

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA
ESCUELA DE QUÍMICA
CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería
Ambiental

**“Impactos de la implementación de biodigestores en asentamientos rurales, caso El
Porvenir de Limón”**

Fabiola Melissa Jiménez Arias

CARTAGO, agosto, 2018

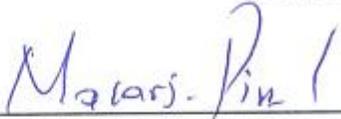
TEC | Tecnológico de Costa Rica
Ingeniería Ambiental

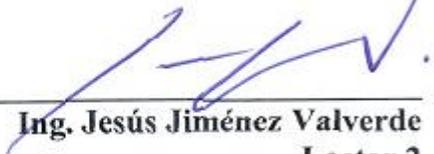
“Impactos de la implementación de biodigestores en asentamientos rurales, caso El Porvenir de Limón”

Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como requisito parcial para optar por el título de Ingeniero Ambiental con el grado de licenciatura

Miembros del tribunal

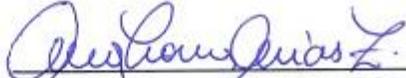

MSc. Diana Zambrano Piamba
Director


Ing. Macario Pino Gómez
Lector 1


Ing. Jesús Jiménez Valverde
Lector 2


MSc. Diana Zambrano Piamba
Coordinador COTRAFIG


PhD. Floria Roa Gutiérrez
Directora Escuela de Química


MSc. Ana Lorena Arias Zúñiga
Coordinadora Carrera de Ingeniería Ambiental

DEDICATORIA

A mi abuelo José Arias Porras, quién no pudo llegar a verme culminar esta etapa, pero que siempre estuvo pendiente de mí y este trabajo; y a mi abuela Marcelina Marchena. Ambos con su ejemplo de vida me han demostrado que cuando se quiere se puede, pero que siempre hay que trabajar para conseguir nuestras metas. No me alcanzan las palabras para describir lo maravilloso de la vida con ellos, le doy gracias a Dios por haberme permitido tenerlos en mi vida.

Además, a mis padres y hermana que han sido indispensables para poder alcanzar todas mis metas, y que siempre me han apoyado en todos mis retos. Quienes durante todos los procesos de mi vida me han impulsado a creer en mí.

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por permitirme llegar hasta acá y alcanzar este reto, brindarme tantas oportunidades increíbles y ayudarme a conseguir mis metas.

A mi papá Víctor, mi mamá Vilma y hermana Katherine, el apoyo incondicional de mi vida, por siempre impulsarme a ser mejor y seguir mis sueños.

A José Luis León, coordinador del Centro de Investigación y Extensión de Ingeniería de los Materiales (CIEMTEC) y del proyecto en Limón, por la oportunidad y confianza de permitirme ser parte de este reto y brindarme toda la ayuda necesaria para la ejecución de este trabajo final de graduación.

Al Programa de Regionalización Interuniversitaria y su coordinar Diego Camacho, por el apoyo brindado durante todo su desarrollo.

A Rafael Arias por toda la colaboración en la ejecución de la parcela experimental y su interés en el funcionamiento adecuado de todos los biodigestores en las comunidades.

A mi tutora Diana Zambrano, por darme la confianza para desarrollar este proyecto y apoyarme en este recorrido, y en especial por guiarme durante todo este camino con tanto cariño y dedicación.

Y a mis compañeros y amigos de carrera, que han estado presentes durante toda esta etapa universitaria siendo un soporte invaluable.

TABLA DE CONTENIDO

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | INTRODUCCIÓN | 1 |
| 2 | OBJETIVOS | 3 |
| 2.1 | <i>Objetivo general</i> | 3 |
| 2.2 | <i>Objetivos específicos</i> | 3 |
| 3 | REVISIÓN DE LITERATURA | 4 |
| 3.1 | <i>PURINES PORCINOS</i> | 4 |
| 3.2 | <i>BIODIGESTORES</i> | 5 |
| 3.2.1 | Biodigestores en medio rural..... | 6 |
| 3.2.2 | Biodigestores tubulares..... | 8 |
| 3.3 | <i>PROCESO DE BIODIGESTIÓN</i> | 9 |
| 3.3.1 | Fases de la digestión anaerobia..... | 9 |
| 3.3.2 | Factores que influyen en el proceso..... | 11 |
| 3.4 | <i>PRODUCTOS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA</i> | 15 |
| 3.4.1 | Biogás..... | 15 |
| 3.4.2 | Digestato..... | 16 |
| 3.5 | <i>REUTILIZACIÓN DEL EFLUENTE LÍQUIDO DEL BIODIGESTOR</i> | 18 |
| 3.5.1 | Impactos por mal uso de biofertilizantes..... | 19 |
| 4 | MATERIALES Y MÉTODOS | 21 |
| 4.1 | <i>CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO</i> | 21 |
| 4.1.1 | Localización..... | 21 |
| 4.1.2 | Características de la zona y de los biodigestores..... | 21 |
| 4.2 | <i>EVALUACIÓN FUNCIONAMIENTO DE LOS BIODIGESTORES</i> | 23 |
| 4.3 | <i>ANÁLISIS DEL BIOGÁS</i> | 25 |
| 4.3.1 | Consumo de biogás..... | 25 |
| 4.3.2 | Análisis económico..... | 25 |
| 4.3.3 | Emisiones atmosféricas..... | 26 |
| 4.4 | <i>CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES</i> | 29 |
| 4.4.1 | Selección de la muestra y muestreo..... | 29 |

| | | |
|----------|--|------------|
| 4.4.2 | Análisis fisicoquímicos de las aguas residuales | 30 |
| 4.5 | <i>ANÁLISIS DEL SUELO</i> | 33 |
| 4.6 | <i>CULTIVO EXPERIMENTAL</i> | 34 |
| 4.6.1 | Comparación de suelos..... | 36 |
| 5 | RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 37 |
| 5.1 | <i>DIAGNÓSTICO DE LOS BIODIGESTORES</i> | 37 |
| 5.1.1 | Uso y manejo del biodigestor | 37 |
| 5.1.2 | Aprovechamiento del biol | 43 |
| 5.1.3 | Diagnóstico por propietario del estado del biodigestor | 51 |
| 5.1.4 | Análisis sociocultural | 54 |
| 5.2 | <i>ANÁLISIS DE LA UTILIZACIÓN DEL BIOGÁS</i> | 61 |
| 5.2.1 | Estimación del consumo diario..... | 62 |
| 5.2.2 | Costos de oportunidad de la utilización del biogás | 65 |
| 5.2.3 | Externalidades positivas de la utilización del biogás | 68 |
| 5.3 | <i>ANÁLISIS DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES</i> | 74 |
| 5.3.1 | pH y Temperatura..... | 75 |
| 5.3.2 | Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅) y Sólidos Suspendidos Totales (SST) 78 | |
| 5.3.3 | Alcalinidad y Ácidos Grasos Volátiles (AGVs)..... | 80 |
| 5.3.4 | Conductividad eléctrica | 84 |
| 5.3.5 | Contenido de Nutrientes en el efluente..... | 85 |
| 5.3.6 | Análisis Microbiológico | 89 |
| 5.3.7 | Actividad Metanogénica Específica | 91 |
| 5.4 | <i>ANÁLISIS DEL SUELO</i> | 95 |
| 5.5 | <i>POTENCIAL DEL BIOL COMO BIOFERTILIZANTE</i> | 99 |
| 5.6 | <i>EFEECTO DE LA APLICACIÓN DE BIOL</i> | 101 |
| 5.6.1 | Crecimiento de las plantas..... | 102 |
| 5.6.2 | Evaluación de la cosecha..... | 107 |
| 5.6.3 | Efecto de las diferentes diluciones en el suelo | 112 |
| 6 | CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES | 116 |
| 6.1 | <i>CONCLUSIONES</i> | 116 |

| | | |
|----------|---|------------|
| 6.2 | RECOMENDACIONES..... | 117 |
| 7 | REFERENCIAS | 119 |
| | APÉNDICES | 139 |
| | APÉNDICE 1. LISTA DE PROPIETARIOS DE LOS BIODIGESTORES. | 141 |
| | APÉNDICE 2. FACTORES EVALUADOS Y ESTADO DE OPERACIÓN POR PARTE DE LOS PROPIETARIOS. | 142 |
| | APÉNDICE 3. UTILIZACIÓN DEL BIOGÁS POR FAMILIAS..... | 146 |
| | APÉNDICE 4. FORMATO DE LA ENCUESTA | 148 |
| | APÉNDICE 5. BASE ALIMENTICIA DE LOS CERDOS POR PROPIETARIO. | 151 |
| | APÉNDICE 6. CUANTIFICACIÓN DE LAS EMISIONES DE GEI POR FUENTE DE EMISIÓN. | 152 |
| | APÉNDICE 7. DATOS DE DBO ₅ Y SST DE DOS MUESTREOS. | 153 |
| | APÉNDICE 8. NUTRIENTES EN EL EFLUENTE DE LOS BIODIGESTORES. | 154 |
| | APÉNDICE 9. RESULTADOS DE MEDICIONES A LA COSECHA DE MAÍZ | 155 |
| | APÉNDICE 10. MUESTRAS DE LAS MAZORCAS COSECHADAS EN LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS. | 160 |
| | ANEXOS | 162 |
| | ANEXO 1. ORDEN DE SUELOS DE COSTA RICA..... | 163 |
| | ANEXO 2. FACTORES DE LA IPCC EMPLEADOS EN LA CUANTIFICACIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO POR EL MANEJO DE EXCRETAS. | 164 |
| | ANEXO 3. ARTÍCULO 28 CLASIFICACIÓN DE LOS TIPOS DE REUSO. REGLAMENTO DE VERTIDO Y REUSO DE AGUAS RESIDUALES. | 166 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 3-1. Esquema del proceso de digestión anaerobia. Tomado de Bautista (2016) | 11 |
| Figura 4-1. Localización de la zona de estudio. | 21 |
| Figura 4-2. Esquema de la distribución de los sistemas instalados. | 23 |
| Figura 4-3. Modelo de biodigestor tubular de la empresa VIOGAZ S.A. | 23 |
| Figura 4-4. Flujómetro instalado en la cocina de Rafael Arias. | 25 |
| Figura 4-5. Configuración del montaje de AME. Tomado de Torres & Pérez (2010). | 32 |
| Figura 4-6. Esquema de la distribución de los tratamientos de biol en cultivo de maíz. | 35 |
| Figura 4-7. Puntos donde se tomaron muestra de suelo. | 36 |
| Figura 5-1. Porcentaje de biodigestores que se encuentran activos. | 37 |
| Figura 5-2. Porcentaje de biodigestores a los que se les revisa diariamente la válvula de alivio. | 39 |
| Figura 5-3. Frecuencia de purga de sólidos. | 39 |
| Figura 5-4. Biodigestor con problemas de taponamiento en las tuberías de salida. | 40 |
| Figura 5-5. Estado en que se encuentran aspectos físicos de los biodigestores. | 41 |
| Figura 5-6. Biodigestores que cuentan con zanja para secado de lodos y rejillas. | 43 |
| Figura 5-7. Diferentes escenarios de la presencia de rejillas a la salida de las porquerizas. | 43 |
| Figura 5-8. Porcentaje de biodigestores donde se almacena el biol para su posterior uso. | 44 |
| Figura 5-9. Porcentaje de recipientes de almacenamiento que se encuentran tapados. | 44 |
| Figura 5-10. Recipientes utilizados para el almacenamiento de biol. | 45 |
| Figura 5-11. Forma de aplicación del biol a los cultivos en cada parcela. | 46 |
| Figura 5-12. Porcentaje de parcelas donde se diluye el biol previo a su aplicación. | 46 |
| Figura 5-13. Respuesta de los cultivos por la aplicación del biol según los parceleros. | 48 |
| Figura 5-14. Cantidad de parcelas donde se utilizan fertilizantes químicos y plaguicidas. | 50 |
| Figura 5-15. Porcentajes de biodigestores que se encuentran en cada una de las categorías de operación establecidas. | 52 |
| Figura 5-16. Biodigestores clasificados como muy malo (a), regular (b), muy bueno (c) y bueno (d). | 54 |
| Figura 5-17. Participación por género en las labores de lavado de encierros de los animales. | 55 |
| Figura 5-18. Participación por género en las labores de mantenimiento del biodigestor. | 55 |

| | |
|--|-----|
| Figura 5-19. Fuentes de energía utilizadas previo a la instalación de los biodigestores (a) y las actuales (b). | 56 |
| Figura 5-20. Frecuencia de uso diario del biogás según las fuentes de energía empleadas en los hogares. | 57 |
| Figura 5-21. Principales beneficios obtenidos con la instalación de los biodigestores según las familias. | 59 |
| Figura 5-22. Consumo diario de biogás (m ³). | 63 |
| Figura 5-23. Promedio de consumo mensual de biogás. | 63 |
| Figura 5-24. Estadísticos del consumo de biogás clasificado por día. | 64 |
| Figura 5-25. Estadísticos del consumo diario de biogás. | 65 |
| Figura 5-26. Costos de oportunidad y beneficios de sistemas domésticos de biogás. Adaptado de Wang et al. (2016) | 68 |
| Figura 5-27. Porcentaje de CO _{2eq} generado por cada fuente de emisión. | 74 |
| Figura 5-28. Estadísticos del pH de los biodigestores. | 77 |
| Figura 5-30. Estadísticos de la DBO ₅ para los biodigestores | 80 |
| Figura 5-29. Estadísticos de SST para los biodigestores. | 80 |
| Figura 5-31. Comportamiento de los AGV vs pH y AGV vs Alcalinidad en los biodigestores | 83 |
| Figura 5-32. Estadísticos de concentraciones de nutrientes en el efluente de los biodigestores. | 86 |
| Figura 5-33. Producción de metano en los distintos biodigestores. | 92 |
| Figura 5-34. Estadísticos de la altura del follaje de las plantas de maíz por tratamiento... .. | 102 |
| Figura 5-35. Muestra por tratamiento de las plantas de maíz cosechadas. | 103 |
| Figura 5-36. Prueba de Tukey al 95% de confianza para la altura del follaje. | 104 |
| Figura 5-37. Estadísticos del peso por tratamiento del follaje de las plantas. | 105 |
| Figura 5-38. Prueba de Tukey al 95% de confianza para el peso del follaje. | 106 |
| Figura 5-39. Estadísticos de la longitud por tratamiento de las mazorcas. | 108 |
| Figura 5-40. Prueba de Tukey al 95% de confianza para la longitud de las mazorcas. | 109 |
| Figura 5-41. Mazorcas promedio por tratamiento. | 110 |
| Figura 5-42. Estadísticos del peso de las mazorcas por tratamiento. | 110 |
| Figura 5-43. Prueba de Tukey al 95% de confianza para el peso de las mazorcas. | 111 |

LISTA DE CUADROS

| | |
|---|-----|
| Cuadro 4-1. Distribución de los biodigestores por asentamiento. | 22 |
| Cuadro 4-2. Aspectos evaluados con su respectivo puntaje. | 24 |
| Cuadro 4-3. Escala para establecer la condición de operación de los biodigestores. | 24 |
| Cuadro 4-4. Métodos de análisis para parámetros evaluados. | 31 |
| Cuadro 4-5. Concentración de sólidos volátiles totales de los lodos de cada biodigestor. .. | 32 |
| Cuadro 4-6. Interpretación de análisis de suelos. | 34 |
| Cuadro 4-7. Tratamientos experimentales con biol al cultivo de maíz. | 35 |
| Cuadro 5-1. Costos anuales representativos de cada fuente de energía. | 67 |
| Cuadro 5-2. Cantidad de CO _{2eq} reducido por la utilización del biogás. | 71 |
| Cuadro 5-3. Estimación de emisiones anuales de CO _{2eq} mitigadas por los biodigestores activos. | 73 |
| Cuadro 5-4. Datos promedio de pH y temperatura del afluente y efluente de los biodigestores. | 76 |
| Cuadro 5-5. Resultados de DBO ₅ y SST promedios por biodigestor. | 78 |
| Cuadro 5-6. Resultados de AGVs y Alcalinidad por biodigestor. | 81 |
| Cuadro 5-7. Datos de pH y Alcalinidad de dos muestreos del efluente a 3 de los biodigestores. | 83 |
| Cuadro 5-8. Datos de conductividad (mS/cm) del efluente para 5 de los biodigestores. | 84 |
| Cuadro 5-9. Promedio por biodigestor del contenido de nutrientes en los efluentes. | 85 |
| Cuadro 5-10. Resultados microbiológicos del efluente. | 90 |
| Cuadro 5-11. Actividad metanogénica específica de cada biodigestor. | 93 |
| Cuadro 5-12. pH del agua residual de entrada utilizada en los reactores de AME. | 94 |
| Cuadro 5-13. Características químicas del suelo. | 96 |
| Cuadro 5-14. Micro y macronutrientes presentes en el suelo. | 98 |
| Cuadro 5-15. Porcentajes de C, N y materia orgánica en el suelo. | 98 |
| Cuadro 5-16. Interpretación del contenido de nutrientes del biol y suelo, parcela Rafael Arias. | 100 |
| Cuadro 5-17. Análisis de varianza de las alturas del follaje en los diferentes tratamientos. | 103 |
| Cuadro 5-18. Análisis de varianza del peso del follaje en los diferentes tratamientos. | 105 |

| | |
|---|-----|
| Cuadro 5-19. Cantidad de mazorcas desarrolladas y la productividad obtenida en cada tratamiento..... | 107 |
| Cuadro 5-20. Análisis de varianza para la longitud de las mazorcas en los diferentes tratamientos. | 108 |
| Cuadro 5-21. Análisis de varianza para el peso de las mazorcas en los diferentes tratamientos. | 111 |
| Cuadro 5-22. Pesos totales de la cosecha y sus relaciones porcentuales..... | 112 |
| Cuadro 5-23. Resultados e interpretación del análisis químico del suelo por tratamiento. | 113 |
| Cuadro 5-24. Resultados por tratamiento de C, N y materia orgánica en el suelo..... | 114 |

LISTA DE SIGLAS Y ACRÓNIMOS

| | |
|-------------------|---|
| AGV | Ácidos grasos volátiles |
| AME | Actividad metanogénica específica |
| ANOVA | Análisis de varianzas |
| ARESEP | Autoridad Reguladora de Servicios Públicos |
| BID | Banco Interamericano de Desarrollo |
| CICE | Capacidad de intercambio de cationes específica |
| CH ₄ | Metano |
| CO ₂ | Dióxido de carbono |
| CO _{2eq} | Dióxido de carbono equivalente |
| DBO | Demanda bioquímica de oxígeno |
| FAO | Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura |
| GEI | Gases de efecto invernadero |
| GWP | Potencial de calentamiento global |
| IMN | Instituto Meteorológico Nacional |
| IPCC | Panel Intergubernamental del Cambio Climático |
| ITCR | Instituto Tecnológico de Costa Rica |
| LPG | Gas licuado de petróleo |
| MO | Materia orgánica |
| N ₂ O | Óxido nitroso |
| OMS | Organización Mundial de la Salud |
| RECOPE | Refinería Costarricense de Petróleo |
| SST | Sólidos suspendidos totales |
| UCR | Universidad de Costa Rica |

RESUMEN

La producción de biogás por medio de biodigestores de bajo costo permite a las familias de zonas rurales agrícolas contribuir a mejorar su condición económica al contar con una fuente de energía para cubrir necesidades básicas, además de un biofertilizante(biol) que ayuda a incrementar la productividad de los cultivos. De esta forma, se mejoran condiciones de salud y calidad de vida de las familias, al mismo tiempo que se cuenta con beneficios ambientales. El presente trabajo expone la gestión realizada por los propietarios de los biodigestores, evidenciando las principales dificultades que se pueden presentar en la operación y mantenimiento de los sistemas, contrastado por la manifestación del interés de los propietarios en el biodigestor por la obtención de biogás y los potenciales usos en la producción agrícola. Para esto se aplicaron mecanismos de consulta a las familias que contaban con un biodigestor, estableciendo un diagnóstico de la información recopilada. Por otro lado, el consumo de biogás y las repercusiones que el cambio de fuentes energéticas dio como resultado la estimación de la mitigación de 65,2 tCO_{2eq}/año, y el ahorro económico anual por familia. Aunado a esto se caracterizaron las aguas efluentes con el objetivo de conocer la disminución de la carga contaminante. Los resultados demuestran que luego del tratamiento en el biodigestor las aguas residuales porcinas cumplen con los límites establecidos en la normativa nacional alcanzando una DBO promedio de 77,1 mg/L; asimismo cuentan con nutrientes esenciales para el desarrollo de las plantas, principalmente potasio y nitrógeno, convirtiéndolo en un potencial biofertilizante. Por último, la experimentación con diferentes diluciones de biol indica un aumento en el rendimiento del cultivo de maíz conforme su aplicación aumenta, generando así productos con un mayor potencial comercial; igualmente se observó una tendencia a la mejora de calidad del suelo.

Palabras clave: biodigestores, biofertilizante, biogás, biol cerdos, gases de efecto invernadero, purines.

ABSTRACT

The production of biogas by means of low-cost biodigesters allows families in agricultural rural areas to contribute to their economic conditions by having their own energy source to cover basic needs, as well as a biofertilizer that helps to increase the productivity of crops. In this way, health conditions and quality of life of families are improved, while environmental benefits are also available. The present work exposes the management carried out by the owners to the biodigesters, evidencing the main difficulties that the families have in the operation and maintenance of the systems, contrasted by the manifestation of the interest of the owners in the biodigester because of the biogas and the potential uses in agricultural production. For this, surveys were carried out to families that had a biodigester and establishing a diagnosis of each system. On the other hand, the consumption of biogas and the repercussions that the change of energy sources provides resulted in the mitigation estimate of 65,2 tCO₂eq/year, and the annual economic savings per family. In addition to this, the effluent wastewaters were characterized with the objective of knowing the decrease of the pollutant load. The results show that after treatment in the biodigester, the swine wastewater complies with the limits established in the national regulations, reaching an average BOD of 77,1 mg/L; also have essential nutrients for the development of plants, mainly potassium and nitrogen, making it a potential biofertilizer. Finally, experimentation with different dilutions of biol indicates an increase in corn crop yield as its application increases, thus generating products with greater commercial potential; likewise, there was a tendency to improve soil quality.

Key words: biodigesters, biofertilizer, biogas, greenhouse gas emissions, liquid digestate, pig manure.

1 INTRODUCCIÓN

Actualmente 1,6 billones de personas en el mundo, principalmente en áreas rurales no tienen acceso a electricidad. Siendo en América Latina un estimado de 31 millones de personas que no cuentan con este recurso, teniéndose así a 85 millones que utilizan leña para cocinar (Garfí et al., 2016). Es por esto que se ha dado una aceleración en la difusión de biodigestores domésticos como una opción prometedora para alcanzar el acceso global a la energía, particularmente en países en desarrollo (Ortiz et al., 2017). Los proyectos que implementan estos sistemas en comunidades rurales, los proveen por lo general mediante subsidios, sin embargo, muchos de ellos no son acompañados por ayuda técnica y seguimiento, lo cual provoca el fracaso del proyecto y el abandono por parte de los usuarios al biodigestor (Garfí et al., 2016).

A finales del año 2015 se instalaron 38 biodigestores en asentamientos familiares, como parte del proyecto “Implementación de sistemas integrados de producción de cerdos y generación de biogás en el Porvenir de Cariari”, incorporado por dos partes (Biogás Pococí 1.0 y 2.0), desarrollado por la Escuela de Ciencia e Ingeniería de Materiales del ITCR. Sin embargo, no se tenía un conocimiento de la eficiencia de estos biodigestores, por ende, de la calidad del efluente vertido actualmente al cuerpo receptor ni el consumo de biogás que ejercían las familias.

Por otro lado, se tiene que toda explotación porcina desprende residuos sólidos y líquidos que son arrastrados por el agua al momento de lavado. Este agregado contaminante cambia el estado de potabilidad del agua transformándolo en lo que se conoce como agua residual, cuya composición está comprendida por 55% de excretas y 45% de orina (Sosa, 2015). La determinación de las características fisicoquímicas de los efluentes líquidos de granjas porcinas ha permitido clasificarlos como altamente agresivos debido a las emisiones generadas de nitrógeno (N) y fósforo (P), que fomentan especialmente los fenómenos de eutrofización y acidificación de suelos y aguas, las cuales, en muchos casos, al menos en explotaciones porcinas tradicionales, son comunes que sean vertidos a algún río, quebrada o canal de drenaje cercano. Ante esta situación, es necesario promover el desarrollo de tecnologías que ayuden a mejorar la calidad de los efluentes y que al mismo tiempo sean adecuadas al contexto socioeconómico del sitio (Francesena, 2016).

El uso de biodigestores para el manejo del estiércol porcino permite la reutilización de los efluentes finales como biofertilizantes al tener potencial nutricional por ser ricos principalmente en nitrógeno, fósforo, y potasio (Osorio et al., 2007). No obstante, la reutilización segura depende directamente de parámetros de seguridad tales como la presencia de patógenos (Fongaro et al., 2014). También hay que tener en cuenta la legislación en materia de vertidos y la composición del efluente para evitar una sobre fertilización de suelos y la contaminación de cuencas hidrográficas (Arce, 2011).

Este estudio pretende diagnosticar la gestión de operación y mantenimiento de los biodigestores, considerado además las consecuencias de su implementación en un contexto de desarrollo sostenible. La realización de una caracterización de las aguas residuales efluentes y si disminución en la carga orgánica contaminante, así como los nutrientes que la componen para evaluar su potencial uso agrícola.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

Analizar el funcionamiento, las implicaciones ambientales, económicas y sociales que conllevan la instalación de los biodigestores y las posibilidades de uso agrícola del efluente líquido.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i. Evaluar la gestión realizada a los biodigestores por parte de los propietarios, además de los cambios consecuentes por la intervención de los sistemas.
- ii. Evidenciar los beneficios del uso del biogás proveniente de los biodigestores.
- iii. Analizar las características de las aguas residuales efluentes de los biodigestores, tomando en cuenta los parámetros establecidos en la normativa nacional y la composición de nutrientes.
- iv. Explorar el potencial mejoramiento de la productividad agrícola con el uso del biol de los biodigestores.

3 REVISIÓN DE LITERATURA

Las actividades que concentran una cantidad significativa de desechos en una pequeña área, como la actividad agropecuaria, se consideran agentes clave de la contaminación del agua y del suelo, exigiendo formas perspicaces de anular o disminuir sus efectos cuando se disponen en el medio ambiente (Schneider et al., 2016). Muchos de estos residuos orgánicos no son tratados adecuadamente, lo que genera un nivel de contaminación cada vez más alto; tal es el caso de los residuos de las excretas de los animales (López Guerrero, 2013). Si se gestiona correctamente, el sector de la bioenergía presenta una oportunidad única para, en parte, abordar los desafíos que enfrentan la agricultura, la generación de energía y la eliminación de residuos, obteniendo beneficios económicos, sociales y ambientales (Riding et al., 2015). Por lo tanto, la aplicación de la digestión anaerobia a los desechos no solamente puede contrarrestar la contaminación generada; sino también un área de oportunidad por los subproductos que podrían obtenerse (Schnabel et al., 2011).

Actualmente, la producción responsable con el medio ambiente, con enfoques auto sostenibles que ayuden a cubrir la demanda alimentaria, es uno de los mayores retos que tiene el ser humano, implicando un manejo adecuado de los recursos y una buena disposición de los residuos (López Guerrero, 2013). El interés en los diferentes procesos agroenergéticos, incluyendo la producción de biogás, sigue aumentando (Bacenetti et al., 2013).

3.1 PURINES PORCINOS

Las aguas residuales porcinas se producen principalmente debido a las labores de aseo en corrales y pasillos, y en la utilización del agua como medio de arrastre de la materia fecal producida por los cerdos (Urbina & Avendaño, 2010). Aproximadamente 82% del agua que ingresa en las porquerizas sale como agua residual, acompañada de heces, orina, alimento desperdiciado y otros materiales, a esta combinación de materiales se le conoce como purines, y son arrastrados a través de los drenajes (Pérez-Gutiérrez et al., 2015; Branda et al., 2016). Estos desechos se caracterizan por un alto contenido de materia orgánica y nutrientes importantes como nitrógeno, fósforo, potasio y otros minerales junto con contaminantes biológicos potencialmente patógenos (Schneider et al., 2016). Adicionalmente, Cevallos & Hidalgo (2013) mencionan que en los efluentes porcinos es

característico que se observen valores altos de sólidos totales, volátiles y demanda química de oxígeno.

La crianza de cerdos tiene impactos negativos en aire, agua y suelo, principalmente por la contaminación que provoca la incorrecta disposición de las aguas residuales porcinas, generalmente sin ningún tratamiento (Pérez-Gutiérrez et al., 2015). Vicari (2012) señala que los residuos generados, se concentran en áreas reducidas y son una fuente de nutrientes, metales pesados y patógenos. Estos desechos cobran importancia por la proliferación de plagas sinantrópicas (moscas, roedores, entre otras) y la generación de olores indeseables producidos cuando no poseen una correcta disposición. Es así que además de constituir un foco potencial de infección, los sitios donde son descargados los residuos sólidos porcinos representan una fuente importante de contaminación atmosférica. Todos estos componentes de residuos tienen el potencial de influir negativamente en el medio ambiente, por lo que es importante vigilar la gestión de residuos en las actividades agroindustriales (Schneider et al., 2016).

El tratamiento de los purines busca disminuir el impacto producido por descargas y generar residuos finales que cumplan con los flujos y concentraciones de contaminantes estipulados en la legislación vigente, para garantizar una disposición final sin riesgo de ocasionar daños al medioambiente ni a la salud humana (Vicari, 2012). De no darse una correcta gestión de estos residuos se podría incurrir en deterioros de suelo por excesos de nitrógeno y fósforo, lo que provoca la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, amoníaco, N_2O y emisiones de metano a la atmósfera y también los olores molestos (Tambone et al., 2017). La implementación de biodigestores en una región con una alta concentración de contaminantes puede canalizar los efluentes a pequeñas zonas, lo que puede reducir el potencial contaminante de las actividades porcícolas (Schneider et al., 2016).

3.2 BIODIGESTORES

El biodigestor es un sistema mediante el cual se genera un ambiente adecuado para que la materia orgánica se descomponga con ausencia de oxígeno, a este fenómeno se le llama digestión anaeróbica (Andino & Martínez, 2015). Este sistema proporciona el uso de la biomasa para la generación de energía, y constituyen una alternativa para el tratamiento de

residuos, así como la reducción de los posibles riesgos de contaminación y de salud a un mínimo, promueve la generación de biogás que puede ser utilizado como una fuente de energía alternativa y permite el reciclaje del efluente, que se puede usar como biofertilizante (Cancelier, 2015). Lansing et al. (2008) menciona que los biodigestores suministran un ambiente propicio para el crecimiento de las bacterias involucradas en la transformación de la materia orgánica en dióxido de carbono y metano. Durante la digestión, se eliminan más del 80% de los patógenos y sólidos; se crea un fertilizante líquido más efectivo a medida que los microorganismos transforman los contaminantes orgánicos en nutrientes disueltos, siendo una tecnología sostenible de renombre que contribuye a una gestión integrada del estiércol y de la agricultura a pequeña escala (Garfí et al., 2011).

3.2.1 Biodigestores en medio rural

En zonas rurales es común observar la existencia de agricultura y ganadería a pequeña escala, ligada a la producción de desechos orgánicos que, al no ser tratados con responsabilidad, se convierten en un foco contaminante e infeccioso para el medioambiente y la sociedad (Pazmiño Macas, 2016). Por otra parte, el acceso a la electricidad en estas zonas es relativamente escasa; basándose en la biomasa, como leña y el carbón para satisfacer sus necesidades de energía para cocinar, resultando en emisiones más altas de monóxido de carbono, hidrocarburos y material particulado dando a lugar a problemas de salud por la contaminación del aire (Surendra et al., 2014). Una forma de superar la limitada disponibilidad de combustibles y mejorar la calidad del aire en estas zonas es mediante la generación de biogás a partir de estiércol animal por medio de digestión anaeróbica (Usack et al., 2014).

El uso del biogás en los países en desarrollo, principalmente con biodigestores a escala doméstica, se limita principalmente a la cocina que representa un 90% del consumo y la iluminación, brindando a su vez un tratamiento a las aguas residuales (Ortiz et al, 2016). El biogás se quema con una llama limpia y azul; las estufas han sido consideradas como el mejor medio para explotar en zonas rurales de los países en desarrollo (Bond & Templeton, 2011). La contribución que realizan los biodigestores está directamente relacionada con la energía que suministran para el consumo familiar de una manera ambientalmente sostenible, económicamente rentable y de fácil acceso (Pazmiño Macas, 2016).

Por lo tanto, la digestión anaeróbica de las excretas generadas en las zonas rurales brinda tres beneficios: saneamiento en las zonas rurales, logro de la demanda de energía y uso de materiales biodegradables como biofertilizantes (Miranda et al., 2012). Mientras que Garfí et al (2011), señala que los beneficios de la biodigestión de las aguas residuales de actividades agropecuarias a escala doméstica en los países en desarrollo incluyen: proporcionar un biocombustible limpio para sustituir la biomasa tradicional que se utiliza generalmente en las zonas rurales; mejorar el ambiente interior reduciendo el consumo de leña para cocinar y calentar; proteger el medio ambiente mediante el tratamiento de aguas residuales, la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero y la deforestación; y reducción de la carga de trabajo para la recogida de leña por mujeres y niños.

Los biodigestores en comunidades rurales han sido implementados principalmente por medio de subvenciones y programas, sin embargo, varios proyectos de biogás han fracasado debido a una gestión inadecuada (Surendra et al., 2014). En Costa de Marfil, Tanzania y Costa Rica, las razones no técnicas incluyeron respectivamente el 69%, el 25% y el 50% de los fracasos totales, parte de la explicación es que la operación rutinaria y el mantenimiento de los biodigestores suele ser laborioso (Bond & Templeton, 2011). Es por esto que Rajendran (2012) señala que, aunque muchos biodigestores se han construido, se requieren investigaciones adicionales y el conocimiento para satisfacer las necesidades y condiciones cambiantes, donde se tiene que tomar en cuenta las condiciones locales y económicas.

En América Latina, los digestores domésticos se están extendiendo desde la década de 1980 en zonas rurales de países tropicales como Colombia, Costa Rica y regiones montañosas de Perú y Bolivia. Los sistemas domésticos más utilizados son el digestor chino de bóveda fija, el digestor de tambor flotante indio y el digestor taiwanés tubular de plástico; el diseño más apropiado depende de las condiciones climáticas y del contexto socioeconómico (Pérez et al., 2014).

En el caso de zonas tropicales, Moreta (2013) señala que los modelos de la India y el Chino han tenido problemas por la aparición de grietas en el concreto usado para construir estas unidades, especialmente durante períodos largos de altas temperaturas. Actualmente, el tipo

más popular de digestor a pequeña escala es el modelo taiwanés, que consiste en una bolsa tubular horizontal de polietileno (Usack et al., 2014).

3.2.2 Biodigestores tubulares

En un esfuerzo por reducir los costos de instalación y simplificar el funcionamiento y mantenimiento de los biodigestores, se están construyendo estos sistemas de bajo costo utilizando películas de polietileno tubular en países en desarrollo (Surendra et al., 2014).

Este tipo de digestor, modelo Taiwanés, son sistemas de flujo continuo contruidos con polietileno tubular o geomembrana (Lansing et al., 2010). Se caracterizan también por la falta de dispositivos de mezcla y/o calentamiento para evitar necesidades sofisticadas de monitoreo, y se fabrican utilizando materiales fácilmente disponibles: usualmente bolsas de plástico para el tanque principal y tubos de cloruro de polivinilo (PVC) para la recolección de biogás, además de ser usualmente enterrados en una zanja (Surendra et al., 2014). Esto lo hace relativamente barato y fácil de instalar, sin embargo, la exposición directa al sol puede reducir la flexibilidad de la bolsa de polietileno, haciéndola más susceptible a las fugas con el tiempo (Usack et al., 2014).

El diseño simple, la facilidad de instalación y la baja demanda de mano de obra especializada hacen que esta tecnología sea accesible y aceptable para aplicaciones domésticas en países en desarrollo como Colombia, Etiopía, Tanzania, Vietnam, Camboya, Costa Rica, Bolivia, Perú, Ecuador, Argentina, Chile y México (Surendra et al., 2014).

En estos sistemas se opera generalmente en la porción inferior del rango mesófilo (20-30°C) y tienen un tiempo de retención de 20-50 días (Lansing et al., 2010). Estos biodigestores han mostrado resultados prometedores en un estudio en Costa Rica para una mezcla de desechos de cerdos y aceite de cocina, y en los Andes del Perú para estiércol vacuno (Usack et al., 2014).

3.3 PROCESO DE BIODIGESTIÓN

La digestión anaeróbica es un método eficaz de degradación bioquímica que es ampliamente utilizado para el tratamiento y la recuperación de energía de muchos tipos de biomásas, especialmente productos agrícolas y agro-desechos (Yan et al., 2017).

El proceso de producción de metano a partir de cualquier biomasa es sencillo de lograr, simplemente se mezcla la biomasa con una cantidad adecuada de agua en un recipiente herméticamente cerrado y, una vez transcurrido el tiempo necesario, se produce biogás. Sin embargo, detrás de esta aparente simplicidad se desarrollan interacciones complejas que involucran varias comunidades de microorganismos (Arrieta, 2016). La degradación anaeróbica de materia orgánica se desarrolla en cuatro etapas que son: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Cada una de estas es muy importante ya que los productos de cada etapa son los precursores de las siguientes (Garzón et al., 2015)

3.3.1 Fases de la digestión anaerobia

3.3.1.1 *Hidrólisis*

La hidrólisis es un proceso por medio de enzimas hidrolíticas en el que ocurren tres procesos en paralelo, conversión de carbohidratos, proteínas y lípidos en monosacáridos, aminoácidos y ácidos grasos de cadena larga, respectivamente (Venegas Vargas, 2013). Por lo tanto, los componentes principales de los desechos orgánicos que se utilizan como materia prima, sufren una hidrólisis inicial generada por la adición de moléculas de agua, que los conviertan en sustratos orgánicos simples (Salamanca, 2009)

3.3.1.2 *Acidogénesis*

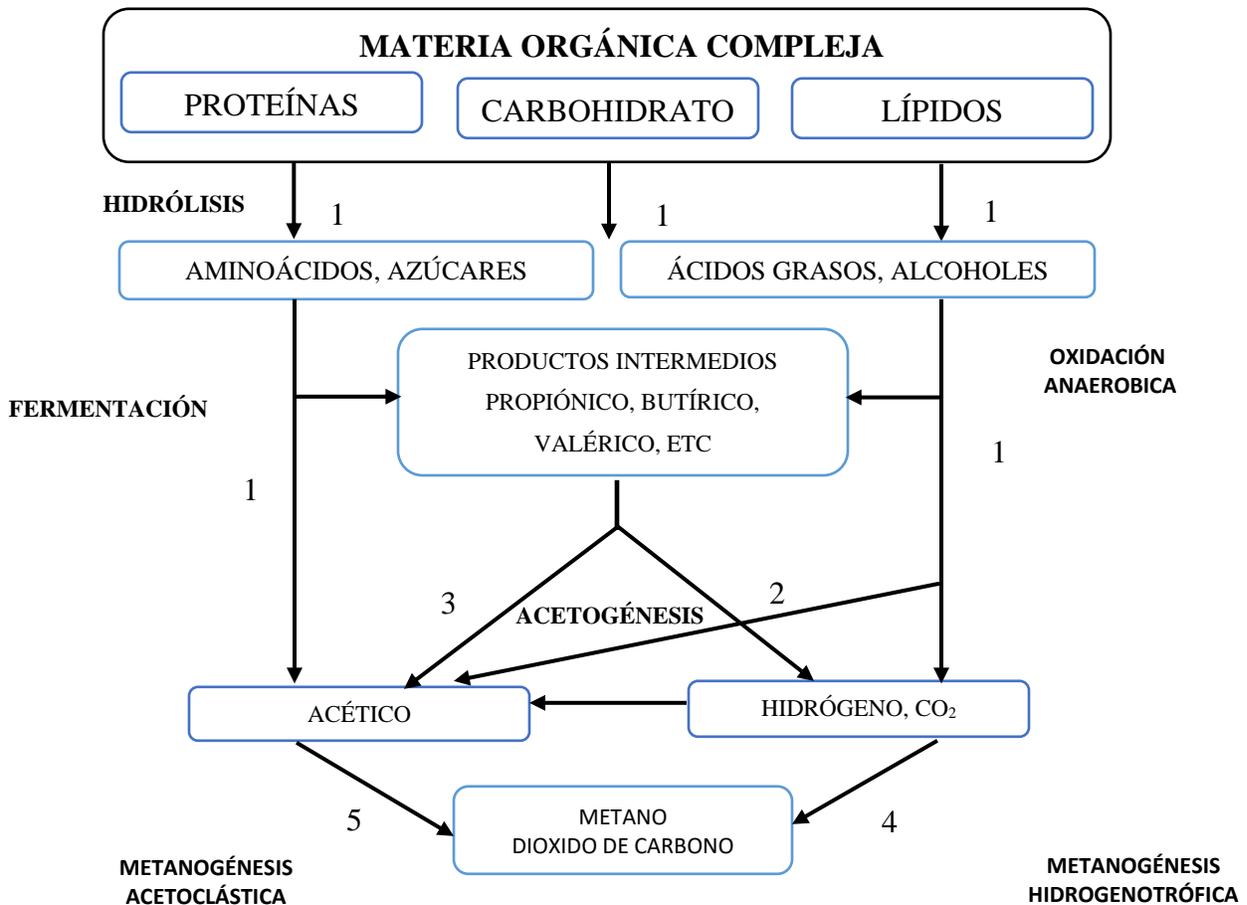
Durante esta etapa tiene lugar la transformación de las moléculas orgánicas solubles en compuestos que pueden ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (ácido acético, ácido fórmico o H_2), y compuestos orgánicos más reducidos (ácido propiónico, butírico, valérico, láctico y etanol principalmente) que deben ser oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente etapa del proceso (Serrano Moral, 2015)

3.3.1.3 Acetogénesis

Los compuestos intermedios son convertidos a ácido acético por medio de las bacterias acetogénicas, las cuales realizan la degradación de los ácidos orgánicos. Los alcoholes, ácidos grasos volátiles y compuestos aromáticos se degradan produciendo ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono (Salamanca, 2009).

3.3.1.4 Metanogénesis

Finalmente, mediante la acción de las bacterias metanogénicas, el hidrógeno y parte de los acetatos, son transformados en metano y dióxido de carbono (Toala, 2013). La etapa de formación de metano es también la etapa más sensible y limitante de la velocidad en todo el proceso, puesto que las bacterias formadoras de metano tienen una velocidad de crecimiento mucho más lenta que las bacterias formadoras de ácido y son sensibles a inhibidores tales como amoníaco, temperatura, pH y otras condiciones operacionales (Chen et al., 2016). Por su parte, el amoníaco favorece el crecimiento de las bacterias metanogénicas, por otro lado, en concentraciones altas puede ser tóxico para las mismas, convirtiéndose en un inhibidor (De la Merced Jiménez, 2012). No obstante, en el biodigestor hay población microbiana, tanto metanogénica y no metanogénica, manteniendo un apropiado pH durante la fermentación. La población no metanogénica beneficia a los metanógenos administrando sustratos para el crecimiento de los metanógenos y la producción de metano, mantienen un apropiado potencial de óxido-reducción, elimina sustancias tóxicas que inhiben el crecimiento y suprime la inhibición por retroalimentación (Wang et al., 2011). En la Figura 3-1 se muestran las etapas de la digestión anaerobia y las bacterias involucradas en los diferentes procesos.



Población bacteriana responsable del proceso: bacterias fermentativas (1), bacterias acetogénicas que producen hidrógeno, bacteria homoacetogénicas (3), bacterias metanogénicas hidrogenotróficas (4), bacterias metanogénicas acetoclásticas (5)

Figura 3-1. Esquema del proceso de digestión anaerobia. Tomado de Bautista (2016)

3.3.2 Factores que influyen en el proceso

Para estabilizar de manera correcta la materia orgánica mediante digestión anaerobia, los microorganismos formadores de ácidos y de metano se deben encontrar en un estado de equilibrio dinámico. En este estado influyen una serie de factores físicos y químicos que alteran el equilibrio dentro del reactor, desplazándolo hacia altos o bajos rendimientos en cuanto a la producción y calidad del biogás generado y la calidad del efluente (Cubero-Madriz, 2011). Además, Rivero (2013) señala que el conocer los factores microbiológicos y bioquímicos que ocurren en la fermentación metanogénica es indispensable para entender la cinética de este proceso, y esto permite controlarlo e incidir sobre ellos para obtener resultados satisfactorios.

3.3.2.1 pH y temperatura

El pH afecta el progreso digestivo y los productos de la digestión anaerobia directamente, debido a que la tasa de crecimiento de los microorganismos se ve afectada significativamente por el cambio de este, reportándose así que el rango de pH ideal para la digestión anaerobia es de 6,8-7,4 (Mao et al., 2015). En los sistemas anaerobios las sobrecargas orgánicas o la presencia de un inhibidor de la etapa metanogénica provoca desequilibrios en la producción y consumo de ácidos grasos volátiles, cuya acumulación declina el pH y provoca la acidificación del reactor (Sosa, 2015). Por lo tanto, este parámetro permite determinar si el biodigestor se encuentra dentro de las condiciones óptimas de crecimiento de las bacterias metanogénicas, además de que éste tiene influencia en la actividad enzimática (De la Merced Jiménez, 2012). Hinojosa (2017) señala que el pH óptimo de la mayoría de las bacterias hidrolíticas es de 7,2 – 7,4, mientras que el de las bacterias acetogénicas es de 6,6. Las bacterias acidogénicas son menos sensibles a la variación del pH que las metanogénicas, manteniéndose bien activas a pH tan bajos como 4,5; de esta forma puede ocurrir la inhibición de las bacterias metanogénicas y acidificarse el reactor.

