



ESPE
UNIVERSIDAD DE LAS FUERZAS ARMADAS
INNOVACIÓN PARA LA EXCELENCIA

MAESTRÍA EN SISTEMAS DE GESTIÓN AMBIENTAL
XI PROMOCIÓN

TESIS DE GRADO MAESTRÍA EN SISTEMAS DE GESTIÓN AMBIENTAL

TEMA: “PURIFICACIÓN DE AGUAS DE REGADÍO DEL CANAL
LATACUNGA-SALCEDO-AMBATO POR FILTRACIÓN ANAERÓBICA-
AERÓBICA”.

AUTOR: MAYORGA LLERENA EDUARDO PATRICIO
DIRECTOR: Ing. CARRERA- VILLACRÉS DAVID Ph. D.

SANGOLQUÍ, JULIO DE 2014

UNIVERSIDAD DE LAS FUERZAS ARMADAS-ESPE
VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN Y VINCULACIÓN
CON LA COLECTIVIDAD

MAESTRÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL
XI PROMOCIÓN 2011-2012
DECLARACIÓN DE RESPONSABILIDAD
Eduardo Patricio Mayorga Llerena

DECLARO QUE

El proyecto de tesis de grado: PURIFICACIÓN DE AGUAS DE REGADÍO DEL CANAL LATACUNGA-SALCEDO-AMBATO POR FILTRACIÓN ANAERÓBICA-AERÓBICA, ha sido desarrollado en base a una investigación teórico-práctica exhaustiva, respetando los derechos intelectuales de terceros, conforme se referencia en el presente trabajo y bajo información proveniente de fuentes primarias y secundarias.

La información y estudio realizado constituye un aporte inédito de investigación por el autor, consecuentemente los resultado son de mi autoría y de mi total responsabilidad.

Sangolquí, 16 de julio de 2014

Eduardo Patricio Mayorga Llerena

UNIVERSIDAD DE LAS FUERZAS ARMADAS-ESPE
VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN Y VINCULACIÓN
CON LA COLECTIVIDAD

MAESTRÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL
XI PROMOCIÓN 2011-2012

AUTORIZACIÓN

Yo, Eduardo Patricio Mayorga Llerena, autorizo a la Universidad de las Fuerzas Armadas-ESPE la publicación en la biblioteca virtual de la institución la tesis de grado PURIFICACIÓN DE AGUAS DE REGADÍO DEL CANAL LATACUNGA-SALCEDO-AMBATO POR FILTRACIÓN ANAERÓBICA-AERÓBICA, cuyo contenido, ideas y criterios son de mi exclusiva responsabilidad y autoría.

Sangolquí, 07 de julio de 2014

Eduardo Patricio Mayorga Llerena

DEDICATORIA

A mi esposa Gissela

Quien con su apoyo incondicional y colaboración me ha ayudado a consolidar mis emprendimientos

A mis hijos David y Cristina

A mis Padres, por sus apoyo incondicional

En memoria de mis Abuelos Agricultores

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad del Ejército-ESPE, a su Personal Docente y en especial a los Profesores de Posgrado, quienes cumplen su responsabilidad a cabalidad, más allá del cumplimiento del deber, ya que lo hacen por un precepto de su intrínseca necesidad.

Mis más sinceros agradecimientos al Sr. Ing. David Carrera Ph D. Director de tesis, quien gracias a sus contribuciones y dirección, este trabajo ha llegado a feliz término.

Un agradecimiento especial al Ing. J.L. Carrera Falcón Msc. Oponente del plan de tesis y a la Quim. Erika MurgueitioMsc, oponente de tesis, por sus aportes y observaciones.

A la Ing. Esthela Salazar por su gestión como coordinadora de la maestría

Al Consejo Provincial de Tungurahua en sus representantes: Ing. Fernando Naranjo Lalama Prefecto Provincial e Ing. Carlos Sánchez Director de recursos Hídricos y Gestión Ambiental.

Al Centro Agrícola Ambato en su representante Ing. M. Guzmán Gerente.

Al Laboratorio de Química Ambiental de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Central del Ecuador y al personal del laboratorio OSP por el apoyo brindado.

Al INAMHI, en la persona de la Dr. Janeth Cartagena.

INDICE GENERAL

1.1	Introducción	1
1.2	Justificación e importancia.....	2
1.3	Planteamiento del problema.....	3
1.4	Formulación del problema	5
1.5	Hipótesis	5
1.6	Objetivo general.....	5
1.7	Objetivos específicos	5
CAPITULO II.....		7
2Marco Teórico.....		7
2.1	Antecedentes del estado del arte	7
2.2	. El recurso agua.....	7
2.2.1	Tipos de Agua.....	8
2.2.2	Características químicas que influyen en el agua de riego	10
2.2.3	Toxicidad Iónica.....	20
2.2.4	Efecto Osmótico	21
2.2.5	Estructura Geológica de la Cuenca del Cutuchi	21
2.2.6	Clasificación hidro-geoquímica del agua	22
2.2.7	Problemática de salud y eficacia de las aguas de regadío	23
2.2.8	Sistemas de tratamiento de aguas	25
2.2.9	Procesos biológicos de tratamientos de aguas residuales	28
2.2.10	Marco conceptual	31
CAPITULO III.....		33
3Metodología		33
3.1	Ubicación geográfica del proyecto de investigación	33
3.2	Identificación de variables /categorías a utilizar en el proceso investigativo	35
3.3	Método de Investigación, técnicas e instrumentos de recolección y procesamiento de datos e información.....	35
3.3.1	Diseño del estudio	35
3.3.2	Tipo de muestra	36
3.3.3	Trabajo de campo	36
3.3.4	Conservación y almacenaje de las muestras.....	36

