

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA



**OBTENCIÓN DE BIOCOMBUSTIBLE GASEOSO Y SÓLIDO A
PARTIR DE PLANTAS ACUÁTICAS Y LODOS SEDIMENTADOS
DE LA BAHÍA INTERNA PUNO- LAGO TITICACA**

TESIS

PRESENTADO POR:

Bach. Brumilda Maritza TARAPA COLQUE

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO QUÍMICO

PUNO – PERÚ

2014

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA****ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA**

OBTENCIÓN DE BIOCOMBUSTIBLE GASEOSO Y SÓLIDO A
PARTIR DE PLANTAS ACUÁTICAS Y LODOS SEDIMENTADOS
DE LA BAHÍA INTERNA, PUNO- LAGO TITICACA

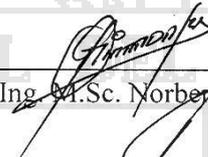
TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO
QUÍMICO

Presentado por:

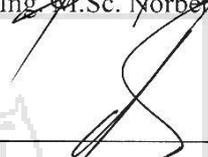
BACH. BRUMILDA MARITZA TARAPA COLQUE

APROBADO POR EL JURADO REVISOR CONFORMADO POR:

PRESIDENTE


Ing. M.Sc. Norberto Miranda Zea

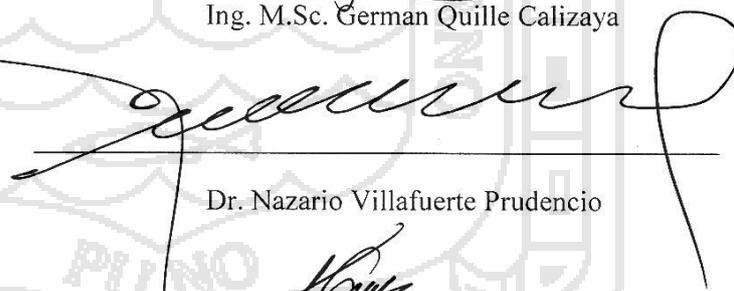
PRIMER MIEMBRO


Ing. M.Sc. Ciro Vera Alatriza

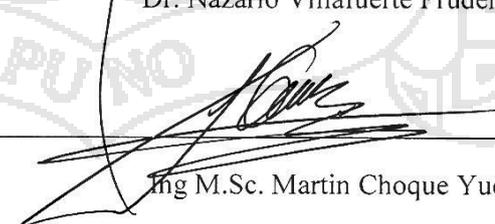
SEGUNDO MIEMBRO


Ing. M.Sc. German Quille Calizaya

DIRECTOR DE TESIS


Dr. Nazario Villafuerte Prudencio

ASESOR DE TESIS


Ing. M.Sc. Martin Choque Yucra

LINEA: Tecnología de energía renovables

TEMA: Tratamiento de residuos sólidos

PRESENTACIÓN

SEÑOR DECANO DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO – PUNO.

SEÑOR COORDINADOR DE INVESTIGACIÓN DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA.

En cumplimiento de las disposiciones legales vigentes en el estatuto de la Universidad Nacional Del Altiplano y el reglamento de la Facultad De Ingeniería Química, presento a vuestra consideración, el trabajo de tesis de investigación titulado: “OBTENCIÓN DE BIOCOMBUSTIBLE GASEOSO Y SÓLIDO A PARTIR DE PLANTAS ACUÁTICAS Y LODOS SEDIMENTADOS DE LA BAHÍA INTERNA, PUNO- LAGO TITICACA”, con la finalidad de optar el título profesional de Ingeniero Químico y contribuir a la solución del problema de la contaminación del Lago Titicaca.

En el presente trabajo se investigó sobre la digestión anaerobia de plantas acuáticas y lodos sedimentados de la Bahía Interna, Puno – Lago Titicaca, obteniendo como subproductos el gas metano y el bioabono.

En tal sentido quiero expresar mi reconocimiento y agradecimiento a todos los docentes de la facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional Del Altiplano por las enseñanzas brindadas para la realización de este trabajo de investigación

Brumilda Maritza Tarapa Colque

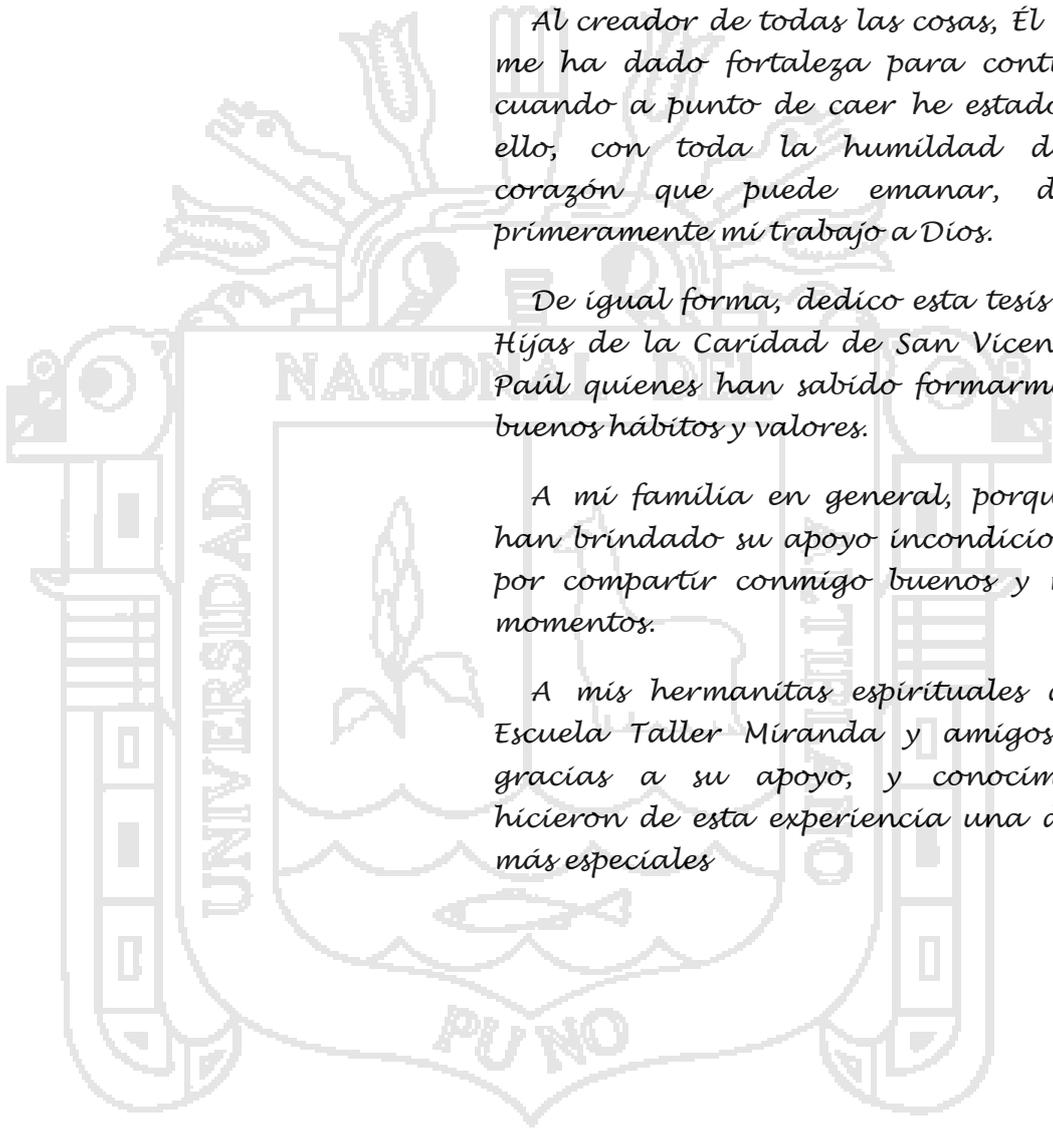
DEDICATORIA

Al creador de todas las cosas, Él quien me ha dado fortaleza para continuar cuando a punto de caer he estado; por ello, con toda la humildad de mi corazón que puede emanar, dedico primeramente mi trabajo a Dios.

De igual forma, dedico esta tesis a las Hijas de la Caridad de San Vicente De Paúl quienes han sabido formarme con buenos hábitos y valores.

A mi familia en general, porque me han brindado su apoyo incondicional y por compartir conmigo buenos y malos momentos.

A mis hermanitas espirituales de la Escuela Taller Miranda y amigos, que gracias a su apoyo, y conocimiento hicieron de esta experiencia una de las más especiales



AGRADECIMIENTO

- A toda la plana docente de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional Del Altiplano, quienes me transmitieron sus sapiencias.
- A mi director de tesis al Dr. Nazario Villafuerte Prudencio y asesor de tesis Ing. M.Sc. Martin Choque, agradecerles por su apoyo y paciencia, así como las ganas de aprendizaje y superación que me han transmitido, asimismo gracias por confiar en mis posibilidades y retarme a esforzarme cada día.
- Al Ing. M.Sc. Norberto Miranda, Ing. M.Sc. Ciro Vera y al Ing. M.Sc. German Quille, por haber compartido sus experiencias y contribuido con mucha voluntad al desarrollo y culminación de este trabajo.
- A todo mi grupo de investigación: Dr. biólogo Angel Canales, Dr Ing Estadístico Bernabe Canqui, al Ing Geólogo Ernesto Machaca, M.Sc. Ing Químico Francisco Albarracin, M.Sc. Ing Químico Maria Rodriguez y al bach Reina Apaza, con los que se ha hecho posible este trabajo de investigación, por los momentos vividos y por las buenas ideas.
- A mis madres espirituales especialmente Sor Maritza Chambillo, Sor Fanni Chacon, Sor Estela Bueno, Sor Flora, Sor Caty Vargas, Sor Maria Pelaez, Sor Maria Soncco, Sor Andrea, Sor Liz y todas las hermanas hijas de la caridad de San Vicente De Paul, por estar en todo momento apoyándome en este largo camino, a todas ellas igualmente gracias de todo corazón pues sin vuestro apoyo y colaboración esta tesis no hubiera sido posible.

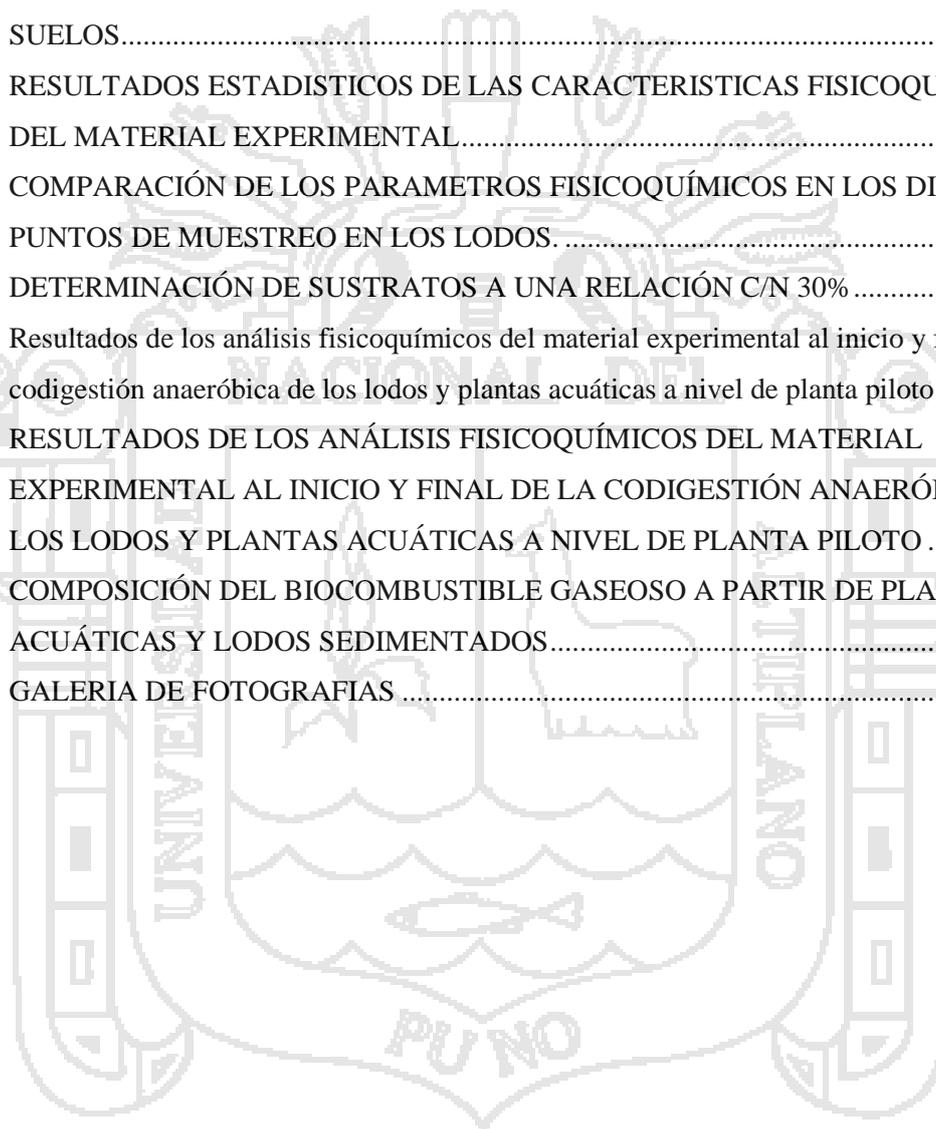
INDICE GENERAL

INTRODUCCIÓN	18
CAPITULO I.....	20
CONSIDERACIONES GENERALES.....	20
1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	20
1.1.1. Problema general	21
1.1.2. Problemas específicos	21
1.2. ANTECEDENTES.....	21
1.2.1. Investigaciones a nivel internacional para la obtención de biocombustible gaseoso (biogás) y biocombustible sólido (bioabono) por digestión anaerobia.....	21
1.2.2. Investigaciones realizadas a nivel nacional acerca de la obtención de biocombustible gaseoso (biogás) mediante digestión anaerobia.....	33
1.2.3. Investigaciones realizadas a nivel internacional sobre la materia orgánica en los sedimentos lacustres. .	34
1.2.4. Investigaciones realizadas a nivel nacional sobre los sedimentos lacustres	36
1.2.5. Investigaciones realizadas sobre la biomasa lenteja de agua.	40
1.2.6. Investigaciones realizadas sobre la biomasa totora.	46
1.3. OBJETIVOS	48
1.3.1. Objetivos general	48
1.3.2. Objetivos específicos.....	48
CAPITULO II.	49
MARCO TEÓRICO Y CONCEPTUAL.....	49
2.1. MARCO TEÓRICO.....	49
2.1.1. Totora 49	
2.1.2. Lenteja de agua	50
2.1.2.1. Morfo-taxonomía, sistemática de la Lenteja de agua	52
2.1.2.2. Contenido de elementos nutritivos en la lenteja de agua.....	52
2.1.2.3. Principales factores relacionados al desarrollo de la lenteja de agua.....	53
2.1.3. Sedimentos lacustres	55
2.1.3.1. Materia orgánica en la interface sedimento-agua	56
2.1.3.2. Tipos de sedimentos lacustres	57
2.1.4. El proceso de la digestión anaerobia y generación de biogás.	61
2.1.4.1. Bioquímica de la digestión anaerobia.	63
2.1.4.2. Estabilidad de la digestión anaerobia.....	65
2.1.4.3. Estequiometría de la metanogénesis.	67
2.1.4.4. Fórmula empírica para células microbianas.....	68
2.1.4.5. División del sustrato y rendimiento celular.....	69
2.1.4.6. Producción de energía.....	70
2.1.4.7. Factores que afectan a la cinética de la digestión anaerobia.....	71

2.1.5.	Productos finales de la digestión anaerobia.....	76
2.1.5.1.	Biogás.....	76
2.1	79
2.2.	MARCO CONCEPTUAL.....	79
2.3.	HIPOTESIS Y VARIABLES.....	85
2.3.1.	HIPÓTESIS.....	85
2.3.1.1.	HIPÓTESIS GENERAL.....	85
2.3.1.2.	HIPÓTESIS ESPECÍFICAS.....	85
2.3.2.	VARIABLES.....	85
2.3.2.1.	VARIABLES INDEPENDIENTES.....	85
2.3.2.2.	VARIABLES DEPENDIENTES.....	85
CAPITULO III	86
MATERIALES Y METODOLOGÍA	86
3.1.	UBICACIÓN.....	86
3.1.1.	Características del área de estudio.....	86
3.1.1.1.	Localización.....	86
3.1.1.2.	Extensión y características morfométricas.....	86
3.2.	METODOLOGÍA Y PLAN DE TRABAJO.....	88
3.2.1.	Muestreo y determinación de las características fisicoquímicas del material experimental.....	88
3.2.1.1.	Muestreo de los sedimentos.....	88
3.2.1.2.	Muestreo de la totora y la lenteja de agua.....	91
3.2.2.	Caracterización fisicoquímica del material experimental.....	91
3.2.3.	Ensayos de biodegradabilidad anaerobia.....	92
3.2.3.1.	Ensayos de biodegradabilidad anaerobia de la codigestión de los lodos, lenteja de agua y totora a nivel de laboratorio.....	92
3.2.3.2.	Ensayos de biodegradabilidad anaerobia de la mezclas de lodos con plantas acuáticas a nivel de planta piloto 94	
3.3.	EQUIPOS UTILIZADOS Y CONDICIONES DE OPERACIÓN.....	95
3.3.1.	En punto de muestreo.....	95
3.3.2.	Para el Análisis fisicoquímico en el laboratorio.....	96
3.3.3.	Para la biodegradabilidad.....	96
3.4.	TÉCNICAS ANALÍTICAS EMPLEADAS.....	98
3.4.1.	pH.....	98
3.4.2.	Sólidos totales.....	99
3.4.3.	Sólidos volátiles.....	99
3.4.4.	Carbono orgánico por el método de Walkey-Black.....	99
3.4.5.	Demanda química de oxígeno total.....	100
3.4.6.	Alcalinidad.....	100
3.4.7.	Nitrógeno total método Kjeldhal.....	101

3.4.8.	Volumen de gas metano generado	102
3.4.8.1.	Producción de gas metano a nivel de laboratorio	103
3.4.8.2.	Producción de gas metano a nivel de planta piloto	106
3.4.9.	Composición de biogás	109
3.4.10.	Capacidad calorífica del material orgánico residual	110
3.5.	TRATAMIENTO ESTADÍSTICO:	110
CAPITULO IV.....		111
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....		111
4.1.	CARACTERIZACIÓN FISCOQUÍMICO DE LOS MATERIALES EXPERIMENTALES A UTILIZAR EN LA CODIGESTIÓN	111
4.1.1.	Caracterización fisicoquímica de las plantas acuáticas (<i>Schoenoplectus tatora</i> y <i>lemna Gibba</i>)	111
4.1.2.	Caracterización fisicoquímica de los sedimentos de la Bahía Interior Puno.....	114
4.1.2.1.	In Situ	114
4.1.2.2.	Caracterización de los inhibidores en los sedimentos de la Bahía Interior de Puno	115
4.1.2.3.	Caracterización de los lodos en los diferentes puntos de muestreo de la Bahía Interior de Puno	116
4.2.	FORMULACIÓN ÓPTIMA DEL MATERIAL EXPERIMENTAL A EMPLEARSE EN LOS DIGESTORES PARA LA PRODUCCIÓN DEL BIOCOMBUSTIBLE GASEOSO Y SÓLIDO A PARTIR DE PLANTAS ACUÁTICAS Y LODOS SEDIMENTADOS.....	118
4.3.	ENSAYOS DE BIODEGRADABILIDAD ANAEROBIA DE LA CODIGESTIÓN DE LOS LODOS Y PLANTAS ACUÁTICAS (LENTEJA DE AGUA Y TOTORA).....	119
4.3.1.	Balance de materia a nivel laboratorio	119
4.3.2.	Codigestión de los lodos y plantas acuáticas de la Bahía Interior de Puno a nivel de laboratorio	120
4.3.3.	Resultados de los análisis fisicoquímicos del material experimental al inicio y final de la codigestión anaeróbica de los lodos y plantas acuáticas a nivel de planta piloto	123
4.3.4.	Volumen del gas metano.....	126
4.3.4.1.	A nivel de laboratorio	126
4.3.4.2.	A nivel de planta piloto	126
4.3.5.	composición del gas metano a partir de los diferentes digestiones.....	126
4.4.	ENSAYOS DE LA DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD CALORÍFICA DEL MATERIAL ORGÁNICO RESIDUAL	127
4.5	TRATAMIENTO ESTADÍSTICO	128
4.5.1.	Prueba t de student.....	128
4.5.2.	Análisis de varianza para metano y materia orgánica residual	128
CAPITULO V.		130
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....		130
5.1.	CONCLUSIONES	130

5.2. RECOMENDACIONES	131
CAPITULO VI.....	132
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	132
ANEXOS.....	144
1. DESCRIPCION DEL MATERIAL EXPERIMENTAL.....	145
2. METODOS ESTANDARES PARA EL ANALISIS DE AGUAS RESIDUALES Y SUELOS.....	149
3. RESULTADOS ESTADISTICOS DE LAS CARACTERISTICAS FISICOQUÍMICOS DEL MATERIAL EXPERIMENTAL.....	154
4. COMPARACIÓN DE LOS PARAMETROS FISICOQUÍMICOS EN LOS DIFERENTES PUNTOS DE MUESTREO EN LOS LODOS.	159
5. DETERMINACIÓN DE SUSTRATOS A UNA RELACIÓN C/N 30%	163
6. Resultados de los análisis fisicoquímicos del material experimental al inicio y final de la codigestión anaeróbica de los lodos y plantas acuáticas a nivel de planta piloto.....	165
7. RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS FISICOQUÍMICOS DEL MATERIAL EXPERIMENTAL AL INICIO Y FINAL DE LA CODIGESTIÓN ANAERÓBICA DE LOS LODOS Y PLANTAS ACUÁTICAS A NIVEL DE PLANTA PILOTO	168
8. COMPOSICIÓN DEL BIOCOMBUSTIBLE GASEOSO A PARTIR DE PLANTAS ACUÁTICAS Y LODOS SEDIMENTADOS.....	172
9. GALERIA DE FOTOGRAFIAS	176



INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Indicadores de contaminación del agua de la Bahía Interior de Puno	39
Tabla 2. Comparación (base seca) de la composición de la lenteja de agua de la Bahía de Puno y la Bahía de Capachica.....	53
Tabla 3. Fórmulas empíricas para células bacterianas metanogénicas	69
Tabla 4. Potencial Redox y digestión.....	76
Tabla 5. Componentes del Biogás en función del sustrato utilizado.....	77
Tabla 6. Puntos de muestreo de la Bahía Interior de Puno	88
Tabla 7. Puntos de ubicación para el muestreo de la totora	91
Tabla 8. Volúmenes de residuos e inóculos utilizado para el montaje del reactor.....	94
Tabla 9. Constituyentes orgánicos lentamente descomponibles a nivel de laboratorio	103
Tabla 10. Constituyentes orgánicos lentamente descomponibles a nivel de planta piloto.....	106
Tabla 11. Resultados de la caracterización fisicoquímica de la Schoenoplectus tatora (totora)	111
Tabla 12. Resultados de la caracterización fisicoquímica de la <i>Lemna Gibba</i> (lenteja).....	112
Tabla 13. Resultados de la caracterización de los sedimentos en los puntos de muestreo.....	114
Tabla 14. Caracterización de los inhibidores en los sedimentos de la Bahía Interior de Puno ..	115
Tabla 15. Resultados de la caracterización fisicoquímica de los sedimentos en la Bahía Interna - Puno	116
Tabla 16. Se presentan los valores iniciales y finales de los diferentes parámetros realizados en la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel laboratorio	120
Tabla 17. Se presentan los valores iniciales y finales de los diferentes parámetros realizados en la codigestión de lodos y plantas acuáticas.....	123

Tabla 18. . Descripción de Sedimentos frente a la Isla Espinar	145
Tabla 19. Descripción de Sedimentos frente al Embarcadero Qhota Paxsa	146
Tabla 20. Descripción de lodos frente al Puerto Puno	147
Tabla 21. Descripción de lodos frente a la UNA-Puno.....	148
Tabla 22. Resultados del análisis de los sólidos totales en las plantas acuáticas.....	154
Tabla 23. Resultados de los sólidos volátiles de las plantas acuáticas.....	154
Tabla 24. Resultados de la materia orgánica de las plantas acuáticas.....	155
Tabla 25. Resultados del nitrógeno orgánico de las plantas acuáticas.....	155
Tabla 26. Resultados de los sólidos totales de los lodos.....	156
Tabla 27. Resultados de los sólidos volátiles de los lodos.....	156
Tabla 28. Resultados de alcalinidad de los lodos.....	157
Tabla 29. Resultados del carbono orgánico de los lodos	157
Tabla 30. Resultados del análisis de nitrógeno en los lodos	158
Tabla 31. Resultados análisis de la demanda bioquímica de oxígeno en los lodos.....	158
Tabla 32. Resultados del análisis de la demanda química de oxígeno en los lodos.....	159
Tabla 33. Composición de biocombustible gaseoso a partir de la codigestión de lodos y plantas en el digester 2.....	173
Tabla 34. Composición de biocombustible gaseoso a partir de la codigestión de lodos y plantas en el digester 3.....	174
Tabla 35. Composición de biocombustible gaseoso a partir de la codigestión de lodos y plantas en el digester 4.....	175

INDICE DE GRÁFICAS

Gráfica 1. Capacidad calorífica del material residual de la codigestión de los lodos y plantas acuáticas.....	127
Gráfica 2. Comparación de pH en los diferentes puntos de muestreo de lodos	159
Gráfica 3. Comparación de los sólidos totales y volátiles en los diferentes puntos de muestreo de lodos.....	160
Gráfica 4. Comparación de los sólidos totales y volátiles en los diferentes puntos de muestreo de lodos	160
Gráfica 5. Comparación del nitrógeno orgánico en los diferentes puntos de muestreo de lodos	161
Gráfica 6. Comparación de la demanda química de oxígeno en los diferentes puntos de muestreo de lodos	161
Gráfica 7. Comparación de la alcalinidad en los diferentes puntos de muestreo de lodos.....	162
Gráfica 8. Comparación de las relaciones C/N en los diferentes puntos de muestreo de lodos	162
Gráfica 9. Valores iniciales y finales de pH de la codigestión de lodos y plantas acuáticas ...	165
Gráfica 10. Valores iniciales y finales de ST de la codigestión de lodos y plantas acuáticas..	166
Gráfica 11. Valores iniciales y finales de SV de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel laboratorio.	166
Gráfica 12. Valores iniciales y finales de NTK de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel laboratorio	167
Gráfica 13. Valores iniciales y finales de alcalinidad de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel laboratorio	167
Gráfica 14. Valores iniciales y finales de DQO de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel laboratorio	168
Gráfica 15. Valores iniciales y finales de pH de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel de planta piloto.....	168
Gráfica 16. Valores iniciales y finales de ST de la codigestión de lodos y	

plantas acuáticas a nivel planta piloto	169
Gráfica 17. Valores iniciales y finales de SV (%) de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel planta piloto	169
Gráfica 18. Valores iniciales y finales de NTK (%) de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel planta piloto.....	170
Gráfica 19. Valores iniciales y finales de alcalinidad (ppm) de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel planta piloto	170
Gráfica 20. Valores iniciales y finales de DQO (ppm) de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel planta piloto	171
Gráfica 22. Valores iniciales y finales de CO (%) de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel planta piloto	171

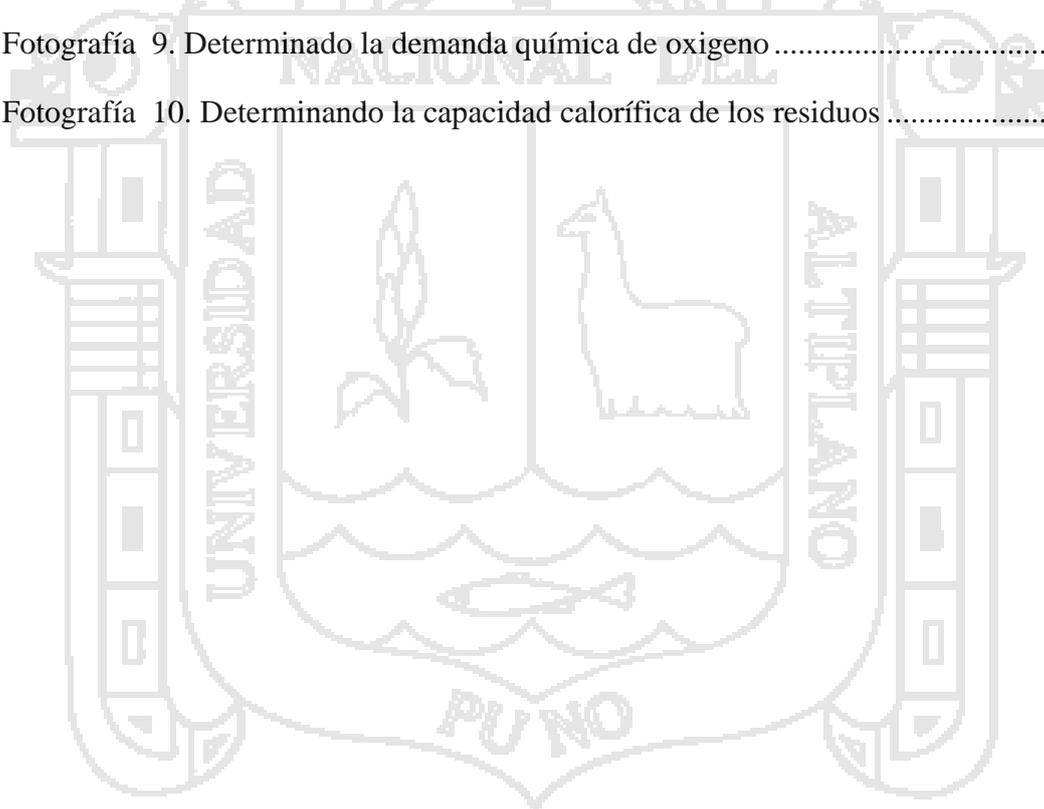


INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa satelital del Lago Titicaca	87
Figura 2. Puntos de muestreo de la Bahía Interior de Puno.....	89
Figura 3. Plano de ubicación de la Bahía Interior de Puno.....	90
Figura 4. Equipos en el punto de muestreo: A-Draga; B-Conductímetro; C-pHmetro; D-GPS; E-Oxímetro.....	96
Figura 5. Kitasato de vidrio	96
Figura 6. Incubadora para los ensayos de biodegradabilidad	97
Figura 7. Un biorreactor de forma cilíndrica	97
Figura 8. Balanza analítica.....	99
Figura 9. Mufla	99
Figura 10. Equipo HACH DRB-200 incubadora para la DQO	100
Figura 11. Equipo de titulación METROHM 715	101
Figura 12. Unidad de destilación I KJELTEC SYSTEM 1002	101
Figura 13. Equipo MultilogPRO.....	109
Figura 14. Un calorímetro PARR 6772 COLORIMETRIC THERMOMETER.....	110

INDICE DE FOTOGRAFÍAS

Fotografía 1. Toma de las muestras de sedimentos en la Bahía Interior de Puno	176
Fotografía 2. Toma de muestras de sedimentos en la Bahía Interior de Puno.....	177
Fotografía 3. Toma de muestras de sedimentos en la Bahía Interior de Puno.....	177
Fotografía 4. Caracterización de los parámetros en los sedimentos en la Bahía Interior de Puno	178
Fotografía 5. Tomando muestras de las plantas acuáticas	178
Fotografía 6. Preparando la totora para la digestión.....	179
Fotografía 7. Obteniendo sólidos totales en las plantas acuáticas	179
Fotografía 8. Determinado la demanda bioquímica de oxígeno	180
Fotografía 9. Determinado la demanda química de oxígeno	180
Fotografía 10. Determinando la capacidad calorífica de los residuos	181



RESUMEN

La biodigestión anaeróbica es una alternativa importante para la depuración de la biomasa y su posterior reutilización. Este trabajo de investigación se realizó en el megalaboratorio de la Universidad Nacional del Altiplano-Puno- Perú, a 3812 m.s.n.m. en la cual se evaluó el funcionamiento de este proceso en el saneamiento de lodos y plantas acuáticas de la Bahía Interior de Puno- Lago Titicaca para su aplicación como bioabono, además de la obtención de una fuente energética producida por la generación de biogás. En el mismo se planteó caracterizar los parámetros fisicoquímicos del material experimental y realizar una relación matemática para hallar la formulación óptima en los biodigestores. Para alcanzar los objetivos, se realizó muestreos en cuatro puntos de la Bahía Interior de Puno y se determinó las características fisicoquímicos obteniendo resultados con una coeficiente de variación menor al 5% , donde se observa que el pH varia en un rango de 5,37 a 7,8 siendo los valores de pH más bajos en las plantas y los más altos en los lodos; los sólidos totales y volátiles varían en un rango de 6 a 95 %, teniendo las plantas acuáticas los más altos valores y los lodos los más bajos valores; en relación carbono orgánico total, los que tienen los más altos valores, son la leña y la totora (74 a 89 %), mientras que los lodos varían en un rango de 13 a 21 %. Posterior al proceso se realizó una relación matemático en la cual el balance se hizo en término de solidos totales, solidos volátiles y de nitrógeno, para encontrar la relación C/N igual a 30. Se construyeron tres biodigestores a nivel de laboratorio, con capacidad de dos litros y un biodigestor a nivel de planta piloto, con capacidad de 180 litros para los tratamientos de la biomasa la cual permaneció con un tiempo de retención de 45 días, a una temperatura de 35°C y un pH 6,55 a 8,09. El volumen de gas metano en el biogás procedente de los biodigestores a nivel de laboratorio fue de 0,052 m³ con una concentración promedio de 75.77 % y a nivel de planta piloto se generó un volumen de 17,39 m³ con una concentración de 71.03%. La capacidad calorífica promedio fue de 3596,633 Kcal/kg del biocombustible sólido. Si bien la biodigestión resultó ser un proceso adecuado para la depuración y reutilización de lodos y plantas acuáticas.

Palabras Clave: Digestión anaerobia, biocombustibles, metano, poder calorífico y lodos sedimentos.

ABSTRACT

This research was conducted at the National University megalaboratorio Altiplano - Puno Peru at 3812 m on the operation of this process in cleaning of mud and aquatic plants from the inner bay of Lake Titicaca Puno for use as biofertilizer was evaluated in addition to obtaining a source of energy produced by generation of biogas. There was elevated to characterize the physico-chemical parameters of the experimental material and perform a mathematical relationship to find the optimal formulation in the digesters. To achieve the objectives , sampling was conducted at four sites in the inner Puno Bay and physicochemical characteristics were determined for results , with a coefficient of variation less than 5 % , which shows that the pH of the sludge settled at bay Inner handle varies from 7.2 to 8.7 , while the pH of the vane and *Lemna giba* are 5.37 and 6 respectively ; ratio of total organic carbon, which have the highest values are *Lemna giba* and cattail (74-89 %), while the sludge vary in the range 13 to 21 % . Post- process, a mathematical relationship in which the balance is made in terms of total, volatile solids and nitrogen solid, to find the C / N ratio equal to 30. Three digesters were constructed in the laboratory; capable of two gallons was held a digester in the pilot plant with capacity of 180 liters for treatment of biomass remained with a retention time of 45 days at a temperature of 35 ° C and pH 6.55 to 8.09. The volume of methane in the biogas digester laboratory level was 0.052, with an average concentration of 75.77 % and pilot plant level, a volume of 17.39 was generated with a concentration of 71.03 % . The average heat capacity was 3596.633 kcal / kg of solid biofuel. While digestion proved to be suitable for the treatment and reuse of sludge plants and process water.

Keywords: anaerobic digestion, biofuels, methane y calorific value

INTRODUCCIÓN

Sin lugar a duda las energías renovables constituirían la mayor parte de la energía del futuro en el planeta y en nuestro país existen condiciones naturales propicias para el aprovechamiento de algunas de esas fuentes que pueden dar su contribución no solo a la solución de parte de nuestra demanda energética sino a la protección del medio ambiente como la Bahía Interna-Puno Lago Titicaca ya que se encuentra en un nivel avanzado de eutroficación (carga excesiva de nutrientes), concentraciones importantes de materia orgánica y nutrientes acumulados en el sedimento . El biogás (biocombustible gaseoso) y bioabono (biocombustible solido), que son los subproductos de la digestión anaerobia de la degradación de la materia orgánica por acción de microorganismos en ausencia de oxígeno. Esta tecnología se ha intensificado durante los últimos años como tratamiento de residuos sólidos orgánicos, implementándose con distintos diseños, tanto a escala laboratorio como planta piloto. Varios trabajos han demostrado que esta tecnología puede ser utilizada como tratamiento de residuos de vegetales y frutas, de cocina, municipales y agropecuarios.

La digestión anaeróbica se trata de un proceso natural que corresponde al ciclo anaeróbico del carbono, por el cual es posible que, mediante una acción coordinada y combinada de diferentes grupos bacterianos, en ausencia total de oxígeno, éstos pueden utilizar la materia orgánica para alimentarse y reproducirse, como cualquier especie viva que exista en los diferentes ecosistemas. Además, la digestión anaeróbica permite la reducción del volumen de residuos con la producción de lodos estabilizados que pueden ser aplicados como acondicionamiento del suelo y el gas metano para satisfacer las necesidades de energía. Estas características hacen a la digestión anaeróbica como una opción rentable y viable desde el punto de vista ambiental para el tratamiento de residuos orgánicos.

El proceso de la digestión requiere ser controlado y monitoreado debido a que existen diferentes factores ambientales que afectan la acción de los microorganismos, como ser la temperatura, el pH, los nutrientes y ciertos elementos de naturaleza toxica. Varios autores evaluaron la eficiencia del

proceso mediante el monitoreo de ciertos parámetros, como ser producción de biogás, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), pH, alcalinidad, acidez, carbono orgánico total, demanda química de oxígeno (DQO), entre otros.

El presente trabajo tiene como objetivo principal propiciar la descontaminación de la Bahía Interior de Puno utilizando las plantas acuáticas y lodos sedimentados de una forma adecuada para la generación de biocombustibles



CAPITULO I.

CONSIDERACIONES GENERALES

1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La cantidad de materia orgánica biodegradable y la colmatación de los sedimentos, está generando una fuerte eutrofización y contaminación a la Bahía Interior de Puno-Lago Titicaca, disminuyendo la concentración requerida de oxígeno disuelto en el agua y por tanto reduciendo el espacio para el sistema acuático, atentando al hábitat de las especies acuáticas que viven en la Bahía.

Es necesario jerarquizar y evaluar medidas de remediación interna para la recuperación de la Bahía Interior de Puno. Una de las medidas es la utilización de la materia orgánica biodegradable sedimentada para obtener biocombustibles: gaseoso y sólido. El aumento progresivo de la demanda energética, unido a la paralela disminución de las fuentes de energía convencionales, hace necesario la investigación y desarrollo de nuevas fuentes energéticas que permitan, por un lado, diversificar la dependencia actual de los combustibles fósiles y, por otro contribuir a una mejora del medio ambiente. En este sentido el presente estudio permitirá generar biocombustibles gaseoso y sólido a partir de las plantas acuáticas como: *Schoenoplectus tatora*, *Lemna gibba*, además de los lodos sedimentados (831 600 toneladas) que se encuentran en la Bahía Interior de Puno, Perú-Lago Titicaca, con aproximadamente 30 % de contenido de materia orgánica. (PELT, 1999)

Actualmente, existe una biomasa de 1,9 millones TM de totora, que puede ser utilizada y transformada en forma sustentable, para diferentes usos (biocombustibles, artesanía, forraje para ganado entre otros). En base a la fundamentación del problema, se planteó las siguientes interrogantes:

1.1.1. Problema general

¿Es posible la obtención de biocombustible gaseoso y sólido a partir de plantas acuáticas y lodos sedimentados de la Bahía Interna Puno- Lago Titicaca?

1.1.2. Problemas específicos

- a) ¿Se requiere determinar las características fisicoquímicas del material experimental?
- b) ¿Es posible hallar una relación matemática para la formulación óptima del material experimental a emplearse en los digestores?
- c) ¿Cuál será el contenido del gas metano en el biocombustible gaseoso (biogás) generado por la codigestión anaerobia de lodos sedimentados y plantas acuáticas (totora y lenteja de agua)?
- d) ¿Cuál será la capacidad calorífica (kcal/kg) del biocombustible sólido generados por la codigestión anaerobia de lodos sedimentados, totora, lenteja de agua de la bahía interna de Puno-Lago Titicaca?

1.2. ANTECEDENTES

1.2.1. Investigaciones a nivel internacional para la obtención de biocombustible gaseoso (biogás) y biocombustible sólido (bioabono) por digestión anaerobia.

Pauss et al. (1984), utilizaron residuos sólidos municipales separados manualmente, con lo cual la fracción orgánica no contenía partes no biodegradables (por ejemplo, plásticos, madera, etc.). Los digestores utilizados fueron reactores de tipo tanque agitado de laboratorio que funcionaron en condiciones mesofílicas (35°C) y con un tiempo de residencia entre catorce y veinte días. La concentración de alimentación se mantuvo entre 30 y 56 g SVT por litro. En esas condiciones y con una carga orgánica de 1.0 a 4.0 kg SVT/ (m^3 día), la producción volumétrica del metano fue de 0.55 a 1.37 $m^3/(m^3 \cdot \text{día})$, y la producción específica, de 0.35 a 0.43 $m^3/\text{kg SVT}$.

Gallert et al (1997), investigaron sobre la digestión anaerobia de la fracción orgánica seleccionada manualmente, con un 18% ST, un 90% SV. Tiempo de retención de 19 días, y una carga de alimentación de 9.65 kgSV/ m^3 en condiciones termofílicas. Obtuvieron 350 $Nm^3 CH_4/ton SV_{eliminados}$, un 59% CH_4 y una eliminación de SV del 65%.

Fruteau et al. (1997) experimentaron con un reactor en mesofílico con un 30% de ST y en un tiempo de retención entre 20-55 días. Obtuvieron 210-290 $Nm^3 CH_4/ton SV_{eliminados}$. El proceso utilizado estuvo en semicontinuo, para sólidos de alta concentración, de una sola etapa y de flujo pistón, su principal característica fue la ausencia completa de cualquier equipo mecánico dentro del reactor. El proceso biológico se mantuvo estable sobre la base de acidez volátil, la alcalinidad y mediciones de amoníaco en el efluente.

Gallert et al (2003), para determinar, si el aumento de la cantidad de residuos biológicos podría ser estabilizado en la instalación existente, utilizaron un reactor a escala de laboratorio y el digester de la planta existente. Las condiciones fueron las siguientes: para el digester de la planta se usó un volumen total de 1350 m^3 los residuos no fueron separados, se trabajó con un TRH de 12 días y una carga orgánica de 8.3-8.5 kg DQO/ $m^3 dia$ y para el digester a escala de laboratorio, se trabajó con un volumen total de 9.4 L, un TRH de 10 días y cargas orgánicas de 4.3, 8.5 y 15 kg DQO/ $m^3 dia$, ambos en mesofílico. La producción de biogás para el primer caso fue de 2.6 $m^3/m^3 dia$, 65-70% CH_4 y un 60% de DQOelim. En el digester a escala laboratorio se obtuvo una producción de biogás para cada una de las cargas orgánicas aplicadas: 1.8, 3.2 y 6 $m^3/m^3 dia$, obteniendo 15, 27 y 50 L/día de biogás; 63 - 69% CH_4 y 70, 61 y 58% de DQOelim.

Guerrero et al. (2004), indican que la cinética hidrolítica de la degradación anaerobia de almidón en residuos de maíz, posee mayor velocidad de degradación que la presentada por el proceso de degradación natural, sin embargo ambos procesos son capaces de obtener similares niveles de hidrólisis máxima. La velocidad con que ocurre la degradación del almidón o

la hidrólisis de éste resulta inversamente proporcional al tamaño de partícula, esto es, para los tamaños de partículas estudiados se obtuvo que la mayor velocidad de degradación se logran por el tamaño de partícula menor; mientras que la menor velocidad de degradación lo obtuvo el tamaño de partícula mayor. Para un modelo de hidrólisis de primer orden propuesto, en función del tiempo y de la cantidad de sustrato presente se obtienen constantes hidrolíticas de 0,1547 y 0,1719 ($\text{kg}/\text{m}^3 \text{ día}$) para los tamaños de partícula mayor ($\text{Ø}=1,68 \text{ mm}$) y menor ($\text{Ø}=0,354\text{mm}$), respectivamente. Por lo tanto desde el punto de vista de la constante hidrolítica para un modelo de primer orden como el propuesto, se puede decir que se refleja el efecto del tamaño de partícula en la hidrólisis del almidón en residuos de maíz.