La temperatura es uno de los parámetros ambientales que afectan de manera importante el crecimiento de las bacterias (Cubero-Madriz, 2011). Los digestores anaeróbicos son típicamente diseñados para operar en las temperaturas mesófilas (20-40 ° C) o termófilas (por encima de 40 ° C) (Bond & Templeton, 2011). A medida que aumenta la temperatura (dentro del rango de operación), aumenta la velocidad de crecimiento de los microorganismos y se acelera el proceso de digestión, dando lugar a una mayor producción de biogás (Serrano Moral, 2015). Este es un factor que determina el tiempo de retención para la digestión y degradación de la materia orgánica dentro del biodigestor (Gonzabay & Suárez, 2016).

3.3.2.2 Sólidos totales y volátiles

Toda materia orgánica residual que se destine como alimentación para un biodigestor, generalmente está compuesta por una importante cantidad de agua, y una fracción sólida, caracterizada por la concentración de sólidos totales (Irusta, 2011). El contenido en sólidos

totales (ST) de los residuos puede ser muy variable, en el caso de los residuos de origen animal, especialmente el purín porcino, que tienen un contenido inferior a 10% de ST, mientras que otros superan el 20% (Fernández, 2016). Es importante considerar este parámetro en el volumen de agua necesario para diluir la materia prima hasta la proporción adecuada (Irusta, 2011). Fernández (2016) menciona que un porcentaje óptimo de sólidos en la mezcla a digerir en el digestor debe ser del 10-15%.

Los sólidos volátiles representan una parte de los sólidos de material orgánico que pueden ser digeridos, mientras que el resto de los sólidos se fija (Hassan et al, 2015). Arrieta (2016) señala que el conocimiento de la materia volátil o sólidos volátiles es importante ya que este porcentaje representa con mucha cercanía el contenido real de material orgánico presente en la biomasa, siendo este contenido es el que produce biogás durante la digestión anaeróbica.

Por otro lado, un cierto grado de acumulación de sólidos es inevitable en los sistemas de flujo continuo y otros flujos, incluido el modelo Taiwanés, debido a la mezcla limitada dentro de estos sistemas. Esto puede ser especialmente problemático cuando el estiércol de ganado se utiliza como materia prima primaria debido al alto contenido lignocelulósico; de hecho, estos materiales tienen una tendencia a asentarse dentro del digestor y son lentos a degradarse. Como resultado, se reduce el volumen efectivo y, por lo tanto, se acorta el tiempo de retención hidráulica del sistema digestor, lo que conduce a una menor conversión del sustrato (Usack et al., 2014).

3.3.2.3 Ácidos Grasos Volátiles (AGV)

Los ácidos grasos volátiles son los más importantes intermediarios del proceso anaerobio, constituyendo el principal precursor de la metanogénesis, por lo que son muy utilizados en la monitorización y control de reactores anaerobios, mostrando una rápida respuesta a las variaciones en el sistema (Cubero-Madriz, 2011; (Acosta & Obaya, 2005). Los AGV se forman a partir de la degradación de la materia orgánica por parte de las bacterias anaerobias, y una acumulación de estos puede hacer fluctuar el pH, por ende, afectan directamente la producción del biogás (Osorio et al., 2007). Siendo el aumento de la concentración de los ácidos volátiles en el efluente un síntoma típico del mal funcionamiento de los digestores, la inestabilidad del proceso puede estar relacionada con: la sobrecarga orgánica del digestor,

entrada de los efectos tóxicos o inhibidores en el efluente, o con una variación de temperatura (Enríquez & Jurado, 2016).

Los ácidos no utilizados se acumulan, disminuyendo el pH e inhibiendo aún más la actividad metabólica y el crecimiento de los metanógenos. Este fenómeno, también conocido como acidificación, se caracteriza por pH ácido por debajo de 6,5 y baja producción de gas (Ciotola et al., 2013). Concordando con Li et al. (2017) que señala que la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) puede conllevar a una acidificación, teniéndose así bajos pH y procesos de inhibición del sistema. Por lo que, tanto la producción como el consumo de AGV debe estar balanceado para evitar sobrecargas del sistema y baja degradación de los residuos (Córdoba, Fernández & Santalla, 2014)

3.3.2.4 Tipo de sustrato y relación C/N

Arrieta (2016) define a la biomasa como cualquier tipo de material orgánico que ha tenido su origen como consecuencia de un proceso biológico natural (vegetal o animal). Siendo este el sustrato o material orgánico que se alimenta a un digestor para su descomposición anaeróbica, es por ello que existe una gran cantidad y variedad de sustratos animales y vegetales que son posibles emplear, pero para que esta tecnología sea realmente barata y una excelente fuente de energía, normalmente se ocupan los desechos orgánicos, es decir materiales que no tengan otra aplicación y que son contaminantes, dándoles un valor agregado al convertirlos en materia prima (Salamanca, 2010). El estiércol es utilizado con frecuencia en digestores anaerobios porque es de fácil acceso y muy adecuado para el desarrollo de microorganismos anaeróbicos, debido a su alto contenido en nitrógeno (Arrieta, 2016).

La presencia de nutrientes como carbono, nitrógeno y azufre, así como algunos elementos traza son necesarios para el desarrollo de las comunidades microbianas (Solano et al., 2010). Sin embargo, se debe tener en cuenta que la concentración de amoníaco en algunos tipos de estiércol (como el de aves) no exceda los niveles de concentración adecuados para evitar problemas por inhibición (Arrieta, 2016). En el medio a digerir debe haber una relación adecuada entre el carbono y el contenido de nutrientes para el desarrollo de la flora bacteriana (Fernández, 2016).

El carbono es utilizado para la obtención de energía y el nitrógeno para construir estructuras celulares (Salamanca, 2010). En el caso de una relación C/N alta, los metanógenos consumen nitrógeno rápidamente, lo que resulta en un menor rendimiento de gas; por otra parte, una más baja causa acumulación de amoníaco y valores de pH superiores a 8,5, que son tóxicos para bacterias metanogénicas (Kothari et al., 2014). Varnero (2011) señala que estas bacterias consumen 30 veces más carbono que nitrógeno, por lo que la relación óptima de estos dos elementos en la materia prima se considera en un rango de 30:1 hasta 20:1.

Fernández (2016) menciona que la relación es de 18-20, 15-24 y 15 para los purines de cerdo, vaca y gallinaza respectivamente. Cuando no se tiene un residuo con una relación C/N inicial apropiada, es necesario realizar mezclas de materias en las proporciones adecuadas para obtener la relación C/N óptimas (Varnero, 2011).

3.4 PRODUCTOS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

3.4.1 Biogás

El término biogás se designa a la mezcla de gases resultantes de la descomposición de la materia orgánica realizada por acción bacteriana en condiciones anaerobias (Andino & Martínez, 2015). Al ser producido a partir de desechos animales es ampliamente utilizado como una fuente de biocombustible renovable, esta fuente de energía se considera barata y limpia (Thu et al., 2012). Su composición varía con el tipo de materia prima y el estado de funcionamiento del biodigestor.

En general, el biogás consiste en 50-75% de CH₄ y 25-50% de CO₂ junto con otros componentes traza como el vapor de agua (H₂O), el sulfuro de hidrógeno (H₂S) y el amoníaco (Surendra et al., 2014). La combustión de biogás no produce emisiones de materia particulada y por esta razón se considera un gas de combustión limpia a pesar de contener trazas de H₂S (Usack et al, 2014). Surendra et al. (2014) menciona que el CH₄ es el único componente del biogás que contribuye al valor de calentamiento, lo que significa que, una vez producido, el biogás debe ser manejado y almacenado cuidadosamente para evitar cualquier contacto con la atmósfera.

La producción de biogás se puede considerar como variables de control de la digestión anaerobia al ser de los mejores indicadores del estado del proceso, además del contenido de ácidos grasos volátiles o la relación entre ellos (Cubero-Madriz, 2011). Uno de los parámetros que permite estimar la producción de biogás en un biodigestor es la productividad de metano, la cual se define como la cantidad de metano generado en la unidad de tiempo con respecto a la materia dispuesta en el reactor (Solano et al., 2010). Uno de los factores que puede afectar esto es el pH, ya que si se produce un descenso a valores inferiores a 6 el biogás generado es muy pobre en metano y, por tanto, tiene menores cualidades energéticas (Varnero, 2011). De esta manera es necesario trabajar lo más cercano posible a las condiciones óptimas para la generación eficiente del biogás, pero siendo consecuentes con la realidad del lugar en donde están siendo utilizados los biodigestores. En otras palabras, el biodigestor debe trabajar a las temperaturas ambientales del lugar y con el material orgánico disponible (Pazmiño Macas, 2016)

3.4.2 Digestato

En contraste con el compostaje y la quema directa de materia orgánica, la digestión anaerobia proporciona combustible y fertilizante, en lugar de simplemente uno u otro (Surendra et al., 2014). La fermentación de los residuos da como resultado un digestato con alta calidad fertilizante. Dependiendo de las características de los residuos a fermentar se tiene que en promedio el sustrato digerido en el biodigestor, es decir el digestato, representa aproximadamente el 85-90% en peso, de la materia entrante (Nogués et al., 2010). La fracción líquida del efluente resultante de la mezcla fermentada de agua y estiércol en condiciones anaeróbica es conocida como biol (Laguna & Cruz, 2016). Esta representa la mayor parte del fango resultante, alrededor de un 90%, mientras que el componente sólido es llamado biosol, con el 10% (Nogués et al., 2010).

Los digestatos líquidos (biol) son contaminantes difíciles de tratar debido a su alto contenido de nitrógeno y bajo contenido de carbono, además de niveles abundantes de potasio, fósforo y otros macro y micronutrientes (Gong et al., 2013). La utilización agrícola es un método ideal para eliminar estos materiales, con el fin de beneficiar la producción de cultivos mediante la mejora de las propiedades físicas del suelo, además de ser alternativas

ambientales y sostenibles a los fertilizantes químicos, en respuesta a la disminución del número de reservas naturales de abonos minerales, como el fósforo, y al impacto ambiental negativo de los combustibles fósiles en la producción de fertilizantes químicos (Gong et al., 2013). La calidad del efluente como fertilizante radica en que después de haber transcurrido el proceso de biodigestión, todos los nutrientes y más de la mitad de la materia orgánica se encuentran aún en el mismo (López Guerrero, 2013). Dado que la concentración de amoníaco tiende a aumentar desde el influente hasta el efluente, y el amoníaco está más fácilmente disponible que el nitrógeno orgánico, lo que hace que el digestato sea más apropiado para la fertilización de los cultivos que el estiércol al reducir el riesgo de pérdidas de nitrógeno (Garfí et al., 2011).

Utilizando el enfoque económico circular donde se devuelve el desperdicio de alimentos a la tierra como un recurso, disminuye la dependencia de los fertilizantes inorgánicos, mejora el ecosistema del suelo y proporciona una fuente alternativa de fósforo, que actualmente es limitado (Fagbohunge et al., 2016). Con esto también se obtienen beneficios monetarios al reducir su dependencia del fertilizante inorgánico, y producirlos directamente en el sitio de trabajo (Walsh et al., 2012).

Entre las características del biol se tiene que mejora las propiedades estructurales del suelo, reduce la susceptibilidad a la compactación, aumenta la conductividad hidráulica y, como resultado, reduce la erosión del suelo y la carga de partículas en los cursos de agua a través de una variedad de diferentes procesos, por lo tanto, cuando se aplica a la tierra, mejora los atributos físicos, químicos y biológicos del suelo, así como aumenta la productividad de los cultivos (Riding et al., 2015). Además, proporciona condiciones favorables para el crecimiento de las plantas aumentando la estabilidad del suelo en la zona de enraizamiento debido al efecto de unión de los polisacáridos (Riding et al., 2015). Sin embargo, las características del biofertilizante producido dependerán de una serie de factores entre los que prevalecen el tipo de estiércol utilizado y la dilución; la cantidad de nutrientes varía con respecto al tipo y madurez del material vegetal, la raza del animal que provee la materia prima, el programa de alimentación para los animales, el grado de madurez del estiércol y la eficiencia del proceso anaeróbico (López Guerrero, 2013). Walsh et al. (2012) menciona que en experimento se comparó fertilizante compuesto NPK y biol, donde los rendimientos de los cultivos fueron iguales o mejorados con el digestato, y el análisis del agua del suelo

mostró que había menos potencial para la pérdida de nutrientes por lixiviación, por lo tanto, el reemplazo del fertilizante inorgánico con digestato puede mejorar la productividad de los cultivos, pero con menos impacto en el ambiente.

3.5 REUTILIZACIÓN DEL EFLUENTE LÍQUIDO DEL BIODIGESTOR

Con el fin de mantenerse al día con la demanda creciente para la producción de alimentos, la fertilidad del suelo se mantiene mediante la adición de fertilizantes. La utilización de compost y digestato anaeróbico en las tierras agrícolas ha aumentado y se ha convertido en un método de complementar o sustituir el uso de fertilizantes sintéticos, siendo esto promovido a cambios en prácticas agrícolas y políticas enfocadas en la reducción del cambio climático y mejorar la calidad del suelo (Fagbohunge et al., 2016).

Para realizar la reutilización de los efluentes de cerdos previamente tratados, es importante tener en cuenta las propiedades del suelo (grado de dispersión de las partículas, la estabilidad de los agregados, su estructura y su permeabilidad), las características fisicoquímicas, microbiológicas y parasitológicas del agua y las características del cultivo utilizado (Vicari, 2012). El pH del suelo es muy influyente en la determinación de una variedad de propiedades, tales como la actividad y composición de la comunidad microbiana, así como la disponibilidad de nutrientes tales como P, N, K, Ca y Mg para la absorción de plantas (Riding, 2015). Otro factor a tener en cuenta son los relativamente altos niveles de sodio, ya que pueden conducir a la salinización del suelo, y la conductividad eléctrica, por lo que es necesario que el líquido tratado sea utilizado de una manera controlada y no indiscriminadamente en un riego (da Silva et al., 2012).

En consecuencia, para que los biodigestores proporcionen un saneamiento mejorado, pueden ser necesarios diseños que incorporen etapas de tratamiento adicionales (Bond & Templeton, 2011). De igual forma Mohedano et al. (2012) señala que el efluente de biodigestores generalmente requiere un paso de pulido antes que pueda ser liberado en un cuerpo de agua debido a la alta concentración de nutrientes que se debe eliminar. Además, Garfí et al. (2011) menciona que es importante notar que algunos componentes del digestato podrían ser menos favorables para los cultivos, por lo que la dilución de digestato en agua para no dañar el follaje de los cultivos es recomendado. Esto lo recalca Nogués et al. (2010) al señalar que el

biol debe utilizarse diluido en agua, en proporciones que pueden variar desde un 25% a un 75% y entre 3 y 5 veces durante el desarrollo vegetativo de la planta.

Es claro que el uso del efluente tratado por el digestor debe ser utilizado de una manera controlada con el fin de evitar cualquier tipo de impacto negativo en el suelo (da Silva et al., 2012). Riding (2015) señala que es necesaria la investigación adicional para la determinación de la tasa de aplicación y la disponibilidad temporal de los nutrientes en los diferentes tipos de cultivos para evitar la excesiva aplicación y el exceso de disponibilidad de estos, por lo que se debe identificar el tipo de suelo, el tipo de cultivo y la forma de nutrientes más adecuados para optimizar el valor del fertilizante y obtener una mayor eficiencia. Castro et al. (2017) menciona que en sistemas de cultivo orgánico se han reportado aumentos en el rendimiento de entre 15 y 28%.

3.5.1 Impactos por mal uso de biofertilizantes

A pesar de los beneficios de utilizar el digestato, el riesgo de la contaminación atmosférica y del agua después de su la aplicación a la tierra son altos. Este problema es específico del digestato debido a la rápida liberación de los nutrientes, que es a menudo más alta de la tasa de absorción de las plantas y los microorganismos del suelo (Fagbohunge et al., 2016). Por lo tanto, la utilización inadecuada de los digestatos puede dar como resultado la lixiviación de nutrientes y el escurrimiento en las aguas subterráneas y superficiales (Gong et al., 2013).

Generalmente, el almacenamiento del digestato se realiza en tanques descubiertos a partir de los cuales se pierden en la atmósfera varios gases, como CO₂, NH₃, N₂O y CH₄, estos gases de efecto invernadero contribuye a la contaminación atmosférica por lo que algunos países europeos han exigido que el digestato se almacene en tanques cubiertos (Menardo et al., 2011).

La acidificación de los suelos agrícolas es causada principalmente por la sobre aplicación de fertilizantes nitrogenados y la interrupción de los ciclos C y N. Además, las regiones en las que la precipitación excede la evapotranspiración pueden experimentar lixiviación de cationes básicos como el calcio (Ca²⁺), sodio (Na⁺), magnesio (Mg²⁺) y potasio (K⁺), con su sustitución por protones (H⁺) y ácidos catiónicos de silicio, hierro y aluminio (Riding et al.,

2015). También se puede presentar transferencia de N y P a los cuerpos de agua causando eutrofización, siendo un proceso mediante el cual un ecosistema se transforma a través del enriquecimiento de nutrientes de una fuente externa, tras el aumento de nutrientes, el crecimiento de ciertos organismos tales como algas, bacterias fotosintéticas y heterótrofas aumentan (Fagbohunge et al., 2016).

La adopción de buenas prácticas de manejo en la aplicación de bioabono al suelo permitirá maximizar los beneficios ambientales de su uso. Tales prácticas resultan en menores emisiones de gases hacia la atmósfera, al igual que menor contaminación difusa de nutrientes por escorrentía y lixiviación (Varnero, 2011).

4 MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

4.1.1 Localización

El estudio se desarrolló en 4 asentamientos del Instituto Nacional de Desarrollo Rural (INDER) llamados Lomas, Sota 1, Sota 2 y Diamantes, situados entre 2 y 6 kilómetros en línea recta del poblado El Porvenir del distrito de La Rita, Pococí, Limón. Esta zona presenta una temperatura media anual de 26 °C, con una precipitación promedio anual de 4312 mm. En la Figura 4-1 se muestra resaltado mediante un punto la ubicación de las comunidades, además de la demarcación por provincia, cantón y distrito en el mapa de Costa Rica.

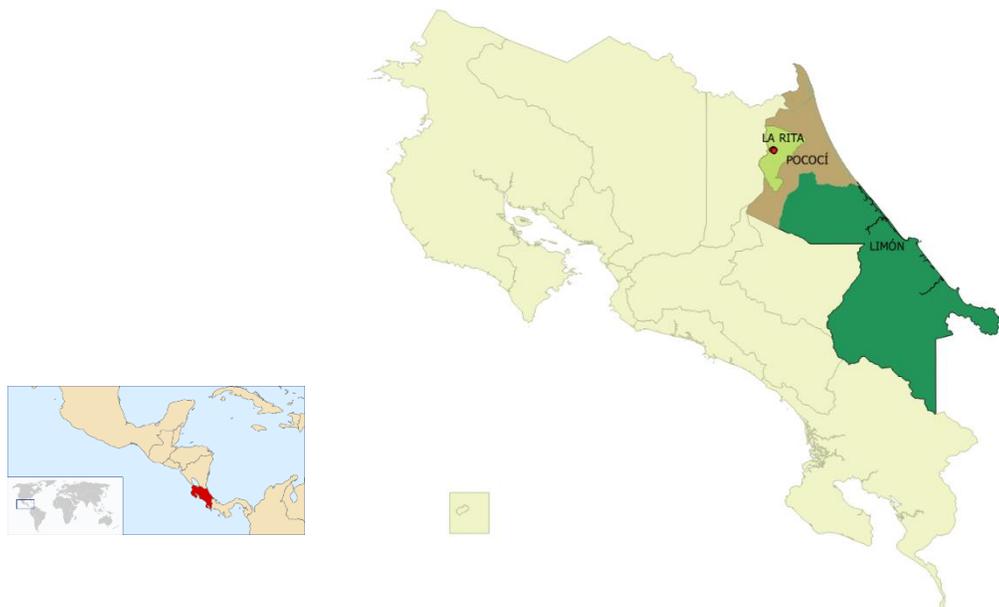


Figura 4-1. Localización de la zona de estudio.

4.1.2 Características de la zona y de los biodigestores

Esta zona se caracteriza por una gran actividad agropecuaria en distintos niveles, estableciéndose como la principal fuente de ingresos económicos para estas familias. Las plantaciones de monocultivos como banano y piña son muy frecuentes, sin embargo, en las parcelas en las que se instalaron los biodigestores se encuentra una variedad de cultivos, teniéndose la yuca, plátano y maíz entre los más comunes. En cuanto al acceso al agua para las actividades cotidianas es a través de pozos en cada una de las viviendas, siendo esta fuente la utilizada para las labores referentes a los biodigestores. En el Cuadro 4-1 se muestra la cantidad de biodigestores instalados en las respectivas comunidades.

Cuadro 4-1. Distribución de los biodigestores por asentamiento.

| Asentamiento | Número de biodigestores |
|---------------------|--------------------------------|
| Lomas | 13 |
| Sota 1 | 9 |
| Sota 2 | 12 |
| Diamantes | 4 |

Los sistemas instalados, representados en la Figura 4-2, consisten en tres partes: una porqueriza de 3x3 metros con suplemento de agua desde el pozo de la propiedad, un biodigestor tubular de PVC de 5 metros de largo y 1,5 metros de diámetro, modelo comercial de la empresa VIOGAZ S.A., el cual se muestra en la Figura 4-3, y la conexión hasta el quemador en la cocina. Los biodigestores fueron colocados en una fosa de 1,2 metros de profundidad y con disminución gradual hasta 1 metro, que permitiera así adaptar la forma cilíndrica y evitar derrumbes de las paredes de la zanja.

Los biodigestores están compuestos por una bolsa de geomembrana de PVC, tuberías de entrada y salida de los líquidos, válvula de alivio, conexiones para la salida del biogás y una tubería con llave para la purga de lodo. A las familias adicionalmente se les instaló una tubería flexible para el biogás hasta la cocina y se les proporcionó de una plantilla.

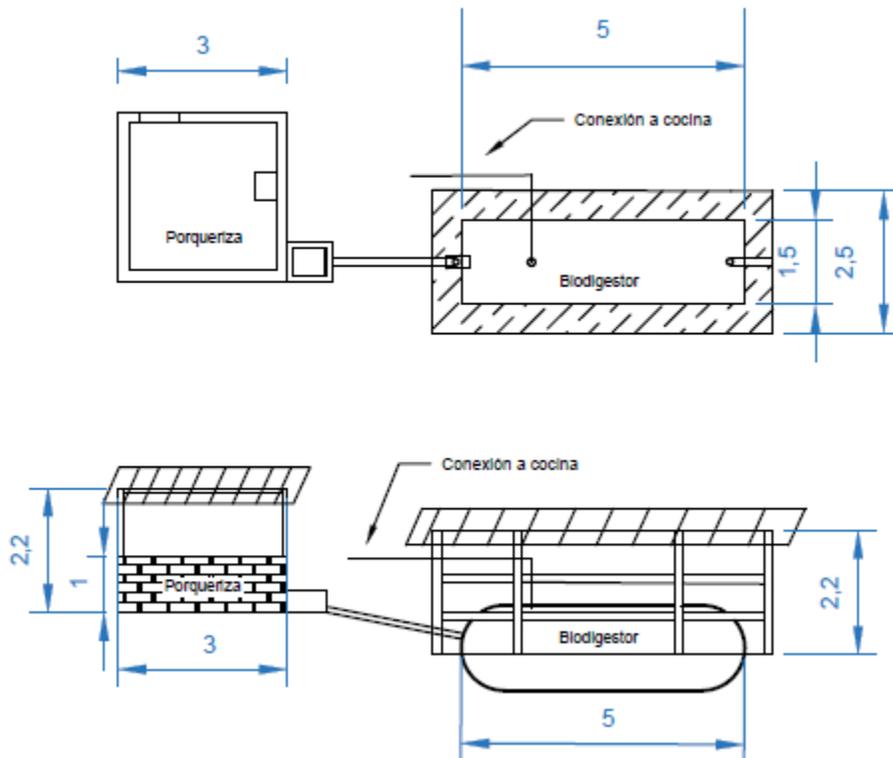


Figura 4-2. Esquema de la distribución de los sistemas instalados.

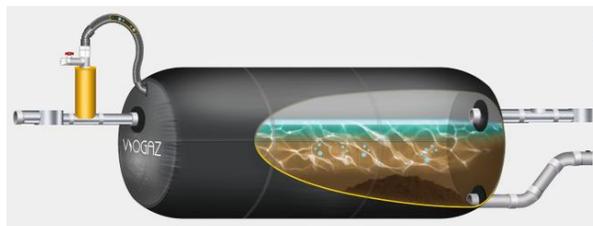


Figura 4-3. Modelo de biodigestor tubular de la empresa VIOGAZ S.A.

4.2 EVALUACIÓN FUNCIONAMIENTO DE LOS BIODIGESTORES

Se levantó la información por medio de una encuesta semi-estructurada a los propietarios de los biodigestores, se complementó con observaciones directas de las diferentes actividades realizadas en la parcela y de las condiciones en las que se encontraban las instalaciones del biodigestor y encierros, permitiendo hacer un seguimiento de los datos presentados por los propietarios encuestados y brindar una visión detallada y segura de los objetos de investigación.

La encuesta se presenta en el apéndice 4, esta se estructura en cuatro puntos principales, i) recopilando información acerca de la gestión realizada para la operación del biodigestor, ii) las condiciones físicas en que son mantenidos, iii) el aprovechamiento y manipulación del subproducto líquido (biol), y iv) los aspectos sociales involucrados con la implementación de estos sistemas. Posteriormente se procedió a tabular los datos y realizar el análisis correspondiente. El listado de los propietarios de las fincas donde se encuentran los biodigestores evaluados se encuentra en el apéndice 1. Cuatro biodigestores no se lograron evaluar debido a que en el momento de la visita a las comunidades las familias no se encontraban en la vivienda. Se realizó un análisis estadístico de los aspectos evaluados en la encuesta para conocer cuál era la frecuencia y distribución de los resultados obtenidos, y tener una mejor visualización de estos.

A cada uno de los parámetros evaluados, mostrados en el Cuadro 4-2, se les otorgo un valor de calificación con el fin de poder generar una puntuación final para el propietario, obteniéndose un criterio del estado de operación. Se estableció la escala mostrada en el Cuadro 4-3 para la determinación del estado en el cual se está operando cada uno de los biodigestores visitados según cada uno de los aspectos analizados.

Cuadro 4-2. Aspectos evaluados con su respectivo puntaje.

| Aspecto | Valoración |
|---------------------------------------|-------------------|
| Revisión de la válvula de seguridad | 10 |
| Purga de lodos (Frecuencia) | 10 |
| Uso del lodo | 5 |
| Uso y almacenaje del biol | 15 |
| Condiciones físicas | 40 |
| Presencia de zanja de secado de lodos | 5 |
| Rejillas a la entrada del biodigestor | 5 |
| Obstrucciones en tuberías | 5 |
| Fugas de biogás | 5 |

Cuadro 4-3. Escala para establecer la condición de operación de los biodigestores.

| Puntuación | Condición |
|-------------------|------------------|
| 100-85 | Muy Bueno |
| 84-67 | Bueno |
| 66-50 | Regular |
| 49-30 | Malo |
| 29-0 | Muy Malo |

4.3 ANÁLISIS DEL BIOGÁS

4.3.1 Consumo de biogás

El consumo de biogás fue medido por medio de un flujómetro de gas, el cual se muestra en la Figura 4-4 y que se instaló en la cocina de Rafael Arias. Se le solicitó a esta familia que llevara un registro del biogás utilizado, con base a lo indicado por el flujómetro, anotando la numeración inicial y final por día, esto durante un periodo de 110 días (mediados de octubre del 2017 a febrero del 2018). Posteriormente con esta información se calculó la cantidad de biogás diario aprovechado por la familia y se analizaron los consumos.



Figura 4-4. Flujómetro instalado en la cocina de Rafael Arias.

4.3.2 Análisis económico

Se procedió a hacer un análisis económico de la sustitución de leña y LPG en la cocina, basado en los costos que implica la utilización de estas formas de energía para las familias. A la leña se le otorgó un valor económico al tiempo requerido por el parcelero para la recolección de ésta como factor único de costos. En el caso del reemplazo de LPG se consideró el precio del cilindro de gas, tomando en cuenta el tamaño de cilindro y la duración del mismo para esta familia, y también el costo de transporte hasta la vivienda.

Los valores obtenidos para cada uno de los parámetros considerados fueron multiplicados con su respectivo costo unitario de manera que se obtuviera el estimado de ahorros en términos monetarios anuales para la familia.

4.3.3 Emisiones atmosféricas

El biogás también provee de beneficios sociales y ambientales, a los cuales se les conoce como externalidades positivas o beneficios indirectos. La externalidad más notable es la mitigación de metano (CH_4), gas liberado por la descomposición de las excretas animales, además de ayudar a proteger los recursos forestales y sustituir los combustibles fósiles y leña evitando la liberación de dióxido de carbono (CO_2) al quemarlos (Wang et al., 2016).

En el marco de este trabajo se cuantificaron solamente como beneficios indirectos las emisiones atmosféricas propias del manejo de estiércol, combustión de LPG y leña, en términos de gases de efecto invernadero (GEI), y específicamente en toneladas de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ anual. Las estimaciones se realizaron tanto para el caso específico de la parcela de Rafael al contar con datos precisos del consumo de biogás y de las fuentes de energía previas, como una aproximación de las emisiones de GEI que podrían estar siendo mitigadas con la implementación de los biodigestores, por lo que se consideró la información de los animales de las parcelas con sistemas en funcionamiento mostrada en la encuesta, mientras que para conocer las emisiones reducidas específicamente por sustitución de energía en la totalidad de estas viviendas se basó en los promedios de consumo del hogar de Rafael Arias.

Además, se analizaron las implicaciones de la combustión de leña como lo es la deforestación para la obtención de la madera y las emisiones de material particulado durante la quema.

4.3.3.1 Cilindros de gas LPG

La cantidad de emisiones de GEI son estimadas en términos de dióxido de carbono equivalente ($\text{CO}_{2\text{eq}}$) de acuerdo con el potencial de calentamiento global (GWP) para CH_4 y N_2O , correspondiendo a 21 y 310 respectivamente. La reducción de GEI por sustitución de energías en la cocción de alimentos se determinó según los factores de emisión para el LPG

del Instituto Meteorológico Nacional (IMN) (2017). Se utilizó la densidad del LPG según Sepúlveda (2012) de 550 kg/m³ para convertir los cilindros de gas a litros, que es la unidad en la que se encuentran los factores de emisión.

4.3.3.2 Leña

La cuantificación de las emisiones de CO₂ proveniente de la cocción con leña se determinó por medio de la ecuación establecida en Pei-dong et al. (2007) que se muestra a continuación:

$$Cw = W \times 0,45 \text{ (coeficiente carbono contenido)} \times 0,87 \text{ (velocidad de oxidación del carbono)} \times \frac{44}{12} = 1,436W$$

Ecuación 1

Donde

Cw: toneladas de CO₂ emitido por quema de leña

W: toneladas de leña consumida

Shane et al. (2017) señala que 1 m³ de biogás puede reemplazar entre 3,5 y 3,78 kg de leña. Por consiguiente, al tomar el valor medio del consumo de biogás se obtiene que se requiere de 1,37 kg de leña al día para la cocción de alimentos.

4.3.3.3 Manejo del estiércol

Para la estimación de las emisiones de GEI generadas de metano y óxido nitroso por las excretas de los animales se basó de la ecuación 2 a la ecuación 9, indicadas por FAO (2015), además en el anexo 1 se muestran los valores utilizados para la cuantificación de las emisiones según los factores correspondientes.

- Emisiones de CH₄

$$\text{Emisiones (CH}_4\text{)} = \text{EF} \times \text{N}_{(t)}$$

Ecuación 2

Donde:

Emisiones CH₄: emisiones de metano (kg CH₄/año)

EF: Factor de emisión por tipo de animal (kg CH₄/cabeza/año)

N_(T): Número de cabezas por tipo de animal

- Emisiones de N₂O
 - Tasa de excreción por animal

$$N_{ex} = N_{tasa(T)} \times \frac{TAM}{1000} \times 365$$

Ecuación 3

Donde:

N_{ex}: N excretado en el estiércol (kg N/animal/año)

N_{tasa(T)}: tasa de excreción por defecto de N por masa (kg N/ton masa animal/día)

TAM: Masa animal típica por tipo de animal

- Nitrógeno en orina y heces de los animales en pastos

$$F_{PRP(T)} = [(N_{(T)} \times N_{ex}) \times MS_{PRP(T)}]$$

Ecuación 4

Donde:

F_{PRP(T)}: Cantidad de nitrógeno del estiércol animal depositado en las pasturas por categoría de animal (kg N/año)

MS_{PRP(T)}: Porcentaje de excreción anual total de N por categoría de animal que se deposita en pastos

MS_{B(T)}: Porcentaje de excreción anual total de N por categoría de animal que se deposita en pastos en forma de orina

- Emisiones directas

$$Emisiones\ directas\ N_2O = F_{PRP(T)} \times EF_{3PRP(T)} \times \frac{44}{28}$$

Ecuación 5

Donde:

Emisiones directas N₂O: emisiones del estiércol depositado en las pasturas por categoría de animal (kg N₂O/año)

EF_{3PRP(T)}: Factor de emisión de los aportes de N en las pasturas por categoría de animal (N₂O–N/kg N)

- Nitrógeno en el estiércol aplicado a los suelos

$$F_{AM(T)} = N_{MS} = N_{(T)} \times N_{ex(T)} \times (1 - Frac_{perd(T)})$$

Ecuación 6

Donde:

$F_{AM(T)}$: Cantidad de nitrógeno en el estiércol gestionado aplicado a suelos gestionados por categoría de animal (kg N/año)

$N_{MS(T)}$: Cantidad de nitrógeno en estiércol gestionado disponible para su aplicación a suelos gestionados

$Frac_{perd(T)}$: Fracción del nitrógeno del estiércol gestionado por categoría de animal que se ha perdido

- Emisiones indirectas

Emisiones indirectas N₂O

$$= F_{AM(T)} \times [(Frac_{GasM} \times EF_4) + (Frac_{Lix} \times EF_5)] \times \frac{44}{28}$$

Ecuación 7

Donde:

Emisiones indirectas N₂O: emisiones producidas por la deposición atmosférica de N volatilizado (kg N₂O/año)

$Frac_{GasM}$: Fracción de los materiales de fertilizantes nitrogenados orgánicos que se volatilizan como NH₃ y NO_x (kg N)

EF_4 : Factor de emisión para las emisiones indirectas de N₂O procedentes de la deposición atmosférica de N en suelos y superficies acuosas (kg N–N₂O/kg NH₃-N + NO_x-N volatilizado)

$Frac_{Lix}$: Fracción de materiales de fertilizante nitrogenado orgánico aplicado que se filtra como NH₃ y NO_x (kg N filtrado/kg of N aplicado)

EF_5 : Factor de emisión para las emisiones indirectas de N₂O procedentes de lixiviación y escorrentía del N (kg N₂O/kg N)

- Emisiones totales de N₂O

Emisiones de N₂O = Emisiones directas N₂O + Emisiones indirectas N₂O

Ecuación 8

- Emisiones en CO₂ equivalente

$$Emisiones CO_{2eq} = Emisiones (GEI) \times GWP$$

Ecuación 9

4.4 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

4.4.1 Selección de la muestra y muestreo

El análisis se realizó en 8 biodigestores representativos, seleccionados tomando en cuenta criterios como el estado de estos, y el interés en el proyecto presentado por los usuarios.

La caracterización de las aguas residuales se llevó a cabo a partir de muestreos puntuales a cada uno de los 8 biodigestores seleccionados, la toma de las muestras se realizó según los criterios del Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (2012), tomándose muestras de la entrada y la salida de los biodigestores. Se realizaron dos muestreos por biodigestor, los cuales se llevaron a cabo entre los meses de agosto y noviembre del 2017.

4.4.2 Análisis fisicoquímicos de las aguas residuales

Se realizaron mediciones in situ de los parámetros de pH y temperatura a las aguas afluentes y efluentes de los biodigestores. En el Laboratorio de Aguas del Centro de Investigación de Protección Ambiental (CIPA) se llevaron a cabo los análisis de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y sólidos suspendidos totales (SST) para la entrada y salida de las aguas residuales de los 8 sistemas, mientras que en el laboratorio de aguas de la Carrera de Ingeniería Ambiental se analizaron los ácidos grasos volátiles (AGV) y la actividad metanogénica específica (AME) de 5 biodigestores (Rafael Arias, Mireya Gutiérrez, Edgar Morera, Luis Rivera, Justa Ríos).

Para el análisis de los parámetros de alcalinidad, conductividad, nutrientes (calcio, cloruros, nitrato, amonio, nitrógeno total, potasio, fosfato, fósforo total y sodio), y microbiológicos (coliformes fecales y nemátodos) se llevaron las muestras al Centro de Investigación y de Servicios Químicos y Microbiológicos (CEQIATEC) del Instituto Tecnológico de Costa Rica.

Se procedió a tabular los datos y realizar análisis estadístico con la información obtenida de cada parámetro utilizando Minitab 17 y Excel. Los métodos utilizados para los parámetros analizados se presentan en el Cuadro 4-4.

Cuadro 4-4. Métodos de análisis para parámetros evaluados

| Análisis | Procedimiento | Referencia |
|--------------------|-----------------------------------|-----------------------|
| DBO ₅ | 5210 B. | |
| SST | 2540 D. | |
| AGV | 5560 C. | |
| Calcio | 3111 B | |
| Cloruros | 4500 Cl ⁻ B | Standard Methods |
| Nitratos | 4500 NO ₃ B | for the |
| Potasio | 3500 K B | Examination of |
| Sodio | 3500 Na B | Water and |
| Amonio | PT-QU-25 | Wastewater |
| Nitrógeno Total | 4500 N _{org} D | (2012) |
| Fosfato | 4500 P C | |
| Fósforo Total | 4500 P C | |
| Alcalinidad | 2320 B | |
| Coliformes fecales | 9221 E | |
| Nemátodos | Sedimentación | |
| AME | Ensayo AME por método volumétrico | Torres & Pérez (2010) |

4.4.2.1 Ensayo de actividad metanogénica específica (AME)

En determinación de la actividad metanogénica específica se siguió como base la metodológica descrita por Torres y Pérez (2010). Los reactores se realizaron a partir de las muestras del afluente de los biodigestores, constituidos por las aguas residuales de las porquerizas, utilizándose como inóculo los lodos respectivos de cada biodigestor, con lo cual se evaluó la capacidad de los microorganismos anaerobios de degradar la materia orgánica y convertirla en metano.

El inóculo de cada uno de los reactores se caracterizó en términos de sólidos volátiles totales (SVT), de manera tal que la concentración adicional de STV en los reactores fuera de 2 g/L. En el Cuadro 4-5 *Cuadro 4-5* se muestran los resultados de SVT de biodigestor.

Cuadro 4-5. Concentración de sólidos volátiles totales de los lodos de cada biodigestor.

| Biodigestor | SVT (mg/g) |
|--------------------|-------------------|
| Rafael Arias | 37,51 |
| Edgar Morera | 58,86 |
| Mireya Gutiérrez | 20,54 |
| Justa Ríos | 7,02 |
| Luis Rivera | 161,84 |

Posteriormente a los reactores confeccionados con erlenmeyer de 0,5 L se les agregó el lodo y el agua residual correspondiente de cada porqueriza, se sellaron con un tapón y se conectó una manguera hacia otro erlenmeyer que contenía hidróxido de sodio (NaOH) al 2%. Con la finalidad de que el gas introducido a la segunda botella con ayuda de una aguja desplazara el líquido, el cual por medio de una probeta se puede medir, siendo la cantidad de hidróxido equivalente al gas producido. La medición de NaOH desplazado se realizó durante 29 días. En la Figura 4-5 se muestra la configuración del montaje para la AME.

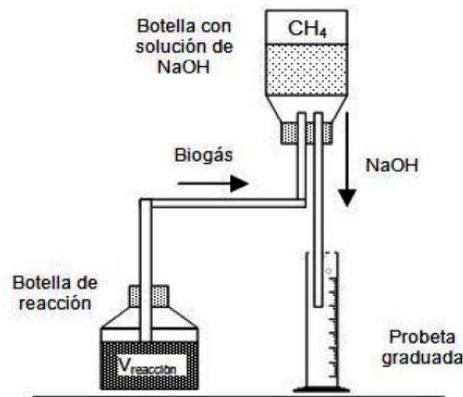


Figura 4-5. Configuración del montaje de AME. Tomado de Torres & Pérez (2010).

La temperatura y la presión atmosférica al momento del montaje de la AME deben ser consideradas para calcular la producción teórica de metano. Para una temperatura y presión de 273 K y 1 atm, respectivamente, 22,4 litros de metano corresponden a 64 g de DQO. Este dato debió ser corregido para las condiciones de Cartago utilizando la Ecuación 10. El volumen teórico de metano se calculó mediante la Ecuación 11, dato que posteriormente se requiere en la Ecuación 12, en la cual se determina la actividad metanogénica. Adicionalmente se graficaron los mL acumulados de NaOH desplazados, correspondientes a la producción de metano de cada reactor, en función del tiempo (horas).

$$K(t) = \frac{P * K}{R * (273 + t)}$$

Ecuación 10

Donde:

K(t) = factor de corrección (g DQO/L)

P = presión atmosférica (atm)

R = constante de los gases (0.08206 atm*L/mol*K)

K = carga orgánica digerida correspondiente a un mol de CH₄ (64 gDQO/mol)

t = temperatura operacional del montaje (°C)

$$V_{CH_4} = \frac{DBO_{CH_4}}{K(t)}$$

Ecuación 11

Donde:

V_{CH₄} = volumen teórico de metano producido (L)

DBO_{CH₄} = carga de DBO removida en R1 y convertida en metano (g DBO)

$$AME (gDBO/gSTV * d) = \frac{m * 24}{V_{CH_4} * M}$$

Ecuación 12

Donde:

m = pendiente máxima en la curva de producción de metano

M = masa de lodo (Volumen lodo adicionado * Concentración inicial Lodo) (g) = 1g

4.5 ANÁLISIS DEL SUELO

Para conocer las características y composición química del suelo a utilizar en el cultivo experimental se seleccionó la parcela de Rafael Arias y se procedió a tomar muestra del suelo, la cual posteriormente fue llevada al Laboratorio de Suelos y Foliarens del Centro de Investigaciones Agronómicas (CIA) de la Universidad de Costa Rica donde se le realizó un análisis químico de suelos abarcó pH, acidez, capacidad de intercambio de cationes efectiva (CICE), porcentaje de saturación de acidez (%SA), conductividad, concentración de calcio, magnesio, potasio, fósforo, zinc, cobre, hierro, manganeso, porcentaje de carbono y nitrógeno, y la relación C/N. Además, con el % de carbono fue posible calcular el porcentaje de materia orgánica al multiplicarlo por 1,43, valor indicado por el Laboratorio.

Además, se compararon los resultados obtenidos en el laboratorio con los rangos establecidos por Molina y Meléndez (2002) mostrados en el Cuadro 4-6 para determinar la calidad del suelo.

Cuadro 4-6. Interpretación de análisis de suelos.

| Parámetro | Bajo | Medio | Óptimo | Alto |
|--------------------|-------------|--------------|---------------|-------------|
| pH | <5 | 5-6 | 6-7 | >7 |
| Acidez (cmol(+)/L) | - | 0,3-1 | <0,3 | >1 |
| % SA | - | 10-30 | <10 | >30 |
| Ca (cmol(+)/L) | <4 | 4-6 | 6-15 | >15 |
| Mg (cmol(+)/L) | <1 | 1-3 | 3-6 | >6 |
| K (cmol(+)/L) | <0,2 | 0,2-0,5 | 0,5-08 | >0,8 |
| P (mg/L) | <12 | 12-20 | 20-50 | >50 |
| Fe (mg/L) | <5 | 5-10 | 10-50 | >50 |
| Cu (mg/L) | <0,5 | 0,5-1 | 1-20 | >20 |
| Zn (mg/L) | <2 | 2-3 | 3-10 | >10 |
| Mn (mg/L) | <5 | 5-10 | 10-50 | >50 |
| % MO | >2 | 2-5 | 5-10 | >10 |

Fuente: (Molina & Meléndez, 2002)

4.6 CULTIVO EXPERIMENTAL

Para conocer el potencial de mejoramiento de los cultivos con la aplicación del biol como biofertilizante se realizó un cultivo experimental de maíz en la parcela de Rafael Arias para determinar las variaciones de diferentes características agronómicas. Se preparó el terreno, removiendo maleza en la zona de plantación. La siembra se realizó de forma manual, utilizando una pala y colocando de 3 a 4 semillas por golpe a una profundidad de 2-4 cm, con distancia alrededor de los 20 cm entre cada punto de siembra. Las semillas usadas fueron proporcionadas por el finquero y eran semillas criollas, no certificadas.

La parcela experimental tenía una dimensión de aproximadamente 6 m², en donde se realizó el cultivo de 21 plantas de maíz, por cada 1,5 m², correspondiendo a cada uno de los tratamientos con sus respectivas repeticiones. En la Figura 4-6 se muestra un diagrama de la distribución de los bloques en los que se distribuyó el cultivo de maíz según el tratamiento correspondiente.

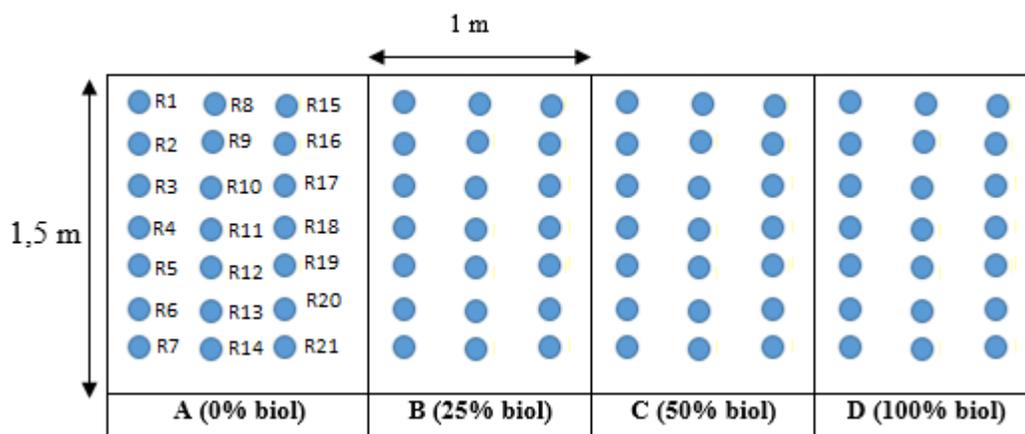


Figura 4-6. Esquema de la distribución de los tratamientos de biol en cultivo de maíz.