3.3.5	Trabajo de Laboratorio.....	36
3.3.6	Análisis estadístico	37
3.3.7	Diseño de sistema de filtración.....	38
CAPITULO IV.....		40
4Resultados y Discusiones.....		40
4.1	Número de análisis de estudio y condiciones ambientales	40
4.2	Pluviosidad de la Cuenca del Cutuchi.....	40
4.3	Composición Iónica	40
4.3.1	Comprobación de exactitud de resultados	45
4.4	Relación de Conductividad Eléctrica y la Composición Iónica.....	45
4.5	Relación de la Conductividad Eléctrica y los Sólidos Totales Disueltos (STD)	50
4.6	Calidad Agronómica del Agua.....	56
4.6.1	Presión Osmótica.....	56
4.6.2	Análisis de Salinidad	59
4.6.3	Análisis de Salinidad Potencial	61
4.6.4	Análisis de riesgo de Sodicidad.....	61
4.7	Efecto de la concentración de iones CO_3^{2-} y HCO_3^-	66
4.8	Clasificación de las aguas en base a su efecto sobre la infiltración	67
4.9	Diagrama de Facies de Piper.....	69
4.10	Toxicidad por Boro	71
4.11	Presencia de Plomo	72
4.12	Parámetros Físico-Químicos y Microbiológicos.....	73
4.12.1	Análisis del diseño experimental de la remoción de materia orgánica.....	73
4.12.2	Datos estadísticos de DQO y DBO de los tratamientos en fase I y II	77
4.12.3	Comprobación de Hipótesis	77
4.13	Remoción de Coliformes:	80
5Conclusiones y Recomendaciones.....		84
5.1	Conclusiones.....	84
5.2	Recomendaciones	86
6CAPÍTULO VI.....		87
6Bibliografía		87

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Calidad Microbiológica del agua. (ASTM, 1979).....	9
Cuadro 2. Parámetros fisicoquímicos de agua para riego. (Lasso y Ramírez, 2011)	10
Cuadro 3. Clasificación de las aguas con base en la conductividad eléctrica. Richards <i>et al.</i> (1954)	12
Cuadro 4. Condicionales de determinación de salinidad efectiva.(Aguilera y Martínez, 1996)	13
Cuadro 5. Clasificación de aguas de regadío en base a la salinidad efectiva. (Aceves, 2011)	13
Cuadro 6. Clasificación de las aguas en base al RAS. (Richards <i>et al.</i> 1954).	14
Cuadro 7. Guidelines for interpretation of water quality for irrigations. Ayers y Westcot (1976)	15
Cuadro 8. Clasificación de las aguas de acuerdo al índice de Carbonato de Sodio residual.(Richards,1954)	20
Cuadro 9. Directrices de la OMS–informe-Engelberg sobre calidad microbiológica y de Nematodos intestinales de aguas residuales para uso en agricultura	24
Cuadro 10. Períodos de supervivencia de ciertos patógenos excretados en el suelo y las superficies de los cultivos a 20° 30°C.(OMS,1989).....	25
Cuadro 11. Niveles de tratamiento de acuerdo a mecanismo y eficiencia de remoción (Silva <i>et al.</i> 2008).....	27
Cuadro 12. Métodos Estándar de Análisis (APHA, 1995).....	38
Cuadro 13. Sustancias disueltas en el Agua.(Sánchez y Carvacho, 2011)	41

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Procesos convencionales de tratamiento de aguas residuales.(Lahera, 2010). ...	28
Tabla 2 Pluviosidad del 201 en estaciones de INAMHI: Clirsen, Pastocalle y Aeropuerto Latacunga en los meses enero, febrero y marzo.	40
Tabla 3 Pluviosidad del 2013 en estaciones de INAMHI: Clirsen, Universidad Técnica de Cotopaxi y Aeropuerto Latacunga en los meses julio y agosto.....	40
Tabla 4 Composición Iónica de las Aguas del canal LSA fase I.	42
Tabla 5 Datos estadísticos de la Composición iónica de las aguas del canal LSA fase I.	43
Tabla 6 Composición Iónica de las Aguas del canal LSA fase II.	44
Tabla 7 Datos estadísticos de la Composición iónica de las aguas del canal LSA fase II.	45
Tabla 8 Porcentaje de error de resultados analíticos. APHA (1995).	45
Tabla 9 Valores de conversión para obtener Conductividad eléctrica calculada. APHA(1995).	52
Tabla 10 Datos de CE experimental y calculada de las fases I y II. APHA(1995).....	52
Tabla 11 Presión osmótica de las aguas del canal LSA calculado en base a la concentración de iones.	57
Tabla 12 Promedio de la composición iónica de las aguas de regadío del canal de riego LSA.	60
Tabla 13 Clasificación de las aguas para riego de acuerdo al índice de salinidad potencial. (Aceves, 2011),(Aguilera y Martínez, 1996).....	61
Tabla 14 Clasificación de las aguas del canal LSA de acuerdo a RAS_{orig} y RAS_{aj} . (Richards <i>et al.</i> , 1959).	62
Tabla 15 Efecto de la concentración de iones CO_3^{2-} y HCO_3^- (Eaton, 1950 descrito en Meza, 2009).....	66
Tabla 16 Porcentajes de Cationes y aniones de las fases I y II para cálculos de diagrama de Piper.....	70
Tabla 17 Composición del agua de riego proveniente del canal LSA.	73
Tabla 18 Valores de DQO ($mg\ O_2\ l^{-1}$) en fase I, tratamientos T50/4 y T75/2 y muestra sin tratamiento.	74

