( ) Contaminación de las calles por basura
( ) Contaminación del agua
( ) Contaminación del aire
( ) Malos olores causados por las AR

Otro:_____
_____

3.- De una escala de **1** al **3** señale la prioridad de los siguientes problemas, considerando 1 como la mayor prioridad.

( ) Infraestructura para el saneamiento del agua
( ) Elaboración de un plan para el manejo de la basura de la comunidad
( ) Construcción de un panteón municipal

Otro _____

4.- ¿Tiene problemas de escasez de agua potable?

( ) Si
( ) No

5.- Si la respuesta anterior fue si, ¿a qué cree que se debe la escasez del agua?

( ) Para evitar generación excesiva de AR
( ) Por sequía de los pozos de agua
( ) Poco suministro de agua por las autoridades municipales
Otro _____
( ) Por desinterés

6.- ¿Está usted preocupado con la disponibilidad de agua en el futuro?

( ) Si
( ) No

7.- ¿considera importante el agua en las actividades dentro de la vivienda?

( ) Si
( ) No

8.- ¿Ha dado algunos de estos pasos para conservar agua?

( ) Regar menos el jardín
( ) Usar menos la lavadora de ropa
( ) Reparar las fugas o goteos
( ) Cerrar el grifo del agua mientras se cepilla los dientes

Otro _____

9. ¿Realiza usted algún tratamiento a sus AR generadas?

( ) Si
( ) No

10.- Si la respuesta anterior fue si, ¿por qué no realiza el saneamiento de sus AR generadas?

( ) Desconozco tecnologías existentes para el saneamiento del agua
( ) Por falta de asesoría técnica en el uso de tecnologías
( ) Por excesivos costos de las tecnologías
( ) Por falta de espacio en la vivienda
( ) Por temor a ocasionar daños, malos olores, o contaminación en la vivienda
( ) Por falta de asesoría y apoyo económico de las autoridades para realizar el saneamiento de las aguas
( ) Porque espero que más adelante las autoridades resuelvan el problema como parte de sus acciones

Otro _____

11.- ¿Conoce alguna tecnología para tratamiento de AR que se pueda implementar en su vivienda?

( ) Si
( ) No

12.- Si la respuesta anterior fue si, ¿Cuál de las siguientes tecnologías conoce?

( ) Biofiltro
( ) Baño seco
( ) Humedales artificiales
( ) Fosa séptica
( ) Ninguno

13.- ¿Cree que es necesario la construcción de infraestructura para resolver el saneamiento del agua en su comunidad?

( ) Si
( ) No

14- Conoce si existen sanciones económicas en su comunidad por la descarga de AR al entorno

( ) Si
( ) No

15.- ¿Qué tipo de sanción consideraría por la descarga de aguas contaminadas sin tratamiento previo?
( ) Hacer labor de tequio
( ) Pago de multa económica
( ) Pago en especie

Otro:_____

16.- ¿Asistiría a algún curso y/o taller para capacitarse en la construcción de tecnologías para el saneamiento del agua?

( ) Si
( ) No

17.- Si la respuesta a la pregunta anterior fue no, mencione el motivo por qué no asistiría.

( ) Por falta de tiempo.
( ) Por desinterés

Otro:_____

18.- Si la respuesta de la pregunta fue si, indicar el día y la hora en que pudiera asistir.

( ) Sábado y domingo por las tardes
( ) Sábado y domingo por las mañanas
( ) Entre semana por las tardes
( ) Entre semana por las mañanas

Anexo D. Resultados de las encuestas aplicadas en la localidad de San Miguel Tlanichico, Trinidad de Zaachila, en el Estado de Oaxaca.

Percepción de la problemática

Pregunta	Respuestas	Total
1.- ¿Cree que existen problemas en su comunidad relacionadas con la contaminación ambiental?	Si	130
	No	7
2.- Si la respuesta anterior fue si, mencionar cuáles de acuerdo al recuadro siguiente.	Contaminación de las calles por basura	37
	Contaminación del agua	75
	Contaminación del aire	2
	Malos olores causados por las AR	16
	Infraestructura para el saneamiento del agua	80
3.- De una escala de **1** al **3** señale la prioridad de los siguientes problemas, considerando 1 como la mayor prioridad	Elaboración de un plan para el manejo de la basura de la comunidad	43
	Construcción de un panteón municipal	5
	Otro	9
4.- ¿Tiene problemas de escasez de agua potable?	Si	66
	No	71
5.- Si la respuesta anterior fue si, ¿a qué cree que se debe la escasez del agua?	Para evitar generación excesiva de AR	3
	Por sequía de los pozos de agua	52
	Poco suministro de agua por las autoridades municipales	11
	Otro	0
6. ¿Está usted preocupado con la disponibilidad de agua en el futuro?	Si	129
	No	8

Cultura del agua

Pregunta	Respuestas	Total
7.- ¿considera importante el agua en las actividades dentro de la vivienda?	Si	137
	No	0
8.- ¿Ha dado algunos de estos pasos para conservar agua?	Regar menos el jardín	30
	Usar menos la lavadora de ropa	2
	Reparar las fugas o goteos	2
	Cerrar el grifo del agua mientras se cepilla los dientes	21
	Otro	82

Saneamiento de AR

Pregunta	Respuestas	Total
9. ¿Realiza usted algún tratamiento a sus AR generadas?	Si	5
	No	132
	Desconozco tecnologías existentes para el saneamiento del agua	23