Anhuradha & Vijayagopal (2007), estudiaron el efecto de la co-digestión anaerobia de los residuos vegetales de mercado y los lodos de depuración de aguas residuales. Los experimentos se llevaron a cabo en tres digestores de banco de 1,5 litros de volumen de trabajo, llegando a la conclusión que la producción de biogás acumulada muestra que los desechos vegetales contienen residuos orgánicos fácilmente biodegradables en comparación con los lodos de depuración. La cinética de la reacción se mantiene, las reducciones de los sólidos volátiles en los tres digestores se encontraban en el rango de 63 – 65%. La producción de gas para residuos vegetales fue 0.75L de biogás /g de sólidos volátiles y para los lodos de depuración fue de 0,43 L de biogás /g de sólidos volátiles.

Levis, (2008), centró su atención en un digestor de primera generación, tipo cúpula fija de 23 m^3 de volumen operacional con tratamiento secundario y laguna de estabilización, ubicado en una finca de pequeños productores privados especialidad porcina. El efluente proveniente del tratamiento anaerobio es utilizado como principal fuente para el fertiriego y aplicación de abono orgánico para sus cultivos. Para lograr los resultados previstos se evaluó el potencial biológico disponible en los residuales porcinos de la finca y se determinaron los principales parámetros físico-químicos de los residuales, mediante una caracterización de los mismos a nivel de laboratorio, además se realizó una minuciosa revisión bibliográfica que recoge de manera explícita los

avances alcanzados a nivel internacional y nacional en tratamiento de residuales porcinos y el posterior uso de los lodos provenientes del tratamiento y de los residuales líquidos. Se realizaron ensayos de laboratorio, basados en la medición de los Potenciales Biológicos de un número significativo de muestras tomadas del proceso real que arrojaron resultados concretos sobre las mejores variantes de aplicación del residual al digestor en cuanto al grado de dilución a que son aplicados, al mismo tiempo que se realizó un estudio físico - químico de los principales componentes del afluente a la planta de tratamiento para determinar entre otros aspectos la variabilidad del pH y la DQO en condiciones de tratamiento anaerobio. La tecnología estudiada y propuesta en este proyecto para su generalización al resto de las fincas privadas de producción porcina, alcanza altos grados de remoción de la materia orgánica y rendimientos en la producción de biogás que coinciden con las medias históricas registradas en la bibliografía para este tipo de tratamiento $0,4 \text{ m}^3 \text{ Biogas/m}^3 \text{ de Reactor}$, equivalente a 9.3 m^3 de biogás diario. Por otro lado la variante de aplicación de la residual porcina dilución 1:1 demostró ser la más apropiada para este tipo de tratamiento al alcanzar un mayor grado de remoción de la materia orgánica y mejores tiempo de retención hidráulica.

Zupancic et al (2008), en un experimento anaeróbico de la codigestión de residuos domésticos y lodos municipales, utilizaron digestores convencionales de un tamaño de 2000 m^3 y 20 días de tiempo de retención hidráulica en el rango mesofílico. A los lodos orgánicos se han añadido influentes para aumentar la tasa de carga orgánica en un 25%, permitiendo aumentar la generación de biogás y por tanto la eficiencia de la degradación aumentó de 71% a 81%, prácticamente todos los residuos orgánicos se degradaron.

Montes (2008), realizó dos estudios técnicos, el primero de ellos compara el rendimiento en función de ST (sólidos totales), STV (sólidos totales volátiles) y DQO (demanda química de oxígeno), y la producción y riqueza de biogás de tres digestores usando tres sustratos diferentes fango, fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) y codigestión de fango- FORSU, así como un breve análisis económico a partir de los valores obtenidos respecto a la producción y riqueza de biogás. El segundo estudio, compara las tecnologías

de digestión en fases y monoetapa, utilizando como sustrato una mezcla de fango- FORSU en codigestión, en función también de ST, STV y DQO y la riqueza del biogás obtenido. Los digestores en monocapa en rango mesofílico, alimentados en 3 sustratos diferentes (fango, FORSU y codigestión de fango- FORSU), tenían un volumen útil de 100 litros, trabajando a flujo pistón con la ayuda de una bomba tornillo. En los tres digestores se obtuvieron rendimientos de eliminación de ST, STV y DQO que permiten asegurar una perfecta estabilización de los lodos. La producción específica de biogás fue mayor en el digestor monoetapa en codigestión. Con respecto a la riqueza del biogás, también el digestor monoetapa fango- FORSU en codigestión consiguió un mayor porcentaje, 73,09 % CH₄. Los digestores en fases y monoetapa en rango mesofílico, alimentados con una mezcla de fango- FORSU en codigestión tenían un volumen de 130 litros (30 litros para la fase ácida y 100 litros para la fase metánica) y 100 litros para el digestor en monoetapa. El digestor ácido trabajó a la temperatura ambiente en mezcla completa con la ayuda de un agitador de hélices. En el digestor de fases se obtuvo un porcentaje de eliminación de STV superior en 18% que en el digestor en monoetapa. Siendo el porcentaje de eliminación de DQO similar en ambos sistemas. En cuanto a la riqueza del biogás se obtuvo un mayor porcentaje de CH₄ (70,18%) en el digestor de fases.

Fernández et al. (2008) analizó en la fase inicial, el efecto de la concentración de sustrato (basado en el total de los sólidos contenidos en el reactor) en la digestión anaeróbica mesofílica, así mismo, la generación de biogás. El trabajo se realizó en un lote con reactores de 1.7 L de capacidad, durante un período de 85-95 días. Dos diferentes concentraciones de sustrato orgánico se estudiaron: 931.1 mg DQO/L (20% ST) y 1423.4 mg DQO/L (30% ST). Los resultados experimentales mostraron que el reactor con un 20% de contenido de sólidos totales había mucho más rendimiento. Así, la fase inicial terminó a los 14 días y la eliminación total de DQO fue 67.53%. El arranque del reactor con un 30% terminó a los 28 días la obtención de DQO eliminado fue de 49.18%. Asimismo, la concentración del sustrato inicial contribuyó sustancialmente a la cantidad de metano en el biogás. Por lo tanto, el total de la producción de metano en la fase metanogénica fue 7.01 L y 5.53 L al final de

los experimentos para ST=20% y ST=30%, respectivamente.

Elango et al (2008), operaron un reactor tipo bacht a temperatura ambiente, de 26 a 36 ° C con un tiempo de retención de 25 días. Utilizaron una mezcla de fango de depuradora y fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU). El digester fue operado en diferentes tipos de alimentación orgánica de 0.5, 1.0, 2.3, 2.9, 3.5 y 4.3 kg de sólidos volátiles / m^3 digester de lodos por día. La cantidad máxima de producción de metano fue de 0.36 m^3 /kg de SV añadido por día. La calidad del biogás producido durante el proceso de digestión anaeróbica fue 68-72%. Con una carga orgánica óptima de 2.9 kg SV/ m^3 .día, se produjo una reducción máxima de sólidos totales de 87.6%, de sólidos volátiles de 88.1% y una DQO de 89.3%.

Lastella et al (2008), evaluaron los efectos de codigerir una mezcla de frutas de mercados con fango de depuradora y reportaron que: sin recirculación y con una carga de 40 kg/día, obtuvieron 2067 L de biogás y 51.6 L biogás/kg• día; con una carga de 60 kg/día, sin recirculación, obtuvieron 2923 L biogás/días y 48.7 L biogás /kg día; con una carga de 60 kg/día con recirculación, obtuvieron 4050 L biogás/día y 67.5 L biogás/kg día. En base a los resultados obtenidos, concluyeron que la digestión anaerobia de los residuos semisólidos de frutas, cuando son mezclados con los fangos digeridos disponibles del reactor, proporcionan una optimización global para el proceso de la digestión anaerobia y esto aumenta la producción del biogás y minimiza el potencial de contaminación de los lodos de salida. El reciclaje de los lodos digeridos mejora la producción de biogás y el contenido de metano.

En la Universidad de León, España, Gómez et al (2009), realizaron un estudio que consistió en digerir lodos primarios y codigerir estos lodos (22%) con una mezcla de frutas y hortalizas de la fracción orgánica de los residuos sólidos. La digestión anaerobia se realizó en monoetapa en un digester con un volumen de trabajo de 3 litros para ambos casos. En la digestión de fango se alimentó con una carga orgánica de 2.5-3.6 g SV/día y con tiempo de retención de 37-47 días, obteniéndose % SV/ST de 49.6-54, una producción de biogás de 0.4-0.8 L/g $SV_{ELIMINADOS}$ y 0.5-1.5 L/día. En la codigestión se utilizó una carga

de 2.5-4.3 gSV/día y un tiempo de retención de 37-47 días, obteniéndose %SV/ST de 51-58.5 y una producción de biogás de 0.6-0.8 L/g $SV_{ELIMINADOS}$ y 0.7-4.4 L/día. Concluyeron que el proceso de digestión anaeróbica se puede realizar bajo condiciones de mezcla. En la codigestión de los lodos primarios con la mezcla de frutas y hortalizas de los RSU se obtuvo más biogás que con la digestión de los lodos primarios, debido a la mayor concentración de sólidos volátiles.

Sosnowski et al (2009), realizaron tres experimentos en un laboratorio a escala de un bioreactor, con diferentes sustratos: FORSU, lodos de depuradora (lodos primarios y exceso de lodos activados) y en codigestión FORSU con fango de depuradora. Se encontró que la degradación de los sustratos y la producción de gas en la digestión de los lodos de depuradora y codigestión comenzaron muy rápidamente y sin problemas. Durante la fermentación de los FORSU la acumulación de ácidos grasos volátiles y la disminución del pH inhibieron la producción de gas. La adición de un co-sustrato mejora de la capacidad amortiguadora del caldo de fermentación. Una comparación en la producción de biogás en los experimentos mostraron que el volumen total de biogás para la digestión de fango fue de 180.59 c más bajo que para la codigestión de fango (75% Vol.) con FORSU (25% Vol.) que obtuvo 232 dm^3 o en la digestión de FORSU con 228.34 dm^3 . Sin embargo, la producción de biogás en los lodos de depuradora fue rápida y a los 15 días ya había llegado al máximo. Los resultados de nuestros experimentos mostraron que la digestión de los lodos de depuración es un proceso rentable y estable, pero además al agregar como co-sustrato a FORSU, aumenta de la eficiencia del biogás.

Gelegenis et al (2010), realizaron una serie de experimentos donde utilizaron reactores con agitación continua y en condiciones mesofílicas, la alimentación fue semicontinua con varias mezclas de gallinaza y suero de leche, provenientes de fábricas de queso. No fue necesaria la adición de ningún componente químico para la realización de la codigestión, el suero de leche aportó un 50% en volumen diariamente a la mezcla. Para un tiempo de retención hidráulica de 18 días a 35 °C y una carga orgánica de 4.9 g DQO se

encontró que la producción de biogás aumentó de 1.5 a 2.2 L (casi 40%). Debido a su alto contenido orgánico y de biodegradabilidad, el tratamiento más adecuado para el suero de leche es la digestión anaeróbica y se puede aplicar a las instalaciones existentes, donde se digiere solo a la gallinaza. Como resultado, la codigestión de suero de leche con la gallinaza es un método sostenible y atractivo para el medio ambiente y al mismo tiempo convertir una mezcla de residuos en una fuente de energía útil.

La digestión anaeróbica del estiércol implica la conversión de las partículas disueltas y materia orgánica en metano y dióxido de carbono a través de una serie de interrelaciones metabólicas microbianas. Debido a las muchas interacciones complejas entre los diferentes constituyentes de la población microbiana del consorcio, una serie de factores pueden alterar el proceso de digestión anaerobia. La acumulación excesiva de ácidos grasos volátiles (AGV) puede inhibir la metanogénesis, mientras que altos niveles de hidrógeno puede inhibir el propionato-butirato- y degradar la acetogénesis

El estiércol contiene compuestos, por ejemplo, proteínas y urea, que degradan al amoníaco libre. La toxicidad del amoníaco ha sido reportada en la digestión del estiércol de ganado, que tiene aproximadamente 2,5 g/l de nitrógeno amoniacal ($NH_3 - N$) y los purines y gallinaza contienen más de 4 g/l de $NH_3 - N$.

Magbanua et al (2010), realizaron un estudio en digestores anaerobio en lotes, usando gallinaza y purines en varias proporciones. Se produjeron mayores rendimientos de biogás, 200 ± 30 ml/g de sólidos volátiles (SV) eliminados, y el metano, de hasta 130 ± 20 ml/g SV eliminados, en comparación con los residuos digeridos por si solos.

Fernández et al (2010), evaluaron el potencial de mesofílico de la digestión anaeróbica para el tratamiento de materias grasas de diferente origen a través de la codigestión de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU). La codigestión se llevó a cabo en una planta piloto de trabajo en régimen de semi-continuo en la gama mesofílica ($37^\circ C$) y el tiempo de retención hidráulico (TRH) fue de 17 días. Durante el período de puesta en

marcha el digester fue alimentado con cantidades cada vez mayores de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos sintéticos (alimentos para animales de compañía). Cuando la carga orgánica establecida se alcanzó, se inició el proceso de digestión. La grasa utilizada consistió de los residuos de una industria alimentaria (grasa animal), su composición es muy similar a la de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos simuladas en relación con la larga cadena de ácidos grasos. Después de un breve período de adaptación, la eliminación de grasa total en todo el experimento fue de más de 88%, mientras que la producción de biogás y metano son muy similares a los de FORSU sintética. En conclusión, la codigestión anaeróbica de residuos de grasa y FORSU parece ser una tecnología adecuada para el tratamiento de esos desechos y la obtención de una fuente de energías renovables a partir de biogás.

Romano et al (2010), realizó un estudio sobre la codigestión del jugo de cebolla y lodos de depuradora, con una carga orgánica de 1.24-3.60 gSV/día, en un reactor de una sola etapa mesofílica. El promedio de rendimiento de biogás y metano fueron 0.62 ± 0.05 y 0.37 ± 0.08 L/gSV, respectivamente. La reducción de sólidos volátiles varió de 72% a 91%, y el pH del digester fue de 7.2.

Según Ahn, H et al (2010) La digestión anaeróbica es un método biológico utilizado para convertir los residuos orgánicos en un producto estable para la aplicación al suelo con un impacto ambiental reducido. El biogás producido se puede utilizar como una fuente de energía renovable alternativa. Digestión anaeróbica seca [$> 15\%$ de sólidos totales (ST)] tiene una ventaja sobre la digestión húmeda (TS $<10\%$), ya que permite el uso de un menor volumen de reactor y porque reduce la producción de aguas residuales. Además, se produce un fertilizante que es más fácil de transportar. El rendimiento de la digestión anaeróbica de estiércol animal-mezcla switchgrass se evaluó en condiciones secas (15% TS) y termófilas (55 ° C). Tres diferentes mezclas de estiércol de animales (cerdos, aves y productos lácteos) y el pasto varilla fueron digeridos en un reactor de un litro. Las unidades de estiércol de cerdo prueba mostró 52,9% de sólidos volátiles (SV) la eliminación durante el proceso

de 62 días, mientras que lácteos y aves de corral estiércol de unidades de prueba mostró un 9,3% y 20,2%, respectivamente. Durante los 62 días la digestión, las unidades de estiércol de cerdo prueba arrojó la mayor cantidad de metano 0,337 L CH₄/ g SV, mientras que los productos lácteos y aves de corral estiércol de las unidades de prueba mostraron rendimientos de metano muy pobre 0,028 L CH₄/ g VS y 0,002 L CH₄/ g SV, respectivamente.

Chao, (2010), Estudió el comportamiento de un calentador de gas licuado adaptado a biogás. Se barrenó el inyector desde 0.30 hasta 1.0 milímetros para utilizar el biogás como combustible. Los resultados obtenidos demuestran que con diámetros entre 0.85 y 1.00 milímetros y con presiones que variaron desde 34 hasta 94 centímetros de columna de agua (CCA), el calentador usado como combustible biogás se comportó de forma similar que con gas licuado El resultado de la composición de los gases contenido en el biogás fue de: 60% de metano (CH₄), 34% de dióxido de carbono (CO₂), 0.2 % de ácido sulfhídrico (H₂S) y 5.8% de otros gases. El análisis económico bajo estas condiciones mostró que siempre que el aumento de carne por reproductora esté entre 24 y 27 kg es económicamente viable utilizar este sistema.

Jiménez, (2010), El trabajo se realizó en el Centro de Investigaciones en Bioalimentos con el objetivo de caracterizar los biosólidos generados en la planta de tratamiento por tecnología de digestión anaerobia de residuales de origen pecuario, compuesta fundamentalmente por un digestor de primera generación, tipo cúpula fija de 60 m³ de volumen operacional y tiempo de retención hidráulico de 30-40 días, con tratamiento secundario para los efluentes a través de lechos de secado y laguna de estabilización.

Se tomaron ocho muestras homogéneas de biosólidos estabilizadas y deshidratadas, recolectadas en cuatro lechos de secado de 1.7 x 2.5 m ubicados en la planta. Se les determinó contenido total de metales pesados, composición microbiológica y composición físico – química.

Se concluye que los biosólidos estudiados, tienen potencialidades para ser aplicados en la agricultura, pues contienen altos niveles de materia

orgánica (53 %) y nutrientes esenciales para el desarrollo de las plantas (2.5 % N, 1.2 % P, 0.8 % K), el contenido de metales pesados y microorganismos patógenos estuvieron por debajo de los límites máximos permisibles establecidos para este tipo de residuo.

Moscoso, (2010), La digestión anaerobia de biosólidos es un proceso que mejora sus características como fertilizante o mejorador de suelos, debido a que existe un grupo de microorganismos bacterianos anaeróbicos presentes en el material fecal que al actuar sobre los desechos orgánicos de origen vegetal y animal, producen una mezcla de gases con alto contenido de metano (CH_4) llamado biogás, sumamente eficiente si se emplea como combustible.

Así, generando residuos con un alto grado de concentración de nutrientes y materia orgánica, ideales como fertilizantes pueden ser aplicados en estado frescos, pues el tratamiento anaerobio elimina patógenos y malos olores. La investigación, muestra cómo se trabajó con un digestor de biosólidos, con un volumen efectivo de tratamiento de 50 litros, con 37,5 de volumen útil bajo condiciones de termofilia (53 °C) y mesofilas (23°C); el cual se alimentó con biosólidos biológicos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR de la Ciudad de Cuenca. Éste fue operado a tiempos de retención hidráulica (TRH) de 39 días y el biosólido alimentado se caracteriza por tener un promedio de coliformes fecales de 2,06 E+6, sólidos totales volátiles del 2,8 % y huevos de helmintos de 21 H.H/4g.ST. Se obtuvo una reducción de coliformes fecales (97,2 NMP /g ST) por debajo de lo establecido en la normativa mexicana (1000.NMP/ g ST) con referente a la cuenta de huevos de helmintos, alcanzando valores de 2,4 H.H/4g.ST

Boubaker et al (2011), realizaron una investigación a escala laboratorio, de la codigestión anaerobia de las aguas residuales generadas en la obtención del aceite de oliva (RMA) y los residuos sólidos obtenidos durante la molienda (RSMA). Utilizaron un digestor tubular con una alimentación en semi-continuo, operado con temperaturas mesofílicas. Cada digestor fue alimentado con un influente compuesto por RMA y RSMA, con un ratio de carga orgánica entre 0.67-6.67 gDQO/L día. El tiempo de retención hidráulico fue de 12.24 y 36 días.

La concentración de DQOT de RMA usado como principal sustrato fue de 24.56 y 80 gDQO/L. La cantidad de RSMA seco usado como cosustrato fue aproximadamente de 56 g/l de RMA. Dos principales efectos fueron demostrados en esta investigación. Primero, el rendimiento de biogás de RMA mejoro cuando fue codigerido con RSMA. En efecto, el mejor rendimiento desde la codigestión de RMA (DQOT=56 gDQO/l) con RSMA, un TRH= 12 d, fue 0.95l/l/d. Mientras que se obtuvo 0.7 l/l/d cuando RMA fue digerido solo bajo las mismas condiciones de TRH y concentración de DQOT del influente. Segundo, la mejor eliminación de DQO (89.6%) fue obtenida con un influente DQOT= 24 gDQO/l digerido con un TRH=36 días. Finalmente observaron además que la producción de metano cesó con RMA tuvo concentraciones \geq 80 gDQO/l y digerido a TRH \leq 12 d sin una dilución apropiada.

Según Beam, R (2011), la digestión anaerobia de lodos de depuradora se ha utilizado para la reducción de sólidos en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales, pero ha ganado el reconocimiento como una forma de producción de energía. El proceso de la digestión se ha optimizado a través de diversos estudios paramétricos diseñado para determinar el efecto de cada parámetro y encontrar un rango óptimo para la operación. El rango óptimo de pH se 7,0-7,5. Prueba de temperatura mostraron que el rango mesofílico (30-40 ° C) proporciona el más alto, la producción de gas más constante. Ajuste de la alcalinidad con hidróxido de magnesio aumentaron el pH y alcalinidad. La producción de biogás fue mayor en las muestras con alcalinidad que van desde 2.000-2.500 mg / l como CaCO_3 .

Ácidos grasos volátiles (AGV) de ajuste con propionato de sodio aumentó tanto la alcalinidad y el contenido de ácidos grasos volátiles en el resumen. Los altos niveles de ácidos grasos volátiles digestión causado a la lucha, mientras que pequeños ajustes mostraron un aumento en la producción. Medición de la presión mostró que un aumento de la presión durante la digestión, mejora la calidad y la cantidad de biogás producido. Semicontinua experimentación mostraron que la producción de biogás consistente. Sin embargo, el contenido de ácidos grasos volátiles de alto resultado en la calidad del gas pobre.

Díaz, (2012), Llego a la conclusión que se puede obtener gas combustible mediante la bioconversión del alga marina *Ulva lactuca*. Para esto, se determinó la composición físico – química de las algas y se diseñó un sistema de digestión para obtener biogás a nivel de laboratorio. Se logró obtener 0.017 m³/kg de biogás, con 65.3% aproximadamente de metano, alcanzando una presión suficiente para ser quemado en mecheros tipo Bunsen usados en laboratorios. El uso del alga como sustrato demostró ventajas que hacen factible su uso para estos fines, ya que no contiene lignina en cantidades que obstruya el proceso de bioconversión, no es necesario hacer pretratamiento ahorrando reguladores de pH y la adición de nutrientes. Además, el uso de algas para la producción de biogás puede ser una solución a la deposición de esta biomasa en las orillas de las playas.

1.2.2. Investigaciones realizadas a nivel nacional acerca de la obtención de biocombustible gaseoso (biogás) mediante digestión anaerobia.

En el Perú en la década de los años 1980 , el Instituto de Investigación Industrial y de Normas Técnicas (ITINTEC) impulsó la construcción de digestores de modelo Chino en diferentes departamentos: En el fundo la Victoria de la Universidad Nacional de Cajamarca, en el campus universitario de la Universidad Nacional del Centro de Huancayo, en la granja Kayra de la Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco, en la fábrica de Leche Gloria de Arequipa y en el departamento de Puno se construyeron digestores de modelo Chino de 10 m³ de capacidad en la comunidad de San Juan Bautista de Almosanche del distrito de Coata y en el campus universitario de la Universidad Nacional del Altiplano-Puno. En el digestor de 10 m³ de la Universidad Nacional del Altiplano se realizaron trabajos de investigación utilizando como material experimental mezcla de masa ruminal de vacuno y totora, cuyos resultados fueron: Producción diaria de biogás 1,6 m³ por día y 800 kg de bioabono seco con la siguiente ley de fertilizantes: K₂O= 1,8% , N=1,642 % , N(nitrógeno amoniacal) =0,011 % , P₂O₅ = 5,76 % y materia orgánica=44,23 % (Puma, 1982).

1.2.3. Investigaciones realizadas a nivel internacional sobre la materia orgánica en los sedimentos lacustres.

Pérez et al (2000), estudiaron los sedimentos superficiales de la Laguna Escondida en México, atendiendo a su textura, origen, composición y contenido de materia orgánica. El análisis textural permitió reconocer nueve grupos que van desde las gravas arenosas, en la desembocadura del afluente principal y en el margen centro-oriental del lago, hasta las arcillas limosas, en las áreas más profundas. La energía del afluente principal se disipa a medida que la corriente penetra en el lago y los materiales que acarrea se depositan en una pluma sedimentaria formada por partículas de tamaño progresivamente menor. La mayor parte del fondo del lago está cubierto por detritos vegetales alóctonos en distintos estados de descomposición, los cuales provienen, en su mayoría, de la densa cubierta forestal que rodea al lago. En la composición de los sedimentos destacan los minerales alogénicos de origen volcánico (silicatos y ferromagnesianos) y cantidades inferiores al 5% de minerales endogénicos (espículas de esponja, ostrácodos y diatomeas) y autigénicos (óxidos de hierro y filipsita). La materia orgánica de origen alóctono (MO) es extremadamente abundante su proporción varía entre 20 y 30% en el centro del lago, pero alcanza valores de hasta 80% en la orilla noroccidental. Las elevadas concentraciones de MO indican que la cadena de detritos es muy importante en el metabolismo del lago. La naturaleza y la distribución de los sedimentos sugieren que Laguna Escondida es un sistema mixto, desde un punto de vista trófico, por lo que podría ser tipificado como un lago mesotrófico polihúmico.

Ramírez & Noreña (2003), reportan que en la laguna tropical Rasa (Colombia), el sedimento se ajusta al tipo orgánico (contenido medio de carbono orgánico: 16,5%), con alto contenido de agua (media: 84,4%). Como consecuencia de las altas temperaturas del agua, los valores de carbono orgánico y fósforo hallados fueron mucho menores al ser comparados con los encontrados en ecosistemas lacustres de la zona templada. A pesar de sus condición de ecosistema raso (profundidad media: 1,60 m) y su naturaleza cinética, el metabolismo de corto circuito afecta la velocidad de la

descomposición y con esto los contenidos de materia orgánica y nutrientes en el sedimento.

Gunkel (2003), llegó a la conclusión que los sedimentos del lago San Pablo (Ecuador) son de color negro, debido al contenido de sulfuros metálicos y al alto contenido de carbono orgánico, características típicas de lagos eutróficos. El contenido de agua es alto (90,7%) y la capa superficial del sedimento es casi líquida (la claridad del agua sobrenadante indica que no ocurrieron efectos de mezcla durante el muestreo). El contenido carbono orgánico es de 21,1% en peso seco. La concentración de fósforo en los sedimentos es elevada, lo que indica una alta carga en el lago, condición corroborada por los resultados de los análisis químicos de la columna de agua, el valor promedio del fósforo es 0,24 mg/L. Se determinó una baja concentración de hierro en los sedimentos (25,9 g/kg en peso seco), con una relación Fe/P de 4,0: la retención de fósforo requiere una relación atómica de Fe/P cercana a 10, pero la formación de fosfato de hierro es regulada por la concentración de sulfatos y por la formación de sulfato de hierro.

Díaz et al (2005) en la caracterización fisicoquímica del sedimento del lago Zempoala-México, hallaron el contenido de carbono orgánico un promedio de 13,14% y el contenido de carbono orgánico en la parte profunda del lago tiene un promedio de 17,2% y la parte litoral del lago fue de 11,24%.

Torres et al (2006), reportaron que en algunas lagunas costeras el sedimento representa un componente clave para su funcionamiento, característicamente es altamente reductor, con cantidades elevadas de materia orgánica. Las altas tasas de sedimentación de material orgánico propician que la actividad de mineralización se efectuó principalmente bajo condiciones anaeróbicas, participando en ésta diferentes grupos de microorganismos.

El proceso de la degradación anaeróbica de la materia orgánica involucra la hidrólisis de los compuestos de peso molecular elevado (polisacáridos, lípidos y proteínas) para formar compuestos de bajo peso molecular (ácidos orgánicos y alcoholes), que posteriormente son fermentados hasta ácidos

grasos volátiles (propionato, acetato) y gases (H_2, CO_2), los cuales son los sustratos para las fases terminales de la descomposición de la materia orgánica.

Hakanson (2008), concluye que el ecosistema de los lagos en todo el mundo están amenazados por numerosos productos químicos, tales como el mercurio, radio núclidos, el azufre y la lluvia ácida, los nutrientes que causan la eutrofización. La complejidad de los ecosistemas a menudo ha conducido a la falta de predicción de los modelos de ecosistemas.

1.2.4. Investigaciones realizadas a nivel nacional sobre los sedimentos lacustres

Northcote et al (1991), informan que las concentraciones de nitrógeno, en forma de nitrato y amonio, en la aguas de las estaciones de muestreo de la Bahía Interior de Puno entre 1982 y 1983 fueron casi siempre más altas que de las estaciones de muestreo litorales de la Bahía Exterior y claramente más elevadas que las de las estaciones de muestreo en la zona limnética de la Bahía de Puno o el lago grande. Periódicamente se registraron valores muy altos de nitrato en la estación de muestreo litoral (2 m) en la Bahía Interior frente a una de las principales desembocaduras de aguas negras.

En cinco ocasiones la concentración de nitrato en esta estación excedió $21 \mu g$ átomos/L, es un nivel que conduce a una intensa eutrofización, mientras que en las estaciones limnéticas de la Bahía Interior y los litorales de la Bahía Exterior las concentraciones nunca superaron dicho nivel. Además, la concentración de fósforo reactivo soluble en las Estaciones de la Bahía Interior casi siempre excedió los $0,3 \mu g$ átomos/L, un nivel que provoca la eutrofización severa. Con menos frecuencia se alcanzó este valor en las estaciones de muestreo litoral de la Bahía Exterior y rara vez en las estaciones del lago grande. El único cálculo, muy aproximado, de la carga de fósforo en agua de escorrentía entrando a la Bahía Interior de Puno es mucho más alto que el nivel peligroso que causa la eutrofización. En algunas ocasiones, se producen altas sobresaturaciones y marcados máximos “dieles” de oxígeno

disuelto cerca de la orilla oeste de la Bahía Interior de Puno, indicando una intensa actividad fotosintética.

Los elevados valores de demanda bioquímica de oxígeno en esta misma zona indican altos aportes de materia orgánica procedente del descargue de aguas residuales y la descomposición de plantas acuáticas. Por otra parte, suelen presentarse periódicamente concentraciones muy bajas de oxígeno disuelto, junto con grandes mortandades de peces. Los niveles más elevados de pH en la Bahía Interior de Puno también indican una alta producción fotosintética. La zona del puerto de Puno, de baja profundidad y con largo tiempo de recambio de agua, presenta altas concentraciones de nutrientes y muestra muchos síntomas químicos signos de una eutroficación extrema. El manejo de descargue de las aguas residuales domésticas y las aguas pluviales en la Bahía, será el primer paso a seguir si se intenta mejorar la calidad del agua. En la Bahía, el reciclaje de los nutrientes de los sedimentos debido a la estratificación periódica puede impedir la recuperación del lago.

El equipo de estudio de Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA) y el Proyecto Especial Binacional (PELT) (1999) condujeron la investigación de la calidad de los sedimentos del lago, en 12 puntos de la Bahía Interior de Puno. Particularmente, los sedimentos contaminados con altos contenidos orgánicos se localizan en los cuerpos de agua A (orilla oeste de la Bahía Interior de Puno) y B (Orilla de la isla Espinar). El contenido promedio de los sedimentos en la Bahía Interior de Puno fue de 16.1 mg/g-sólido seco de nitrógeno total y 1.4 mg/g-sólido seco de fósforo total. El contenido total de sedimentos fue estimado en 13 389 toneladas de nitrógeno y 1164 toneladas de fósforo. Estas cantidades de nutrientes son iguales a la descarga de cargas contaminantes de hace 20 a 40 años en la ciudad de Puno. Este equipo de estudio informa los siguientes resultados:

Contenido promedio de sedimentos:

Total de Nitrógeno:	16,1mg/g-sólido seco
Total de Fósforo:	1,4 mg/g-sólido seco
Contenido de humedad:	76%
Gravedad específica:	2,2

Área en cuestión: 525 ha (parte oeste de la Bahía Interior de Puno, parte interior de la línea que enlaza el Hotel de la isla Esteves con la Planta de Aguas Residuales Espinar)

Espesor de sedimentos 0,3 m de espesor

Cargas contaminantes descargas (N Total): 865 kg/día

Asimismo realizaron las siguientes estimaciones:

Volumen Total de sedimentos: $831\,600\text{ ton} = 5\,250\,000\text{ m}^2 \times 0.3\text{ m} \times (1-0.76) \times 2.2$

Contenido total Nitrógeno: $13\,389\text{ ton} = 831\,600\text{ ton} \times 16.1\text{ mg/g-sólido seco}$

Contenido total de Fosforo $1\,164\text{ ton} = 831\,600\text{ ton} \times 1.4\text{ mg/g-sólido seco}$

Descarga equivalente P.L.42 años: $13\,389\text{ ton}/(865\text{ kg/d} \times 365\text{ d})$

Descarga equivalente P.L.42 años: $22\text{ años} = 1\,164\text{ ton}/142\text{ kg/d} \times 365\text{ d})$

También reportan, que los índices de sedimentación varían de acuerdo a las zonas entre el Lago Grande y el Lago Huiñaymarca. Por ejemplo en el caso de los depósitos de carbono, la velocidad del índice de sedimentación es de 0,5 mm/año para el Lago Grande, mientras que en el Lago Huiñaymarca este índice es 10 veces mayor. Habiendo transcurrido 10 años hasta la fecha y tomando como base las estimaciones, se puede calcular el potencial actual de los lodos sedimentados en la Bahía:

$$5\,250\,000\text{ m}^2 \times 0.35 \times (1 - 0.76) \times 2.2 = 970\,200\text{ toneladas de lodo.}$$

El Plan Maestro de Recuperación Ambiental de la Bahía Interior de Puno (2004) nos muestra a continuación el cuadro 1 referido a indicadores de contaminación del agua de la Bahía Interior de Puno.

Tabla 1. Indicadores de contaminación del agua de la Bahía Interior de Puno

Parámetro	Unidad de Medida	LMP(1)	Rango encontrado(2)	Intensidad(3)	Magnitud (4)	Área Afectado %Aprox.
pH	-	5 – 9	8,39 – 9,23	Alto a muy alto	Alta	70
Transparencia	M	< 0.7	0,53 – 0,81	Alta a muy alta	Total	80
Oxígeno Disuelto	mg/L	4	8.51 – 10,35	Muy Alta	Alta	100
DBO ₅	mg/L	10	7,60 – 22,80	Alta a Muy Alta	Alta	75
Nitrógeno Total	mg/L	--	2,89 – 5,68	--	--	--
Fósforo Total	mg/L	0,100	0,360 – 0,930	Muy alta	Total	100

FUENTE: Plan Maestro de la Recuperación Ambiental de la Bahía Interior de Puno.

MINCETUR-ATLANTIS 2004.

1. Límite Máximo Permissible: De acuerdo a la Ley General de Aguas.
2. Rango de valores encontrados: Los valores son promedios anuales.
3. Valores se clasifican en: Bajo-Medio-Alto-Muy Alto, según el grado de afectación.
4. Porcentaje de área afectada: Baja (<20%), Media (20 – 50 %), Alta (50 -75 %) y Total (>75%).

En la tabla 1, se observan que los niveles de contaminación de las aguas de la Bahía Interior de Puno es alta, se perciben los siguientes síntomas:

- ✓ Aguas de muy baja calidad y alta peligrosidad
- ✓ Baja transparencia
- ✓ Concentración alta de nutrientes(nitrógeno y fósforo disueltos)
- ✓ Sobresaturación de oxígeno disuelto en las aguas superficiales
- ✓ DBO más elevada.
- ✓ Presencia de grandes volúmenes de *Lemna Gibba* (Lenteja), signo de eutrofización e indicadores de polución.
- ✓ Turbidez en el agua causada por materiales sólidos, causando alteraciones en los mecanismos fotosintetizadores.

Esta y otras evidencias (PELT y JICA, 1999) demuestran que la Bahía Interior se encuentra altamente contaminada, llegando a un fuerte nivel de stress ambiental.

1.2.5. Investigaciones realizadas sobre la biomasa lenteja de agua.

Lemna minor, aumenta su producción de biomasa al aplicar fertilizante orgánico, encontrando el mayor crecimiento con 20 g. Así mismo, triplica su biomasa en 7 días cuando se adicionan a la microlaguna 30 g de material vegetativo y se fertiliza. Sin embargo, al utilizar menor cantidad de material vegetativo (5 g) el crecimiento es más acelerado, probablemente, porque el área del espejo de agua y la cantidad de nutrientes es proporcionalmente mayor, lo cual disminuye la competencia intraespecífica y aumenta la producción de biomasa (Espejo et al, 2006)

La biomasa de la lenteja de agua debe ser frecuentemente cosechada durante la estación de crecimiento y puede ser utilizada para diferentes usos. La biomasa es un subproducto que constituye un recurso importante para la economía tradicional (abonamiento de pasturas), esta especie también puede ser utilizada para evaluar la capacidad de tratamiento de aguas residuales.

Las *Lemnaceas*, tienen un alto contenido de minerales con respecto a otras especies que viven en asociación con esta especie. La tasa de retención de NPK en *Lemna. gibba* es de 2,84 % de materia seca, 45,7 kg/ha⁻¹ y *Lemna. minor* 2,31 % de materia seca y 10,3 kg/ha⁻¹. La producción anual neta de *Lemna. minor* y *Lemna gibba*, es alta, pueden producir de 7,5 a 15,0 t de materia seca /ha.

Estudio de la biomasa y análisis bromatológico de la lenteja de agua *Lemna sp* en la Bahía de Puno, realizado durante 1986 a 1990, encontraron que la biomasa es mayor en lugares donde existen altos grados de contaminación por aguas residuales y varía de acuerdo a las zonas, meses y año de estudio. Además, la composición química en proteínas, grasa, cenizas, fibra, carbohidratos, calcio, fósforo y hierro, varía en las diferentes zonas de estudio de acuerdo al mayor o menor grado de contaminación y la disponibilidad de nutrientes que permiten el desarrollo de esta especie (Palacios & Laguna, 1991).

La biomasa de lenteja de agua varía de 19 ± 3 gr. m^{-2} , la temperatura para el desarrollo de la lenteja de agua varía de 6 a 10, el oxígeno disuelto que se encuentra en el hábitat donde se desarrolla esta planta acuática varía de 4,3 a 5,3 $mm.L^{-1}$, mientras que la concentración de NO_3 en el agua es de 3,3 $mgr.L^{-1}$, finalmente el pH del agua varía de 7,7 a 7,9 (Hernández & Mitsch, 2002).

Los resultados de las muestras de biomasa (Kg/m^2) de lenteja de agua, indican que existe un promedio de $7,0$ kg/m^2 , sin embargo la biomasa puede presentar rangos de variación de acuerdo a los meses o épocas. Se ha registrado valores de 2,8 y 15 kg/m^2 , estas variaciones pueden estar influenciadas por la presencia de precipitaciones pluviales y los vientos que pueden trasladar a la lenteja de agua.

En base a la desviación estándar de los muestreos de biomasa de la lenteja de agua, en la bahía de la ciudad de Puno, se encuentra entre 5 a 9 kg/m^2 , con esta información se calculó que en la bahía existe entre 6 000 Toneladas a 10 800 Toneladas de biomasa de lenteja de agua en un área de 200 ha. Probablemente, esta biomasa puede variar de acuerdo a las épocas y meses del año y también a la influencia de factores ambientales y biológicos (Canales, 2010).

La mayoría de las aguas naturales tienen un pH entre 4 y 9, aunque muchas de ellas tienen un pH ligeramente básico debido a la presencia de carbonatos y bicarbonatos. Un pH muy ácido o muy alcalino, puede ser indicio de una contaminación industrial. El valor del pH en el agua, es utilizado también cuando nos interesa para conocer su tendencia corrosiva o incrustante en las plantas de tratamiento de agua.

La lenteja de agua, puede ser utilizada para el tratamiento de aguas residuales teniendo en consideración que el pH debe estar por encima de 9,8. Asimismo, la *Lemna* sp se ha encontrado dentro del esófago del pato gigante del Canadá, esto implica que algunas aves se alimentan de esta especie en forma directa (McLandress & Raveling, 1981).

La lenteja de agua en condiciones de laboratorio, es capaz de mantener su crecimiento en un amplio rango de pH entre 3,5 a 9,0., pero con un óptimo de 4 a 7. Mientras a $3,5 < \text{pH} > 9$ inducen un efecto nocivo. Cuando la lenteja de agua se cultivó en urea, se produjo un mayor crecimiento a un pH 4 y un descenso a pH menores y superiores a 4. Cuando se mantiene la lenteja de agua en cultivo de amonio, nitrato y a un pH 10, se produce mortalidad del 100% a los 15 días (Morales et al., 2006)

El desarrollo de la lenteja de agua puede ser hasta 21 días en sistemas de laboratorio, las condiciones necesarias para el desarrollo de la lenteja de agua son las siguientes: temperatura de 18 a 25°C, salinidad 20 a 24 gr.L⁻¹, pH de 5,6 a 7,5 (Mkandawire et al, 2005).

La lenteja de agua, puede desarrollarse en un rango amplio de temperaturas, que varía entre 5° y 30°C, con un crecimiento último entre los 15° y 18°C. Se adapta bien a cualquier condición de iluminación. Crece rápidamente en partes calmadas y ricas en nutrientes, con altos niveles de nitrógeno y fosfatos. Con frecuencia el hierro es un elemento limitante para su adecuado desarrollo. Pueden además tolerar un rango de pH amplio, siendo el último entre 4,5 y 7,5 (Rook, 2002).

La planta acuática *Lemna gibba*, es una opción viable para usarse como fuente de proteína en dietas para cerdos en una proporción de 30-60 kg/ de peso. La lenteja de agua posee una proteína de excelente calidad, debido a que es rica en aminoácidos esenciales. La inclusión del 10% de lenteja de agua en la dieta de cerdos no afecta la respuesta productiva de los animales (Gutiérrez, 2000).

Casal et al. (2000), investigó el contenido de proteína en lenteja de agua, cruda, encontrando de $20,5 \pm$ y $21,3 \pm 0,1\%$ de proteína basado sobre la media del contenido de Nitrógeno en aguas residuales.

Los resultados de los experimentos con tres diferentes especies de lenteja de agua, cultivadas, pueden resultar altamente competitivo en comparación con los de los actuales métodos de tratamiento secundario. La

biomasa de la lenteja de agua, con un contenido de proteína de más del 30% del peso seco, se puede utilizar como una alternativa rica en proteínas forrajeras. Las aguas residuales tratadas con lenteja de agua, se encuentra en un nivel aceptable y se puede reutilizar para riego agrícola (Oron, 1986).

Producción de Compost a partir de *Lemna sp* (lenteja de agua) y su aplicación, concluyen que se puede obtener compost a los 7 meses y luego puede ser utilizado para la producción de hortalizas. Se ha cultivado espinaca y acelga con tratamiento de compost de lenteja de agua y fertilizante químico, no encontrándose diferencias estadísticas (Manchuria y Arequipa, 1996).

Mbagwu & Adenini (1988), analizando diferentes tipos de *Lemna* concluyeron que puede ser un buen complemento en la dieta alimentaria de ganado y peces. Se han hecho comparaciones entre lenteja de agua y otros alimentos comunes para dichos animales y se ha observado que su contenido proteínico es igual o más alto que otras especies, además de presentar una buena digestibilidad.

Fontúrbel (2003), consideró como un parámetro de la eutrofización la presencia y cobertura de macrófitos flotantes como la *Lemna spp* y *Azolla spp*, que normalmente se desarrollan por el incremento de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo provenientes de los desechos orgánicos, constituyéndose en un indicador relativamente bueno del avance del proceso eutrófico a mediano plazo. Asimismo, Fontúrbel (2005), menciona que la especie *Lemna gibba*, presente en el lago Titicaca, es uno de los indicadores de un proceso de eutrofización de las aguas del lago.

La lenteja de agua puede crecer en un rango amplio de concentraciones de nitrógeno. El valor más bajo reportado por Landolt (1987), es de 0,001 mg/l, en cuanto a niveles óptimos y límites máximos existe una gran divergencia en la literatura. Para niveles óptimos se han reportado valores entre 0,6 y 70 mg/l, y para límites máximos valores entre 200 mg/l y 2800 mg/l. La lenteja de agua puede utilizar nitrógeno en forma de iones amonio o iones nitrato, se ha demostrado que en presencia de ambos, prefiere el nitrógeno amoniacal.

Santini (2000), concluye que la *Lemna minor*, tiene una tasa promedio de crecimiento de 0,297 individuos/día con un tiempo de duplicación de entre 2 y 5 días y una productividad de 1230 Kg/ha.