Tabla 19 Valores de DQO ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$) fase II, tratamientos T50/2 y T75/4 y muestra sin tratamiento.....	75
Tabla 20 Datos estadísticos de DQO y DBO de las aguas del canal LSA en su fase I...	77
Tabla 21 Datos estadísticos de DQO y DBO de las aguas del canal LSA en su fase II.	77
Tabla 22 Porcentajes de remoción de DQO de tratamientos: A1B1, A1B2, A2B1 y A2B2.	78
Tabla 23 Anova del Porcentaje de Remoción de DQO.....	78

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de la clasificación de las Aguas por el método US salinity laboratory (1954).....	17
Figura 2. Clasificación hidrogeoquímica de las aguas según el diagrama de Piper. (Carrera, 2007)	23
Figura 3. Cuenca Hidrográfica del río Cutuchi, ubicación geográfica del canal de riego LSA.	34
Figura 4. Sistema de Filtración Anaeróbico –Aeróbico. Vista lateral, diseño E. Mayorga ..	39
Figura 5. Sistema de Filtración Anaeróbico –Aeróbico. Vista Superior, Diseño E. Mayorga	39
Figura 6. Correlación entre la Conductividad Eléctrica y la concentración de cationes (a), aniones (b) en las aguas del canal LSA fase I.	47
Figura 7. Correlación entre la Conductividad Eléctrica y Concentración de cationes (a), aniones (b) de las aguas del canal LSA en la fase II.	49
Figura 8. Correlación entre la Conductividad Eléctrica y Concentración de Sólidos Totales Disueltos (STD) Vs. Fase I(a), Fase II (b) de las aguas del canal LSA.	51
Figura 9. Correlación de Conductividad Eléctrica experimental vs. Conductividad Eléctrica Calculada de las aguas del canal LSA, a) fase I y b) fase II.	54
Figura 10. Distribución de frecuencias de conductividad eléctrica de las aguas del canal LSA, fase I y II.....	55
Figura 11. Relación de la Presión osmótica y la Conductividad eléctrica de las aguas del canal de riego LSA (a) fase I y (b) fase II.....	59
Figura 12. Diagrama de clasificación de aguas fase I en base a CE y RAS según Riverside, California. (Richards <i>et al.</i> 1954).....	63
Figura 13. Diagrama de clasificación de aguas fase II en base a CE y RAS según Riverside, California, (Richards <i>et al.</i> 1954).....	64
Figura 14. Diagrama de riesgo de reducción de aguas del canal LSA en fase I y II en base a CE y RAS.....	69
Figura 15. Valores de B en las aguas del canal LSA.	72
Figura 16. Remoción de materia orgánica en valores de DQO (mg l^{-1}) de los tratamientos de la fase I (T50/4 y T75/2) y fase II (T50/2 y T75/4).	75
Figura 17. Valores promedios de temperatura y pH en las fases I y II de las aguas del canal LSA.....	76

Figura 18. Relación de significancia del Porcentaje de Remoción DQO vs. Tratamientos fase I, fase II y entre variables A (altura) y B (Número de Bandejas).....	79
Figura 19. Remoción de Coliformes fecales de las aguas del canal LSA. (a) fase I y (b) fase II con respecto a la contaminación de las aguas del canal LSA.....	82

RESUMEN

El agua es importante en la agricultura, su mal uso genera sodicidad del suelo; el objetivo de este trabajo fue caracterizar físico-química, microbiológica y la influencia del agua del canal Latacunga-Salcedo-Ambato en el deterioro del suelo; el estudio se ubicó en las coordenadas: UTM(WGS84) Zona 17S X:766806; Y:9867344. El sistema de filtración anaeróbico-aeróbico empleó dos reactores de 1 m³, la piedra pómez cubre 1/2 y 3/4 del primero (T50/T75), el segundo contiene cascarilla de arroz en 2/4 filas de bandejas de 15 cm de altura (T2/T4). Se tomaron 16 muestras por triplicado cada/8 días, en la fase I (enero-marzo) se aplicó T50/T4 y T75/T2 y fase II (Julio-agosto) T50/T2 y T75/T4. Se analizaron: pH, CE, Temperatura, STD, DQO, DBO₅, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CO₃²⁻, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, B, Pb, coliformes totales y fecales bajo norma ASTM. Las aguas se ubican en las categorías C2 y C3 como salinidad, la relación CE/RAS_{org} determina aguas de clase C2-S1/C3-S1 y C3-S1 en fases I y II respectivamente. CSR, PSI y PSE no sobrepasan los límites. PSP sobrepasa el 50%, lo que determina alto riesgo de sodicidad y posible deterioro del suelo. La remoción de materia orgánica (DQO) es satisfactoria con 16% y 29,2% en T50/T4 y T75/T2; 43,6 y 53,7% en T50/T2 y T75/T4, no son significantes para p= 0,05 y 0,01 en variables A y B; mientras AxB resultan significantes, el contaje bacteriano sobrepasa 10⁶100 ml⁻¹, los sistemas son una opción para la remoción de carga orgánica pero insuficientes para remover carga bacteriana

PALABRAS CLAVES: MINERALIZACIÓN, SALINIDAD, TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS, AGUAS RESIDUALES, DQO, CARGA BACTERIANA

ABSTRACT

Water quality is important in agriculture, irrigated misuse generates sodification of soils, the objective of this study was to characterize the water physico-chemical and microbiological and determine the influence of water from channel Latacunga-Salcedo-Ambato (LSA) into mineralization soils, the study was located in Ambato, coordinates: UTM (WGS84) Zone 17SX: 766 806, Y: 9867344. The anaerobic-aerobic system used two reactors for filtration, each of 1 m³, the first part contains pumice that covers 50% and 75% of the reactor (T50/T75) and the second contains rice raw, placed in rows of 2/4 trays 15 cm (T2/T4) the study was conducted in phase I (January-March) with treatments T50/T4 and T75/T2, phase II (July-August) with treatments T50/T2, T75/T4. Parameters: pH, EC, temperature, STD, COD, BOD₅, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CO₃²⁻, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, B, Pb, Microbiological: total and fecal coliforms tested under ASTM. The waters belong to the C2 and C3 categories such as salinity, EC/RASorg determined water of class C2-S1/S1-C3 and C3-S1 in phases I and II respectively. CSR, PSI and PSE are within the limits. PSP exceeds 50%, which determines a high risk of sodicity and soil disturbance.