Se utilizó un diseño completamente al azar (DCA), para experimentos con un solo factor, se realizaron 4 tratamientos, que en este caso corresponde a la dosificación de biol empleada como biofertilizante en las plantas de maíz, las cuales representan las unidades experimentales.

Por lo tanto, se plantearon tres diferentes dosis de biol, más el testigo, esto a partir de la dosificación empleada por el parcelero la cual era de 1 onza por planta. La aplicación del biol se efectuó manualmente, realizando la medición de cada dosis con su respectiva dilución de tratamiento, la cual se muestra en el Cuadro 4-7. La fertilización se realizó primeramente a los 8 días posterior de la siembra y luego cada 15 días, deteniéndose su aplicación 15 días previo a la cosecha.

Cuadro 4-7. Tratamientos experimentales con biol al cultivo de maíz.

| Tratamiento | Dosificación de biol |
|-------------|----------------------|
| A | 0% |
| B | 25% |
| C | 50% |
| D | 100% |

Los parámetros evaluados abarcaron dos categorías: i) crecimiento de las plantas, para lo cual se realizó medición del peso del follaje y la altura de las plantas. La medición de altura se consideró desde el cuello de la raíz hasta la base de la última hoja, mientras que para el peso se contabilizó el follaje integrado por el tallo, las hojas y la raíz; ii) rendimiento de la

cosecha, este a partir de las mazorcas desarrolladas en cada tratamiento, y consistiendo en el análisis de su tamaño y peso.

Se realizó la prueba estadística ANOVA para determinar si existen diferencias significativas entre los tratamientos en cada uno de los parámetros estudiados al aplicar diferentes dosis del biol. Posteriormente se llevó a cabo la prueba de Tukey para determinar entre cuáles grupos existen diferencias estadísticas. Se utilizó el software de Minitab para la realización de las pruebas estadísticas.

4.6.1 Comparación de suelos

Con el fin de analizar los cambios provocados en el suelo por la adición del biol al cultivo de maíz, se procedió a tomar muestras del suelo de los cuatro bloques de tratamiento. El muestreo se realizó de manera compuesta, considerando la pendiente del terreno, tomando las muestras de tres puntos diferentes en cada uno de los bloques como se muestra en la Figura 4-7 con la colocación de una equis.

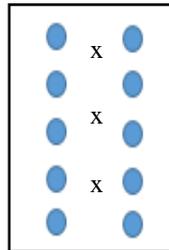


Figura 4-7. Puntos donde se tomaron muestra de suelo.

Posteriormente las muestras de suelo fueron llevadas al Laboratorio de Suelos y Foliare de la UCR, para la realización del análisis químico completo (pH, acidez, capacidad de intercambio de cationes efectiva (CICE), porcentaje de saturación de acidez (%SA), conductividad, concentración de calcio, magnesio, potasio, fósforo, zinc, cobre, hierro, manganeso, porcentaje de carbono y nitrógeno, y la relación C/N).

Los resultados de las pruebas fueron analizados tomando en cuenta la variación de la composición química de los suelos de cada tratamiento y la tendencia que se obtuvo con las diferentes diluciones de biol.

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 DIAGNÓSTICO DE LOS BIODIGESTORES

5.1.1 Uso y manejo del biodigestor

Esta sección abarca los 34 biodigestores visitados que permanecen en operación, y a partir de estos se determinaron las condiciones en las que se encontraban y el manejo realizado por parte de sus propietarios.

5.1.1.1 Biodigestores en funcionamiento

En la **¡Error! La autoreferencia al marcador no es válida.** se muestra el porcentaje de biodigestores que están siendo utilizados y que permanecen constantemente produciendo biogás. De los 34 biodigestores analizados 28 de ellos son los que están activos, mientras que los restantes 6 biodigestores correspondientes al 18% actualmente no se están utilizando. En uno de los casos la razón por la que se encuentra inactivo es que el biodigestor se encuentra lleno de sólidos; también se encontró que algunos no cuentan con conexiones, y al no poder aprovechar el biogás las familias pierden interés y dejan prácticamente en abandono los biodigestores.

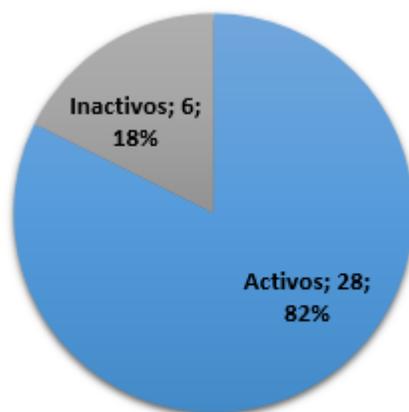


Figura 5-1. Porcentaje de biodigestores que se encuentran activos.

5.1.1.2 Actividades de mantenimiento

Los biodigestores requieren que diversas acciones sean ejecutadas con el fin de mantenerlo en condiciones óptimas de operación, por lo tanto, se procedió a recolectar información acerca de algunas de estas actividades necesarias, como lo es el lavado de los encierros, la revisión de la válvula de seguridad y la purga de lodos. Budiarto et al. (2013) menciona que la insuficiencia en la operación y mantenimiento tiene contribuciones al desempeño de los biodigestores, que a pesar de que la comunidad tenga disposición para ejecutar y mantener sistemas de biodigestores existentes, un estándar de operación y mantenimiento adecuado es necesario.

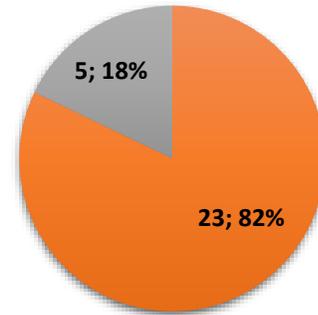
La limpieza de los encierros, que corresponde principalmente a porquerizas, es una de las actividades necesarias para el funcionamiento de los biodigestores, al proveer de la materia prima para la producción del biogás. Además, el contenido de macronutrientes, micronutrientes y componentes orgánicos en el digestato depende del substrato entrante y del manejo del proceso de digestión, viéndose afectado debido a factores como el tipo de animal, el sexo, la especie, la edad y la dieta alimentada al animal, así como las condiciones geográficas y climáticas que afectan la frecuencia de los lavados (Risberg et al., 2017). Por lo tanto, el contenido y la calidad de la materia orgánica del digestato dependen principalmente de las condiciones de operación y técnicas del sistema (Menardo et al., 2011).

La frecuencia de lavado de los encierros varía en cada una de las parcelas, sin embargo, se estableció que en 19 de ellas la periodicidad con que se realizan es de 1 a 2 veces al día, mientras que en las restantes 9 parcelas esta actividad es ejecutada 3 veces por semana. Uno de los factores que influye en la frecuencia de la limpieza de los encierros es la cantidad de animales que se tienen, no obstante, la regularidad con la cual estos se realicen siempre se va a ver afectado por el criterio del propietario. Ninguna de las parcelas durante estos lavados utiliza detergentes ni cloro; en caso contrario, repercutiría en el funcionamiento del biodigestor al afectar las bacterias encargadas de la digestión de la materia orgánica.

Las válvulas de alivio tienen como propósito el permitir el escape de biogás cuando se presenta un exceso de presión en el sistema, que podría llegar a causar daños a la bolsa (Manyuchi et al., 2015). Es importante que esta válvula permanezca constantemente llena

de agua para garantizar la columna de agua de presión dentro del biodigestor (Calderón, 2015).

Como se muestra en la Figura 5-2, en un 82% de los biodigestores la válvula de alivio es revisada diariamente, manteniendo así un control sobre la presión. En 5 biodigestores esta práctica no es ejecutada, lo cual podría llegar a provocar problemas técnicos en el funcionamiento de estos sistemas.

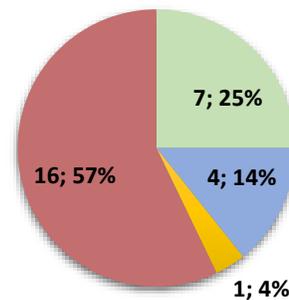


■ Revisa diario la válvula de seguridad: ■ Sí ■ No

Figura 5-2. Porcentaje de biodigestores a los que se les revisa diariamente la válvula de alivio.

La purga de lodos por su parte permite descargar del biodigestor los sólidos asentados durante el proceso de digestión anaerobia. Periódicamente es necesario purgar el biodigestor para evitar la acumulación de sólidos no biodegradables (Nogués et al., 2010). La remoción de este material sedimentado ayuda a evitar que se generen obstrucciones en las tuberías, y que no se disminuya el volumen útil de operación ni la vida útil del sistema (Garfí et al., 2016).

La Figura 5-3, muestra que más de la mitad de los biodigestores no han tenido purgas de lodos, lo cual indicaría que en ellos se encuentran sólidos de hasta aproximadamente 2 años. En un 14% de los biodigestores que se encuentran en funcionamiento la llave de los sólidos ha sido abierta una sola vez desde su instalación, de los cuales dos de ellos, que corresponderían a la mitad de este porcentaje, se encuentran presentando problemas de taponamiento, por lo que a pesar de que la llave fue abierta, los sólidos de igual forman siguen permaneciendo dentro del sistema, uno de estos casos se muestra en la Figura 5-4, correspondiente al biodigestor de Carmen y Elías.



■ Semestral ■ Una vez ■ Cada 2 meses ■ Nunca

Figura 5-3. Frecuencia de purga de sólidos.

El 25% de los propietarios afirma mantener la práctica de purgar los sólidos cada 6 meses. De los 12 usuarios que sí han abierto la llave de purga, 4 de ellos hacen uso de este como fertilizante para sus cultivos, aprovechado así otro de los subproductos generados por el biodigestor.



Figura 5-4. Biodigestor con problemas de taponamiento en las tuberías de salida.

5.1.1.3 *Condiciones físicas de los biodigestores*

El estado en el que se encuentran algunos de los factores físicos, que, si bien no afectan directamente el funcionamiento interno del biodigestor, representa el interés mostrado por el propietario hacia el sistema instalado y el cuidado con el cual lo mantiene. En la Figura 5-5 se muestran los aspectos físicos evaluados y sus respectivas condiciones en los biodigestores.

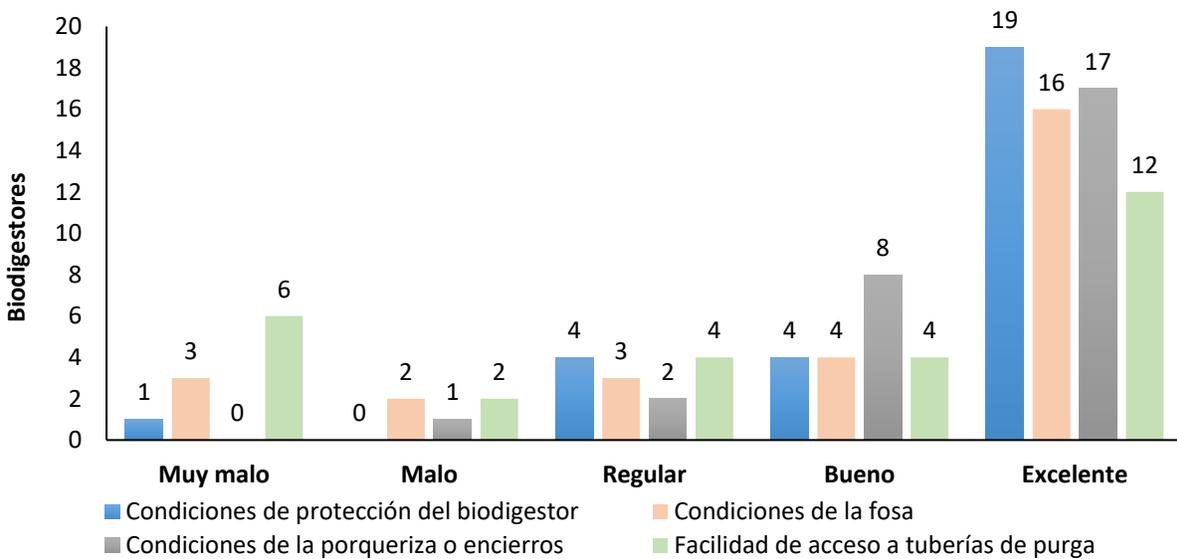


Figura 5-5. Estado en que se encuentran aspectos físicos de los biodigestores.

El estado de protección del biodigestor abarca la estructura base, el techo y la malla sombra (sarán), como materiales de prevención de daños, evitándose que animales entren en contacto con el biodigestor o que los rayos solares ocasionen deterioros a la bolsa. En cuanto a las condiciones de la zanja en la que se encuentra introducida el biodigestor se evaluó la limpieza del terreno, y la permanencia de la forma de la fosa, además de la presencia abundante de maleza. Las condiciones de las porquerizas también fueron parte de la evaluación dado que el animal tiene una relación directa con el funcionamiento de los biodigestores al ser sus excretas la materia introducida estableciéndose como la carga orgánica presente regularmente, e igualmente evidenciar las condiciones en la que los animales son mantenidos.

A partir de las observaciones realizadas en la visita a cada uno de los biodigestores se obtuvo que las condiciones de los aspectos analizados en su mayoría se encuentran en la categoría de excelente. De igual forma se encuentran varios biodigestores catalogados como en buen estado y otros como regulares. Sin embargo, en características como la facilidad de acceso a la tubería de purga de los 8 biodigestores permanecen en estado de malo y muy malo, ya que básicamente se encuentran enterradas, lo cual se viene a relacionar con la falta de purga de lodos debido a la dificultad de acceso a la llave.

Además, se verificó la presencia de pre y post tratamientos de los sólidos en el sistema, como lo son las rejillas a la salida de los encierros, principalmente en las porquerizas, donde materiales de gran tamaño pueden ser drenados e ingresar al biodigestor, lo que puede llegar a causar problemas operacionales; y la zanja de secado de lodos para su posterior disposición final.

La Figura 5-6 indica que en la mayoría de los biodigestores sí se cuenta con rejillas previas a la entrada del sistema, evitando así cualquier inconveniente debido al ingreso de sólidos grandes tales como restos de alimento, que vendría a ser generalmente frutas o algún otro cultivo en la parcela, y maximizar la entrada de únicamente líquidos ausente de sólidos muy gruesos. Además, reducir el tamaño de partícula, aumenta así la superficie específica del material, de manera que se consiga eventualmente una mayor solubilización de la materia orgánica y una mayor biodisponibilidad de esta, por lo que se recomienda alcanzar un tamaño de partícula entre 10-15 μ m, y entre 2-4 μ m para materiales lignocelulósicos (Rodríguez, 2015). Como se muestra en la Figura 5-7 los materiales utilizados para la separación de los sólidos varía, en el caso a, no se cuenta con ninguna retención de sólidos, en la situación del b a pesar de contar con una malla en la tubería de entrada al biodigestor las condiciones y la posición en la que está ubicada de igual forma permite el paso de algunos sólidos, para los casos c y d se observa cómo tanto la malla como la rejilla puesta antes del contenedor de las aguas permiten controlar el tamaño de los sólidos de manera eficiente.

En el caso de la zanja de lodos, se presenta lo contrario, donde en 19 de los biodigestores no se ha construido, a pesar de ser una de las solicitudes presentadas a las familias cuando estos sistemas fueron instalados. También se puede relacionar el hecho que en la mayoría de los biodigestores no se ha llevado a cabo nunca la purga de lodos, por lo que para ellos la elaboración de la zanja de secado no ha sido necesaria.

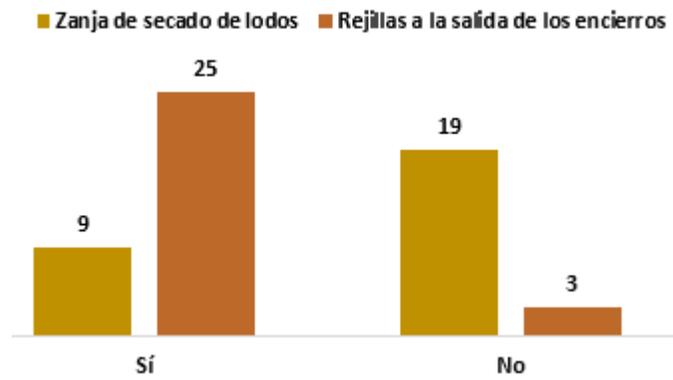


Figura 5-6. Biodigestores que cuentan con zanja para secado de lodos y rejillas.



Figura 5-7. Diferentes escenarios de la presencia de rejillas a la salida de las porquerizas.

5.1.2 Aprovechamiento del biol

La utilización del biol es uno de los beneficios que presentan los biodigestores, este líquido contiene nutrientes que estimulan el crecimiento de la planta y ayuda a las propiedades del suelo, por lo que provoca cambios positivos en la calidad de la producción agrícola. Dado que algunas de las familias han implementado el biol como abono orgánico en sus cultivos,

en esta sección se abordará el almacenamiento, forma de aplicación, principales cultivos fertilizados, etapas de fertilización y características mejoradas de las plantaciones debido a su uso.

De las 28 familias que mantiene activo el biodigestor, solo 16 de ellas le dan un uso al efluente líquido, siendo los 12 restantes vertidos a algún punto específico de la parcela, el cual en ocasiones se encuentra cerca de algún curso de agua, lo que se convierte en un foco de contaminación.

Los resultados del manejo brindado por las familias que utilizan el biol se muestran en la Figura 5-8. Se encontró que solo en 4 familias de las 16 que utilizan el biol no lo almacenan previo a su uso, sino que es aplicado directamente luego de salir del biodigestor. En los otros 12 sitios, correspondiendo al 75%, se realiza un almacenamiento del líquido, a partir de estos se obtuvieron los resultados de la Figura 5-9.

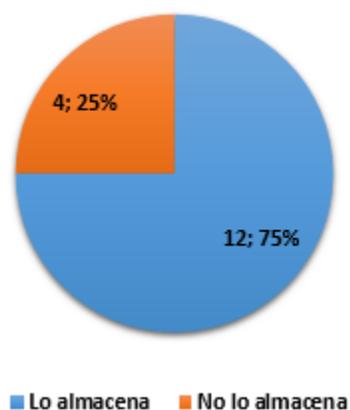


Figura 5-8. Porcentaje de biodigestores donde se almacena el biol para su posterior uso.

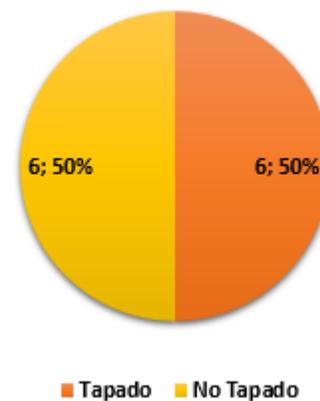


Figura 5-9. Porcentaje de recipientes de almacenamiento que se encuentran tapados.

En el almacenamiento del biol uno de los aspectos más importantes es el que se debe mantener tapado y en la sombra. López & Moncada (2017) señalan que al estar expuesto podría sufrir cambios por las condiciones climáticas, dándose volatilización del nitrógeno o que agua de lluvia se mezcle con el biol provocando cambios en las propiedades físicas y químicas del biol. Andino & Martínez (2015) ratifican lo mencionado anteriormente y a su vez indican que el biol debe almacenarse en tanques tapados por un periodo no mayor a 4 semanas, para evitar grandes pérdidas de nitrógeno.

El 50% de las personas que están almacenando el biol son las que realizan la práctica recomendada de mantenerlo tapado. Mientras que los no lo hacen de esta forma podrían estar alterando las características del biol previo a su uso. En la Figura 5-10 se muestra los recipientes usualmente usados por los propietarios para el almacenamiento del efluente, en los cuales se encuentran las dos situaciones.



Figura 5-10. Recipientes utilizados para el almacenamiento de biol.

5.1.2.1 *Aplicación del biol*

El biol puede ser utilizado aplicándolo al suelo, dado que el digestato libera gradualmente nutrientes para las plantas bajo la mineralización microbiana y actúa como enmienda del suelo, la aplicación en la tierra puede mejorar las propiedades del suelo, representando un aumento en el rendimiento de los cultivos (Castro et al., 2017). Además como un fertilizante foliar, que es una técnica cuyo objetivo es incrementar y mejorar la calidad de las cosechas, su uso en pequeñas cantidades es capaz de promover actividades fisiológicas y estimular el desarrollo de las plantas, sirviendo para actividades agronómicas como: enraizamiento, acción sobre el follaje, mejora la floración y activa el vigor y poder germinativo de las semillas, ayudando al aumento de las cosechas, además en la producción del biol se puede añadir a la mezcla plantas biocidas o repelentes, para combatir insectos plagas (Masaquiza, 2016).

El abono foliar con biol es la manera más frecuente de uso en estas comunidades. Sin embargo, como se presenta en la Figura 5-11, para el caso de estudio, la forma en que mayormente es aplicado el biol a los cultivos es directamente al suelo, representando a 8 de las 16 familias que le dan uso al biol. Mientras que 5 de ellas si lo realizan de manera foliar, y solo 3 lo aplican de ambas formas. Entre las razones que se encuentran para que mayoritariamente se dé una aplicación al suelo están que no en todas las parcelas se cuenta con bombas atomizadoras, provocando que la fertilización foliar no pueda ser llevada a cabo, y además que el biol al salir del biodigestor contiene aun sólidos suspendidos que con el tiempo pueden llegar a tapar las boquillas de las bombas si no se filtra previamente, lo cual requiere más trabajo y tiempo para su aplicación.

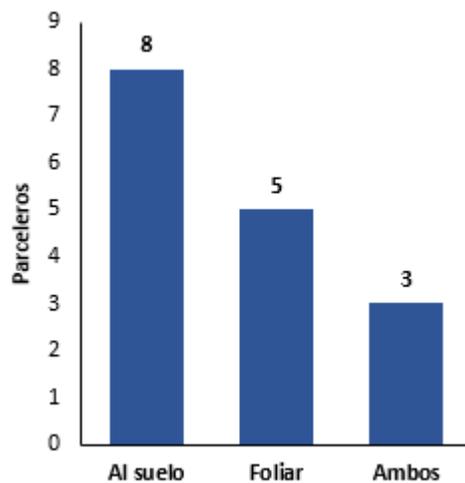


Figura 5-11. Forma de aplicación del biol a los cultivos en cada parcela.

La dilución del biol previo a su uso es uno de los factores a considerar ya que va a tener un impacto directo en la cantidad de nutrientes que serán aportados por el biofertilizante. En la Figura 5-12 se muestra el porcentaje de parcelas donde se tiene en práctica la dilución del biol. En el 56% de las parcelas donde es utilizado el biol diluido para los cultivos utiliza como la relación de dilución más implementada 1:1 con agua, también se presentan relaciones de 1:15 y 1:8; para su aplicación son empleadas bombas atomizadoras.

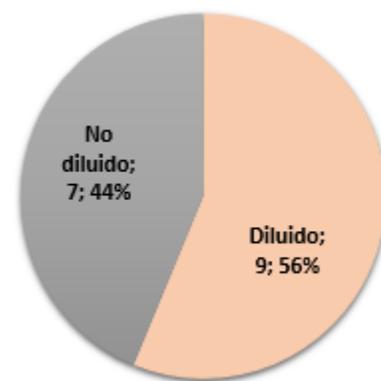


Figura 5-12. Porcentaje de parcelas donde se diluye el biol previo a su aplicación.

El restante 44%, que correspondería a 7 de las parcelas, lo hace sin diluirlo, lo cual podría estar provocando efectos negativos tanto en el suelo, como en el propio cultivo. El uso de estos fertilizantes debe ser de manera correcta, sino puede ser perjudicial para el cultivo dada la probabilidad de tener alta relación C:N, valores de pH extremos o altos contenidos de sales; además altas tasas de aplicación de fertilizantes pueden conducir a un aumento de la salinidad en los suelos superficiales mediante la acumulación de NO_3 (Garra et al., 2011).

El aumento de la producción de alimentos no puede lograrse sin aportes de fertilizantes. Estos insumos han ayudado a mantener la productividad mundial de los cultivos en sintonía con el crecimiento de la población humana y han mejorado el desarrollo económico rural, sin embargo, su mala administración, con el exceso del uso en las plantas, en la agricultura convencional es una ineficiencia bien conocida que representa una amenaza para el medio ambiente. (Chen et al., 2018). La sobre aplicación de fertilizantes y pesticidas, han llevado a la eutrofización y toxicidad del agua, dándose la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, amoníaco y N_2O en la atmósfera, la degradación de la calidad del suelo e incluso el cambio de ecosistemas debido a la ingesta incontrolada de nutrientes en el suelo, en particular de nitrógeno y fósforo (Chen et al., 2018; Tambone et al., 2017).

En general, los fertilizantes orgánicos son más susceptibles a la lixiviación de nitratos debido a la asincronía entre la demanda de los cultivos frente a la liberación lenta de nitrógeno orgánico, el que no es absorbido por la planta es propenso a la lixiviación, produciéndose cuando su cantidad en el suelo es mucho más alta que lo requerido por los cultivos (Sigurnjak et al., 2017; Studer et al., 2017). Por lo tanto, las mejores prácticas de manejo que se pueden utilizar para mitigar este impacto incluyen el ajuste del suministro de nutrientes del biol a la demanda de los cultivos, las pruebas del suelo, y la sincronización de la liberación de nutrientes con el desarrollo de cultivos (Nkoa, 2014; Visvanathan, 2014). Además, de tomar el potencial de lixiviación de nutrientes después de la aplicación depende de factores tales como estrategias de fertilización (por ejemplo, tiempo y métodos de aplicación), textura del suelo (por ejemplo, suelos arenosos y arcillosos), topografía, precipitaciones y sistemas de cultivo (Nicholson et al., 2017).

Los cultivos que más se presentan en las parcelas de los asentamientos analizados y que son fertilizados con el biol son la yuca y el plátano; también se pueden encontrar el maíz, los frijoles, árboles frutales como aguacate y guanábana. La fertilización de estos en la mayoría de las parcelas se realiza durante todas las etapas de crecimiento del cultivo, en algunos casos se hace después de la germinación y mientras las plantas están pequeñas, y en los restantes únicamente durante la etapa de desarrollo. Los beneficios encontrados por los parceleros debido la utilización del biol se muestran en la Figura 5-13.

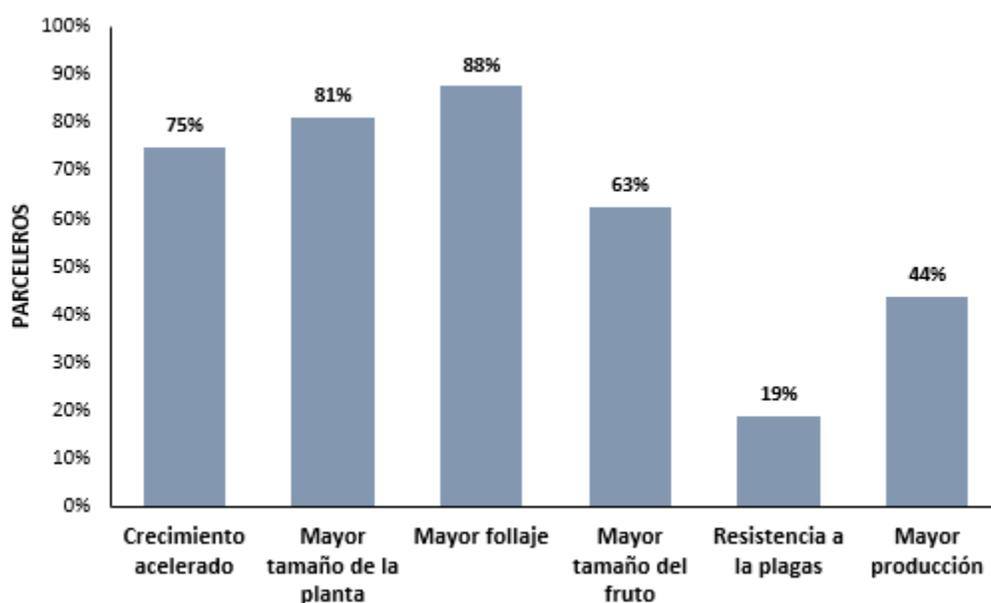


Figura 5-13. Respuesta de los cultivos por la aplicación del biol según los parceleros.

Con base en las observaciones de los parceleros que utilizan el biofertilizante se obtuvo que la característica con mayor porcentaje de respuesta fue el incremento de follaje dado que un 88% de ellos lo considera como un cambio en el cultivo luego de la aplicación del biol. La respuesta en el follaje se ve reflejado en un estudio en Colombia donde con el uso del digestato aumentó en un 70% el crecimiento del follaje de maíz (Rodríguez et al., 2011). El 81% afirma que el tamaño de la planta también es más grande, estos dos aspectos estarían generando cambios positivos en la planta, pero no así de provecho para el agricultor; en tercer lugar, un 75% de los parceleros afirman que hay un crecimiento acelerado, provocando que el cultivo se encuentre listo para el consumo más rápidamente, mientras que el 63% hace

referencia a que el tamaño del fruto es mayor, un 44% encuentra que también genera una mayor producción del cultivo.

El efecto positivo del biol se confirmó con un estudio más complejo que consideró cuatro tratamientos en un ensayo de papas: control sin fertilizante, biol y pre-compost de estiércol, en comparación con el control, el rendimiento de papa aumentó hasta 27,5% con el biol y 15,1% con el pre-compost de estiércol (Garfí et al., 2016). También se ha reportado un aumento del rendimiento entre el 15% y el 28% para los sistemas de cultivos orgánicos, donde la fertilización se basa en el biol (Castro et al., 2017; Rajendran et al., 2012). Solo un 19% menciona que provee de resistencia a las plagas. Siendo las últimas cuatro características las que presentan un mayor beneficio para los parceleros ya que se suministra de una cosecha con mejor calidad y tamaño.

5.1.2.2 Uso de fertilizantes químicos y plaguicidas

Las comunidades donde fueron instalados los biodigestores tienen como principal entrada económica actividades agrícolas, provocando la recurrencia de fertilizantes químicos y plaguicidas en las parcelas para satisfacer la demanda requerida por los cultivos. Sin embargo, al contar con los biodigestores se tiene una nueva fuente para reemplazar en una gran parte estos productos. En la Figura 5-14 se presenta la cantidad de parcelas que los emplean, diferenciadas aquellas parcelas donde también es aplicado el biol.

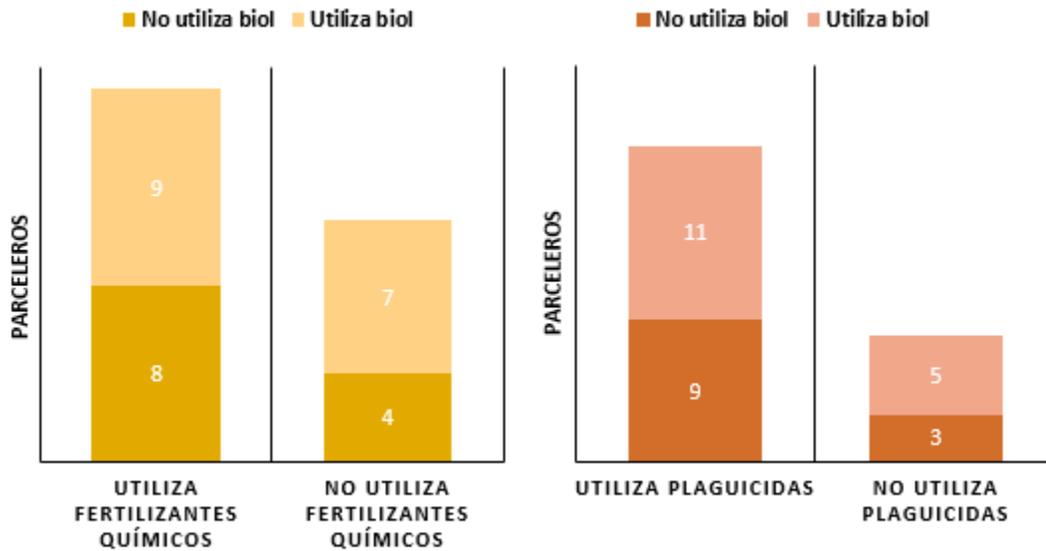


Figura 5-14. Cantidad de parcelas donde se utilizan fertilizantes químicos y plaguicidas.

Dentro de los propietarios de biodigestores, 8 de ellos emplean fertilizantes químicos, pero no el biol, dándose un desperdicio de una fuente de nutrientes para sus cultivos que podría sustituir la compra de fertilizantes. También se tiene que casi la mitad de los que utilizan el biol han dejado de aplicar fertilizantes químicos, ya que 7 de los 16 parceleros se basan únicamente en el biofertilizante como fuente de nutrientes para sus plantaciones, incidiendo no solo beneficios económicos para estas familias al tener un gasto menos, si no también ambientales al aprovechar residuos dándoles una nueva utilidad y evitar así la aplicación de químicos. No obstante, en el caso de los que utilizan biofertilizante y fertilizantes químicos parte de la razón para esto es que ellos mencionan que la producción de biol no cumple con todas las necesidades nutricionales que sus plantaciones requieren.

Riva et al. (2016) menciona que el uso de digestato líquido permitiría reemplazar el uso de urea, obteniendo una producción similar de acuerdo con trabajos previos que atestiguan la comparabilidad del digestato a fertilizantes minerales. Sigurnjak et al. (2017) señala en un estudio de 3 años, el cual evaluó el impacto del uso del biol como un sustituto del fertilizante nitrogenado sintético, obtuvo que el biol puede sustituirlo al tener efectos similares sobre los

rendimientos del cultivo y las propiedades del suelo, sin embargo, desde el punto de vista de la sostenibilidad, los beneficios ecológicos del uso de biol fue considerablemente más altos.

al. (2017) también indica que el biol contiene la cantidad correcta de micro y macronutrientes para mejores rendimientos de los cultivos y que se pueden usar en lugar de fertilizantes químicos, además de considerarlo como acondicionador de suelos, ya que restaura la fertilidad de los suelos mediante la adición de nutrientes esenciales a la misma lo que resulta en un aumento de la aireación del suelo.

En el análisis de ciclo de vida del sistema agroalimentario se presentan categorías claves, contemplando en gran parte la aplicación de fertilizantes químicos, entre las categorías se encuentran: el cambio climático, acidificación de los suelos, agotamiento de los combustibles fósiles y recursos (producción y transporte), y la eutrofización, siendo este último el factor de mayor importancia (Hansrud et al., 2018). Además, la producción y aplicación de fertilizantes nitrogenados genera una gran emisión de gases de efecto invernadero, especialmente N_2O , y una alta demanda de energía (Hasler et al., 2015). Por lo tanto, la sustitución de fertilizantes químicos vendría a contribuir al ejercicio de una agricultura con menos impactos ambientales. Sin embargo, es necesario que las tasas de aplicación de nitrógeno, sin importar el tipo de fertilizante, sean las correctas, ya que este es un factor que afecta fuertemente los resultados del ACV (Hasler et al., 2015).

Por otro lado, el uso de plaguicidas se presenta en 20 de las parcelas estudiadas, de las cuales 11 aprovechan las propiedades que le brinda el biol a los cultivos, sin embargo, dado que la resistencia a plagas no ha sido una de las características sobresalientes de su uso en estas comunidades, la aplicación de plaguicidas sigue siendo realizada.

5.1.3 Diagnóstico por propietario del estado del biodigestor

El diagnóstico realizado tiene como objetivo conocer cuál es la operación que llevan a cabo cada uno de los propietarios. Para la determinación del estado en el que se manejan los biodigestores individualmente se tomaron en cuenta los aspectos de mantenimiento, aprovechamiento de los subproductos, condiciones físicas en las que se encuentra el

biodigestor y presentación de problemas en el sistema. En el apéndice 2 se muestra la información recolectada de cada uno de los 28 propietarios que cuentan con el biodigestor en funcionamiento, y que fue la base para identificar las condiciones en las que se están operando los distintos biodigestores, y conocer si se están ejerciendo las labores que deberían tenerse para conservar y explotar el potencial que brinda la implementación de este sistema de tratamiento de aguas residuales provenientes principalmente de las porquerizas.

En la Figura 5-15 se muestran los resultados obtenidos a partir de la información recolectada y basada en la escala presentada en el Cuadro 4-2.

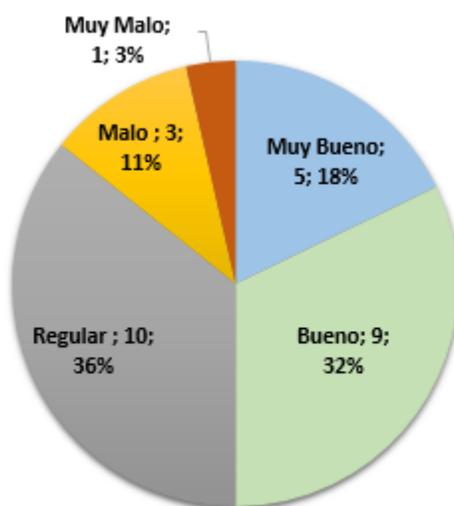


Figura 5-15. Porcentajes de biodigestores que se encuentran en cada una de las categorías de operación establecidas.

Como se observa, la mayoría de los biodigestores se encuentran siendo operados en buenas condiciones, teniendo un 32% en esta categoría, y un 18%, que representa a 5 de ellos, catalogados en muy buenas condiciones. Esto implica que los propietarios están realizando las labores de mantenimiento de una manera correcta, considerando los aspectos de seguridad y cuidados requeridos tanto del sistema como de sus alrededores, además de la utilización del biol y sólidos de purga como biofertilizantes. También se estableció que un 36% presenta una operación regular, donde entre las principales situaciones presentadas está la falta de purga de lodos y de la zanja de secado, asimismo, cuentan con las condiciones físicas

evaluadas con una puntuación media. Sin embargo, estos biodigestores poseen rejillas y carecen de problemas en su funcionamiento.

Los sistemas clasificados con una operación mala por parte de los encargados corresponden al 11%, comparten el haber sufrido de fugas de biogás, no tener zanja de secado para los lodos ni haber abierto la llave de los mismos, no darle una utilización al biol, a pesar de contar con plantaciones en sus parcelas donde se le podría facilitar un reuso a este subproducto. En el caso del único biodigestor que refleja una muy mala ejecución en las labores requeridas para la conservación y marcha óptima del sistema, carece de un interés mostrado por la propietaria, evidenciado en el descuido en que permanece el biodigestor, que no cuenta con ningún tipo de protección más que un techo, tampoco se le realiza una revisión de la válvula de alivio, purga de lodos, ni se le ha elaborado la zanja de lodos; también tiene la particularidad de ser alimentado únicamente a partir de excretas de gallinas, y donde la cantidad de animales no es el apropiado para abastecer al biodigestor, teniendo una producción de biogás bastante baja.

En contraste a la situación anterior, dentro del porcentaje correspondiente a muy bueno se encuentra una familia donde con base a los aspectos valorados, representa una ejecución ejemplar de los deberes requeridos y las oportunidades que se pueden obtener a partir del manejo correcto del biodigestor, al contar con la máxima puntuación en el análisis llevado a cabo. También se encuentran algunas familias donde a pesar de que no cumplen con todos los factores evaluados, tiene una disposición notoria a la mejora tanto del manejo y cuidado del biodigestor como el modo de uso de los subproductos. En la Figura 5-16 se visualizan biodigestores en las diferentes categorías.



Figura 5-16. Biodigestores clasificados como muy malo (a), regular (b), muy bueno (c) y bueno (d).

5.1.4 Análisis sociocultural

En conjunto con un diagnóstico del estado de operación de los biodigestores se planteó la ejecución de un análisis social para determinar cómo la instalación de estos sistemas y el biogás proporcionado por los mismos han afectado las actividades diarias de las familias, tomando en cuenta la participación que tiene cada miembro en el mantenimiento de los biodigestores, los cambios reflejados en las fuentes de energía utilizadas para la cocción de los alimentos, además de beneficios y dificultades agregadas debido a la adopción de esta tecnología.

5.1.4.1 Roles de género

La sociedad moderna ha venido promoviendo la participación de la mujer en el proceso productivo, emergiendo de ese estereotipo tradicional que condicionaba su participación social a la realización de actividades, fundamentalmente vinculadas a labores del hogar,

incorporándolas al sector laboral e intentando equilibrar su participación en las diversas actividades organizacionales, con respecto a los hombres (Herrera & Gonzalo, 2015). Los roles de género tienen un papel fundamental en la dinámica social, teniendo un impacto sobre la vida cotidiana de los seres humanos, sin embargo, estos no pueden ser generalizados en su totalidad, Garduño et al. (2015) menciona que los roles de género designan la función que una persona desempeña en un determinado contexto, marcándose también una posición en una estructura social, donde algunas actividades son socialmente valoradas como más importantes o superiores, mientras que otras se consideran inferiores o menos trascendentes.

Los asentamientos donde se encuentran instalados los biodigestores no son exentos de esta situación relacionada a las características sociales y culturales, por lo que se procedió a evaluar el concepto de roles de género, basado en la división de las labores de mantenimiento y lavado de los encierros, en las Figura 5-18 y Figura 5-17 se muestran los resultados obtenidos del análisis de las 28 familias en las que el sistema permanece activo.

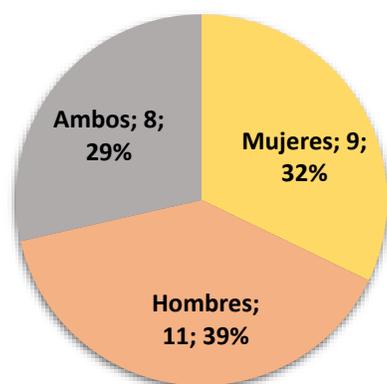


Figura 5-18. Participación por género en las labores de mantenimiento del biodigestor.

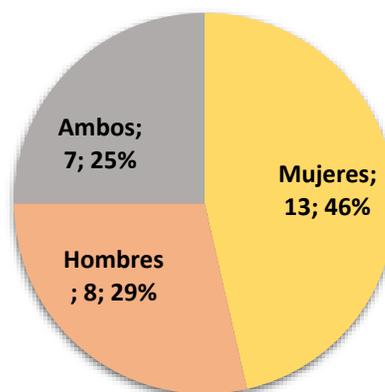


Figura 5-17. Participación por género en las labores de lavado de encierros de los animales.

Como se observa en las actividades requeridas para el mantenimiento de los sistemas los hombres tienen el mayor porcentaje de participación con un 39%, mientras que en las labores de lavado de encierros de los animales las mujeres con un 46% son las que lo ejercen en la mayoría de los casos. Se ve reflejado como la segregación en la participación de las labores tiende a mantener los estereotipos, donde las mujeres son las encargadas de los aspectos

relacionados con limpieza como lo es generalmente en los hogares, siendo los hombres los que llevan a cabo los trabajos técnicos y que requieren de un mayor esfuerzo físico, los cuales son vistos como de mayor importancia. En las dos tareas analizadas se presentan familias donde ambos comparten por igual las responsabilidades que conlleva el biodigestor. También es importante mencionar que en estas comunidades existen familias monoparentales, en la que la mujer por decisión propia o circunstancias de su entorno no cuenta con la compañía o apoyo de una pareja, de este modo todos los quehaceres recaen sobre ellas. En la Figura 5-18 el porcentaje de mujeres representado se puede analizar desde esta perspectiva, habiendo casos en los que no hay opción para la distribución de las tareas.

5.1.4.2 Fuentes de energía

La disponibilidad de biogás como fuente de reemplazo a otros tipos de energías para la cocción de los alimentos es el reflejo del éxito de la adopción de los biodigestores, sin embargo, como menciona Ortiz et al. (2017) es rara vez que se logra sustituir por completo el uso de otras formas para cocinar. En la Figura 5-19 se observan las fuentes para la cocción de alimentos previas y actuales utilizadas por las familias que mantienen en funcionamiento el biodigestor.

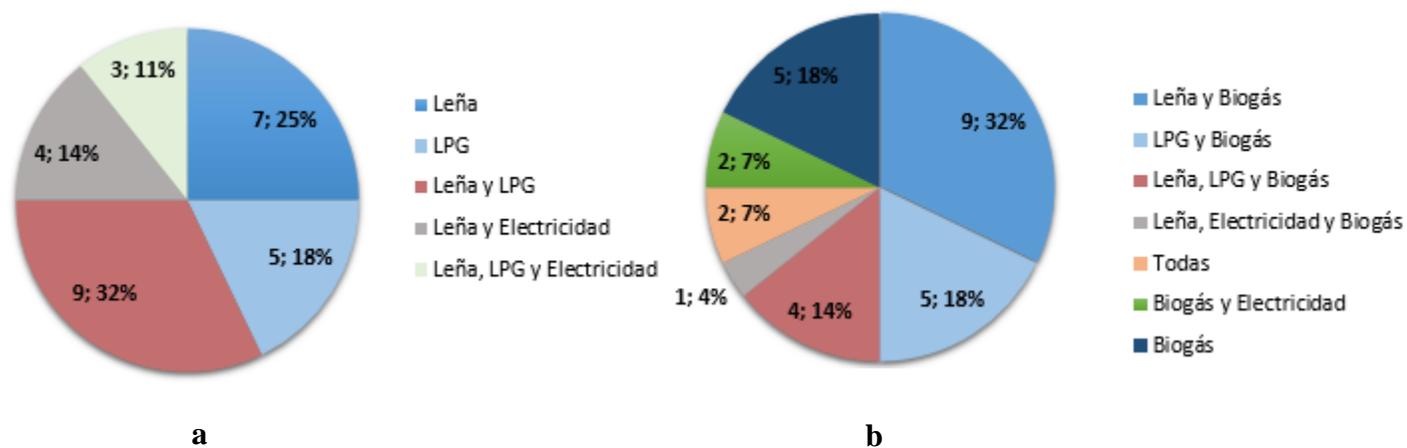


Figura 5-19. Fuentes de energía utilizadas previo a la instalación de los biodigestores (a) y las actuales (b).