Se cultivó *Lemna gibba* para determinar el efecto de tres proporciones de $N - NH_4^+ : N - NO_3^-$ (1:3, 1:1 y 3:1), así como de las concentraciones de fósforo (1,5; 3,0 y 4,5 mg.L-1) y potasio (3,0; 6,0; y 9,0 mg.L-1) adicionadas en el medio de cultivo sobre el rendimiento y contenido de nitrógeno, fósforo y potasio. La absorción y contenido, tanto del fósforo como del potasio, se incrementan a medida que sus concentraciones en el medio de cultivo se elevan. Altas proporciones de N-NH₄⁺ en el medio de cultivo disminuyen el contenido de fósforo y potasio en la materia seca. Los rendimientos y contenidos de proteína cruda de *L. gibba* se optimizan con proporciones $N - NH_4^+ : N - NO_3^-$ de 1:1 y 3:1 (Clostre & Suni, 2007).

En la naturaleza el fósforo tal vez juega el papel más importante en el control de crecimiento de lenteja de agua. La principal fuente de fósforo son los fosfatos, se ha encontrado lenteja de agua en aguas con concentraciones de fósforo muy bajas (0,0007 mg/l). Las concentraciones mínimas para *Lemna minor* y *Lemna minúscula* de 0,03 mg/l y 0,2 mg/l respectivamente.

La conductividad en el agua está directamente correlacionada con su salinidad o la concentración de sales disueltas (Oron et al., 1985).

Mkandawire et al. (2005), la acumulación de arsénico en *Lemna gibba* fue investigado en las aguas con residuos de minas abandonas en Sajonia, Alemania, determinaron que la lenteja de agua acumuló 10 veces más de arsénico. La acumulación de arsénico en lenteja de agua, aumenta con la concentración de arsénico en el ambiente, pero disminuyó con la concentración de fósforo. Reducciones significativas en la acumulación de arsénico en lenteja agua, se observaron con la adición de fósforo. Los resultados del estudio indican que lenteja de agua, puede ser una planta para acumular metales

pesados. Existe también la posibilidad de utilizar lenteja en aguas escombreras de minas.

Huffman & Allaway (1973), investigó sobre la presencia de cromo para el desarrollo de la lenteja, se concluye la lenteja de agua desarrolló óptimamente en una solución diluida de nutrientes que contiene $3,8 \times 10^{-5} \mu M Cr$.

Santiago et al. (1996), con el objetivo de financiar los sistemas de tratamiento de residuales, se desarrolló una tecnología de tratamiento para éstos mediante el cultivo de lenteja de agua, planta acuática que es un alimento excelente para la cría de aves y peces. Se ha logrado su policultivo y se operó una planta piloto de 3000 metros cuadrados de superficie de lagunas de cultivo, la cual garantiza una remoción de contaminantes y patógenos superior al 90 %. Cada hectárea de cultivo puede tratar con esta eficiencia, los residuales de entre 2500 y 5000 cerdos, o los residuales de entre 10 000 y 15 000 personas, descargando diariamente medias de 1,73 kg de DQO y 0,55 kg de DBO_5 . El rendimiento promedio de 0,59 ton de lenteja de agua fresca / ha*día, con máximos de 1,29 ton, con concentraciones mínimas de proteína del 25 %.

Las *Lemnaceas* acumulan abundantes metales pesados y blandos (Cd, Cu, Fe, Mn, Zn, Cr, Pb, Ni) asociados con las cenizas pesadas, en mayor grado de los que se ha encontrado en agua o sedimentos de las cenizas de carbón. La capacidad de las *Lemnaceas* para acumular metales pesados, potencialmente tóxicos en sistemas de retención de cenizas de carbón, puede tener un rol importante sobre la remoción de estos elementos en un estanque estacional (Cornejo, 1999).

El oxígeno disuelto no ha sido reportado como factor determinante en el crecimiento de la lenteja de agua. Esta planta al ser flotante toma el oxígeno que necesita de la atmósfera. En experiencias reportadas por Espinosa (1998) y Glas 2000), se observa claramente que la planta puede crecer perfectamente en ambientes anóxicos o anaeróbicos. Si se produce alguna inhibición en

ambientes anaeróbicos, se debe más bien a la materia orgánica u otros compuestos.

Lemon et al. (2001), la especie *Lemna minor*, puede vivir hasta 31,3 días y puede producir hasta 14 frondes, esta especie tiene un crecimiento exponencial. El tiempo de duplicación de la población es la inversa de la tasa de reproducción, menos la tasa de muerte.

El potasio es un componente importante en las proteínas y su deficiencia produce frondas no saludables, baja en clorofila (Gijzen, 1997). Cuando la *Lemna*, es mantenida a pH menor a 3,5 se induce a un descenso del número de frondes hasta producir mortalidad de las plantas (Morales et al, 2006).

1.2.6. Investigaciones realizadas sobre la biomasa totora.

Se estima una biomasa de 1,9 millones de toneladas métricas de totora, de los cuales solo se aprovecha entre un 20 a 30% de dicha biomasa como forraje para animales, techado de casas, construcción de balsas de totora y artesanía. En época seca se quema los totorales que no han sido aprovechados por la población, ocasionando destrucción del hábitat, desaparición de especies de flora y fauna asociada a los totorales. Además, ocasiona contaminación ambiental por emanación de gases y cenizas que afectan a la población.

Estas quemaduras pueden durar hasta más 20 horas, quemando alrededor de 2800 ha, incluyendo área de la Reserva Nacional del Titicaca, contribuyendo al cambio climático global (RNT, 2006).

El beneficio económico de la totora a favor de la economía campesina es favorable, por ejemplo: una hectárea produce como mínimo 100 TM. De totora y considerando sus costos, “puesto en orilla” (plantación, de corte y transporte), el primer año da una utilidad bruta que varía entre \$1 940 y 2 288, dependiendo del método y procedimiento empleado, lo que equivale a 653 y 770 jornales para un grupo de 25 personas que trabajan entre 5 y 9 días por hectárea/año, lo que significan un ingreso apreciable de su economía (RNT, 2009)

De acuerdo a las evaluaciones y monitoreo de biomasa de totorales realizados por el personal Especialista y Guarda parque de la RNT sobre la

biomasa de totora, se tiene que para los meses de abril y junio del 2008, la biomasa de totora seca en la Reserva Nacional del Titicaca es de 33% en el mes de abril y de 41% en el mes de junio, como se puede observar la biomasa seca se viene incrementando. Cabe resaltar que hay lugares donde la totora seca representa el 65% del total, siendo valores muy altos de materia seca y se considerada como combustible de biomasa (RNT, 2009).

De estas evaluaciones también se ha determinado que la biomasa de totora en promedio en la Reserva Nacional del Titicaca es de 1,5 millones de totorales y de acuerdo al reporte de materia seca para el mes de junio (41% de biomasa seca), se puede estimar que hay 615 mil toneladas de biomasa seca, la misma que se convierte en materia vegetal potencial para la propagación del fuego cuando ocurren quemadas de totorales. Así mismo, se establece los meses de octubre a noviembre como los más secos y que presentan el mayor porcentaje de materia seca en los totorales de la Reserva Nacional del Titicaca. Por ello se presume el incremento del porcentaje de materia seca hasta fines de año, Representando una amenaza potencial para la presencia de fuego y quema de totorales en la RNT y la zonas circunlacustres (Reserva Nacional del Titicaca 2009)

Palacios et al (1993) menciona que las diferencias morfológico y fisiológico existentes entre los distintos tipos de plantas indican que los macrófitos sumergidos tienen un contenido mayor de agua, ceniza y proteínas, menor cantidad de fibra que los macrófitos emergentes, el contenido de hidratos de carbono es similar en los dos grupos. Los macrófitos de hojas flotantes muestran valores intermedios, pero contiene cantidades significativamente elevadas de lípidos, lo cual se refleja en su valores calorimétricas de los macrófitos acuáticos son aproximadamente un 20% inferiores a la medio del fitoplancton aproximadamente 6,000 cal/g de materia orgánica.

Northcote et al (1991), en sus recomendaciones manifiestan que: la combinación de lagunas aguas residuales – macrófitas acuáticas pueden ser una opción apropiada, y de bajo costo, para tratar las aguas negras crudas que actualmente se vierten en la bahía de Puno. Se debe realizar una investigación

amplia para evaluar la viabilidad del desarrollo de estas lagunas. Este estudio de viabilidad debe enfocar en los siguientes objetivos:

Desarrollar una estrategia de investigación que identifique las etapas de investigación y desarrollo que se necesitan para poder construir y poner en función un modelo de una laguna de aguas residuales – macrófitas acuáticas en Puno.

1.3. OBJETIVOS

1.3.1. Objetivos general

Generar biocombustible sólido y gaseoso a partir plantas acuáticas y lodos sedimentados de la Bahía Interna de Puno – Lago Titicaca.

1.3.2. Objetivos específicos

Los objetivos específicos fueron:

- a) Determinar las características fisicoquímicas del material experimental para obtener biocombustible sólido y gaseoso.
- b) Demostrar la formulación óptima del material experimental a emplearse en los digestores para la producción de biocombustible- biogas
- c) Cuantificar contenido de gas metano en el biocombustible gaseoso generados por la codigestión anaerobia de lodos sementados y plantas acuáticas (totora y lenteja de agua)
- d) Cuantificar la capacidad calorífica en kcal/kg de biocombustible sólido producidos por la codigestión anaerobia de lodos sedimentados, totora y lenteja de agua de la bahía interna de Puno-Lago Titicaca

CAPITULO II.

MARCO TEÓRICO Y CONCEPTUAL

2.1. MARCO TEÓRICO

2.1.1. Totora

La totora, una macrófita muy resaltante e importante como forraje para alimento de la ganadería, que se ubican en la zona ribereña. Por lo que podemos decir que la presencia de totora define el entorno socioeconómico de las familias ribereñas del lago. Los totorales representan el 65% de la Reserva Nacional del Titicaca y durante la época seca -julio a diciembre- los tallos de la totora se encuentran secos, motivo por el cual se realizan quemadas causadas por la población y muchas de ellas se extienden a grandes áreas de totorales. Esta práctica se realiza por personas que se encuentran en la zona adyacente a la RNT (Reserva Nacional del Titicaca), para que la totora rebrote con tallos verdes y pueda ser utilizado como alimento para el ganado. Sin embargo algunas personas realizan quemadas de totorales con la finalidad de recolectar huevos de aves y captura de aves, siendo practicada principalmente por los pobladores de los Uros Chulluni (RNT, 2009)

El aumento de la población circunlacustre también ha aumentado la extracción de totora para utilizarla como forraje para el ganado, como abono en la agricultura, en la construcción de balsas, artesanías, vivienda, salud y alimentación; es decir, por la presión antrópica, los totorales se están deteriorando, afectando las condiciones ambientales y económicas de las familias rurales pobres de esta zona.

Los pobladores de las zonas ribereñas queman áreas con totorales secos para ganar terreno usándolo de asentamiento y pastoreo. Estas áreas no se recuperan satisfactoriamente en épocas de mayor disponibilidad de agua; la fuerte presión ha conseguido que aparezcan áreas de total ralo, facilitando la caza furtiva de aves. El peligro que supone el secamiento y quema de los

totorales radica en los efectos negativos que sufrirán los procesos de reproducción de aves y peces (Diagnóstico Ambiental Regional, 2010)

Los totorales a partir del mes de mayo empiezan a secarse conforme transcurre los meses, este proceso se debe a los factores ambientales, sobre todo el clima. La presencia de heladas, la falta de precipitación y la radiación solar durante el día, hacen que los tallos de totora se tornen amarillos y se sequen. Dentro de los totorales existen pequeños canales que hacen las veces de barreras naturales e impiden que el fuego se expanda cuando ocurre una quema. Sin embargo la disminución del nivel del lago, durante el año 2008, hicieron desaparecer en muchos casos estos pequeños canales y los tallos de totora seca se inclinaron e hicieron pasos para que el fuego se expandan durante las quemadas presentadas durante hasta agosto del 2008 (RNT, 2009).

2.1.2. Lenteja de agua

Se denomina lenteja de agua a la familia *Lemnaceas*, que agrupa plantas acuáticas flotantes que tienen una de las tasas de crecimiento más altas en el mundo. Esta familia se compone de cuatro géneros: *Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia* y *Wolffiella* y con 40 especies en todo el mundo, se nutren de residuos fosforados y nitrogenados que contaminan las aguas y que retiran de estas de manera eficiente (Ponce et al., 2005; Ortega, 2004).

La lenteja de agua, es una planta muy pequeña que florece y tiene una estructura muy simple. No presenta un tallo separado de las hojas sino que posee una fusión de ambos llamada fronda, con tamaño que varían entre 0.1 y 2 cm de diámetro, la cual forma el material flotante de la planta que hace que ésta se extienda sobre la superficie del agua. Cada fronda tiene dos zonas que alternadamente producen nuevas frondas. La tasa de reproducción relativa de la lenteja de agua puede estar entre 0,1 y 0,54 día⁻¹, lo cual significa que, en condiciones ideales pueden doblar su biomasa en dos días.

La lenteja de agua, asimila los nutrientes que se liberan en la descomposición de la materia orgánica presente en las aguas residuales de consumo humano, tiene una gran capacidad de crecimiento y un contenido de proteína vegetal mayor que el de la soya (Gijzen, 1998).

Las *Lemnaceas*, tienen entre el 86 al 97 % de su peso en contenido de agua, el cual varía dependiendo de las condiciones de crecimiento. Cuando las condiciones son favorables el contenido de agua es mayor. El contenido de minerales es más alto que el de otras plantas acuáticas (Landolt, 1987).

En cuanto a proteínas, las *Lemnaceas* contienen uno de los más altos porcentajes dentro del reino vegetal, cultivadas en condiciones favorables se han reportado valores hasta del 45%. Esto se puede explicar por el hecho de que la planta se compone, fundamentalmente de material metabólicamente activo. Posee una muy buena calidad en términos de aminoácidos, vitaminas y enzimas, todos indispensables en la dieta animal (Landolt, 1986).

El amonio y amoníaco son las principales formas de nitrógeno que son utilizados por la lenteja de agua, pudiendo eliminar hasta el 50 % del amonio de una solución nutritiva en 5 horas aunque, la concentración de nitratos sea cien veces mayor (Ortega, 2004).

Las *Lemnáceas* tienen entre el 86 al 97% de su peso en contenido agua, el cual varía dependiendo de las condiciones de crecimiento. Cuando las condiciones son favorables el contenido de agua es mayor. El contenido de minerales es más alto que el de otras plantas acuáticas (LANDOLT, 1987). En cuanto a proteína, las *Lemnáceas* contienen uno de los más altos porcentajes dentro del reino vegetal, cultivadas en condiciones favorables se han reportado valores hasta del 45%. Esto se puede explicar por el hecho de que la planta se compone, fundamentalmente, de material metabólicamente activo, pues no necesita desarrollar material estructural y de soporte. El contenido proteico no solamente es alto, sino de muy buena calidad en términos de aminoácidos, vitaminas y enzimas, todos indispensables en la dieta animal

2.1.2.1. Morfo-taxonomía, sistemática de la Lenteja de agua

- Reino : Vegetal.
- División : Fanerógama.
- Sub división : Angiosperma.
- Clase : Monocotiledónea.
- Orden : Espatiflora.
- Familia : *Lemnáceae*
- Genero : *Lemna*.
- Especie : *Lemna spp*
- Nombre vulgar : "Lenteja de Agua"

Fuente: Barboza A. y Flores D. (1994)

2.1.2.2. Contenido de elementos nutritivos en la lenteja de agua

El método convencional de evaluación que sea utilizado para determinar el contenido de sustancias nutritivas de la *Lemna spp* es llamado "Análisis proximal o Análisis de Weende" este método es proximal porque no determina sustancias químicamente definibles, sino que asocia combinaciones orgánicas que responden a determinadas reacciones analíticas. Por ello se habla de grupos nutritivos que son: a) Agua o materia Seca (MS), b) Extracto Etéreo (EE), c) Proteína cruda (PC) d), Cenizas, e) Fibra Cruda (FC) y e) Extracto no Nitrogenado (ENN) (Tabla 2)

Resultados del análisis de la *Lemna spp* "Lenteja de Agua" es como se presenta:

Los resultados obtenidos comparando con los reportados por Wetzel (36) 42 % y Palacios (26) 35,07 % para la lenteja agua, donde existe diferencia entre ambos reportes sobre ENN, con resultados obtenidos en el presente trabajo son mayores de ambas bahías diferencias atribuidas a la explicación dada en párrafos anteriores.

Tabla 2. Comparación (base seca) de la composición de la lenteja de agua de la Bahía de Puno y la Bahía de Capachica

Composición	Unidad	Bahía de Puno	Bahía de Capachica
Materia seca	%	5,9	4,06
Materia orgánica	%	93,12	92,4
Cenizas	%	7,6	6,88
Fibra cruda	%	9,68	9,32
Nitrógeno	%	51,18	54,49
Proteína total	%	19,2	18

Fuente: Choque Yucra M. Tesis. UNA-Puno. (2007)

En la tabla 2 se observan que la composición de la lenteja de agua entre la Bahía Interior de Puno y la Bahía de Capachica sus valores son cercanos y por tanto no existen una diferencia significativa en sus valores.

2.1.2.3. Principales factores relacionados al desarrollo de la lenteja de agua

Temperatura

En comparación con otras plantas acuáticas, como el Jacinto de agua por ejemplo, las *Lemnaceas* son muy tolerantes a un amplio rango de temperatura. Ellas se encuentran en todos los climas a excepción de los lugares muy fríos (Landolt, 1986).

El crecimiento de la lenteja de agua, los límites mínimos varían entre especies: 8° a 20 °C, según el tiempo de exposición se reportan para periodos cortos, especies que han soportado hasta 55°C y para rangos de exposición largos se han encontrado que oscilan entre 30 y 34 °C. En general, se puede decir que son especies con tolerancia a temperaturas altas y bajas, se distribuyen en áreas cálidas y continentales, mientras que aquellas con tolerancia a temperaturas bajas se encuentran en climas fríos (Landolt, 1987).

Densidad y cosecha

La densidad es un factor importante para la máxima producción, si es muy alta, la fotosíntesis no se realiza eficientemente porque las frondes se cubren unas a otras y si es muy baja las posibilidades de reproducción por unidad de área se reducen. El Banco Mundial recomienda operar los sistemas de un rango de densidad de 400 a 800 gr/m² en peso húmedo (Skillicorn, 1993).

pH del agua

El pH es un factor importante en cualquier proceso biológico, pues determina muchos equilibrios químicos e influye en los procesos metabólicos. La solubilidad de elementos como el Fósforo, el Hierro, el Zinc y el Manganeso importantes para el crecimiento de la lenteja de agua, dependen del pH y por lo tanto la disponibilidad de dichos elementos en el agua depende de este parámetro (Landolt, 1986).

Salinidad y Conductividad del agua

Los altos requerimientos de la lenteja de agua, indican que es resistente a altos niveles de salinidad. Por lo general, se considera que tienen un amplio rango de tolerancia, la conductividad del agua está directamente correlacionada con su salinidad o la concentración de sales disueltas. *Lemnaceas* cultivadas en agua salinas sobreviven hasta niveles de 4000 $\mu\text{S/cm}$. La *Lemna gibba*, es muy frecuentemente encontrada en aguas de conductividad alta (940-3370 $\mu\text{S/cm}$), 450,1244 $\mu\text{S/cm}$ y 360-1258 $\mu\text{S/cm}$ (Oron et al. 1986).

Nitrógeno y Fósforo

La lenteja de agua puede crecer en un rango amplio de concentración de nitrógeno. El valor más bajo reportado por Landolt (1987), es de 0,001 mg/l. En cuanto a niveles óptimos y límites máximos existe una gran divergencia en la literatura. Para niveles óptimos se han reportado valores entre 0,6 y 70 mg/l, y para límites máximos valores entre 200 mg/l y 2800 mg/l.

En la naturaleza el fósforo tal vez juega el papel más importante en el control del crecimiento de la lenteja de agua. La principal fuente de fósforo son

los fosfatos. Se ha encontrado lenteja en aguas con concentraciones de fósforo muy bajas (0,0007 mg/l) (Lueond 1983).

Otros elementos importantes (K, S, Cl)

El potasio es un componente importante en las proteínas y su deficiencia produce frondas no saludables, baja en clorofila (Gijzen, 1997), reporta rangos óptimos de 39-780 mg/l y 19 – 390 mg/l para *Spirodela polyrrhiza* y *Lemna minor* respectivamente.

2.1.3. Sedimentos lacustres

Según Corrales et al (1977), sobre el fondo de ríos y lagos se acumulan material sólido en partículas, que limita inferiormente la extensión de los ecosistemas acuáticos. Este material se puede considerar desde puntos de vista distintos y complementarios.

1. Representa la acumulación de materiales arrastrados o alóctonos, o bien producidos en la misma masa de agua o autóctonos, minerales (evaporitas, arcillas, fragmentos de rocas o materiales clásticos) y materiales orgánicos (organismos enteros que mueren en el sedimento, organismos muertos y fragmentos de los mismos, excrementos, materia orgánica floculada, material detrítico alóctono). La composición de estos materiales y la velocidad con que se acumulan expresa la actividad del lago como receptor de una cuenca y como centro de actividad biológica. La acumulación del material va reflejando las vicisitudes que ocurren en la historia del lago, y el sedimento se puede considerar como la memoria del lago. Se estima que en el fondo subside 0,2 mm por año, que viene a ser la velocidad con que se acumulan los sedimentos.
2. En todo modelo conceptual de lago en que éste se divida en compartimentos superpuestos el agua embebida en el sedimento representa el compartimento inferior. El agua ocupa las cavidades que quedan entre los materiales sólidos, cuyo volumen depende de la distribución por tamaños de dichos materiales y el grado de compresión; los sedimentos contienen entre el 20 y el 80% de su volumen en agua.

3. Las capas superficiales del sedimento constituyen lugares habitables del lago. Aunque se encuentran bacterias vivas enterradas a gran profundidad; los eucariotas se limitan, en general, a unos pocos cm inmediatos a la superficie del sedimento. La interacción entre los organismos vivos y el material acumulado es evidente, aunque menos intensa en los suelos sumergidos. Sólo en los sedimentos del borde de los lagos las partes subterráneas de los macrófitos ejercen una función importante de transporte. Los animales del bentos mezclan constantemente las capas superiores del sedimento, a cuyo proceso se da el nombre de bioturbación. La erosión, transporte y sedimentación de partículas minerales depende de la morfología de las corrientes dominantes y de procesos internos al lago, como turbulencia, corrientes de turbulencia, corrientes de turbiedad, que pueden re-suspender, seleccionar y volver a depositar los materiales. Los sedimentos profundos del lago, son considerados más uniformes. La parte superior del sedimento, con mucha agua poblada con varios organismos, muestra ciertas características de apreciación directa, que ha dado lugar a la distinción de tipos de sedimentos designados con nombres locales.

2.1.3.1. Materia orgánica en la interface sedimento-agua

El término inter-fase sedimento –agua nominalmente implica únicamente la zona de encuentro de la columna de agua sobre-yacente con los sedimentos depositados subyacentes.

Desde la perspectiva del geoquímico orgánico, esta inter-fase representa la zona en la cual la materia orgánica proveniente de la columna de agua es inicialmente acumulada y metabolizada por la comunidad heterotrófica sedimentaria y por lo tanto sufre una diagénesis sedimentaria inicial.

Los primeros centímetros de sedimento están caracterizados por: Alto contenido de agua, una diversidad de formas de agregación biológica por ejemplo agregaciones fecales, etc., mezcla vertical y horizontal, y re-suspensión frecuente.

La re-suspensión de la materia orgánica puede causar que una fracción considerable de este metabolismo ocurra en la columna de agua que sobreyace directamente al sedimento.

La naturaleza del material enriquecido en la inter-fase sedimento-agua debería reflejar una combinación de:

- ✓ Material lábil heredado de la columna de agua
- ✓ Materiales derivados de la biomasa viva y muerta asociada con las comunidades en la inter-fase.

2.1.3.2. Tipos de sedimentos lacustres

Puede encontrarse en los medios lacustres cualquier tipo de sedimentos: detríticos y biodetríticos, químicos, bioquímicos y orgánicos:

A. Sedimentos detríticos y biodetríticos.

La granulometría del material detrítico en un lago es muy variada, yendo desde gravas a arcillas; no obstante, predominan los tamaños correspondientes a las fracciones más finas: limos y arcillas, quedando los más gruesos restringidos generalmente, a la orilla litoral.

Las gravas y arenas pueden tener un origen diverso: 1) Material introducido al lago mediante corrientes fluviales, 2) Productos de la erosión del entorno del lago, 3) En el caso de arenas finas pudo haber intervenido la acción del viento en su depósito en el medio lacustre.

Cuando las gravas y arenas han llegado al lago por medio de corrientes fluviales su tamaño dependerá de la capacidad de transporte de la corriente; su extensión no será muy amplia y generalmente las acumulaciones adoptarán forma de cuña. Por lo general, las graves se localizan en zonas someras, formando playas; si el transporte fue realizado por corrientes de montaña pueden alcanzar una profundidad mayor. La composición mineralógica de este material será variada, debido a la diversidad de litologías en el área fuente.

En ocasiones el material más grueso, introducido en el lago por ríos, corresponde a la fracción arena. Esta alcanza profundidades mayores en su

distribución , la cual está controlada , además por la corriente fluvial, por la pendiente del fondo; cuanto menor sea ésta , mayor extensión alcanzará el material arenoso. Generalmente las arenas lacustres están bien calibradas y redondeadas y su tamaño disminuye hacia el centro del lago.

Los limos y arcillas se encuentran ya en la zona externa del lago, junto con los detríticos gruesos; hacia el centro pasan a ser los únicos sedimentos detríticos. La composición mineralógica de las arcillas varía con los distintos lagos; si estos se encuentran enclavados en rocas ricas en iones ferrosos, calcio y magnesio, por tanto en condiciones alcalinas en las aguas, los medios lacustres en estas condiciones suelen ser salados y en ellos se forman depósitos carbonatados ;el hallazgo de este tipo de sedimentos carbonatos asociados a arcillas illíticas y montmorilloníticas indica climas semiáridos y aguas saladas.

Todos estos sedimentos pueden mostrar una serie de estructuras sedimentarias pero ninguna de ellas es exclusiva del medio lacustre. Frecuentemente se han relacionado con este tipo de medio, sedimentos finamente estratificados y sedimentos con laminación fina, pero estas características pueden encontrarse también en otros ambientes.

B. Sedimentos químicos y bioquímicos.

La naturaleza de estos depósitos depende de los iones que se encuentran disueltos en el agua; dichos iones proceden, de una parte, de las rocas que bordean el lago y, por, de los aportes fluviales que a él llegan. Según los datos de análisis de aguas lacustres recogidas, los iones presentes son similares a los de las aguas marinas, pero varía la concentración; son más abundantes en los lagos: carbonatos, sulfatos, calcio, magnesio y potasio, apareciendo también nitratos. A partir de ellos, los depósitos más importantes formados en los lagos son: carbonatos, sulfatos, calcio, magnesio y potasio, apareciendo también nitratos. A partir de ellos, los depósitos más importantes formados en los lagos son: carbonatos, sulfatos, cloruros, nitratos y boratos. Su precipitación depende de los valores de pH, de la temperatura de las aguas, así como de la concentración y producto de solubilidad de cada compuesto.

Los carbonatos más frecuentes e importantes en el medio lacustre son: calcita, aragonito y dolomita. Puesto que el aragonito es la forma metastable de los dos carbonatos de calcio, no se encuentra en sedimentos antiguos, debido a su transformación en calcita. La precipitación de la mayor parte del carbonato cálcico, especialmente de la calcita, parece estar controlada por procesos bioquímicos fundamentalmente por la acción fotosintética de algas y vegetación litoral. No obstante existen formas cuyo origen pueden ser puramente químicos.

Otros depósitos carbonatados de origen químico son las tobas y travertinos. Las primeras se localizan en la zona costera de lagos alcalinos, estando controlada su formación por la presencia de fuentes y manantiales. Es un sedimento extremadamente poroso, que forma, en ocasiones, acumulaciones a manera de torres las cuales pueden presentar un orificio en su parte superior. El travertino presenta una estructura concrecional, con láminas muy compactas, pero presentando una porosidad elevada entre ellas, pueden estar asociadas a algas calcáreas.

De origen claramente bioquímico existen varios tipos de sedimentos carbonatados. Los oncolitos, formados como consecuencia de algas azul-verdes, presentan una forma ovoide los más pequeños, o casi esférica los de tamaños mayores, el tamaño no suele sobrepasar los 2,5 cm. Se originan por precipitación de carbonato de calcio sobre un núcleo que puede tener una naturaleza variada: fragmentos de conchas, partículas detríticas, etc. En sección presentan una estructura laminar concéntrica, debido a la alternancia de fases de crecimiento de algas con otras en que aquel se detiene. Cuando el oncolito es pequeño puede fácilmente estar en suspensión, debido a la agitación del agua; en este caso las láminas son continuas a lo largo de toda la superficie libre; se originan de este modo formas sub-esféricas, con láminas discontinuas.

La creta lacustre es un tipo de depósito para el que algunos autores invocan un origen bioquímico. Sería debido, según ellos, a la actividad de algas y musgos. Presenta una composición variable, pero siempre carbonatada, de grano fino, conteniendo cantidades mayores o menores de conchas de

bivalvos, la presencia de éstas ha hecho pensar que podría tratarse de un depósito bio-detrítico, formado por la trituración de restos orgánicos calcáreos; sin embargo, la presencia de conchas enteras, junto con las pulverizadas, hace desechar esta hipótesis, al menos como modo único de originarse, en su composición pueden formar parte arcillas y materia orgánica, en cantidades variables. Es un sedimento que se sitúa en zonas siempre muy someras.

Existen también otros depósitos debidos a la actividad de algas; son costras que se encuentran en zonas poco profundas menos de 5 a 6 metros en lagos con aguas cálidas.

Dentro de los sedimentos químicos típicos se encuentran las evaporitas, de las que las más importantes son los sulfatos y los cloruros. Entre los sulfatos, los de calcio-yeso y anhidrita son los más frecuentes. El yeso es abundante en algunos tipos de lagos; su precipitación, que en ocasiones puede ser anterior a la de los carbonatos, depende de la concentración de iones sulfato y calcio, en parte también, a la presencia de sulfuros; la oxidación de éstos lleva a la formación de ácido sulfúrico, que reaccionará con el carbonato de calcio, dando lugar a yeso. La anhidrita se presenta como depósitos masivos, bandeada finamente o bien con estructura esferolítica; frecuentemente alternando con calcita, dolomita o arcillas, la mayoría deriva del yeso.

El cloruro de sodio-halita es menos frecuente que los carbonatos y sulfatos en los depósitos lacustres; esto se debe, fundamentalmente, a la alta solubilidad de esta sal, influyendo la baja concentración en ión cloruro de las aguas lacustres.

Actualmente las evaporitas se forman en zonas áridas de regiones cálidas situadas a ambos lados de la franja ecuatorial. Dado que en otras épocas tuvo que suceder igual, las evaporitas representan un buen criterio en las reconstrucciones paleoclimáticas.

En los lagos pueden precipitar también minerales de hierro; en unos casos su formación es puramente química, mientras que en otros pueden haber intervenido determinados organismos tales como bacterias. Predominan

los óxidos, que suelen aparecer mezclados en sedimentos finos o bien presentarse individualmente formando en este caso capas con estructura concrecional o pisolítica.

C. Sedimentos de origen orgánico.

Pueden diferenciarse dos grupos: aquellos que están constituidos por acumulaciones de partes duras de los organismos y que no han sufrido un verdadero transporte y los que están formados por el depósito de las partes blandas.

A los primeros corresponden los sedimentos de diatomeas, que se localizan en lagos de regiones frías, ya que el desarrollo de estos organismos está favorecido por temperaturas bajas. En verano se forman una capa de diatomeas, en las aguas superficiales, que al alcanzar un grosor determinado (unos pocos milímetros) se hunde. Además de las frústulas de diatomeas se encuentran en estos depósitos fragmentos de plantas, limos y arcillas.

Las partes blandas de los organismos que viven en un lago, al morir éstos, se acumulan y lo hacen generalmente junto con los sedimentos más finos; una vez depositadas comienzan a sufrir procesos de descomposición. En unos casos estos procesos tienen lugar en condiciones oxidantes, mientras que otras veces se realizan en ausencia de oxígeno. Los productos resultantes son de varios tipos, dependiendo de la naturaleza de la materia orgánica original y de las características fisicoquímicas la materia orgánica del medio. Los más importantes son el sapropel y la gyttja; el primero se forma como producto de la alteración, en condiciones reductoras, de macrófitas, mientras que la gyttja deriva de materiales ricos en grasas y proteínas, procedentes principalmente de organismos plactónicos, cuya alteración se realiza en condiciones oxidantes.

2.1.4. El proceso de la digestión anaerobia y generación de biogás.

La digestión anaerobia es un proceso bioquímico degradativo en el cual, parte de los materiales orgánicos de un sustrato son convertidos a biogás, que es una mezcla de metano con dióxido de carbono y con trazas de otras

sustancias, por acción de un consorcio de bacterias que son sensibles o completamente inhibidas por el oxígeno. Utilizando el proceso de la digestión anaerobia es posible convertir gran cantidad de residuos con contenido de materia orgánica tanto: residuos vegetales, estiércoles, efluentes de las industrias, sedimentos de aguas servidas, en subproductos útiles. En la digestión anaerobia más del 90% de la energía disponible por oxidación directa se transforma en metano, consumiéndose sólo un 10% de la energía en crecimiento bacteriano frente al 50% consumido en un sistema aerobio (Campos, 2001).

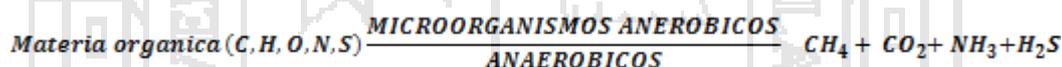
El proceso anaerobio ocurre de forma espontánea en la naturaleza para degradar la materia orgánica, produciendo, por ejemplo, el gas de los pantanos, el gas natural de yacimientos de subterráneos o incluso el gas metabólico producido en el estómago de los rumiantes. En el siglo XVIII Volta investigó e identificó el gas de los pantanos. Dalton, en 1804, estableció la composición química del metano (CH_4). Hasta mediados del siglo XIX no se tuvo certeza de la participación de organismos vivos unicelulares en el proceso, siendo Beauchamp, en 1868, quién estableció la presencia de microorganismos en los procesos de producción de metano. Pasteur descubrió que mediante la temperatura se podía favorecer el desarrollo de los microorganismos en los procesos de producción de metano. Propoff, en 1875, descubrió que la formación de biogás sólo se producía en condiciones anaerobias. En 1884, Pasteur investigó sobre la producción de biogás a partir de residuos animales, proponiendo la utilización del biogás para la iluminación de calles (Muñoz y otros, 1987). En la India, a partir de la década 1960, se impulsó notablemente la tecnología de la producción de biogás a partir del estiércol de bovino con el doble objetivo de aprovechamiento energético y mantenimiento de las propiedades fertilizantes. En China se ha fomentado, también, desde la década de 1970, la construcción de digestores, mediante programas de ámbito nacional.

En los países industrializados la historia de la tecnología de biometanización ha sido diferente y el desarrollo ha estado motivado más por aspectos medioambientales que puramente energéticas, siendo un método

clásico de estabilización de lodos activos residuales de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas. A partir de la crisis energética de 1973 , y durante la década de los años 1980 , el interés por la tecnología de digestión anaerobia volvió a decaer, aunque en algunos países industrializados se han desarrollado importantes programas de desarrollo de plantas anaerobias a escala industrial, teniendo como objetivos principales la gestión de residuos, principalmente ganaderos, la estabilización e higienización de los mismos, y el fomento de energías renovables, para disminuir la emisión neta de gases de efecto invernadero. El principal exponente es Dinamarca, donde, en 1985, comenzó un programa de demostración, desarrollado conjuntamente por los ministerios de agricultura, energía y medio ambiente, en un esfuerzo para demostrar el potencial de las grandes plantas de digestión anaerobia como productores de energía eléctrica . Así, en 1997 se contabilizaban 19 grandes plantas que trataban conjuntamente residuos de origen industrial, residuos urbanos, lodos de depuradora, en el año 2000 duplicaron la producción y tienen programados continuar aumentando la producción hasta el año 2030.

2.1.4.1. Bioquímica de la digestión anaerobia.

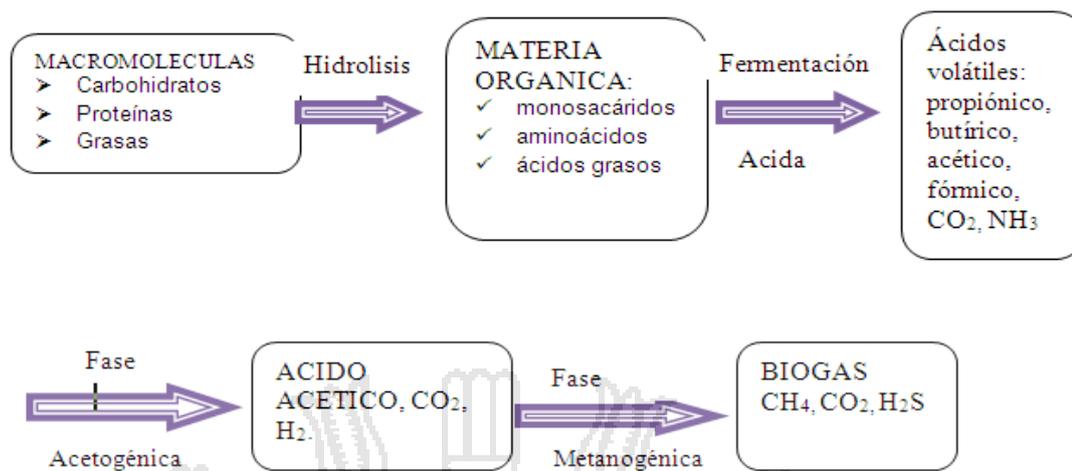
La digestión anaerobia presenta como la reacción global



Se observa que en este caso, por ausencia de oxígeno como agente oxidante del proceso se obtiene como productos finales en la mineralización las formas reducidas de los compuestos originados por los elementos constituyentes de la materia orgánica a biodegradar

En los procesos anaeróbicos la energía que desprenden en las reacciones de degradación es bastante menor, por lo que la producción de biomasa se reduce de 5 a 10 veces.

Se puede observar a continuación un esquema de las diferentes etapas que constituyen el proceso completo de degradación de moléculas orgánicas en condiciones anaerobias.



La digestión anaerobia está caracterizada por la existencia de tres fases diferenciadas en el proceso de degradación del sustrato (término genérico para designar, en general, el alimento de los microorganismos), interviniendo diversas poblaciones de bacterias. Se identifican cinco grandes poblaciones bacterianas, las cuales actúan catalizando tres procesos consecutivos: hidrólisis, acidogénesis (formación de ácidos) y metanogénesis (formación de metano), constituyendo 4 etapas, las cuales se describen a continuación:

A. Etapa hidrolítica

Los compuestos orgánicos complejos, como los lípidos, proteínas e hidratos de carbono, son despolimerizados, por acción de enzimas hidrolíticas, en moléculas solubles y fácilmente degradables, como azúcares, ácidos grasos de cadena larga, aminoácidos, alcoholes, etc. Se trata de un proceso enzimático extracelular, y las bacterias responsables de su generación son las bacterias hidrolítico-acidogénicas.

B. Etapa acidogénica

Los compuestos solubles obtenidos de la etapa anterior se transforman en ácidos grasos de cadena corta (ácidos grasos volátiles), esto es, ácidos acéticos, propiónico, butírico y valérico, principalmente. Bacterias acidogénicas comúnmente encontradas en digestores incluyen especies de *Butyrivibrio*, *Propionibacterium*, *Clostridium* spp, *Bacteroides*, *Ruminococos*, *Bifidobacterium* spp, *Lactobacillus*, *Streptococos* y *Enterobacterias*.

C. Etapa acetogénica

Los compuestos intermedios son transformados por las bacterias acetogénicas. Como principales productos se obtiene ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono. El metabolismo acetogénico es muy dependiente de las concentraciones de estos productos, tal como se comprueba más adelante para el ácido butírico. Como ejemplos de bacterias acetogénicas, cabe mencionar *Syntrophobacter wolini* que descompone el ácido propiónico o *Syntrophomonas wolfei*, que descompone el butírico. Los ácidos valérico y butírico son descompuestos por las mismas especies. En el grupo de las bacterias acetogénicas se incluyen las homoacetogénicas, capaces de producir ácido acético a partir del hidrógeno y dióxido de carbono, perteneciente a los géneros *Acetobacterium*, *Acetoanaerobium*, *Acetogenium*, *Clostridium* o *Eubacterium*.

D. Etapa metanogénica

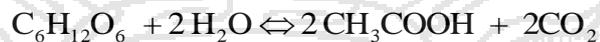
Constituye la etapa final del proceso, en el que compuestos como el ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono son transformados a CH_4 y CO_2 . Se distinguen dos tipos principales de microorganismos, los que degradan el ácido acético (bacterias metanogénicas acetoclásticas) y los que consumen hidrógeno (metanogénicas hidrogenófilas). La principal vía de formación del metano es la primera, con alrededor del 70% de metano producido, de forma general. A pesar de ser esa la vía más importante, sólo microorganismos de los géneros *Methanosarcina* y *Methanothrix* son capaces de producir metano a partir de acético. Otros géneros a los que pertenecen microorganismos metanogénicos, es el caso de los hidrogenófilos, son *Methanobacterium*, *Methanococos*, *Methanobrevibacter* o *Methanobacterium*, entre otros.

2.1.4.2. Estabilidad de la digestión anaerobia

La digestión anaerobia depende de las interacciones de varias subpoblaciones microbianas que coexisten manteniendo un equilibrio ecológico, aspecto importante a mantener en la prevención de fallas en el proceso. Aunque la hidrólisis y fermentación pueden proceder lentamente, los

organismos responsables tienen una robustez heterótrofa típica. Durante la operación estable del proceso los intermediarios importantes, el acetato de hidrógeno están presentes en concentraciones bajas, típicamente $< 10 \text{ mg/L}$ y $< 0.1\%$ para el volumen de la fase gaseosa. Puesto que las últimas etapas del proceso son las más susceptibles a la inhibición, las fallas en el sistema son inminentes, frecuentemente caracterizadas por la acumulación de intermediarios de la fermentación (Campos, 2001).

Una sobre carga leve de carbohidratos, dará lugar a concentraciones elevadas del acetato y del hidrógeno:



Si la velocidad de producción del acetato excediera su velocidad de utilización para la metanogénesis en una longitud de tiempo significativa, su acumulación conduciría al decaimiento del pH teniendo como resultado un efecto inhibitorio sobre el sistema entero. Sin embargo, las bacterias acetogénicas estrictas productoras de hidrógeno, OHPA (de sus iniciales en inglés) son inhibidas por su producto metabólico, el hidrógeno, normalmente dependiente de la metanogénesis para su remoción. La producción de acetato es retrasada, y la acumulación del hidrógeno mediante la acidogénesis se convierte entonces en butirato (Fernández y otros, 2008).

Con la velocidad de producción del acetato retardada temporalmente, debido a la metanogénesis se tiene la oportunidad de quitar las acumulaciones moderadas de acetato y de hidrógeno, restableciendo así el equilibrio original del sistema, a menudo sin la necesidad del control externo del pH.

Bajo condiciones de sobrecarga más severas el efecto de retraso del hidrógeno sobre acetogénesis se incrementa en cierto grado porque a



concentraciones más altas se utilizan en la formación del ácido propiónico:

Esto permite que las bacterias OHPA continúen produciendo el acetato, bajando de esta manera el pH del sistema, lo que eventualmente da por resultado la falla del sistema.

A pesar de la susceptibilidad de la digestión anaerobia a fallas debidas a la acumulación de ácidos grasos volátiles, las concentraciones de estos ácidos en condiciones normales difieren por un factor de 100 con el punto de probable falla, se sabe que la digestión anaerobia falla por debajo de $\text{pH}=6$ y por arriba de $\text{pH}=8$. El ácido acético es un ácido débil (es decir, se ioniza parcialmente en una solución acuosa) y éste combinado con la capacidad amortiguadora natural del sistema proporcionado por el CO_2 , indica que ocurrirá un aumento significativo en la concentración de AGV antes de que cualquier disminución significativa en el pH se observe. Así, la determinación de AGV puede actuar como indicador en la detección temprana de una falla inminente que se puede producir mediante el control externo del pH en la forma de adición del hidróxido de calcio. La concentración exacta de AGV que inducirá una falla depende de varios factores, incluyendo el pH inicial, la alcalinidad y la carga orgánica, pero típicamente sería 2000 mg/L (como acetato) y posiblemente > 5000mg/L.