The removal of organic matter (COD) is satisfactory with 16% and 29.2% in T50/T75 and T4/T2; 43.6% and 53.7% in T50/T75 and T2/T4, are not significant at p = 0.05 and 0.01 in variables A and B; A x B are significant while the bacterial count exceeds 10⁶ 100 ml⁻¹, systems are an option for the removal of organic load but insufficient to remove bacterial load.

KEYS WORDS: MINERALIZATION, SALINITY, BIOLOGICAL TREATMENT, SEWAGE, COD, BACTERIAN LOAD.

CAPITULO I

1.1 Introducción

La gestión integrada de los recursos naturales debe operar de manera coordinada y planificada por las instituciones gubernamentales y la sociedad civil; sin embargo, en el Ecuador no solo que la administración de las cuencas no coinciden con la estructura política-administrativa; sino que además, se genera una duplicidad y competencia de funciones entre los organismos encargados de la Gestión (Reyes, D; Galárraga, R; Abraham, E.; Salomón, M., 2005); el caso del manejo del recurso hídrico en el Ecuador no es la excepción.

A pesar de conocer que el agua es un elemento fundamental para la vida, que el 80% del agua limpia se convierte en agua residual y su mal uso en la producción agropecuaria determina el deterioro de las condiciones de vida de la población rural, la misma que consume aproximadamente el 65% del recurso disponible (Cisneros, O., González, J., y Fuente, C., 2001); en el Ecuador no existe una cultura para conservar y proteger las fuentes y evitar el deterioro de los recursos hídricos. Gran parte de los suelos cultivables en el Ecuador dependen de las condiciones climáticas, el agua para la agricultura proviene fundamentalmente de los recursos hídricos superficiales, en el caso de la provincia de Cotopaxi alrededor del 95,67% de caudales concesionados se usan para riego (Ecuador Latacunga, 2011); por lo general, el agua es el elemento que restringe la producción agrícola, por lo que el interés por la demanda de agua por regadío es fundamental ya que su escasez genera dificultades de manera general para la vida del ser humano.

Este anhelo de disposición de agua de regadío fue mitigado en la zona centro del país con la construcción del canal de riego para las provincias de Cotopaxi y Tungurahua y cuando se culminó una obra deseada por los agricultores durante mucho tiempo. El canal de riego Latacunga Salcedo Ambato (LSA) inicia su operación en el año 1985; sin embargo, recién en el año 2000 y de acuerdo a la nueva estructura constitucional de 1998, la Junta general de Usuarios del sistema de riego LSA adquiere personería jurídica.

La cobertura de regadío del canal LSA está repartida en 61 juntas modulares, agrupadas en 4 zonas que se inician en el sector de Tiobamba-Latacunga y finaliza

en la parroquia Augusto N. Martínez en la ciudad de Ambato, a lo largo de aproximadamente 40 Km, con un caudal de 4500 a 5200 litros⁻¹, consigue regar alrededor de 6287 hectáreas, abastece a 17000 familias de los cantones de Latacunga, Salcedo, en Cotopaxi; Ambato y Píllaro en Tungurahua, (Ecuador MAGAP, 2005) cuyos cultivos predominantes son transitorios, como: cebada, habas, cebolla, maíz, hortalizas, papas y pastizales.

1.2 Justificación e importancia

En el Ecuador no se valora el recurso hídrico, generalmente se concibe como un recurso gratuito e ilimitado, no existe protección de las cuencas hidrográficas; debido a la falta de sistemas de depuración de aguas residuales (AR), más del 95 % de las AR se vierten directamente a los ríos sin ningún tratamiento previo.

La población de Cotopaxi es 349540 habitantes según Ecuador, (Ecuador INEC, 2011), INEC (2011), el 70 % se localiza en la cuenca del Cutuchi (Salomón, M., Galarraga, R., Reyes, D., Rubio, C., Abraham, E., 2008)

Una gran variedad y cantidad de sustancias químicas provenientes principalmente de efluentes de origen antropogénico-urbano son descargadas directamente en los cuerpos receptores (ríos y quebradas), lo cual causa el deterioro de la calidad de los cuerpos de agua, inadecuada gestión ambiental y deterioro de la calidad de vida de la población y si estos se reutilizan en el área agrícola causan un impacto negativo no solo en la productividad, sino también en la salud de la población y biodiversidad por disminución de las áreas agrícolas, disminución de la fertilidad de los suelos, disminución de fauna silvestre y posible contaminación de aguas subterráneas (Saravia, Cisneros, & Castro, 2011)

De acuerdo a la actual Constitución y la normativa existente, las aguas servidas y los residuos industriales no podrán descargarse directa o indirectamente en quebradas, ríos, sin previo tratamiento; son los organismos seccionales como las municipalidades, los entes obligados a realizar el análisis periódico de afluentes para determinar el grado de contaminación (Ecuador MAE, 2003)

En las administraciones gubernamentales se destinan presupuestos para el desarrollo de infra-estructura, pero no se cuenta con un organismo de coordinación institucional entre las entidades nacionales y los organismos regionales, como son

Consejos Provinciales, etc., por lo que no se logra una gestión integral del manejo del recurso hídrico; así se construyen canales de agua de regadío, embalses; no obstante, no existe mantenimiento y manejo eficaz de las obras existentes, ya sea construyendo plantas de tratamiento de aguas servidas en los poblados que vierten sus aguas a los cauces de los ríos, o construyendo infra-estructura de recolección de aguas lluvias como medidas de protección de la calidad de las aguas de regadío y que eviten la contaminación y degradación de los suelos (Pérez, C., y Ricardo-Calzadilla, M., 2011).