10.- Si la respuesta anterior fue no, ¿por qué no realiza el saneamiento de sus AR generadas?	Por falta de asesoría técnica en el uso de tecnologías	26
	Por excesivos costos de las tecnologías	40
	Por falta de espacio en la vivienda	2
	Por temor a ocasionar daños, malos olores, o contaminación en la vivienda	0
	Por falta de asesoría y apoyo económico de las autoridades para realizar el saneamiento de las aguas	24
	Porque espero que más adelante las autoridades resuelvan el problema como parte de sus acciones	15
	Por desinterés	2
	Otro	0
11.- ¿Conoce alguna tecnología para tratamiento de AR que se pueda implementar en su vivienda?	Si	31
	No	106
12.- Si la respuesta anterior fue si, ¿Cuál de las siguientes tecnologías conoce?	Biofiltro	5
	Baño seco	12
	Humedales artificiales	2
	Fosa séptica	12
	Ninguno	0
13.- ¿Cree que es necesario la construcción de infraestructura para resolver el saneamiento del agua en su comunidad?	Si	131
	No	6
14- Conoce si existen sanciones económicas en su comunidad por la descarga de AR al entorno	Si	37
	No	100
15.- ¿Qué tipo de sanción consideraría por la descarga de aguas contaminadas sin tratamiento previo?	Hacer labor de tequio	128
	Pago de multa económica	9
	Pago en especie	0
	Otro	0

Disposición a la capacitación

Pregunta	**Respuestas**	**Total**
16.- ¿Asistiría a algún curso y/o taller para capacitarse en la construcción de tecnologías para el saneamiento del agua?	Si	101
	No	36
17.- Si la respuesta a la pregunta anterior fue no, mencione el motivo por qué no asistiría.	Por falta de tiempo.	36
	Por desinterés	0
	Otro	0
18.- Si la respuesta de la pregunta fue si, indicar el día y la hora en que pudiera asistir.	Sábado y domingo por las tardes	93
	Sábado y domingo por las mañanas	20
	Entre semana por las tardes	9
	Entre semana por las mañanas	15

Anexo E. Resultados de las encuestas aplicadas en la localidad de Santiago Etla, San Lorenzo Cacaotepec, en el Estado de Oaxaca.

Percepción de la problemática

Pregunta	Respuestas	Total
1.- ¿Cree que existen problemas en su comunidad relacionadas con la contaminación ambiental?	Si	645
	No	245
2.- Si la respuesta anterior fue si, mencionar cuáles de acuerdo al recuadro siguiente.	Contaminación de las calles por basura	152
	Contaminación del agua	421
	Contaminación del aire	12
	Malos olores causados por las AR	60
3.- De una escala de **1** al **3** señale la prioridad de los siguientes problemas, considerando 1 como la mayor prioridad	Infraestructura para el saneamiento del agua	425
	Elaboración de un plan para el manejo de la basura de la comunidad	121
	Otro	99
4.- ¿Tiene problemas de escasez de agua potable?	Si	795
	No	95
5.- Si la respuesta anterior fue si, ¿a qué cree que se debe la escasez del agua?	Para evitar generación excesiva de AR	46
	Por sequía de los pozos de agua	87
	Poco suministro de agua por las autoridades municipales	656
	Otro	6
6. ¿Está usted preocupado con la disponibilidad de agua en el futuro?	Si	858
	No	32

Cultura del agua

Pregunta	Respuestas	Total
7.- ¿considera importante el agua en las actividades dentro de la vivienda?	Si	890
	No	0
8.- ¿Ha dado algunos de estos pasos para conservar agua?	Regar menos el jardín	123
	Usar menos la lavadora de ropa	122
	Reparar las fugas o goteos	9
	Cerrar el grifo del agua mientras se cepilla los dientes	617
	Otro	19

Saneamiento de AR

Pregunta	Respuestas	Total
9. ¿Realiza usted algún tratamiento a sus AR generadas?	Si	422
	No	468
	Desconozco tecnologías existentes para el saneamiento del agua	123

10.- Si la respuesta anterior fue no, ¿por qué no realiza el saneamiento de sus AR generadas?	Por falta de asesoría técnica en el uso de tecnologías	72
	Por excesivos costos de las tecnologías	1
	Por falta de espacio en la vivienda	10
	Por temor a ocasionar daños, malos olores, o contaminación en la vivienda	1
	Por falta de asesoría y apoyo económico de las autoridades para realizar el saneamiento de las aguas	229
	Porque espero que más adelante las autoridades resuelvan el problema como parte de sus acciones	32
	Por desinterés	0
	Otro	0
11.- ¿Conoce alguna tecnología para tratamiento de AR que se pueda implementar en su vivienda?	Si	765
	No	125
12.- Si la respuesta anterior fue si, ¿Cuál de las siguientes tecnologías conoce?	Biofiltro	224
	Baño seco	225
	Humedales artificiales	80
	Fosa séptica	236
13.- ¿Cree que es necesario la construcción de infraestructura para resolver el saneamiento del agua en su comunidad?	Si	887
	No	3
14- Conoce si existen sanciones económicas en su comunidad por la descarga de AR al entorno	Si	343
	No	547
15.- ¿Qué tipo de sanción consideraría por la descarga de aguas contaminadas sin tratamiento previo?	Hacer labor de tequio	438
	Pago de multa económica	276
	Pago en especie	109
	Otro	67

Disposición a la capacitación

Pregunta	**Respuestas**	**Total**
16.- ¿Asistiría a algún curso y/o taller para capacitarse en la construcción de tecnologías para el saneamiento del agua?	Si	763
	No	127
17.- Si la respuesta a la pregunta anterior fue no, mencione el motivo por qué no asistiría.	Por falta de tiempo.	119
	Por desinterés	5
	Otro	0
18.- Si la respuesta de la pregunta fue si, indicar el día y la hora en que pudiera asistir.	Sábado y domingo por las tardes	542
	Sábado y domingo por las mañanas	223
	Entre semana por las tardes	97
	Entre semana por las mañanas	28