Aparte de la inhibición a causa de ácidos, la fase metanogénica es inhibida por varias sustancias tóxicas. Estos incluyen los metales pesados, el cadmio, el cobre, el níquel, el plomo y el zinc. Aunque éstos estarán presentes en gran parte como sulfuros insolubles, que tienen un potencial tóxico bajo, los metales pesados son probablemente la causa más frecuente de la inhibición de la metanogénesis.

2.1.4.3. Estequiometría de la metanogénesis.

La estequiometría consiste en el estudio de las relaciones cuantitativas entre las masas, los volúmenes y el número de moles de los reactivos que intervienen en una reacción química y los productos obtenidos, en este caso la relación que existe entre el sustrato, biomasa y productos, es decir, la cantidad de gramos de células y productos finales. Mediante el planteamiento de estas

relaciones sabremos cuantos gramos de células y productos finales tendremos por cada mol o gramo de residuos suministrados al proceso ya que los balances de materia para el carbono, el hidrógeno, el nitrógeno, el oxígeno y otros elementos se mantienen a cada paso.

En el caso de la digestión anaerobia toma importancia el balance de los electrones equivalentes que entran al proceso con la materia orgánica, ya que todos estos electrones se conservan en el metano, esto quiere decir que sólo a través de la formación del metano los electrones equivalentes se removerán y el residuo se estabilizará (Raven R.P.J.M et al, 2004).

El primero de cuatro pasos que se tienen que seguir para conformar un análisis estequiométrico es la construcción de una fórmula que contenga las proporciones másicas de C, H, O y N del residuo a tratar, un análisis similar se debe llevar a cabo para obtener una fórmula empírica que nos represente las células microbianas, esto constituye el segundo paso. El tercer y cuarto paso están relacionados con la forma en la que el sustrato donador de electrones se divide entre la generación de energía y la síntesis. A continuación se plantea la estequiometría de la digestión anaerobia tomando en cuenta los criterios arriba mencionados.

2.1.4.4. Fórmula empírica para células microbianas

Una de las primeras fórmulas empleadas para representar células microbianas fue $C_5H_7O_2N$ presentada por Porges, Jasewicz y Hoover en 1956 en un estudio de tratamiento biológico de aguas residuales que contenían caseína. Actualmente se sabe que las proporciones másicas de cada elemento varían de microorganismo a microorganismo, del tipo de sustrato del que se esté obteniendo energía, de los nutrientes presentes en el medio y si se trata de una cepa pura o de un consorcio bacteriano. Un análisis químico del porcentaje en peso de cada uno de los elementos presentes en la porción orgánica de una muestra de células bacterianas nos dará una idea de su composición. La **Tabla 3**, muestra diferentes fórmulas empíricas para el proceso de metanogénesis a partir de distintos sustratos:

Tabla 3. Fórmulas empíricas para células bacterianas metanogénicas

Fórmula empírica	Peso molecular	% N	Sustrato
Cultivo mixto			
$C_{4.9}H_{9.4}O_{2.9}N$	129	11	Acetato
$C_{4.7}H_{7.7}O_{2.1}N$	112	13	Octanoato
$C_{4.9}H_9O_3N$	130	11	Glicina
$C_5H_{8.8}O_{3.29}N$	134	10	Leucina
$C_{4.1}H_{6.8}O_{2.2}N$	105	13	Caldo nutritivo
$C_{5.1}H_{8.5}O_{2.5}N$	124	11	Glucosa
$C_{5.3}H_{9.1}O_{2.5}N$	127	11	Almidón

Fuente: Montes Carmona María Estela (2008). Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás.

2.1.4.5. División del sustrato y rendimiento celular

Durante la síntesis y el crecimiento celular, el flujo de electrones es de suma importancia para la obtención de energía suficiente para todas las funciones celulares.

Inicialmente una porción de electrones (fe^0) del sustrato donador es transferida al aceptor para la conversión de otra porción de electrones (fs^0) en células microbianas.

La suma de fe^0 y fs^0 es igual a 1. Cuando la célula muere, parte de los electrones en fs^0 son transferidos al aceptor para generar más energía y otra parte se convierte en residuos celulares orgánicos. Las porciones inicialmente convertidas en células, fs^0 , y usados para generar energía, fe^0 , proveen las bases para dividir el sustrato entre generación de energía y síntesis.

La división de la energía proveniente del sustrato es manejada también en términos de flujo de electrones equivalentes, ya que son estos flujos los que generan la energía de la célula, dichos electrones están contenidos junto a la materia orgánica que entra al proceso.

La fracción fs^0 puede ser convertida a unidades de masa como gramos de células producidas/gramos de DQO consumido. Cuando se expresa en gramos se denomina total y se representa con la letra Y:

$Y = f_s^0 (M_c \text{ g células/mol células}) / [(n_e e^- \text{ eq/mol células})(8 \text{ g DQO}/e^- \text{ eq donador})]$

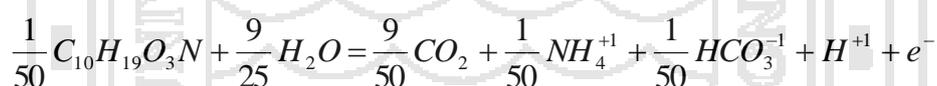
Donde M_c = fórmula empírica de las células, n_e es el número de electrones en un mol de células empíricas, y la masa del donador debe expresarse como DQO.

2.1.4.6. Producción de energía.

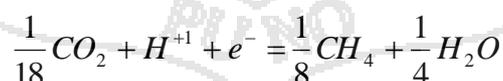
El sustrato de la mayoría de las reacciones es la materia orgánica, es decir, el donador de electrones, en condiciones anaerobias los aceptores más comunes son nitratos, sulfatos y dióxido de carbono. En algunos casos la materia orgánica es usada como aceptor y donador a ese proceso se le denomina fermentación.

Para conocer la energía que se obtiene de la oxidación de la materia orgánica y de la reducción de productos finales es necesario construir una reacción estequiométrica que involucre los sustratos, los productos y la energía que se produce durante la conversión de uno a otro.

En el caso de la metanogénesis la reacción para la generación de energía (R_e) se determina escribiendo primero la reacción de oxidación (donador de electrones, R_d):

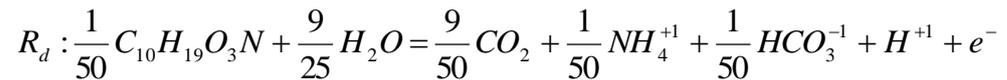


y posteriormente la reacción de reducción (aceptor de electrones, R_a):

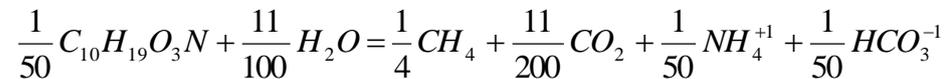


Se hace una resta algebraica y se obtiene los coeficientes de cada una de las especies involucradas. $R_e = R_a - R_d$

Esto es: $R_a : \frac{1}{18} CO_2 + H^{+1} + e^{-} = \frac{1}{8} CH_4 + \frac{1}{4} H_2O$



Hallando R_e se tiene:



*Las reacciones de oxidación y reducción fueron tomadas de Rittmann y McCarthy (2001), donde $C_{10} H_{19} O_3 N$ corresponden a la fórmula obtenida para lodos residuales municipales.

2.1.4.7. Factores que afectan a la cinética de la digestión anaerobia.

Siendo la digestión anaerobia un proceso bioquímico complejo, es necesario mantener las condiciones óptimas que permitan la realización tanto de las reacciones químicas dentro del digestor, como en las reacciones bioquímicas intercelulares que dan vida a los organismos en juego.

A. Temperatura

Puesto que la digestión es un proceso tan lento, con frecuencia es necesario aplicar calor para acelerar las reacciones bioquímicas implicadas

La temperatura tiene un efecto importante en cuatro variables de proceso: la velocidad específica máxima de crecimiento microbiano, la constante cinética, el tiempo mínimo de retención y la velocidad de generación de biogás. La digestión "en frío" o la digestión psicrófila que opera a temperaturas debajo de 20°C son empleadas en ocasiones. La mayoría de los digestores convencionales funcionan en la gama mesófila, es decir entre 25 y 35 °C, optimizándose el proceso entre los 29 y 33 °C. Ambas poblaciones anaeróbicas psicrófilas y mesófilas son encontradas en la naturaleza, en los sedimentos inferiores de los lagos y zonas pantanosas o en el estómago de animales herbívoros. Las poblaciones termófilas no son tan comunes en el ambiente natural, aunque la digestión anaerobia puede ocurrir en la gama termófila de entre 37 - 65°C, con un óptimo en las proximidades de los 55°C.

Realmente un factor importante, para la determinación del volumen de los digestores, es la temperatura. De tal manera que la digestión termofílica permite una permanencia menor en los tanques, pero, debido a su excepcional sensibilidad a los cambios de temperatura, exige un buen control y no es aconsejable. Es preferible por tanto, la digestión mesofílica con temperatura controlada.

B. Concentración de sólidos

Uno de los factores que de forma directa afecta a la cinética del proceso es la concentración de sólidos asimilables (S_0) contenida en el influente. Es por ello que la velocidad de carga (S_0/Θ) constituye una de las variables críticas en el diseño de digestores anaeróbicos. Otra variable de importancia es la concentración de sólidos volátiles (SV/L) en la alimentación.

C. Influencia de la concentración de sólidos volátiles en el influente sobre K

Analizando los datos experimentales obtenidos por otros autores, Hashimoto (1981) demuestra que la constante K de su modelo varía considerablemente con la concentración de los sólidos asimilables.

D. pH

Los organismos que intervienen en cada fase son diferentes, y debe establecerse un equilibrio entre la producción de ácidos y su regresión, para que ambos tipos de organismos puedan coexistir dentro del digestor y encuentren las posibilidades ambientales para su desarrollo. Concretamente, los organismos productores de ácidos y, por consiguiente, el proceso de digestión suele interrumpirse por el decaimiento de los organismos productores de metano debido a algún cambio ambiental que les hace menos viables. Esta es la razón de que el pH del sustrato sea un indicador de la digestión se está realizando en condiciones adecuadas, ya que, si los organismos productores de metano son inhibidos o destruidos, no se degradan los ácidos producidos y el pH dentro del digestor disminuirá progresivamente. Por debajo de $\text{pH}=6,2$ la supervivencia de los microorganismos productores de metano es imposible y,

por consiguiente, cuando en un digestor se alcanza este pH, la digestión puede considerarse como interrumpida (Hernández, 2001).

El control del pH determinara si los distintos procesos se realizan satisfactoriamente. Un sustrato digerido tiene pH comprendido entre 7 y 8. La reacción alcalina constituye la base de que el tratamiento es correcto.

E. Factor de mezclado.

Al desarrollar el proceso de digestión se estableció que es fundamental que el contenido del digestor sea mezclado completamente de una forma más o menos continua. Con ello, se consigue reducir sustancialmente el tiempo de digestión.

Las razones que se han dado para realizar el mezclado son:

1. Se tienen en contacto de forma continua los microorganismos activos con el alimento suministrado.
2. El alimento suministrado es uniformemente distribuido y está siempre a disposición de los microorganismos.
3. Se mantiene a niveles mínimos la concentración de productos finales e intermedios, así como a posibles inhibidores del metabolismo bacteriano.
4. Se mantiene una homogeneidad térmica, previniendo la estratificación por este concepto.

Otro de los objetivos del mezclado ha sido consecuencia del problema de la capa de espumas de los digestores, intentando conseguir la rotura de dicha capa o evitar su formación. En consecuencia, han surgido muchos sistemas de mezclado fundamentalmente en el bombeo de sustratos de alimento, bombeo del gas a través del licor de mezcla del digestor y agitación mecánica del contenido. Cada uno tiene sus ventajas e inconvenientes, pero hay que presuponer el efecto distinto que tienen sobre el proceso de digestión.

Cabe destacar que, considerando únicamente el sistema de mezclado por agitación mecánica, Sen y Bhaskaran concluían que al variar la agitación

mecánica no variaba la eficiencia de la digestión. Pero posteriormente Basu y Leclerc demuestran que el resultado anterior es erróneo por considerar velocidades de agitación bajas, y que al pasar de 60 revoluciones por minuto aumenta la eficiencia llegando a no existir la formación de espumas (Hernández, 2001).

F. El tiempo y la temperatura.

El tiempo de digestión de la materia orgánica es función de la temperatura de digestión. En el rango de las temperaturas de 14°C a 65°C , las bacterias mesofílicas mantienen su actividad hasta los 35°C . Por encima de esta temperatura desaparecen las condiciones adecuadas para su existencia. A partir de este momento, dejan paso a las bacterias que se adaptan más al calor, razón por la que se les llama termófilas, cuya formación exige un periodo de puesta en actividad especial. Las mejores condiciones de funcionamiento para el proceso termofílico se dan entre los 50°C y 60°C .

Se sabe que los digestores podrán funcionar con tiempo de retención del líquido próximo a los dos días, siempre que el tiempo de retención de los volátiles sea superior a un cierto valor crítico. Este tiempo crítico de retención de los sólidos es el periodo por debajo del cual se inhibe la digestión como consecuencia del arrastre de los gérmenes metánicos indispensables, los cuales como se sabe, tienen un crecimiento muy lento. El porcentaje de regeneración de las bacterias metánicas es aproximadamente 10 días a 35°C , para aquellas que crecen más lentamente. Por debajo del tiempo crítico de retención $(t_d)_c$ de aproximadamente de 10 días, la producción de metano cae rápidamente, cesando completamente el proceso para un tiempo de retención crítica $(t_d)_c$ de 3 a 4 días. A este valor se llama "tiempo mínimo de retención de sólidos" $(t_d)_{\min}$.

G. Ácidos volátiles.

La concentración de ácidos volátiles, producto de la fermentación, tiene una gran importancia en el proceso de la digestión, pues puede llegar a acidificar el sustrato provocando el fallo del proceso. Los valores óptimos están

comprendidos entre 50 y 500 mg/L como ácido acético, siendo un valor extremo 2000 mg/L.

El aumento de la concentración de ácidos volátiles puede venir produciendo sobrecarga de alimentación, o por la inhibición de metano bacterias. A su vez, una gran concentración puede provocar la rotura de la capacidad de tampón del sustrato, disminuyendo el pH y, en consecuencia, inhibición de las bacterias formadoras de metano.

H. Alcalinidad.

La alcalinidad del sustrato de digestión está formada por bicarbonato amónico, consecuencia de la combinación del NH_3 con el CO_2 producida en la fermentación ácida. Las respectivas concentraciones de alcalinidad y ácidos volátiles dan como consecuencia la capacidad tampón del sistema. Por ello, el verdadero parámetro de control de proceso, que engloba los parámetros anteriores, (pH y ácidos volátiles), es la llamada relación ácidos volátiles/alcalinidad. Es deseable que la capacidad tampón del sistema sea alta, lo cual se traduce en que la relación anterior sea baja (entre 0 y 0,1). Cuando la relación ácidos volátiles/alcalinidad comienza a aumentar es que algo no funciona bien. Al alcanzar valores de 0,5, debido a serios descensos de alcalinidad y al llegar a 0,8 o más el pH del contenido del digestor comienza a descender. Por lo tanto, este parámetro parece ser un indicador más rápido que el pH, puesto que ésta cambiará cuando ya se haya roto la capacidad tampón del sistema, mientras que la relación ácidos volátiles-alcalinidad es un indicador de dicha capacidad tampón.

I. Potencial redox

La digestión de la materia orgánica es una reacción bioquímica compleja, en la que intervienen multitud de reacciones de oxidación- reducción. Por lo tanto y puesto que, en una reacción de oxidación-reducción existe transferencia de electrones, es posible hacer estudios cuantitativos del estado de dicho sistema biológico. Partiendo de esta idea, se han realizado estudios del

proceso de digestión midiendo en continuo el potencial redox del licor mezcla del digestor. Se tiene la siguiente Tabla:

Tabla 4. Potencial Redox y digestión

Potencial (mV)	Tipo de digestión
-520 a -530	Optima
-510 a -540	Buena
-495 a -555	Límites admisibles
Fuera del límite anterior	No posible

Fuente: Hernández Muñoz, A. (2001). Depuración y desinfección de aguas residuales. Quinta Edición. España

J. Reciclado de microorganismos

La forma de incrementar la velocidad de producción de biogás consiste en reciclar (aproximadamente un 30%) los microorganismos presentes en el efluente, con el propósito de aumentar la concentración celular en el digestor. Un incremento de la concentración celular desde 2.5 g/L hasta 8.3 g/L corresponde a un aumento de la velocidad específica de producción 1.3 a 4 L de biogás/día, lo que indica una proporcionalidad entre ambas variables es decir el reciclado de microorganismos resulta un procedimiento eficaz para maximizar la eficiencia de los digestores anaeróbicos, definida como producción horaria por unidad de volumen del digestor. El reciclado puede ser un recurso para compensar el descenso de velocidad de producción de gas en sistemas que operen a temperaturas por debajo de la óptima.

2.1.5. Productos finales de la digestión anaerobia

Los principales productos del proceso de digestión anaerobia, son el biogás y un efluente estabilizado, llamado biosólido estabilizado.

2.1.5.1. Biogás

Es una mezcla gaseosa formada, principalmente, por metano, dióxido de carbono y pequeñas proporciones de otros gases, como H₂S, H₂, NH₃, etc. La

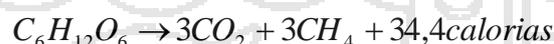
composición o riqueza del biogás depende del material digerido y del funcionamiento del proceso.

Tabla 5. Componentes del Biogás en función del sustrato utilizado

Componentes	Residuos Agrícolas	Lodos de Depuradora	Residuos industriales	Gas de Vertedero
Metano(CH ₄)	50 – 80 %	50 – 80%	50 -70%	45 – 65%
Dióxido de Carbono(CO ₂)	30 – 50%	20 – 50%	30 – 50%	34 – 55%
Agua(H ₂ O)	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado
Hidrógeno(H ₂)	0 – 2%	0 – 5%	0 -2%	0 -1%
Sulfuro de Hidrógeno(H ₂ S)	100 – 700 ppm	0 – 1%	0 – 8%	0.5 – 100 ppm
Amoniaco(NH ₃)	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas
Monóxido de Carbono(CO)	0 – 1%	0 – 1%	0 – 1%	Trazas
Nitrógeno(N ₂)	0 – 1%	0 – 3%	0 – 1%	0 – 20%
Oxígeno(O ₂)	0 – 1%	0 – 1%	0 – 1%	0 – 5%
Compuestos Orgánicos	Trazas	Trazas	Trazas	5 ppm (Terpenos, esterés, etc.)

Fuente: Campos Pozuelo Antonia Elena. (2001). Optimización de la digestión anaeróbica de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria alimentaria. Tesis doctoral.

El biogás es una mezcla gaseosa que se obtiene de la descomposición de la materia orgánica en condiciones anaeróbicas, es decir en ausencia de aire por la acción de microorganismos:



El proceso de digestión anaerobia produce de 400 a 700 litros de gas por cada kilogramo de materia volátil destruida, según sean las características del fango.

El biogás (debido al metano) posee un poder calorífico aproximadamente de 4500 a 5600 Kcal/m³. El poder calorífico del biogás está determinado por la concentración de metano (8 500 Kcal/m³), pudiéndose aumentar eliminando todo o parte del CO₂ presente en el biogás. La producción total de gas depende fundamentalmente de la cantidad de alimento consumido por las

bacterias o, dicho de otra forma, de la cantidad de sustrato eliminado en el proceso. Dicho sustrato suele expresarse normalmente por la demanda de oxígeno (normalmente DQO), y por los sólidos volátiles.

A. Almacenamiento del biogás

Las variaciones de producción de gas en los digestores se amortiguan mediante depósitos de almacenamiento (gasómetros), que pueden ser de diversos tipos, y de baja, media o alta presión. Entre ellos tenemos:

- Gasómetros de baja presión. Entre los más utilizados están los de cúpula o campana flotante sobre depósito de agua, puede alcanzar volúmenes de almacenamiento importantes, aunque no suele sobrepasar los 1500m³. La presión normalmente no supera los 50 mbar. Otra opción también muy utilizada son los gasómetros hinchables.
- Tanques de gas de media y alta presión. Son los mismos tanques que se utilizan para almacenar cualquier gas. Se consideran $\frac{1}{2}$ presión hasta 8-10 bar, con compresores de una etapa. A presiones superiores se necesitan compresores de varias etapas.

B. Usos del biogás.

El biogás generado puede ser valorizado de diferentes formas:

- a) Producción de energía calorífica mediante el uso de calderos, a su vez esta energía calorífica se utiliza para: Producción de vapor, calefacción, secado y evaporación de los subproductos de la digestión anaerobia.
- b) Producción de energía eléctrica mediante el uso de motores/turbinas.
- c) Utilización directa previa depuración: Como gas de cocina, alumbrado y como combustible de vehículos.

C. Tratamiento del biogás en función del uso.

La necesidad y tipo de tratamiento depende de la composición del biogás y del uso que se le vaya dar. El biogás suele contener sulfuro de hidrógeno

(H_2S) que puede ser corrosivo si hay superficies metálicas, además corroe el hormigón, por tanto se debe reducir su concentración por debajo de los niveles aceptables, para proteger las instalaciones de gas, motores, calderas y turbinas. La eliminación de H_2S del biogás se consigue por diferentes métodos, que básicamente se basan en una oxidación a azufre elemental, sólido; se puede eliminar usando una gran variedad de absorbentes en medio líquido u oxidantes en fase sólida, siendo los métodos de eliminación en seco mejores. El gas fluye de los digestores saturado de vapor de agua, que también es perjudicial para las instalaciones y es necesario eliminar, mediante la condensación en trampas frías. Si la digestión se realiza a $35^{\circ}C$, el biogás contiene aproximadamente 35 g de agua por m^3 . La trampa fría o condensador aprovecha la diferencia de temperaturas entre el digestor y la temperatura ambiente exterior para condensar el agua en forma natural. En otros casos será necesario concentrar el gas, eliminando el CO_2 . La eliminación de partículas mediante el uso de rejillas metálicas, trampas de agua o combinaciones de ambas.

2.2. MARCO CONCEPTUAL

a. Bacterias

Son microorganismos unicelulares que presentan un tamaño de algunos micrómetros de largo (entre 0,5 y 5 μm , por lo general) y diversas formas incluyendo esferas, barras y hélices. Las bacterias son procariotas y, por lo tanto, a diferencia de las células eucariotas (de animales, plantas, etc.), no tienen núcleo ni orgánulos internos. Generalmente poseen una pared celular compuesta de peptidoglicano. Muchas bacterias disponen de flagelos o de otros sistemas de desplazamiento y son móviles.

b. Bacterias anaerobias

Organismo que puede vivir sin oxígeno. Los organismos anaerobios disponen de un metabolismo que produce energía a partir de nutrientes que carecen de oxígeno, habitualmente a través de procesos de fermentación,

aunque en ocasiones, como en el caso de los que habitan en las profundas grietas hidrotermales marinas, lo hacen mediante reacciones que emplean compuestos químicos inorgánicos. Todos los anaerobios son organismos simples, como las levaduras y las bacterias; aquellos organismos que mueren en presencia de oxígeno se denominan anaerobios estrictos, mientras que el resto se conocen con el nombre de anaerobios facultativos.

c. **Biocombustible**

Se entiende por biocombustible a aquellos combustibles que se obtienen de la biomasa, es decir, de organismos recientemente vivos (como plantas) o sus desechos metabólicos (como estiércol).

d. **Biodegradación**

Proceso de degradación realizado por seres vivos. Los productos finales de la biodegradación son: biomasa, bióxido de carbono, agua y en ocasión compuestos inorgánicos adicionales (amoníaco, sulfatos).

e. **Biodigestor**

Un biodigestor o reactor biológico según (Castillo, 2001), no es más que una cámara hermética en la que se dispone la materia orgánica sin oxígeno para que pueda llevarse a cabo la fermentación, la cual consiste en la descomposición bioquímica de esta biomasa, en acción de los microorganismos facultativos que degradan los almidones, las celulosas, las proteínas y otras sustancias o compuestos orgánicos de la cadena corta, en ácido y propiónico, manteniéndose la acidez, mediante sustancias reguladoras de los mismos organismos y formándose una masa homogénea similar a una suspensión dentro del reactor.

f. **Biomasa**

Cantidad de materia orgánica producida o existente en un ser vivo y que se encuentra en forma de proteínas, carbohidratos, lípidos, y otros compuestos orgánicos. Se mide en peso fresco, peso seco (una vez que se ha sometido a desecación a temperaturas moderadas), en términos energéticos (kcal).

g. Biogás

Es una mezcla de gases (CH_4 , CO_2 , SH_2 , N_2 y O_2 .) que se obtiene de la fermentación anaeróbica de la materia orgánica. El gas útil es el metano (CH_4) que está en un 20 a 70% en volumen.

h. Bacterias Metanogénicas

Son microorganismos procariotas unicelulares presentes en el proceso anaeróbico de la materia orgánica biodegradable y son generadoras de biogás

i. Bacterias Mesofílicas

Son bacterias productoras de gas metano que trabajan en el rango de temperatura 20 a 40°C

j. Bacterias Termofílicas

Son bacterias productoras de gas metano que trabajan en el rango de temperaturas de 41 a 60 °C.

k. Biosólidos

Lodos que han sido sometidos a procesos de estabilización y que por su contenido de materia orgánica, nutrientes y características adquiridas después de su estabilización, pueden ser susceptibles de aprovechamiento.

l. Contaminación

Presencia y acción de los desechos orgánicos e inorgánicos en cantidades tales que el medio ambiente se ve alterada en sus características físicas, químicas o biológicas. La contaminación puede producirse por desechos no degradables o por desechos biodegradables. La contaminación ocasiona pérdida de recursos naturales, gastos para la supresión y control de ésta y, además puede perjudicar la salud humana.

m. Contaminación acuática

Cuando la composición del agua o su estado están alterados de tal modo que ya no reúne las condiciones para uno u otros usos a los que se la hubieran destinado en su estado natural.

n. Demanda química de oxígeno (DQO)

El DQO se expresa como la cantidad de oxígeno total consumido por la oxidación química de la porción de materia orgánica en el agua que se puede oxidar por un oxidante químico fuerte como el dicromato de potasio (Okafor, 2007.). Este parámetro se usa para medir el potencial contaminante de las aguas residuales, ya que se basa en la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica degradable, así como también los restos de materiales fibrosos, ligninas y otros. Por lo tanto, la presencia de DQO altos indica que existe una carga importante de componentes orgánicos que no son degradados biológicamente, por lo cual la persistencia de estos componentes en el ambiente será mayor.

Contrariamente a lo anterior, las DQO bajas implican que la actividad de los microorganismos, así como las condiciones del ambiente anaerobio, fueron responsables de la degradación, reduciendo su actividad y con ellos el consumo de oxígeno (Soria *et al.*, 2001), representando aguas poco contaminadas. La DQO es una medida indirecta del contenido de materia orgánica y compuestos oxidables en una muestra. Se define como la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar completamente la materia orgánica y los compuestos oxidables de una determinada muestra. Los resultados se expresan en $\text{mg O}_2 / \text{kg}$ o $\text{g O}_2 / \text{kg}$ o $\text{mg O}_2 / \text{L}$.

o. Degradación

Descomposición química o biológica de un compuesto complejo en compuestos más sencillos.

p. Digestión anaerobia

Según (Bidlingmaier, 2006) La digestión anaerobia es un proceso de degradación de la materia orgánica en ausencia de oxígeno. Por lo tanto, este proceso biológico lo llevan a cabo microorganismos anaerobios, que actúan en el interior de un reactor, transformando los desechos orgánicos de origen vegetal y animal en una mezcla de gases con alto contenido de metano (CH_4) y otros compuestos inorgánicos en su mayoría volátiles, entre ellos dióxido de carbono (CO_2), amoníaco (NH_3), sulfuro de hidrógeno (H_2S) y nitrógeno (N_2)

q. Eutrofización:

Es un proceso natural que se produce cuando el agua se enriquece de modo natural con nutrientes, lo que produce un crecimiento anormal de las plantas.

r. Eutroficación

Es un proceso de alteración de las condiciones del agua, por el incremento de las concentraciones de elementos fertilizantes, especialmente nitrógeno y fósforo, por la intervención del hombre.

s. Fosfato

Es el componente más controvertido de los detergentes. Su función es ablandar el agua para mejorar así el poder limpiador. Pero actúa como un poderoso contaminante: una vez que acaba en los ríos provoca el crecimiento excesivo de algas y otros organismos, hecho que impide que el oxígeno llegue a los peces y otros organismos aeróbicos.

t. Metano

Es un hidrocarburo cuya fórmula química es CH_4

u. Materia orgánica residual

Residuo obtenido de la digestión anaerobia de la materia orgánica, se presenta en solución o semisólido con alto contenido de materias orgánicas y nutrientes (N, P y K).

v. Lodos

Son sólidos con un contenido variable de humedad, provenientes de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, que no han sido sometidos a procesos de estabilización.

w. Materia orgánica

Residuos de origen vegetal o animal que tienen su origen en la actividad agraria, forestal, industria alimentaria y domiciliaria y que son susceptibles de transformarse en biogás.

x. pH del sustrato

Es la forma más común de expresar la concentración del ión hidrógeno en las soluciones acuosas: $\text{pH} = -\log_{10}[H^+]$, y la escala de medición es de 0 hasta 14.

y. Relación C/N : Relación carbono nitrógeno

z. Sólidos totales (ST)

Son los materiales residuales que permanecen en los lodos y biosólidos, que han sido deshidratados entre 103°C a 105°C, hasta alcanzar un peso constante y son equivalentes en base a peso seco.

aa. Sólidos volátiles (SV)

Son sólidos orgánicos totales presentes en los lodos y biosólidos que se volatilizan cuando éstos se queman a 550°C en presencia de aire por un tiempo determinado.

2.3. HIPOTESIS Y VARIABLES

2.3.1. HIPÓTESIS

2.3.1.1. HIPÓTESIS GENERAL

Se obtiene biocombustible gaseoso y sólido a partir de plantas acuáticas y lodos sedimentados de la Bahía Interna Puno- Lago Titicaca

2.3.1.2. HIPÓTESIS ESPECÍFICAS

- a) Es factible determinar las características fisicoquímicas del material experimental
- b) La formulación óptima del material experimental a emplearse en los digestores está en un rango de 30%
- c) El contenido de gas metano en el biocombustible gaseoso (biogás) está en un rango de 50% a 90%, generados mediante la codigestión anaerobia utilizando las plantas acuáticas (lenteja de agua y totora) y lodos sedimentados.
- d) La capacidad calorífica del biocombustible sólido producido está en el rango 1500 a 2000 kcal/kg, por la codigestión anaerobia de lodos sedimentados, totora y lenteja de agua de la bahía interna de Puno- Lago Titicaca

2.3.2. VARIABLES

2.3.2.1. VARIABLES INDEPENDIENTES

X₁: Características fisicoquímicas de los materiales experimentales

X₂: Proceso de digestión anaerobia

2.3.2.2. VARIABLES DEPENDIENTES

Y₁: Biocombustible gaseoso (Biogás) y sólido (material orgánico residual)

CAPITULO III.

MATERIALES Y METODOLOGÍA

3.1. UBICACIÓN

3.1.1. Características del área de estudio

3.1.1.1. Localización

El área de estudio está ubicado en la ciudad de Puno, localizado alrededor de las orillas occidentales de la Bahía Interior-Puno del lago Titicaca, en el departamento, provincia y distrito de Puno a 3 810 m.s.n.m. Geográficamente la Bahía Interior de Puno se encuentra ubicada entre las coordenadas: 15°48'57" y 15°51'35" de latitud sur y 69°57'13" y 70°01'15" de latitud oeste.

3.1.1.2. Extensión y características morfométricas

La Bahía Interior de Puno, tiene una Extensión de 17,3 km² (Pérez et al, 2012), es un espejo de agua de forma elíptica y mide 2,4 km de ancho desde la Isla Esteves hasta la Isla Espinar y una longitud de 3,5 km desde el puerto de Puno hasta la boca del canal hacia Chimu.

La profundidad máxima encontrada es de 8 m y la profundidad promedio es de aproximadamente de 2,4 m; el área de superficie menor a 2 m de profundidad corresponde al 50% de área total de la Bahía Interior de Puno.

Al este de la Bahía, el acceso se encuentra bloqueado por extensos totorales, dejando abierto un canal de aproximadamente de 30 m de ancho, cerca de Chimu, que la une a la Bahía Exterior, este canal tiene una profundidad de 6 a 7 m; así mismo, existe otro canal de navegación que conduce hacia las Islas flotantes de los Uros, localizado en la parte noreste de la Bahía en las proximidades de la Isla Esteves, que tiene una profundidad media variable de 1 a 4 m.



Figura 1. Mapa satelital del Lago Titicaca

3.2. METODOLOGÍA Y PLAN DE TRABAJO

El trabajo de investigación se desarrolló en 4 etapas:

- 1° Muestreo y determinación de las características fisicoquímicas del material experimental.
- 2° Ensayos de biodegradabilidad de los materiales experimentales en condiciones Batch.
- 3° Determinación del contenido de metano (biocombustible gaseoso)
- 4° Determinación del poder calorífico de la materia orgánica residual (biocombustible sólido).

3.2.1. Muestreo y determinación de las características fisicoquímicas del material experimental

3.2.1.1. Muestreo de los sedimentos.

El muestreo de sedimentos se llevó cabo en 4 puntos de la Bahía Interior de Puno-Lago Titicaca como lo podemos observar en la **Tabla 6** y en la **figura 2 y 3**

Tabla 6. Puntos de muestreo de la Bahía Interior de Puno

Puntos de muestreo		Frente a la Isla Espinar UTM	Frente al Embarcadero Qhota Paxsa UTM	Frente al Puerto Puno UTM	Frente a la UNA Puno UTM
Código		M – 1	M – 2	M – 3	M – 4
Posición	Latitud sur	1550948	1550740	1550129	1549791
	Longitud oeste	6959977	7000802	7000857	7000503
Coordenadas UTM		19L0992178 8248290	19L0391491 8247874	19L0391390 8249000	19L0392017 8249624
Profundidad (m)		2,43	1,79	2,55	2,19
Distancia a la ribera (m)		310	235	60	220



Figura 2. Puntos de muestreo de la Bahía Interior de Puno

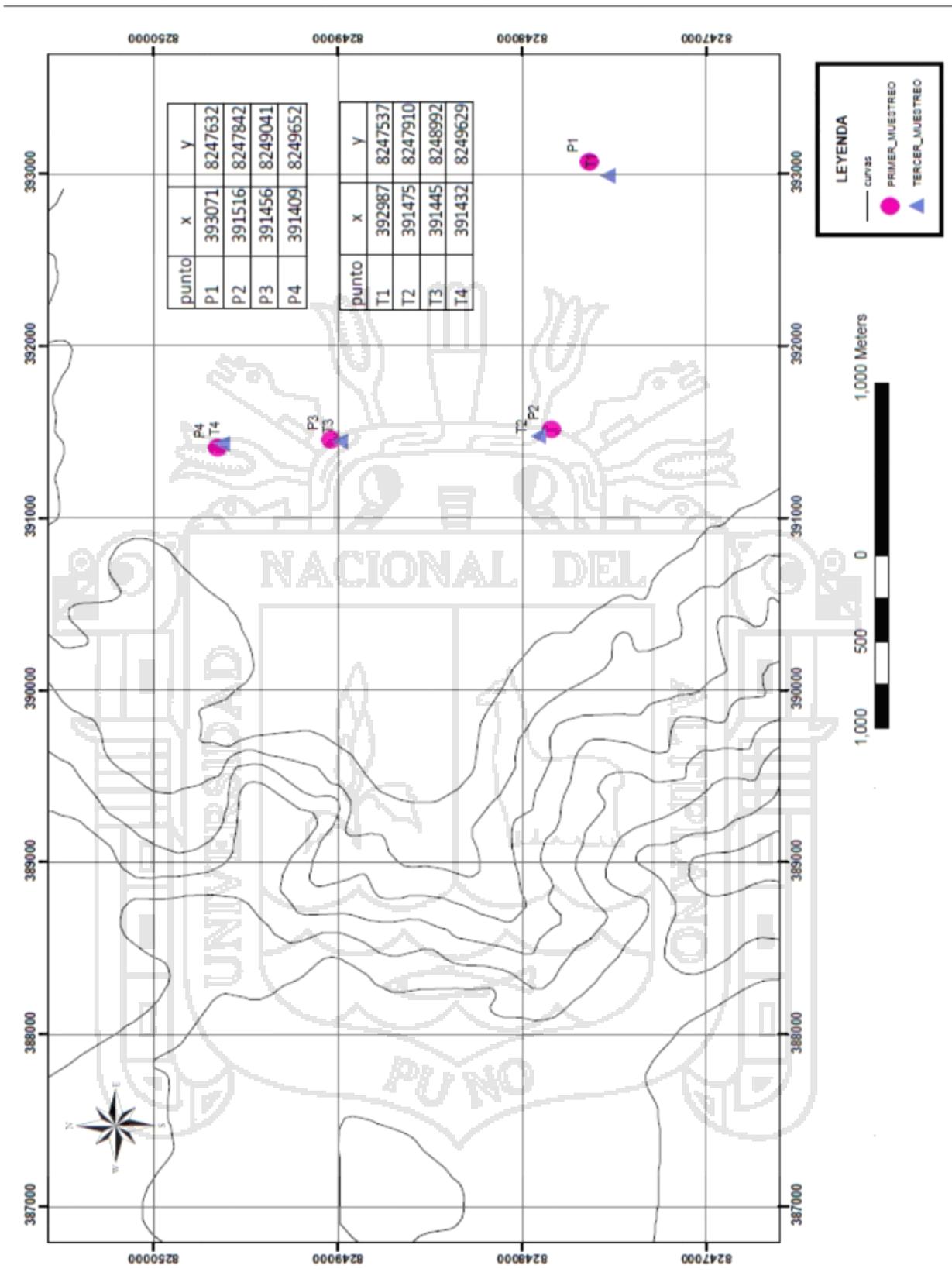


Figura 3. Plano de ubicación de la Bahía Interior de Puno

3.2.1.2. Muestreo de la totora y la lenteja de agua

Al igual que el anterior muestreo, se llevó a cabo en 4 puntos de la Bahía Interior de Puno – Lago Titicaca como lo podemos observar en la **Tabla 7** y en la **Figura 2 y 3**.

Tabla 7. Puntos de ubicación para el muestreo de la totora

Punto de muestreo		Frente a la Isla Espinar	Frente al Embarcadero Qhota Paxsa	Frente al Puerto Puno	Frente a la UNA-Puno
Código		T – 1	T – 2	T – 3	T – 4
Posición	Latitud sur	1550948	1550756	1550129	1549775
	Longitud oeste	6959977	7000785	7000871	7000854
Coordenadas UTM		19L0392899	19L0391521	19L0391362	19L0391407
		8247425	8247845	8249000	8249653
Profundidad (m)		2,43	1,79	2,55	2,19
Distancia a la ribera (m)		310	235	60	220

3.2.2. Caracterización fisicoquímica del material experimental

La caracterización fisicoquímica de los materiales experimentales se realizó en el sitio de muestreo tales como: Temperatura($^{\circ}C$), pH, Conductancia ($\mu S / cm$), Sólidos totales disueltos (ppm) , Salinidad (ppm), Oxígeno disuelto (ppm), Potencial redox (mV), Profundidad en m desde nivel del agua al sedimento (**anexo 1**) y posteriormente mediante análisis fisicoquímico en el laboratorio se determinaron: pH, Solidos totales y volátiles (%), Carbono orgánico total (%), Alcalinidad (ppm), Nitrógeno total Kjeldhal (%), Demanda química de oxígeno (ppm), e inhibidores como: Cadmio (mg/kg), Cromo (mg/kg), Plomo (mg/kg), Níquel (mg/kg) y Mercurio (mg/kg).

Cabe indicar que para la caracterización fisicoquímica tanto de las plantas acuáticas y lodos fue necesario proceder a la lixiviación del residuo. Para ello se realizó una dilución 1:20 de las plantas acuáticas en agua destilada, una posterior centrifugación durante 15 minutos a 4000 r.p.m. y finalmente, el filtrado del sobrenadante a través de los filtros en un embudo de vidrio y papel filtro. Este pre tratamiento fue necesario para los siguientes análisis: DQO y alcalinidad, para el resto de las determinaciones se utilizó la muestra bruta.

Dado que se desarrollaron la mayoría de los parámetros fisicoquímicos con 5 réplicas cada uno (**anexo 3**) y además se envió a analizar en el laboratorio de Control Ambiental de la Universidad Nacional de San Andrés de La Paz – Bolivia (**anexo 9**). La variación de los resultados fue mínimo por eso presentamos los promedios de los diferentes parámetros.

Los resultados relativos a esta etapa experimental se exponen en el apartado 4.1 de Resultados y discusión.

3.2.3. Ensayos de biodegradabilidad anaerobia

3.2.3.1. Ensayos de biodegradabilidad anaerobia de la codigestión de los lodos, lenteja de agua y totora a nivel de laboratorio

Los ensayos se realizaron en tres digestores de vidrio de 2000 ml de volumen total (836,485 ml son de volumen útil), los cuales disponían de una única salida para la recolección del biogás producido. La boca de entrada una vez llenado el reactor, se selló herméticamente con tapón de material sintético para evitar fugas de gas durante el ensayo.

Para cargar al digestor con la mezcla de lodos y plantas acuáticas, se necesitó una cantidad determinada de sustratos a una relación C/N de 30% óptimo para la producción de biogás, la cual se determinó por una relación matemática a partir del contenido de sólidos volátiles, sólidos totales y nitrógeno tomados de la caracterización del material experimental. Dicho desarrollo del modelamiento matemático lo encontramos en el **Anexo 5**.

➤ Para la cual se obtuvo la siguiente relación: 16 g de M-1, 151,52 g de M-2, 16 g de M-3, 8 g de M- 4, 36,1 g de Totora y 3,5 g de Lenteja de agua

A la mezcla obtenida se hizo una caracterización fisicoquímica análoga a la de los residuos por separado. Los parámetros analizados fueron: pH, sólidos totales y volátiles (ST y SV), carbono orgánico total (COT), demanda química de oxígeno (DQO), Alcalinidad y nitrógeno total (NTK). Todo el ensayo se ha desarrollado con cinco replicas

A la salida de cada reactor se incorporó una bolsa tedlar para recoger el biogás producido y un matraz Erlenmeyer para determinar los componentes del biogás por medio de sensores.

Los ensayos fueron de tipo Batch, es decir, en discontinuo y con agitación del medio. La duración del mismo fue de 45 días.

A fin de evitar la inhibición de los microorganismos metanogénicos, cada día fue controlado su pH, corrigiendo con hidróxido de sodio (NaOH) en los casos necesarios para mantenerlo en un rango cercano (pH 6,5 a 8) hasta alcanzar la estabilidad, asimismo la temperatura por medio de un sensor y un timer que mantiene la temperatura a un rango cercano a 35 °C

Por tanto, los parámetros determinados In Situ fueron: pH, composición de CO_2 y gas metano.

Una vez que los reactores dejaron de generar metano, indicando el final del proceso degradativo, se desmontaron y se analizó el contenido de cada uno de ellos: pH, sólidos totales y volátiles, carbono orgánico total, demanda química de oxígeno total, alcalinidad y nitrógeno total kjeldhal. Este permite estudiar el efecto que tiene el ensayo de biodegradabilidad sobre cada uno de los parámetros indicados. Además cumpliendo con uno de nuestros objetivos se analizó la capacidad calorífica del material residual.

Los resultados relativos a esta etapa experimental se exponen en el apartado 4.3.2 de resultados y discusión

3.2.3.2. Ensayos de biodegradabilidad anaerobia de la mezclas de lodos con plantas acuáticas a nivel de planta piloto

Una vez determinada la mezcla optima biodegradable según los balances, se procedió a cargar en un reactor de mayor volumen de 180 L que permitieran hacer un seguimiento temporal del proceso degradativo involucrado. Además, el reactor está incorporado con dispositivos de agitación que favorecen el contacto biomasa – sustrato y, por tanto, favorecen la biodegradación. Según (Real, 2007) demuestra que se debe trabajar con una velocidad media de 60 rpm, ya que trabajar sin agitación reduce la eficiencia en un 55.13%. Por otro lado cuando la velocidad se eleva demasiado existe una pérdida de efectividad del 36.7%. Los reactores utilizados presentan un volumen útil de 130 L.

Cabe aclarar que para las mezclas de sustrato se realizó la fermentación aeróbica de los lodos con el fin de quitar la capa cerosa y facilitar la digestión anaeróbica en cambio la lemna y la totora fue molida hasta la malla 200.