1.3 Planteamiento del problema

(Ecuador Senagua, 2010) señala que la cuenca del río Cutuchi se encuentra alterada, los estudios de diagnóstico determinan que no existe tratamiento de aguas en toda la cuenca y que recibe efluentes de aguas servidas, fábricas, hospitales, granjas lecheras, etc., por lo que las aguas conllevan contaminantes industriales y domésticas; en general, solo algunas empresas como Don Diego, Novacero y la maderera Aglomerados Cotopaxi cuentan con sistemas de tratamiento que les permite cumplir con la normativa, otras se encuentran lejos de cumplir con las disposiciones legales.

Por otro lado, las aguas domésticas de la zona se vierten sin previos tratamientos, en especial las aguas provenientes de la ciudad de Latacunga en las que se han identificado 321 descargas que corresponden a barrios, ciudadelas, urbanizaciones, éstas aportan el caudal del río Cutuchi con la cantidad de 110 litros¹; solo siete asentamientos poblados disponen de pre-tratamientos con estructuras para retención de sólidos como son pozos de revisión, según (Ecuador Acotecnic, 2010) resulta que el 85% de la contaminación del río Cutuchi es causada por las aguas servidas, mención especial debe hacerse a los vertederos de las actividades como: mecánicas, lavadoras de autos, que no cuentan con tratamientos previos de sus aguas antes de descargar a la red de alcantarillado público y evacuan productos como aceites, grasas, lubricantes, detergentes; así como también centros de atención médica y hospitalaria como el hospital Provincial de Latacunga, del IESS, Patronato Municipal, que igualmente descargan sus aguas servidas a la red de alcantarillado sin tratamiento alguno.

Según (Salomón, M., Galarraga, R., Reyes, D., Rubio, C., Abraham, E., 2008) más del 70 % del agua del río Cutuchi presenta mala calidad, mientras que solo un 10 % se considera de calidad excelente y estas se encuentran en las nacientes o inicios de las fuentes y de acuerdo a la norma de agua para uso agrícola, se rebasa los valores permitidos, pues las aguas de la cuenca presentan valores superiores de 4×10^2 hasta 8×10^4 como número más probable por 100 mililitros (NMP100 ml⁻¹), las bacterias contaminantes son aeróbicas, por lo tanto consumen oxígeno y sobre todo son trasmisoras de enfermedades infecciosas como: gastrointestinales y en la piel de los seres humanos; así como también el DBO₅ es un parámetro que supera la norma de aguas para riego. Otros parámetros que sobrepasan los límites son Plomo, aceites y grasas (Ecuador Senagua, 2010).

Según (Ecuador SEMPLADES, 2010) el 60 % de agua suministrada a la población no es potable y el 74% de la red pública de alcantarillado se encuentra en condiciones precarias; mientras que la producción agropecuaria ocupa el 44% de la población económicamente activa de la zona de planificación 3 del país, integrada por las provincias de Cotopaxi, Chimborazo, Pastaza y Tungurahua, resulta ser la más extensa del país, con un área de 44899 km² y equivale al 18% del territorio ecuatoriano, gran parte de la zona agrícola corresponde a la cuenca del Cutuchi (Dueñas, 2010), sus productos se comercializa en los principales centros de acopio del Ecuador, por esta razón es imprescindible implementar un plan para descontaminar sus aguas

Debido al desconocimiento del agricultor, a una situación económica precaria, a la incapacidad de gestión en el uso del suelo y del recurso hídrico; así como al incipiente nivel organizacional de las instituciones del estado y a la falta de planificación presupuestaria para el manejo ambiental, no se ha mitigado ni remediado de manera global los efectos que causan las aguas de riego del canal de riego LSA en los suelos, y consecuentemente sobre la producción de los alimentos (Villafañe, 2002).

El presente tema de tesis hace referencia a la caracterización de los contaminantes fisicoquímicos y microbiológicos de la cuenca del Cutuchi que por causas antropogénicas (industrial o doméstica) se encuentran presentes en las aguas

del canal de riego LSA, como consecuencia se genera un crecimiento bacteriano, aumento de la materia orgánica (MO), posible destrucción de la estructura del suelo de uso agrario y degradación de la calidad de los alimentos; por lo que el presente trabajo resulta de suma importancia pues la información obtenida permitirá tomar medidas mitigadoras para evitar el deterioro de las zonas productivas que se encuentran irrigadas por las aguas del canal LSA.

1.4 Formulación del problema

Se desconoce:

Cuál es el nivel de contaminación biológica de las aguas del canal LSA.?

Cuál es el deterioro por mineralización de las aguas del canal LSA?

Cuál es la eficiencia del sistema biológico de filtración anaeróbico-aeróbico en el tratamiento de las aguas del canal LSA?