La leña era la fuente principal para la cocción diaria de los alimentos antes de que los biodigestores fueran instalados, ya que en el 82% de los hogares estudiados la utilizaban, no obstante, no implicaba que fuera la única forma de que las familias prepararan la comida; ya

que solo un 25% de ellas se basaba en la leña como única fuente de energía, mientras que las demás le adicionaba cilindros de gas y/o electricidad. Para el 18% de los hogares era solamente cocinas con gas licuado de petróleo (LPG) su forma de cocinar. Actualmente en las familias donde los biodigestores se mantienen activos el 100% de ellos aprovecha el biogás generado, disminuyendo a un 57% las que aún utilizan leña en algún momento para cocinar; además se obtuvo un 18% de hogares donde el biogás logra abastecer completamente las necesidades energéticas en la cocina. Con el fin de determinar cuál es realmente la contribución del biogás en cada uno de los casos actuales presentados se cuenta con la Figura 5-20.

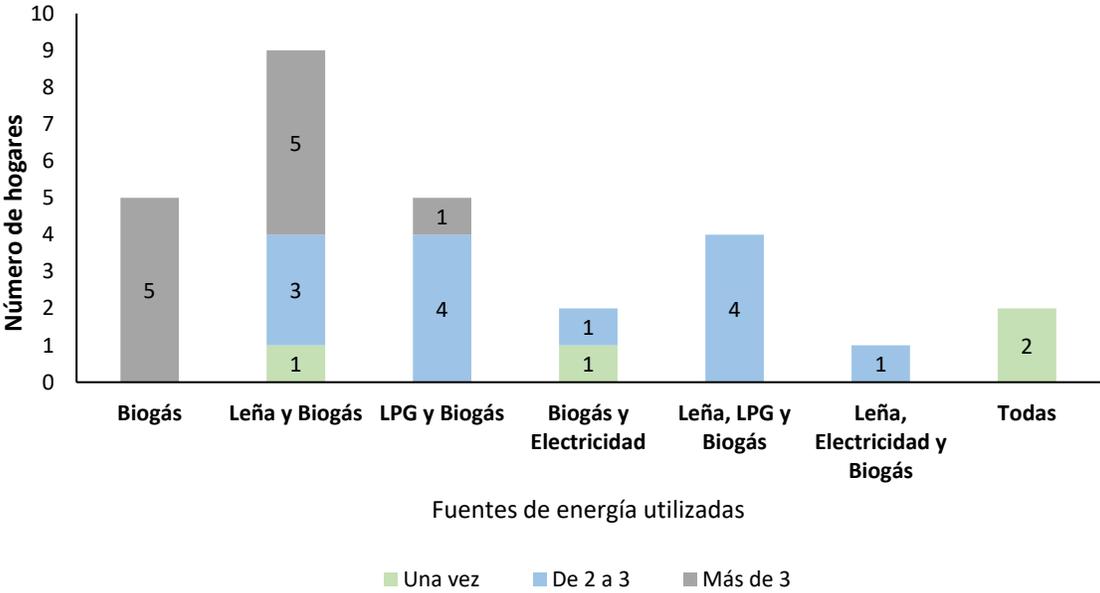


Figura 5-20. Frecuencia de uso diario del biogás según las fuentes de energía empleadas en los hogares.

A pesar de que se están manejando diversos tipos de energía en la mayoría de las viviendas, la distribución de la utilización diaria del biogás muestra respuestas positivas en cuanto al abastecimiento y aprovechamiento del mismo. Se tiene que solo en 4 hogares el biogás es suficiente para utilizarlo únicamente para preparar una comida al día, especialmente en aquellos en lo que se reportan todas las fuentes de energía posibles presentes en la comunidad. En el caso de las familias que cuentan con leña y biogás se presentan tres frecuencias de uso; de las 9 familias en las que se haya esta situación, en tres hogares se logra

utilizarlo de 2 a 3 veces, mientras 5 de ellas cuentan con suficiente biogás para consumirlo más de 3 veces al día, convirtiéndose en el medio principal para la cocción de alimentos.

Algunas familias que utilizan el biogás de 2 a 3 veces diariamente, correspondiendo la mayoría de ellas, el empleo de la leña se debe a la preparación de alimentos que requieren de un largo periodo de cocción prefiriéndose realizarlo de esta forma, y así no consumir la reserva de biogás que se tiene en el biodigestor, por lo que de igual forma el biogás representa la principal fuente energética cumpliendo con las necesidades de los hogares. Esta situación se observa de igual forma en un estudio en Costa Rica mencionado por Garfí et al. (2016) donde el biogás cubrió el 50% de las necesidades de cocción de las familias participantes, porque la leña se utilizaba todavía para el frijol y la carne.

La frecuencia con que es utilizado el biogás en cada uno de los hogares es un factor que refleja además las condiciones en que se encuentra el biodigestor. Al comparar los resultados obtenidos en el diagnóstico del estado de operación por parte de los propietarios y la producción de biogás, representada por la frecuencia de su uso, mostrado en el apéndice 3, se puede observar que las familias con mejores calificaciones, ubicadas en las categorías de muy bueno y bueno, son las que logran consumir más biogás diariamente, manteniéndolo como fuente energética para la preparación de sus alimentos en más de 3 ocasiones al día.

5.1.4.3 Beneficios

La instalación de los biodigestores ha traído consigo una serie de cambios en la rutina de las familias, lo cual a su vez ha tenido contribuciones positivas, pero también en ocasiones puede acarrear actividades que puede ser vistas como una carga más para los miembros de la familia.

En la Figura 5-21 se muestran los beneficios mencionados con mayor frecuencia en las encuestas realizadas a los propietarios de los biodigestores.

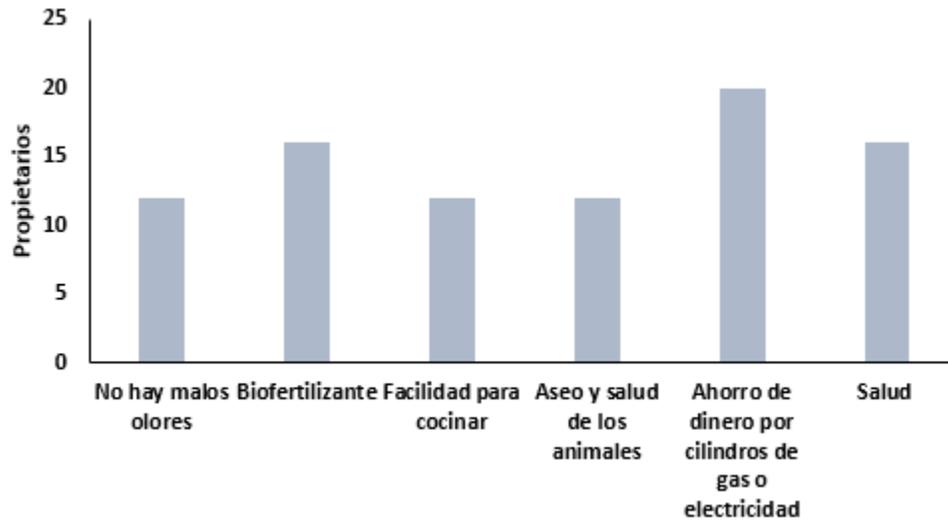


Figura 5-21. Principales beneficios obtenidos con la instalación de los biodigestores según las familias.

Como parte de los resultados se obtuvieron una serie de beneficios descritos por los propietarios de los biodigestores, quienes consideran que el ahorro de dinero al contar con una nueva fuente de energía que no requiere de un gasto adicional económico es la principal ayuda provista dada la implementación de los biodigestores.

Sumado a lo anterior, en la parte económica para las familias, las cuales se basan principalmente en actividades agrícolas como fuente ingresos, la obtención de subproductos que puede ser utilizados para ayudar a mejorar sus cosechas y de esta forma disminuir o en casos eliminar la necesidad de comprar fertilizantes químicos, ha producido que las ganancias por sus productos aumenten al tener un gasto menor durante su producción. Así, los beneficios económicos de los biodigestores domésticos están asociados al ahorro de combustible (leña y propano) y fertilizantes. En Costa Rica se estimó que las familias pueden llegar a ahorrar alrededor de 400 dólares al año para el propano gracias al uso del biogás (Garfí et al., 2016).

La salud, especialmente de las mujeres, es uno de los factores que se ha visto mejorado luego de que los biodigestores estuvieran en funcionamiento, ya que en varias de las familias la leña era con lo que se preparaban mayoritariamente los alimentos, lo cual debido al humo y a sus partículas emitidas, contribuía a problemas respiratorios, actualmente con el biogás las

familias cuentan con una fuente de energía que no les ocasiona repercusiones en su salud. Surendra et al. (2014) y Garfí et al. (2012) señalan que el reemplazo de combustibles sólidos (leña) por biogás mejora la calidad del aire interior, mejorando la salud y la calidad de vida, al ser la recolección de leña, una tarea que consume mucho tiempo y es agotadora.

En las encuestas también se menciona que la obtención del biogás se ha convertido en una facilitación en su modo de vida, esto se ve reflejado en acciones como el no tener que prender el fuego para cocinar, que en ocasiones requería que las personas tuvieran que despertarse mucho antes para preparar sus alimentos, con el uso del biogás esto se puede realizar de una manera mucho más rápida, además, los sitios donde permanecía el fuego en algunas viviendas se encontraba afuera, esta labor se complicaba cuando llovía; el transporte de los cilindros de gas y leña debido su disminución, es otra de las acciones que se ha facilitado. Andino & Martínez (2015) señala que los biodigestores proporcionan de una innovación económica al aprovechar los desechos orgánicos que se producen a diario en una zona rural, convirtiéndolos en nuevos bienes y servicios, ahorrando así tiempo y dinero, aumentando la calidad de vida y mejorando la salud.

El aseo tanto en las parcelas en general como en los encierros de los animales propiamente es otro de los beneficios presentados por la instalación de los biodigestores, al contar con sistema de tratamiento para los desechos de los animales, se ha contribuido en aspectos ambientales debido a la carga orgánica que esta materia contiene, eliminación de malos olores, un mayor aseo en las porquerizas provocando así mejores condiciones de salud para los animales.

La utilización de recursos de energía renovable no sólo se centra en el sector ambiental como sus beneficios potenciales intrínsecos. Tres dimensiones básicas del desarrollo sostenible (económico, social y medioambiental) serán siempre motores del desarrollo del sector energético, en este caso la implementación de biodigestores para la obtención de biogás (Budiarto et al., 2013). Los beneficios que se obtienen además de la generación de biogás son factores que han contribuido a un mayor entusiasmo e interés por parte de los propietarios

hacia los biodigestores lo que conlleva a un mejor mantenimiento y funcionamiento de estos sistemas.

5.1.4.4 Dificultades

En cuanto a las dificultades que los propietarios mencionaron que la adopción de estos sistemas ha proporcionado se encuentra el mantenimiento, lo cual incluye principalmente limpieza de los encierros de los animales. Se presentó que varios de los biodigestores han sufrido averías, por ejemplo, taponamientos en las tuberías de salida, o problemas con conexiones de tubos produciéndose fugas de biogás, en algunos sitios la tubería de purga de lodos no es de fácil acceso, además algunos de los usuarios consideran que tienen muy poco conocimiento acerca del mantenimiento y funcionamiento de estos sistemas, dificultando así las labores necesarias para su correcta operación. Un análisis de viabilidad presentado por Pérez et al. (2014) señaló que el fracaso de programas se debe en parte a aspectos sociales, como la falta de una gestión adecuada de los sistemas, la falta de capacitación de las familias y de seguimiento del proyecto. A pesar de estas situaciones indicadas, la mayoría de los usuarios afirman no tener dificultades generadas por la implementación de los biodigestores. Sin embargo, es importante difundir conocimientos básicos entre los agricultores y la población local con el fin de capacitarlos y educarlos sobre el potencial de la tecnología del biogás (Rajendran et al., 2012).

5.2 ANÁLISIS DE LA UTILIZACIÓN DEL BIOGÁS

El biogás es el producto principal del biodigestor para las familias de estas comunidades, y como se mencionó en la sección 5.1.4.3, su obtención es vital para que los propietarios mantengan en funcionamiento los sistemas. En este apartado se analiza cuál es el requerimiento diario de biogás de una de las familias y los cambios que su utilización trae consigo en términos económicos y ambientales.

5.2.1 Estimación del consumo diario

La cuantificación del biogás requerido por las familias para abastecer sus necesidades energéticas, en este caso únicamente como fuente de combustible para la preparación de alimentos, es importante para poder determinar si el biodigestor y su producción de gas son suficientes para satisfacer diariamente al hogar. Gosens et al. (2013) mencionan que para cocinar una comida es necesario $0,16 \text{ m}^3$ de biogás, siendo $0,48 \text{ m}^3$ de biogás para realizar tres comidas días. En la

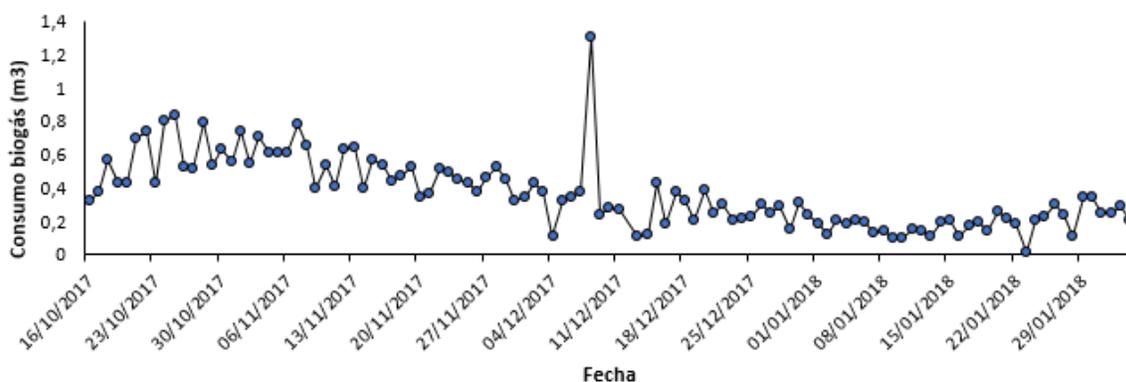


Figura 5-22 se muestra el biogás consumido diariamente en la vivienda.

Es importante mencionar que Rafael indica que el biogás se ha convertido en prácticamente su única fuente energética para la preparación de los alimentos, eliminándose así la reserva de leña que debían tener. La cantidad de biogás requerida por día es sumamente cambiante al verse afectada por distintos factores como lo son el tipo de alimento o las actividades que los miembros de la familia vayan a tener ese día o durante un lapso de tiempo, como se evidencia durante los primeros días de medición y hasta el mes de diciembre, para un total de 45 días donde en promedio se consumían $0,54 \text{ m}^3$ al día de biogás, mientras que en los días restantes hubo un menor requerimiento diario, con promedio de $0,25 \text{ m}^3$. Sin embargo, al tratarse de un sistema que tiene como propósito el proveer combustible para las necesidades familiares, se establece que la reserva de biogás que permanece en el biodigestor permite suministrar lo demandado diariamente por esta familia.

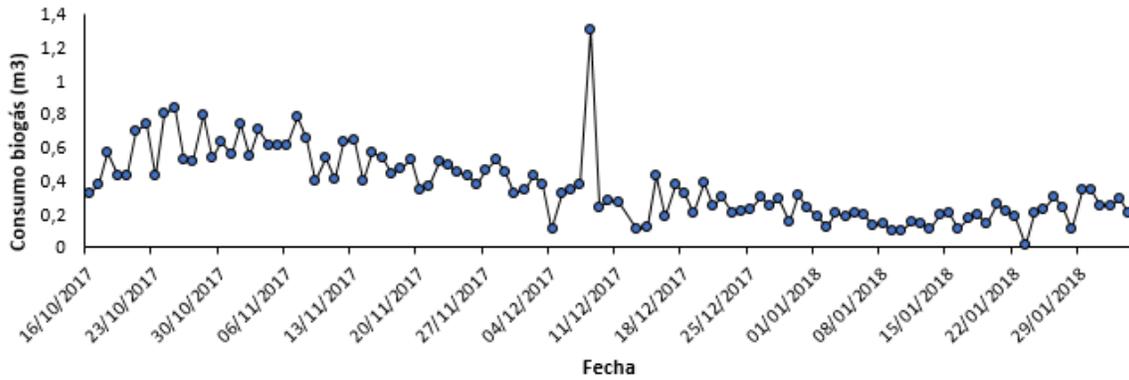


Figura 5-22. Consumo diario de biogás (m³).

Al analizar el consumo de biogás por mes se nota como el comportamiento señalado anteriormente se evidencia en la Figura 5-23, al ser los promedios de octubre y noviembre los más altos, con valores por encima de los 0,5 m³, y como para los meses de diciembre y enero se tiene una caída que llega casi a la mitad del consumo de los meses anteriores. Lo cual podría estar ligado a las actividades y celebraciones de fin de año en las que la alimentación varía y por lo general tiende a necesitar de un mayor tiempo de cocción como lo son los tamales o chicharrones, causando que las familias utilicen leña y no así el biogás para no agotar sus reservas.

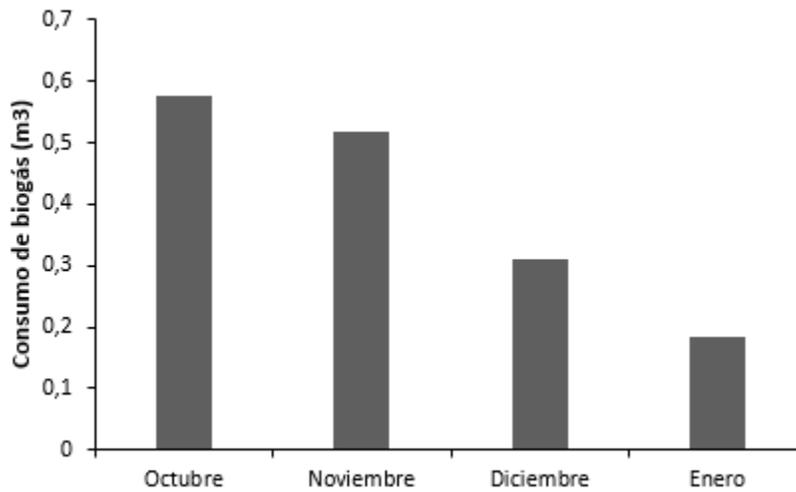


Figura 5-23. Promedio de consumo mensual de biogás.

El comportamiento específico por día se muestra en la Figura 5-24, en la cual se observa como las medias y las medianas se encuentran entre 0,3 y 0,4 m³ para todos los días, siendo el día lunes el que presenta los consumos más bajos, sin embargo, no se presenta ninguna tendencia determinada para cada día de la semana.

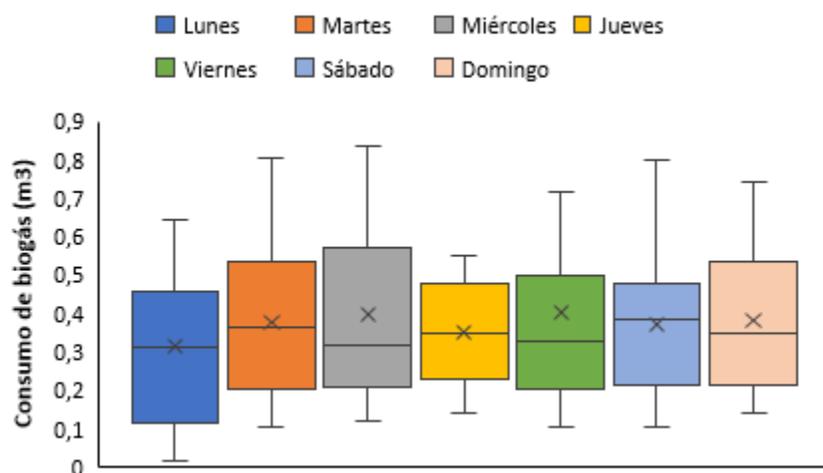


Figura 5-24. Estadísticos del consumo de biogás clasificado por día.

En la

Figura 5-25 se observan los valores estadísticos del biogás consumido por la familia de Rafael durante los 110 días de medición, teniéndose un promedio durante el periodo evaluado de 0,37 m³ de biogás diarios. Así mismo esta figura nos permite apreciar como el 50% de los datos de consumo se encuentran entre 0,2 y 0,5 m³ de biogás, con un valor atípico, correspondiente al valor máximo de 1,31 m³ de biogás al día. Por lo tanto, se puede determinar que el contenido de biogás remanente en el biodigestor permitiría que la familia pudiera mantener un consumo mayor al actual en caso de ser requerido. No obstante, hay que tomar en cuenta que la producción de biogás se ve afectada por la materia orgánica que le es suministrada al biodigestor, por lo que para que esto se cumpla se deben mantener las condiciones en las que se opera el sistema.

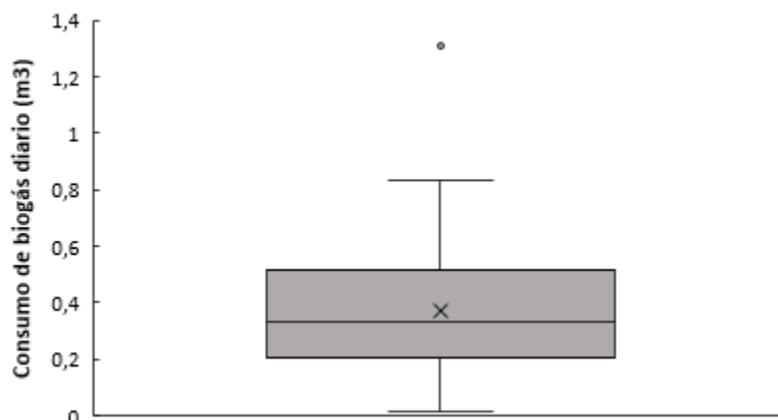


Figura 5-25. Estadísticos del consumo diario de biogás.

5.2.2 Costos de oportunidad de la utilización del biogás

El impacto económico que las familias perciben a causa de contar con una fuente propia de combustible para la cocción de alimentos va a depender del valor de los gastos en que concurrían según el tipo de energía que utilizaban previamente, además de que se debe considerar que los costos de oportunidad van a aumentar acorde al cambio de situación socioeconómica.

En el hogar de Rafael Arias se empleaba principalmente y casi que únicamente la leña, sin embargo, durante un periodo de tiempo contaba con cocina de gas (LPG), que por motivos monetarios tuvieron que dejar de utilizar. Por esta razón, el análisis económico se realizó a ambas fuentes de energía.

La cocción con leña estaba presente en un 82% de los hogares encuestados, no obstante, la obtención de este material tiende a ser a partir de árboles que se encuentran dentro de las propias parcelas, por lo que los beneficios económicos que representa la sustitución de la quema de leña por el biogás no se ven reflejados directamente en la economía familiar. Sin embargo, el cocinar con leña si conlleva aspectos a los cuales se les puede otorgar un valor monetario.

Con el fin de darle un monto económico al tiempo requerido por Rafael para la recolección de la leña se consideró un salario base para un trabajador calificado en jornada ordinaria

diaria, el cual corresponde a 11 141,73 colones como lo establece el Ministerio de Trabajo. Dado que se requiere de aproximadamente 15 horas al mes para esta labor, según lo mencionado por el parcelero, este monto correspondería a 250 688,93 colones al año. Por otro lado, la leña es un recurso que también tiene un valor económico en el mercado, sin embargo, teniendo en cuenta que el tipo de leña que se recoge no obedece a una explotación maderera, sino que es la del desprendimiento de árboles y arbusto de la finca, la cual tiene poco valor agregado, no fue considerado este monto dentro del marco de este análisis.

En el caso de la sustitución de los cilindros de LPG se basó en la duración y tamaño del cilindro que se solía mantener en la vivienda de Rafael, que según la información brindada por él mismo esto era de 22 días y 25 lb respectivamente. Según lo establecido por la Autoridad Reguladora de Servicios Públicos (ARESEP), el precio por un cilindro de gas de 25 libras vendido al detalle es de ₡8 105, convirtiéndose anualmente en una inversión de ₡140 486,67. A esto es necesario sumarle los gastos requeridos para el transporte del cilindro hasta su hogar, el cual es aproximadamente 2000 colones cada 3 semanas, para un total de ₡34 700 al año, siendo así un total de 175 186,67 colones anuales lo que la familia debe desembolsar para contar con esta fuente energética.

Por su parte, el biodigestor requiere que diariamente sea alimentando y la realización de las diversas actividades de operación y mantenimiento para su correcto funcionamiento y producción de biogás. Por consiguiente, los costos del tiempo requerido en labores de mantenimiento, más costos que podrían implicar averías del sistema deben ser consideradas para poder tener un mejor panorama de cuales serían aproximadamente los beneficios económicos que percibirían las familias, y en este caso específico la de Rafael, al contar con un biodigestor y mantenerlo activo. Wang et al. (2016) señala que se requiere de 5-7 días para labores de operación de estos reactores, involucrando tareas como introducción de material sistema y purga de lodos. El tiempo estimado por estos autores podría ser representativo para otorgarle un valor económico a estas actividades, ya que, si se toma en cuenta que aproximadamente el lavado de las porquerizas demanda 20 minutos diarios, anualmente equivaldría a 5 días, a esto habría que agregar el tiempo empleado en las demás tareas de O&M. De esta manera, se le atribuyen 7 días completos de trabajo para las labores

necesarias para el debido funcionamiento del biodigestor, correspondiendo a un valor económico de ₡233 976,33.

Cuadro 5-1. Costos anuales representativos de cada fuente de energía.

| Fuente de energía | Costos (colones) |
|--------------------------|-------------------------|
| Leña | 250 688,93 |
| LPG | 175 186,67 |
| Biogás | 233 976,33 |

En el Cuadro 5-1 se muestra el costo total por tipo combustible empleado, sin embargo, en el caso del LPG los ahorros generados al contar con el biogás podrían ser incluso mayores ya que como Rafael nos indicó, el precio al que él tenía que comprar los cilindros era más alto (10 000 colones), inflándose los costos requeridos por la utilización de cilindros de gas. La implementación de los biodigestores, por lo tanto, generan beneficios económicos de hasta 191 900 colones anuales al sustituir la leña y cilindros de gas.

Ahora bien, al contemplar únicamente los montos económicos que representan una afectación directa y visible a los bolsillos de las familias se tiene que solo los costos demandados por la utilización de cilindros de gas LPG cumple con estas características, ya que al ser los mismos parceleros los que realizan la recolección de la leña en sus mismos terrenos, la utilización de esta fuente de combustible no requiere que incurran en gastos económicos directos. De igual forma, la obtención y uso del biogás como fuente energética no representa un costo monetario para las familias, sino una ayuda que les permite sustituir tanto los combustibles previamente empleados como fertilizantes químicos al aplicar el biol como biofertilizante para el mejoramiento del rendimiento de sus cultivos.

El consumo de leña en los hogares está determinado por diversos aspectos técnicos, económicos, ambientales, sociales y culturales, sin embargo, el factor de mayor relevancia es la falta de recursos económicos para adoptar tecnologías modernas (Thomas, 2012). La instalación de los biodigestores en los cuatro asentamientos como parte de un proyecto de desarrollo rural ha permitido que en estos hogares las condiciones de cada uno de los factores que influyen en la utilización de leña se vieran afectados positivamente, y que sus

circunstancias económicas no establecieran una limitante para mejorar sus condiciones de vida.

5.2.3 Externalidades positivas de la utilización del biogás

Los beneficios brindados por los biodigestores van más allá de los económicos para las familias, si no que abarcan situaciones que afectan globalmente como lo es el cambio climático y la sobreexplotación de los productos químicos en la agricultura. En la Figura 5-26 se observa un diagrama representativo de lo que conlleva la implementación de estos sistemas, tanto en aspecto monetarios directos para los propietarios como los beneficios indirectos que generan.

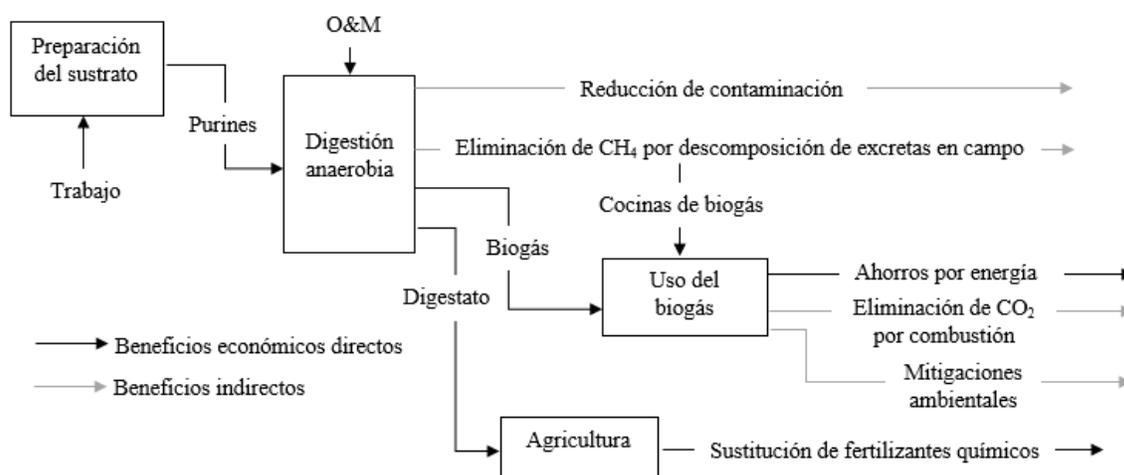


Figura 5-26. Costos de oportunidad y beneficios de sistemas domésticos de biogás. Adaptado de Wang et al. (2016)

5.2.3.1 Material particulado por combustión de leña

El uso de biomasa de manera insostenible para las necesidades energéticas ha provocado la degradación del suelo, deforestación, disminución de las capas freáticas, la destrucción de hábitats naturales y la extinción de especies, el aumento de las emisiones de dióxido de carbono, el aumento del precio del combustible y la restricción de la madera utilizado en otras actividades económicas (Shane et al., 2017). Además, Semple et al. (2014) atribuyen

altos niveles de exposición de partículas finas y monóxido de carbono a la combustión de biomasa en la mayor parte del mundo y afirman que la exposición se ha relacionado con un mayor riesgo de enfermedades respiratorias, cancerosas y cardiovasculares. Siendo la leña el único combustible considerado como emisor de material particulado (Cortés & Ridley, 2013).

Dado el alto porcentaje de hogares en las comunidades en estudio que emplean la leña para cocinar, las probabilidades de que estas personas, especialmente las mujeres que son las que comúnmente ejercen esta labor, presenten enfermedades respiratorias es alto. Aunado a esto, las cocinas con las que se cuentan por lo general no poseen chimeneas o estructuras que permitan la salida de las partículas y gases que se emiten, entre los cuales se encuentran el dióxido de carbono (CO₂), monóxido de carbono (CO), material particulado (PM) y compuestos orgánicos volátiles (COV); siendo el material particulado uno de los que genera mayores efectos en la salud, en especial el PM_{2.5} (material particulado de diámetro menor a dos micras), pues son partículas muy pequeñas que llegan por el tracto respiratorio hasta los alvéolos, siendo causantes de enfermedades respiratorias (Zambrano, 2017). La OMS (2014) señala que el uso de combustibles sólidos en los hogares, como lo es en este caso la leña, provoca contaminación del aire, representando el riesgo global de salud ambiental más importante en la actualidad.

La implementación de biodigestores conllevó a que las familias cuenten con su propia fuente de energía limpia tanto para el ambiente como para la salud, lo cual ha permitido sobrepasar las razones económicas o facilidad de acceso al recurso por las que estas familias continuaban utilizando la leña a pesar de que ya contar con enfermedades respiratorias.

Cortés & Ridley (2013) mencionan que la OMS reconoce que las mediciones in situ de contaminantes intradomiciliarios son complicados de llevar a cabo al involucrar equipos costosos, procedimientos minuciosos y controles de calidad, y a esto se le añaden las dificultades que implica la medición de exposición de las personas.

Por su parte, Zambrano (2017) realizó una estimación cuantitativa de la concentración de PM_{10} y $PM_{2,5}$ generadas por la combustión de leña en viviendas, por medio de un modelo computacional, donde se obtuvieron mínimos de 1376,5 y 824,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y máximos de 8572,2 y 5233,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} y $PM_{2,5}$ respectivamente, superándose así hasta 171 y 200 veces para el respectivo tamaño de partícula, los niveles guía definidos de la OMS para calidad del aire interior, que corresponden a 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} y 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para $PM_{2,5}$ en 24 horas. De igual forma en nuestro país en el Reglamento sobre Inmisión de Contaminantes Atmosféricos se encuentran estos valores máximos permisibles. La utilización del biogás ayuda a mejorar la calidad de vida de estas familias, eliminándoles la exposición a contaminantes en el aire dentro de sus mismos hogares, conllevando a un mejor desarrollo humano.

5.2.3.2 Deforestación

Las consecuencias del uso de leña para cocinar son primeramente ambientales, debido a los efectos subsecuentes de la tala de árboles como la degradación de hábitat para ciertas especies, implicando pérdida de biodiversidad, y la erosión de los suelos; además las consecuencias sociales, las cuales han sido mencionadas previamente como lo es la disminución de la productividad laboral debido al gasto de tiempo para la recolección de la leña, exposición a accidentes durante la recolecta, y las afectaciones la salud provenientes de la quema de este material (Lagunes-Díaz et al., 2015).

Gosens et al. (2013) indica que hay evidencia que sugiere que la extracción de leña para el uso de energía rural continúa excediendo la capacidad de regeneración natural y, por lo tanto, conduce a la degradación de los bosques. Además, el uso de este material también contribuye al cambio climático, debido al descenso en la captura de carbono causada por la deforestación, así como por la descomposición de la biomasa remanente, el incremento en la presión sobre los ecosistemas y por una mayor tasa de emisión de CO_2 de la madera, en comparación con el LPG por unidad de energía (Lagunes-Díaz et al., 2015).

Sin embargo, no toda la leña que estas familias utilizan como combustible proviene de la tala de árboles vivos, sino más bien a partir de madera que se encuentra en las parcelas como sobrantes de preparación de terrenos para la agricultura o poda de ramas. Cherni & Hill

(2009) señalan que cuando el uso se hace exclusivamente de recolección de ramas caídas y árboles muertos, de forma que la deforestación no sea una consecuencia, el empleo de la leña no representa una amenaza para el ambiente e incluso se considera sustentable.

5.2.3.3 Gases de efecto invernadero (GEI)

La presencia de los biodigestores domésticos y el uso del biogás tiene como efecto indirecto la reducción de los gases de efecto invernadero, contribuyendo a contrarrestar el cambio climático (Gosens et al., 2013). Primeramente, se tienen las reducciones en las emisiones de metano y óxido nitroso por el manejo que se le da a las excretas de los animales, las cuales son retenidas en el reactor y quemadas en las cocinas previniendo su emisión. El gas CH₄ se produce durante la descomposición anaeróbica del estiércol almacenado o tratado, mientras que N₂O se produce directamente a través de los procesos de nitrificación y desnitrificación en el estiércol, e indirectamente por los procesos de volatilización del nitrógeno y redeposición, así como de la lixiviación de nitrógeno del estiércol (FAO, 2015). Por otro lado, el biogás permite reemplazar combustibles fósiles y de biomasa, eliminando los GEI de su combustión.

En el Cuadro 5-2 se muestran las emisiones de CO_{2eq} reducidas al sustituir las fuentes de energía que la familia utilizaba previo a la instalación de los biodigestores y brindarles un tratamiento a los purines.

Cuadro 5-2. Cantidad de CO_{2eq} reducido por la utilización del biogás.

| Emisiones | Leña | LPG | Tratamiento de excretas | Total |
|---------------------------|-------|-------|-------------------------|-------|
| CO _{2eq} (t/año) | 0,718 | 0,575 | 3,604 | 4,896 |

Los resultados obtenidos concuerdan con Wang et al. (2016) que mencionan que la reducción neta de emisiones por sustitución de energía se estima en 0,54 t CO_{2eq}/año, mientras que la mitigación anual del manejo del estiércol puede estimarse en 1,56 t CO_{2eq}. En el caso de Rafael, el reemplazo de las fuentes de energía permite reducir un total de 1,293 t CO_{2eq},

siendo la leña el mayor emisor con 0,718 t CO_{2eq} anuales. Es importante recalcar que la leña era la principal y prácticamente única fuente de energía de esta familia previo a la intervención que se realizó con la instalación de los biodigestores; el uso de cilindros de gas no era tan recurrente debido al monto económico que representaba, sin embargo, las emisiones que se obtienen al tomar el LPG como fuente de GEI es considerable, con un valor de 0,575 t CO_{2eq}/año.

El manejo del estiércol por medio del proceso de biodigestión permite mitigar 3,604 t CO_{2eq} anualmente, no obstante, este valor se ve afectado por la cantidad de animales a los cuales se les brinda tratamiento de excretas. El hato de cerdos en las parcelas es sumamente cambiante, y en la de Rafael no es la excepción, por lo que las emisiones que se podrían llegar a aminorar van a ser de igual forma fluctuantes con el tamaño del hato.

Por otra parte, la combustión de biogás produce dióxido de carbono, un GEI 21 veces menos potente que el metano, que se libera cuando el estiércol animal se deja en el campo sin ningún tratamiento, sumándole que esta combustión genera menos emisiones que la biomasa tradicional, como lo es la leña, que es empleada principalmente en hogares rurales (Pérez et al., 2014). Sin embargo, como lo indica Hosseini & Wahid (2014) la captura y manejo del biogás se debe realizar de forma apropiada para evitar la liberación de grandes cantidades de CO₂ y CH₄ al ambiente.

En Costa Rica el sector agropecuario representa uno de los mayores contribuyentes del cambio climático por sus grandes emisiones de gases de efecto invernadero. Corrales (2017) menciona que una de las Políticas para el Sector Agropecuario de “Adaptación y mitigación de la agricultura al cambio climático”, tiene como objetivo impulsar medidas de adaptación, mitigación y gestión del riesgo climático, que contribuyan al cumplimiento de la Estrategia Nacional de Cambio Climático mediante inversión, impulso de energías no convencionales, así como tecnologías para la reducción de huella de carbono, utilización de residuos y desechos de procesos productivos para alcanzar el desarrollo humano en los territorios, reconocimiento de servicios ambientales y otros incentivos. Siendo justamente lo que se presenta con la implementación de los biodigestores en estas comunidades rurales, una

tecnología que provee a las familias no solo una ayuda económica, sino que promueve el desarrollo territorial sostenible a través de estos sistemas, generando insumos para las familias y beneficios ambientales.

En el Cuadro 5-3 se muestra las toneladas de CO₂ que se estiman están siendo reducidas por la instalación de estos sistemas y que se encuentran en funcionamiento en 28 hogares.

Cuadro 5-3. Estimación de emisiones anuales de CO_{2eq} mitigadas por los biodigestores activos.

| GEI | Energía | Manejo del estiércol | Total |
|------------------------------|----------------|-----------------------------|--------------|
| CO _{2eq} (t/año) | 36,2 | 29 | 65,2 |

El sector energía representa la mayor fuente de emisiones de CO₂ con 36,2 toneladas anuales, esto al basarnos en el comportamiento de consumo tanto de leña como de LPG en la vivienda de Rafael y aplicarlo al resto de familias que cuentan con biodigestores en funcionamiento. Los resultados obtenidos van a discrepar de la verdadera cantidad de GEI emitidos antes de la instalación de los sistemas al tener variaciones en las fuentes energéticas y su consumo en cada vivienda como se ha analizado previamente en la sección 5.1.4.2, sin embargo, nos permite tener un panorama de la mitigación de emisiones atmosféricas. En cuanto a la cantidad de CO_{2eq} producido por las excretas animales se tiene que son 29 t/año, correspondiendo a un 44% de las emisiones totales, como se muestra en la Figura 5-27, y convirtiéndose en la fuente principal al considerar las energías individualmente, teniendo en segundo lugar las emisiones de la leña con un 31% equivalente a 20,1 tCO₂/año, y con un 25% a los cilindros de gas LPG con un total de 16,1 t CO₂/año.

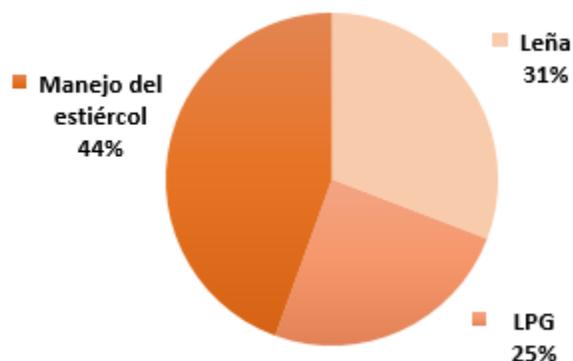


Figura 5-27. Porcentaje de CO_{2eq} generado por cada fuente de emisión.

Las emisiones mitigadas por el biodigestor por el tratamiento de las excretas y el reemplazo de fuentes de energía se pueden interpretar más claramente por medio de una equivalencia con la cantidad de CO_{2eq} emitido por la combustión de un litro de gasolina para transporte terrestre con catalizador, que corresponde a un valor de 2,32 kg CO_{2eq}/L según los factores de emisión del IMN (2017); por lo tanto, se obtiene que se requiere de 28 130,45 L/año de gasolina regular para producir la misma cantidad de CO_{2eq}, lo cual tendría un valor económico de 17 536 551,72 colones de acuerdo con el valor por litro vigente dado por la Refinería Costarricense de Petróleo (RECOPE).

5.3 ANÁLISIS DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS RESIDUALES

Las aguas residuales porcinas están constituidas por excretas, restos de comida, agua de lavado y bebederos, lo que se denomina purín (Bautista, 2016). Por su parte el estiércol porcino está compuesto por material fácilmente biodegradable y constituye un buen sustrato para procesos biológicos como la digestión anaerobia, tiene una capacidad buffer y amplia variedad de nutrientes, teniendo las aguas residuales porcinas aproximadamente un 60% de materia orgánica (Pérez et al., 2016). Los purines van a consistir en la fuente de materia prima para la alimentación de los biodigestores. La implementación de estos sistemas para el tratamiento de estas aguas residuales logra reducir los parámetros indicadores de contaminación ambiental como lo son la DBO₅, DQO, ST, SVT, SST, coliformes fecales y huevos de helmintos (Sosa et al., 2014). Sin embargo, la calidad y características del sustrato, las cuales van a verse afectadas en gran medida del alimento suministrado a los animales,

edad del animal, su tamaño y peso, influyen de igual manera en la calidad del efluente (Paéz, 2016).

La calidad de las aguas residuales efluentes de los biodigestores es afectada por el rendimiento de la digestión anaerobia de estos sistemas, que a su vez va a depender de distintos parámetros como lo son la composición del sustrato (relación C/N), concentración de sólidos, temperatura, tiempos de retención, carga orgánica (Garfí et al., 2016). Además, Li et al. (2017) menciona que para el monitoreo efectivo y diagnóstico del proceso de digestión anaerobia se requiere del control de parámetros como pH, alcalinidad y AGVs.

5.3.1 pH y Temperatura

Los factores de pH y temperatura tienen un efecto directo en la velocidad de generación de metano, al afectar la velocidad de reacción de los procesos biológicos. Conforme aumenta la temperatura, así lo hace también la velocidad de crecimiento de los microorganismos, acelerando el proceso de digestión (Bautista, 2016). El pH por su lado influye en el crecimiento de microorganismos metanogénicos, siendo el intervalo idóneo de pH de 6 a 7,8, donde valores inferiores o superiores a este rango puede conllevar a la inhibición de la producción metanogénica, por ende, la cantidad de biogás a obtener (Cano-Hernández et al., 2016). Además, el valor del pH en los digestores no solo determina la producción de biogás si no también su composición, el descenso del este parámetro por debajo de 6 genera un biogás muy pobre en metano y por consecuencia tiene menores cualidades energéticas (Hernández et al., 2017).

En el Cuadro 5-4 se observa como en la mitad de los biodigestores el pH a la salida es mayor, produciéndose una alcalinización de las aguas, siendo este el caso de los biodigestores de Luis Rivera Ulises Marín, Carlos Maroto y Alis Alley. González & Varela (2016) señalan que un incremento en el pH al final del proceso indica que el sistema transforma eficientemente la materia orgánica a ácidos grasos volátiles y carbonatos. Mientras que Borja & Rincón (2016) mencionan que la aparición de un pH más bajo es el resultado de un desequilibrio desarrollado en la biomasa anaeróbica. Por lo que la presencia de un pH más

bajo en el efluente podría significar que no se ha llegado a estabilizar, ya que es en las fases de acetogénesis y metanogénesis en las que el pH se va incrementando, luego de que sufre un descenso que puede ir de valores de 7 a 5 durante la acidogénesis (Enríquez & Jurado, 2016; Murillo-Rojas, 2011).

Cuadro 5-4. Datos promedio de pH y temperatura del afluente y efluente de los biodigestores.

| Biodigestor | pH | pH | Temperatura (°C) | Temperatura (°C) |
|------------------|----------|----------|------------------|------------------|
| | Afluente | Efluente | Afluente | Efluente |
| Rafael Arias | 6,91 | 6,78 | 28 | 29,8 |
| Mireya Gutiérrez | 6,69 | 6,28 | 28 | 27,5 |
| Edgar Morera | 7,20 | 6,20 | 27,1 | 29,8 |
| Luis Rivera | 5,15 | 5,94 | 27,9 | 27,8 |
| Justa Ríos | 6,38 | 6,3 | 27,3 | 28,6 |
| Ulises Marín | 5,69 | 7,47 | 28 | 29,4 |
| Carlos Maroto | 6,97 | 7,24 | 28 | 29,1 |
| Alis Alley | 6,67 | 6,89 | 27,5 | 28,3 |

En la digestión anaerobia los pH que rondan la neutralidad son considerados más eficientes según diversos autores, como señala Gía & Adrián (2016), valores en los que se encuentran los biodigestores analizados, a excepción del biodigestor de Luis Rivera. Sin embargo, diferentes estudios sobre la influencia del pH indican que no se puede generalizar, debido a aspectos, como las características fisicoquímicas del sustrato, que pueden aportar capacidad buffer y a que cada grupo microbiano implicado en la degradación anaerobia tiene un rango de pH óptimo específico, además del que el pH ideal dependerá del tipo de microorganismo que esté presente en el residuo y del sustrato mayoritario en el medio (Orobio et al., 2014; Hinojosa, 2017). Angelidaki et al. (2009) afirman que la digestión anaerobia, se puede dar inclusive en un pH entre 5,5 y 6,5 unidades. Por su parte, Kariko-Buhwezi (2011) señala que el pH entre 5 y 5,5 inhibe la formación de metano en los biodigestores, siendo solo el biodigestor de Luis Rivera el que se encuentra dentro de este rango al iniciar el tratamiento de las aguas.