Una vez preparada la mezcla se llenó los reactores y se colocó en un invernadero construido en la azotea del Megalaboratorio. En la **Tabla 8**, se detalla la característica del reactor.

Tabla 8. Volúmenes de residuos e inóculos utilizado para el montaje del reactor.

Reactor	
Volumen total del reactor (L)	180 L
Volumen útil del reactor (L)	130 L
Inoculo	17 L (17%)
Lemna	1,500 kg
Totora	4,500 kg
Lodo	80 L
Agua	27 L

En la caracterización inicial del sustrato e inoculo se realizaron los siguientes análisis: pH, solidos totales y volátiles, carbono orgánico total, demanda química de oxígeno, alcalinidad y nitrógeno total

Además se realizó un seguimiento temporal más detallado de algunos parámetros los cuales permiten detectar cualquier anomalía o fallo del proceso degradativo. Los análisis realizados periódicamente fueron los siguientes: pH, demanda química de oxígeno y alcalinidad. También utilizando el mismo método que la etapa anterior, se determinó periódicamente el volumen y la composición de biogás generado.

El ensayo tuvo una duración de 45 días en el cual se desmontaron el reactor y se procedió al análisis de todos los parámetros medidos inicialmente a fin de evaluar las variaciones que sufrieron los mismos. Asimismo se midió la capacidad calorífica.

Los resultados relativos a esta etapa experimental se exponen en el apartado 4.3.3 de resultados y análisis

3.3. EQUIPOS UTILIZADOS Y CONDICIONES DE OPERACIÓN

3.3.1. En punto de muestreo

Para los puntos de muestreo se utilizaron los siguientes equipos:

- ❖ Una draga Ekman (**Figura 4.A**), que es una caja cuadrada de metal de dimensiones: 0,20 m x 0,20 m x 0,20 m
- ❖ Conductímetro MARCA TRACER POCKETESTER modelo *602219170005* (**Figura 4.B**), que analiza los siguientes parámetros: salinidad, conductividad, sólidos disueltos)
- ❖ Potenciómetro de MARCA INOLAB pH LEVEL1 serie N°03450030 (**Figura 4.C**)
- ❖ GPS para determinar geográficamente la ubicación de los puntos de muestreo frente a la Isla Espinar, frente al Embarcadero Qhota Paxsa, frente al Puerto Puno y frente a la Universidad Nacional del Altiplano (**Figura 4.D**)
- ❖ Oxímetro marca THERMO ELECTRÓN CORPORATION de serie 004456 (**Figura 4.E**)
- ❖ Para la profundidad se ha utilizado una plomada
- ❖ Frascos de vidrio previamente esterilizadas

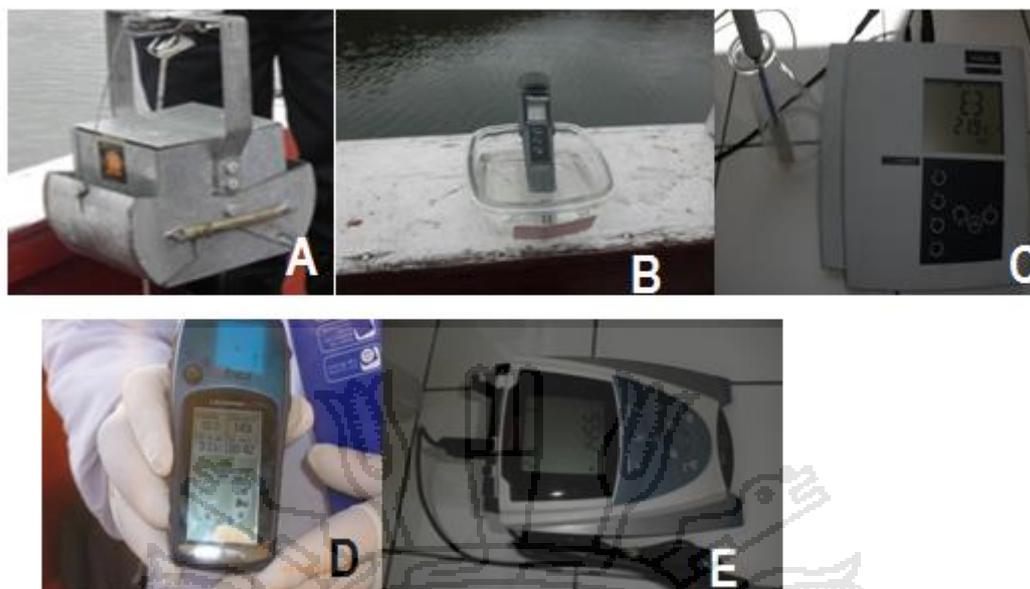


Figura 4. Equipos en el punto de muestreo: A-Draga; B-Conductímetro; C-pHmetro; D-GPS; E-Oxímetro

3.3.2. Para el Análisis fisicoquímico en el laboratorio

Los equipos utilizados en el laboratorio se exponen en el apartado 3.4

3.3.3. Para la biodegradabilidad

Para los ensayos de biodegradabilidad a nivel de laboratorio se utilizaron como reactores kitasatos de vidrio (**Figura 5**), los cuales disponen de una salida para la recolección de biogás generado y una boca de entrada por donde se extraen las muestras para su correspondiente análisis.

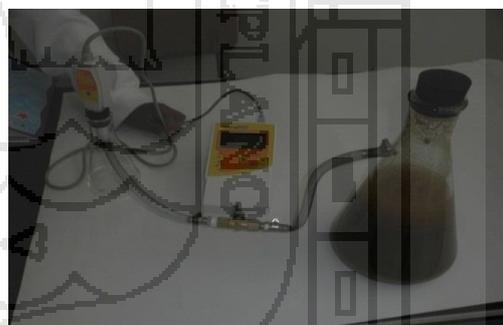


Figura 5. Kitasato de vidrio

Para el mantenimiento de temperatura se utilizó una incubadora en rango mesofílico a 35 °C (**Figura 6**).

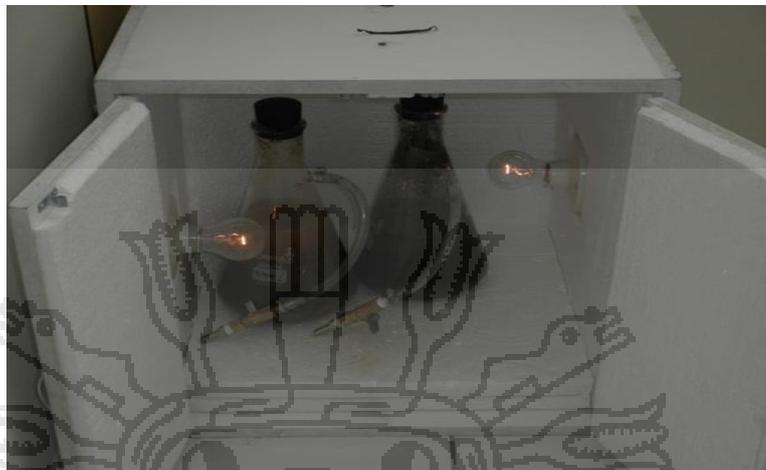


Figura 6. Incubadora para los ensayos de biodegradabilidad

Cada reactor consta de los siguientes elementos:

- ❖ Matraz kitasato de 250 ml
- ❖ Agitador magnético que opera a 60 rpm
- ❖ Válvula de salida para el biogás generado
- ❖ Válvula con cierre manual para la toma de muestras. A través de ella se introduce una varilla de acero hueca conectada a una jeringa de 60 ml, que extrae la muestra.
- ❖ Equipo MultilogPRO que determina por método indirecto el gas metano
- ❖ Incubadora en forma cubica de (1m x 1m x 1m) que dispone de un timer para el control de temperatura y focos por adentro.

Para los ensayos de biodegradabilidad a nivel de planta piloto para



Figura 7. Un biorreactor de forma cilíndrica

mezcla de lodos y plantas acuáticas se utilizó un biodigestor de forma cilíndrica de 180 L de capacidad (**Figura 7**), el cual dispone de una boca de entrada por donde se alimentó el material experimental, una salida para la

recolección de biogás generado y una

salida en la parte inferior donde se extraen el sustrato que está en proceso de biodegradación para la medición de pH y temperatura y un medidor de nivel del sustrato.

Para el mantenimiento de temperatura se utilizó un invernadero de 3 m x 20 m.

El biodigestor consta de los siguientes elementos

- ❖ Gasómetro de 5 L de volumen para la recolección de biogás
- ❖ válvula salida para el biogás generado
- ❖ Cuatro válvulas con cierre manual de ½" para la conexión al gasómetro y a la cocina
- ❖ Válvula con cierre manual de 2" para la toma de muestra
- ❖ Tubos de ½ pulgada para que fluya el gas.

3.4. TÉCNICAS ANALÍTICAS EMPLEADAS

La mayoría de las técnicas analíticas empleadas en las diversas etapas experimentales del trabajo corresponden a las descritas en los métodos estándar para el análisis de aguas potables, residuales y suelos (APHA, AWWA y WPCF)

3.4.1. pH

La determinación potenciométrica del pH se realizó en todas las alimentaciones, previamente a su entrada al digestor y en los efluentes inmediatamente después de las tomas de muestras programadas. Para medir el pH se utilizó un pHmetro modelo InoLab pH level1 serie N°03450030 de alta resolución portátil. Dicho equipo posee un sistema de calibración automática el cual se ajustó a las soluciones patrón de pH 4 y 7.

La medición se realizó de forma directa de acuerdo al método normalizado APHA-AWWA-WPFC-4500B del Standards Methods, por inmersión del electrodo de pH en la muestra convenientemente homogenizada mediante agitación.

3.4.2. Sólidos totales

Los sólidos totales (ST) se determinaron sobre las muestras brutas de sustrato de cada reactor. La determinación se realizó de acuerdo con el método normalizado APHA-AWWA-WPFC-2540B del Standards Methods, por gravimetría utilizando una balanza (**Figura 8**) con calibración manual METTLER TOLEDO con una precisión de 0,0001 gramos, previa desecación de las muestras a 105°C hasta un peso constante, en una estufa de secado, modelo CONTERM de SELECTA. Los resultados se expresan como porcentaje de sólidos totales.



Figura 8. Balanza analítica

3.4.3. Sólidos volátiles.

Los sólidos volátiles totales (SV) se determinaron a partir del residuo seco obtenido de los sólidos totales. La determinación se realizó de acuerdo con el método normalizado APHA-AWWA-WPFC-2540-E del Standards Methods, método gravimétrico, balanza (METTLER TOLEDO) con



Figura 9. Mufla

una precisión de 0,0001 gramos, previa calcinación de las muestras a 750°C hasta peso constante, en un horno mufla de modelo CARBOLITE (**Figura 9**). Los resultados se expresan como porcentaje de sólidos totales sobre el total de muestra.

3.4.4. Carbono orgánico por el método de Walkey-Black

La determinación de la materia orgánica se hizo siguiendo el método de Walkey Black, este método es una variación de APHA – AWWA – WPFC – 5310-A del Standards Methods, el análisis se realizó utilizando las muestras brutas de sustrato de cada reactor. El procedimiento para este parámetro consiste en oxidar el carbono orgánico mediante dicromato de potasio en una

solución de H_2SO_4 , la materia oxidable es oxidada por $Cr_2O_7^{2-}$. El exceso de este ion es determinado por titulación por una solución valorada de sulfato ferroso amoniacal (NH_4FeSO_4), y la cantidad de sustancia oxidada es calculada de la cantidad de Cr_2O_7 reducida. Para la titulación se utilizó un equipo de titración METROHM 715.

3.4.5. Demanda química de oxígeno total

La demanda química de oxígeno (DQO) se realizó con las muestras brutas de sustrato de cada reactor.

La determinación de DQO se realizó mediante una modificación del método APHA- AWWA- WPFC 5220 del Standards Methods para muestras con valores de DQO. Para la oxidación de la muestra se utilizó un reactivo compuesto de una solución oxidante de dicromato de potasio en una mezcla de ácido sulfúrico (H_2SO_4) y sulfato de plata (Ag_2SO_4) Proveído por la empresa HACH COMPANY



Figura 10. Equipo HACH DRB-200 incubadora para la DQO

Se mezclan 3 ml de reactivo con 2 ml de muestra bruta, se introduce en viales de vidrio pírex con tapón de rosca y se incuba en un equipo de HACH DRB– 200 (Figura 10) previamente calibrado a 150 °C durante dos horas.

La demanda química de oxígeno se determinó por el método de la titulación con sulfato ferroso amoniacal (NH_4FeSO_4) a 0,025 M y un indicador de ferroina.

3.4.6. Alcalinidad

La determinación de la alcalinidad se realizó mediante una técnica volumétrica de valoración potenciométrica hasta un punto final. Este método es una variación del APHA- AWWA –WPFC 2320 del Standards Methods.

La muestra obtenida de cada reactor, previamente centrifugada durante 15 minutos a 2000 r.p.m. y filtrada a través de un embudo con papel filtro, fue diluida en agua destilada, en una proporción 30:150 e inmediatamente titulada con ácido sulfúrico (H_2SO_4) 0,1923 N hasta pH final de 4,3.



Figura 11. Equipo de titulación METROHM 715

Para la titulación se utilizó un equipo de titulación METROHM 715 (Figura 11), que permite la determinación del punto de inflexión final de titulación. Los resultados se expresan como mg/l $CaCO_3$

3.4.7. Nitrógeno total método Kjeldhal

Tal como su nombre lo indica, la determinación de este parámetro se hizo siguiendo el método 4500 - N_{org}B (método Kjeldhal) de la APHA- AWWA -WPCF. El análisis se realizó utilizando las muestras brutas de sustrato de cada reactor. El procedimiento para este parámetro consiste en una digestión, en donde se emplea ácido sulfúrico concentrado y sulfato de cobre como catalizador, que con ayuda de calor y sulfato de potasio oxidan la materia orgánica hasta CO_2 y agua y transforman todo el nitrógeno amínico (NH_2) e imínico ($NH=NH$) transformando en sulfato de amonio.

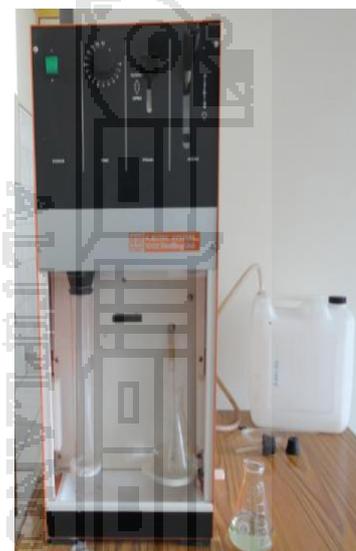


Figura 12. Unidad de destilación I KJELTEC SYSTEM 1002

La reacción general que tiene lugar es la siguiente:

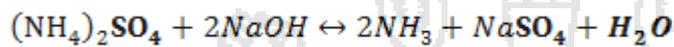


Varios catalizadores han sido empleados, entre ellos: mercurio, cobre y selenio.

Cuando la digestión termina, la solución queda transparente, libre de partículas carbonosas. En el caso de haber empleado como catalizador el sulfato de cobre, la solución toma un color azul verdoso.

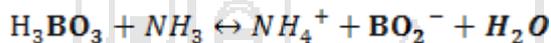
La muestra digerida se trata con un álcali (NaOH 40% m-V) añadido en exceso, el cual reacciona descomponiendo el sulfato de amonio en amoníaco, que es volátil y se destila por arrastre con vapor.

La reacción que tiene lugar es la siguiente:



Para la destilación se utilizó una unidad de destilación TELATOR KJELTEC SYSTEM 1002 (**Figura 12**)

El amoníaco destilado se recoge en un erlemeyer con una mezcla de indicadores y solución alcohólica de ácido bórico. La reacción que ocurre es:



El borato de amonio formado se valora entonces utilizando como patrón valorante una solución estandarizada de ácido sulfúrico a 0.1923 N, según:



El punto final de la valoración estará a pH ácido, por la presencia de ácido bórico finalmente formado: El contenido de nitrógeno. Para la titulación se utilizó el equipo de METROHM DOSIMAT 715 al igual que la alcalinidad.

3.4.8. Volumen de gas metano generado

En este apartado se calcula la cantidad total de biogás que se genera a partir de lodos y plantas acuáticas, en función de su composición.

La determinación del volumen del gas metano en el biocombustible gaseoso generado en los biodigestores fue a partir de la cantidad de sustratos agregados y formulas empiricas propuesta por Rittmann y McCarthy (2001),



donde $C_{291}H_{445}O_{143}N_{0,7}S_{14}$ corresponden a la fórmula obtenida para lodos residuales incluyendo residuos de comida, jardín y otros.

3.4.8.1. Producción de gas metano a nivel de laboratorio

Tabla 9. Constituyentes orgánicos lentamente descomponibles a nivel de laboratorio

CONSTITUYENTES ORGANICOS LENTAMENTE DESCOMPONIBLES								
COMPO-NENTES	PESO HUMEDO (kg)	PESO SECO (kg)	CONTENIDO DE HUMEDAD (%)	Composición en kg				
				C	H	O	N	S
Lemna	0,033	0,0298	0,096	1,56E-02	2,00E-03	1,02E-02	4,37E-05	2,00E-03
Totora	0,0035	0,0032	0,089	1,67E-03	2,14E-04	1,09E-03	4,67E-06	2,14E-04
Lodos	0,1875	0,0563	0,7	2,94E-02	3,77E-03	1,92E-02	8,24E-05	3,77E-03
TOTAL	0,224	0,0893		4,66E-02	5,98E-03	3,05E-02	1,31E-04	5,99E-03

En la **Tabla 9**, para hallar la composición en kg se realizó las siguientes operaciones:

➤ Se halló el peso molecular de la fórmula empírica: $C_{291}H_{445}O_{143}N_{0,7}S_{14}$ que es igual a:

C:	291	*	12,0107	=	3495,1137
H:	445	*	1,0079	=	448,5155
O:	143	*	15,999	=	2287,857
N:	0,7	*	14,007	=	9,8049
S:	14	*	32,06	=	448,84
Total				=	6690,1311

➤ aplicando la siguiente fórmula:

$$Composición(kg)del\ elemento = \frac{\left(Peso\ seco \right) * (peso\ molecular\ del\ elemento)}{peso\ molecular\ total\ CHONS}$$

✓ Para la lezna

$$C(kg) = \frac{0,033 * 3495,11}{6690,20589} = 0,0156$$

$$H(kg) = \frac{0,033 * 448,533}{6690,20589} = 0,002$$

$$O(kg) = \frac{0,033 * 2287,91}{6690,20589} = 0,0102$$

$$N(kg) = \frac{0,033 * 9,8047}{6690,20589} = 4,37E - 05$$

$$S(kg) = \frac{0,033 * 448,84}{6690,20589} = 0,0020$$

Hallando la formula empirica

$$0,046637 \text{ kg } C^* \frac{1 \text{ mol de atomos de carbono}}{12,0107 \text{ kg } C} = 0,0039 \text{ moles de atomos de carbono}$$

$$0,005985 \text{ kg } H^* \frac{1 \text{ mol de atomos de H}}{1,00794 \text{ kg } H} = 0,0059 \text{ moles de atomos de H}$$

$$0,030529 \text{ kg } O^* \frac{1 \text{ mol de atomos de O}}{15,9994 \text{ kg } O} = 0,0019 \text{ moles de atomos de O}$$

$$0,000131 \text{ kg } N^* \frac{1 \text{ mol de atomos de N}}{14,0067 \text{ kg } N} = 9,34E - 06 \text{ moles de atomos de N}$$

$$0,005989 \text{ kg } S^* \frac{1 \text{ mol de atomos de S}}{32,01 \text{ kg } S} = 0,000187 \text{ moles de atomos de S}$$

Las razones expresan dos números relativos de átomos de cada elemento y pueden escribirse como: $C_{0,039}H_{0,0059}O_{0,0019}N_{0,0000934}S_{0,000187}$

Como debe ser un entero entonces se divide cada número por el valor mínimo de ellos:

$$\frac{0,0039}{9,34E-06} = 417,56$$

$$\frac{0,0059}{9,34E-06} = 631,69$$

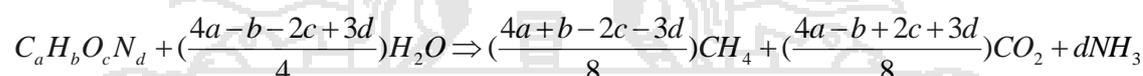
$$\frac{0,0019}{9,34E-06} = 203,42$$

$$\frac{9,34E-06}{9,34E-06} = 1$$

Por tanto la formula empírica será: $C_{418}H_{632}O_{203}N_1$

Formula química aproximada

La materia orgánica se transforma por medio de una degradación anaerobia en metano y dióxido de carbono.



Determinación del volumen del gas metano y dióxido de carbono

$$P_{\text{ESPECIFICO}}CH_4 = 0,717 \text{ kg/m}^3$$

$$P_{\text{ESPECIFICO}}CO_2 = 1,978 \text{ kg/m}^3$$

$$P_{\text{ESPECIFICO}}NH_3 = 0,771 \text{ kg/m}^3$$

a. Volumen del metano

$$\text{Metano} = \frac{\left(\text{peso metano}\right) * \left(\text{peso orgánico seco}\right)}{\left(\text{peso CHON}\right) * \left(\text{peso específico}\right)}$$

$$\text{Metano} = \frac{(3774 \text{ kg/mol}) * (0,0892705 \text{ kg})}{(8916,237 \text{ kg/mol}) * (0,717 \text{ kg/m}^3)}$$

$$CH_4 = 0,05269981 \text{ m}^3$$



b. Volumen de dióxido de carbono

$$CO_2 = \frac{\left(peso\ CO_2 \right) * \left(peso\ \acute{o}rganico\ seco \right)}{\left(peso\ CHON \right) * \left(peso\ especifico \right)}$$

$$CO_2 = \frac{(7913\text{kg/mol}) * (0,0892705\text{k g})}{(8916,237\text{kg /mol}) * (1,977\text{kg/m}^3)}$$

$$CO_2 = 0,04007346\ m^3$$

c. Volumen de otros gases

$$NH_3 = \frac{\left(peso\ NH_3 \right) * \left(peso\ \acute{o}rganico\ seco \right)}{\left(peso\ CHON \right) * \left(peso\ especifico \right)}$$

$$NH_3 = \frac{(17\text{kg/mol}) * (0,0892705\text{k g})}{(8916,237\text{kg /mol}) * (0,771\text{kg/m}^3)}$$

$$NH_3 = 0,000221\ m^3$$

3.4.8.2. Producción de gas metano a nivel de planta piloto

Tabla 10. Constituyentes orgánicos lentamente descomponibles a nivel de planta piloto

CONSTITUYENTES ORGANICOS LENTAMENTE DESCOMPONIBLES								
COMPO- NENTES	PESO HUMEDO (kg)	PESO SECO (kg)	CONTENIDO DE HUMEDAD (%)	Composición en kg				
				C	H	O	N	S
Lemna	1,5	1,356	0,096	0,7084	0,0909	0,4637	0,0020	0,0910
Totora	4,5	4,0995	0,089	2,1417	0,2748	1,4019	0,0060	0,2750
Lodos	80	24	0,7	12,5381	1,6090	8,2075	0,0352	1,6101
TOTAL	86	29,4555		15,3882	1,9748	10,0732	0,0432	1,9761

En la **Tabla 10**, para hallar la composición en kg se realizó las siguientes operaciones:

- Se halló el peso molecular de la fórmula empírica: $C_{291}H_{445}O_{143}N_{0,7}S_{14}$ que es igual a:

C: 291	*	12,0107	=	3495,1137
H: 445	*	1,0079	=	448,5155
O: 143	*	15,999	=	2287,857
N: 0,7	*	14,007	=	9,8049
S: 14	*	32,06	=	448,84
Total			=	6690,1311

- aplicando la siguiente fórmula:

$$\text{Composición(kg) del elemento} = \frac{\left(\text{Peso seco} \right) * (\text{peso molecular del elemento})}{\text{peso molecular total CHON}}$$

- ✓ Para la lezna

$$C(\text{kg}) = \frac{1,5 * 3495,11}{6690,20589} = 0,7084$$

$$H(\text{kg}) = \frac{1,5 * 448,533}{6690,20589} = 0,0909$$

$$O(\text{kg}) = \frac{1,5 * 2287,91}{6690,20589} = 0,4637$$

$$N(\text{kg}) = \frac{1,5 * 9,8047}{6690,20589} = 0,0020$$

$$S(\text{kg}) = \frac{1,5 * 448,84}{6690,20589} = 0,0910$$

Hallando la fórmula empírica

$$15,3882 \text{ kg } C * \frac{1 \text{ mol de átomos de carbono}}{12,0107 \text{ kg } C} = 1,2812088 \text{ moles de átomos de } C$$

$$1,9748 \text{ kg } H * \frac{1 \text{ mol de átomos de } H}{1,00794 \text{ kg } H} = 1,95923679 \text{ moles de átomos de } H$$



$$10,0732 \text{ kg } O^* \frac{1 \text{ mol de átomos de } O}{15,9994 \text{ kg } O} = 0,6296 \text{ moles de átomos de } O$$

$$0,0432 \text{ kg } N^* \frac{1 \text{ mol de átomos de } N}{14,0067 \text{ kg } N} = 0,0031 \text{ moles de átomos de } N$$

$$1,9761 \text{ kg } S^* \frac{1 \text{ mol de átomos de } S}{32,01 \text{ kg } S} = 0,06164 \text{ moles de átomos de } S$$

Las razones expresan dos números relativos de átomos de cada elemento y pueden escribirse como: $C_{1,2812088} H_{1,95923679} O_{0,6296} N_{0,0031} S_{0,06164}$

Como debe ser un entero entonces se divide cada número por el valor mínimo de ellos:

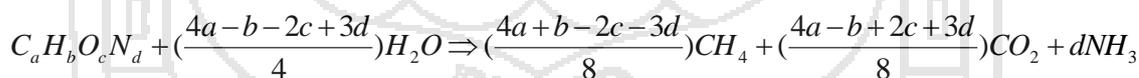
$$\frac{1,2812088}{0,0031} = 413 \quad \frac{1,95923679}{0,0031} = 632 \quad \frac{0,6296}{0,0031} = 203$$

$$\frac{0,0031}{0,0031} = 1$$

Por tanto la formula empírica será:



Formula química aproximada



Determinación del volumen del gas metano y dióxido de carbono

$$P_{\text{ESPECIFICO}} CH_4 = 0,717 \text{ kg/m}^3$$

$$P_{\text{ESPECIFICO}} CO_2 = 1,978 \text{ kg/m}^3$$

$$P_{\text{ESPECIFICO}} NH_3 = 0,771 \text{ kg/m}^3$$

a. Volumen del metano

$$Me\ tan\ o = \frac{(3750\text{kg/mol}) * (29,4555\text{kg})}{(8859,32\text{kg/ mol}) * (0,717\text{kg/m}^3)}$$

$$CH_4 = 17,389\text{m}^3$$

b. Volumen de dióxido de carbono

$$CO_2 = \frac{(7860\text{kg/mol}) * (29,4555\text{kg})}{(8859,32\text{kg/ mol}) * (1,977\text{kg/m}^3)}$$

$$CO_2 = 13,218\text{m}^3$$

c. Volumen de otros gases

$$NH_3 = \frac{(17\text{kg/mol}) * (29,4555\text{kg})}{(8859,32\text{kg/ mol}) * (0,073\text{kg/m}^3)}$$

$$NH_3 = 0,07330\text{m}^3$$

3.4.9. Composición de biogás

Para determinar el contenido de metano en el biogás (biocombustible gaseoso) generado en el equipo experimental, se determinó mediante el método indirecto, para el efecto se utilizó el equipo de medición de MultiLogPRO (Figura 13).



Figura 13. Equipo MultilogPRO

El equipo utilizado está compuesto por varios sensores, como es del CO_2 (ppm) que opera en un Rango de 0 a 10000 ppm, el cual determinó el contenido de CO_2 y por diferencia del 100% se calculó el contenido de metano (CH_4) en el biogás, los resultados de esta etapa experimental se exponen en el apartado 4.3.5 de resultados y discusión

3.4.10. Capacidad calorífica del material orgánico residual

Para la determinación de la capacidad calorífica (Kcal/g) del material orgánico residual (biocombustible sólido) se utilizaron los siguientes equipos:

- ❖ Un calorímetro PARR 6772 COLORIMETRIC THERMOMETER (**FIGURA 14**)



Figura 14. Un calorímetro PARR 6772 COLORIMETRIC THERMOMETER

3.5. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO:

El tratamiento estadístico lo especificamos en el apartado 4.5

CAPITULO IV.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICO DE LOS MATERIALES EXPERIMENTALES A UTILIZAR EN LA CODIGESTIÓN

Tal como se mencionó en el epígrafe 3.2.2 del capítulo de materiales y métodos, antes de comenzar con los ensayos se procedió a realizar una exhaustiva caracterización fisicoquímico a todos los materiales experimentales como: lodos, *Schoenoplectus tatora* (totora) y *lemna gibba* (lenteja de agua).

A continuación se presentan los resultados obtenidos para la caracterización de los lodos y plantas acuáticas, incluyendo el valor medio y desviación estándar de los mismos.

4.1.1. Caracterización fisicoquímica de las plantas acuáticas (*Schoenoplectus tatora* y *lemna Gibba*)

Tabla 11. Resultados de la caracterización fisicoquímica de la *Schoenoplectus tatora* (totora)

PARÁMETRO	VALOR MEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR
pH	5,37	
Sólidos totales (%)	90,367	0,898
Sólidos volátiles (%)	91,78	1,053
Nitrógeno total (%)	1,4162	0,058
DQO	7800	-----
Alcalinidad (ppm CaCO ₃)	2367	-----
Materia orgánica total (%)	91,78	1,053
relación C/N	37,6	

De la caracterización fisicoquímica de la totora (**Tabla 11**), se tiene que:

- Existe buena cantidad de materia orgánica en un 91,780 % para la alimentación de microorganismos pero sin embargo, según los estudios

realizados por Hilbert (2002), contiene la lignina en un 60 %, que es difícil de degradar. Dando solución a esto, Hilbert (2002), propone que las sustancias con alto contenido de lignina en este caso no son directamente aprovechables y por lo tanto deben someterse a tratamientos previos (cortado, macerado, compostado) a fin de liberar las sustancias factibles para transformarlas en incrustaciones de lignina, ya que así son aprovechables para los microorganismos.

- La concentración de nitrógeno que es de 1,42, es un valor aproximado al reportado por el laboratorio de control de calidad ambiental (**anexo 3**)
- El pH es igual a 6, valor ácido.
- En cuanto a sólidos volátiles y demanda química de oxígeno se relacionan con la materia orgánica por tal motivo sus valores son altos (79% SV y 13800 DQO). La DQO es la cantidad de oxígeno usado en la respiración de los microorganismos para oxidar la materia orgánica de las aguas y para el metabolismo avanzado (oxidación) de los componentes celulares sintetizados de los desechos.

Tabla 12. Resultados de la caracterización fisicoquímica de la *Lemna Gibba* (lenteja)

PARÁMETRO	VALOR MEDIO	DESVIACIÓN ESTANDAR
pH	6,000	
Sólidos totales (%)	91,118	0,425
Sólidos volátiles (%)	79,243	0,460
nitrógeno total (%s/ peso seco)	3,201	0,015
DQO (mg/l)	15800,000	
Alcalinidad (ppm CaCO ₃)	2367,000	
Carbono orgánico total (%)	74,429	0,328
relación C/N	13,499	

De la caracterización fisicoquímica de la lenteja de agua (**Tabla 12**), se observa que:

- El pH es igual a 6, valor que no se encuentra dentro de los datos reportados por Hernandez (2002), donde cita que el pH varía en un rango

de 7,7 a 7,9, pero sin embargo Morales et al (2006), concluyo que la lenteja de agua puede mantener su crecimiento en un pH de 3,5 a 9.

- En cuanto a los sólidos totales se obtuvo un valor de 91,1% en base seca.
- Existe mayor concentración de nitrógeno que es de 3,2 valor que se encuentra dentro de los rangos reportados por (Landolt, 1987), donde encontró que la concentración mínima en las lentejas de agua es 0,001 mg/l y para niveles medios ha reportado entre 0,6 a 70 mg/l. según Palacios et al (1991), la concentración de nitrógeno varía al grado de contaminación de las aguas variando en un rango de 3 a 10%
- Hay mayor concentración de materia orgánica en un 91,780 % para la alimentación de microorganismos. Comparando con los datos reportados por Choque (2007), en la Bahía Interna, Puno-Lago Titicaca da un valor de 93,12, por tanto, concluyo que el valor obtenido es aproximado.
- En cuanto a sólidos volátiles y demanda química de oxígeno se relacionan con la materia orgánica por tal motivo sus valores son altos (79% SV y 13800 DQO) debido a que asimilan los nutrientes que se liberan en la descomposición de la materia orgánica presente en las aguas, (GIJZEN, 1998). La DQO es la cantidad de oxígeno usado en la respiración de los microorganismos para oxidar la materia orgánica de las aguas y para el metabolismo avanzado (oxidación) de los componentes celulares sintetizados de los desechos.

4.1.2. Caracterización fisicoquímica de los sedimentos de la Bahía Interior Puno

4.1.2.1. In Situ

Tabla 13. Resultados de la caracterización de los sedimentos en los puntos de muestreo

Parámetros	Muestras de sedimentos			
	Frente a la Isla Espinar	Frente al embarcadero Qhota Paxsa	Frente al Puerto Puno	Frente a la UNA –Puno
	M – 1 UTM (19L0392017 8249624)	M – 2 UTM (19L0392017 8249624)	M – 3 UTM (19L0392017 8249624)	M – 4 UTM (19L0392017 8249624)
Temperatura (°C)	10	12,5	13,5	14
pH	7,2	7,3	8,6	8,7
Conductancia en µs/cm	1 334	1 336	1 335	1 265
% de saturación	1,1	2,4	1,5	1,2
Sólidos totales disueltos en ppm	930	930	920	880
Salinidad en ppm	660	660	660	630
Oxígeno disuelto en ppm	0,09	0,07	0,07	0,07
Profundidad en m desde nivel del agua al sedimento (m)	2,43	1,79	2,55	2,19

En la **Tabla 13**, se observa la caracterización fisicoquímica de los sedimentos en los puntos de muestreo los cuales son valores de referencia para realizar posteriores investigaciones.

4.1.2.2. Caracterización de los inhibidores en los sedimentos de la Bahía Interior de Puno

Tabla 14. Caracterización de los inhibidores en los sedimentos de la Bahía Interior de Puno

Parámetros	Valores de referencia	Muestras de sedimentos			
		Frente a la Isla Espinar	Frente a embarcadero Qhota Paxsa	Frente al Muelle Puno	Frente a la UNA -Puno
		M - 1 UTM (19L0392017 8249624)	M - 2 UTM (19L0392017 8249624)	M - 3 UTM (19L0392017 8249624)	M - 4 UTM (19L0392017 8249624)
Nitrógeno total (%)	2,4	1,1	1,9	2,1
Sodio total(mg/kg)	1 626	2 536	3 245	3 079
Potasio total(mg/kg)	4000	3 980	5 240	5 585	7 679
Calcio total(mg/kg)	4000	59 176	142 250	122 929	103 938
Magnesio total (mg/kg)	2000	5 228	8 597	7 417	7 500

Fuente: Laboratorio de Calidad Ambiental del Instituto de Ecología. Facultad de Ciencias Puras de la Universidad mayor de San Andrés - Bolivia

Existen sustancias contenidas en los sedimentos capaces de inhibir el proceso de depuración anaerobia, siendo las bacterias metanogénicas las más afectadas. Entre ellas, las más importantes son algunas sales (Pacey et al, 1986; Rao, 1993).

Según Rao, (1993), El lixiviado generado por sales presentes en los sedimentos puede tener una alta concentración de cationes. Aunque en bajas concentraciones resultan estimulantes de la actividad metanogénicas, en altas concentraciones su efecto es inhibitorio. Así, son tóxicos niveles de:

- ❖ Potasio (K^+) por encima de 4000 mg/kg. En la **Tabla 14**, se observa que los valores de la concentración de potasio superan los 5000 mg/kg.
- ❖ Calcio (Ca^{2+}) por encima de 4000 mg/kg. En la **Tabla 14**, se observa que los valores de la concentración de potasio superan los 59 176 mg/kg.
- ❖ Magnesio (Mg^{2+}) por encima de 2000 mg/kg. En la **Tabla 14**, se observa que los valores de la concentración de potasio superan los 5000 mg/kg.

4.1.2.3. Caracterización de los lodos en los diferentes puntos de muestreo de la Bahía Interior de Puno

En este apartado se presentan en la **tabla 15**, los valores iniciales obtenidos para los parámetros fisicoquímicos de los sedimentos de la Bahía Interior del lago Titicaca:

Tabla 15. Resultados de la caracterización fisicoquímica de los sedimentos en la Bahía Interna - Puno

Parámetros	Muestras de sedimentos			
	Frente a la Isla Espinar	Frente al embarcadero Qhota Paxsa	Frente al Muelle Puno	Frente a la UNA -Puno
	M - 1 UTM (19L0392017 8249624)	M - 2 UTM (19L0392017 8249624)	M - 3 UTM (19L0392017 8249624)	M - 4 UTM (19L0392017 8249624)
pH	7,34	7,61	7,48	8,05
Sólidos totales (%)	4,6	8,3	3,9	6,2
Sólidos volátiles (%)	56,2	40,7	45,4	29,9
Carbono orgánico total (%)	18	17,4	10,5	21,1
Nitrógeno total (%s/peso seco)	2,38	1,1	1,89	1,89
DQO (mg/l)	2610,765	1230,011	681,48	2887,5
Alcalinidad (ppm $CaCO_3$)	520,37	224,516	595,654	200,622
relación C/N	13,707	21,46	13,932	9,176

- ❖ En la **Gráfica 2 del Anexo 4**, los valores de pH varían en un rango de 7,34 a 8,05. Existe una ligera alcalinidad por lo que permite un mayor desarrollo de microorganismos metanogénicos. El valor más alto de pH es igual a 8,05 valor que se da Frente a la UNA-Puno debido a la cantidad de plantas acuáticas que existe en esta zona, sin embargo, Programa de recuperación ambiental de la bahía del Municipio de Puno (2011), encuentran pH del agua entre 8,39 a 9,23, siendo más alcalino, esto puede reflejar la relación del pH del agua y los lodos. Según Miranda N, (1991) los valores altos de pH es debido a la intensa actividad fotosintética.
- ❖ La **grafica 3 del Anexo 4**, demuestra que los valores de sólidos totales varían de 3,9%, valor mínimo que se encuentra en el punto de muestreo frente al Puerto Puno a 8,3% valor máximo que está en el punto de muestreo frente al embarcadero Qhota Paxsa, en comparación con Gunkel (2003) que determinó un promedio 7,3% en solidos totales en los sedimento del Lago San Pablo en Ecuador.
- ❖ En la **Gráfica 4 del Anexo 4**, la variación de carbono orgánico en los sedimentos de la Bahía Interna de Puno está en el rango de 10 a 21% encontrándose los valores más altos en el punto de muestreo frente a la Universidad Nacional del Altiplano, en características similares al Lago Titicaca, Gunkel (2003) llegó a la conclusión de que los sedimentos del lago San Pablo (Ecuador) son de color negro y tienen un alto contenido de carbono orgánico de (21,1%) en peso seco; según Ramirez y Noreña (2003) reportan que en la laguna tropical rasa (Colombia) el sedimento se ajusta al tipo orgánico con un contenido medio de carbono orgánico en un 16,5%.
- ❖ En la **Gráfica 5 del Anexo 4**, se observa que frente a la Isla Espinar se encuentra el nitrógeno con el valor más alto que es igual a 2,38% debido a la elevada descarga de materia orgánica provenientes de la cercanía a la planta de tratamiento de las aguas residuales de la ciudad de Puno, seguida del frente al Puerto Puno y frente a la UNA-Puno con valores iguales de 1,89% y por último se encuentra al frente del embarcadero Qhota Paxsa con un 1.1% como se aprecia la Bahía Interior de Puno tiene altas concentraciones de nitrógeno debido a que se encuentra eutrofizada en

comparación con Gunkel (2003) que determinó un promedio 0,068% en el sedimento superficial de Lago San Pablo en Ecuador.

- ❖ En la **Gráfica 6 del Anexo 4**, se observa que Frente a la UNA –Puno, se encuentra la mayor concentración de demanda química de oxígeno con un valor de 2887,5 mg/l, seguida del Frente a la Isla Espinar con un valor de 2610,7, esto indica según (Okafor, 2007), estas zonas se encuentran muy contaminadas es decir que existe una carga importante de componentes orgánicos que no son degradados biológicamente
- ❖ En la **Gráfica 7 del Anexo 4**, se observa que la mayor concentración se encuentra en el punto de muestreo frente al Puerto Puno con un valor de 595,654 mg/L, seguido del punto de muestreo frente la Isla Espinar con valor de 520,370 mg/L, según Pohland, (1963), indica que en estos puntos de muestreo hay mayor concentración de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos.
- ❖ En la **Gráfica 8 del Anexo 4**, se observa que Frente al Embarcadero Qhota Paxsa hay una buena relación de C/N, esto indica que se puede obtener una buena generación de biogás ya que hay una buena concentración equilibrada de materia orgánica. Según Sztern (1994) y Pravia et al (2001) indican que una relación adecuada entre estos dos nutrientes favorece un crecimiento y reproducción de microorganismos.

4.2. FORMULACIÓN ÓPTIMA DEL MATERIAL EXPERIMENTAL A EMPLEARSE EN LOS DIGESTORES PARA LA PRODUCCIÓN DEL BIOCOMBUSTIBLE GASEOSO Y SÓLIDO A PARTIR DE PLANTAS ACUÁTICAS Y LODOS SEDIMENTADOS.

En el epígrafe 3.2.3.1 del capítulo de materiales y métodos se indican los valores de la relación C/N del material experimental a emplearse en los codigestores de 30 % a nivel laboratorio y 21,9% a nivel planta piloto

Según Sosa et al (1998), la relación C/N de 30% hasta 10% es aceptable para este tipo de proceso, pero una relación menor a 8% inhibe la actividad bacteriana debido a la formación de una excesiva cantidad de amonio. La formulación que se realizó a nivel laboratorio y planta piloto se encuentra en los

rangos que recomienda la bibliografía para iniciar el proceso. La idea de la digestión anaeróbica es convertir toda la materia orgánica posible a metano, con la menor pérdida posible del nitrógeno.

4.3. ENSAYOS DE BIODEGRADABILIDAD ANAEROBIA DE LA CODIGESTIÓN DE LOS LODOS Y PLANTAS ACUÁTICAS (LENTEJA DE AGUA Y TOTORA).

Tal como se describió en el epígrafe 3.2.3 del capítulo de materiales y métodos, el seguimiento de los ensayos de biodegradabilidad se realizó a partir de la medición periódica del pH, la composición de biogás generado durante el proceso. A demás se realizó una exhaustiva caracterización de las mezclas al principio y al final del ensayo para poder evaluar el proceso degradativo.

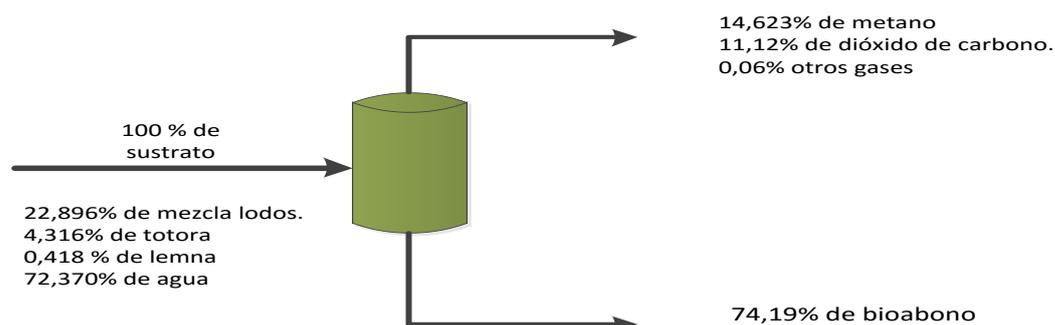
A continuación se exponen los valores iniciales y finales de los diferentes parámetros analizados en cada ensayo a temperatura de 35 °C . Si bien cada uno de los ensayos se realizó con cinco réplicas, en este trabajo sólo se presentan los resultados correspondientes al promedio de cada prueba, como fórmula para simplificarlos tratamientos de los datos obtenidos.