1.5 Hipótesis

$H_0 = \text{¿No es posible la remoción de la carga orgánica en un 50\% con el sistema de filtración biológico anaeróbico (piedra pómez) – aeróbico (cascarilla de arroz)?}$

$$\mu T_{50/4} = \mu T_{75/2} = \mu T_{50/2} = \mu T_{75/4}$$

$H_1 = \text{¿Es posible la remoción de la carga orgánica en un 50\% con el sistema de filtración biológico anaeróbico (piedra pómez) – aeróbico (cascarilla de arroz)?}$

$$\mu T_{50/4} \neq \mu T_{75/2} \neq \mu T_{50/2} \neq \mu T_{75/4}$$

1.6 Objetivo general

Aplicar el proceso de filtración anaeróbica-aeróbica en predios irrigados por aguas del canal Latacunga –Salcedo –Ambato para el mejoramiento de la calidad del agua para riego.

1.7 Objetivos específicos

- Caracterizar las aguas del canal LSA en parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, Análisis: pH, CE, Temperatura, STD, DBO₅, DQO, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CO₃²⁻, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, B, Pb, microbiológico: Coliformes totales, y Coliformes fecales.

- Implementar el sistema de filtración anaeróbico-aeróbico, en sus variables soporte piedra pómez (50 y 75 cm de altura) y cascarilla de arroz (2 y 4 filas de tamices), en fase I corresponde a la época de invierno (enero-marzo) con

tratamientos T50/4 y T75/2; en fase II corresponde a la época de estiaje (Julio-agosto) con tratamientos T50/2 y T75/4 en la finca ubicada en la Provincia de Tungurahua, barrio cuatro esquinas correspondiente al Caserío Santa Fé de la Parroquia Atahualpa, Cantón Ambato y ubicada en las coordenadas UTM (WGS84) Zona 17S X: 766806; Y: 9867344.

- Caracterizar las aguas del canal LSA pre y post-tratamiento, en parámetros fisicoquímicos y microbiológicos: pH, CE, Temperatura, STD, DQO, DBO₅, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CO₃²⁻, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, B, Pb, Coliformes totales y Coliformes fecales.

- Determinar análisis de varianza (ANOVA) de la demanda química de oxígeno (DQO), la influencia de las variables, soporte piedra pómez (50 y 75 cm de altura) y cascarilla de arroz (2 y 4 filas de tamices), del sistema de filtración en el tratamiento de las aguas del canal de riego LSA, se evaluará la significancia en base a la prueba F.

CAPITULO II

2 Marco Teórico.

2.1 Antecedentes del estado del arte

Investigaciones realizadas en torno a la problemática de la contaminación del río Cutuchi y su impacto en la agricultura se identifican las siguientes:

1. Pozo, C. (2012). *Fito-remediación de Las Aguas del Canal de Riego LATACUNGA–SALCEDO-AMBATO mediante humedales vegetales a nivel de prototipo de campo Salcedo-Cotopaxi*. Universidad Técnica de Ambato. Tesis inédita tercer nivel.

2. Barona, W. (2009). Diseño de una planta para la producción de agua apta para el consumo humano en la planta de producción de Familia Sancela S. A. Escuela Superior Politécnica del Chimborazo. Tesis inédita tercer nivel.

3. Ecuador Acotecnic. (2010). Plan Maestro de Alcantarillado de la ciudad de Latacunga. Informe. Municipio de Latacunga.

4. Ecuador SENAGUA. (2010) Plan de descontaminación y manejo integral de la recuperación de la micro-cuenca del Cutuchi, Provincia del Cotopaxi. Informe. Quito.

5. Muyulema, D. (2010) *Las aguas servidas del barrio San José de Pucarami en la parroquia Cunchibamba y su influencia en la calidad de las aguas del canal de riego LATACUNGA– SALCEDO – AMBATO*. Universidad Técnica de Ambato. Tesis inédita tercer nivel. No.555.

6. Betancourt, O., Larcos, M. (1990). *La contaminación de las aguas del Canal de Riego LATACUNGA–SALCEDO-AMBATO y de los productos agrícolas en Quillanloma*, Universidad Técnica de Ambato Tesis inédita tercer nivel.

2.2 . El recurso agua

El Agua es el elemento esencial para la vida en el planeta y uno de los recursos valiosos que forma parte del desarrollo de la población, en promedio se necesitan 3000 litros día⁻¹ persona⁻¹ para las necesidades y alimentación, el gasto doméstico representa un 11% del consumo de agua, mientras que el 59% en países desarrollados se destina a consumo industrial (Silva, J., Torres, P., Madera, C. , 2008).

Para el año 2025, el consumo de agua destinada a uso industrial alcanzará los 1170 km³ por año, cifra que en 1995 se situaba en 752 km³año⁻¹,(Rodríguez, A., Letón, P., Rosal, R., Dorado, M., Villar, S. y Sanz, J. , 2006).

En la actualidad, la importancia del agua es una preocupación fundamental de los procesos de planificación y desarrollo de los pueblos, por lo que hablar de calidad del agua está fuera de discusión; por otro lado, cada vez más se habla de la cantidad de agua y la disponibilidad, ésta es ciertamente escasa, realidad que generó el concepto de desarrollo sostenible cuyo objetivo es lograr una vida saludable y productiva en armonía con la naturaleza, pues constituye un derecho soberano el aprovechamiento de los recursos de acuerdo a las políticas ambientales y de desarrollo (ONU, 2002)

El aprovechamiento de los recursos pone en evidencia los impactos y consecuencias de un manejo inadecuado de las cuencas hídricas que consume cantidades ingentes de agua y presenta poca eficiencia en el tratamiento de aguas utilizadas.

2.2.1 Tipos de Agua

De acuerdo al uso se clasifican en tres grupos:

- a). Para consumo humano y alimentación como: bebida directa, preparación de alimentos; necesidades domésticas, higiene y limpieza de materiales y utensilios, actividades comerciales;
- b). Para la industria y
- c). Para la agricultura

La calidad del agua se rige bajo requisitos rigurosos establecidos en las normativas nacionales e internacionales, según la American PublicHealthAssociationStandartMethodsfortheexamination of Water and Wastewater caracteriza como parámetro de calidad el nivel de concentración microbiológica, en elCuadro 1 se resumen dichos valores:(ASTM, 1979).