En la Figura 5-28 se muestra que el pH afluente en promedio es de 6,58, siendo menor a los valores característicos de las excretas porcinas frescas que se encuentran entre 7,42-7,6 (Rodríguez et al., 2014; Bautista, 2016). Por su parte, el pH efluente en promedio se encuentra dentro del rango ideal para el proceso de digestión anaerobia con un valor de 6,58, sin embargo, es menor a los valores mayormente encontrados en la literatura para biodigestores con sustratos porcinos, como es el caso de Ni et al. (2017) y Garfí et al. (2011) donde el pH tuvo un valor promedio de 7,1. Sin embargo, también se han presentado casos donde el pH de este tipo de efluentes se encuentra en valores de neutralidad ligeramente ácidos como los presentados por Hijonosa (2017) rondando 6,49 de pH, siendo similar a la mayoría de los biodigestores analizados. Además, todos los biodigestores logran cumplir con el Reglamento de Vertido y Reuso de las Aguas Residuales al estar dentro del rango de 5 a 9 unidades establecidas para el pH efluente.

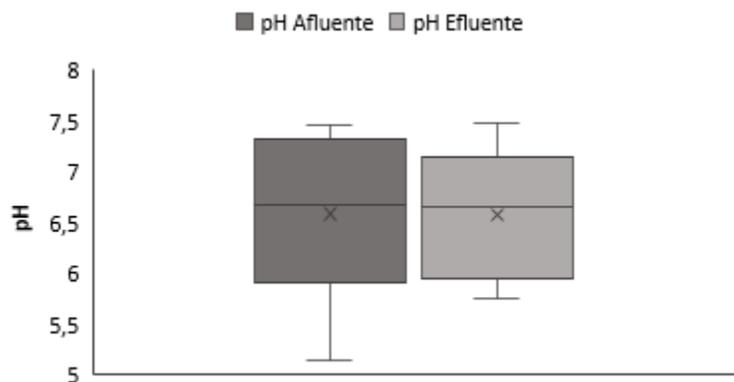


Figura 5-28. Estadísticos del pH de los biodigestores.

Por su parte, la temperatura en la cual se encuentra tanto el afluente como el efluente pertenece al rango mesofílico, el cual se encuentra entre 20-40°C. Este factor también incide en los tiempos de retención (TRH) necesarios para la degradación de la materia orgánica, al aumentar la temperatura en el reactor disminuye el tiempo requerido. Hernández et al. (2017) menciona que para el tratamiento de estiércol porcino en temperaturas mesofílicas los TRH están entre 15-25 días.

5.3.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) y Sólidos Suspendidos Totales (SST)

La degradación de la materia orgánica y por ende la disminución de la carga contaminante de las aguas residuales porcinas se muestra en el Cuadro 5-5 en términos de demanda bioquímica de oxígeno y de sólidos suspendidos totales, siendo dos de los parámetros a cumplir según el Reglamento de Vertido y Reuso de las Aguas Residuales del país.

Cuadro 5-5. Resultados de DBO₅ y SST promedios por biodigestor.

| Parámetro | Rafael Arias | Mireya Gutiérrez | Edgar Morera | Luis Rivera | Justa Ríos | Ulises Marín | Carlos Maroto | Alis Alley |
|--|-----------------|---------------------|-----------------|----------------|---------------|-----------------|------------------|---------------|
| DBO ₅ Afluente (mg/L) | 1562,10 | 492,94 | 1259,9 | 2343,12 | 1893 | 2492,25 | 2702,25 | 2615,25 |
| DBO ₅ Efluente (mg/L) | 160,01 | 27,85 | 35,5 | 42,20 | 113,45 | 163,73 | 34,55 | 39,54 |
| SST Afluente (mg/L) | 9,26 | 2,37 | 6,7 | 14,20 | 8,1 | 95 | 23,7 | 7,32 |
| SST Efluente (mg/L) | 0,74 | 0,94 | 0,7 | 2,84 | 0,07 | 0,66 | 2,92 | 0,29 |

Además, es importante mencionar que todos estos biodigestores son alimentados únicamente por purines porcinos, a excepción del biodigestor de Luis Rivera que presenta una codigestión con excretas de bovino, sumado a esto, la etapa de crecimiento y alimentación de los animales varían en las parcelas, afectando así las diferentes cargas orgánicas en los biodigestores, sin embargo, como se observa el apéndice 5, la mayoría de los cerdos comparte alguno de los alimentos brindados principalmente el concentrado, que está presente en todas parcelas; el banano y plátano son también frutos de alimento que reciben los animales en la mayoría de los casos.

Los sólidos suspendidos totales (SST), que representan el material no del todo digerido por los microorganismos, tanto para el afluente como el efluente, exhiben el caso contrario, al

tener un p-value mayor a 0,05 en ambos sitios, determinándose que existe diferencia significativa entre los valores obtenidos en el parámetro con un 95% de confianza. No obstante, los resultados de SST concuerdan con los resultados obtenidos por González & Varela (2016) que cuentan con valores de SST de salida de 0,9 mg/L y 5 mg/L para biodigestores con sustrato porcino, mientras que en el caso de los biodigestores analizados los valores de SST del efluente están en un rango de entre 0,003 mg/L y 2,92 mg/L, como se muestra en la Figura 5-30. La reducción de los sólidos dado el tratamiento en el biodigestor es bastante considerable, tomando en cuenta la degradación la materia orgánica y que el contenido de sólidos en el efluente es siempre bajo, como consecuencia de la sedimentación de sólidos dentro del reactor, típico de los digestores domésticos debido a la falta de mezcla (Garfí et al., 2016), además de los tiempos altos de retención hidráulico que se propician en los mismos y por la relación largo ancho de la configuración del biodigestor se propicia el contacto con la biomasa.

Por otro lado, en los análisis de DBO₅ efectuados a las aguas residuales de los biodigestores examinados se obtuvo que la DBO₅ afluente, como se observa en la Figura 5-29, se encuentran en un intervalo entre 490,89 y 2702,25 mg/L, tendiéndose en promedio un valor de 1697,80 mg/L, similar al obtenido por Garzón-Zúñiga & Buelna (2014) con valores de 1657 mg/L y 996 mg/L para granjas porcinas en zona tropical de maternidad y engorde respectivamente. Evidenciando que los residuales porcinos (afluente) tienen gran poder contaminante y precisan de un tratamiento efectivo antes de verterse a cuerpos receptores. Mientras que Lansing et al. (2008) obtuvo una DBO₅ promedio de 467 mg/L en el influente y 96,2 mg/L en el efluente para 7 biodigestores tubulares ubicados en Limón, siendo estos resultados concordantes con los sistemas analizados en este estudio.

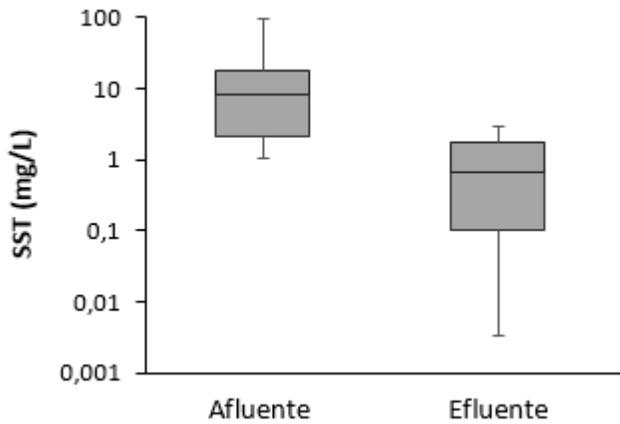


Figura 5-30. Estadísticos de SST para los biodigestores

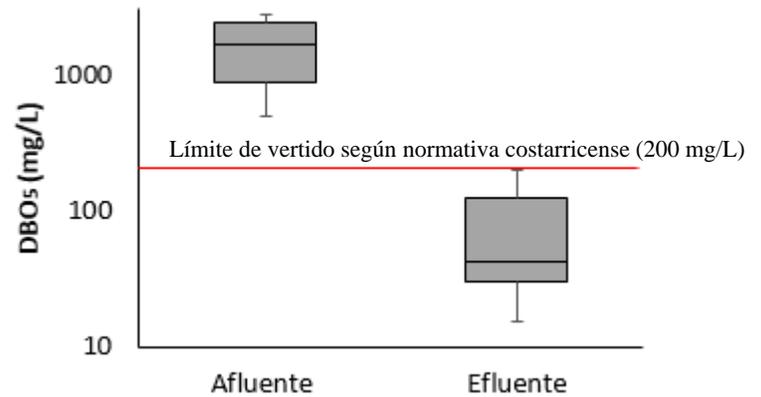


Figura 5-29. Estadísticos de la DBO₅ para los biodigestores

En el Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales (2007) se establece para las actividades de ganadería de vacas y producción de animales domésticos (cerdos y aves de corral), con CIUU 01210 y 01221 respectivamente, como límite máximo permisible DBO₅ de 200 mg/L en el vertido de aguas residuales en cuerpos receptores; por lo tanto, se estaría cumpliendo con este reglamento en los 8 biodigestores examinados, teniendo como valor máximo de DBO₅ en el efluente 196,8 mg/L, correspondiente al biodigestor de Rafael Arias, lo cual se muestra en el apéndice 7.

Para el caso de los sólidos suspendidos totales, en el reglamento se tiene un límite máximo de 200 mg/L, no obstante, los valores de SST de los biodigestores muestreados están muy por debajo de ese valor, teniendo por promedio 1,05 mg/L. Por ende, estos resultados demuestran que hay una conversión y estabilización de la materia orgánica, indicando que el proceso de digestión anaerobia se lleva a cabo, siendo un tratamiento eficaz para el cuidado del ambiente y proveen de un saneamiento correcto para las parcelas.

5.3.3 Alcalinidad y Ácidos Grasos Volátiles (AGVs)

Los AGVs representan la materia orgánica fácilmente biodegradable disponible durante el proceso anaeróbico (Castro et al., 2017). En agua residual la alcalinidad por su parte representa la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos, lo cuales ayudan a regular

los cambios del pH producido por la adición de ácidos (Francesena, 2016). La alcalinidad al ser dependiente de la concentración de AGV, deben ser monitoreados conjuntamente en orden de tener una visión precisa de la estabilidad del biodigestor (Palacios-Ruiz et al., 2008).

En cuanto a los ácidos grasos volátiles (AGVs) los resultados obtenidos, mostrados en el Cuadro 5-6, fueron menores a la concentración límite sugerida de 2000 mg/L, lo cual indica que la tasa de carga orgánica se encuentra en las condiciones de funcionamiento apropiada para el proceso, teniéndose una estabilidad en la digestión anaerobia del sistema (Castro et al., 2017; Ni et al., 2017). Hinojosa (2017) considera de igual forma que los reactores no deben sobrepasar esa concentración de AGVs, y además menciona que generalmente, una concentración de 300 mg/L en el digestor puede considerarse óptima.

La concentración de AGV en todos los biodigestores se puede considerar como relativamente baja, debido a que se encuentra dentro del rango de 50-250 mg/L señalado por Paca (2013). Sin embargo, es un hecho comprobado que la concentración inhibitoria de la digestión depende en gran medida del tipo de ácido presente en ella (Acosta & Obaya, 2005). Por su parte, Borja & Rincón (2016) señalan que el ácido acético es usualmente el que se encuentra en mayores concentraciones en comparación con otros AGVs durante la digestión anaerobia, no obstante, los ácidos propiónicos y butíricos son los que mayormente inhiben a los metanógenos.

Cuadro 5-6. Resultados de AGVs y Alcalinidad por biodigestor.

| Parámetro | Rafael Arias | Mireya Gutiérrez | Edgar Morera | Luis Rivera | Justa Ríos |
|----------------------------------|-------------------------|-----------------------------|-------------------------|------------------------|-----------------------|
| AGV (mg CH ₃ -COOH/L) | 32,18 | 75,1 | 90,12 | 60,08 | 45,06 |
| Alcalinidad (mg/L) | 1486 | 1516 | 915 | 1341 | 1396 |

La alcalinidad al ser un indicador de la habilidad que tiene el agua de neutralizar ácidos, siendo útil en el control de pH, se recomienda una capacidad buffer mínima de 1500 mg/L para evitar acumulación de ácidos y disminución del pH en sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales (Molina, 2007). Franke-Whittle et al. (2014) menciona que el pH, la

alcalinidad y los AGV son indicadores fiables para el desequilibrio del proceso, sin embargo, en sistemas altamente tamponados, los cambios de pH pueden ser pequeños, incluso cuando el proceso está extremadamente estresado. Siendo el pH, AGV y la alcalinidad fuertemente dependiente el uno de los otros, por lo que para determinar el estado de funcionamiento de los reactores estos tres parámetros deben analizarse en conjunto (Hinojosa, 2017).

En la Figura 5-31 se observa una correlación inversa entre el pH y los AGV del biodigestor, esto con un 95% de confianza al tener un coeficiente de correlación de Pearson negativo ($r = -0,542$). De igual forma existe una correlación inversa entre la alcalinidad y los AGV del biodigestor con un 95% de confianza al tener un coeficiente de correlación de Pearson también negativo ($r = -0,671$). En ambos casos se presenta un aumento en los AGVs y una disminución tanto de la alcalinidad como del pH, y viceversa, siguiendo el comportamiento de la correlación inversa. Debiéndose a que cuando las condiciones ambientales en el interior del sistema de tratamiento son favorables, las bacterias metanogénicas utilizan los ácidos intermediarios tan pronto como son formados, evitando su acumulación y garantizando que la alcalinidad natural del medio y el pH permanezcan en un rango favorable para las mismas. Si las condiciones son desfavorables, los AGV no serán consumidos a la misma tasa en que son producidos por las bacterias acidogénicas, ocasionando su acumulación en el sistema.

Los ácidos que no logran neutralizarse ocasionan una rápida disminución de la alcalinidad disponible con el consecuente descenso del pH (Pérez y Torres, 2008). Esto se observa claramente en el caso del biodigestor de Edgar, el cual presenta la mayor cantidad de AGV con 90,12 mg/L, y la menor alcalinidad de los sistemas con 915 mg/L, estando por debajo del valor mínimo mencionado por Molina (2007) como necesario para evitar el ascenso de los ácidos, conllevando a un bajo pH, que en este caso es de 5,75 en la salida, siendo su valor en la entrada de 7,06 por lo que se presenta una disminución considerable de este parámetro, y que además es menor a los valores ideales de pH en sistemas anaerobios. Como situación opuesta se puede establecer el biodigestor de Rafael que cuenta con una baja cantidad de AGV (32,18 mg/L), una alcalinidad de 1486 mg/L, un pH de 6,4 para el efluente, encontrándose estos datos previamente mencionados como idóneos para el tratamiento eficiente de las aguas residuales en biodigestores. No obstante, Figueroa (2010) señala que

la adecuada operación de un digestor anaeróbico depende de la capacidad tampón, y no de una excesiva acumulación de AGV, siendo esta situación de todos los biodigestores analizados.

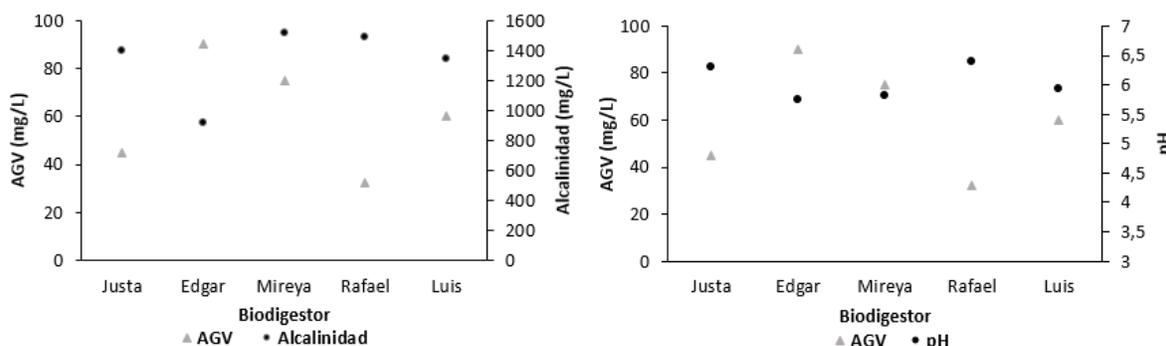


Figura 5-31. Comportamiento de los AGV vs pH y AGV vs Alcalinidad en los biodigestores

En el Cuadro 5-7 se observa como los biodigestores están presentando una tendencia de disminución de un muestreo a otro en cuanto a estos parámetros, sin embargo, se ha mantenido la estabilidad de los sistemas con valores altos de alcalinidad que ayudan mantener los sistemas en valores adecuados de pH, evitando la acidificación de los reactores. No obstante, si la disminución de los valores de estos dos parámetros fuera mayor podría afectar el metabolismo bacteriano por baja de la actividad enzimática e hidrolización de los sustratos orgánicos (Murillo-Rojas, 2011). De esta forma, se presentarían fallas en el proceso de digestión, donde la capacidad buffer del medio no es suficiente para neutralizar los ácidos volátiles y evitar la caída de pH, dado que esto se manifiesta muy tarde para poder corregirlo, es importante evaluar simultáneamente los parámetros de pH, alcalinidad y ácidos grasos volátiles (Pérez & Torres, 2008).

Cuadro 5-7. Datos de pH y Alcalinidad de dos muestreos del efluente a 3 de los biodigestores.

| Parámetro | Rafael Arias | | Mireya Gutiérrez | | Edgar Morera | |
|--------------------|--------------|-----------|------------------|-----------|--------------|-----------|
| | Muestra 1 | Muestra 2 | Muestra 1 | Muestra 2 | Muestra 1 | Muestra 2 |
| pH | 7,15 | 6,4 | 6,73 | 5,82 | 6,66 | 5,75 |
| Alcalinidad (mg/L) | 1596 | 1486 | 1589 | 1516 | 1095 | 915 |

5.3.4 Conductividad eléctrica

Los digeridos procedentes de purín de cerdo suelen presentar valores de conductividad eléctrica relativamente altos debido al gran contenido de sales solubles (Rodríguez, 2015). Cano-Hernández (2016) encontró conductividades en biol porcino de 8,4 mS/cm, y menciona que estos valores equivalen a sus bases intercambiables respectivas de sodio, potasio, calcio y magnesio, además de que el biol se puede utilizar en suelos con salinidad baja o en cultivos resistentes a esta característica. En el Cuadro 5-8 se muestra como en el caso de los efluentes analizados se cumple lo anteriormente mencionado al tener conductividades altas, con un promedio de 4,3 mS/cm.

Cuadro 5-8. Datos de conductividad (mS/cm) del efluente para 5 de los biodigestores.

| Luis Rivera | Justa Ríos | Ulises Marín | Carlos Maroto | Alis Alley |
|-------------|------------|--------------|---------------|------------|
| 4,736 | 3,832 | 4,816 | 4,112 | 3,750 |

Un alto contenido en sales solubles en los digeridos puede incidir negativamente en el desarrollo de los cultivos (Rodríguez, 2015). Se recomienda que los abonos no aumenten más allá de 1 mS/cm la conductividad del agua de riego, teniéndose como ideal una conductividad del agua más fertilizante entre 2 y 3 mS/cm, donde la cantidad específica va a depender del nivel de tolerancia del cultivo (Díaz & Guzmán, 2004). Por lo tanto, se considera que biol de los biodigestores sobrepasa la capacidad de las plantas en cuanto a salinidad. En el caso específico del maíz, uno de los principales cultivos en la zona de estudio, se considera que es uno de los más sensibles a la salinidad y se estima que el umbral para la reducción del crecimiento está cerca de 1,7 mS/cm (Capote et al., 2008). Además, de que niveles altos de salinización pueden ocasionar pérdidas de recursos en el suelo, afectando la producción agrícola y la salud ambiental (Daliakopoulos et al., 2016). Siendo indispensable controlar las frecuencias y fracción de aplicación para no afectar la productividad de los terrenos y no incurrir en un riego mal gestionado, que como señala Young et al. (2015), es una de las principales amenazas de degradación de los suelos.

5.3.5 Contenido de Nutrientes en el efluente

La concentración de nutrientes en el digestato difiere según la composición de materia prima y la operación de los digestores (Garfí et al., 2016). Risberg et al. (2017) menciona que el contenido de macronutrientes, micronutrientes y componentes orgánicos en el digestato depende del origen del sustrato entrante debido a factores tales como el tipo de animal (omnívoro, rumiante, etc.), el sexo, la especie, la edad y la dieta que se le da al animal, así como las condiciones geográficas y climáticas.

Cuadro 5-9. Promedio por biodigestor del contenido de nutrientes en los efluentes.

| Nutrientes | Rafael Arias | Mireya Gutiérrez | Edgar Morera | Luis Rivera | Justa Ríos | Ulises Marín | Carlos Maroto | Alis Alley |
|---------------------------|-------------------------|-----------------------------|-------------------------|------------------------|-----------------------|-------------------------|--------------------------|-----------------------|
| Nitrógeno Total (mg/L) | 318,5 | 425,5 | 164 | 229 | 144 | 192,5 | 113 | 66 |
| Nitrato (mg/L) | 45,5 | 26,5 | 34 | 45,5 | 26 | 68 | 73 | 36 |
| Amonio (mg/L) | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| Fósforo Total (mg/L) | 53 | 57 | 35 | 27,5 | 26 | 43 | 24,04 | 17 |
| Fosfato (mg/L) | 161,5 | 175 | 107,5 | 85 | 81 | 131,5 | 72,83 | 53,5 |
| Potasio (mg/L) | 395 | 356 | 321,5 | 428 | 524,5 | 560,5 | 200,95 | 461 |
| Calcio (mg/L) | 90 | 92 | 68 | 106,5 | 75 | 92,5 | 70,5 | 103,5 |
| Sodio (mg/L) | 60,5 | 62 | 117 | 104 | 79,5 | 128,5 | 43 | 292,5 |
| Cloruro (mg/L) | <4 | 2,4 | <4 | 106 | 119 | 145,1 | 132,7 | 171,2 |

En el Cuadro 5-9 se muestran las variaciones en la concentración de nutrientes en los 8 biodigestores estudiados, evidenciando como a pesar de ser el mismo sistema de tratamiento para los purines, la cantidad de nutrimentos encontrados en el efluente difiere, lo cual no solo sucede entre biodigestores, sino también entre efluentes del mismo sistema como se observa en el apéndice 8, lo cual se ve influenciado por las diferencias en las edades de los animales y la dieta de los animales.

Para el crecimiento de las plantas es necesaria la presencia de nutrientes primarios (nitrógeno, fósforo y potasio), lo cuales pueden ser aportados por medio de la aplicación del biol. Los biodigestores que en su efluente se encontró las mayores concentraciones de estos macronutrientes fueron: Mireya Gutiérrez con la concentración más alta de nitrógeno total, fósforo y fosfato, Ulises Marín con la mayor concentración de potasio y una concentración alta de fósforo, y el caso de Rafael Arias que presenta una alta cantidad tanto de N, P, como K, considerándose como uno de los efluentes con mejor potencial para ser empleado como fuente de nutrientes para los cultivos.

En la Figura 5-32 se observan los rangos de concentraciones de nutrientes que se pueden encontrar en el biol de los distintos biodigestores, y es importante recordar que la variación de nutrientes se va a ver influenciada por la proporción de agua empleada en el lavado de los encierros y la cantidad de excremento que alimenta el biodigestor, afectando la solubilidad de los macro y micronutrientes, que a la vez está relacionado directamente con el pH (Cano-Hernández et al., (2016), siendo todos estos factores como se han descrito anteriormente diferentes para cada uno de los biodigestores evaluados.

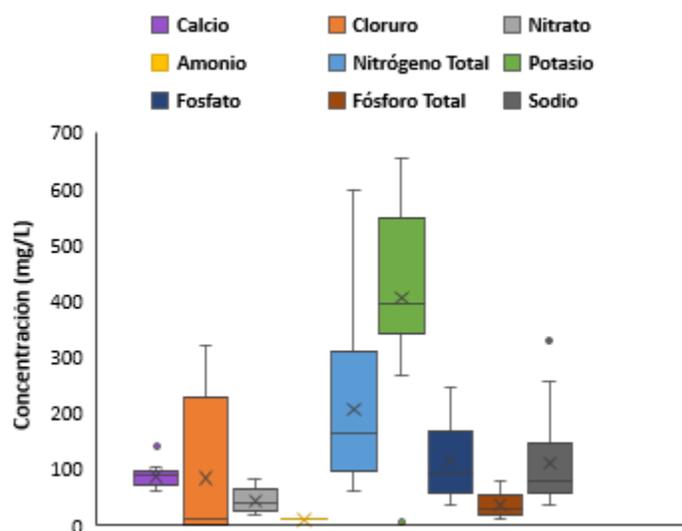


Figura 5-32. Estadísticos de concentraciones de nutrientes en el efluente de los biodigestores.

En el estudio realizado por Li et al. (2016) se encontró en el digestato líquido a partir de excretas porcinas una concentración de fósforo de 53,3 mg/L, siendo esta mayor al promedio de 37,19 mg/L presente en los 8 sistemas analizados como se muestra en la Figura 5-32, sin embargo, en el

Cuadro 5-9 se observa que los biodigestores de Rafael y Mireya tienen una concentración de este nutriente muy similar a la obtenida por Li et al. (2016) con 53 y 57 mg/L respectivamente. Fregoso et al. (2001) en el análisis de parámetros fisicoquímicos encontró concentraciones de 17, 364, 20 mg/L de fósforo total, potasio y calcio respectivamente, siendo más bajas a las determinadas en los efluentes en estudio.

Parte del motivo por el cual se tiene una baja presencia de formas de fósforo en el efluente en comparación con los otros dos nutrientes primarios se debe a que este nutrimento está presente principalmente en la fracción de partículas, precipitándose durante el proceso de digestión anaerobia (Bolzonella, 2017). Mientras que, en el caso del potasio, tiene una correlación negativa con los sólidos del agua residual provocando su predominancia en la fracción líquida (Kataki et al., 2017)

En cuanto al fosfato, durante la metanogénesis se da la transformación del fósforo a esta forma, siendo el motivo por el cual los efluentes presentan un mayor contenido de fosfato que de fósforo (Ramón et al., 2013). Cano-Hernández et al., (2016) halló en el biol porcino una concentración de 39 mg/L, siendo esta menor a la de los biodigestores analizados, tanto individualmente como en promedio, el cual tiene un valor de 114,44 mg/L, siendo esta concentración de fosfato igual a la mencionada por Castro et al. (2017); mientras que para el potasio este autor obtuvo 521 mg/L y Bautista (2016) 570 mg/L, semejantes a los valores encontrados para los sistemas de Justa y Ulises, sin embargo, en promedio se tiene un valor menor con 406 mg/L, y es el nutriente con mayor concentración en todos los efluentes de los biodigestores. El alto contenido de potasio en el efluente se puede relacionar con la dieta de los cerdos basada en la mayoría de los casos en banano y/o plátano, alimentos en el que se encuentra en gran cantidad este nutriente (Casallas, 2010).

En la agricultura el nitrógeno es el factor limitante más frecuente para el crecimiento de los cultivos, especialmente cuando fertilizantes químicos no pueden ser aplicados (Walsh et al., 2012). En el biol, el nitrógeno es el principal nutriente que se suele obtener, con concentraciones mayores a los 2500 mg/L según diversos autores (Mangado & Zudaire, 2013; Herrmann et al., 2017). Sin embargo, no fue así para el biol analizado, ya que en

promedio se tuvo solo 206,56 mg/L de nitrógeno total, por lo que se disminuye su potencial como fuente de este macronutriente.

Por su parte el contenido de NH_4^+ es de gran importancia en el uso de biol como fertilizante al estar disponible inmediatamente para las plantas (Risberg et al., 2017). No obstante, esta forma del nitrógeno en altas concentraciones trae consigo riesgo de pérdidas de N por volatilización de amoníaco, lixiviación de N, especialmente en suelos livianos debido a la formación rápida de nitrato a través de la nitrificación y además, el amoníaco producido a partir de un sustrato rico en proteínas en el proceso de biogás puede inhibir el proceso microbiano y aumentar el riesgo de fallo del proceso (Rajagopal et al., 2013 & Risberg et al., 2017). Por lo que esta forma de nitrógeno, atribuida a la mineralización de la materia orgánica, es un indicador de la estabilidad de la digestión anaeróbica, concentraciones menores a 200 mg/L son beneficiosas en estos tratamientos (Castro et al., 2017). Dado que la concentración de amonio en los biodigestores analizados es de 10 mg/L, el contenido se mantiene por debajo de niveles inhibitorios, sin embargo, esta cantidad es mucho más baja que la mencionada en la literatura para los efluentes porcinos, como fue el caso de Bautista (2016) que obtuvo 56 mg/L o Lansing et al. (2008) con 149 mg/L.

Adicionalmente en los digestatos provenientes de sustratos con alta degradabilidad, como lo es en este caso los purines de cerdo con dietas altas en concentrado como se observa en el apéndice 5, se esperaría un alto contenido de amonio (Möller & Müller, 2012). Una de las razones por la que se podría estar teniendo un bajo contenido de amonio se encuentra en el pH, ya que los pH alcalinos favorecen la formación de nitrógeno amoniacal, y los biodigestores estudiados tienden a tener pH ligeramente ácidos (Enríquez & Jurado, 2016).

En las aguas residuales el nitrato es la forma más oxidada del nitrógeno que se encuentra, y el predominio de este indica que el agua residual se ha estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno (Francesena, 2016). De este se obtuvo en promedio 44,31 mg/L. Gía (2016) menciona que valores mayores a los 50 mg/L pueden inhibir, por lo que en los sistemas en el tercer cuartil podrían estarse viendo afectados.

El calcio es uno de los tres nutrientes secundarios esenciales para el crecimiento óptimo de la planta, pero se necesitan en menor cantidad que los nutrientes primarios. El contenido de calcio en el biol de los biodigestores permite otorgar a los cultivos los niveles necesarios para evitar una deficiencia de este elemento, puesto que en promedio se tienen concentraciones de 87,25 ppm, y son valores en la solución nutritiva menores de 40 a 60 ppm los que podrían conllevar a una falta de este nutriente (Buechel, 2017).

El sodio y los cloruros no se caracterizan por no ser principales en la fertilización para el desarrollo de las plantas, sin embargo, pueden ser requeridos en las pequeñas cantidades si la fuente de agua con la que son regadas no contiene los niveles necesarios (Bloodnick, 2017).

Además, es importante conocer la concentración de Na al ser un factor que sirve para evaluar la idoneidad del riego de los efluentes, dado que una alta cantidad de este puede inhibir la conductividad hidráulica del suelo, reduciendo la aireación e inducir el endurecimiento de los suelos (Castro et al., 2017).

Para el digerido líquido de los biodigestores se tiene concentraciones de cloruro que van desde <4 ppm a 322 ppm, mientras que del sodio la mayoría de las muestras presentan una concentración menor al promedio que equivale a 110,88 mg/L. Al considerar los rangos intercuartiles que se observan en la Figura 5-32 se estarían excediendo los niveles que pueden conllevar a problemas en los cultivos, correspondiendo para el sodio en 50 ppm; para el cloruro se encontraron 5 muestras que superan los 70 ppm, ya que al sobrepasar estos valores el Na y el Cl⁻ compiten con los demás nutrientes primarios para ser absorbidos por las raíces, no obstante, se requiere que el sustrato contenga no menos de 2 ppm de esta sal para no incurrir en deficiencias, lo cual se cumple en la mayoría de las muestras analizadas; (Bloodnick, 2017).

5.3.6 Análisis Microbiológico

La caracterización microbiológica de los efluentes de los biodigestores permite conocer la presencia de coliformes fecales y de huevos de helmintos, demostrando la viabilidad de estos

líquidos para ser aplicados en cultivos. En el Cuadro 5-10 se muestran los resultados de inocuidad del efluente utilizado como biofertilizante para algunas plantaciones en las parcelas, por lo que deben cumplir con las reglamentaciones para poder mantener la seguridad alimentaria.

Cuadro 5-10. Resultados microbiológicos del efluente.

| Parámetro | Rafael Arias | | Mireya Gutiérrez | | Edgar Morera | | Luis Rivera | Justa Ríos | Ulises Marín |
|--------------------------------------|----------------------|---------|----------------------|---------|----------------------|---------|----------------|---------------|---------------------|
| | Muestra | Muestra | Muestra | Muestra | Muestra | Muestra | | | |
| | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | | | |
| Coliformes fecales (NMP/100mL) | >1,1x10 ⁴ | 23 | >1,1x10 ⁴ | N.D | >1,1x10 ⁴ | N.D | N.D | 9,2 | 2,4x10 ³ |
| Nemátodos (huevecillos/L) | Ausente | <1 | Ausente | <1 | Ausente | <1 | <1 | <1 | <1 |

La tecnología anaeróbica reduce patógenos lo que su vez mitiga la contaminación y evita enfermedades provocadas por el consumo de agua contaminada con residuos agropecuarias como lo es el estiércol sin estabilizar (Castro et al., 2017). En el caso de los biodigestores estudiados la presencia de nemátodos en el efluente van desde ausentes a <1 huevecillos/L, mientras que los coliformes fecales obtuvieron resultados variantes donde las concentraciones difieren de entre no detectables hasta mayores de 1,1x10⁴ NMP/100mL, no obstante, siendo estos congruentes con los mencionados en la literatura, como son los casos de Branda et al. (2016) donde los coliformes fecales fueron >2400 NMP/100mL, el efluente de Fregoso et al. (2001) presentó 0 UFC/100mL, mientras que Averruz et al. (2015) encontraron 2,4x10⁴ NPM/100mL.

En los efluentes donde se realizaron dos muestreos se encontró una disminución significativa de estos patógenos llegando a niveles no detectables, lo cual podría estar relacionado con la reducción de los valores de pH para estas muestras, Ponce et al. (2017) menciona que la disminución del pH reduce la proliferación de gérmenes patógenos porque muchos de ellos tienen un rango óptimo para el crecimiento en torno a la neutralidad o ligeramente alcalino,

siendo las muestras con pH ácidos las que presentan concentraciones no detectables de coliformes.

Por su parte, en el art. 28 del Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales (2007) se establecen las clasificaciones del tipo de reuso, siendo el reuso de efluente de los biodigestores tipo 3 y 5, correspondiendo al reuso agrícola en cultivos de alimentos que no se procesan previo a su venta y reuso agrícola en cultivos no alimenticios respectivamente, especificados en el anexo 3.

Teniendo en cuenta las concentraciones de los dos parámetros microbiológicos obligatorios en el efluente de los biodigestores y el tipo de reuso, se determina el cumplimiento del límite máximo permisible de nemátodos (1 huevo/L) mencionado en el art. 32.

La utilización del biol conforme a la presencia de coliformes fecales va a depender del tipo de reuso, donde para el tipo 5 es necesario esperar 15 días luego del riego para poder pastorear el ganado en la zona en la cual se aplicó el agua residual, si no se respeta este período, la concentración de coliformes fecales no deberá exceder 1000 NMP/100 mL; y para el tipo 3 se tiene como límite 1000 NMP/100mL, por lo que en ocasiones no se estaría cumpliendo con este requisito para algunos biodigestores, sin embargo también se menciona que el reuso de este tipo puede variar hasta 10^5 NMP/100mL, por lo que el reuso del biol de los biodigestores en estudio se podría realizar siempre y cuando se suspenda el riego dos semanas antes de la cosecha y no se recojan los frutos caídos, además de que no se puede dar riego del efluente por aspersión. Con el acatamiento de estos requisitos se realizaría un reuso seguro del biol en cuanto a patógenos.

5.3.7 Actividad Metanogénica Específica

La AME es permite determinar la capacidad de las bacterias metanogénicas para producir biogás, estableciendo el potencial de la biomasa para convertir el sustrato en metano y gas carbónico, y por ende el grado de degradabilidad de diversos sustratos, bajo condiciones ambientales diferentes (Torres & Pérez, 2010). En la Figura 5-33 se muestra la producción

de metano para cada uno de los biodigestores, donde se observa como en los primeros 5 días el volumen desplazado de NaOH es sumamente bajo, correspondiendo al metano producido, esto debido a que durante este tiempo de arranque del reactor los microorganismos se adaptan al sustrato, por lo que la actividad biológica es baja en relación con el crecimiento de las bacterias acidogénicas, acetogénicas y metanogénicas como biomasa (Torres & Pérez, 2010). Enríquez & Jurado (2016) señalan que el arranque es considerado la etapa más inestable y crítica en el proceso anaerobio.

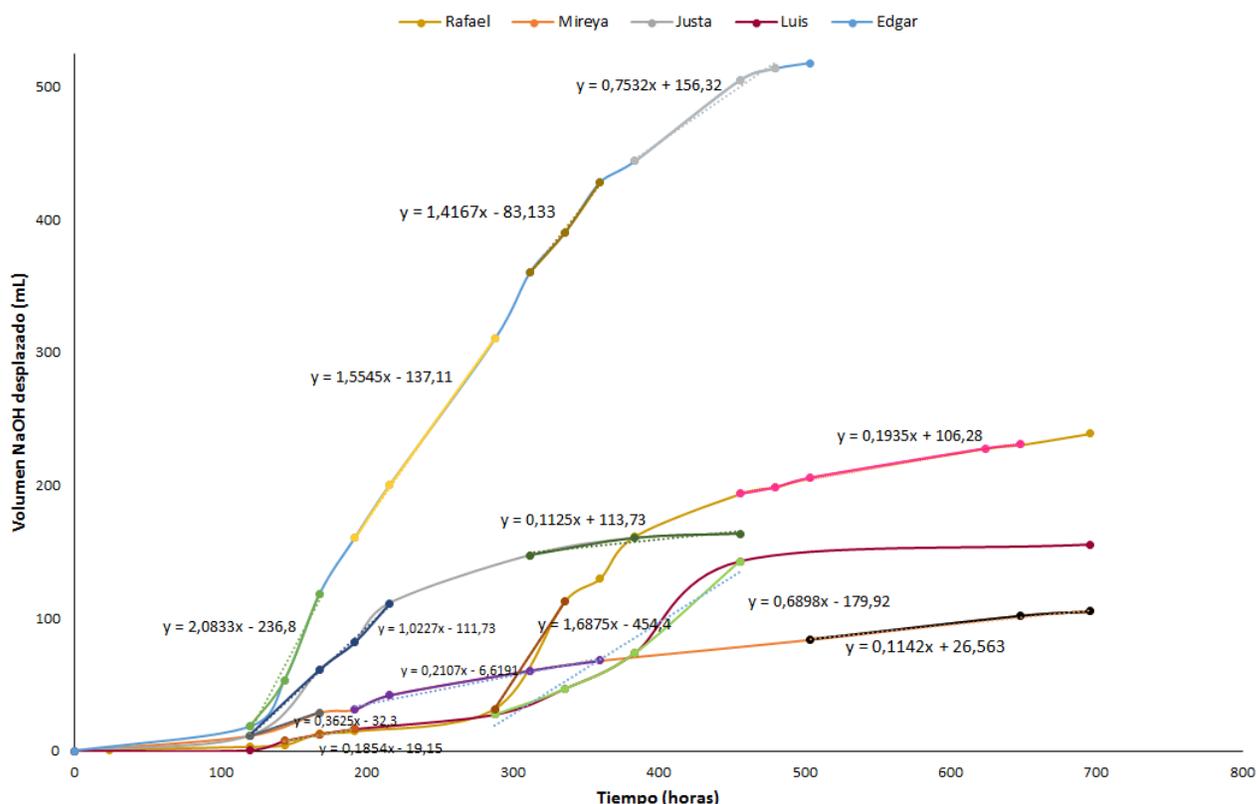


Figura 5-33. Producción de metano en los distintos biodigestores.

Cuando la producción de biogás tiene como origen el estiércol animal, uno de los factores más importantes en la cantidad de biogás y la concentración de metano en el biogás, es la composición de la dieta y la conversión del alimento (Alvarado, 2015), por esta razón, a pesar de que todos los biodigestores son alimentados solo con excretas porcinas, a excepción del de Luis Rivera que presenta una codigestión con heces bovinas, en la Figura 5-33 se observa un comportamiento diferente de producción de metano para cada lodo. En el caso de los reactores correspondientes a los biodigestores de Rafael y Luis, estos tuvieron un

comportamiento semejante hasta el día 12 donde las pendientes empezaron a diferir, teniéndose un valor de 1,69 para Rafael y de 0,69 para Luis, siendo importante recordar que entre mayor sea el valor de la pendiente así va a ser el incremento de la actividad metanogénica, dado que por definición la tasa máxima de biodegradabilidad corresponde a la pendiente máxima de la curva de producción de metano (Ariza & Sanabria, 2017). La producción de metano en el reactor de Justa fue la primera en detenerse en el día 19 al acabarse el sustrato, llegando a tener una pendiente máxima de 1,02 entre los días 5 y 9. El reactor de Edgar fue el que presentó un crecimiento acelerado en las pendientes, teniendo así en los días del 5 al 7 un valor de 2,08; mientras que el caso contrario fue el de Mireya, con las pendientes más bajas, con una máxima de 0,36 en los días 5-7 luego del período de aclimatación de las bacterias, posteriormente los valores de la pendiente fueron disminuyendo.

Cuadro 5-11. Actividad metanogénica específica de cada biodigestor.

| Biodigestor | AME (gDBO/g STV*d) |
|--------------------|---------------------------|
| Rafael Arias | 157,32 |
| Edgar Morera | 149,33 |
| Justa Ríos | 91,84 |
| Luis Rivera | 58,91 |
| Mireya Gutiérrez | 16,78 |

En el Cuadro 5-11 se muestran los resultados de AME para cada uno de los biodigestores, siendo el de Rafael Arias el que presenta una mayor actividad metanogénica con 157,32 gDBO/gSTV*d, seguido del de Edgar Morera con 149,33 gDBO/gSTV*d, estos dos sistemas son los que conllevan una dieta alimenticia de los animales más variada, como se observa en el apéndice 5, concordando con Rodríguez (2015) que menciona que entre más complejo el residual, y dependiendo de las sustancias orgánicas e inorgánicas que lo conformen el rendimiento de CH₄ es mayor.

Orrico et al. (2011) señala que purines de bovino tienen una alta presencia de carbohidratos de lenta degradabilidad y una elevada cantidad de lignina que acaba dificultando la digestión animal como así también la digestión anaerobia, siendo un motivo por el cual el reactor de

Luis Rivera obtuvo una menor actividad metanogénica, siendo de 58,91 gDBO/STV*d. En el caso de Mireya que presentó el biodigestor con la menor AME (16,78 gDBO/gSTV*d), siendo 89% menor a la máxima, obtenida por Rafael. Se tiene que una de las mayores diferencias con el resto de los sistemas es que contaba con purines de cerdos en etapa de lactancia, desarrollo y para cría, afectando el tipo de alimentación con respecto a las demás porquerizas, y por ende el sustrato para el biodigestor.

Otro factor considerado importante en la producción de CH₄, es la superficie de contacto y compactación del estiércol, lo que puede inhibir o aumentar la producción de CH₄, ya que estiércol con formas de escasa superficie de exposición a la actividad bacteriana, grandes y muy compactas disminuirían la actividad bacteriana anaeróbica (Alvarado, 2015). Este aspecto también es representativo de los resultados obtenidos ya que los materiales de separación de sólidos ubicados a la entrada del biodigestor varían en cada biodigestor como es descrito previamente. Al momento del muestreo se detectó que el biodigestor de Mireya no contaba con ningún material de retención, por lo que muchos de los sólidos como sustrato eran de un tamaño grande y compacto; por otro lado, Luis Rivera y Justa Ríos emplearon una malla de sarán, siendo las partículas sólidas que pasan al biodigestor sumamente pequeñas. Mientras que Rafael una malla mostrada en la Figura 5-7 (c), y Edgar una parrilla de ventilador, por lo que las partículas que ingresan al biodigestor son de un tamaño medio. Además, hay que considerar que las propiedades del sustrato de cada biodigestor, a pesar de ser excretas de cerdo en la mayoría, varía a consecuencia de la cantidad de animales y la relación de dilución de los purines con el agua de lavado en las porquerizas.

Cuadro 5-12. pH del agua residual de entrada utilizada en los reactores de AME.

| Propietario | pH |
|--------------------|-----------|
| Rafael Arias | 6,36 |
| Mireya Gutiérrez | 5,91 |
| Edgar Morera | 7,06 |
| Justa Ríos | 6,38 |
| Luis Rivera | 5,15 |

El pH como se ha mencionado anteriormente tiene un papel fundamental en el desarrollo de la digestión anaerobia, Rodríguez (2015) señala que en la práctica se ha visto que, al alejarse del rango óptimo de pH, la eficiencia del proceso disminuye, aunque se ha comprobado que para valores fuera del rango el proceso no se inhibe hasta cierto valor particular. Además, en un estudio realizado por Zhou et al. (2016) en el que se consideraba el pH como parámetro clave en la producción en biogás durante la digestión anaerobia, se encontró que en el pH de 7 se tuvo la mayor acumulación de biogás, y para pH de 6 los rendimientos disminuyeron, y señala que estos valores causan una menor diversidad bacteriana. Mientras que Dai et al. (2016) menciona que cuando los lodos fueron tratados anaeróbicamente en condiciones alcalinas, la producción de metano se mejoró significativamente indicando que el valor del pH afectó la producción de metano y el contenido de metano en el biogás del sistema de digestión anaeróbica (Dai et al., (2016). En los resultados obtenidos se puede visualizar lo anteriormente descrito, ya que como se muestra en el Cuadro 5-12, los valores de pH correspondiente a Mireya y Luis, se encuentra por debajo del rango óptimo; por otro lado, Edgar Morera que presenta el valor más neutro obtuvo una de las mayores producciones de metano.