4.3.1. Balance de materia a nivel laboratorio

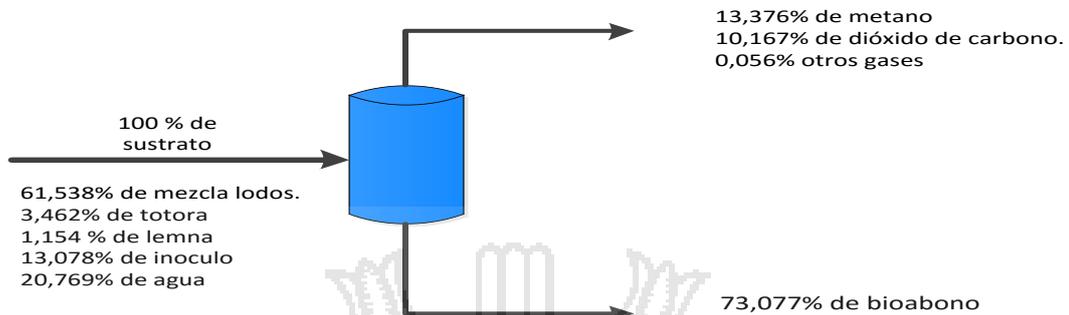
El balance de materia se realizó en función de la cantidad de sustratos que se agregó a los reactores aplicando la ley de la conservación de la materia , que básicamente establece que la materia no se crea ni se destruye , únicamente se transforma.

$$ENTRADA = SALIDA$$

A. A nivel laboratorio



B. A nivel planta piloto



4.3.2. Codigestión de los lodos y plantas acuáticas de la Bahía Interior de Puno a nivel de laboratorio

En este apartado se presentan gráficamente los valores iniciales y finales de la codigestión anaerobia de lodos y plantas acuáticas de la Bahía Interna Puno-Lago Titicaca

Tabla 16. Se presentan los valores iniciales y finales de los diferentes parámetros realizados en la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel laboratorio

PARÁMETRO	INICIO DEL TRATAMIENTO	FINAL DEL TRATAMIENTO
pH	6,56	8,07
Sólidos Totales	6	3,94
Sólidos Volátiles	77,59	44,25
Nitrógeno Total(%s/peso seco)	1,49	28,141
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	538,386	1480,71
Demanda química de oxígeno (mg/L DQO)	3347,566	799,993
Carbono orgánico Total (%)	40	8,04
Relación C/N	30,0022787	0,912

El pH (**Gráfica 9 del Anexo 6**) sufre un aumento de un 18,7% en sus valores tras el tratamiento. Estos valores obtenidos están dentro del rango optimo propuesto para el proceso de biodigestión por Alcaya et al (2000) y

Riquelme (2009) en donde exponen, que el potencial de hidrogeno tiene efectos directos en la vida microbiana, ya que las bacterias metanogénicas son extremadamente sensibles al pH, y requieren para su desarrollo un pH optimo que deben encontrarse entre 7 a 7,2; inhibiéndose con valores de pH menores de 6,5 y mayores que 8,2.

La remoción de solidos totales al final del tratamiento, se muestra en la **Gráfica 10 del Anexo 6**, la cual representa un promedio de **34,28%**. Estos valores obtenidos no están dentro del rango optimo propuesto para el proceso de biodigestión por Zhu et al. (2000) donde mostraron que los porcentajes de reducción de los ST en un rango de 60 al 80% en un digestor durante un periodo de 30 días. Es de esperar que a mayor temperatura el porcentaje de reducción será mayor porque la temperatura acelera la actividad microbiológica, y con ella el consumo de materia orgánica.

En la **Gráfica 11 del Anexo 6**, se produce una reducción de solidos volátiles alrededor 42,97% en promedio al final del tratamiento, si se compara con un sustrato de similar característica (lodos de depuración de aguas residuales y residuos vegetales), para el cual Anhuradha et al (2007) informa que el rango de remoción de solidos volátiles fue de 63-65, los cuales indican que nuestros valores de remoción no se encuentran dentro del rango sugerido por el autor, lo que indica que la mezcla de lodos y plantas acuáticas dentro de los biorreactores a escala laboratorio, presenta material orgánico no del todo digerido por los microorganismos anaeróbicos.

La concentración de nitrógeno es un parámetro medido comúnmente en el efluente de los biodigestores. Según Botero y Preston (1987) la concentración de N en efluentes de biodigestores es de 2,0% a 2,6% (% en materia seca), sin embargo, Duque *et al.* (2008) reportan una concentración de N Total de 3,3% a 3,7%. Por lo tanto, los resultados presentados en la **Gráfica 12 del Anexo 6**, demuestran que la concentración de N (1,46 a 1,52) en el efluente de todos los tratamiento es muy semejante al reportando en la literatura al inicio del tratamiento.

Por otra parte, en la **Gráfico12 del Anexo 6**, se produce un aumento significativo en un 94,7%. Balasubramanian et al (1992), hallaron que a mayores tiempo de retención es mayor la acumulación de nitrógeno amoniacal

que se produce en medio alcalino por acción de bacterias que descomponen los aminoácidos por deaminación para convertir en amoniaco.

El amoniaco constituye además un nutriente esencial para los organismos anaeróbicos. .

Conforme se desarrolla un proceso de digestión anaeróbica, se da una producción natural de alcalinidad y esta tiende a aumentar conforme aumenta el tiempo de retención del proceso. La **Gráfica 13 del Anexo 6**, muestra este comportamiento al aumentar en 63,64% al final del tratamiento. Si consideramos que la principal forma de alcalinidad son los bicarbonatos, que resultan de la formación de amoniaco, CO_2 Y H_2O para formar bicarbonato de amonio.



En la **Gráfica 14 del Anexo 6**, se observa que el aumento de la producción de biogás coincide con la disminución de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en los diferentes tratamientos. En los biorreactores se presenta un DQO en promedio de 3347,566 mg/l en la entrada del biodigestor y 779,993 mg/l en la salida, lo que indica una reducción de un 77 %. Este resultado muestra la eficiencia del proceso en el biodigestor. Cabe señalar que este valor de reducción del DQO es menor que en los mencionados en la literatura, los cuales son reportados entre 85% y 90% (Chará *et al.* 2002). Además, según De Souza *et al.* (2004), la producción de metano (consecuentemente biogás) tiene una relación directa con el DQO del sustrato usado para su producción.

4.3.3. Resultados de los análisis fisicoquímicos del material experimental al inicio y final de la codigestión anaeróbica de los lodos y plantas acuáticas a nivel de planta piloto

Se presentan los resultados experimentales para los ensayos abordados en un rango de temperatura variable de 15-30°C. Los análisis iniciales se efectuaron una vez realizado el proceso de la pre-fermentación aeróbica de lodos, plantas acuáticas, y adicionado el inóculo.

Tabla 17. Se presentan los valores iniciales y finales de los diferentes parámetros realizados en la codigestión de lodos y plantas acuáticas

Parámetro	Inicio del tratamiento	Final del tratamiento
pH	6,70	7,41
Sólidos Totales	6,00	2,136
Sólidos Volátiles	76,00	31,996
Nitrógeno Total (%s/peso seco)	2,01	30,006
Alcalinidad (mg/CaCO ₃)	934,58	6 345,78
Demanda química de oxígeno (ppm DQO)	6721	1350,00
Carbono orgánico Total (%)	21,00	6,80

En la **Gráfica 15 del Anexo 7**, se observan los valores promedios de pH en los diferentes tratamientos. Se nota que no hubo una disminución en el pH, que se mantuvo en promedio entre 6,7 y 7,4 en todos los tratamientos. Esto indica que el pH se mantuvo dentro del rango aceptable u óptimo para la producción de biogás, que se encuentra entre 6,8 y 7,4 (Sanchez et al, 2000). Complementando Pérez et al (2006) demuestra experimentalmente el deterioro de los procesos anaeróbicos a valores de pH menores de 6,5 y mayores que 8,2. Uno de los motivos de la estabilidad del pH en valores aceptables son los

lodos. El mantenimiento de un rango de pH óptimo es muy importante, ya que un desbalance muy pronunciado puede provocar la inhibición de las bacterias metanogénicas, y el aumento de la proporción de dióxido de carbono.

En la **Gráfica 16 del Anexo 7**, se puede notar la diferencia en el contenido de ST entre la entrada y salida de los biodigestores, según los resultados en la gráfica, el proceso de biodigestión redujo el contenido de ST en un 64,4%. Estos valores obtenidos están dentro del rango óptimo propuesto para el proceso de biodigestión por Zhu et al. (2000) donde mostraron que los porcentajes de reducción de los ST en un rango de 60 al 80% en un digestor durante un periodo de 30 días.

Esa reducción en la concentración de ST entre la entrada y salida de los biodigestores, se debe a que en la fase de hidrólisis del proceso de biodigestión, la materia orgánica es degradada y transformada en compuestos más sencillos que son solubles en agua. En la fase de metanogénesis, parte de esos compuestos son transformados en metano o dióxido de carbono. La concentración de ST en el efluente es aún bastante alta

En la **Gráfica 17 del Anexo 7**, se produce una reducción de sólidos volátiles alrededor 57,9% en promedio al final del tratamiento, si se compara con un sustrato de similar característica (lodos de depuración de aguas residuales y residuos vegetales), para el cual Anhuradha et al (2007) informa que el rango de remoción de sólidos volátiles fue de 63-65%, los cuales indican que nuestros valores de remoción no se encuentran dentro del rango sugerido por el autor, lo que indica que la mezcla de lodos y plantas acuáticas dentro de los biorreactores a escala planta piloto, presenta material orgánico no del todo digerido por los microorganismos anaerobios.

La concentración de nitrógeno en los biodigestores es un parámetro medido comúnmente en el efluente de los biodigestores. Según Botero y Preston (1987) la concentración del N en efluentes de biodigestores es de 2,0% a 2,6% (% en materia seca), sin embargo, Duque *et al.* (2008) reportan una concentración de N Total de 3,3% a 3,7%. Por lo tanto, los resultados presentados en la **Gráfica 18 del Anexo 7**, muestran que la concentración de

N en el efluente de todos los tratamientos es muy semejante al reportado en la literatura al inicio del tratamiento.

Si se observa el contenido de N mostrado en la **Gráfica 18 del Anexo 7**, se aprecia que existe un aumento en la concentración de N en un 93,3%.

Según Chara et al (2002), debido a que una cantidad considerada del N orgánico es convertida en NH_4^+ dentro del digestor.

En la **Gráfica 19 del Anexo 7**, se produce un aumento de alcalinidad de 934 a 3345,78 ppm, si se compara con un sustrato de similar característica (lodos de depuración de aguas residuales), para el cual Beam R (2001) informa que el rango de aumento de alcalinidad fue de 2000 a 2500 mg/l de $CaCO_3$, los cuales indican que conforme se desarrolla un proceso de digestión anaerobia, se da una producción natural de alcalinidad y esta tiende a aumentar conforme aumenta el tiempo de retención del proceso. La principal forma de alcalinidad son los bicarbonatos que resultan de la formación de amoníaco, CO_2 y H_2O para formar bicarbonato de amonio, y que esta aumenta al aumentar el tiempo de retención.



En la **Gráfica 20 del Anexo 7**, se observa que el aumento de la producción de biogás coincide con disminución de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en los diferentes tratamientos. En los biorreactores se presenta un DQO en promedio de 6621 mg/l en la entrada del biodigestor y 1350 mg/l en la salida, lo que indica una reducción de un 79,6 %. Este resultado muestra la eficiencia del proceso en el biodigestor. Cabe señalar que este valor de reducción del DQO es un poco menor que los mencionados en la literatura, los cuales son reportados entre 85% y 90% (Chará et al. 2002). Además, según De Souza et al. (2004), la producción de metano (consecuentemente biogás) tiene una relación directa con el DQO del sustrato usado para su producción.

En la **Gráfica 21 del Anexo 7**, se produce una reducción de carbono orgánico alrededor de 67,62% al final del tratamiento. Sosa et al (1998),

manifiesta que la idea de la digestión anaerobia es convertir todo el carbono posible a gas metano con la menor pérdida posible del nitrógeno.

4.3.4. Volumen del gas metano

4.3.4.1. A nivel de laboratorio

La producción volumétrica total de gas metano fue $0,05269981 \text{ m}^3$, $0,04007346 \text{ m}^3$ de CO_2 y $0,0002 \text{ m}^3$ de otros gases, si se compara con la producción volumétrica de similar característica (codigestión anaerobia de lodos y residuos vegetales), para el cual Fernandez et al (2008), obtuvo un valor $0,00701 \text{ m}^3$

La producción total de biogás generado fue: $0,073 \text{ m}^3$ a nivel laboratorio, en características similares Sosnowski et al (2009) obtuvo $0,232 \text{ m}^3$ de biogás de la codigestión FORSU a nivel laboratorio.

4.3.4.2. A nivel de planta piloto

La cantidad de gas metano generado en un biorreactor de 180L fue $\text{CH}_4 = 17,389 \text{ m}^3$, en características similares a la codigestión, Pauss et al (1984) obtuvo $\text{CH}_4 = 24,5 \text{ m}^3$ a condiciones mesofílicas y con un tiempo de residencia de 20 días.

Los resultados de la codigestión mostraron un proceso rentable y estable

4.3.5. composición del gas metano a partir de los diferentes digestiones

En el **anexo 5**, se presenta la composición del gas metano para las diferentes mediciones de cada uno de los ensayos

Según se observa, al inicio del proceso el porcentaje promedio de metano se sitúa alrededor del 18% para los cuatro tratamientos. Este valor aumenta alcanzando valores máximos hasta un 80%. Estos altos porcentajes de metano son atribuibles a la disolución de CO_2 debido a las altas alcalinidades en los digestores (Misi and Forster, 2011). Por otra parte, Campos (2001), indica que el pH es una variable fundamental en los sistemas anaerobios, cuyo

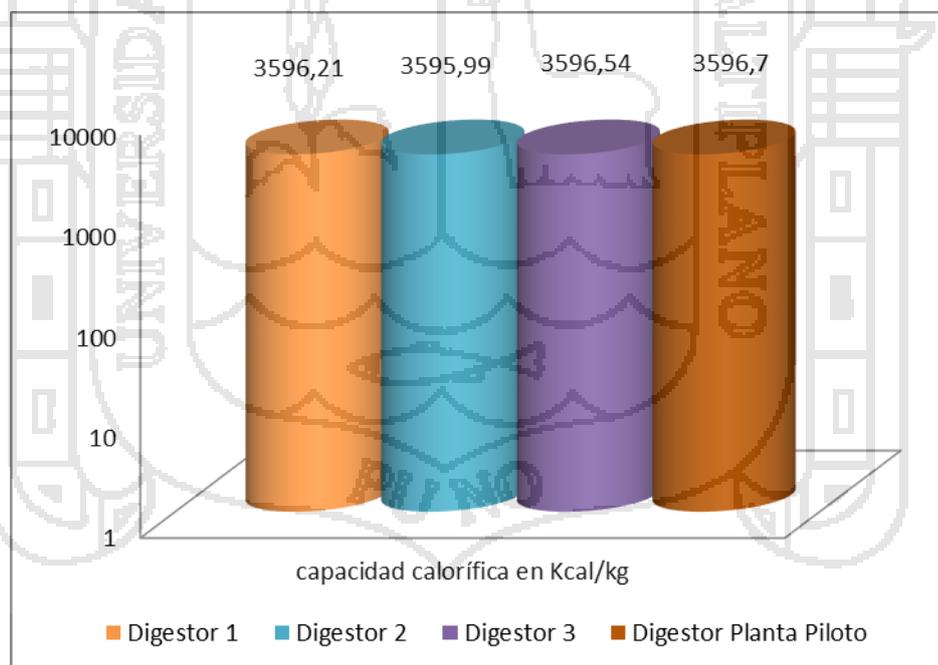
comportamiento dinámico influye en multitud de procesos que ocurren en un reactor anaerobio, tanto biológicos y fisicoquímicos.

Por tanto un modelo dinámico estructurado debe ser capaz de simular de forma dinámica esta variable. El experimento fue desarrollado en condiciones mesofílicas (35°C).

Sin embargo, Gallert et al (2003), obtiene una producción de gas metano de los diferentes lodos utilizados 63-70%,

4.4. ENSAYOS DE LA DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD CALORÍFICA DEL MATERIAL ORGÁNICO RESIDUAL

Los ensayos de la biodegradabilidad del material orgánico residual se realizaron después que se desmontaron los reactores (al final del ensayo de la biodegradabilidad gaseosa) y se procedió a la determinación de la capacidad calorífica de los cuatro ensayos realizados anteriormente. Los resultados se observan en la tabla (**Gráfica 1**)



Gráfica 1. Capacidad calorífica del material residual de la codigestión de los lodos y plantas acuáticas

Según el **Gráfica 1**, se observa que el mayor contenido del poder calorífico se da en el digestor 3 de 3596,54 kcal/kg seguida del poder calórico del material residual del digestor de la planta piloto esto explica que hubo una degradación anaeróbica completa del materia orgánica comparando con los estudios realizados por (Rámila Garrido, 2008) informa que el poder calorífico de los biosólidos procedentes de la depuración de las aguas residuales en Santiago de Chile están en un intervalo 3000 a 4400 kcal/kg .

4.5 TRATAMIENTO ESTADÍSTICO

4.5.1. Prueba t de student

A. Metano con la codigestión

ANOVA: Digestor1; Digestor2; Digestor3; Planta Piloto

Análisis de varianza completo al azar con igual número de repeticiones (balanceado)

Fuente de variación	G.L.	Suma Cuadrados	Cuadrado medio	F-Calculado	Probabilidad
Entre tratamientos	3	119	40	0,05	0,985
Dentro tratamientos	44	34318	780		
Total	47	34437			

Como el análisis de varianza no es significativo, no es necesario realizar la prueba de TUKEY, pues los promedios de la composición de gas metano (%) son iguales estadísticamente. Sin embargo, se tuvo un promedio de gas metano de 75,77% en el digesto 3, seguido de la planta piloto, con un promedio de 71,03%, en el digestor 1, con un promedio de 69,62% de gas metano y finalmente se tuvo un promedio de 68,62% en el digestor 2.

4.5.2. Análisis de varianza para metano y materia orgánica residual

Variable	N	Mean	StDev	SE Mean	95% CI	T	P
Digestor1	5	69,624	10,09	8,0105	(24,5048;59,7668)	-3,48	0,005
Digestor2	5	68,652	9,92	7,8835	(24,4127; 59,1157)	-3,58	0.004
Digestor3	5	75,77	7,18	8,6015	(26,2665;64,1302)	-2,88	0,053
Planta Piloto	5	71,03	10,73	7,7252	(27,9670;61,9730)	-3,24	0,058

INTERPRETACIÓN

El promedio de gas metano del digestor 1 es de $\bar{X}_1 = 69,624\%$, realizando la prueba t-student, tenemos que $T_c = -3,48$ y su probabilidad es $p = 0,005$ que es menor que el nivel de significancia $\alpha = 0,05$, la prueba estadística es significativa; es decir, que el promedio de gas metano del digestor 1, es menor a 70%.

El promedio de gas metano del digestor 2 es de $\bar{X}_2 = 68,65\%$, realizando la prueba t-student, tenemos que $T_c = -3,58$ y su probabilidad es $p = 0,004$ que es menor que el nivel de significancia $\alpha = 0,05$, la prueba estadística es significativa; es decir, que el promedio de gas metano del digestor 2, es menor a 70%.

El promedio de gas metano del digestor 3 es de $\bar{X}_3 = 75,77\%$, realizando la prueba t-student, tenemos que $T_c = -2,88$ y su probabilidad es $p = 0,053$ que es menor que el nivel de significancia $\alpha = 0,05$, la prueba estadística no es significativa; es decir, que el promedio de gas metano del digestor 3, es mayor a 70%.

El promedio de gas metano de la planta piloto es de $\bar{X}_p = 71,03\%$, realizando la prueba t-student, tenemos que $T_c = -3,24$ y su probabilidad es $p = 0,051$ que es menor que el nivel de significancia $\alpha = 0,05$, la prueba estadística no es significativa; es decir, que el promedio de gas metano de la planta piloto es mayor a 70%.

CAPITULO V.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. CONCLUSIONES

Cumplido ya con el cronograma de actividades y luego de haber sido discutido los resultados, se desglosan aquí las principales conclusiones, las cuales responden a los objetivos planteados:

1. Se realizó una caracterización fisicoquímico de los materiales experimentales obteniendo resultados con coeficiente de variación menor al 5% , donde se observa que el pH varía en un rango de 5,37 a 7, 8 siendo los valores de pH más bajos en las plantas y los más altos en los lodos; los sólidos totales y volátiles varían en un rango de 6 a 95 %, teniendo las plantas acuáticas los más altos valores y los lodos los más bajos valores; en relación a la materia orgánica total, los que tienen los más altos valores, son la lemna y la totora (74 a 89 %), mientras que los lodos varían en un rango de 13 a 21 %
2. Para encontrar la relación de C/N óptimo que es de 30 fue desarrollado por medio de una relación matemática en base a sólidos totales, sólidos volátiles y de nitrógeno, ya que proporcionan una información más exacta.
3. El volumen de gas metano en el biocombustible gaseoso generados por la codigestión anaerobia de lodos sedimentados y plantas acuáticas (*Schenoplectus tatora* y *lemna gibba*) a nivel de laboratorio fue de $0,052 m^3$ con una concentración promedio de 75,77 % y a nivel de planta piloto se generó un volumen de $17,39 m^3$ con una concentración promedio de 71.03%.
4. El poder calorífico del biocombustible sólido producidos por la codigestión anaerobia de lodos sedimentados y plantas acuáticas (*Schenoplectus tatora* y *lemna gibba*) de la bahía Interna de Puno – Lago Titicaca es 3 596,7 kcal/kg.

5.2. RECOMENDACIONES

Con base en el estudio realizado y las conclusiones presentadas se recomienda lo siguiente:

1. El muestreo de lodos y plantas acuáticas en la Bahía Interna de Puno-Lago Titicaca se debe de realizar en una sola temporada (octubre) por la variación de las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos como: pH, materia orgánica, DQO, alcalinidad, Nitrógeno total, sólidos volátiles y otros.
2. Utilizar reactores de mayor capacidad volumétrica, disminuyendo así los posibles errores ocasionados en las determinaciones analíticas, principalmente en lo que respecta al biogás generado.
3. Realizar un tratamiento sobre la purificación del gas metano con etanolamina y un tratamiento sobre la eliminación del sulfuro del hidrogeno ya que este es un peligro para las tuberías de metal y las cocinas.
4. Realizar el análisis de la concentración de metano en equipos de mayor precisión como es la cromatografía de gases.
5. Realizar análisis de todos los nutrientes en el biabono como fosforo, calcio, potasio y otros

CAPITULO VI.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Agencia De Cooperación Internacional Del Japón (JICA) E Instituto Nacional De Desarrollo (INADE). (1999). *Estudio para el control integral de la contaminación del agua de la Bahía Interior de Puno en el Lago Titicaca en la República del Perú*. Reporte Principal. pp 3-7.
2. Ahn, H; Smith, M; Kondrad, S; White, J. (2010). *Evaluation of Biogas Production Potential by Dry Anaerobic Digestion of Switchgrass-Animal Manure Mixtures*. Clifton, Netherlands: Springer Science & Business Media.
3. American Society For Testing And Materials (ASTM). (1994). *Annual book of Standards. Determinación de pH en el agua*. Método ASTM D 1293-84 re aprobado en 1990.
4. Anhuradha S y Vijayagopal V. (2007). *Estudios de la cinética anaeróbica de la co- digestión de residuos vegetales de mercado y los lodos de depuradora*. Departamento de Ingeniería Química de la Universidad Annamalinagar Tamil Nadu. India. Radha 2, R.Ramanujam 3.
5. Arreche Rodríguez F. (2006). *Generación de compost a partir de los residuos domiciliarios*. Revista de Ingeniería Química. España. pp 160 – 161.
6. Balasubramanian, P.R y Kasturi Bai, R (1992), *Evaluation of Nutrient recovery after anaerobic digestión of catle dung in a family size biogás plant*. Biomass and bioenergy. Vol 3, N° 5, pp 377-380
7. Bagee Elisabeth, Sahlstrom Leena Y Albihn. (2005). *El efecto de la higiene en el Tratamiento de la flora microbiana en los residuos orgánicos en las plantas de biogás*. Water Research, Volumen 39, número 20 .pp 4879 - 4886.
8. Barboza A. Y Flores D. (1994). *Tratamiento de aguas servidas mediante cultivo de Lemnaceae*. Chiclayo – Perú.

9. Beam , R. (2011). *Enhanced biogas production through the optimization of the anaerobic digestion of sewage sludge*. Chemical & Biological Engineering. United States: The University of Alabama.
10. Beck T. y Feller U. (1991). *Ammonium – Stimulated Potassium Release from Lemna minor L. grown on a Medium Containing Nitrate as N – source in Aquatic Botany*, 39, 255-566
11. Botero Botero, R. y Preston, T. (1987). *Biodigestor de bajo costo para la producción de combustible y fertilizantes a partir de excretas*. Cali, CO. 30 p.
12. Boubaker F., Cheikh Ridha B. 2011. *Anaerobic co-digestion of olive mill wastewater with olive mill solid waste in a tubular digester at mesophilic temperature*. Bioresource Technology 98: 769-774.
13. Bryant M.P. (1976). *The microbiology of anaerobic degradation and methanogenesis with special reference to sewage*. Symposium on microbial Energy Conversion. In: H.G .Schelgel. Gottingen, Germany. pp107.
14. Campos Pozuelo A.E (2001). *Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria*. Tesis doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria. Universidad de LLEIDA, España.
15. Canales G. A. (2010). *Evaluación de la biomasa y manejo de Lemna gibba (lenteja de agua) en la bahía interior del lago Titicaca, Puno*. En Prensa Revista Ecología Aplicada.
16. Canales, G. A. (1999). *Metodología de la investigación*. Editorial Proyección. Puno. Perú. 176 Páginas.
17. Canales, G. A. (2004). *Ecología: Teoría Práctica*. Editorial Gráfica Puno. 273 paginas.
18. Casal J., J. Y Wiegman F. (2000). *A test of Two Methods for Plant Protein Determination Using Duckweed in Aquatic Botany* 67, 61-67.
19. Castillo, J. (2001). *Uso de Biodigestores en el Tratamiento de Desechos*. *Revista Energía, San José, Costa Rica*, 9-12.
20. Chara, J.; Pedraza, G.; Conde, N.; Giraldo, L. y Giraldo, S. (2002). *Evaluación de los biodigestores en geomembrana (pvc) y plástico de*

- invernadero en clima medio para el tratamiento de aguas residuales de origen porcino (en línea)*. Livestock Research for Rural Development 14(1). Cali, CO.
21. Clostre, G. y Suni, M. (2007). *Efecto del nitrógeno, fósforo y potasio del medio de cultivo en el rendimiento y valor nutritivo de Lemna gibba L. (Lemnaceae)*. *Revista Peruana de Biología* 13(3):231 – 235. Facultad de Ciencias Biológicas UNMSM. Lima, Perú.
 22. Cornejo O Dalmiro (1999). *Investigación y monitoreo de los ríos Carabaya-Ramis y Cabanillas y del lago Titicaca*. Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional La Agraria Molina, Lima, Perú.
 23. Corrales I, Rosell L, Vera J y Vilas L (1977). *Estratigrafía*. Editorial Rueda. Madrid España.
 24. Culley, D.D., y E. A. EPPS. (1973). *Use of duckweeds for waste water treatment and animal feed*. *J. Water Pollut. Control Fed.* 45:337–347.
 25. Demirel B, Neuman L y Scherer P. (2008). *La dinámica de la comunidad microbiana en un proceso continuo para la generación de biogás en un digestor anaeróbico mesofílico con ensilaje de la remolacha azucarera*. Hochschule fur Angewandte Wissenschaften, Fakultat Ciencias de la vida, Lifestec Ingeniería de Procesos, Hamburgo, Alemania.
 26. De Souza S.; Pereira, W.; Nogueira, C.; Pavan, A. y Sordi, A. (2004). *Custo da eletricidade gerada em conjunto motor gerador utilizando biogás da suinocultura (en línea)*. *Acta Scientiarum. Technology* 26(2):127-133
 27. Diagnóstico Ambiental Regional. (2010). Documento técnico de la Comisión Ambiental Regional (CAR) de la Región de Puno.
 28. Díaz Vargas M., Elizalde Arriga E., Quiróz Castelan H., García Rodríguez J. y Molina Estudillo I. (2005). *Caracterización de algunos parámetros fisicoquímicos del agua y sedimento del Lago Zempoala, Morelos, México*.
 29. Diaz, F. (2011). Aumento de la producción de biogás mediante el uso de zeolita natural. *Energética*, 253.
 30. Díaz, P. (2012). Obtención de gas combustible mediante la bioconversión del alga marina *Ulva lactuca*. *Centro Provincial de Higiene y Epidemiología*, 20- 45.

31. Dong W., Carter G. y Barber J. (2002). *Spectral Reflectance of Lemna gibba Fronds Exposed to Ethylene Glycol in Aquatic Botany* 73, 275-281.
32. Duque, D.C.A.; Galeano, U.C.H. y Mantilla, G.J.M. (2006). *Evaluación de un digestor tipo "Plug Flow" (en línea)*. *Livestock Research for Rural Development* 18(4).
33. Elango D., Pulikesi M., Baskaralingam P., Ramamurthi V. y Silvanesan, S. (2008). *Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage*. *Journal of Hazardous Materials* 141:301-304.
34. Ennabili A., Mohammed A. Y Radoux M. (1998). *Biomass production and NPK Retention in Macrophytes from Wetlands of the Tingitan Península in Aquatic Botany* 62, 45-56.
35. Espejo-Díaz, A., Sánchez, R. González, A. Silva, A. Vargas, P. Merchán y G. Novel. (2006). *Producción de biomasa de la lenteja de agua (Lemna minor), fertilizada con estiércol de ovinos*. *Prod. Anim.* Vol. 14 (3): 84-85
36. Espinosa C. (1998). *Efecto de pretratamiento anaeróbico (UASB) en las características físico-químicas de un sistema de Lagunas Duckweed en serie*. Tesis de Maestría. Universidad del Valle. Cali-Colombia
37. Fernández A., Sánchez A. Font X. 2008. *Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin*. *Biochemical Engineering Journal* 26:22-28.
38. Fernández J., Pérez M. y Romero L. (2008). *Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW)*. *Bioresource Technology*.
39. Fernández J., Pérez M., Romero L. 2010. *Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW)*. *Bioresource Technology* (artículo en prensa).
40. Fontana Fernando (1997). *Fermentación anaeróbica de desechos orgánicos en el Altiplano*. UNESCO y Universidad Mayor de San Andrés – La Paz Bolivia.
41. Fonturbel F. (2003). *Algunos Criterios Biológicos Sobre el Proceso de Eutrofización a Orillas de Seis Localidades del Lago Titicaca en Ecología Aplicada*, 2(1).

42. Fontúrbel F. (2005). Indicadores físico químicos y biológicos del proceso de Eutrofización del Lago Titikaka (Bolivia) en *Ecología Aplicada*, diciembre, año/vol. 4, número 1-2. pp 135-141.
43. Fruteau de Lacos H., Desbois S., Saint-Joly C. 1997. *Anaerobic digestion of municipal solid organic waste: Valorga full-scale plant in Tilburg, the Netherlands*. *Water Science and Technology* 36 (6-7) 457-462.
44. Gallert C., Henning A., Winter J. 2003. *Scale-up of anaerobic digestion of the biowaste fraction from domestic wastes*. *Water Research* 37: 1433-1441.
45. Gallert C., Winter J. 1997. *Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic wastes: effects of ammonia on glucose degradation and methane production*. *Applied Microbial Biotechnology* 48, 405-410.
46. Gelegenis J., Georgakakis D., Angelidaki I. y Mavris V. (2010). *Optimization of biogas production by co-digesting whey with diluted poultry manure*. *Renewable Energy* 32:2147-2160.
47. Gijzen H. J. (1997). *Scientific and Technical Validation of PRISM Duckweed Activities*. *PRISM Duckweed Project Report*, Dhaka, Bangladesh.
48. Gijzen H. J. y Kondker M. (1997). *An Overview of the Ecology, Physiology, Cultivation and Application of Duckweed*. Inception Report. ANNEX 1. Literature Review. Duckweed Research Project (DWRP). Dhaka, Bangladesh. 53 pp.
49. Gijzen H. J. (1998). *Sustainable wastewater management via reuse: Turning waste into wealth*. In: Proc. Aqua 98, Water and Sustainability. 1-4 June 1998, Cali, Colombia.
50. Glas, C. (2000). *Evaluación de factores fisicoquímicos y biológicos en el desempeño de reactores duckweed con y sin tratamiento anaerobico en el tratamiento de aguas residuales domésticas*. Tesis de Maestría Universidad del Valle. Cali Colombia.
51. Gómez X., Cuetos M.J., Cara J., Morán A., García A.I. 2009. *Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes. Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate*. *Renewable Energy* 31:2017-2024.

52. Guerrero Saldes Lorna (2004). *Estudio de la degradación anaeróbica de almidón en residuos de maíz*. Universidad Técnica Federico Santa María. Valparaiso, Chile.
53. Gunkel G. (2003). *Limnología de un lago tropical de alta montaña en Ecuador: Características de los sedimentos y tasa de sedimentación*: Universidad Técnica de Berlin, Alemania. pp 381 – 390
54. Gutierrez, G. K. L. (2000). *Potencial de la planta Lemna gibba en la alimentación de cerdos*. Tesis de Maestría en Ciencias Pecuarias de la Universidad Interinstitucional de Colima México. 70 pp
55. Hakanson Lars (2008). *Evaluación de la carga crítica de los lagos como una base para la adopción de medidas correctivas*. Instituto de Ciencias de la Tierra, Universidad de Uppsala, Villavagen 16,752 36, Uppsala, Sueiocia.
56. Hashimoto A.G. (1981). *Theoretical aspects of methane production: State-of-Art, 4th International Symposium on Liverstock Waste*. Am Soc. OG Agric.Engr.Michigan. pp 86 – 95
57. Hernández Muñoz, A. (2001). *Depuración y desinfección de aguas residuales*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, quinta edición. España.
58. Hernandez, M. y Mitsch W. (2002). *Deepwater Macrophytes and Water Quality in Two Experimental Constructed Wetlands at Olentangy River Wetland Research Park in Deepwater vegetation anda water quality* 45- 50.
59. Hilbert, J. 2002. *Manual para la Producción de Biogás*. Instituto de Ingeniería Rural Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Argentina.
60. Huffman E. y Allaway W. (1973). *Growth of Plants in Solution Cultureen Containing Low Levels of Chomium in Plant Physiol* 52, 72-75.
61. Jiménez, Y. (2010). *Caracterización del biósolido generado por una planta de digestión anaerobia*. Centro de Investigaciones en Bioalimentos (CIBA), 100.
62. Körner S., Das S., Veenstra S. y Vermaat J, (2000). *The effect of pH Ariation at the Ammonium/ammonia Equilibrium in Wasterwater anda its Toxicity to Lemna gibba in Aquatic Botany* 71, 71 – 78.

63. Landolt, E. (1986). The family of *Lemnaceae*—A monographic study. Vol. 1. Stiftung Rübél 71. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH Zürich.
64. Landolt, E., and R. Kandeler. (1987). The family of *Lemnaceae*—A monographic study. Vol. 2. Stiftung Rübél 95. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH Zürich.
65. Lastella G., Testa C., Cornacchia G., Notornicola M., Voltasio F., Kumar Sharma V. 2008. *Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification*. Energy Conversion and Management 43:63-73.
66. Lawrence A.W. y Mc Carty .P.L. (1968). Kinetics of methane fermentation in anaerobic waste treatment, Tech. Rep., N° 75, Dep.Civil Eng., Stanford University California.
67. Lemon G., Posluszny U. y Husband B. (2001). *Potential and Realized Rates of Vegetative Reproduction in Spirodela Polirhiza, Lemna minor and Wolffia Borealis in Aquatic Botany* 70, 79-87.
68. Llagas, Ch. W. A. y Chafloque, G. E. (2006). *Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM*. Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG Vol. 15, N° 17, 85-96.
69. López Cabanes José María. (1989). *Digestión anaerobia de lodos de depuradora. Etapas controlantes y cinética del proceso*. Tesis Doctoral. Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química. Universidad de Alicante. España
70. Magbanua Jr. B.S., Adams T.T., Johnston P. 2010 .*Anaerobic codigestion of hog and poultry waste*. Bioresource Technology 76:165-168.
71. Manchuria, C. B. y Aruquipa M. M. (1996). *Aplicación de la Lemna sp (lenteja de agua) para la producción de hortalizas*. Tesis para obtener el Título de Biólogo en la Facultad de Ciencias Biológicas de la UNA PUNO.
72. Mbagwu, I.G., y Adeniji, H.A. (1988) El contenido alimenticio de la lenteja de agua (*pausicostata* Hegelm del *Lemna*) en el área de Kainji, Nigeria, *informe del anuncio de IFFR*.

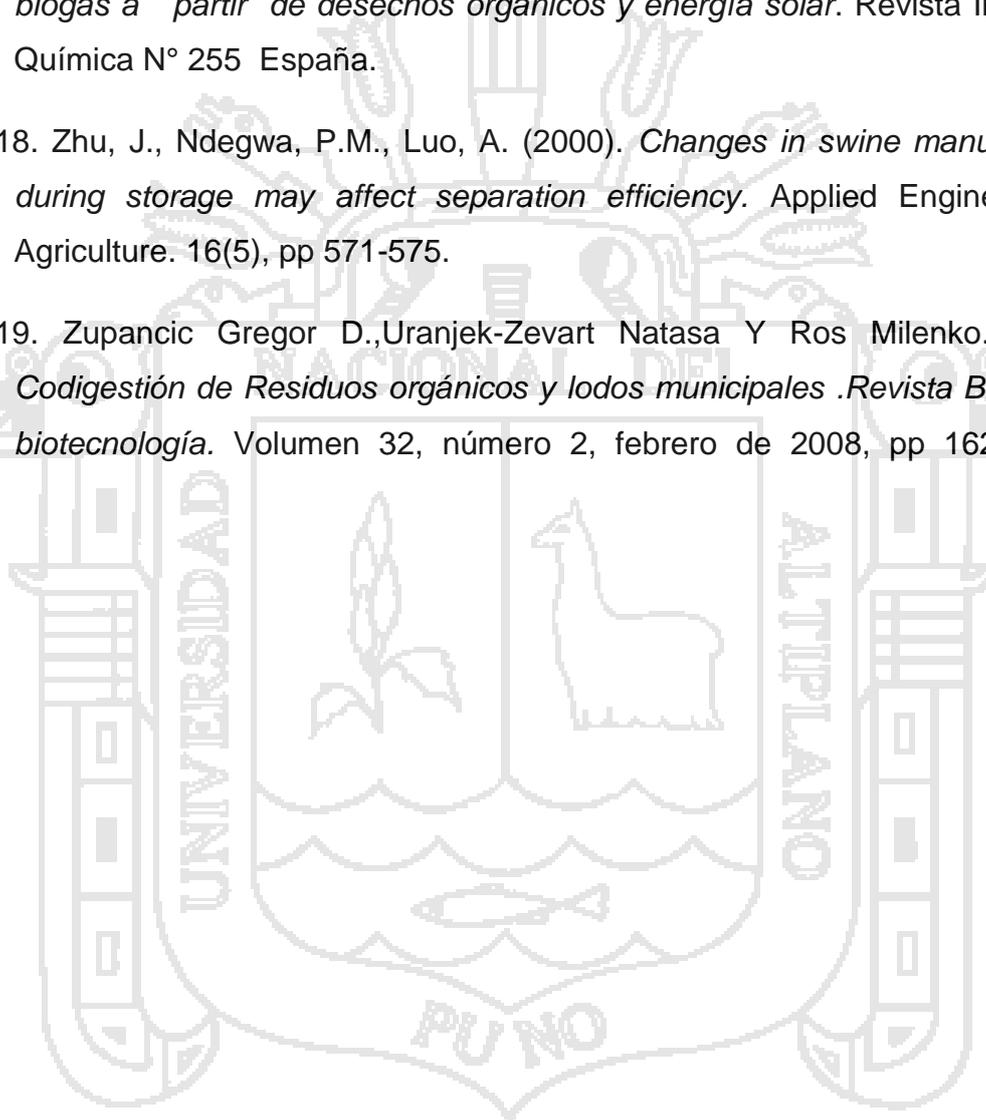
73. McLandress M. y RAVELING D. (1981). Changes in Diet and Body Composition of Canada Geese Before Spring Migration in *The Auk* 98:65-79. January.
74. Mena Patri María Pía. (2008). Legislación sobre lodos en América Latina: Un análisis Comparativo. XXXI Congreso Interamericano AIDIS. Santiago de Chile.
75. MINCETUR-ATLANTIS. (2004). Plan Maestro de la Recuperación de la Bahía Interior de Puno.
76. Miranda N, H. K. (1991). *Efectos de la eutrofización sobre las condiciones químicas*. Vancouver Canada: Northburn Printers & Stationers Ltd.
77. Misi, S.N. y Forster, C.F. (2011). *Batch co-digestion of two-component mixture of agro-wastes*. Institution of chemical Engineers. Trans I Chem E, Vol 79.
78. Mladenovska Zuzana y Kiar Anhring Birgitte. (2000). *Cinética de crecimiento de Methanosarcina spp. aislados de las plantas de biogás de estiércoles de animales*. Departamento de Biotecnología de la Universidad Técnica de Dinamarca, DK-2800 Lyngby, Dinamarca.
79. Montes Carmona María Estela. (2008). *Estudio técnico-económico de la Digestión Anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y Lodos de depuradora para la obtención de biogás*. Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería Civil: Ordenación del Territorio, Urbanismo y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Madrid, España.
80. Morales E. (2006). *El pH y la fuente nitrogenada como moduladores del crecimiento de la macrófita Lemna sp.* Facultad Experimental de Ciencias, Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela.
81. Morris G.R. (1976). *Anaerobic fermentation of animal wastes: A kinetics and empirical design evaluation*. M.S.thesis. Cornell Univ.
82. Muñoz Tamayo R y Angulo García F. (2006). Aproximación de estimación de estados en un reactor UASB. *Revista Colombiana de Tecnologías Avanzada*. Volumen 1 Número 7.
83. Nhapi, I. (2004). *Potential for the use of duckweed-based pond systems in Zimbabwe Water SA* Vol. 30 No. 1.

84. Northcote M. y Morales P. (1991) .*Contaminación del Lago Titicaca, Perú, capacitación, investigación y manejo. Instituto de aguas alto Andinas. UNA-Puno-Perú.*
85. Okafor, N. (2007.). *Modern Industrial Microbiology and Biotechnology.* Carolina del Sur. Estados Unidos. Science: Wastes in Industry. Clemson.
86. Oron, G., D. Porath y H. Jansen. (1987). *Performance of duckweed species Lemna gibba on municipal waste water for effluent renovation and protein production.* Biotechnol. Bioeng. 29:258–268.
87. Oron, G., D. Porath y L.R. Wildschut. (1986). Waste water treatment and renovation by different duckweed species. J. Environ. Eng. (Reston, VA) 112:247–263.
88. Oropeza G. N. (2006).Lodos residuales: estabilización y manejo.Caos Conciencia 1: 51-58,
89. Ortega, H. (2004).*Un Estudio Simplificado de la Evolución de la Lemna sp.*Caracas 1041-3, Venezuela.
90. Pacey J.G y DeGier J.P.(1986). *The factors influencing landfill gas production.* Conf. energy from landfill gas. Gran Bretaña.
91. Palacios, L. y Laguna, G. (1993). *Evaluación de nitrógeno y fósforo en la bahía interior del lago Titicaca de la ciudad de Puno.* Tesis para optar el título de Biólogo de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional del Altiplano Puno, Perú.
92. Pauss A., Nuns, E.J., Naveau, H. 1984. *Production of methane by anaerobic digestion of domestic refuse.* In: EEC Conference on Anaerobic and Carbohydrate Hydrolysis of Waste, Luxembourg, 8–10 May.
93. Pérez Rojas Alberto, Torres Orozco Roberto, Morales Gutiérrez y Pérez Méndez Esther. (2000). *Textura, composición y contenido de materia orgánica de los sedimentos recientes de un lago tropical de México.* Hidrobiología, junio, año/vol.10, número 001.Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa .Distrito Federal, México pp.41-50.
94. Perez, M., Romero, L., Rodriguez, R., & Sales, D. (2006). Anaerobic thermophilic colonization of porous support. *Chem. Biochem. Eng. Q*, 203-208.