Cuadro 1
Calidad Microbiológica del agua. (ASTM, 1979)

CALIDAD DE AGUA	NÚMERO GERMENES ml ⁻¹
Excesivamente pura	0 a 10
Muy pura	10 A 100
Pura	100 A 1000
Medianamente pura	1000 A 10 000
Impura	10000 A 100000
Muy Impura	Más de 100000

2.2.1.1 Contaminación del Agua

Se considera que el agua está contaminada cuando se ven alteradas sus características físicas, químicas, biológicas o su composición y su uso en actividades domésticas, industriales o agrícolas se ven limitadas (Romero-Aguilar M. Colín-Cruz, 2009).

El 80% de agua limpia utilizada en el servicio doméstico o industrial se convierte en agua residual (Cisneros, O., González, J., y Fuente, C., 2001), una costumbre de las poblaciones que crecen de manera acelerada y no disponen de una planificación adecuada es verter de manera directa las aguas residuales domésticas en los cuerpos de aguas superficiales y en el suelo, por lo que se genera un impacto directo de las actividades del hombre en la calidad de agua de un ecosistema (Giogios, S., Stamatis, N. y Kallianiotis, A., 2005); en México entre un 36 % y el 40,2% de las aguas residuales reciben tratamiento (Lahera, 2010); mientras que en Ecuador el 92% de las aguas residuales se descargan en cursos naturales sin ningún tratamiento, alterando gravemente a los ecosistemas, (Ecuador SEMPLADES, 2010).

2.2.1.2 El Agua Residual y su Uso

El uso de las aguas residuales (AR) se conoce desde tiempo antiguo en Atenas, por lo que los agricultores se constituyen en el potencial usuario de manera directa e indirecta de las aguas residuales; posteriormente con el proceso de revolución Industrial e inicios del siglo XX, y con el crecimiento poblacional en los centros urbanos se generó un mayor volumen de aguas residuales por lo que se generalizó su uso en el agro, en la actualidad la agricultura demanda el 70 % del recurso hídrico (Lasso, J., Ramírez, J., 2011) y (Carrera-Villacrés. D. Ortega-Escobar, H., Ramírez-García, J., Ramírez-Ayala, C., Trejo-López, C., Becerril-Román, A., 2011).

La calidad de agua para riego se determina por la concentración en solución o suspensión de entidades químicas y componentes que adquiere durante su transporte desde los puntos de precipitación o fuentes de infiltración y drenaje de la cuenca; a esto se suma la posible contaminación antropogénica.

Las AR vertidas a las cuencas superficiales contienen material suspendido y disuelto tanto orgánico como inorgánico que contribuye a la fertilidad del suelo, sin embargo si no se tiene caracterizado debidamente los aportes orgánicos e inorgánicos, se puede tener un efecto nocivo que deterioran la calidad del suelo, (Houlbrooke D. J., 2004) y (Zamora, F., Rodríguez, N., Torres, D., y Yendis, H. , 2008).

Una excesiva salinidad derivada de la presencia de iones Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , ó B, puede producir daños a los cultivos. En el Cuadro 2 se identifican los parámetros físico-químicos de agua para riego (Steele, P., 2009) y (Lasso, J., Ramírez, J. , 2011)

Cuadro 2

Parámetros fisicoquímicos de agua para riego. (Lasso y Ramírez, 2011)

Parámetro	Unidad	Parámetro Riego gravedad	FAO (1985) Riegoalizado
Conductividad eléctrica (CE)	Mmho cm^{-1}	< 0,7	
Sólidos suspendidos (SS)	mg l^{-1}	< 100	< 50
Sólidos totales (ST)	mg l^{-1}	< 600	
Sólidos disueltos totales (STD)	mg l^{-1}	< 450	
Sodio (Na^+)	mg l^{-1}	< 3	
Boro (B)	mg l^{-1}	< 4	
Hierro (Fe^{2+})	mg l^{-1}	< 5	
Magnesio (Mg^{2+})	mg l^{-1}	0 -5	
Manganeso (Mn^{2+})	mg l^{-1}	< 0,2	
Ph		6,5-8,4	< 7,0
Fósforo (P)	mg l^{-1}	0 -2	

La CE se define como la aptitud para transmitir la corriente eléctrica, es un parámetro muy dependiente de la temperatura, siendo necesario referenciar a esta cuando se reporta valores de CE.

2.2.2 Características químicas que influyen en el agua de riego

Las características químicas importantes y que su presencia en aguas interfieren en las características y propiedades del suelo se pueden resumir en:

-Alcalinidad (OH^-),

- La salinidad: se manifiesta en los parámetros de Conductividad Eléctrica (CE), y Sales totales disueltas (STD), así como en los índices de Salinidad Efectiva (SE), Salinidad Potencial (SP),

-Efecto probable del Sodio sobre las características físicas del suelo Sodicidad definido en:

- Relación de adsorción de Sodio (RAS),
- Carbonato de Sodio residual (CSR) y
- Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI)
- Efecto de la concentración de iones CO_3^{2-} y HCO_3^- y Toxicidad iónica.

A continuación se describen brevemente cada uno de estos parámetros.

2.2.2.1 Alcalinidad

Definido como el contenido de sustancias alcalinas $[\text{OH}]^-$, su determinación es importante para procesos de coagulación, ablandamiento corrosión y capacidad tamponante del agua, se debe a la presencia de los siguientes compuestos: CO_3^{2-} , HCO_3^- , $(\text{OH})^-$, contribuyen en menor proporción los PO_4^{3-} , $[\text{SiO}_4]^{4-}$ y $[\text{B}(\text{OH})_4]^-$.