5.4 ANÁLISIS DEL SUELO

Los suelos del cantón de Pococí pertenecen al orden de Inceptisoles, caracterizando por pH ácidos, diferenciación de horizontes en el subsuelo por cambios en la estructura, color y contenido de arcilla, en clima cálidos presentan una tasa de descomposición de materia orgánica alta, además, es uno de los suelos con mayor diversidad para el desarrollo agropecuario destacándose el banano, plátano, caña de azúcar, frutales, tubérculos y ganadería (Elizondo, 2015).

Las condiciones iniciales y la composición que presente el suelo van a afectar la fertilidad de este, la cual viene a partir de las interacciones entre las características físicas, químicas y biológicas, dando así el poder suministrar las condiciones necesarias para el crecimiento y desarrollo de las plantas (Morga, 2015). Además, es indispensable conocer la cantidad de nutrientes con las que cuenta el suelo para poder determinar el requisito nutricional durante

la etapa de cultivo y que no se tengan excesivas concentraciones de nutrientes que puedan llevar a generar impactos negativos tanto en los cultivos como en el ambiente con fenómenos como la eutrofización.

Cuadro 5-13. Características químicas del suelo.

| pH | Acidez (cmol(+)/L) | CICE (cmol(+)/L) | % SA | Conductividad (mS/cm) |
|-----------|-------------------------------|-----------------------------|-------------|----------------------------------|
| 5,2 | 3 | 8,9 | 33,73 | <0,1 |

CICE: Capacidad de intercambio de Cationes Efectiva SA: Saturación de Acidez

La conductividad eléctrica del suelo se utiliza para medir el riesgo potencial de daño a la planta debido a las sales en el suelo (Espinoza et al., 2012). Para este caso, en el Cuadro 5-13 se muestra que se encontró una conductividad menor a 0,1 mS/cm, Barbaro et al. (2014) recomienda mantener la conductividad en valores menor 1mS/cm, que facilita el manejo de fertilizantes y evita problemas por fitotoxicidad en el cultivo.

El pH de suelos productivos normales oscila entre 4 y 8, y tiene que ser considerado como una característica específica del suelo. En los trópicos húmedos, el pH del suelo tiende a ser más bien bajo, a causa del efecto de la lixiviación de lluvias (FAO, 2002). En el Cuadro 5-13 se muestra que el pH del suelo de la parcela de Rafael Arias es de 5,2, significando un suelo ácido y por abajo del óptimo mencionado por Molina y Meléndez (2002) en el Cuadro 4-6.

De igual forma los parámetros de acidez y % SA no se encuentran en los rangos óptimos mencionados por este autor, sino más bien en valores altos. Por su parte Bolívar (2006) clasifica los suelos con pH de 5,2 como fuertemente ácidos, a pesar de esto, la mayoría de los vegetales y cultivos agronómicos tiene como pH óptimo de 5,8 a 6,5; estableciéndose el suelo muestreado como un suelo no óptimo para el cultivo, no obstante, es factible la realización de esta actividad. La importancia del pH radica en que este controla las reacciones químicas que determinan si los nutrientes van a estar disponibles o no para la absorción, por ejemplo, el aumento de la acidez del suelo permite que minerales como el P y los micronutrientes se solubilizan y, por lo tanto, se vuelven biodisponibles; por consiguiente,

los problemas nutritivos en los cultivos ocurren comúnmente cuando el pH está fuera del rango óptimo (Barbaro et al., 2014; Kataki et al., 2017).

Además, el pH menor a 5,5 favorece la presencia de aluminio debido a su solubilización, afectando el crecimiento de las plantas, y dado que el parámetro de acidez de los suelos es una fracción que constituye el aluminio e hidrógeno intercambiable, este aumentaría, y se considera que valores mayores a 0,5 cmol(+)/L son problemáticos para los cultivos (Sadeghian, 2016), mientras que Meléndez & Molina (2002) establecen que una acidez de 0,3 cmol(+)/L es la óptima, sin embargo, el suelo estudiado muestra una acidez de 3 cmol(+)/L. Sumando a esto, la saturación de acidez permite conocer el porcentaje del complejo de intercambio catiónico que está ocupado por el Al y H, siendo el mejor criterio para diagnosticar problemas de acidez, tomando en cuenta que la mayoría de plantas tienen un valor deseable del % SA entre 10 y 25%, no obstante, cada cultivo va a tener su propio valor específico de tolerancia a la acidez (Sadeghian, 2016), ratificando justo a Meléndez & Molina (2002), que el % SA encontrado en el suelo analizado es más alto del óptimo al poseer un valor de 33,73%. La afectación de estos parámetros a la fertilidad de los suelos y a la eficiencia de la fertilización radica en que entre más ácido el suelo habrá menor capacidad de retención debido a que los aluminios ocupan los sitios de intercambio, teniendo menor participación de las bases intercambiables (Ca^{2+} , Mg^{2+} y K^{+}) y por lo tanto se presentan mayores riesgos de que estos se pierdan por lavado (Sadeghian, 2016); lo cual se hace evidente en los valores de estos nutrientes en el suelo; en el Cuadro 5-14 se observa que los nutrientes de Ca y K se encuentran con valores bajos, y el Mg en el rango medio, sin embargo, por debajo del óptimo según lo establecido por Meléndez & Molina (2002), estas bajas concentraciones están relacionadas al % SA y al pH ácido del suelo, ya que estos elementos pasan a fracciones solubles y son fácilmente eliminados por el agua de lluvia o de riego (Garrido, 1993).

Por otra parte, es importante mencionar que no siempre es válido asumir que el contenido de un nutriente en la planta está directamente relacionado con la disponibilidad de este en el suelo (Barbazán, 1998), por lo que los valores en el Cuadro 5-14 no necesariamente son los que el cultivo podría absorber del suelo sin la adición por medio de la fertilización.

Cuadro 5-14. Micro y macronutrientes presentes en el suelo

| Zn (mg/L) | Cu (mg/L) | Fe (mg/L) | Mn (mg/L) | Mg (cmol(+)/L) | Ca (cmol(+)/L) | K (cmol(+)/L) | P (mg/L) |
|--------------|--------------|--------------|--------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------|
| 0,45 | 7,50 | 137,50 | 10,50 | 2,41 | 3,42 | 0,09 | 3,50 |

Suelos con niveles de Mn <40 mg/L son considerados con baja concentración, mientras que cuando se exceden los 200 mg/L acompañado de pH de 5,2 podrían resultar en toxicidad (Espinoza et al., 2012). En el caso del manganeso se presenta una concentración de 10,5 mg/L, siendo esta una cantidad óptima según Molina y Meléndez (2002), además a partir de los criterios establecidos por este autor, la concentración de cobre en el suelo se encuentra entre el rango óptimo, el hierro presenta valores sumamente altos, en cambio para el zinc y fósforo son bajos, siendo esta deficiencia de Zn y P rasgos de los inceptisoles, orden en el que se encuentra el suelo caracterizado (Cabalceta, 2012).

Cuadro 5-15. Porcentajes de C, N y materia orgánica en el suelo

| % C | % N | C/N | % MO |
|------|------|-----|------|
| 1,89 | 0,24 | 8 | 2,7 |

El contenido de nitrógeno para la muestra analizada es de 0,24%, clasificando este suelo como medianamente rico de este nutriente según Bolívar (2006), mientras que Villarroel (1988) lo determina como un suelo agrícola con un contenido de nitrógeno alto al estar entre el rango de 0,2-0,3.

En cuanto al contenido de materia orgánica presente en el suelo se considera que es la deseable al tener un porcentaje mayor al 2% (Espinoza et al., 2012). Según la Guía general para la interpretación de análisis de suelos de Molina y Meléndez (2002) el suelo posee un porcentaje medio (2%-5%). La materia orgánica contribuye a retener cationes en suelo, favorece la microestructura evitando la erosión y la microfauna edáfica, por lo que es un parámetro que ayuda a conocer la salud del suelo y la fertilidad del mismo (Garrido, 1993; Barbaro et al., 2014).

El %MO mostrado en el Cuadro 5-15 es similar al del estudio de Arias et al. (2010) realizado en La Rita de Limón en suelos cultivados con banano, donde se determinó un 2% de materia orgánica, y de igual forma tenía una capacidad de intercambio de cationes (10,8 cmol/L) cercana a la presentada en el Cuadro 5-13 del suelo analizado (8,9 cmol/L). Lo cual se debe al origen geológico de los suelos de la zona, además que el contenido de MO de toda la región es relativamente bajo lo que se asocia a la elevada temperatura del suelo (Arias et al., 2010).

5.5 POTENCIAL DEL BIOL COMO BIOFERTILIZANTE

La implementación de biodigestores como fuente de energía renovable por la obtención de biogás es una alternativa prometedora para el desarrollo estas comunidades, sin embargo, para mantener una producción agrícola sostenible por parte de este sistema también se va a depender de la capacidad de los operadores de gestionar el digestato (Dahlin et al., 2015). La aplicación de este subproducto en las propias parcelas provee de beneficios económicos al mejorar los rendimientos de los cultivos y ahorrar la compra de nutrientes por medio de fertilizantes.

Conocer las características agronómicas del biol es esencial para poder determinar un plan de manejo y mantener un control de los efectos positivos y negativos de la fertilización (Tampio et al., 2016). En el Cuadro 5-16 se establece el grado de composición de los respectivos nutrientes analizados tanto en el biol como en el suelo, tomándose como referencia para su categorización lo mencionado por Molina & Meléndez (2002) para el suelo, mientras que para el biol se estableció que una concentración promedio mayor a 300 mg/L correspondería a un alto contenido, y una concentración menor a 100 mg/L a bajo, teniendo las concentraciones entre este rango como medio.

Cuadro 5-16. Interpretación del contenido de nutrientes del biol y suelo, parcela Rafael Arias.

| Nutriente | Biol | Suelo |
|------------------|-------------|--------------|
| Nitrato | Bajo | - |
| Amonio | Bajo | - |
| Nitrógeno | Alto | Alto |
| Potasio | Alto | Bajo |
| Fosfato | Medio | - |
| Fósforo | Bajo | Bajo |
| Calcio | Bajo | Medio |

La calidad del biol puede ser evaluada por el contenido de los nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas, conllevando la presencia de los nutrientes primarios y complementado con contenidos bajos de metales pesados y sales, además es indispensable verificar la inocuidad del digestato (Dahlin et al., 2015)

La utilización del biol no debe implicar un riesgo para la salud humana, calidad del suelo, agua o aire. En el estudio de Enríquez & Jurado (2016) se propone que los biofertilizantes líquidos permanezcan en rangos nutricionales de 700, 170 y 1300 mg/L de nitrógeno, fosforo y potasio respectivamente.

Las concentraciones encontradas en los efluentes analizados no llegan a suplir estos valores, sin embargo, el potasio sí se considera como el nutriente principal adicionado por el biol, y como se observa el contenido de este elemento en el suelo es bajo, por lo que la necesidad de potasio por parte de los cultivos sería suministrada por este subproducto. En el caso del fósforo, como lo menciona Enríquez & Jurado (2016), los cultivos no requieren de concentraciones muy elevadas de este en comparación con los otros nutrientes primarios, por lo que a pesar de que el biol no cuenta con un alto contenido de fósforo en ninguna de sus formas, la adición del efluente implicaría una ayuda nutricional.

La concentración de nitrógeno en el suelo se considera ser alta, y en el biol este nutriente es uno de los que presenta mayor concentración; esto ocasiona que se pueda convertir en una

limitante la utilización del biol en los suelos, ya que pueden generar problemas como lixiviación e infiltración en aguas subterráneas, aunado a esto se tiene la susceptibilidad a pérdidas por volatilización al no es absorbido por las plantas o inmovilizado en la materia orgánica (Akhiar et al. 2017; Espinosa & Mite, 2012). No obstante, el efluente analizado para el biodigestor de Rafael Arias, como se observa en el

Cuadro 5-9, presenta la ventaja de contener una baja cantidad de nitrógeno inorgánico, por lo que el digesto libera gradualmente los nutrientes bajo mineralización microbiana y actúa como enmienda de suelo (Monlau et al., 2016). Además, el riesgo de pérdidas de nitrógeno por volatilización de NH_3 es menor al poseer una baja concentración de amonio sumado a no tener pH alcalinos (Hermann et al., 2017).

En general, las concentraciones tanto de macro como micronutrientes en el biol no se asemejan a los reportados en la literatura, por lo que su uso como biofertilizante no garantiza obtener los rendimientos máximos de los cultivos (Quipuzco, 2011). Pese a esto, con las concentraciones alcanzadas en este estudio, es factible determinar que la aplicación en el suelo del biol podría beneficiar los rendimientos de los cultivos al poseer los nutrientes suficientes para permitir su aplicación como fertilizante (Cano-Hernández et al., 2016).

5.6 EFECTO DE LA APLICACIÓN DE BIOL

Los agricultores de estas comunidades aplican fertilizantes, pero lo hacen de manera empírica, principalmente por la falta de conocimientos técnicos. El empleo de biol en las plantaciones de estas parcelas se ha convertido en fuente primordial de nutrientes. Baca (2015), señala que el biol provee fitorreguladores que favorecen el crecimiento, desarrollo y maduración de los vegetales, lo cual se traduce a un aumento de las cosechas. Por lo tanto, en este apartado se busca poder determinar posibles escenarios consecuente de la aplicación del biol en los cultivos y el efecto producido en la calidad de los suelos, basados en el contexto actual del sitio.

5.6.1 Crecimiento de las plantas

Para determinar si la aplicación de biol en diferentes diluciones ejerce un cambio en el crecimiento del cultivo de maíz se realizaron mediciones de peso y longitud del follaje final del maizal.

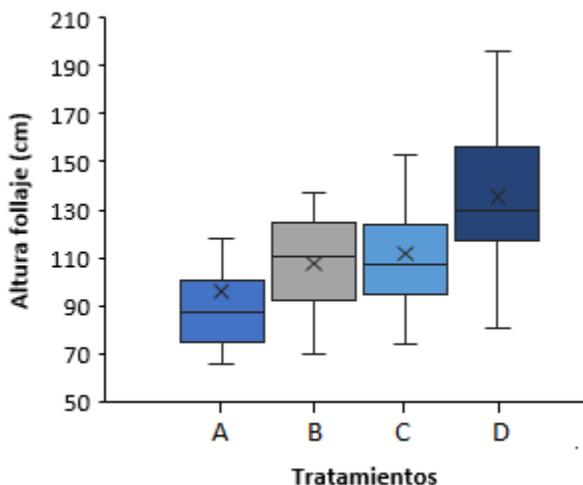


Figura 5-34. Estadísticos de la altura del follaje de las plantas de maíz por tratamiento.

En la Figura 5-34 se muestra como el tratamiento D es el que presenta la mayor altura en el follaje de las plantas de maíz con un promedio de 135,52 cm, seguido del C con 111,56 cm, mientras que el tratamiento B obtuvo un valor de 107,75 cm y el A con el promedio más bajo, correspondiendo a 96,07 cm. En general se observa como conforme disminuye la dilución del biol, el cultivo tiende a tener un mayor crecimiento en la altura del follaje, lo cual se ve evidenciado la Figura 5-35. Además, se observan cambios en la coloración de las hojas que podrían ser síntomas de deficiencias nutricionales.



Figura 5-35. Muestra por tratamiento de las plantas de maíz cosechadas.

Para determinar si existían diferencias significativas en los tratamientos se realizó la prueba ANOVA. En el Cuadro 5-17 se presenta el resultado que nos indica el cumplimiento de la hipótesis alternativa ($p < 0,05$), por lo que al menos uno de los promedios de la variable altura difiere significativamente de los demás, a un nivel de confianza del 95%.

Cuadro 5-17. Análisis de varianza de las alturas del follaje en los diferentes tratamientos.

| FV | Suma de Cuadrados | Grados de Libertad | Cuadrados Medios | F₀ | Valor-p |
|-----------|--------------------------|---------------------------|-------------------------|----------------------|----------------|
| Dosis | 24769 | 3 | 8256,2 | 18,95 | 0,000 |
| Error | 34874 | 80 | 435,6 | | |
| Total | 59616 | 83 | | | |

En la Figura 5-36 se muestran los resultados de la prueba de Tukey, donde se tiene que los intervalos de los tratamientos que no contienen cero corresponden a medias significativamente diferentes.

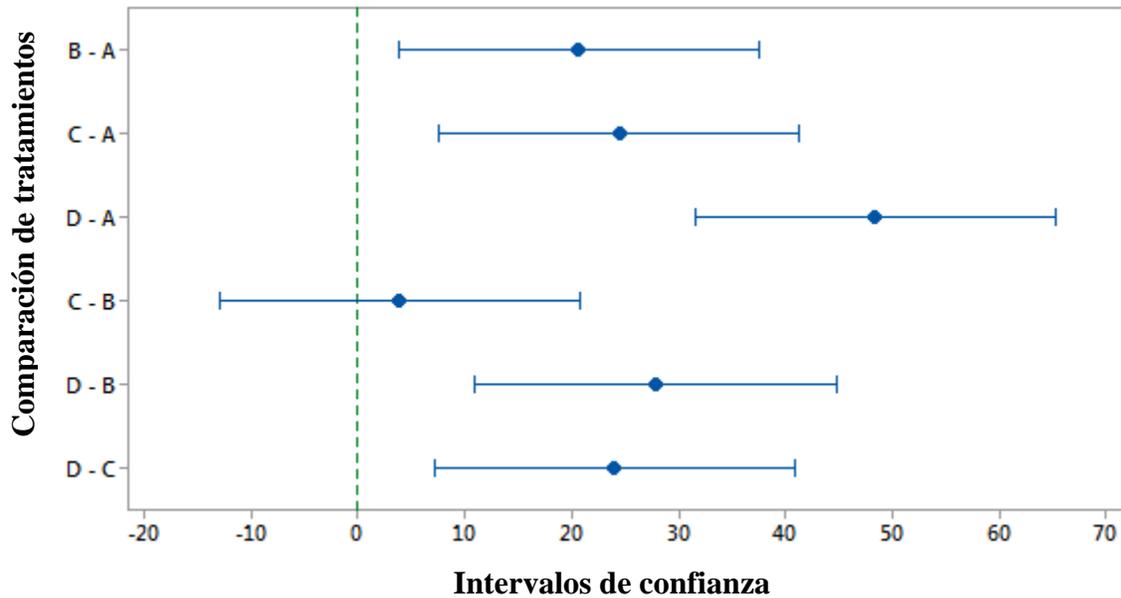


Figura 5-36. Prueba de Tukey al 95% de confianza para la altura del follaje.

Se observa que solo entre los tratamientos C y B no existe diferencia significativa en el efecto de la aplicación de sus respectivas diluciones sobre la altura de las plantas de maíz. Por lo tanto, se determinó la presencia de diferencias estadísticas entre los demás tratamientos con un 95% de confianza, teniendo la mayor diferencia entre los tratamientos A y D. Estos resultados demuestran que el incremento o no dilución del biol en las plantaciones de maíz influencio positivamente el crecimiento del follaje.

En cuanto al peso del follaje se obtuvo de igual forma que el tratamiento D es el que genera un valor mayor, teniendo un promedio de 175,18 g, siendo 45% más que el peso promedio encontrado en el tratamiento B, que corresponde al segundo valor más alto.

Además, se observa como el promedio de los tratamientos A, B y C es similar, al rondar los 90 g, sin embargo, para el peso del follaje el tratamiento con dilución del 50% presenta el promedio más bajo, encontrándose inclusive el peso mínimo obtenido en el total de plantas con un valor de 53,26 g, mientras que el máximo corresponde al tratamiento D con 480,56 g. Para determinar si estas variaciones en los pesos son estadísticamente significativas se procedió a la realización del análisis de varianzas.

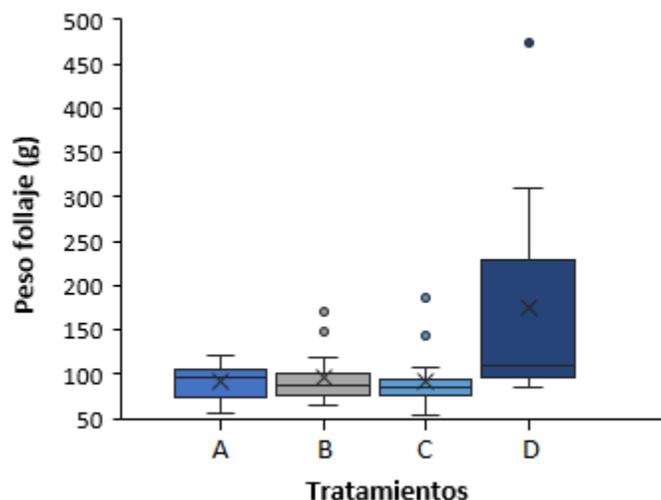


Figura 5-37. Estadísticos del peso por tratamiento del follaje de las plantas.

Cuadro 5-18. Análisis de varianza del peso del follaje en los diferentes tratamientos.

| FV | Suma de Cuadrados | Grados de Libertad | Cuadrados Medios | F ₀ | Valor-p |
|-------|-------------------|--------------------|------------------|----------------|---------|
| Dosis | 106532 | 3 | 35511 | 8,79 | 0,000 |
| Error | 323246 | 80 | 4041 | | |
| Total | 429778 | 83 | | | |

Los resultados de la prueba ANOVA, mostrados en el Cuadro 5-18, indican con un 95% de confianza que hay una diferencia significativa en el peso del follaje con al menos uno de los tratamientos. Lo cual representa que al variar la dilución del biol aplicado se efectúan cambios en el crecimiento de las plantas de maíz mostrados de igual forma por medio del peso.

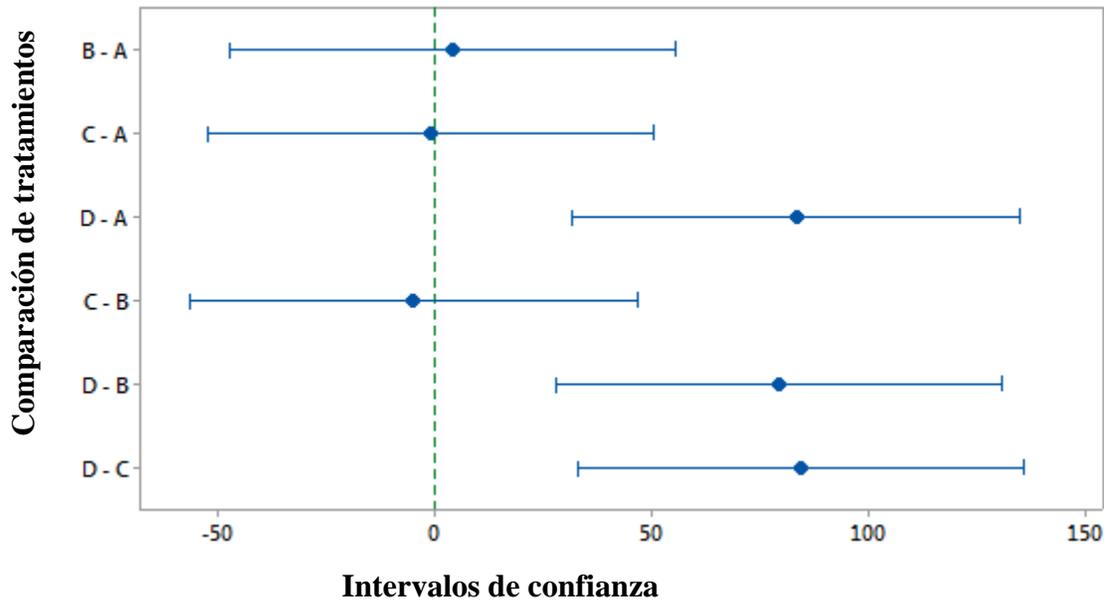


Figura 5-38. Prueba de Tukey al 95% de confianza para el peso del follaje.

La prueba de Tukey denota que al comparar entre las diluciones de los tratamientos A, B y C, estas no influyen significativamente en el peso del follaje del cultivo de maíz, lo cual nos indica que las diluciones evaluadas en estos tratamientos tuvieron un efecto similar, como se mencionó anteriormente. Siendo únicamente el tratamiento D el que demuestra diferencias significativas con los demás tratamientos, a un nivel de confianza del 95%.

Los resultados obtenidos en cuanto al crecimiento de las plantas demuestran el uso de biol promueve un mayor tamaño y peso a las plantas. Ancín (2011) menciona que esto se debe a que el biol es un promotor y fortalecedor del crecimiento. De igual forma Rodríguez (2014) señala que este efluente es una fuente de fitorreguladores que actúa como bioestimulantes promoviendo el crecimiento y desarrollo de las plantas.

5.6.2 Evaluación de la cosecha

La cosecha de las mazorcas desarrolladas en cada tratamiento difirió una de otra, obteniéndose de las 21 plantas de maíz por cada uno de los bloques diferentes rendimientos de productividad, lo cual se muestra en el Cuadro 5-19.

Cuadro 5-19. Cantidad de mazorcas desarrolladas y la productividad obtenida en cada tratamiento.

| Parámetro | Tratamiento | | | |
|-----------------|-------------|----|----|----|
| | A | B | C | D |
| Cantidad | 10 | 16 | 12 | 17 |
| Rendimiento (%) | 48 | 76 | 57 | 81 |

Las semillas de maíz criollas no obedecen a un estándar de calidad, por lo que la productividad máxima a obtener de la plantación es variable. El tratamiento D con un 81% de plantas que desarrollaron mazorcas logra el mayor rendimiento en la parcela experimental. El tratamiento C, correspondiente a la aplicación de biol en un 25% obtuvo un 76% de plantas que produjeron mazorcas, mientras que el porcentaje decae en el caso de los tratamientos A y C, donde su rendimiento fue bajo con 48% y 57% respectivamente.

Con base a estas mazorcas desarrolladas en cada uno de los tratamientos se obtuvieron los siguientes resultados respecto a la longitud y su peso, determinando el rendimiento comercial final resultante de las diferentes aplicaciones de biol en el cultivo de maíz.

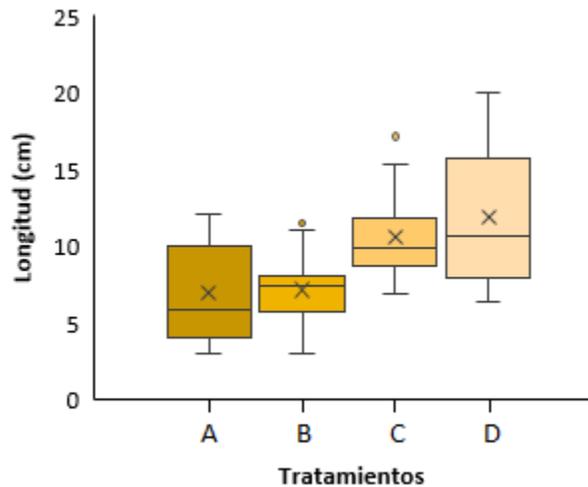


Figura 5-39. Estadísticos de la longitud por tratamiento de las mazorcas.

En la Figura 5-39 se observa como el tratamiento D presenta los promedios más altos, al igual que los máximos encontrados en toda la parcela experimental, con valores de 11,85 cm y 20 cm respectivamente. No obstante, el tratamiento C obtuvo un promedio similar al D, correspondiendo a 10,53 cm. En el caso de los tratamientos A y B los promedios respectivos fueron 6,96 cm y 7,14 cm.

Cuadro 5-20. Análisis de varianza para la longitud de las mazorcas en los diferentes tratamientos.

| FV | Suma de Cuadrados | Grados de Libertad | Cuadrados Medios | F ₀ | Valor-p |
|-------|-------------------|--------------------|------------------|----------------|---------|
| Dosis | 257,7 | 3 | 85,9 | 7,37 | 0,000 |
| Error | 594,7 | 51 | 11,66 | | |
| Total | 852,4 | 54 | | | |

En el Cuadro 5-20 se presenta el análisis de varianza de la longitud de las mazorcas, lo cual indica que al menos una de las diluciones de biol influyó de manera diferente, esto con un nivel de confianza del 95%. Por lo que a pesar de tener resultados no están tan alejados uno del otro en las mediciones de las mazorcas entre los tratamientos, estos son considerados estadísticamente diferentes.

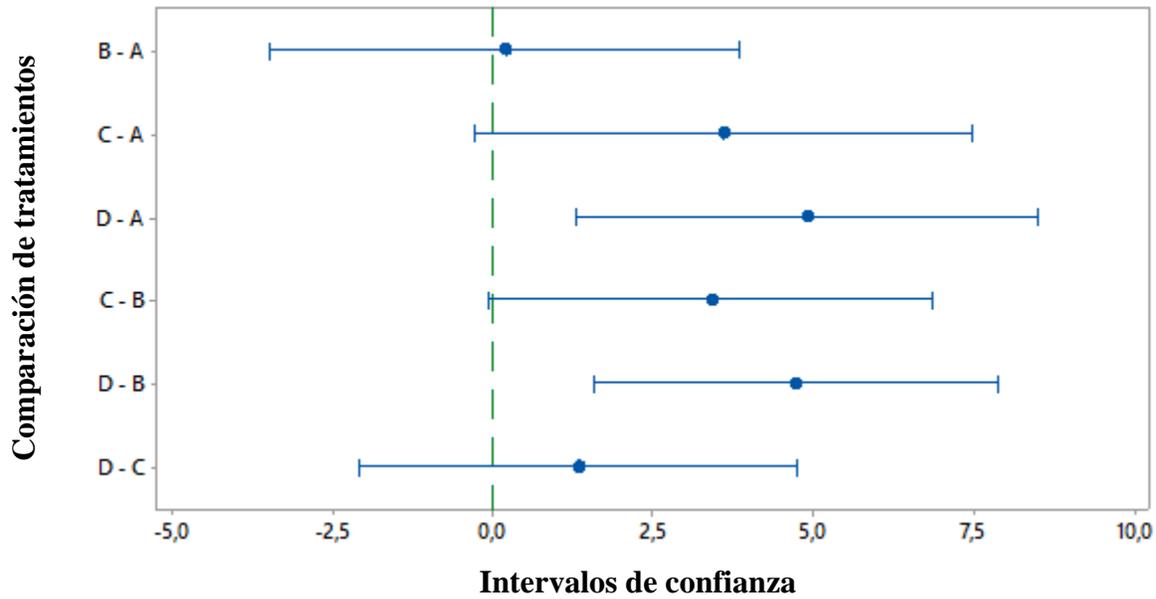


Figura 5-40. Prueba de Tukey al 95% de confianza para la longitud de las mazorcas.

Al efectuar la prueba de Tukey se demostró que en cuanto a la longitud de las mazorcas no existe diferencia significativa entre la mayoría de los tratamientos, no así entre los tratamientos D-A y D-B, donde la longitud de las mazorcas presenta diferencias significativas.

En la Figura 5-41 se muestran ejemplos de la mazorca promedio para cada uno de los tratamientos, y en el apéndice 10 se presentan muestras por tratamiento de la cosecha de maíz obtenida en la parcela experimental.



Figura 5-41. Mazorcas promedio por tratamiento.

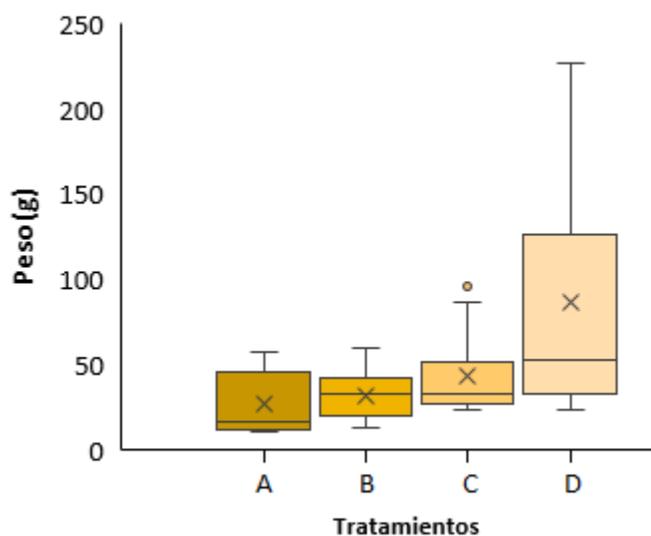


Figura 5-42. Estadísticos del peso de las mazorcas por tratamiento.

El tratamiento D, en el cual se aplica el biol sin diluir a las plantas de maíz es el que ha presentado los mejores resultados en todos los análisis realizados, y el peso de las mazorcas cosechadas no es una excepción. En la Figura 5-42 se muestra como en tratamiento el primer cuartil está por encima del segundo cuartil del resto de tratamientos, y de igual forma presentando un promedio mayor (86,59 g) a los máximos obtenidos por los tratamientos A, B, mientras que el C presentó un valor máximo atípico con valor de 96,34 g.

Los resultados encontrados para en la masa de las mazorcas señalan que hay diferencias significativas a un 95% de confianza entre los tratamientos, es decir, la dilución del biol aplicado a los cultivos es determinante y afecta el peso del producto final.

Cuadro 5-21. Análisis de varianza para el peso de las mazorcas en los diferentes tratamientos.

| FV | Suma de Cuadrados | Grados de Libertad | Cuadrados Medios | F ₀ | Valor-p |
|-------|-------------------|--------------------|------------------|----------------|---------|
| Dosis | 30645 | 3 | 10215 | 5,78 | 0,002 |
| Error | 91887 | 51 | 1767 | | |
| Total | 122531 | 54 | | | |

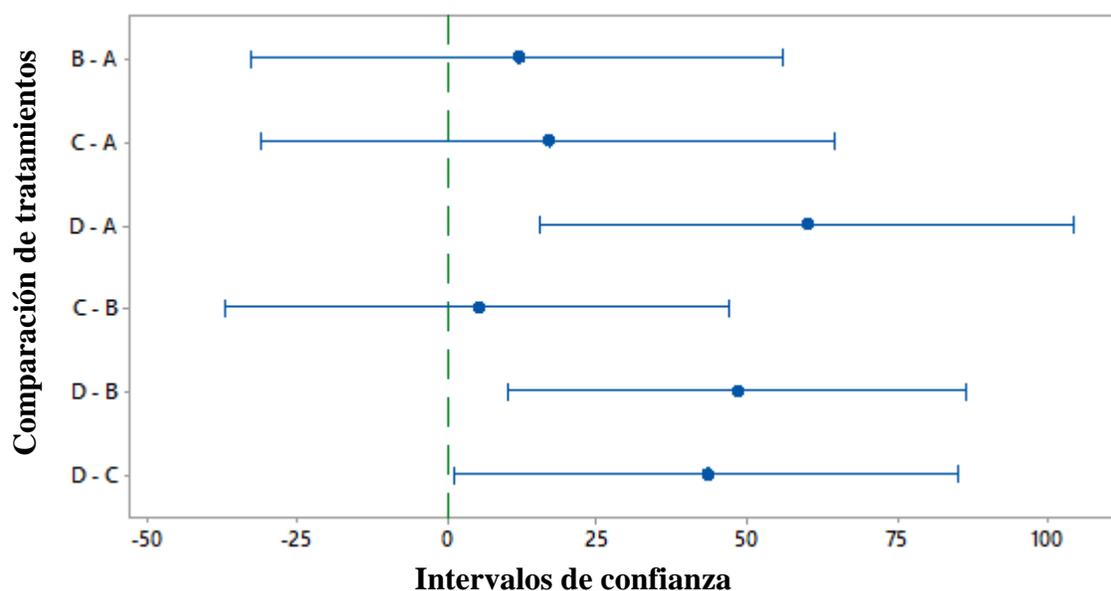


Figura 5-43. Prueba de Tukey al 95% de confianza para el peso de las mazorcas.

En la prueba de Tukey para diferencia de medias se encontraron diferencias significativas en el peso de las mazorcas cosechadas del tratamiento D con respecto al A, B y C. Estos datos demuestran nuevamente que el uso del biol en el tratamiento D presenta los mejores rendimientos en la cosecha de maíz. Al ser el peso de las mazorcas el factor comercial final que provee de beneficios económicos directos a las familias se establece que la aplicación del biol de forma directa, bajo las condiciones presentes en el análisis, permite generar rendimientos mayores en el cultivo de maíz.

Cuadro 5-22. Pesos totales de la cosecha y sus relaciones porcentuales.

| Tratamiento | Peso total follaje | Peso total elotes | Peso total mazorcas | Peso total mazorca/Peso total follaje | Peso total mazorca/peso total elote |
|--------------------|---------------------------|--------------------------|----------------------------|--|--|
| A | 1934,40 | 474,14 | 268,73 | 14% | 57% |
| B | 2017,49 | 746,23 | 510,05 | 25% | 68% |
| C | 1910,53 | 798,42 | 521,90 | 27% | 65% |
| D | 3678,81 | 1978,58 | 1472,10 | 40% | 74% |

El rendimiento de la cosecha en la parcela experimental también puede ser medido desde la relación correspondiente al fruto (mazorca) con respecto a la planta y a la cobertura de la mazorca, a la cual llamamos elote con el fin de hacer una diferenciación de con y sin esta cobertura, definiendo así en cual tratamiento se está obtenido un mayor porcentaje de cosecha de maíz efectiva con respecto al desarrollo del cultivo. En el Cuadro 5-22 se observa como el tratamiento en el cual se aplicó biol sin diluir alcanza el mayor porcentaje en ambas relaciones planteadas, con un 40% entre mazorca/follaje y un 74% entre mazorca/elote, por lo tanto se tiene un peso mayor de mazorca por biomasa verde producida. En el caso de los tratamientos B y C los porcentajes obtenidos son muy similares al variar 2% y 3% entre sí, dejando al tratamiento A, en el cual no se aplicó biol, con el rendimiento más bajo con solo 14% de peso de mazorca con respecto al follaje, y 57% con respecto a la cobertura de la mazorca, teniendo así un porcentaje mayor de materia no comerciable, que, sin embargo, es usada dentro de la parcela como alimento para los animales.

5.6.3 Efecto de las diferentes diluciones en el suelo

Conocer los efectos en el suelo ocasionados por la utilización de biol como fuente de nutrientes para los cultivos es indispensable para corroborar si este subproducto de los biodigestores propicia cambios en el suelo que puedan ser beneficiosos, tomando en cuenta que cuando el nivel de un nutriente se encuentra debajo o por encima del nivel crítico, el crecimiento de la planta es afectado en forma negativa o positiva según dicha concentración (Molina, 2007).

Cuadro 5-23. Resultados e interpretación del análisis químico del suelo por tratamiento.

| Parámetros | A | B | C | D |
|--------------------|------|-------|-------|-------|
| pH | 5,0 | 5,1 | 5,3 | 5,2 |
| Acidez (cmol(+)/L) | 1,70 | 1,54 | 1,08 | 0,69 |
| Ca (cmol(+)/L) | 3,51 | 5,85 | 7,01 | 9,29 |
| Mg (cmol(+)/L) | 1,98 | 2,73 | 3,65 | 4,38 |
| K (cmol(+)/L) | 0,21 | 0,15 | 0,14 | 0,30 |
| CICE (cmol(+)/L) | 7,40 | 10,27 | 11,88 | 14,66 |
| SA (%) | 23 | 15 | 9 | 5 |
| P (mg/L) | 2 | 2 | 2 | 4 |
| Zn (mg/L) | 1,5 | 1,3 | 1,6 | 1,9 |
| Cu (mg/L) | 13 | 11 | 12 | 13 |
| Fe (mg/L) | 205 | 188 | 166 | 211 |
| Mn (mg/L) | 16 | 12 | 6 | 8 |

Significancia de colores: **Bajo**; **Medio**; **Óptimo**; **Alto** (Molina & Meléndez, 2002)

Los resultados de pH para los 4 tratamientos muestran valores menores a 5,5, que como fue mencionado en el apartado 5.4 , en estos niveles de pH es posible la solubilización de Al⁺, implicando así que otros cationes se pierdan al no poder ser captados, afectándose el valor de la CICE como resultado de la suma de los cationes Ca⁺, Mg⁺ y K⁺ y por ende afectando el adecuado crecimiento de las plantas dado que estas definen en gran parte el grado de fertilidad del suelo (Molina, 2007) . Sin embargo, se puede observar que entre mayor sea el porcentaje de biol aplicado se mantiene la tendencia de aumento de la CICE, teniendo como consecuencia inversa la disminución de la acidez de los suelos y del porcentaje de saturación de acidez, donde en este último parámetro los tratamientos C y D presentan niveles óptimos, mientras que A y B niveles medios. A pesar de las mejoras consecuentes del biol, es necesario que el suelo de esta parcela sea encalado para poder controlar los niveles bajos de pH y disminuir la acidez intercambiable.

Uno de los nutrientes secundarios requeridos por las plantas es el calcio, según los suelos analizados se puede observar como el uso del biol provoca una mejora en la cantidad presente, teniendo así niveles bajos de este nutriente en el suelo al cual no se le aplicó el efluente de los biodigestores, mientras que se tuvo una tendencia al aumento en los niveles

de calcio conforme la dilución del biol disminuía, hasta alcanzar niveles óptimos en los tratamientos C y D. De igual forma los niveles de Mg pasaron de medio a óptimo al aumentar el biol aplicado. Según indica Molina (2007) entre más alto el contenido de estos dos nutrientes mejor es la fertilidad del suelo; por lo que la fertilidad del suelo de los tratamientos A, B y C es considerada como medio al tener una CICE entre 5-12 cmol(+)/L, mientras que el suelo del tratamiento D presenta una fertilidad alta por tener una CICE mayor 12 cmol(+)/L.

Los niveles bajos de P y Zn deben ser analizados ya que son elementos de gran importancia en la nutrición de las plantas, y que como fue previamente mencionado su deficiencia es característico del tipo suelo de la zona de estudio. Como se muestra en el Cuadro 5-23 la cantidad de zinc en los suelos tendió al aumento debido a la aplicación de biol, mientras que el fósforo se mantuvo igual, a excepción del tratamiento D donde su cantidad subió, no obstante, los niveles encontrados para estos elementos son sumamente bajos considerando que la concentración óptima es de 20-50 mg/L para P y 3-10 mg/L para Zn como se observa en el Cuadro 4-6, lo cual podría estar conllevando a problemas de deficiencias nutricionales.

Cuadro 5-24. Resultados por tratamiento de C, N y materia orgánica en el suelo.

| Parámetros | A | B | C | D |
|-------------------|----------|----------|----------|----------|
| C/N | 9,9 | 9,9 | 10,4 | 11,4 |
| C (%) | 4,64 | 4,84 | 4,70 | 5,72 |
| N (%) | 0,47 | 0,49 | 0,45 | 0,50 |
| MO (%) | 6,64 | 6,92 | 6,721 | 8,18 |

El carbono del suelo interviene en las propiedades biológicas, básicamente actuando como fuente energética para los organismos heterótrofos del suelo, además de favorecer la distribución del espacio poroso del suelo, afectando diversas propiedades físicas, como humedad aprovechable, capacidad de aire y movimiento de agua y gases en el suelo, y es a través de estos efectos que ha resultado ser uno de los principales determinantes su productividad (Martínez et al., 2008). Como se muestra en Cuadro 5-24, el tratamiento D

presenta el mayor porcentaje de carbono, siendo esto consecuente con los resultados descritos anteriormente de la cosecha de maíz obtenida.

Una relación C/N de 10-12 es considerada como ideal para suelo agrícola típico según Fassbender (1983), correspondiendo este rango estrictamente al suelo de los tratamientos C y D. Sin embargo, los suelos del A y B presentan una relación de 9,9. Por su parte, Flores (2009) señala que la cantidad de nitrógeno liberado depende de la rapidez con que se descompone la materia orgánica, siendo esto medido por la relación C/N. Por lo que una relación entre estos dos elementos alta significa que mucho N liberado es tomado por los microorganismos del suelo, quedando muy poco libre para ser utilizado por las plantas; mientras que con relaciones bajas hay mucho nitrógeno y poca energía dada por el carbono.

La materia orgánica mejora muchas propiedades químicas, físicas y microbiológicas que benefician el crecimiento de los cultivos (Molina, 2007). Como se observa en el Cuadro 5-24, el porcentaje de este parámetro presentó una tendencia al aumento en conjunto con el biol agregado al suelo, evidenciándose mayormente en el tratamiento D donde llegó a 8,18%.

Koszel & Lorencowicz (2015) ratifican todo lo mencionado con anterioridad al señalar que en estudios se hay concluido que el uso del digesto mejora la calidad y rendimiento de los cultivos, aumentando el contenido de macro y micronutrientes en el suelo y las plantas, además de no encontrar efectos negativos por su uso.

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 CONCLUSIONES

La obtención del biogás es una de las principales razones por la que las familias se ven interesadas en mantener en funcionamiento los biodigestores, por lo que cuando este subproducto deja de presentarse los propietarios tienden a dejar en abandono estos sistemas. Además, el biol también proporciona una motivación secundaria para el mantenimiento de los sistemas. Mientras que los casos fallidos de la implementación de los biodigestores han sido por falta de interés o conocimiento del propietario, y no así por problemas de la tecnología.

Las implementaciones de biodigestores rurales requieren de un acompañamiento técnico con el fin de disminuir el abandono de los sistemas, siendo indispensable la capacitación personalizada a los propietarios para garantizar la adecuada operación y mantenimiento del sistema, lo cual a su vez tiene una gran influencia en la producción de biogás y generando mayores beneficios económicos, ambientales y sociales.

Los biodigestores representan una fuente de beneficios económicos, ambientales y sociales. Dentro de estos se tiene que el biogás producido permite satisfacer las necesidades energéticas de la familia, manteniendo un así reserva dentro del sistema. Además del CO₂ equivalente que los biodigestores permiten reducir por el reemplazo de leña y LPG por biogás en la cocción de alimentos, y el manejo de las excretas.

Los biodigestores permiten disminuir la carga orgánica de las aguas residuales a valores por debajo de los límites máximos permitidos establecidos por el Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales para el vertido en cuerpos receptores. Por su parte, el análisis microbiológico indica que al biol se le puede dar un reuso, siempre y cuando se tomen las consideraciones descritas por el reglamento dependiendo del tipo de reuso a realizar.

A su vez, el efluente conserva los nutrientes, en este caso en especial el potasio y nitrógeno, convirtiéndolo en un potencial biofertilizante y mejorador de suelos, aunado a que esta zona se caracteriza por tener su fuente de ingresos en actividades agropecuarias, por lo que la economía familiar de igual forma es favorecida.