95. Ponce, P., Febrero, T.J., Gonzales S. I., Romero, C. R. y Estrada C.O. (2005). Revista Electrónica de Veterinaria. REDVET Vol. VI, No. 3 Marzo.
96. Puma Huayapa Guillermo. (1982). *Producción de biogás a partir de desechos Orgánicos*. Informe N° 1. Puno – Perú.
97. Ramirez J.J. y Noreña J.F. (2003). *Caracterización del sedimento de una laguna Tropical Rasa*. Revista del departamento de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín Colombia. pp172 – 184.
98. Rao Gurijala K (1993) *Environmental factors influencing methanogenesis from refuse in landfill samples*. Environ Sci Technol 27, 1176-1181
99. Raven R.P.J.M., Gregersen K.H. (2004). *Biogas plants in Denmark: successes and Setbacks. Renewable and Sustainable Energy Reviews*.
100. Reserva Nacional del Titicaca (RNT), (2009). Documento técnico de la Reserva Nacional del Titicaca, Puno
101. Rittman Bruce E. And McCarty Perry L. (2001). *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. McGraw Hill.
102. Romano R.T., Zhang R. 2010. *Co-digestion of onion juice and wastewater sludge using anaerobic mixed biofilm reactor*. Bioresource Technology 99, pp 631-637.
103. Rook, E. (2002). Flora, fauna, earth and sky. The natural history of the northwoods.
104. Sanchez, E., & Borja, R. (2000). Efectos de la temperatura y pH en la cinética de producción de metano. 247-255.
105. Santiago F. J. F., Novoa D. M. y Cervantes D. A. (1996). *Tratamiento de residuales porcinos y domésticos mediante el cultivo de Lemnaceae*. Centro de Hidrología y Calidad del Agua. Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos. Monserrate 213 entre Tejadillo y Empedrado. Habana Vieja. CP 10100. La Habana. Cuba.
106. Santini P. (2000). *Producción de las plantas acuáticas Lemna minor y Azolla filiculoides y su uso conjuntamente con harina de pescado en raciones para cerdo*. Universidad Central de Venezuela.
107. Shafai, S. A., Gohary, F.A., Nasr, F. A., Van Der Oteen, N.P y Gijzen, H.J. (2007). *Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-*

- duckweed ponds system*. Bioresource Technology Volume 98, Issue 4. Páginas 798-807
108. Skillicorn, P.; Spir A, W. y Journey, W. (1993). *Duckweed aquaculture a new aquatic farming system for developing countries*. The World Bank 76 pp. Washington, USA
109. Soria, M. (2001.). Producción de Biofertilizantes Mediante Biodigestión de Excreta Líquida de Cerdo. *TERRA*, 354.361.
110. Sosnowski P., Klepacz-Smolka Kaczorek K., Ledakpnicz S. (2009). *Kinetic Investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes*. Bioresource Technology. En prensa.
111. Sosa, R. (1998) *Construcción y evaluación de un biodigestor tubular de polietileno*. Tesis MSci. Centro Nacional de Investigaciones Científicas (CENIC). La Habana, pp 65
112. Taubert B. y Dudel E, G. (2005). Semicontinuous Culture System for *Lemna gibba* Bioassay: Functioning and Theory of Operation. *Applied Ecology Environmental Research* 3(1): 19-27.
113. Torres Alvarado María Del Rosario, Fernández P Francisco, Barriga Sosa Irene De Los Angeles y Ramírez Vives Florina. (2006). *Dinámica de las bacterias anaeróbicas en las fases terminales de la mineralización de la materia orgánica en el sedimento de los ecosistemas Carretas-Pereyra y Chantuto –Panzacola*. *Revista Hidrobiológica*, agosto, año/vol.16, número 002.Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. Distrito Federal, México. <http://redalyc.uaemex.mx>.
114. TSAGARAKIS K.P.YPAPADOGIANNIS CH. (2006). *Technical and economic evaluation of the biogas utilization for energy production at Iraklio Municipaly, Greece*. *Energy Conversion and Management* 47.pp 844-857.
115. V., A. S. (2007). *Estudios de la cinética anaeróbica de la co-digestión de residuos vegetales de mercado y los lodos de depuradora*. India. Radha: Departamento de Ingeniería Química de la Universidad Annamalainagar Tamil

116. Nadumkandawire M., BRACKHAGE C. y WEILAND PETER (2006). *La digestión de biomasa en la agricultura: Un éxito de la vía para la producción de energía y tratamiento de residuos en Alemania.* Bundesforschungsanstalt für Technologie und Biosystemtechnik Bundesalle 50, D-38116 Braunschweig, Alemania.
117. Valderrama José, Arrue Danilo y Jimenez Wilfredo. (1990). *Producción de biogás a partir de desechos orgánicos y energía solar.* Revista Ingeniería Química N° 255 España.
118. Zhu, J., Ndegwa, P.M., Luo, A. (2000). *Changes in swine manure solids during storage may affect separation efficiency.* Applied Engineering in Agriculture. 16(5), pp 571-575.
119. Zupancic Gregor D.,Uranjek-Zevart Natasa Y Ros Milenko. (2008). *Codigestión de Residuos orgánicos y lodos municipales .Revista Biomasa y biotecnología.* Volumen 32, número 2, febrero de 2008, pp 162 – 167.



ANEXOS



1. DESCRIPCION DEL MATERIAL EXPERIMENTAL

Tabla 18. . Descripción de Sedimentos frente a la Isla Espinar

MUESTREO FRENTE A LA ISLA ESPINAR		
PUNTO DE MUESTREO 1		
MUESTRA: M-1		
		
Posición	Latitud Sur	1550948
	Longitud Oeste	6959977
Coordenadas	1910992178	
UTM	8248290	
Descripción físico en el punto de muestreo		
Fecha de muestreo	22 de setiembre 2012	
Tiempo de muestreo	5:30 AM	
Profundidad	2,43 m	
Distancia a la ribera	310 m	
Descripción visual de la muestra	Color	Negro verdusco
	Olor	Sulfuro de hidrogeno
	Textura	Fino
	Componentes	Sedimentos y caracoles
	Tipos De Mezcla	Heterogéneo
Caracterización fisicoquímico en el punto de muestreo		
Temperatura	10 °C	
<i>pH</i>	7,2	
Conductancia	1334 $\mu S / cm$	
% de saturación	1,1 %	
Sólidos totales disueltos	930 <i>ppm</i>	
Salinidad	660 <i>ppm</i>	
Oxígeno Disuelto	0,09 <i>ppm</i>	

Tabla 19. Descripción de Sedimentos frente al Embarcadero Qhota Paxsa

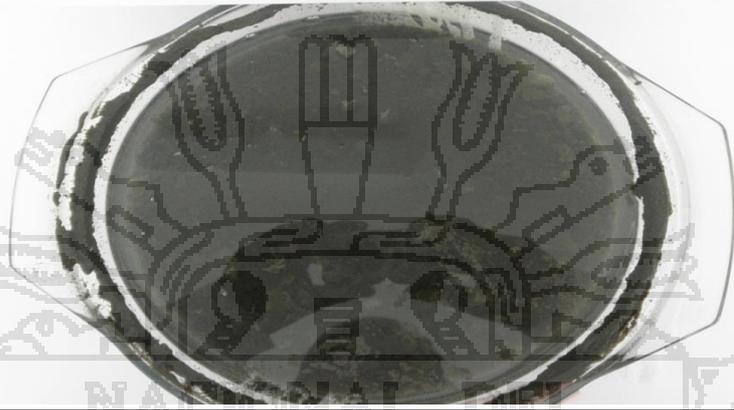
MUESTREO FRENTE AL EMBARCADERO QHOTA PAXSA		
PUNTO DE MUESTREO 2		
MUESTRA: M-2		
		
POSICIÓN	Latitud sur	1550756
	Longitud oeste	7000785
COORDENADAS UTM		19L0992178
		8248290
DESCRIPCIÓN FÍSICO EN EL PUNTO DE MUESTREO		
Fecha de muestreo		22 de setiembre 2012
Tiempo de muestreo		6:10 AM
Profundidad		1,79 m
Distancia a la ribera		235 m
Descripción visual de la muestra	Color	Negro verdusco
	Olor	Sulfuro de hidrógeno
	Textura	Fino
	Componentes	Sedimentos
	Tipos de mezcla	Homogéneo
CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICO EN EL PUNTO DE MUESTREO		
Temperatura		12,5 °C
pH		7,3
Conductancia		1336 $\mu S / cm$
% De saturación		2,4 %
Sólidos totales disueltos		930 ppm
Salinidad		660 ppm
Oxígeno disuelto		0,07 ppm

Tabla 20. Descripción de lodos frente al Puerto Puno

FRENTE AL PUERTO PUNO		
		
POSICIÓN	Latitud sur	1550129
	Longitud oeste	7000857
COORDENADAS UTM		19L0391390
		8249000
DESCRIPCIÓN FÍSICO EN EL PUNTO DE MUESTREO		
Fecha de muestreo		22 de setiembre 2012
Tiempo de muestreo		6:50 AM
Profundidad		2,55 m
Distancia a la ribera		60 m
Descripción visual de la muestra	Color	Negro verdusco
	Olor	Sin olor
	Textura	Fino
	Componentes	Sedimentos grasos y, algas
	Tipos de mezcla	Heterogéneo
CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICO EN EL PUNTO DE MUESTREO		
Temperatura		13,5 °C
pH		8,6
Conductancia		1335 $\mu S / cm$
% De saturación		1,5 %
Sólidos totales disueltos		920 ppm
Salinidad		660 ppm
Oxígeno disuelto		0,07 ppm

Tabla 21. Descripción de lodos frente a la UNA-Puno

MUESTREO FRENTE A LA UNA-PUNO		
PUNTO DE MUESTREO 4		
MUESTRA: M-4		
		
POSICIÓN	Latitud Sur	1549791
	Longitud oeste	7000827
COORDENADAS UTM		19L0392017 8249624
DESCRIPCIÓN FÍSICO EN EL PUNTO DE MUESTREO		
Fecha de muestreo		22 de setiembre 2012
Tiempo de muestreo		7:30 AM
Profundidad		2,19 m
Distancia a la ribera		220 m
Descripción visual de la muestra	Color	Negro verdusco
	Olor	Sulfuro de hidrogeno
	Textura	Fino
	Componentes	Sedimento grasoso
	Tipos de mezcla	Homogéneo
CARACTERIZACION FISICOQUIMICO EN EL PUNTO DE MUESTREO		
Temperatura		13,5 °C
pH		8,7
Conductimetría		1265 $\mu S / cm$
% de saturación		1,2 %
sólidos totales disueltos		880 ppm
Salinidad		630 ppm
oxígeno disuelto		0,07 ppm

2. METODOS ESTANDARES PARA EL ANALISIS DE AGUAS RESIDUALES Y SUELOS

A. pH (APHA- AWWA-WPFC-4500B)

- i. Calibrar del pHmetro con las soluciones tampón de referencia (de acuerdo con las instrucciones del aparato).
- ii. La temperatura de la muestra debe ser la adecuada para efectuar la medida de pH (temperatura ambiente).
- iii. Se tomará como valor de pH de la muestra, cuando la medida de lectura sea estable por al menos 1 minuto. El valor puede ser leído con una precisión de 0.1 unidades o 0.01 unidades. Entre medida y medida de pH de muestras diferentes, el electrodo debe limpiarse con agua destilada y posteriormente secado.

B. POTENCIAL REDOX

- i. Calibrar el equipo con su electrodo de potencial redox con las soluciones tampón de referencia (de acuerdo con las instrucciones del aparato).
- ii. La temperatura de la muestra debe ser la adecuada para efectuar la medida del potencial redox (temperatura ambiente).
- iii. Se tomará como valor del potencial redox de la muestra cuando se alcance el equilibrio y las lecturas sean estables en mV. Entre medida y medida de potencial redox de muestras diferentes, el electrodo debe limpiarse con agua destilada y posteriormente secado

C. SÓLIDOS TOTALES (APHA- AWWA-WPFC-2540B)

- i. Coloque el crisol limpio en un horno de incineración a 600 °C durante una hora. Luego traslade el crisol del horno al desecador y enfríelo a la temperatura del laboratorio. Péselos tan pronto como sea posible para prevenir la absorción de la humedad, usando siempre pinzas de metal para manejar los crisoles después de que se incineran o secan.
- ii. Pese por diferencia 1.5 a 2 gramos de muestra en un crisol de porcelana previamente tapado. colóquelo en un horno incinerador a 105 °C durante 5 a 6 horas.

- iii. Luego se retira de la mufla y se coloca en la campana de extracción de la humedad hasta que este frio. Péselos tan pronto como sea posible para prevenir la absorción de la humedad, usando siempre pinzas de metal para manejar los crisoles después de que se incineran o secan y registre el peso.

CALCULOS

$$\%ST = \frac{P_3 - P_1}{P_2 - P_1} * 100$$

Dónde:

P₁= Peso del crisol vacío

P₂=Peso del crisol vacío + peso de la muestra

P₃=Peso del crisol vacío + peso del residuo seco.

D. SÓLIDOS VOLÁTILES (APHA-AWWA-WPFC-2540-E)

- i. Coloque el crisol limpio en un horno de incineración a 600 °C durante una hora. Luego traslade el crisol del horno al desecador y enfríelo a la temperatura del laboratorio. Péselos tan pronto como sea posible para prevenir la absorción de la humedad, usando siempre pinzas de metal para manejar los crisoles después de que se incineran o secan.
- ii. Pese por diferencia 1.5 a 2 gramos de muestra en un crisol de porcelana previamente tapado. colóquelo en un horno incinerador a 750 °C durante 5 a 6 horas.
- iii. Luego se retira de la mufla y se coloca en la campana de extracción de la humedad hasta que este frio. Péselos tan pronto como sea posible para prevenir la absorción de la humedad, usando siempre pinzas de metal para manejar los crisoles después de que se incineran o secan y registre el peso.

CALCULOS

$$\%SV = \frac{P_3 - P_4}{P_3 - P_1} * 100$$

Dónde:

P_1 = Peso del crisol vacío

P_3 = Peso del crisol vacío + peso del residuo seco.

P_4 = Peso del crisol vacío + peso de la ceniza

E. CARBONO ORGÁNICO – MÉTODO WALKEY BLACK (APHA- AWWA-WPFC-5310A)

- i. Llevar 0.5 g de muestra de suelo en un matraz Erlenmeyer de 100ml
- ii. Adicionar 5 ml de dicromato de potasio 1 N
- iii. Mezclar mediante un movimiento de giro manual
- iv. Adicionar 10 ml de ácido sulfúrico concentrado mezclando mediante un giro manual durante 1 minuto (con el fin de asegurar el contacto íntimo del reactivo con el suelo)
- v. Dejar en reposo a 30 minutos
- vi. Se diluye la disolución a 100ml con agua destilada
- vii. Agregar 5 ml de ácido fosfórico
- viii. Añadir el indicador de difenilamina
- ix. Titular con sulfato ferroso amoniacal 0.5N hasta que vire de azul a verde brillante

CALCULOS

$$\% MO = [(V_1 * N_1)K_2Cr_2O_7 - (V_2 * N_2)[Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6 H_2O]] * F$$

DONDE:

V_1 : Volumen de adición de dicromato de potasio

N_1 : normalidad de dicromato de potasio

V_2 : Volumen de gasto de sulfato ferroso amoniacal

N_2 : normalidad de sulfato ferroso amoniacal

F: Factor

$$F = \frac{\text{densidad}[Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6 H_2O]}{\text{estado de oxidacion}[Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6 H_2O]} * meq C * \frac{100}{\text{peso de muestra}}$$

F. NITRÓGENO TOTAL – MÉTODO KJELDHAL (APHA- AWWA-WPFC-4500-NorgB)

A. DIGESTION

- i. Se pesa con exactitud en balanza analítica g entre 0.1 y 0.2 g de muestra bien homogenizada en un papel de filtro libre de cenizas
- ii. Una vez pesada la muestra, se transfiere con el papel a un balón Kjeldahl
- iii. Agregar 0.5 gr de la mezcla de catalizadores
- iv. Agregar 10 ml de ácido sulfúrico concentrado QP
- v. Llevar a digestión durante 1 a 3 horas hasta que el contenido del balón tome un color claro
- vi. Dejar enfriar por una hora más o menos.

B. DESTILACION

- i. A continuación se agrega 15 ml de agua bidestilada para disolver la muestra digestada y se traspasa a un matraz Erlenmeyer.
- ii. A continuación se le agrega 15 ml de NaOH al 40%
- iii. Luego se coloca en el aparato de destilación.
- iv. Se prepara el erlenmeyer colector en el cual se colocan 5 ml de ácido bórico y algunas gotas del indicador. Se coloca en el extremo de salida del destilador, cuidando que el extremo del tubo quede dentro de la solución de ácido bórico

C. TITULACION

Se valora el borato de amonio formado con ácido clorhídrico 0.02 N. Durante la valoración cambia la coloración de verde a claro morado

CÁLCULO

$$\% \text{ de nitogeno} = \frac{(V * N)HCl * Meq \text{ del } N_{2*} * 100}{MUESTRA}$$

DONDE:

- V: volumen en ml consumido de solución de *HCl* 0.1066 N...
- N: normalidad de la solución de *HCl* .

- meq: miliequivalente gramo de nitrógeno, (masa molar expresada en milimoles/g).

G. DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO (Equipoo Hach)

- ❖ Anadir 2ml de muestra a una solución de dicromato de potasio a 0.0417 M más ácido sulfúrico concentrado y sulfato de plomo.
- ❖ Cultivar en el equipo HACH DRB-200 previamente calibrado durante dos horas a 180°C
- ❖ Agregar tres gotas de disolución indicadora fenantrolina y titular con la disolución de sulfato ferroso amoniacal a 0.025 M. Tomar como punto final el cambio de color amarillo pálido – verde-azul-transparente-anaranjado o café rojizo

CÁLCULO

$$DQO_{mg/l} = \frac{(Vb - Vm) * M_{Fe(NH_4)_2(SO_4)_2} * 8000}{volumen\ muestra}$$

DONDE:

- Vb: volumen en ml de la disolución de sulfato ferroso amoniacal requerido valoración del testigo.
- Vm: volumen en ml de la disolución de sulfato ferroso amoniacal requerido valoración de la muestra
- M: molaridad de la solución de sulfato ferroso amoniacal

3. RESULTADOS ESTADÍSTICOS DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL MATERIAL EXPERIMENTAL

Tabla 22. Resultados del análisis de los sólidos totales en las plantas acuáticas

RESULTADOS DE SÓLIDOS TOTALES (%) EN PLANTAS ACUÁTICAS		
Nº Repeticiones	Totora	Lemna
1	89,07731	91,26747
2	90,60000	91,31737
3	91,45427	91,21756
4	89,95000	91,41717
5	90,75462	90,36926
SUMATORIA	451,83620	455,58882
PROMEDIO	90,36724	91,11776
D. E.	0,89776	0,42488
C. V.	0,99346	0,46630

Tabla 23. Resultados de los sólidos volátiles de las plantas acuáticas

RESULTADOS DE SÓLIDOS VOLÁTILES (%) EN PLANTAS ACUATICAS		
Nº Repeticiones	Totora	Lemna
1	92,60918	79,16894
2	92,38411	79,28962
3	90,38251	79,48578
4	92,60700	79,74891
5	90,91410	78,52015
SUMATORIA	458,89690	396,21340
PROMEDIO	91,77938	79,24268
D. E.	1,05347	0,45963
C. V.	1,14783	0,58003

Tabla 24. Resultados de la materia orgánica de las plantas acuáticas

RESULTADOS DE MATERÍA ORGÁNICA POR EL MÉTODO DE INCINERACIÓN (%) EN PLANTAS ACUATICAS		
Nº Repeticiones	Totora	Lemna
1	92,60918	79,16894
2	92,38411	79,28962
3	90,38251	79,48578
4	92,60700	79,74891
5	90,91410	78,52015
SUMATORIA	458,89690	396,21340
PROMEDIO	91,77938	79,24268
D. E.	1,05347	0,45963
C. V.	1,14783	0,58003

Tabla 25. Resultados del nitrógeno orgánico de las plantas acuáticas

RESULTADOS DE NITRÓGENO TOTAL (%) EN PLANTAS ACUATICAS		
Nº Repeticiones	Totora	Lemna
1	1,50000	3,18000
2	1,45100	3,21000
3	1,39000	3,19670
4	1,38000	3,22000
5	1,36000	3,19800
SUMATORIA	7,08100	16,00470
PROMEDIO	1,41620	3,20094
D. E.	0,05785	0,01509
C. V.	4,08523	0,47133

Tabla 26. Resultados de los sólidos totales de los lodos

RESULTADOS DE SÓLIDOS TOTALES (%) EN LODOS				
N° Repeticiones	Frente a la Isla Espinar	Frente al embarcadero Qhota Paxsa	Frente al Puerto Puno	Frente a la Universidad
1	4,72600	7,88200	3,82400	6,62000
2	4,59000	8,55200	3,92800	6,67000
3	4,63000	8,33800	3,91400	6,43600
4	4,49600	8,29200	3,79600	6,66000
5	4,69800	8,25000	3,91000	6,64600
SUMATORIA	23,14000	41,31400	19,37200	33,03200
PROMEDIO	4,62800	8,26280	3,87440	6,60640
D. E.	0,09135	0,24255	0,05999	0,09709
C. V.	1,97376	2,93541	1,54837	1,46966

Tabla 27. Resultados de los sólidos volátiles de los lodos

RESULTADOS DE SÓLIDOS VOLÁTILES (%) EN LODOS				
N° Repeticiones	Frente a la Isla Espinar	Frente al embarcadero Qhota Paxsa	Frente al Puerto Puno	Frente a la Universidad
1	56,58062	41,36006	45,24059	29,84894
2	56,16558	40,34144	45,41752	29,47526
3	55,98272	40,89710	45,57997	30,48477
4	55,91637	40,18331	45,52160	30,33033
5	56,57727	40,84848	45,31969	29,43124
SUMATORIA	281,22255	203,63039	227,07937	149,57055
PROMEDIO	56,24451	40,72608	45,41587	29,91411
D. E.	0,31864	0,47136	0,13972	0,48190
C. V.	0,56653	1,15738	0,30764	1,61093

Tabla 28. Resultados de alcalinidad de los lodos

RESULTADOS DE ALCALINIDAD (%) EN LODOS				
Nº Repeticiones	Frente a la Isla Espinar	Frente al embarcadero Qhota Paxsa	Frente al Puerto Puno	Frente a la Universidad
1	520,40359	224,49740	595,70113	200,95350
2	520,43110	224,35641	596,01000	200,35144
3	520,33320	224,67050	595,65430	200,78000
4	520,31240	224,54138	595,34500	200,24300
5	520,37100	224,51642	595,56000	200,78120
SUMATORIA	2601,85129	1122,58210	2978,27043	1003,10914
PROMEDIO	520,37026	224,51642	595,65409	200,62183
D. E.	0,04882	0,11217	0,24149	0,30702
C. V.	0,00938	0,04996	0,04054	0,15303

Tabla 29. Resultados del carbono orgánico de los lodos

RESULTADOS DE CARBONO ORGÁNICO (%) EN LODOS				
Fecha de toma de muestra : 26 de SET del 2012				
Nº Repeticiones	Frente a la Isla Espinar	Frente al embarcadero Qhota Paxsa	Frente al Puerto Puno	Frente a la Universidad
1	18,41	17,8	10,32	20,42
2	18,35	17,74	10,32	21,09
3	17,14	17,07	10,91	22,10
4	19,20	17,41	10,52	20,76
5	17,14	17,41	10,52	21,09
SUMATORIA	132,96	69,62	80,58	77,23
PROMEDIO	18,05	17,41	10,52	21,09
D. E.	0,90	0,27	0,24	0,63
C. V.	4,96	1,57	2,27	2,97

Tabla 30. Resultados del análisis de nitrógeno en los lodos

DETERMINACION DE NITROGENO (%) EN LODOS				
Fecha de toma de muestra : 26 de SETIEMBRE del 2012				
N° repeticiones	Frente a la Isla Espinar	Frente al embarcadero Qhota Paxsa	Frente al Puerto Puno	Frente a la Universidad
1	2,35	1,03	1,90	1,67
2	2,43	1,23	1,89	1,71
3	2,38	1,09	1,90	1,69
4	2,39	1,10	1,88	1,73
5	2,33	1,05	1,90	1,72
SUMATORIA	11,88	5,50	9,47	8,52
PROMEDIO	2,38	1,10	1,89	1,70
D. E.	0,04	0,10	0,01	0,02
C. V.	0,33	0,00	0,26	1,35

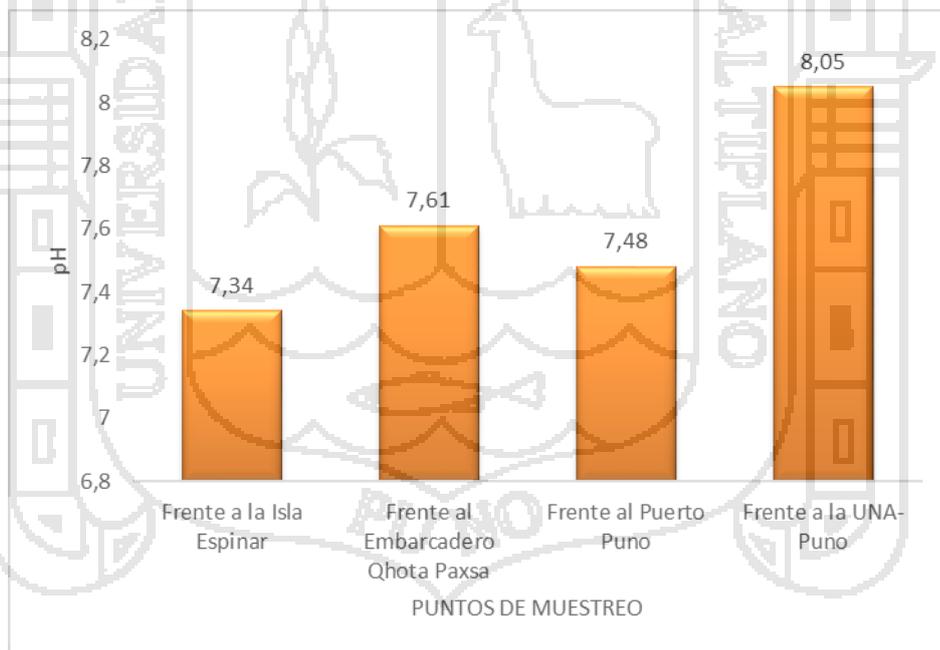
Tabla 31. Resultados análisis de la demanda bioquímica de oxígeno en los lodos

RESULTADOS DE DBO₅ (mg/l) EN LODOS				
DIAS	Frente a la Isla Espinar	Frente al embarcadero Qhota Paxsa	Frente al Puerto Puno	Frente a la Universidad
1	1157,70000	0	300,00000	1155,05711
2	1158,00000	109,325026	302,50000	1260,06231
3	1162,00000	218,6500519	303,40000	1260,06231
4	1162,00000	327,9750779	304,00000	1155,05711
5	1162,00000	546,6251298	304,50000	1260,06231

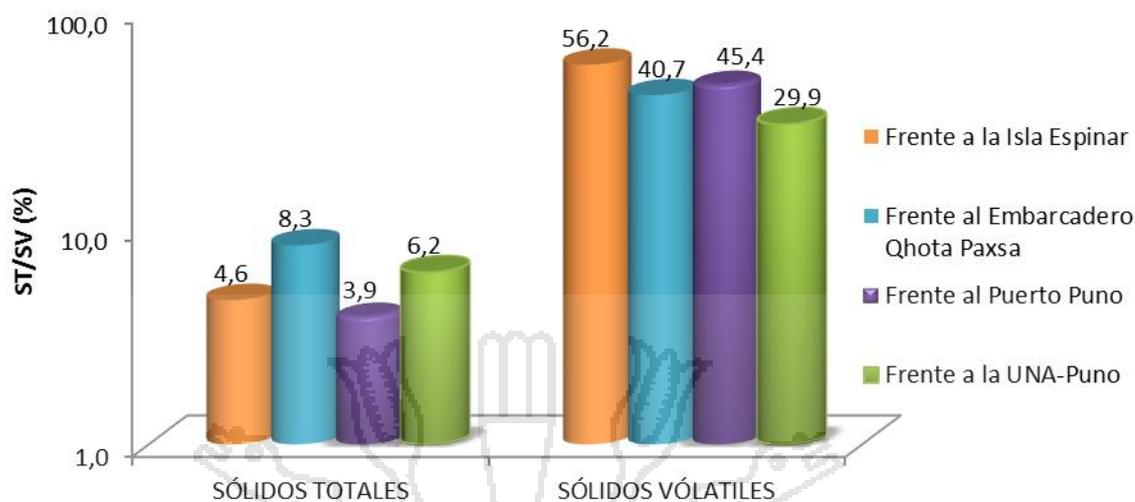
Tabla 32. Resultados del análisis de la demanda química de oxígeno en los lodos

RESULTADOS DE DQO (mg/l) EN LODOS				
Nº Repeticiones	Frente a la Isla Espinar	Frente al embarcadero Qhota Paxsa	Frente al Puerto Puno	Frente a la Universidad
1	2604,825	1229,90654	675,00000	2887,64278
2	2605,50000	1230,13240	680,62500	2887,45990
3	2614,50000	1229,87960	682,65000	2887,75000
4	2614,50000	1230,12540	684,00000	2886,99900
5	2614,50000	1230,01231	685,12500	2887,65000
SUMATORIA	13053,82500	6150,05625	3407,40000	14437,50168
PROMEDIO	2610,76500	1230,01125	681,48000	2887,50034
D. E.	5,11992	0,11833	3,99145	0,29916
C. V.	0,19611	0,00962	0,58570	0,01036

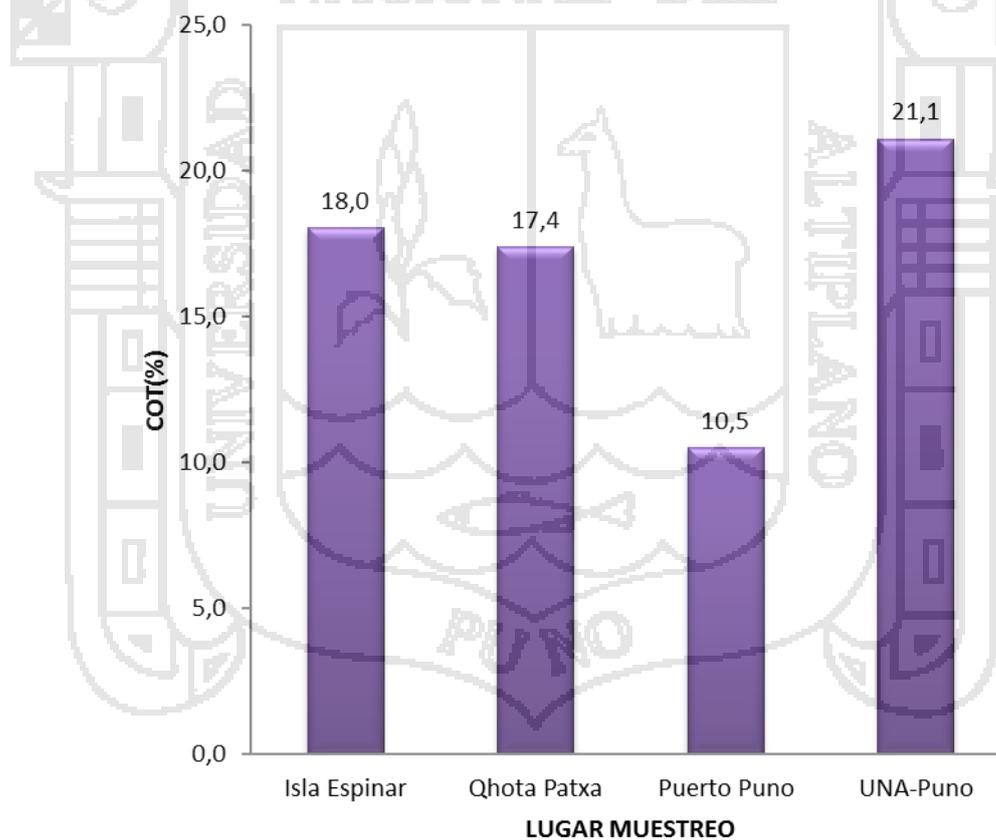
4. COMPARACIÓN DE LOS PARAMETROS FISICOQUÍMICOS EN LOS DIFERENTES PUNTOS DE MUESTREO EN LOS LODOS.



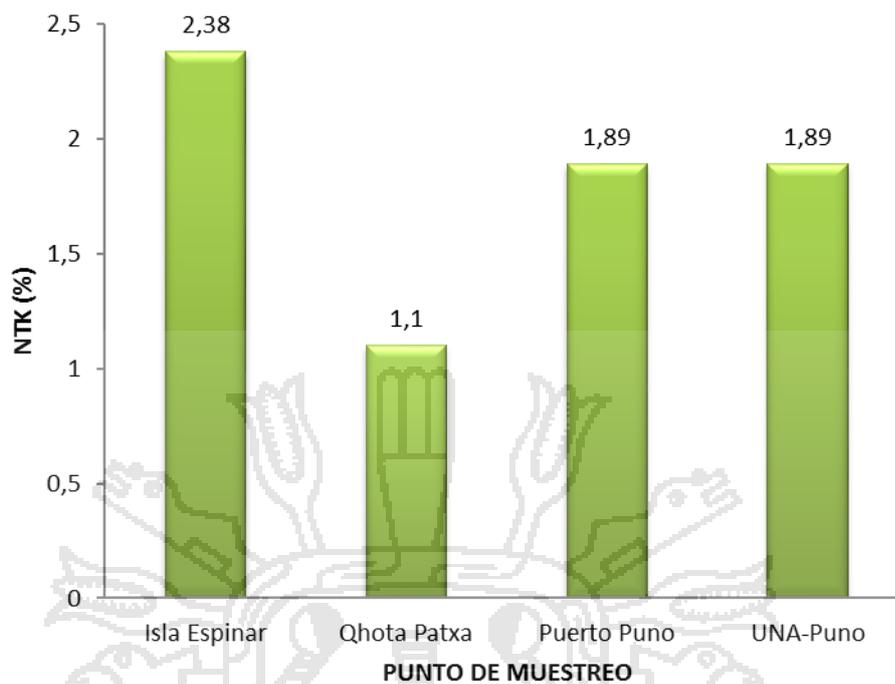
Gráfica 2. Comparación de pH en los diferentes puntos de muestreo de lodos



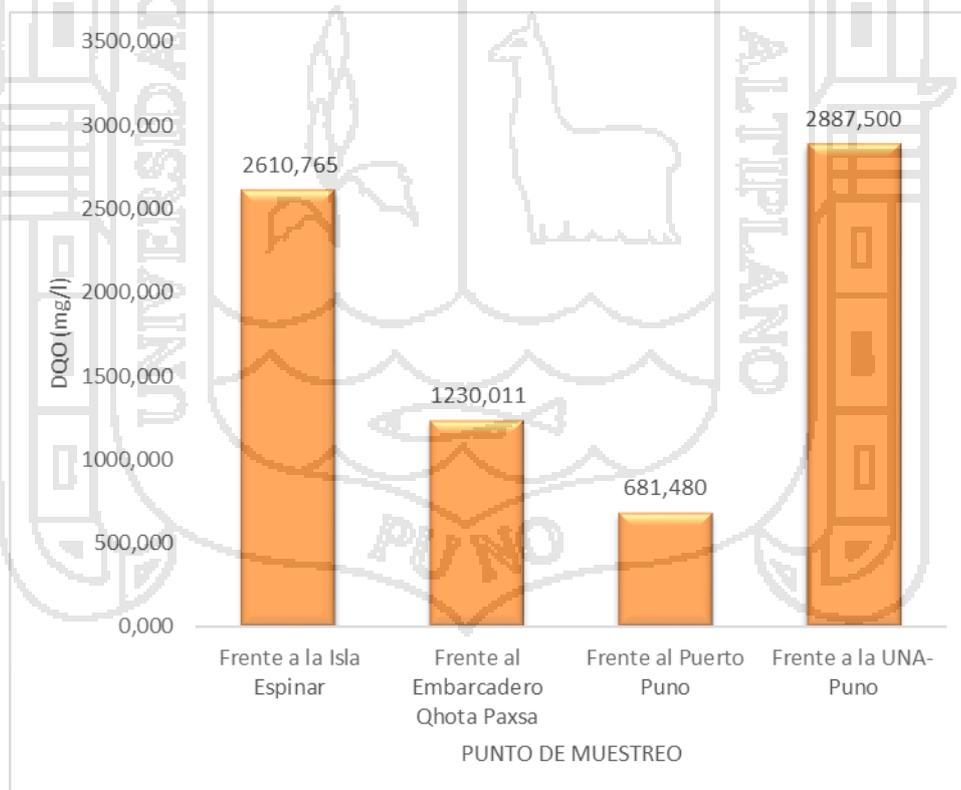
Gráfica 3. Comparación de los sólidos totales y volátiles en los diferentes puntos de muestreo de lodos



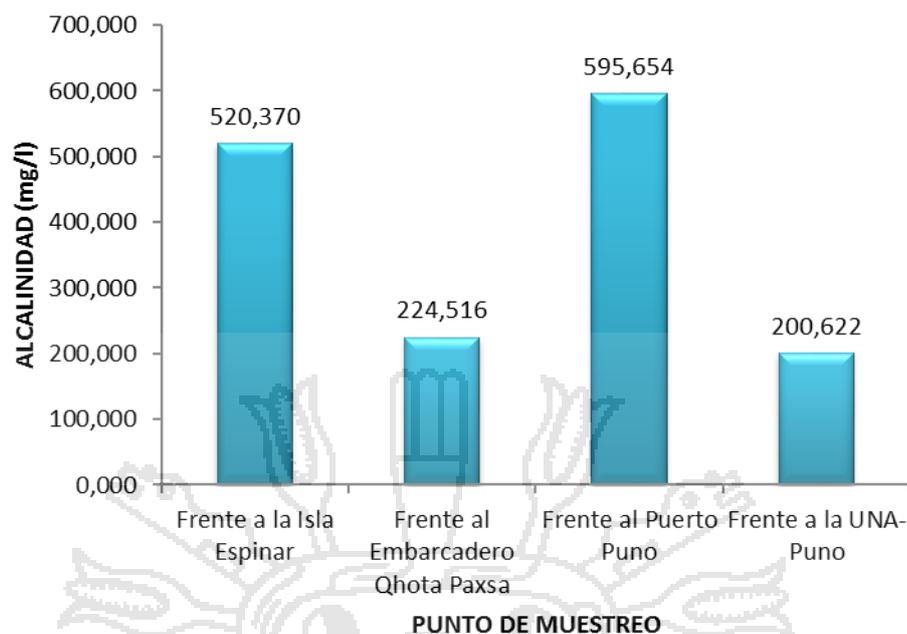
Gráfica 4. Comparación de los sólidos totales y volátiles en los diferentes puntos de muestreo de lodos



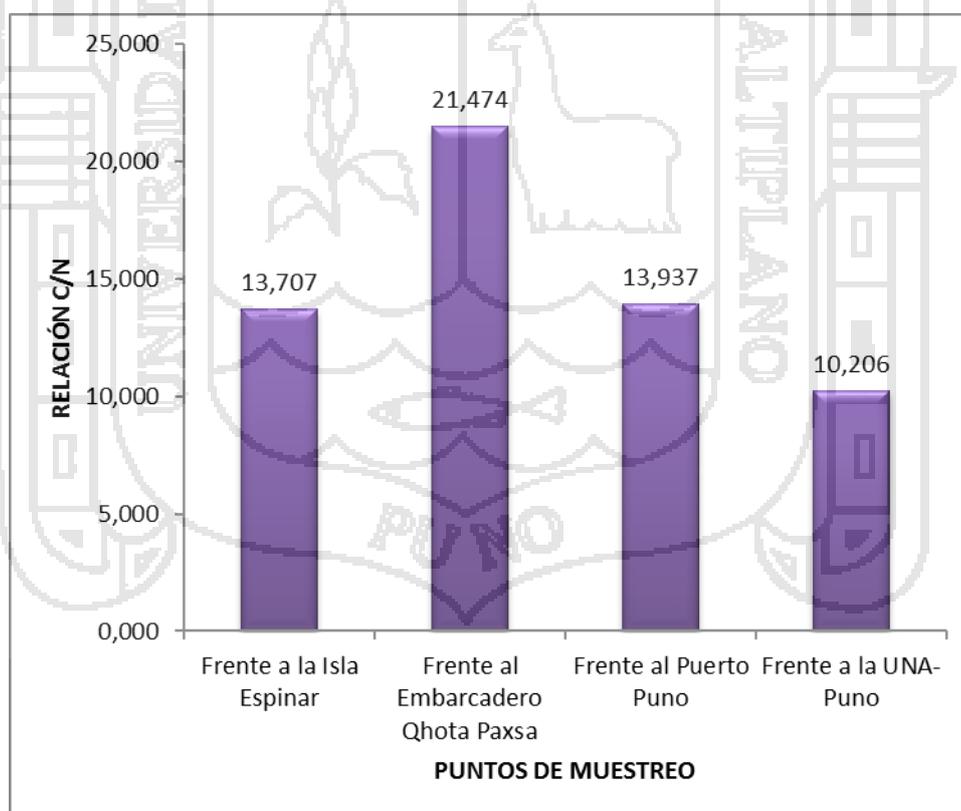
Gráfica 5. Comparación del nitrógeno orgánico en los diferentes puntos de muestreo de lodos



Gráfica 6. Comparación de la demanda química de oxígeno en los diferentes puntos de muestreo de lodos



Gráfica 7. Comparación de la alcalinidad en los diferentes puntos de muestreo de lodos



Gráfica 8. Comparación de las relaciones C/N en los diferentes puntos de muestreo de lodos

5. DETERMINACIÓN DE SUSTRATOS A UNA RELACIÓN C/N 30%

a. Balance de carbono orgánico total (Ct)

$$Ct = SV_{M-1} * ST_{M-1} * M - 1 + SV_{M-2} * ST_{M-2} * M - 2 + SV_{M-3} * ST_{M-3} * M - 3 + SV_{M-4} * ST_{M-4} * M - 4 + SV_{M-5} * ST_{M-5} * M - 5 + SV_{M-6} * ST_{M-6} * M - 6 \quad (1)$$

$$Ct = 56,2445 * 4,628 * 16 + 40,726 * 8,263 * 151,52 + 45,416 * 3,874 * 16 + 29,914 * 6,215 * 8 + 91,416 * 90,367 * 36,1 + 79,243 * 91,118 * 3,5$$

$$Ct = 384135,150 \text{ 1}$$

Balance de nitrógeno (Nt)

$$Nt = N_{M-1} * ST_{M-1} * M - 1 + N_{M-2} * ST_{M-2} * M - 2 + N_{M-3} * ST_{M-3} * M - 3 + N_{M-4} * ST_{M-4} * M - 4 + N_{M-5} * ST_{M-5} * M - 5 + N_{M-6} * ST_{M-6} * M - 6 \quad (2)$$

$$Nt = 2,38 * 4,628 * 16 + 1,1 * 8,263 * 151,52 + 1,89 * 3,874 * 16 + 1,89 * 6,215 * 8 + 1,416 * 90,367 * 36,1 + 3,201 * 91,118 * 3,5$$

$$Nt = 7405,375$$

b. Relación Ct/Nt

Aplicando la ecuación

$$Ct / Nt = \frac{SV_t * 0,58}{Nt} \quad (3)$$

$$Ct/Nt = 30,0832808 \%$$

Donde:

Ct / Nt

Unidades de carbono por unidades de nitrógeno. El carbono es una fuente de energía para los microorganismos y el nitrógeno es un elemento necesario para la síntesis proteica.

0.58: se considera un contenido promedio de carbono del 58% en la materia orgánica.

$$\%MO = \frac{100}{58} \%Ct, \quad Ct = 0.58MO$$

Nt: Nitrógeno total de la mezcla (g)



SVt:	Sólidos volátiles de la mezcla (g)
M-1:	Peso del lodo Frente a la Isla Espinar (g)
M-2	Peso del lodo Frente al Puerto Qhota Paxsa (g)
M-3	Peso del lodo Frente al Puerto Puno (g)
M-4	Peso del lodo Frente a la UNA-Puno (g)
M-5	Peso de la Totora (g)
M-6	Peso de la Lenteja de agua (g)
N_{M-1}	Nitrógeno total Frente a la Isla Espinar (g)
N_{M-2}	Nitrógeno total Frente al Puerto Qhota Paxsa (g)
N_{M-3}	Nitrógeno total Frente al Puerto Puno (g)
N_{M-4}	Nitrógeno total Frente a la UNA-Puno (g)
N_{M-5}	Nitrógeno total de la Totora (g)
N_{M-6}	Nitrógeno total de la Lenteja de Agua (g)
ST_{M-1}	Sólidos totales Frente a la Isla Espinar (g)
ST_{M-2}	Sólidos totales Frente al Puerto Qhota Paxsa (g)
ST_{M-3}	Sólidos totales Frente al Puerto Puno (g)
ST_{M-4}	Sólidos totales Frente a la UNA-Puno (g)
ST_{M-5}	Sólidos totales de la Totora (g)
ST_{M-6}	Sólidos totales de la Lenteja de A gua (g)

5.2.1.1. Balance del agua a agregar para una disolución de 6% ST (final)

$$ST_{FINAL} * T = (ST_{M-1} + ST_{M-2} + ST_{M-3} + ST_{M-4} + ST_{M-5} + ST_{M-6})_{INICIAL} * ((M - 1) + (M - 2) + (M - 3) + (M - 4) + (M - 5) + (M - 6)) \quad (4)$$

Reemplazando los valores en ecuación 5

$$ST_{FINAL} * T = 4,628 * 16 + 8,263 * 151,52 + 3,874 * 16 + 6,215 * 8 + 90,367 * 36,1 + 91,118 * 3,5$$

$$ST_{FINAL} * T = 50,189 \quad (5)$$

Donde:

T: Peso total del lodo

ST (Final): 0,06 g

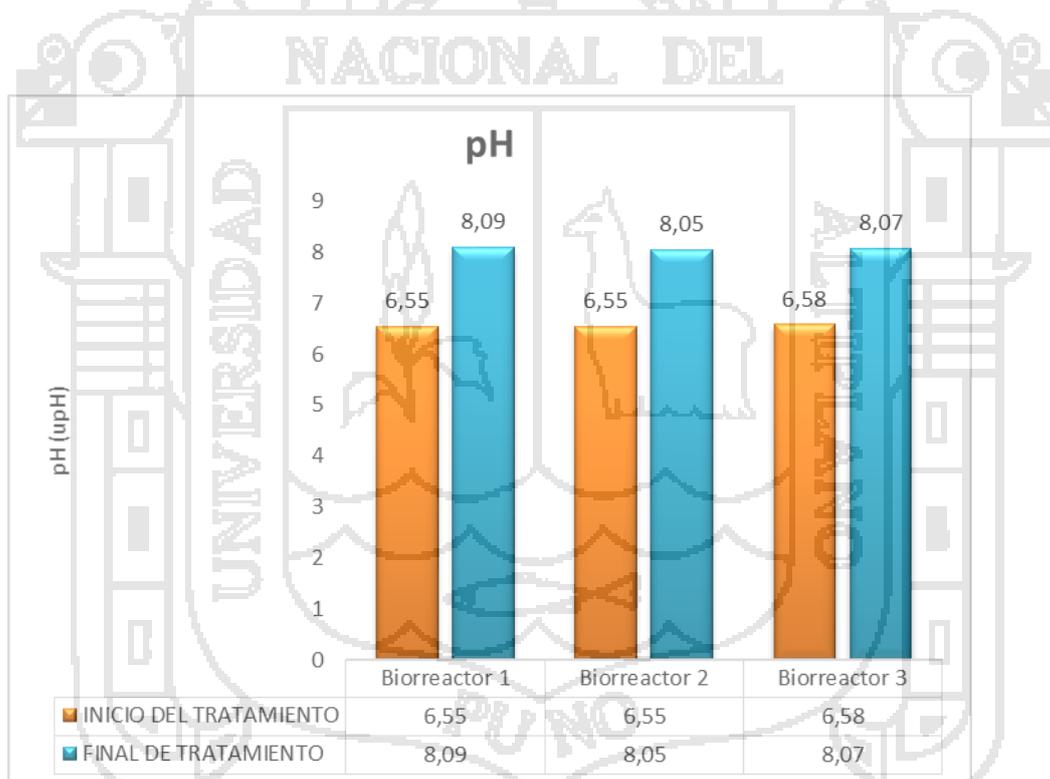
Considerando que el peso total del lodo es igual al peso de los substratos más el agua a agregar tenemos:

$$H_2O = T - ((M - 1) + (M - 2) + (M - 3) + (M - 4)) \dots\dots(6)$$

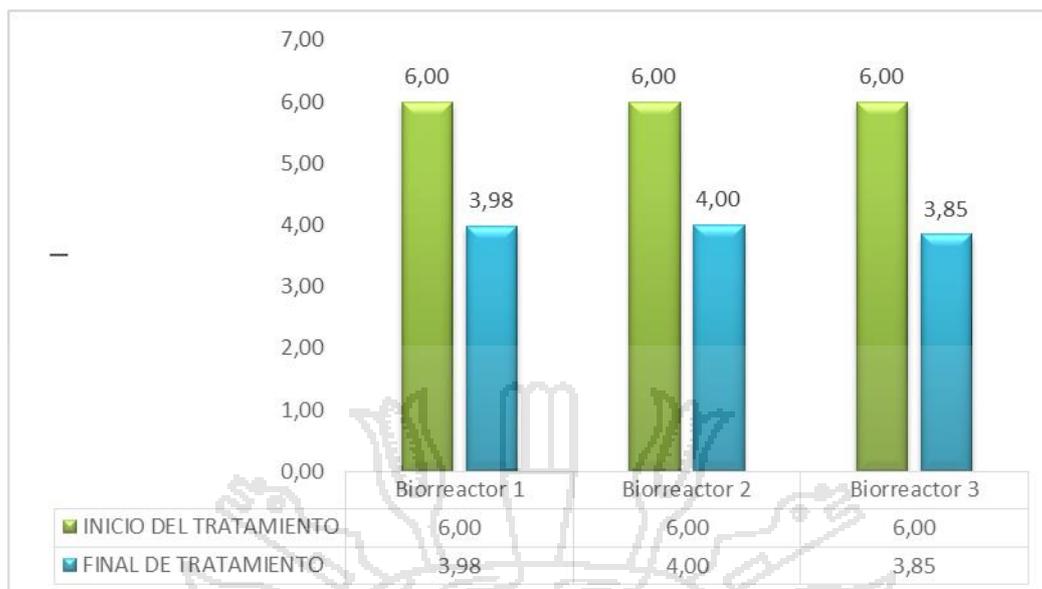
$$H_2O = 836,484835 - 231,12$$

$$H_2O = 605,364835\text{gr}$$

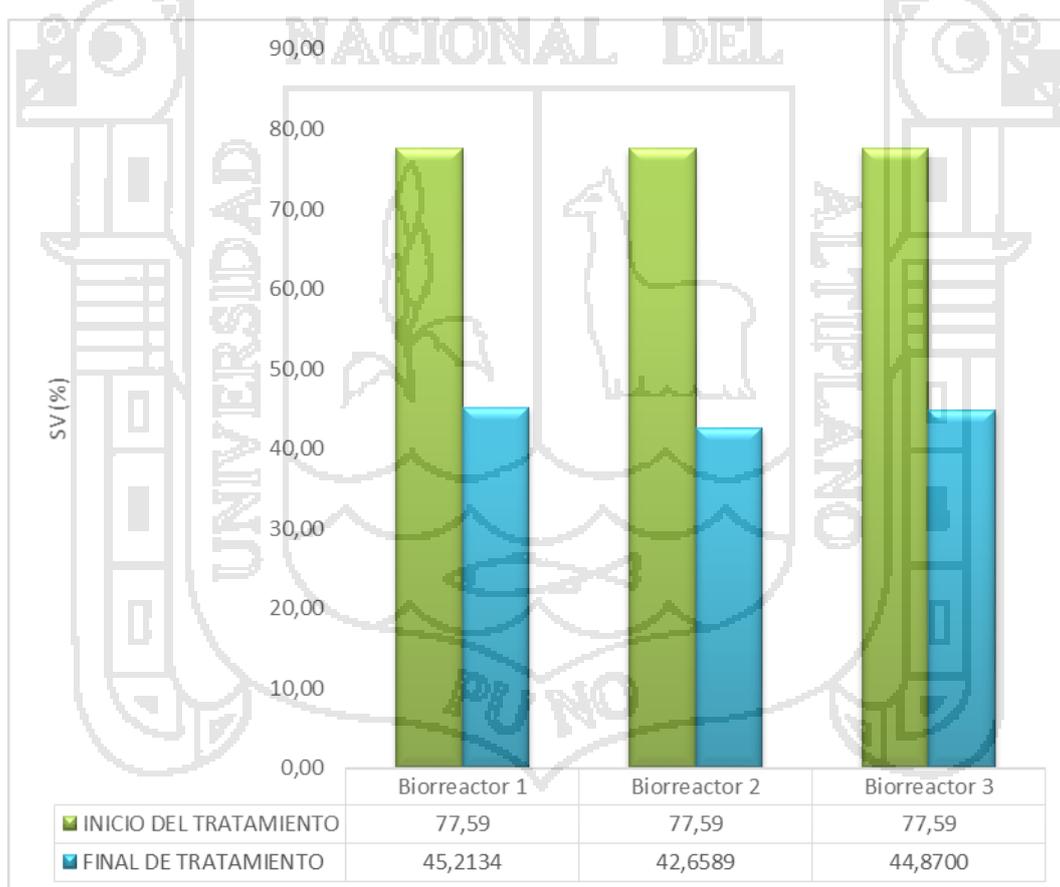
6. Resultados de los análisis fisicoquímicos del material experimental al inicio y final de la codigestión anaeróbica de los lodos y plantas acuáticas a nivel de planta piloto



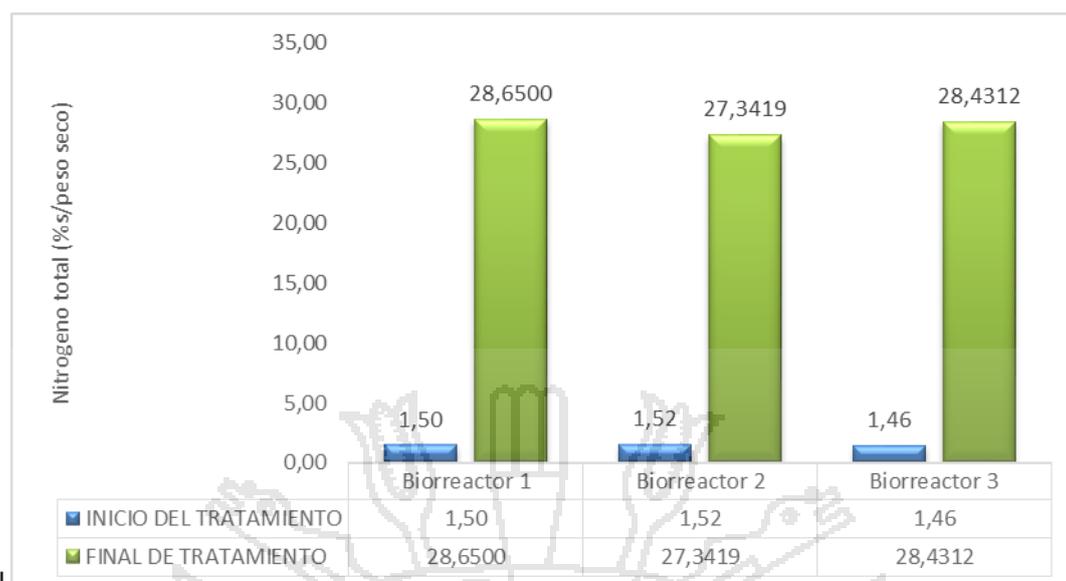
Gráfica 9. Valores iniciales y finales de pH de la codigestión de lodos y plantas acuáticas



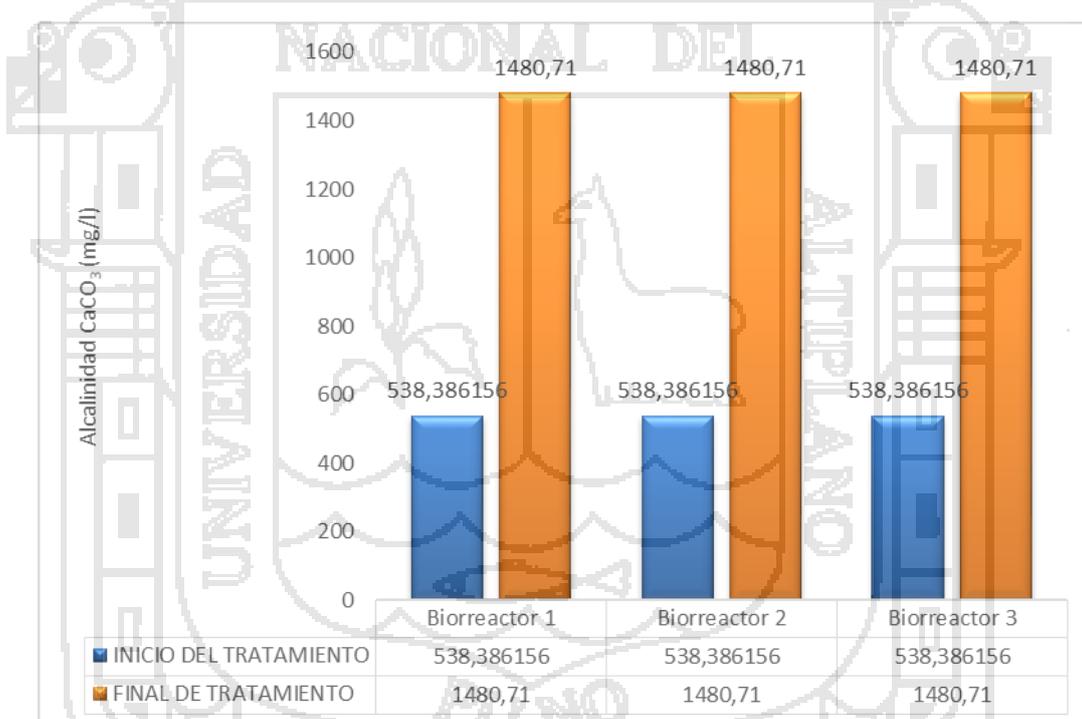
Gráfica 10. Valores iniciales y finales de ST de la codigestión de lodos y plantas acuáticas



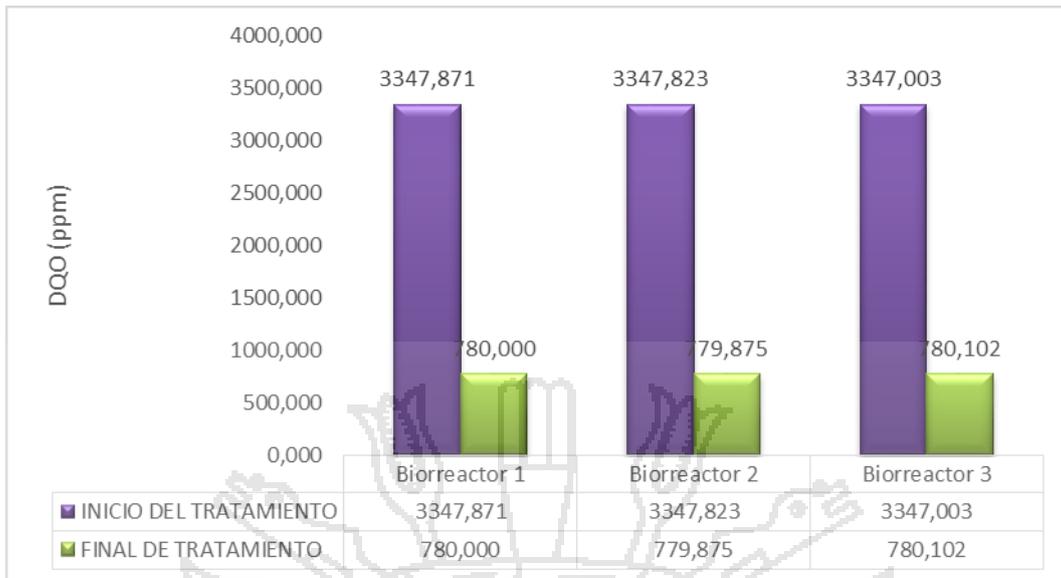
Gráfica 11. Valores iniciales y finales de SV de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel laboratorio.



Gráfica 12. Valores iniciales y finales de NTK de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel laboratorio

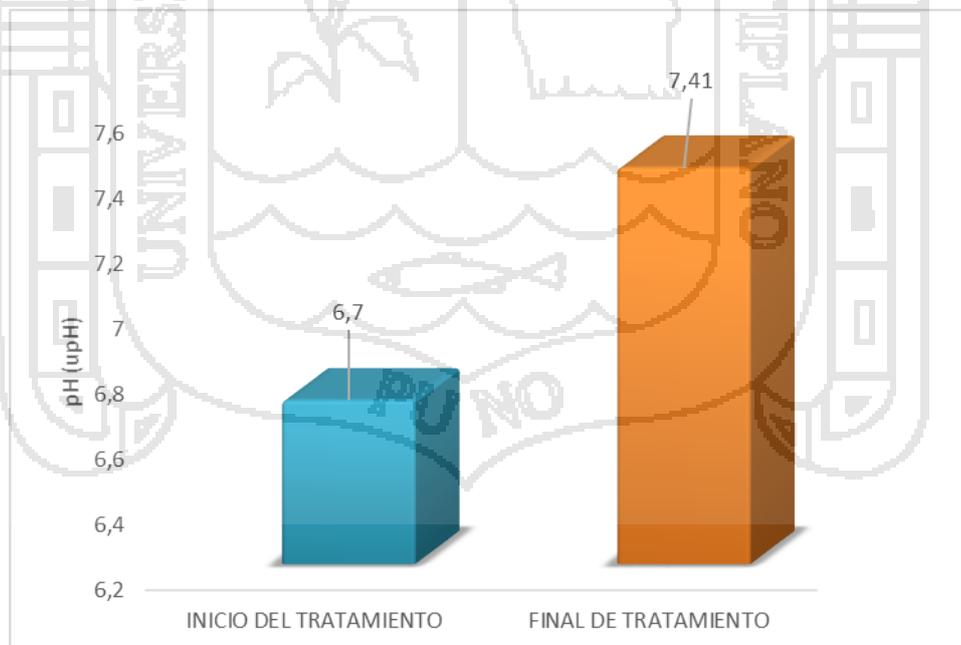


Gráfica 13. Valores iniciales y finales de alcalinidad de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel laboratorio

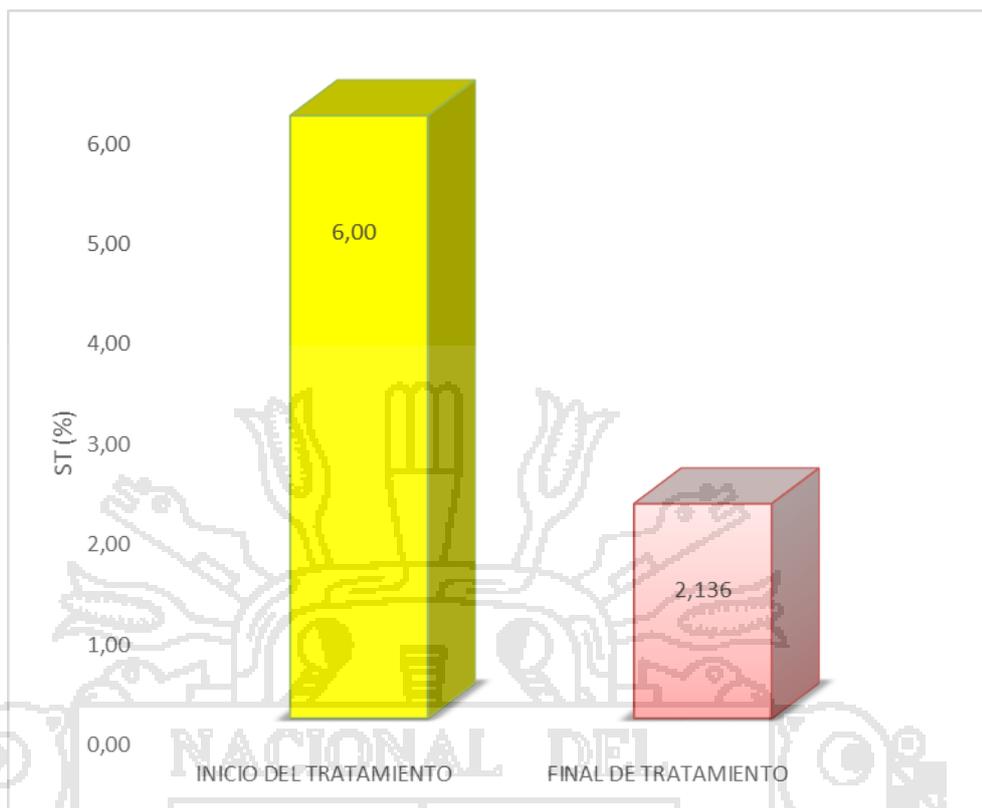


Gráfica 14. Valores iniciales y finales de DQO de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel laboratorio

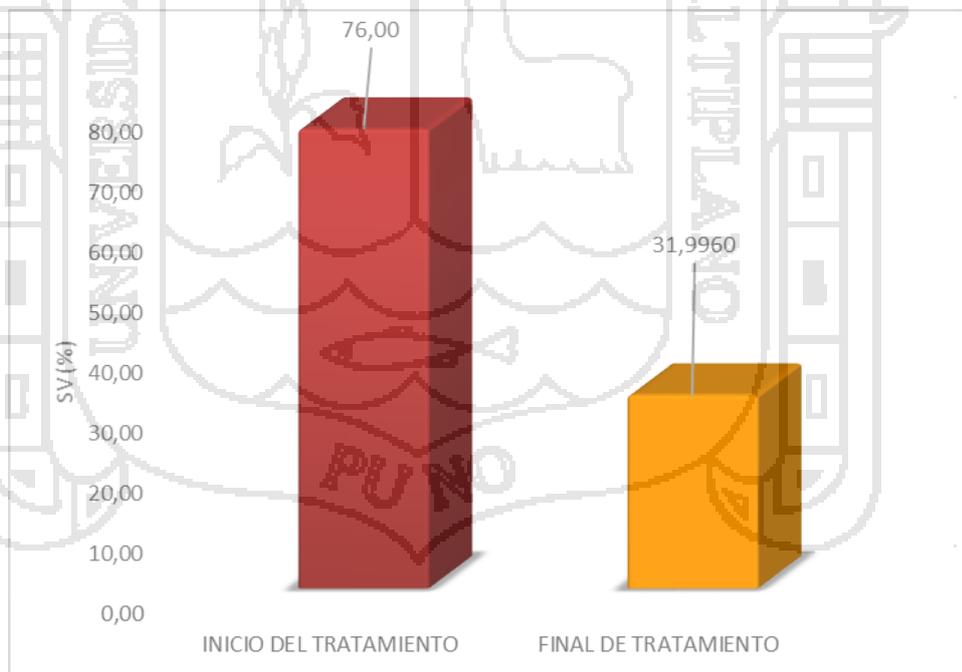
7. RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS DEL MATERIAL EXPERIMENTAL AL INICIO Y FINAL DE LA CODIGESTIÓN ANAERÓBICA DE LOS LODOS Y PLANTAS ACUÁTICAS A NIVEL DE PLANTA PILOTO



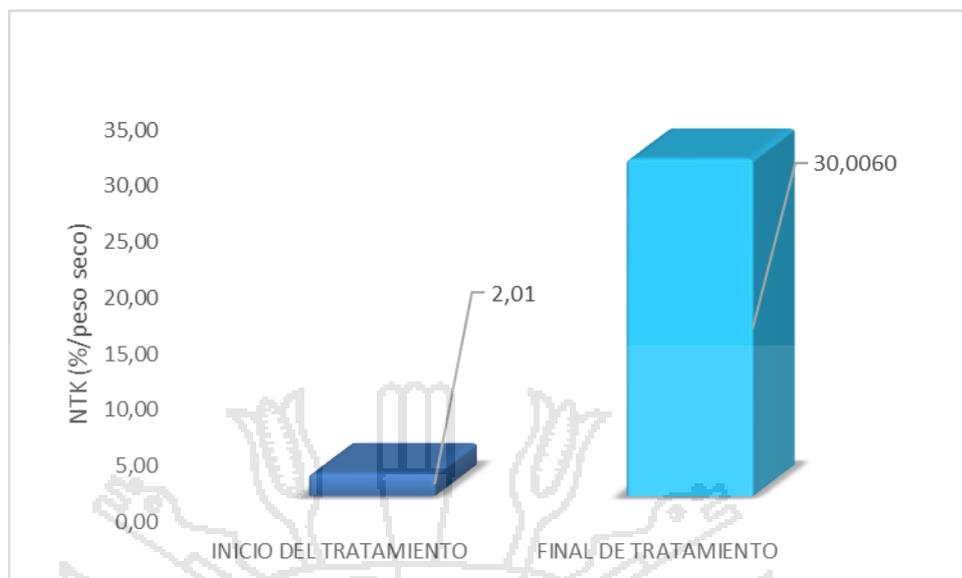
Gráfica 15. Valores iniciales y finales de pH de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel de planta piloto



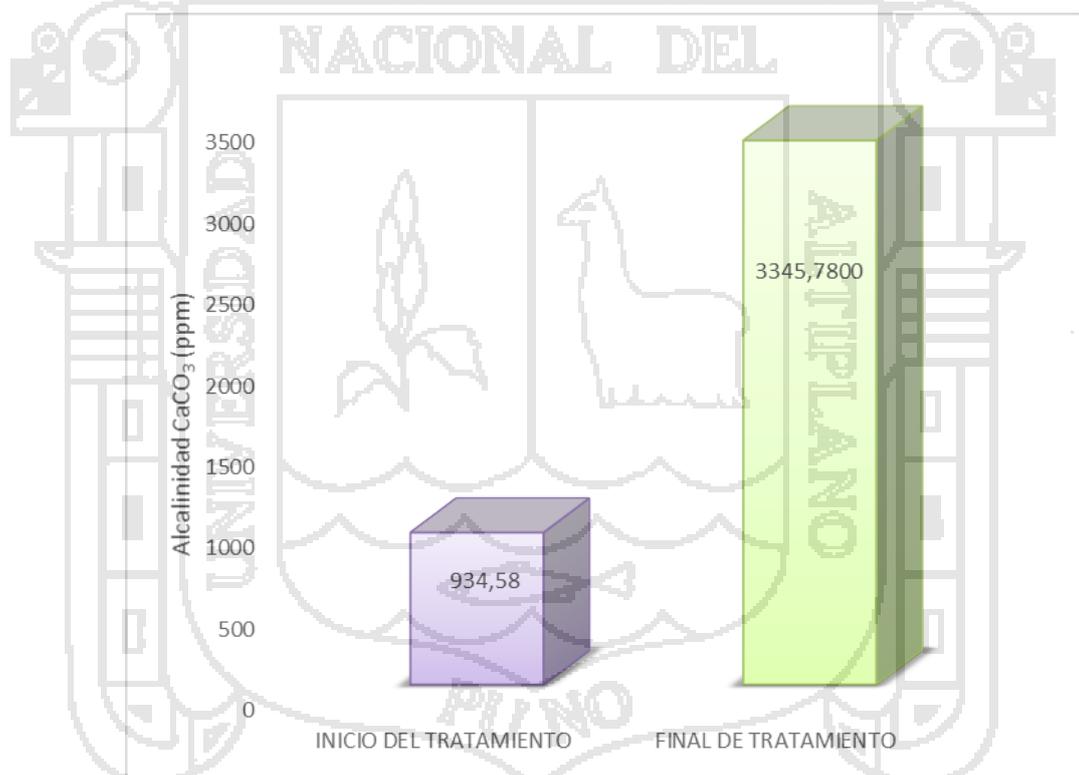
Gráfica 16. Valores iniciales y finales de ST de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel planta piloto



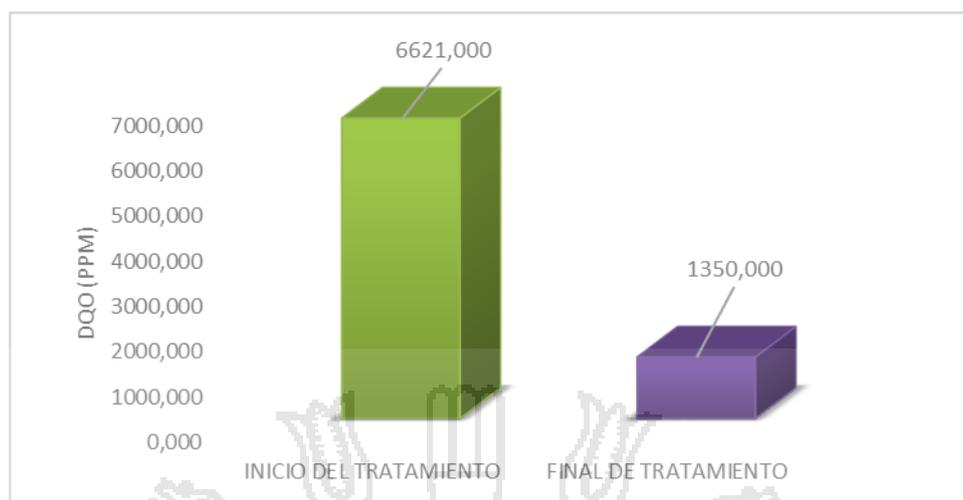
Gráfica 17. Valores iniciales y finales de SV (%) de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel planta piloto



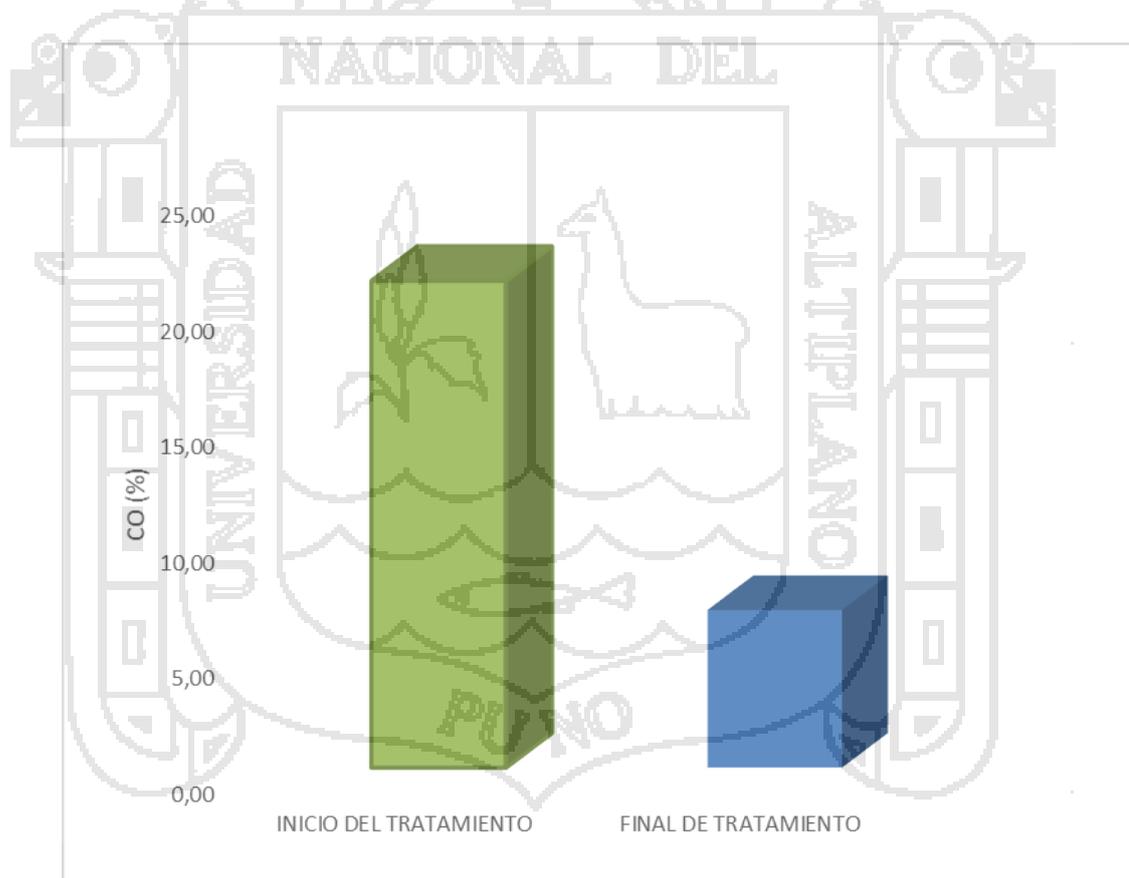
Gráfica 18. Valores iniciales y finales de NTK (%) de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel planta piloto



Gráfica 19. Valores iniciales y finales de alcalinidad (ppm) de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel planta piloto



Gráfica 20. Valores iniciales y finales de DQO (ppm) de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel planta piloto



Gráfica 21. Valores iniciales y finales de CO (%) de la codigestión de lodos y plantas acuáticas a nivel planta piloto

8. COMPOSICIÓN DEL BIOCOMBUSTIBLE GASEOSO A PARTIR DE PLANTAS ACUÁTICAS Y LODOS SEDIMENTADOS

MEDICIONES	TEMPERATURA ($^{\circ}C$)	pH (upH)	CO ₂ (ppm)	% CO ₂	% CH ₄
1	35	6,55	0	0	0
4	35	6,83	8564	85,64	14,36
8	35	6,9	8563	85,63	14,37
12	35	7,09	7968	79,68	20,32
16	35	7,19	7968	79,68	20,32
20	35	7,35	5921	59,21	40,79
24	35	7,4	5235	52,35	47,65
28	35	7,46	4123	41,23	58,77
32	35	7,86	3984	39,84	60,16
36	35	7,9	3002	30,02	69,98
40	35	8,04	2065	20,65	79,35
45	35	8,09	2014	20,14	79,86

Tabla 33. Composición de biocombustible gaseoso a partir de la codigestión de lodos y plantas en el digestor 2

MEDICIONES	TEMPERATURA ($^{\circ}C$)	pH (upH)	CO ₂ (ppm)	% CO ₂	% CH ₄
1	35	6,55	0	0	0
4	35	6,83	8560	85,6	14,4
8	35	6,9	8557	85,57	14,43
12	35	7,09	7968	79,68	20,32
16	35	7,19	7968	79,68	20,32
20	35	7,35	5921	59,21	40,79
24	35	7,4	5235	52,35	47,65
28	35	7,46	4123	41,23	58,77
32	35	7,71	3961	39,61	60,39
36	35	7,9	3412	34,12	65,88
40	35	8,01	2165	21,65	78,35
45	35	8,05	2013	20,13	79,87

Tabla 34. Composición de biocombustible gaseoso a partir de la codigestión de lodos y plantas en el digestor 3

MEDICIONES	TEMPERATURA (°C)	pH (upH)	CO ₂ (ppm)	% CO ₂	% CH ₄
1	35	6,58	0	0	0
4	35	6,83	8555	85,55	14,45
8	35	6,9	8000	80	20
12	35	7,09	7968	79,68	20,32
16	35	7,19	7968	79,68	20,32
20	35	7,35	5921	59,21	40,79
24	35	7,4	5235	52,35	47,65
28	35	7,46	3567	35,67	64,33
32	35	7,71	2698	26,98	73,02
36	35	7,9	2003	20,03	79,97
40	35	8,01	1971	19,71	80,29
45	35	8,07	1876	18,76	81,24

Tabla 35. Composición de biocombustible gaseoso a partir de la codigestión de lodos y plantas en el digester 4

MEDICIONES	TEMPERATURA	pH	CO ₂ (ppm)	% CO ₂	% CH ₄
1	35	6,7	0	0	0
4	35	6,9	7968	79,68	20,32
8	35	7.05	7968	79,68	20,32
12	35	7,09	7954	79,54	20,46
16	35	7,1	6785	67,85	32,15
20	35	7,3	5734	57,34	42,66
24	35	7.3	5142	51,42	48,58
28	35	7,32	4150	41,5	58,5
32	35	7,345	3984	39,84	60,16
36	35	7,35	2241	22,41	77,59
40	35	7,38	2124	21,24	78,76
45	35	7,41	1986	19,86	80,14

9. GALERIA DE FOTOGRAFIAS



Fotografía 1. Toma de las muestras de sedimentos en la Bahía Interior de Puno



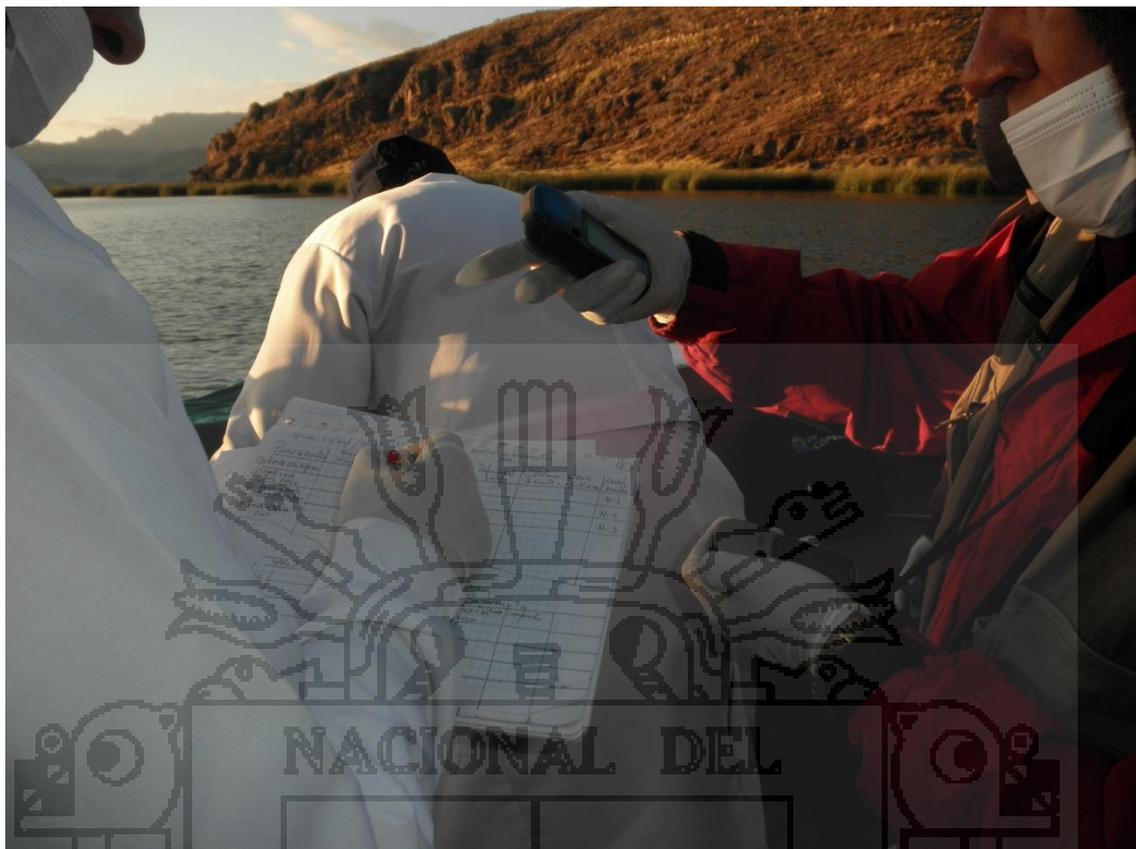
Fotografía 1. Toma de las muestras de sedimentos en la Bahía Interior de Puno



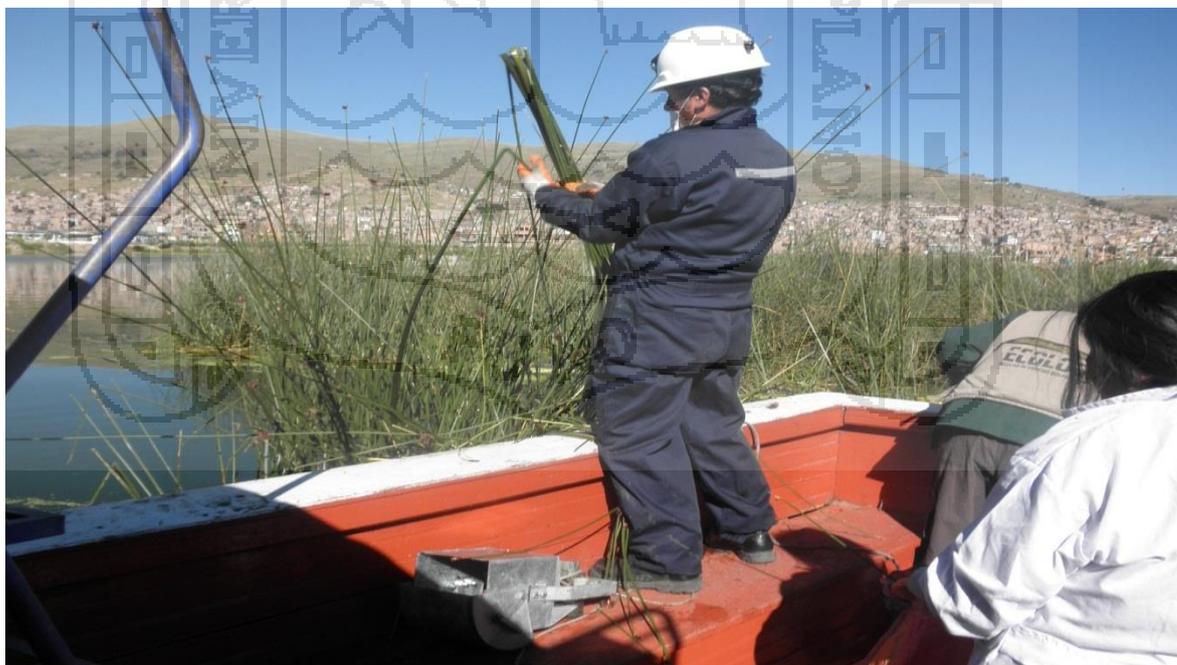
Fotografía 2. Toma de muestras de sedimentos en la Bahía Interior de Puno



Fotografía 3. Toma de muestras de sedimentos en la Bahía Interior de Puno



Fotografía 4. Caracterización de los parámetros en los sedimentos en la Bahía Interior de Puno



Fotografía 5. Tomando muestras de las plantas acuáticas



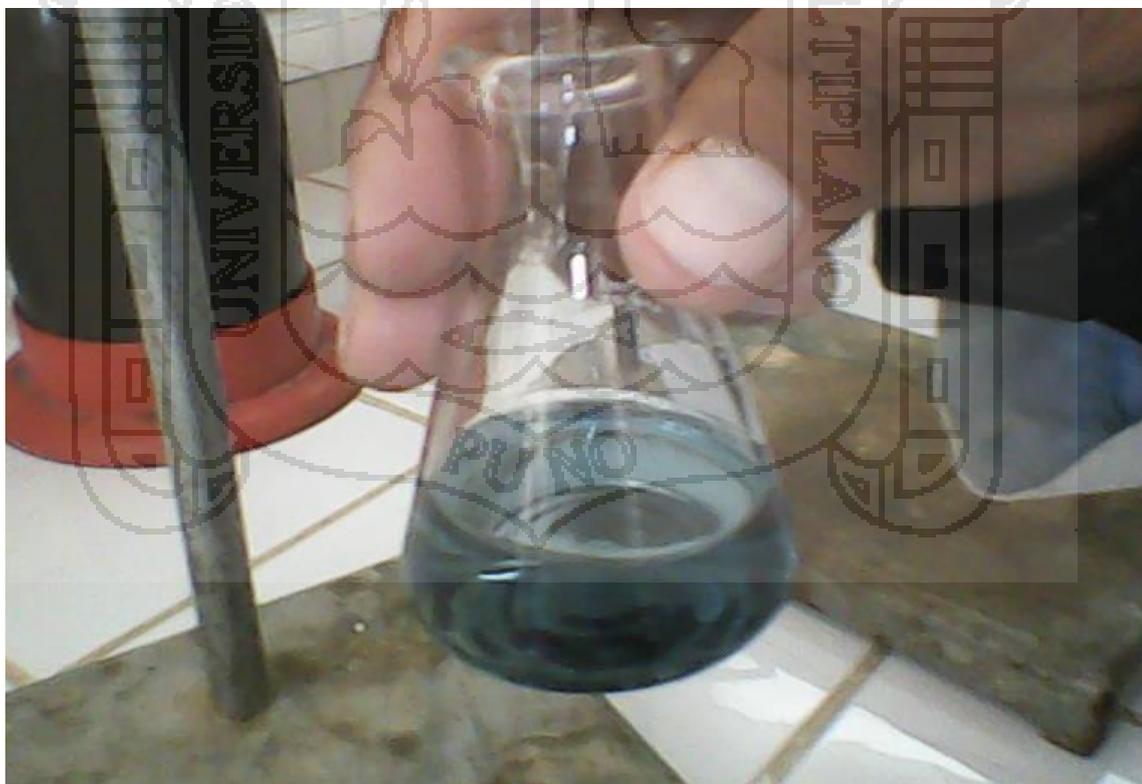
Fotografía 6. Preparando la totora para la digestión



Fotografía 7. Obteniendo sólidos totales en las plantas acuáticas



Fotografía 8. Determinado la demanda bioquímica de oxígeno



Fotografía 9. Determinado la demanda química de oxígeno



Fotografía 10. Determinando la capacidad calorífica de los residuos