El uso del biol como posible mejorador en la parcela experimental permitió establecer que el cultivo de maíz al cual se le aplicó el biol sin diluir obtuvo los mejores rendimientos en el total de aspectos evaluados, sobresaliendo la productividad obtenida en comparación con la plantación a que no se le añadió biol, donde sus diferencias son de un 40% de cosecha. Sumando a esto se tiene que las mazorcas desarrolladas en el tratamiento D presentan mejores características en cuanto a peso y longitud, por lo que representan una mayor comercialización del cultivo y, por ende, un incremento en el ingreso económico.

6.2 RECOMENDACIONES

Realizar una capacitación enfocada en los aspectos necesarios para operar el biodigestor de forma óptima, esto para ayudar a concientizar sobre el mantenimiento y los beneficios que se pueden obtener del mismo. Además de asignar a futuras instalaciones una “familia modelo” con la cual se pueden guiar sobre las labores a realizar, beneficios entre otros.

Para acercarse aún más a la realidad de las implicaciones que los biodigestores tienen se deberían considerar las emisiones generadas por todos los subproductos del biodigestor en términos de CO_{2eq}. Además de tomar en cuenta en cuantificaciones económicas tanto la sustitución como las mejoras en el rendimiento de los cultivos por la aplicación del biol que también representan beneficios para las familias en este ámbito.

El efecto producido por la aplicación del biol en los cultivos y el suelo es un tema que requiere de más estudio con el fin de determinar una dosis óptima, considerando el alto contenido de nitrógeno del suelo, así como la concentración de este nutriente en el biol.

7 REFERENCIAS

- Acosta, Y. L., & Obaya, M. C. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, 39(1), 35-48.
- Akhiar, A., Battimelli, A., Torrijos, M., & Carrere, H. (2017). Comprehensive characterization of the liquid fraction of digestates from full-scale anaerobic co-digestion. *Waste Management*, 59, 118-128.
- Alvarado, R. W. P. (2015). Evaluación y comparación del potencial metanogénico bioquímico específico, proveniente de materias fecales de piletas de cría, en la salmonicultura de agua dulce de Chile con respecto a pecuarias (aves, cerdos, ganado de leche) en Brasil. Universidad Federal de Paraná. Curitiba. Brasil.
- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, & Water Environment Federation. (2012). Standard methods for the Examination of water and wastewater (Vol. 22). American Public Health Association.
- Ancín, M. (2011). Evaluación de diferentes tipos de fertilizantes químicos y orgánicos en la producción de frijol (*Phaseolus vulgaris* L. var. Alubia) en el distrito de San Juan de Castrovirreyna-Huancavelica (Perú). Universidad Pública de Navarra. Navarra, España.
- Andino, R. I. & Martínez, K.A. (2015). Biodigestor: Una Alternativa de Innovación Socio – Económica Amigable con el Medio Ambiente. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua. Recuperado de: <http://www.biblioteca.unan.edu.ni:9090/bases/trucfa/pdf/8007.pdf>
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A. J., & Van Lier, J. B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water science and technology*, 59(5), 927-934.
- Arce, J. J. (2011). Diseño de un Biodigestor para generar biogás y abono a partir de desechos orgánicos de animales aplicable en las zonas agrarias del litoral (Tesis de Grado). Universidad Politécnica Salesiana. Guayaquil. Ecuador.

- Arias, F., Mata, R., Alvarado, A., Serrano, E., & Laguna, J. (2010). Caracterización química y clasificación taxonómica de algunos suelos cultivados con banano en las llanuras aluviales del Caribe de Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 34(2), 177-195.
- Ariza, J. A., & Sanabria, R. A. (2017). Propuesta para el mejoramiento de la disposición final de residuos generados en una granja porcícola ubicada en san juan de rioseco. Escuela Tecnológica instituto Técnico Central. Bogotá. Colombia.
- Arrieta, W. (2016). Diseño de un biodigestor doméstico para el aprovechamiento energético del estiércol de ganado (Tesis Ingeniería Mecánico-Eléctrica). Universidad de Piura. Facultad de Ingeniería. Programa Académico de Ingeniería Mecánico-Eléctrica. Piura, Perú.
- Averruz, N. D. C., Cruz, R. A., & González, J. A. A. (2015). Evaluación de la producción de biogás y porcentaje de descontaminación de dos biodigestores tubulares plásticos alimentados con estiércol porcino y bovino en la Hacienda Santa Rosa, UNA-Managua. Universidad Nacional Agraria, Managua (Nicaragua). Facultad de Agronomía.
- Baca, C. G. (2015). Efecto de tres dosis de Biol en el rendimiento de Lactuca sativa l. var. capitata híbrido iceberg, en Moche, Trujillo–La Libertad. Universidad Nacional de Trujillo. Perú.
- Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., & González-García, S. (2013). Anaerobic digestion of different feedstocks: impact on energetic and environmental balances of biogas process. *Science of the Total Environment*, 463, 541-551.
- Baldé, H., VanderZaag, A. C., Burtt, S. D., Wagner-Riddle, C., Crolla, A., Desjardins, R. L., & MacDonald, D. J. (2016). Methane emissions from digestate at an agricultural biogas plant. *Bioresource technology*, 216, 914-922.
- Barbaro, L. A., Karlanian, M. A., & Mata, D. A. (2014). Importancia del pH y la conductividad eléctrica [CE] en los sustratos para plantas. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Argentina.

- Barbazán, M. (1998). Análisis de plantas y síntomas visuales de deficiencia de nutrientes. Informe de asistente de fertilidad de suelos. Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Montevideo.
- Bautista, V. M. (2016). Evaluación de la generación de biogás a partir de excretas porcinas en la granja agroinporc y diseño de un biodigestor (Bachelor's thesis). Escuela Politécnica Nacional. Quito, Ecuador.
- Bloodnick, E. (2017). La función del sodio y cloruro en el cultivo de plantas. PROMIX.
- Bolivar, D.M. (2006). Apuntes de uso y tratamiento de aguas residuales. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Coahuila. México.
- Bolzonella, D., Fatone, F., Gottardo, M., & Frison, N. (2017). Nutrients recovery from anaerobic digestate of agro-waste: Techno-economic assessment of full scale applications. *Journal of environmental management*.
- Bond, T., & Templeton, M. R. (2011). History and future of domestic biogas plants in the developing world. *Energy for Sustainable development*, 15(4), 347-354.
- Borja, R., & Rincón, B. (2016). Biogas production. Reference Module in Life Sciences.
- Branda, L. N., Ruíz Díaz, A., Ramírez, M., & Martínez, J. (2016). Evaluation of fecal coliforms in effluents of a swine exploitation subject to a tubular biodigester treatment with stationary freight system. *Compendio de Ciencias Veterinarias*, 6(2), 7-12.
- Budiarto, R., Ridwan, M. K., Haryoko, A., Anwar, Y. S., & Suryoprato, K. (2013). Sustainability challenge for small scale renewable energy use in Yogyakarta. *Procedia Environmental Sciences*, 17, 513-518.
- Buechel, T. (2017). Rol del calcio en el cultivo de plantas. PROMIX.
- Cabalceta, G. (2012). Principales tipos de suelos dedicados a la producción de forrajes en Costa Rica. *Memorias Congreso Nacional Lechero*. Costa Rica.
- Cajigas, A. A., Pérez, A & Torres, P. (2005). Importancia del pH y la alcalinidad en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. *Scientia et technica*, 11(27).
- Calderón Puente, C. V. (2015). Diseño de un biodigestor tubular para obtener biogás a partir

- de residuos orgánicos del ganado vacuno generados en la Hacienda “Santa Mónica” Guamote (Bachelor's thesis). Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Ecuador.
- Cancelier, A., Soto, U. P. D., Costelli, M. C., Lopes, T. J., & Silva, A. D. (2015). Avaliação da produção de biogás de dejetos de suínos utilizando a metodologia de superfície de resposta. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 20(2), 209-217. Recuperado de: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522015000200209&lng=pt&nrm=iso&tlng=en
- Cano-Hernández, M., Bennet-Eaton, A., Silva-Guerrero, E., Robles-González, S., Sainos-Aguirre, U., & Castorena-García, H. (2016). Caracterización de bioles de la fermentación anaeróbica de excretas bovinas y porcinas. *Agrociencia*, 50(4).
- Capote, A., Fernández, L., Cabrera, M., Penichet, H., Socorro, A., Pérez, O., & Acuña, G. (2008). Efecto de la salinidad sobre la germinación in vitro de embriones inmaduros de maíz (*Zea mays* L.). Instituto de Investigaciones Fundamentales en Agricultura Tropical (INIFAT). Cuba
- Casallas, L. (2010). Evaluación del análisis fisicoquímico del banano común (*Musa sapientum* L.) transformado por acción de la levadura *Candida guilliermondii*. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Bogotá, DC.
- Castro, L., Carballo, M., Martí-Herrero, J., & Escalante, H. (2017). Monitoreo a escala de real de un digestor anaeróbico de bajo costo instalado en una planta de sacrificio animal. *Revista RedBioLAC*.
- Castro, L., Escalante, H., Jaimes-Estévez, J., Díaz, L. J., Vecino, K., Rojas, G., & Mantilla, L. (2017). Low cost digester monitoring under realistic conditions: Rural use of biogas and digestate quality. *Bioresource Technology*, 239, 311-317.
- Cevallos, W. K., & Hidalgo, K. L. (2013). Estimación del potencial energético a partir del metano producido por las aguas residuales procedentes de la granja porcina de Zamorano (Tesis Ingeniería en Ambiente y Desarrollo). Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano. Honduras.
- Chen, C., Guo, W., Ngo, H. H., Lee, D. J., Tung, K. L., Jin, P., & Wu, Y. (2016). Challenges

- in biogas production from anaerobic membrane bioreactors. *Renewable Energy*, 98, 120-134.
- Chen, Y., Hu, W., Chen, P., & Ruan, R. (2017). Household biogas CDM project development in rural China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 67, 184-191.
- Chen, J., Lü, S., Zhang, Z., Zhao, X., Li, X., Ning, P., & Liu, M. (2018). Environmentally friendly fertilizers: A review of materials used and their effects on the environment. *Science of The Total Environment*, 613, 829-839.
- Cherni, J., & Hill, Y. (2009). Energy and policy providing for sustainable rural livelihoods in remote locations - The case of Cuba. *Geoforum*, 40(4), 645-654.
- Ciotola, R. J., Martin, J. F., Castaña, J. M., Lee, J., & Michel, F. (2013). Microbial community response to seasonal temperature variation in a small-scale anaerobic digester. *Energies*, 6(10), 5182-5199.
- Corrales, L. (2017). Cambio climático: impactos y desafíos para Costa Rica. Informe del Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible 2017. Recuperado de: https://estadonacion.or.cr/files/biblioteca_virtual/023/Ambientales/Corrales_L_2017a.pdf
- Cubero-Madriz, G. A. (2011). Evaluación de un sistema de digestión anaerobia para la estabilización de los lodos provenientes de las aguas residuales, Corporación PIPASA, San Rafael de Alajuela (Tesis Ingeniero Ambiental). Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- Dai, X., Li, X., Zhang, D., Chen, Y., & Dai, L. (2016). Simultaneous enhancement of methane production and methane content in biogas from waste activated sludge and perennial ryegrass anaerobic co-digestion: The effects of pH and C/N ratio. *Bioresource technology*, 216, 323-330.
- Dahlin, J., Herbes, C., & Nelles, M. (2015). Biogas digestate marketing: Qualitative insights into the supply side. *Resources, Conservation and Recycling*, 104, 152-161.
- Daliakopoulos, I. N., Tsanis, I. K., Koutroulis, A., Kourgialas, N. N., Varouchakis, A. E., Karatzas, G. P., & Ritsema, C. J. (2016). The threat of soil salinity: A European scale review. *Science of the Total Environment*, 573, 727-739.

- De la Merced Jiménez, D. (2012). Evaluación de los parámetros de un biodigestor anaerobio tipo continuo (Tesis Maestría en Ingeniería Energética). Universidad Veracruzana.
- Díaz, E. R., & Guzmán, M. (2004). Características de los fertilizantes para su uso en la fertirrigación. Medios, Agua y Fertilizantes.
- Elizondo, M.J. (2015). Suelos de Costa Rica orden Inceptisol. Boletín Técnico 5. Instituto Nacional de Innovación y Tránsito en Tecnología Agropecuaria (INTA). Costa Rica.
- Enríquez, A. y Jurado, M. (2016). Análisis del arranque y estabilización de un biodigestor anaerobio Taiwán en condiciones psicrófilas en el SENA (Nariño-Colombia). Revista UNIMAR, 34(1), 243-259.
- Espinosa, J., & Mite, F. (2012). Búsqueda de eficiencia en el uso de nutrientes en banano. International Plant Nutrition Institute.
- Espinoza, L., Slaton, N. A., & Mozaffari, M. (2012). Como interpretar los resultados de los análisis de suelos. Cooperative Extension Service, University of Arkansas, US Department of Agriculture, and county governments cooperating.
- Fagbohunge, M. O., Herbert, B. M., Hurst, L., Ibeto, C. N., Li, H., Usmani, S. Q., & Semple, K. T. (2016). The challenges of anaerobic digestion and the role of biochar in optimizing anaerobic digestion. Waste Management. Recuperado de: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X16306870>
- FAO. (2002). Los fertilizantes y su uso: una guía de bolsillo para los oficiales de extensión. Food & Agriculture Org.
- FAO. (2015). Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura. Roma. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/a-i4260s.pdf>
- Fassbender, H. W. (1983). Suelos y sistemas de producción agroforestales (No. 634.99 F249s). Turrialba, CR: CATIE.
- Fernández, L. (2016). Selección y dimensionamiento de un sistema de generación de biogás mediante digestión anaerobia de purines codigeridos con glicerina. Universidad de Cádiz (UCA). España.
- Francesena, Y. (2016). Impacto ambiental provocado por efluentes de instalaciones de

biogás de pequeña y mediana escala en las provincias de la región central de Cuba. Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Departamento de Ingeniería Agrícola.

Figueroa, C. (2010). Producción de biogás, como subproducto de digestión anaeróbica y recuperación de nutrientes mediante método químico. Universidad de Concepción. Chile.

Flores, J. (2009). Agricultura Ecológica: Manual y guía didáctica. Mundi-Prensa. Madrid. España.

Fongaro, G., Viancelli, A., Magri, M. E., Elmahdy, E. M., Biesus, L. L., Kich, J. D., & Barardi, C. R. M. (2014). Utility of specific biomarkers to assess safety of swine manure for biofertilizing purposes. *Science of the Total Environment*, 479, 277-283.

Garduño, A. S., Loving, R. D., Ruiz, N. E. R., Hurtarte, C. A., Rosales, F. L., López, M. M., & Guedea, M. D. (2015). Roles de género y diversidad: Validación de una escala en varios contextos culturales. *Acta de Investigación Psicológica*, 5(3), 2124-2147. Recuperado de:

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2007471916300059>

Garfí, M., Ferrer-Martí, L., Velo, E., & Ferrer, I. (2012). Evaluating benefits of low-cost household digesters for rural Andean communities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(1), 575-581.

Garfí, M., Gelman, P., Comas, J., Carrasco, W., & Ferrer, I. (2011). Agricultural reuse of the digestate from low-cost tubular digesters in rural Andean communities. *Waste Management*, 31(12), 2584-2589.

Garfí, M., Martí-Herrero, J., Garwood, A., & Ferrer, I. (2016). Household anaerobic for digesters biogas production in Latin America: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 60, 599-614.

Garra, A. S., Rodríguez, M., & de la Cruz Martín, S. (2011). El uso de biofertilizantes en el cultivo del frijol: una alternativa para la agricultura sostenible en Sagua la Grande. *Observatorio de la Economía Latinoamericana*, (159).

Garrido, M.S. (1993). Interpretación de análisis de suelos. Ministerio de agricultura, pesca y

alimentación. España.

- Garzón, P., de Lourdes Ochoa-Herrera, V., & Peñafiel, R. (2015). Estudio de la generación de gas metano a partir del agua residual del proceso de extracción de aceite crudo de palma en biodigestores experimentales. *ACI Avances en Ciencias e Ingenierías*, 7(2). Recuperado de: <http://revistas.usfq.edu.ec/index.php/avances/article/view/274/275#>
- Garzón-Zúñiga, M. A., & Buelna, G. (2014). Caracterización de aguas residuales porcinas y su tratamiento por diferentes procesos en México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(1), 65-79.
- Gía, R., & Adrián, R. (2016). Diseño y simulación de un biodigestor para generar biogás y abono a partir de vísceras animales (Bachelor's thesis). Escuela Politécnica Nacional. Quito. Ecuador.
- Gong, H., Yan, Z., Liang, K. Q., Jin, Z. Y., & Wang, K. J. (2013). Concentrating process of liquid digestate by disk tube-reverse osmosis system. *Desalination*, 326, 30-36.
- Gonzabay, A. W., & Suárez, P. M. (2016). Diseño y construcción de un biodigestor vertical semicontinuo para la obtención de gas metano y biol a partir de las cáscaras de naranja y mango (Tesis Ingeniería Industrial). Universidad Politécnica Salesiana de Ecuador. Guayaquil.
- Gosens, J., Lu, Y., He, G., Bluemling, B., & Beckers, T. A. (2013). Sustainability effects of household-scale biogas in rural China. *Energy Policy*, 54, 273-287.
- Hanserud, O. S., Cherubini, F., Øgaard, A. F., Müller, D. B., & Brattebø, H. (2018). Choice of mineral fertilizer substitution principle strongly influences LCA environmental benefits of nutrient cycling in the agri-food system. *Science of The Total Environment*, 615, 219-227.
- Hasler, K., Bröring, S., Omta, S. W. F., & Olf, H. W. (2015). Life cycle assessment (LCA) of different fertilizer product types. *European Journal of Agronomy*, 69, 41-51.
- Hassan, S. R., Zaman, N. Q., & Dahlan, I. (2015). Effect of organic loading rate on anaerobic digestion: Case study on recycled paper mill effluent using Modified Anaerobic Hybrid Baffled (MAHB) reactor. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 19(5), 1271-1276.

- Herrera, L., & Gonzalo, G. (2015). Dualidad laboral de la mujer como factor de desigualdad de género (Doctorando en Gestión de Investigación y Desarrollo). Universidad Central de Venezuela.
- Herrmann, A., Kage, H., Taube, F., & Sieling, K. (2017). Effect of biogas digestate, animal manure and mineral fertilizer application on nitrogen flows in biogas feedstock production. *European Journal of Agronomy*, 91, 63-73.
- Hinojosa, Y. (2017). Evaluación de la viabilidad de la biodigestión como sistema de tratamiento de los residuos de la granja porcina" Galo Porcino" Cantón Echeandía, Provincia de Bolívar, año 2016. Universidad Técnica Estatal de Quevedo. Ecuador.
- Hosseini, S. E., & Wahid, M. A. (2014). Development of biogas combustion in combined heat and power generation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 40, 868-875.
- Instituto Meteorológico Nacional (IMN). (2017). Factores de emisión gases de efecto invernadero. Séptima edición. Costa Rica.
- Irusta, G. (2011). Planificación y evaluación económica, financiera y de impacto ambiental de la instalación de un biodigestor en un criadero de cerdos (Tesis Ingeniero Agrónomo). Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba.
- Kataki, S., Hazarika, S., & Baruah, D. C. (2017). Assessment of by-products of bioenergy systems (anaerobic digestion and gasification) as potential crop nutrient. *Waste Management*, 59, 102-117.
- Koszel, M., & Lorencowicz, E. (2015). Agricultural use of biogas digestate as a replacement fertilizers. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 7, 119-124.
- Kothari, R., Pandey, A. K., Kumar, S., Tyagi, V. V., & Tyagi, S. K. (2014). Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 39, 174-195. Recuperado de: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032114004638>.
- Laguna, E. A. & Cruz, B. (2016). Diagnóstico del uso, manejo y contenido de minerales del biol en fincas ganaderas de la zona húmeda de Nicaragua, (Tesis Ingeniero Agrónomo). Universidad Nacional Agraria, UNA. Recuperado de: <http://repositorio.una.edu.ni/3414/1/tnf041182d.pdf>.

- Lagunes-Díaz, E., González-Ávila, M., & Ortega-Rubio, A. (2015). Transición de leña a gas licuado a presión (GLP) en el sur de México, oportunidad para la mitigación del cambio climático en la región menos desarrollada del país. *Acta universitaria*, 25(6), 30-42.
- Lansing, S., Botero, R. B., & Martin, J. F. (2008). Waste treatment and biogas quality in small-scale agricultural digesters. *Bioresource technology*, 99(13), 5881-5890.
- Lansing, S., Martin, J. F., Botero, R. B., Da Silva, T. N., & Da Silva, E. D. (2010). Methane production in low-cost, unheated, plug-flow digesters treating swine manure and used cooking grease. *Bioresource technology*, 101(12), 4362-4370.
- Lansing, S., Viquez, J., Martínez, H., Botero, R., & Martin, J. (2008). Quantifying electricity generation and waste transformations in a low-cost, plug-flow anaerobic digestion system. *ecological engineering*, 34(4), 332-348.
- Li, R., Duan, N., Zhang, Y., Liu, Z., Li, B., Zhang, D., ... & Dong, T. (2017). Co-digestion of chicken manure and microalgae *Chlorella* 1067 grown in the recycled digestate: Nutrients reuse and biogas enhancement. *Waste Management*.
- López Guerrero, A. L. (2013). Uso de biofertilizantes elaborados a base de efluentes de biodigestores en lechuga (*Lactuca sativa*). Universidad Earth. *Revista Tierra Tropical*.
- López Velásquez, N. A., & Olivera Moncada, G. (2017). Diagnóstico del uso y manejo del biol en fincas ganaderas de la zona seca de Nicaragua, julio 2015-enero 2016 (Doctoral dissertation, Universidad Nacional Agraria).
- Mangado, J., & Zudaire, E. (2013). Caracterización y valor fertilizante del digestato y de su fracción líquida procedentes de una planta de biogás. *Los pastos: nuevos retos, nuevas oportunidades*, 449.
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 540-555.
- Martí-Herrero, J. (2008). *Biodigestores familiares: Guía de diseño y manual de instalación*. GTZ-Energía. Bolivia.

- Martínez, E., Fuentes, J. P., & Acevedo, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 8(1), 68-96.
- Martínez, E., Monar, U. (2010). Diseño de un biodigestor para una finca del recinto San Luis de las mercedes del cantón las naves de la provincia de bolívar. Escuela Superior Politécnica del Litoral. Ecuador.
- Masaquiza, M. F. (2016). Influencia del abono orgánico biol, sobre el comportamiento agronómico y productividad del cultivo de pimiento (*capsicum annum l.*), en el cantón Cumandá provincia de Chimborazo (Bachelor's thesis). Universidad Técnica de Ambato. Ecuador.
- Manyuchi, M. M., Marisa, R. L., Ikhu-Omoregbe, D. I., & Oyekola, O. O. (2015). Design and development of an anaerobic bio-digester for application in sewage sludge digestion for biogas and bio-solids generation using Acti-zyme as bio-catalyst.
- Meléndez, G. & Molina, E. (2003). Fertilizantes: Características y Manejo. Centro de Investigaciones Agronómicas (CIA). Universidad de Costa de Costa Rica.
- Menardo, S., Gioelli, F., & Balsari, P. (2011). The methane yield of digestate: effect of organic loading rate, hydraulic retention time, and plant feeding. *Bioresource technology*, 102(3), 2348-2351. Recuperado de: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852410017505?via%3Dihub>
- Miranda, A. P., Lucas Junior, J. D., Thomaz, M. C., Pereira, G. T., & Fukayama, E. H. (2012). Anaerobic biodigestion of pigs feces in the initial, growing and finishing stages fed with diets formulated with corn or sorghum. *Engenharia Agrícola*, 32(1), 47-56. Recuperado de: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-69162012000100006&script=sci_arttext&tlng=es
- Mohedano, R. A., Costa, R. H., Tavares, F. A., & Belli Filho, P. (2012). High nutrient removal rate from swine wastes and protein biomass production by full-scale duckweed ponds. *Bioresource Technology*, 112, 98-104. Recuperado de: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852412003343>.
- Molina, E. (2007). Análisis de suelos y su interpretación. San José, CR, CIA-UCR-Amino Grow International.

- Molina, E. y Meléndez, G. 2002. Tabla de interpretación de análisis de suelos. Centro de Investigaciones Agronómicas, Universidad de Costa Rica. Mimeo.
- Möller, K., & Müller, T. (2012). Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. *Engineering in Life Sciences*, 12(3), 242-257.
- Molina, E. & Meléndez, G. 2002. Tabla de interpretación de análisis de suelos. Centro de Investigaciones Agronómicas, Universidad de Costa Rica. Mimeo.
- Monlau, F., Francavilla, M., Sambusiti, C., Antoniou, N., Solhy, A., Libutti, A., ... & Monteleone, M. (2016). Toward a functional integration of anaerobic digestion and pyrolysis for a sustainable resource management. Comparison between solid-digestate and its derived pyrochar as soil amendment. *Applied Energy*, 169, 652-662.
- Moreta, M. L. (2013). Diseño de un biodigestor de estiércol porcino para una granja agrícola ubicada en el Barrio La Morita, parroquia de Tumbaco para el año 2012-2013 (Tesis Ingeniería Ambiental). Universidad Internacional SEK.
- Morga, L.A. (2015). Calidad del biosólido líquido producto de la digestión anaerobia. Universidad autónoma agraria "Antonio Narro". Coahuila. México.
- Murillo-Rojas, M. (2011). Evaluación del proceso biológico anaerobio, en el sistema de tratamiento de aguas residuales de una compañía dedicada a la fabricación de galletas. Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- Nicholson, F., Bhogal, A., Cardenas, L., Chadwick, D., Misselbrook, T., Rollett, A., & Williams, J. (2017). Nitrogen losses to the environment following food-based digestate and compost applications to agricultural land. *Environmental Pollution*.
- Ninabanda, J. J. (2012). Alternativas de manejo de las excretas porcinas. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Ecuador.
- Nkoa, R. (2014). Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(2), 473-492.
- Nogués, F., García Galindo, D., & Rezeau, A. (Eds.). (2010). *Energía de la biomasa II (Energías renovables)* (Vol. 182). Prensas de la Universidad de Zaragoza.

- Osorio, J., Ciro, H., & González, H. (2007). Evaluación de un sistema de biodigestión en serie para clima frío. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*. Medellín. Colombia. Recuperado de: <http://www.redalyc.org/pdf/1799/179914078017.pdf>
- Orobio, B. A., Lozada, P. T., Rebellón, L. F. M., Cleves, L. M. C., Franco, C. V., López, W. A. T., & Andrade, J. A. O. (2014). Influencia del pH sobre la digestión anaerobia de bioresiduos de origen municipal. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 17(2).
- Orrico, M. A., Orrico, A. C., & Lucas Júnior, J. D. (2011). Produção animal e o meio ambiente: uma comparação entre potencial de emissão de metano dos dejetos e a quantidade de alimento produzido. *Engenharia Agrícola*, 399-410.
- Ortiz, W., Terrapon-Pfaff, J., & Dienst, C. (2017). Understanding the diffusion of domestic biogas technologies. Systematic conceptualisation of existing evidence from developing and emerging countries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 74, 1287-1299.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2015). WHO guidelines for indoor air quality: household fuel combustion. World Health Organization.
- Paca, F. (2014). Diseño de un biodigestor de bolsa flexible con desechos de ganadería, en las comunidades Shobol Llin Llin, 2013 (Bachelor's thesis). Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Ecuador.
- Palacios-Ruiz, B., Méndez-Acosta, H. O., Alcaraz-González, V., Gonzalez-Alvarez, V., & Pelayo-Ortiz, C. (2008). Regulation of volatile fatty acids and total alkalinity in anaerobic digesters. *IFAC Proceedings Volumes*, 41(2), 13611-13616.
- Pazmiño Macas, K. I. (2016). Biodigestores una solución energética para la población rural. Uso del biogás en un caso de estudio (Master's thesis). Quito. Ecuador: Flacso Ecuador. Recuperado de: <http://repositorio.flacsoandes.edu.ec/bitstream/10469/9651/2/TFLACSO-2016KIPM.pdf>
- Pegoraro, V. R., Boccolini, M., Aimetta, M. B., Baigorria, T., & Cazorla, C. R. (2014). Influencia De La Aplicación De Efluente Porcino Sobre Propiedades Químicas y

- Biológicas De Un Argiudol Típico (Córdoba, Argentina). *Ciencia del suelo*, 32(2), 283-289.
- Pei-dong, Z., Guomei, J., & Gang, W. (2007). Contribution to emission reduction of CO₂ and SO₂ by household biogas construction in rural China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 11(8), 1903-1912.
- Pérez, I., Garfí, M., Cadena, E., & Ferrer, I. (2014). Technical, economic and environmental assessment of household biogas digesters for rural communities. *Renewable energy*, 62, 313-318.
- Pérez, A., & Torres, P. (2008). Índices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *Ingeniería y Competitividad*, 10(2).
- Pérez-Gutiérrez, A., Dzul-Mukul, C. R., Borges-Gómez, L. D. C., Latournerie-Moreno, L., Ruiz-Sánchez, E., & Ayora-Ricalde, G. (2015). Uso potencial de aguas residuales de criaderos de cerdo en la producción de *Capsicum chinense*. *Revista fitotecnia mexicana*, 38(4), 383-387. Recuperado de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-73802015000400006&script=sci_arttext
- Ponce, A. P., Cosío, E. C., Vega, Á. A., & Guevara, O. C. (2017). Efecto del digestato líquido fermentado sobre el comportamiento productivo de cerdos en ceba. *REDVET. Revista Electrónica de Veterinaria*, 18(9), 1-10.
- Quipuzco, L., Baldeon, W., & Tang, O. (2011). Evaluación de la calidad de biogás y biol a partir de dos mezclas de estiércol de vaca en biodigestores tubulares de PVC. *Tingo María, Perú*. p, 2-8.
- Ramón, A. J., Romero, F. L., & Simanca, J. (2013). Diseño de un biodigestor de canecas en serie para obtener gas metano y fertilizantes a partir de la fermentación de excrementos de cerdo. *Revista Ambiental agua, aire y suelo*, 1(1).
- Rajagopal, R., Massé, D. I., & Singh, G. (2013). A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technology*, 143, 632-641.
- Rajendran, K., Aslanzadeh, S., & Taherzadeh, M. J. (2012). Household biogas digesters— A review. *Energies*, 5(8), 2911-2942.

- Riding, M. J., Herbert, B. M., Ricketts, L., Dodd, I., Ostle, N., & Semple, K. T. (2015). Harmonising conflicts between science, regulation, perception and environmental impact: The case of soil conditioners from bioenergy. *Environment international*, 75, 52-67.
- Risberg, K., Cederlund, H., Pell, M., Arthurson, V., & Schnürer, A. (2017). Comparative characterization of digestate versus pig slurry and cow manure—Chemical composition and effects on soil microbial activity. *Waste Management*, 61, 529-538.
- Riva, C., Orzi, V., Carozzi, M., Acutis, M., Boccasile, G., Lonati, S., & Adani, F. (2016). Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral (N) fertilizer: Agronomic performance, odours, and ammonia emission impacts. *Science of The Total Environment*, 547, 206-214.
- Rodríguez, A. S. (2014). Influencia de tres dosis de biol en el crecimiento y rendimiento del cultivo de maíz forrajero (*Zea mays* L.). Universidad Privada Antenor Orrego. Trujillo. Perú
- Rodríguez, L., Salazar, P., & Preston, T. R. (2011). Effect of a culture of “native” micro-organisms, biochar and biodigester effluent on the growth of maize in acid soils. *Livestock Research for Rural Development*, 23(223).
- Rodríguez, S. (2015). Tecnologías de biodigestión aplicadas al turismo. Universidad de La Laguna. España.
- Sadeghian, S. (2016). La acidez del suelo una limitante común para la producción de café. Cenicafé. Colombia.
- Salamanca, J. A. (2010). Diseño, construcción y puesta en marcha de un biodigestor a escala piloto para la generación de biogás y fertilizante orgánico (Tesis de grado de Ingeniero Químico). Universidad San Francisco de Quito. Ecuador. Recuperado de: <http://repositorio.usfq.edu.ec/bitstream/23000/740/1/94246.pdf>
- Sänger, A., Geisseler, D., & Ludwig, B. (2014). C and N dynamics of a range of biogas slurries as a function of application rate and soil texture: a laboratory experiment. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 60(12), 1779-1794.

- Schnabel, D., Pérez Pineda, E., Schlegel, M., Kanswohl, N., & Fonseca, N. (2011). Caracterización química y aminoácida de residuales porcinos antes y después de la producción de biogás. *Actas Iberoamericanas de Conservación Animal AICA*, 1, 350-353.
- Schneider, V. E., Marques, R. V., Bortolin, T. A., Cemin, G., & Dos Santos, G. M. (2016). Monitoring and assessment of surface water quality in Taquari-Antas Watershed, South Brazil—region with intensive pig farming. *Environmental monitoring and assessment*, 188(11), 617.
- Shane, A., Gheewala, S. H., & Phiri, S. (2017). Rural domestic biogas supply model for Zambia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 78, 683-697.
- Semple, S., Apsley, A., Wushishi, A., & Smith, J. (2014). Commentary: Switching to biogas—What effect could it have on indoor air quality and human health. *Biomass and bioenergy*, 70, 125-129.
- Sepúlveda, S. (2012). Cuantificación de emisiones de gases de efecto invernadero asociadas a la producción de cerveza Ámbar Lager en la cervecería Bespoke. Universidad Austral de Chile.
- Sigurnjak, I., Vaneekhaute, C., Michels, E., Ryckaert, B., Ghekiere, G., Tack, F. M. G., & Meers, E. (2017). Fertilizer performance of liquid fraction of digestate as synthetic nitrogen substitute in silage maize cultivation for three consecutive years. *The Science of the total environment*, 599, 1885.
- Serrano Moral, A. (2015). Tratamiento de residuos y subproductos agroindustriales mediante codigestión anaerobia (Tesis doctoral). Universidad de Córdoba.
- da Silva, W. T. L., de Novaes, A. P., Kuroki, V., de Almeida Martelli, L. F., & Júnior, L. M. (2012). Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbico para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. *Quim. Nova*, 35(1), 35-40.
- Solano, O. R., Vargas, M. F., & Watson, R. G. (2010). Biodigestores: factores químicos, físicos y biológicos relacionados con su productividad. *Revista Tecnología en*

Marcha, 23(1), 39. Recuperado de:
http://revistas.tec.ac.cr/index.php/tec_marcha/article/view/132/131.

Sosa, C. M. (2015). Parámetros de control y monitoreo del proceso en digestores anaerobios de pequeña escala y diferentes tecnologías (Tesis Ingeniero Agrícola). Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas.

Sosa, J. L. (2015). Actualización en manejo de excretas de origen porcino. Universidad Autónoma Agraria Antonio Navarro. México. Recuperado de:
<http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/7792/JOSE%20LUIS%20SOSA%20ESPINOZA.pdf?sequence=1>

Studer, I., Boeker, C., & Geist, J. (2017). Physicochemical and microbiological indicators of surface water body contamination with different sources of digestate from biogas plants. *Ecological Indicators*, 77, 314-322.

Surendra, K. C., Takara, D., Hashimoto, A. G., & Khanal, S. K. (2014). Biogas as a sustainable energy source for developing countries: Opportunities and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 31, 846-859.

Tambone, F., Orzi, V., D'Imporzano, G., & Adani, F. (2017). Solid and liquid fractionation of digestate: Mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value. *Bioresource Technology*.

Tampio, E., Salo, T., & Rintala, J. (2016). Agronomic characteristics of five different urban waste digestates. *Journal of environmental management*, 169, 293-302.

Thomas, E. (2012). Factores sociodemográficos y económicos asociados al consumo de leña y de carbón vegetal en los hogares y la relación con la deforestación de Haití. Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales. México.

Thu, C. T. T., Cuong, P. H., Van Chao, N., Trach, N. X., & Sommer, S. G. (2012). Manure management practices on biogas and non-biogas pig farms in developing countries—using livestock farms in Vietnam as an example. *Journal of Cleaner Production*, 27, 64-71.

- Toala, E. (2013). Diseño de un biodigestor de polietileno para la obtención de biogás a partir del estiércol de ganado en el Rancho Verónica (Tesis de grado Ingeniero en Biotecnología Ambiental). Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Ecuador.
- Urbina Bravo, A., & Avendaño Mena, J. (2010). Manual para el productor: tecnologías sostenibles para el manejo de remanentes en granjas porcinas. Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG). Recuperado de: <http://www.mag.go.cr/bibliotecavirtual/a00277.pdf>
- Usack, J. G., Wiratni, W., & Angenent, L. T. (2014). Improved design of anaerobic digesters for household biogas production in Indonesia: one cow, one digester, and one hour of cooking per day. *The Scientific World Journal*, 2014.
- Visvanathan, C. (2014). Evaluation of anaerobic digestate for greenhouse gas emissions at various stages of its management. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 95, 167-175.
- Varnero, M. T. (2011). Manual de biogás. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Recuperado de: <http://www.fao.org/docrep/019/as400s/as400s.pdf>
- Venegas Vargas, M. D. L. A. (2013). Producción de biogás a partir de los biosólidos provenientes del tratamiento de aguas servidas utilizando diferentes razones inculo/sustrato (Tesis Ingeniería Ambiental). Instituto Tecnológico de Costa Rica. Recuperado de: http://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/3247/produccion_biogas_biosolidos_provenientes_tratamiento.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Vicari, M. P. (2012). Efluentes en producción porcina en Argentina: generación, impacto ambiental y posibles tratamientos. Trabajo final de ingeniería en producción agropecuaria, 38-40. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Católica Argentina.
- Walsh, J. J., Jones, D. L., Edwards-Jones, G., & Williams, A. P. (2012). Replacing inorganic fertilizer with anaerobic digestate may maintain agricultural productivity at less environmental cost. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175(6), 840-845.

- Wang, A. J., Li, W. W., & Yu, H. Q. (2011). Advances in Biogas Technology. *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*, 119. Recuperado de: https://link.springer.com/chapter/10.1007/10_2011_126
- Wang, C., Zhang, Y., Zhang, L., & Pang, M. (2016). Alternative policies to subsidize rural household biogas digesters. *Energy Policy*, 93, 187-195.
- Yasar, A., Rasheed, R., Tabinda, A. B., Tahir, A., & Sarwar, F. (2017). Life cycle assessment of a medium commercial scale biogas plant and nutritional assessment of effluent slurry. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 67, 364-371.
- Yan, H., Zhao, C., Zhang, J., Zhang, R., Xue, C., Liu, G., & Chen, C. (2017). Study on biomethane production and biodegradability of different leafy vegetables in anaerobic digestion. *AMB Express*, 7(1), 27. Recuperado de: <http://amb-express.springeropen.com/articles/10.1186/s13568-017-0325-1>.
- Young, J., Udeigwe, T. K., Weindorf, D. C., Kandakji, T., Gautam, P., & Mahmoud, M. A. (2015). Evaluating management-induced soil salinization in golf courses in semi-arid landscapes. *Solid Earth*, 6(2), 393.
- Zambrano, D. L. (2017). Concentración de material particulado por combustión de leña en la zona rural del municipio de Santa Sofía, Boyacá (Bachelor's thesis). Universidad Militar Nueva Granada. Colombia.
- Zhou, J., Zhang, R., Liu, F., Yong, X., Wu, X., Zheng, T., & Jia, H. (2016). Biogas production and microbial community shift through neutral pH control during the anaerobic digestion of pig manure. *Bioresource technology*, 217, 44-49.

APÉNDICES

APÉNDICE 1. LISTA DE PROPIETARIOS DE LOS BIODIGESTORES.

Cuadro A.1 Listado de biodigestores evaluados por medio de la encuesta.

| Propietario del biodigestor | Asentamiento | Estado |
|------------------------------------|---------------------|---------------|
| Hilda Gaitán | Lomas | Evaluado |
| Célimo Villareal | Lomas | Evaluado |
| María Solano | Lomas | Evaluado |
| Gabriel Vásquez | Lomas | No evaluado |
| Socorro Salas | Lomas | Evaluado |
| Zaira Agüero | Lomas | Evaluado |
| Xenia Arias | Lomas | Evaluado |
| Yerling Vásquez | Lomas | No evaluado |
| Carmen y Elías | Lomas | Evaluado |
| Gregoria Jiménez | Lomas | Evaluado |
| Natanael Blanco | Lomas | Evaluado |
| Darío Morera | Lomas | No evaluado |
| Jesús Porras | Lomas | Evaluado |
| Justa Ríos y Francisco Reyes | Sota 2 | Evaluado |
| Florencio Alemán | Sota 2 | Evaluado |
| Pastor Rosales | Sota 2 | Evaluado |
| Vicente Elizondo | Sota 2 | Evaluado |
| Alis Alley | Sota 2 | Evaluado |
| Edesia Valencia y Edgar Morera | Sota 2 | Evaluado |
| Elvis Damaris García | Sota 2 | Evaluado |
| Uvaldo Cubillo y Elibeth Salas | Sota 2 | Evaluado |
| Evelyn García | Sota 2 | Evaluado |
| Ruth Quintanilla | Sota 2 | Evaluado |
| Rosa Matamoros | Sota 2 | Evaluado |
| Luis Marín | Sota 1 | Evaluado |
| Magdalena Garita | Sota 1 | Evaluado |
| Luis Rivera | Sota 1 | Evaluado |
| Mireya Gutiérrez | Sota 1 | Evaluado |
| Aurelio Arias | Sota 1 | Evaluado |
| Rigoberto Gallo | Sota 1 | Evaluado |
| Rafael Arias | Sota 1 | Evaluado |
| Ulises Marín | Sota 1 | Evaluado |
| Angela Porras | Sota 1 | Evaluado |
| Sonia Reyes | Sota 1 | Evaluado |
| Carlos Bermúdez y Rosa Cubero | Diamantes | Evaluado |
| Patricia y William Alvarado | Diamantes | Evaluado |
| Milagro Camacho y Marco Navarro | Diamantes | Evaluado |
| Santiago Araya y Manuela Ruíz | Diamantes | No evaluado |

APÉNDICE 2. FACTORES EVALUADOS Y ESTADO DE OPERACIÓN POR PARTE DE LOS PROPIETARIOS.

Cuadro A.2.1 Aspectos de mantenimiento y aprovechamiento de subproductos evaluados en el diagnóstico de operación.

| Propietario(a) | Revisión de válvula de alivio diaria | Ha abierto la llave de sólidos | Frecuencia con la que se abre | Se le da un uso al lodo | Utiliza el biol | Almacena el biol | Se encuentra tapado el biol |
|---------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|-------------------------|-----------------|------------------|-----------------------------|
| Hilda Gaitán | No | No | Nunca | No | Sí | Sí | No |
| Célimo Villareal | Sí | No | Nunca | No | Si | No | - |
| María Solano | Sí | No | Nunca | No | No | - | - |
| Socorro Salas | No | No | Nunca | No | Sí | Sí | Sí |
| Zaira Agüero | No | No | Nunca | No | No | - | - |
| Carmen y Elías | Sí | Sí | No sale | No | Sí | No | - |
| Gregoria Jiménez | Sí | Sí | Semestral | No | No | - | - |
| Natanael Blanco | Sí | Sí | No sale | No | No | - | - |
| Jesús Porras | Sí | No | Nunca | Sí | No | - | - |
| Justa Ríos y Francisco Reyes | Sí | No | Nunca | No | Sí | No | - |
| Pastor Rosales | Sí | No | Nunca | No | No | - | - |
| Vicente Elizondo | No | No | Nunca | No | Sí | Sí | No |
| Alis Alley | Sí | No | Nunca | No | No | - | - |
| Edesia Valencia y Edgar Morera | Sí | No | Nunca | No | Sí | Sí | No |
| Uvaldo Cubillo y Elibeth Salas | Sí | No | Nunca | No | No | - | - |
| Evelyn García | Sí | Sí | cada 2 meses | No | No | - | - |
| Ruth Quintanilla | Sí | No | Nunca | No | Sí | Sí | No |
| Rosa Matamoros | Sí | Sí | Semestral | Sí | No | - | - |
| Luis Rivera | Sí | Sí | Semestral | Sí | Sí | No | - |
| Mireya Gutiérrez | Sí | Sí | Semestral | Sí | Sí | Sí | Sí |
| Aurelio Arias | Sí | Sí | Semestral | Sí | Sí | Sí | No |
| Rigoberto Gallo | Sí | Sí | 1 vez | No | No | - | - |
| Rafael Arias | Sí | No | Nunca | No | Sí | Sí | Sí |
| Ulises Marín | Sí | Sí | Semestral | No | No | - | - |
| Sonia Reyes | Sí | Sí | 1 vez | No | Sí | Sí | Sí |
| Carlos Bermúdez y Rosa Cubero | No | Sí | Semestral | No | Sí | Sí | Sí |
| Patricia y William Alvarado | Sí | No | Nunca | No | Sí | Sí | No |
| Milagro Camacho y Marco Navarro | Sí | No | Nunca | No | Sí | Sí | No |

Cuadro A.2.2. Aspectos físicos evaluados en el diagnóstico de operación.

| Propietario(a) | Condición de: | | | Facilidad de acceso a tuberías de purga | Presencia de zanja de secado de lodos | Rejillas a la salida de los encierros | Se les ha obstruido la salida del biol | Se han presentado fugas de biogás |
|--------------------------------|----------------------------|-------|------------------------|---|---------------------------------------|---------------------------------------|--|-----------------------------------|
| | Protección del biodigestor | Zanja | Porqueriza o encierros | | | | | |
| Hilda Gaitán | 5 | 5 | 4 | 3 | Sí | Sí | No | No |
| Célimo Villareal | 5 | 2 | 3 | 1 | No | Sí | No | No |
| María Solano | 3 | 3 | 4 | 1 | No | Sí | Sí | No |
| Socorro Salas | 5 | 5 | 2 | 2 | No | Sí | No | No |
| Zaira Agüero | 1 | 2 | 4 | 1 | No | Sí | No | Sí |
| Carmen y Elías | 3 | 5 | 5 | 4 | No | Sí | No | No |
| Gregoria Jiménez | 5 | 3 | 4 | 3 | No | Sí | No | No |
| Natanael Blanco | 5 | 5 | 5 | 5 | No | No | Sí | No |
| Jesús Porras | 5 | 5 | 5 | 1 | No | No | Sí | Sí |
| Justa Ríos y Francisco Reyes | 5 | 1 | 5 | 5 | No | Sí | No | No |
| Pastor Rosales | 5 | 4 | 4 | 2 | No | Sí | No | No |
| Vicente Elizondo | 4 | 1 | 5 | 1 | No | Sí | No | No |
| Alis Alley | 3 | 1 | 5 | 1 | No | Sí | No | No |
| Edesia Valencia y Edgar Morera | 5 | 4 | 5 | 4 | No | Sí | No | No |
| Uvaldo Cubillo y Elibeth Salas | 5 | 4 | 5 | 5 | No | Sí | No | No |
| Evelyn García | 5 | 5 | 4 | 5 | Sí | Sí | No | No |
| Ruth Quintanilla | 5 | 5 | 5 | 5 | No | Sí | No | No |
| Rosa Matamoros | 4 | 5 | 4 | 4 | No | Sí | No | No |
| Luis Rivera | 5 | 5 | 5 | 5 | Sí | No | No | No |
| Mireya Gutiérrez | 5 | 5 | 5 | 5 | Sí | Sí | No | No |
| Aurelio Arias | 5 | 5 | 5 | 5 | No | Sí | No | Sí |
| Rigoberto Gallo | 4 | 4 | 5 | 5 | Sí | Sí | No | No |
| Rafael Arias | 5 | 5 | 5 | 5 | Sí | Sí | No | No |
| Ulises Marín | 3 | 5 | 3 | 5 | Sí | Sí | No | No |

Continuación del cuadro A.2.2

| Propietario(a) | Condición de: | | | Facilidad de acceso a tuberías de purga | Presencia de zanja de secado de lodos | Rejillas a la salida de los encierros | Se les ha obstruido la salida del biol | Se han presentado fugas de biogás |
|---------------------------------|----------------------------|-------|------------------------|---|---------------------------------------|---------------------------------------|--|-----------------------------------|
| | Protección del biodigestor | Zanja | Porqueriza o encierros | | | | | |
| Sonia Reyes | 5 | 5 | 5 | 3 | No | Sí | No | No |
| Carlos Bermúdez y Rosa Cubero | 4 | 5 | 5 | 5 | Sí | Sí | Sí | No |
| Patricia y William Alvarado | 5 | 3 | 4 | 4 | No | Sí | No | No |
| Milagro Camacho y Marco Navarro | 5 | 5 | 5 | 3 | Sí | Sí | No | Sí |

Cuadro A.2.3 Resultados del estado en que son operados los biodigestores

| Propietario(a) | Nota | Valoración |
|---------------------------------|-------------|-------------------|
| Hilda Gaitán | 69 | Bueno |
| Célimo Villareal | 58 | Regular |
| María Solano | 62 | Regular |
| Socorro Salas | 58 | Regular |
| Zaira Agüero | 26 | Muy Malo |
| Carmen y Elías | 66 | Regular |
| Gregoria Jiménez | 65 | Regular |
| Natanael Blanco | 62 | Regular |
| Jesús Porras | 42 | Malo |
| Justa Ríos y Francisco Reyes | 62 | Regular |
| Pastor Rosales | 55 | Regular |
| Vicente Elizondo | 47 | Malo |
| Alis Alley | 45 | Malo |
| Edesia Valencia y Edgar Morera | 71 | Bueno |
| Uvaldo Cubillo y Elibeth Salas | 63 | Regular |
| Evelyn García | 75 | Bueno |
| Ruth Quintanilla | 75 | Bueno |
| Rosa Matamoros | 74 | Bueno |
| Luis Rivera | 85 | Muy Bueno |
| Mireya Gutiérrez | 100 | Muy Bueno |
| Aurelio Arias | 90 | Muy Bueno |
| Rigoberto Gallo | 73 | Bueno |
| Rafael Arias | 85 | Muy Bueno |
| Ulises Marín | 72 | Bueno |
| Sonia Reyes | 86 | Muy Bueno |
| Carlos Bermúdez y Rosa Cubero | 78 | Bueno |
| Patricia y William Alvarado | 62 | Regular |
| Milagro Camacho y Marco Navarro | 77 | Bueno |

APÉNDICE 3. UTILIZACIÓN DEL BIOGÁS POR FAMILIAS.

Cuadro A.3 Cantidad de animales que alimentan al biodigestor y uso del biogás producido.

| Propietario(a) | Actividad en la parcela | Cerdos | Vacas | Gallinas | Frecuencia de lavados de encierros | Energía que utilizaba | Energía utilizada actualmente | Veces al día que utiliza biogás |
|--------------------------------|-------------------------|--------|-------|----------|------------------------------------|-----------------------|-------------------------------|---------------------------------|
| Hilda Gaitán | Agricultura | 4 | 0 | 10 | 1 vez al día | L-G-E | L-G-E-B | 1 |
| Célimo Villareal | Ambos | 0 | 10 | 0 | 1 vez al día | L-G | L-G-B | 2 a 3 |
| María Solano | Ganadería | 1 | 3 | 20 | 2 veces al día | L-G | L-G-B | 2 a 3 |
| Socorro Salas | Agricultura | 3 | 0 | 0 | 2 veces al día | L-E | L-B | Más de 3 |
| Zaira Agüero | Agricultura | 0 | 0 | 20 | 1 vez al día | L-G-E | B-E | 1 |
| Carmen y Elías | Agricultura | 2 | 2 | 0 | 3 por semana | L | L-B | Más de 3 |
| Gregoria Jiménez | Agricultura | 2 | 0 | 0 | 1 vez al día | L-G | G-B | 2 a 3 |
| Natanael Blanco | Agricultura | 3 | 0 | 17 | 3 por semana | L-G | B-E | 2 a 3 |
| Jesús Porras | Agricultura | 1 | 6 | 0 | 1 vez al día | L-E | L-B | 2 a 3 |
| Justa Ríos y Francisco Reyes | Agricultura | 1 | 0 | 5 | 1 vez al día | L-G | L-B | 2 a 3 |
| Pastor Rosales | Agricultura | 1 | 0 | 0 | 3 por semana | L-G-E | L-G-B | 2 a 3 |
| Vicente Elizondo | Agricultura | 2 | 0 | 0 | 2 veces al día | L | L-G-B-E | 1 |
| Alis Alley | Agricultura | 2 | 0 | 0 | 1 vez al día | L-G | G-B | 2 a 3 |
| Edesia Valencia y Edgar Morera | Agricultura | 2 | 0 | 3 | 3 por semana | G | G-B | Más de 3 |
| Uvaldo Cubillo y Elibeth Salas | Ambos | 5 | 5 | 3 | 1 vez al día | L-E | L-B-E | 2 a 3 |
| Evelyn García | Ambos | 1 | 0 | 0 | 3 por semana | L-G | L-B | Más de 3 |
| Ruth Quintanilla | Agricultura | 1 | 0 | 0 | 3 por semana | L-E | L-B | 1 |

Continuación del cuadro A.3

| Propietario(a) | Actividad en la parcela | Cerdos | Vacas | Gallinas | Frecuencia de lavados de encierros | Energía que utilizaba | Energía utilizada actualmente | Veces al día que utiliza biogás |
|---------------------------------|-------------------------|--------|-------|----------|------------------------------------|-----------------------|-------------------------------|---------------------------------|
| Rosa Matamoros | Agricultura | 5 | 0 | 0 | 1 vez al día | L-G | L-B | Más de 3 |
| Luis Rivera | Agricultura | 9 | 0 | 0 | 2 veces al día | L | B | Más de 3 |
| Mireya Gutiérrez | Ambos | 17 | 0 | 0 | 3 veces al día | L | B | Más de 3 |
| Aurelio Arias | Ambos | 3 | 0 | 0 | 2 veces al día | L | B | Más de 3 |
| Rigoberto Gallo | Ambos | 1 | 0 | 0 | 3 por semana | L-G | L-G-B | 2 a 3 |
| Rafael Arias | Ambos | 14 | 0 | 0 | 2 veces al día | L | L-B | Más de 3 |
| Ulises Marín | Agricultura | 2 | 0 | 0 | 3 por semana | G | B | Más de 3 |
| Sonia Reyes | Ambos | 2 | 0 | 0 | 1 vez al día | G | B | Más de 3 |
| Carlos Bermúdez y Rosa Cubero | Ambos | 1 | 11 | 15 | 2 veces al día | G | G-B | 2 a 3 |
| Patricia y William Alvarado | Agricultura | 3 | 0 | 3 | 1 vez al día | L-G | G-B | 2 a 3 |
| Milagro Camacho y Marco Navarro | Agricultura | 2 | 0 | 10 | 3 por semana | L | L-B | 2 a 3 |

L: leña G: gas licuado de petróleo (LPG) E: electricidad B: biogás

APÉNDICE 4. FORMATO DE LA ENCUESTA

No.

Fecha:

Hora:



ENCUESTA

1. Nombre del propietario (a):
2. Comunidad:
3. Número de personas que residen:
4. Cuáles son las principales actividades en la parcela: Agricultura () Ganadería () Otro:
5. Que cultivos siembran:
6. Está utilizando el biodigestor: Sí () No ()
7. Quien realiza las labores de mantenimiento del biodigestor:
8. Antes de tener el biodigestor qué tipo de energía utilizaba para preparar alimentos:
Leña () Cilindro de gas () Biogás () Electricidad ()
9. Actualmente qué tipo de energía utiliza para preparar alimentos:
Leña () Cilindro de gas () Biogás () Electricidad ()
10. Cuantas veces al día utiliza el biogás: 1 () 2 a 3 () Más de 3 ()
11. Mientras se esté alimentando el biodigestor es permanente la obtención del biogás: Sí () No ()
12. Revisa diario la válvula de seguridad: Sí () No ()
13. Con cuántos animales alimenta su biodigestor:

| Animales | Cerdos | Vacas | Gallinas |
|---------------|--------|-------|----------|
| Cantidad | | | |
| Alimentación | | | |
| Peso promedio | | | |

14. Fuente de agua: Río () Pozo () ASADA ()
15. Frecuencia de lavado de encierros:
2 veces al día todos los días () 1 vez al día () 3 por semana () 1 por semana ()
16. El lavado se realiza con: Balde () Manguera ()

17. Cuando tiempo dura en el lavado:
18. Quién realiza el lavado:
19. Utiliza jabones o detergentes para limpiar los encierros: Sí () No ()
20. Utiliza cloro para la limpieza: Sí () No ()
21. Ha abierto la llave de sólidos: Sí () No ()
22. Si se ha abierto la llave con qué frecuencia: Mensual () 3 veces al año () 2 veces al año ()
23. Se le da un uso al lodo: Sí () No ()
24. Que uso le dan:
25. Almacena el biol: Sí () No () 26. Se encuentra tapado el biol: Sí () No ()
27. Utiliza el biol: Sí () No ()
28. Lo diluye antes de aplicarlo: Sí () No () Relación de dilución: _____
29. Cultivos fertilizados o que fertilizaría:
30. Forma de aplicación del biol: Al suelo () Foliar () Ambos ()
31. En que etapas del crecimiento de la planta aplica el biol:
32. Beneficios generados por su aplicación:
 Crecimiento acelerado () Mayor tamaño de la planta () Mayor follaje ()
 Mayor tamaño del fruto () Resistencia a las plagas () Mayor producción ()
33. Utilizan fertilizantes químicos: Sí () No ()
34. Utilizan pesticidas/plaguicidas: Sí () No ()
35. Han recibido capacitación sobre el manejo del biodigestor: Sí () No () Cuantas: _____
36. Que tanto considera que han ayudado a entender cómo funcionan los biodigestores:
 Mucho () Poco () Nada ()
37. Prefería que se hicieran de manera práctica: Sí () No ()
38. Le gustaría contar con un manual de mantenimiento del biodigestor: Sí () No ()
39. Ha contado con apoyo de vecinos para la utilización del biodigestor: Sí () No ()
40. Cuáles son las formas de comunicación en la comunidad:
41. Presencia de zanja de secado de lodos: Sí () No ()
42. Se cuenta con rejillas a la salida de los encierros: Sí () No ()
43. Se les ha obstruido la salida del biol: Sí () No ()
44. Hay biogás: Sí () No ()
45. Se presentan fugas de biogás: Sí () No () Donde:

46. Distancia aproximada de cursos de agua con respecto a las instalaciones: _____m

47. Distancia aproximada vivienda respecto a las instalaciones: _____m

| Beneficios | Dificultades |
|------------|--------------|
| | |

| Factor | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|---|
| Condiciones de protección del biodigestor | | | | | |
| Condiciones de la zanja | | | | | |
| Condiciones de la porqueriza o encierros | | | | | |
| Facilidad de acceso a tuberías de purga | | | | | |

APÉNDICE 5. BASE ALIMENTICIA DE LOS CERDOS POR PROPIETARIO.

Cuadro A.5. Alimento brindado a los cerdos.

| Rafael Arias | Mireya Gutiérrez | Edgar Morera | Luis Rivera | Justa Ríos | Ulises Marín | Carlos Maroto | Alis Alley |
|-------------------------|-----------------------------|-------------------------|--------------------|-------------------|-------------------------|--------------------------|-------------------|
| Concentrado | Plátano | Concentrado | Concentrado | Concentrado | Concentrado | Concentrado | Concentrado |
| Banano | Nacadero | Banano | Maíz | Banano | Plátano | Plátano | Banano |
| Plátano | Lactancia | Plátano | Guanábana | Plátano | | Pasto | |
| Yuca | | Mango | | | | | |
| Pasto | | | | | | | |
| Caña | | | | | | | |

APÉNDICE 6. CUANTIFICACIÓN DE LAS EMISIONES DE GEI POR FUENTE DE EMISIÓN.

Cuadro A.6.1 Emisiones de N₂O de parcelas con biodigestores en funcionamiento por el manejo del estiércol animal en pasturas.

| Categoría de animal | N_{ex} | F_{PRP} | F_{AM} | Emisiones directas | Emisiones indirectas |
|----------------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|---------------------------|-----------------------------|
| Porcino | 16,045 | 89,854 | 224,636 | 2,824 | 1,5 |
| Vacuno | 40,077 | 1486,02 | 1482,849 | 46,138 | 9,9 |
| Gallinas | 0,53874 | 23,985 | 28,553 | 0,754 | 0,191 |

Cuadro A.6.2 Emisiones de GEI de las diferentes fuentes de emisión de las parcelas con biodigestores activos.

| GEI | Leña (t/año) | LPG (t/año) | Manejo del estiércol (kg/año) | | |
|------------------|-------------------------|------------------------|--------------------------------------|---------------|-----------------------|
| | | | Porcino | Vacuno | Aves de corral |
| CH ₄ | - | 0,0014 | 14 | 37 | 2,12 |
| N ₂ O | - | 2,74x10 ⁻⁵ | 4,32 | 56,041 | 0,944 |
| CO ₂ | 20,1 | 16,06 | - | - | - |

APÉNDICE 7. DATOS DE DBO₅ Y SST DE DOS MUESTREOS.

Cuadro A.7 Resultados de DBO y SST para dos muestreos por propietario

| Parámetro (mg/L) | Rafael Arias | | Mireya Gutiérrez | | Edgar Morera | |
|------------------------------|--------------|--------|------------------|--------|--------------|---------|
| | M.1 | M.2 | M.1 | M.2 | M.1 | M.2 |
| DBO ₅ afluente | 978 | 2146,2 | 495 | 490,89 | 1365 | 1154,89 |
| DBO ₅ efluente | 196,8 | 123,22 | 25,5 | 30,29 | 55,65 | 15,42 |
| SST afluente | 1,02 | 17,5 | 2,18 | 2,56 | 1,94 | 11,4 |
| SST efluente | 0,21 | 1,27 | 0,1 | 1,77 | 1,4 | 0,0033 |

APÉNDICE 8. NUTRIENTES EN EL EFLUENTE DE LOS BIODIGESTORES.

Cuadro A.8 Nutrientes encontrados en dos muestreos por propietario.

| Nutrientes (mg/L) | Rafael | | Mireya | | Edgar | | Luis | | Justa Ríos | | Ulises | | Carlos | | Alis Alley | |
|----------------------|--------|-----|-----------|-----|--------|-----|--------|-----|------------|-----|--------|------|--------|------|------------|------|
| | Arias | | Gutiérrez | | Morera | | Rivera | | | | Marín | | Maroto | | | |
| | M.1 | M.2 | M.1 | M.2 | M.1 | M.2 | M.1 | M.2 | M.1 | M.2 | M.1 | M.2 | M.1 | M.2 | M.1 | M.2 |
| Calcio | 96 | 84 | 92 | 92 | 69 | 67 | 72 | 141 | 61 | 89 | 87 | 98 | 70 | 71 | 105 | 102 |
| Cloruro | <4 | <4 | <4 | 4,4 | <4 | <4 | 210 | <4 | 235 | <4 | 271 | 19,2 | 242 | 23,4 | 322 | 20,4 |
| Nitrato | 44 | 47 | 25 | 28 | 26 | 42 | 66 | 25 | 20 | 32 | 69 | 67 | 62 | 84 | 34 | 38 |
| Amonio | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| Nitrógeno | 318 | 319 | 255 | 596 | 162 | 166 | 110 | 348 | 66 | 222 | 97 | 288 | 97 | 129 | 62 | 70 |
| Total | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Potasio | 396 | 394 | 359 | 354 | 338 | 305 | 588 | 268 | 652 | 397 | 587 | 534 | 4,9 | 397 | 550 | 372 |
| Fosfato | 237 | 86 | 246 | 104 | 157 | 58 | 64 | 106 | 50 | 112 | 49 | 214 | 69 | 172 | 38 | 69 |
| Fósforo Total | 78 | 28 | 80 | 34 | 51 | 19 | 21 | 34 | 16 | 36 | 16 | 70 | 22 | 56 | 12 | 22 |
| Sodio | 64 | 57 | 51 | 73 | 88 | 146 | 62 | 146 | 74 | 85 | 149 | 108 | 50 | 36 | 257 | 328 |

APÉNDICE 9. RESULTADOS DE MEDICIONES A LA COSECHA DE MAÍZ

| | | | | | | | | |
|----------|------------------|----------|-----------|------------------|-----------|-----------|------------------|-----------|
| 1 | Peso follaje | 104,8 g | 8 | Peso follaje | 110 g | 15 | Peso follaje | 120 g |
| | Altura follaje | 83,8 cm | | Altura follaje | 90 cm | | Altura follaje | 104,14 cm |
| | Peso elote | 39,62 g | | Peso elote | 29,88 g | | | |
| | Lontigud elote | 17,2 cm | | Lontigud elote | 18,8 cm | | | |
| | Peso mazorca | 17,8 g | | Peso mazorca | 14,61 g | | | |
| | Longitud mazorca | 4,2 cm | | Longitud mazorca | 3,5 cm | | | |
| 2 | Peso follaje | 96,3 g | 9 | Peso follaje | 70 g | 16 | Peso follaje | 100 g |
| | Altura follaje | 88,9 cm | | Altura follaje | 68,18 cm | | Altura follaje | 83,82 cm |
| | Peso elote | 28,87 g | | | | | | |
| | Lontigud elote | 16,2 cm | | | | | | |
| | Peso mazorca | 12,07 g | | | | | | |
| | Longitud mazorca | 3 cm | | | | | | |
| 3 | Peso follaje | 86 g | 10 | Peso follaje | 112,8 g | 17 | Peso follaje | 95,5 g |
| | Altura follaje | 71,12 cm | | Altura follaje | 80,17 cm | | Altura follaje | 117,3 cm |
| | Peso elote | 36,67 g | | Peso elote | 24,33 g | | Peso elote | 44,5 g |
| | Lontigud elote | 20 cm | | Lontigud elote | 21 cm | | Lontigud elote | 18,6 cm |
| | Peso mazorca | 16,1 g | | Peso mazorca | 10,6 g | | Peso mazorca | 36,3 g |
| | Longitud mazorca | 5,5 cm | | Longitud mazorca | 5,8 cm | | Longitud mazorca | 8,9 cm |
| 4 | Peso follaje | 90 g | 11 | Peso follaje | 70 g | 18 | Peso follaje | 97,7 g |
| | Altura follaje | 58,68 cm | | Altura follaje | 78,74 cm | | Altura follaje | 73,66 cm |
| 5 | Peso follaje | 100 g | 12 | Peso follaje | 62,1 g | 19 | Peso follaje | 100 g |
| | Altura follaje | 86,36 cm | | Altura follaje | 73,66 cm | | Altura follaje | 88,9 cm |
| 6 | Peso follaje | 56 g | 13 | Peso follaje | 73,4 g | 20 | Peso follaje | 105 g |
| | Altura follaje | 80,01 cm | | Altura follaje | 82,55 cm | | Altura follaje | 93,9 cm |
| | | | | | | | Peso elote | 76,28 g |
| | | | | | | | Lontigud elote | 23,5 cm |
| | | | | | | | Peso mazorca | 56,8 g |
| | | | | | | | Longitud mazorca | 9,7 cm |
| 7 | Peso follaje | 75,1 g | 14 | Peso follaje | 114,7 g | 21 | Peso follaje | 95 g |
| | Altura follaje | 93,98 cm | | Altura follaje | 113,19 cm | | Altura follaje | 119,38 cm |
| | Peso elote | 27,15 g | | Peso elote | 89,61 g | | Peso elote | 77,23 g |
| | Lontigud elote | 18,5 cm | | Lontigud elote | 24,4 cm | | Lontigud elote | 21 cm |
| | Peso mazorca | 11,18 g | | Peso mazorca | 45,02 g | | Peso mazorca | 48,34 g |
| | Longitud mazorca | 6 cm | | Longitud mazorca | 12 cm | | Longitud mazorca | 11 cm |

Figura A.9.1. Ubicación de las repeticiones del tratamiento A y sus respectivas mediciones.

| | | | | | | | | |
|----------|------------------|---------|-----------|------------------|----------|-----------|------------------|----------|
| 1 | Peso follaje | 87,44 g | 8 | Peso follaje | 65,5 g | 15 | Peso follaje | 70,37 g |
| | Altura follaje | 128 cm | | Altura follaje | 96,5 cm | | Altura follaje | 81 cm |
| | Peso elote | 83,68 g | | Peso elote | 52,26 g | | Peso elote | 26,99 g |
| | Lontigud elote | 22,8 cm | | Lontigud elote | 18 cm | | Lontigud elote | 15 cm |
| | Peso mazorca | 52,97 g | | Peso mazorca | 36,11 g | | Peso mazorca | 19,77 g |
| | Longitud mazorca | 11 cm | | Longitud mazorca | 7,5 cm | | Longitud mazorca | 5,9 cm |
| 2 | Peso follaje | 68,9 g | 9 | Peso follaje | 71,82 g | 16 | Peso follaje | 93,92 g |
| | Altura follaje | 90 cm | | Altura follaje | 83 cm | | Altura follaje | 70 cm |
| | Peso elote | 45,28 g | | Peso elote | 36,54 g | | Peso elote | 25,84 g |
| | Lontigud elote | 15,5 cm | | Lontigud elote | 17 cm | | Lontigud elote | 11,9 cm |
| | Peso mazorca | 33,92 g | | Peso mazorca | 20,9 g | | Peso mazorca | 15,6 g |
| | Longitud mazorca | 7,4 cm | | Longitud mazorca | 3 cm | | Longitud mazorca | 4,3 cm |
| 3 | Peso follaje | 80 g | 10 | Peso follaje | 78,38 g | 17 | Peso follaje | 71,8 g |
| | Altura follaje | 94 cm | | Altura follaje | 97 cm | | Altura follaje | 128 cm |
| | Peso elote | 36,97 g | | Peso elote | 39,67 g | | Peso elote | 56,79 g |
| | Lontigud elote | 16,8 cm | | Lontigud elote | 17,3 cm | | Lontigud elote | 19,7 cm |
| | Peso mazorca | 23,89 g | | Peso mazorca | 22,52 g | | Peso mazorca | 41,72 g |
| | Longitud mazorca | 7 cm | | Longitud mazorca | 5,5 cm | | Longitud mazorca | 8 cm |
| 4 | Peso follaje | 86,3 g | 11 | Peso follaje | 95,89 g | 18 | Peso follaje | 87,66 g |
| | Altura follaje | 91 cm | | Altura follaje | 122 cm | | Altura follaje | 119 |
| | Peso elote | 28,67 g | | Peso elote | 53,81 g | | Peso elote | 40,86 g |
| | Lontigud elote | 16,9 cm | | Lontigud elote | 21,4 cm | | Lontigud elote | 16,1 |
| | Peso mazorca | 12,76 g | | Peso mazorca | 46,18 g | | Peso mazorca | 31,13 g |
| | Longitud mazorca | 5,7 cm | | Longitud mazorca | 8,6 cm | | Longitud mazorca | 8 |
| 5 | Peso follaje | 95,86 | 12 | Peso follaje | 155,68 | 19 | Peso follaje | 118,1 |
| | Altura follaje | 116 cm | | Altura follaje | 134 cm | | Altura follaje | 136 cm |
| 6 | Peso follaje | 90,54 g | 13 | Peso follaje | 148,15 g | 20 | Peso follaje | 101,53 g |
| | Altura follaje | 96,2 cm | | Altura follaje | 137 cm | | Altura follaje | 122 cm |
| | Peso elote | 29,69 g | | Peso elote | 81,47 g | | Peso elote | 50,31 g |
| | Lontigud elote | 19,1 cm | | Lontigud elote | 22 cm | | Lontigud elote | 18,8 cm |
| | Peso mazorca | 14,16 g | | Peso mazorca | 59,86 g | | Peso mazorca | 37,15 g |
| | Longitud mazorca | 5,8 cm | | Longitud mazorca | 11,5 cm | | Longitud mazorca | 7,5 cm |
| 7 | Peso follaje | 80,48 g | 14 | Peso follaje | 99,17 | 21 | Peso follaje | 170 |
| | Altura follaje | 99 cm | | Altura follaje | 112 cm | | Altura follaje | 111 cm |
| | Peso elote | 57,4 g | | | | | | |
| | Lontigud elote | 17,5 cm | | | | | | |
| | Peso mazorca | 41,41 g | | | | | | |
| | Longitud mazorca | 7,6 cm | | | | | | |

Figura A.9.2. Ubicación de las repeticiones del tratamiento B y sus respectivas mediciones.

| | | | | | | | | |
|----------|------------------|----------|-----------|------------------|----------|-----------|------------------|----------|
| 1 | Peso follaje | 70,61 g | 8 | Peso follaje | 92,69 g | 15 | Peso follaje | 84,11 g |
| | Altura follaje | 112 cm | | Altura follaje | 116 cm | | Altura follaje | 116 cm |
| | Peso elote | 86,2 g | | Peso elote | 49,36 g | | Peso elote | 34,16 g |
| | Lontigud elote | 46,5 cm | | Lontigud elote | 23 cm | | Lontigud elote | 12,5 cm |
| | Peso mazorca | 23,7 g | | Peso mazorca | 26,93 g | | Peso mazorca | 26,06 g |
| | Longitud mazorca | 8,7 cm | | Longitud mazorca | 9,5 cm | | Longitud mazorca | 6,9 cm |
| 2 | Peso follaje | 79,15 g | 9 | Peso follaje | 95,21 g | 16 | Peso follaje | 90,66 g |
| | Altura follaje | 120 cm | | Altura follaje | 107 cm | | Altura follaje | 74 cm |
| | Peso elote | 46,33 g | | | | | | |
| | Lontigud elote | 15,8 cm | | | | | | |
| | Peso mazorca | 36,39 g | | | | | | |
| | Longitud mazorca | 8,9 cm | | | | | | |
| 3 | Peso follaje | 72,66 g | 10 | Peso follaje | 74,46 g | 17 | Peso follaje | 78,56 g |
| | Altura follaje | 111 cm | | Altura follaje | 106 cm | | Altura follaje | 136 cm |
| | Peso elote | 46,2 g | | Peso elote | 39,88 g | | | |
| | Lontigud elote | 28,1 cm | | Lontigud elote | 16,4 cm | | | |
| | Peso mazorca | 29,6 g | | Peso mazorca | 28,74 g | | | |
| | Longitud mazorca | 15,3 cm | | Longitud mazorca | 17,1 cm | | | |
| 4 | Peso follaje | 76,34 g | 11 | Peso follaje | 83,14 g | 18 | Peso follaje | 53,26 g |
| | Altura follaje | 98 cm | | Altura follaje | 96 cm | | Altura follaje | 101 cm |
| 5 | Peso follaje | 81,21 g | 12 | Peso follaje | 101,01 g | 19 | Peso follaje | 86,32 g |
| | Altura follaje | 94 cm | | Long. Follaje | 148 cm | | Altura follaje | 118 cm |
| | Peso elote | 44,42 g | | peso elote | 71,81 g | | Peso elote | 61,74 g |
| | Lontigud elote | 16,8 cm | | long elote | 20,4 cm | | Lontigud elote | 19,4 cm |
| | Peso mazorca | 27,2 g | | peso mazorca | 53,41 g | | Peso mazorca | 44,37g |
| | Longitud mazorca | 6,9 cm | | long. Mazorca | 11,3 cm | | Longitud mazorca | 10,3 cm |
| 6 | Peso follaje | 83,2 g | 13 | Peso follaje | 76,32 g | 20 | Peso follaje | 94,78 g |
| | Altura follaje | 92 cm | | Altura follaje | 94 cm | | Altura follaje | 102 cm |
| 7 | Peso follaje | 106,93 g | 14 | Peso follaje | 186,07 g | 21 | Peso follaje | 143,02 g |
| | Altura follaje | 127 cm | | Altura follaje | 153 cm | | Altura follaje | 145 cm |
| | Peso elote | 63,51 g | | Peso elote | 141,31 g | | Peso elote | 113,5 g |
| | Lontigud elote | 22,3 cm | | Lontigud elote | 24,7 cm | | Lontigud elote | 21,7 cm |
| | Peso mazorca | 42,21 g | | Peso mazorca | 96,34 g | | Peso mazorca | 86,95 g |
| | Longitud mazorca | 10 cm | | Longitud mazorca | 9,6 cm | | Longitud mazorca | 11,9 cm |

Figura A.9.3. Ubicación de las repeticiones del tratamiento C y sus respectivas mediciones.

| | | | | | | | | | |
|----------|------------------|----------|-----------|------------------|----------------|------------------|------------------|----------------|----------|
| 1 | Peso follaje | 88,64 g | 8 | Peso follaje | 95,06 g | 15 | Peso follaje | 96,95 g | |
| | Altura follaje | 113 cm | | Peso follaje | 116 cm | | Peso follaje | 117 cm | |
| | Peso elote | 41,7 g | | Peso elote | 49,84 g | | Peso elote | 34,93 g | |
| | Longitud elote | 19 | | Longitud elote | 18,1 cm | | Longitud elote | 15,9 cm | |
| | Peso mazorca | 27,87 g | | Peso mazorca | 30,41 g | | Peso mazorca | 23,69 g | |
| | Longitud mazorca | 6,7 | | Longitud mazorca | 6,3 cm | | Longitud mazorca | 6,6 cm | |
| 2 | Peso follaje | 84,75 g | 9 | Peso follaje | 109,42 g | 16 | Peso follaje | 108,47 g | |
| | Altura follaje | 113 cm | | Peso follaje | 118 cm | | Peso follaje | 136 cm | |
| | Peso elote | 61,16 g | | | Peso elote | | 70,53 g | Peso elote | 70,53 g |
| | Longitud elote | 19,8 cm | | | Longitud elote | | 20,6 cm | Longitud elote | 20,6 cm |
| | Peso mazorca | 47,65 g | | | | Peso mazorca | 48,28 g | | |
| | Longitud mazorca | 10,6 cm | | | | Longitud mazorca | 9,9 cm | | |
| 3 | Peso follaje | 184,16 g | 10 | Peso follaje | 140,33 g | 17 | Peso follaje | 257,68 g | |
| | Altura follaje | 160 cm | | Peso follaje | 81 cm | | Peso follaje | 166 cm | |
| | Peso elote | 112,97 g | | | Peso elote | | 230,98 g | Peso elote | 230,98 g |
| | Longitud elote | 22,2 cm | | | Longitud elote | | 26 cm | Longitud elote | 26 cm |
| | Peso mazorca | 88,42 g | | | | Peso mazorca | 179,48 g | | |
| | Longitud mazorca | 13,4 cm | | | | Longitud mazorca | 18,3 cm | | |
| 4 | Peso follaje | 97,97 g | 14 | Peso follaje | 179,24 g | 18 | Peso follaje | 108,12 g | |
| | Altura follaje | 118 cm | | Peso follaje | 138 cm | | Peso follaje | 121 cm | |
| | Peso elote | 49,85 g | | Peso elote | 99,55 g | | Peso elote | 51,4 g | |
| | Longitud elote | 18,1 cm | | Longitud elote | 20 cm | | Longitud elote | 15,4 cm | |
| | Peso mazorca | 35,37 g | | Peso mazorca | 73,48 g | | Peso mazorca | 39,29 g | |
| | Longitud mazorca | 8,6 cm | | Longitud mazorca | 11,8 cm | | Longitud mazorca | 7,2 cm | |
| 5 | Peso follaje | 249,17 g | 12 | Peso follaje | 95,96 g | 19 | Peso follaje | 473,06 g | |
| | Altura follaje | 155 cm | | Peso follaje | 120 cm | | Peso follaje | 170 cm | |
| | Peso elote | 128,84 g | | Peso elote | 40,49 g | | Peso elote | 277,61 g | |
| | Longitud elote | 22,7 cm | | Longitud elote | 17,2 cm | | Longitud elote | 24 cm | |
| | Peso mazorca | 98,15 g | | Peso mazorca | 25,81 g | | Peso mazorca | 226,64 g | |
| | Longitud mazorca | 15,3 cm | | Longitud mazorca | 9,5 cm | | Longitud mazorca | 20 cm | |
| 6 | Peso follaje | 209,46 g | 13 | Peso follaje | 95,33 g | 20 | Peso follaje | 96,89 g | |
| | Altura follaje | 154 cm | | Peso follaje | 130 cm | | Peso follaje | 129 cm | |
| | Peso elote | 150,51 g | | | | | | | |
| | Longitud elote | 23 cm | | | | | | | |
| | Peso mazorca | 117,63 g | | | | | | | |
| | Longitud mazorca | 14,3 cm | | | | | | | |
| 7 | Peso follaje | 119,09 g | 11 | Peso follaje | 480,56 g | 21 | Peso follaje | 309,5 g | |
| | Altura follaje | 137 cm | | Peso follaje | 196 cm | | Peso follaje | 158 cm | |
| | Peso elote | 75,07 g | | Peso elote | 324,92 g | | Peso elote | 178,23 g | |
| | Longitud elote | 22,3 cm | | Longitud elote | 32 cm | | Longitud elote | 25,7 cm | |
| | Peso mazorca | 52,51 g | | Peso mazorca | 222,23 g | | Peso mazorca | 135,19 g | |
| | Longitud mazorca | 8,5 cm | | Longitud mazorca | 18,4 cm | | Longitud mazorca | 16 cm | |

Figura A.9.4. Ubicación de las repeticiones del tratamiento D y sus respectivas mediciones.

Cuadro A.9.10. Estadísticos de las mediciones por tratamiento realizadas a la cosecha de maíz.

| Estadístico | A | | | | B | | | | C | | | | D | | | |
|------------------------|-----------------|-------------------|-----------------|---------------------|-----------------|-------------------|-----------------|---------------------|-----------------|-------------------|-----------------|---------------------|-----------------|-------------------|-----------------|---------------------|
| | Peso follaje | Altura follaje | Peso mazorca | Longitud mazorca |
| | (g) | (cm) | (g) | (cm) |
| Promedio | 92,11 | 96,07 | 26,87 | 6,96 | 96,07 | 107,75 | 31,88 | 7,14 | 90,98 | 111,56 | 43,49 | 10,53 | 175,18 | 135,52 | 86,59 | 11,85 |
| Desviación Estándar | 18,00 | 29,03 | 17,81 | 3,21 | 29,03 | 19,73 | 14,22 | 2,18 | 27,91 | 20,71 | 24,27 | 3,06 | 119,23 | 25,94 | 67,79 | 4,53 |
| Mínimo | 56,00 | 65,50 | 10,60 | 3,00 | 65,50 | 70,00 | 12,76 | 3,00 | 53,26 | 74,00 | 23,70 | 6,90 | 84,75 | 81,00 | 23,69 | 6,30 |
| Máximo | 120,00 | 170,00 | 56,80 | 12,00 | 170,00 | 137,00 | 59,86 | 11,50 | 186,07 | 153,00 | 96,34 | 17,10 | 480,56 | 196,00 | 226,64 | 20,00 |

APÉNDICE 10. MUESTRAS DE LAS MAZORCAS COSECHADAS EN LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS.



Figura A.10.1 Muestra de mazorcas para el tratamiento A (0% biol).



Figura A.10.2 Muestra de mazorcas para el tratamiento B (25% biol).



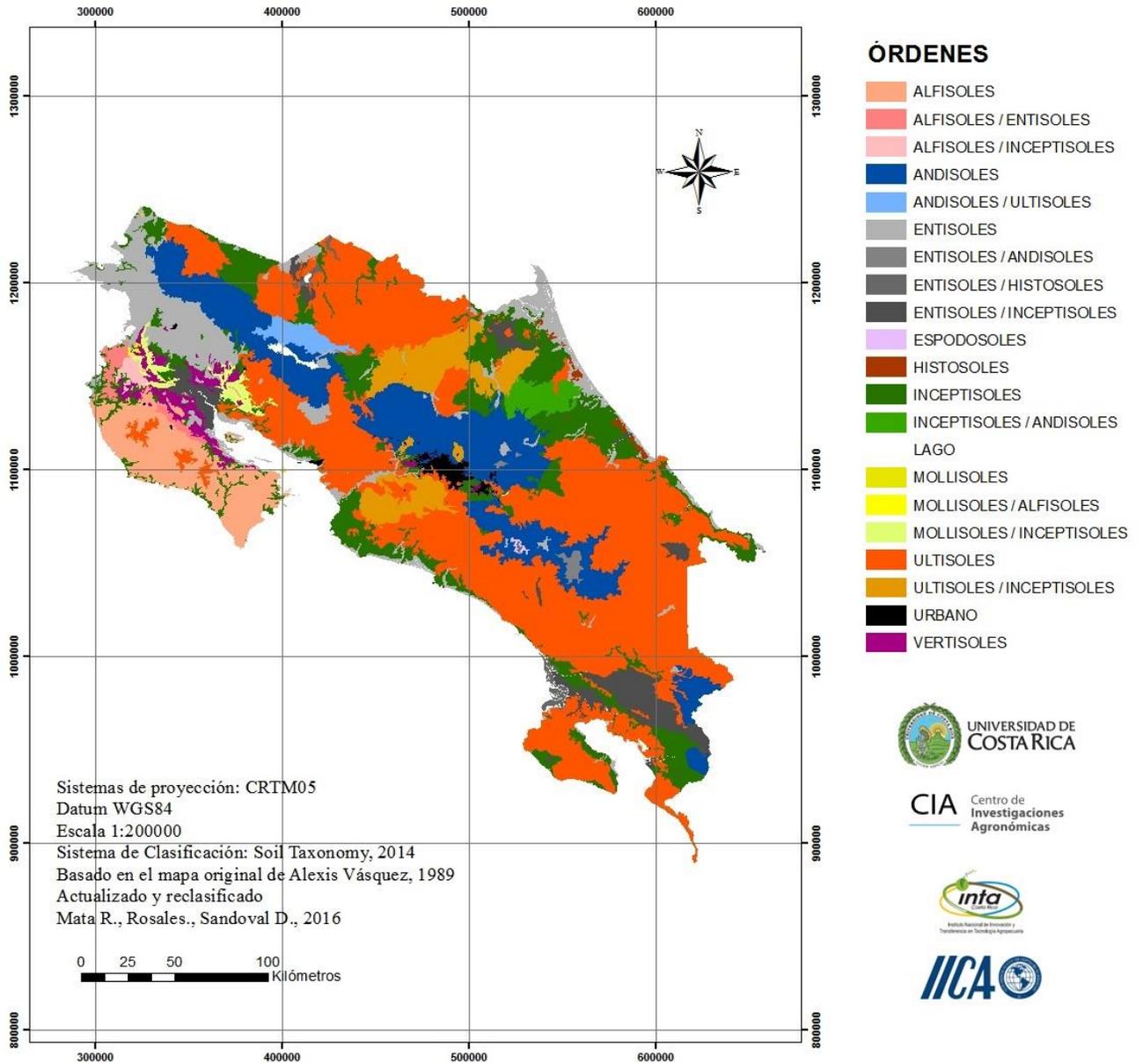
Figura A.10.3 Muestra de mazorcas para el tratamiento C (50% biol).



Figura A.10.4 Muestra de mazorcas para el tratamiento D (100% biol)

ANEXOS

ANEXO 1. ORDEN DE SUELOS DE COSTA RICA



Fuente: CIA (2016)

ANEXO 2. FACTORES DE LA IPCC EMPLEADOS EN LA CUANTIFICACIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO POR EL MANEJO DE EXCRETAS.

Valores aplicados en la estimación de emisiones por manejo de las excretas porcinas en corrales de engorde para América Latina señalados por FAO (2015).

| | Parámetro | Valor |
|-------------------|--|--------------|
| EF | Factor de emisión de metano | 1 |
| N_{tasa} | Tasa de excreción de nitrógeno (porcino de carne) | 1,57 |
| TAM | Masa animal típica | 28 |
| MS_{PRP} | Fracción de nitrógeno depositado en pasturas | 0,4 |
| $Frac_{perd}$ | Fracción de nitrógeno de estiércol que se pierde por manejo del estiércol | 0 |
| $Frac_{GasMS(S)}$ | Fracción de nitrógeno de estiércol depositado en pasturas que se volatiliza | 0,2 |
| EF_3 | Factor de emisión para emisiones directas de N_2O | 0,02 |
| $Frac_{Lix}$ | Porcentaje de pérdida de N por escorrentía y lixiviación | 0,3 |
| EF_5 | Factor de emisión para las emisiones indirectas de N_2O procedentes de lixiviación y escorrentía | 0,0075 |
| EF_4 | Factor de emisión para las emisiones indirectas de N_2O de la deposición atmosférica | 0,01 |

Valores aplicados en la estimación de emisiones por manejo de las excretas de vacuno no lechero en América Latina señalados por FAO (2015).

| | Parámetro | Valor |
|-------------------|--|--------------|
| EF | Factor de emisión de metano | 1 |
| N_{tasa} | Tasa de excreción de nitrógeno | 0,36 |
| TAM | Masa animal típica | 305 |
| MS_{PRP} | Fracción de nitrógeno depositado en pasturas | 0,99 |
| $Frac_{perd}$ | Fracción de nitrógeno de estiércol que se pierde por manejo del estiércol | 0 |
| $Frac_{GasMS(S)}$ | Fracción de nitrógeno de estiércol depositado en pasturas que se volatiliza | 0,2 |
| EF_3 | Factor de emisión para emisiones directas de N_2O | 0,02 |
| $Frac_{Lix}$ | Porcentaje de pérdida de N por escorrentía y lixiviación | 0,3 |
| EF_5 | Factor de emisión para las emisiones indirectas de N_2O procedentes de lixiviación y escorrentía | 0,0075 |
| EF_4 | Factor de emisión para las emisiones indirectas de N_2O de la deposición atmosférica | 0,01 |

Valores aplicados en la estimación de emisiones por manejo de las excretas de gallinas ponedoras en corral para América Latina señalados por FAO (2015).

| | Parámetro | Valor |
|--------------------------|--|--------------|
| EF | Factor de emisión de metano | 0,02 |
| N_{tasa} | Tasa de excreción de nitrógeno | 0,82 |
| TAM | Masa animal típica | 1,8 |
| MS_{PRP} | Fracción de nitrógeno depositado en pasturas | 0,42 |
| $Frac_{\text{perd}}$ | Fracción de nitrógeno de estiércol que se pierde por manejo del estiércol | 0,5 |
| $Frac_{\text{GasMS(S)}}$ | Fracción de nitrógeno de estiércol depositado en pasturas que se volatiliza | 0,2 |
| EF_3 | Factor de emisión para emisiones directas de N_2O | 0,02 |
| $Frac_{\text{Lix}}$ | Porcentaje de pérdida de N por escorrentía y lixiviación | 0,3 |
| EF_5 | Factor de emisión para las emisiones indirectas de N_2O procedentes de lixiviación y escorrentía | 0,0075 |
| EF_4 | Factor de emisión para las emisiones indirectas de N_2O de la deposición atmosférica | 0,01 |

ANEXO 3. ARTÍCULO 28 CLASIFICACIÓN DE LOS TIPOS DE REUSO. REGLAMENTO DE VERTIDO Y REUSO DE AGUAS RESIDUALES.

Tipo 1: Reuso urbano

Riego de zonas en donde haya acceso del público (por ejemplo, en zona verdes, campos de golf, parques, plazas deportivas y cementerios), lavado de automóviles, inodoros, combate de incendios y otros usos con similar acceso o exposición al agua.

Tipo 2: Riego con acceso restringido

Cultivo de césped, silvicultura y otras áreas donde el acceso del público es prohibido o restringido.

Tipo 3: Reuso agrícola en cultivos de alimentos que no se procesan previo a su venta

Riego superficial o por aspersión, de cualquier cultivo comestible que no se procese previo a su venta, incluyendo aquellos que se consumen crudos.

Tipo 4: Reuso agrícola en cultivos de alimentos que se procesan previo a su venta

Riego de cultivos que, previo a su venta al público, han recibido el procesamiento físico o químico necesario para la destrucción de los organismos patógenos que pudieran contener.

Tipo 5: Reuso agrícola en cultivos no alimenticios

Riego de pastos de piso, forrajes, cultivos de fibras y semillas, y otros cultivos no alimenticios.

Tipo 6: Reuso recreativo

Reuso en cuerpos de agua artificiales donde pueda existir un contacto ocasional (por ejemplo: pesca, canotaje y navegación).

Tipo 7: Reuso paisajístico

Aprovechamientos estéticos donde el contacto con el público no es permitido, y dicha prohibición esté claramente rotulada.

Tipo 8: Reuso en la construcción

Compactación de suelos, control del polvo, lavado de materiales, producción de concreto.