2.2.2.2 Salinidad

Se define al proceso de acumulación de sales solubles en la zona radical de los cultivos, el exceso de iones dificulta el movimiento osmótico del agua y de los electrolitos por las vías fisiológicas e interfiere en la absorción de los sustratos, puede llegar a generar un proceso de hiper-osmoticidad; es decir extraerá el agua de la planta, generando pérdidas de rendimiento (Prieto, 2008). En el proceso de enriquecimiento del suelo con sales más solubles que el yeso (CaSO_4), los principales tipos de sales que se encuentran en suelos salinos son metales alcalino y alcalino-térreos con iones como Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , y NO_3^- (Ortiz, I., Sanz, J., Dorado, M. & Villar, S., 2007), por lo general los iones Cl^- , SO_4^{2-} de las sales de Na^+ y Mg^{2+} son los iones referentes de la salinidad y es la contaminación más significativa que reciben aguas residuales para regadío pues influyen directamente en la reducción y retardo del proceso de germinación (Laynez-Garzaball, 2007).

Toda aplicación de regadío incorpora sales al suelo, y en la medida que la planta tiene un mecanismo de selección para ciertos iones que se asimilan al absorber el agua, se genera una concentración salina a medida que el suelo se seca.

En los suelos contaminados por el fenómeno de salinización, en las que existe cantidades estimables de Bicarbonatos, se puede pronosticar que precipiten con los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} formando CaCO_3 , generando una disminución de sales solubles, (Carrera-Villacrés, D. Ortega-Escobar, H., Ramírez-García, J., Ramírez-Ayala, C., Trejo-López, C., Becerril-Román, A., 2011); mientras que en el caso específico de que sea el Na^+ el catión predominante se habla de suelos sódicos, dando lugar a una alcalinización que genera dispersión de las arcillas, y a la destrucción de la estructura del suelo, (Ortiz, I., Sanz, J., Dorado, M. & Villar, S., 2007).

Las sales solubles en solución generan un fenómeno osmótico, anomalía que se acentúa por la evaporación natural y transpiración de las plantas, en zonas que presentan evapotranspiración (ET) elevada se genera un proceso de acumulación de iones a través de las aguas de escorrentía cargada de sales que se depositan en zonas de depresión.

La mayor contaminación de salinización se debe a prácticas inadecuadas en la agricultura como es el riego con aguas residuales, aplicaciones de fertilizantes solubles en cantidades exageradas y actividades industriales y mineras (Sánchez, M., Carvacho, L. I Bernardo O'Higgins, Chile., 2011). Las aguas se clasificaron en base a la conductividad eléctrica (CE) según (Richards, L., 1954) como se resume en el Cuadro 3.

Cuadro 3

Clasificación de las aguas con base en la conductividad eléctrica. Richards *et al.* (1954)

Clasificación	Tipo	CE $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Observaciones
C1	Agua de Baja salinidad	< 250	Condiciones normales de riego
C2	Agua de salinidad media	250-750	Necesita lavado moderado
C3	Agua altamente salina	750-2250	No utilizar en suelos sin drenaje
C4	Agua muy altamente salina	>2250	Debe lavarse

2.2.2.3 La salinidad efectiva (SE)

Caracteriza la precipitación probable de CaCO_3 , MgCO_3 , CaSO_4 con lo que permite una disminución sobre la presión osmótica, se observa que la SE es la suma de cationes menos los iones que pueden precipitar como sales, (Aceves, N., 2011) y (Aguilera, C. y Martínez, E., 1996), 1996) concepto que se resume en el Cuadro 4:

Cuadro 4

Condicionales de determinación de salinidad efectiva. (Aguilera y Martínez, 1996)

Si Concentración de Calcio es	Concentraciones restantes	Salinidad efectiva se determina por
\geq	$(\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$	$\sum \text{cationes} - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$
$<$	$(\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-});$ pero $\text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$	$\sum \text{cationes} - \text{Ca}^{2+}$
$<$	$\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$ Pero $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) > (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$	$\sum \text{cationes} - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$
$(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) <$	$\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$	$\sum \text{cationes} - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$

En el Cuadro 5 se resume la clasificación de las aguas de regadío de acuerdo a la salinidad efectiva.

Cuadro 5

Clasificación de aguas de regadío en base a la salinidad efectiva. (Aceves, 2011)

CLASE	USO	SALINIDAD (meq l^{-1})
Primera	Sin peligro (buena)	< de 3.0
Segunda	Condicionada	3.0– 15.0
tercera	Peligrosa, NO recomendable	> de 15.0

2.2.2.4 La salinidad Potencial

Relaciona el tipo de sales en concentraciones de humedad bajas, ya que en esas condiciones existe mayor probabilidad que la presión osmótica aumente.

Se caracteriza en base a la concentración de Cloruros y Sulfatos en concentraciones meq l^{-1} . (Rodríguez-Ortiz, 2009), de acuerdo a la siguiente relación:

$$\text{SP} = [\text{Cl}^-] + \frac{1}{2}[\text{SO}_4^{2-}]$$

2.2.2.5 Concentración de Sodio

Denominada también Sodicidad, se determinan tres tipos diferentes de parámetros:

- Relación de adsorción de Sodio (RAS),
- Carbonato de Sodio residual (CSR), y
- Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI).

2.2.2.6 Relación de Adsorción de Sodio: (RAS)

La valoración del riesgo de salinización del suelo se realiza en base a parámetros que se determinan en el agua de riego y el efecto que el Sodio genera en los suelos, éstos se clasifican en base al índice definido como RAS, como se resume en el Cuadro 6.(Richards, L., 1954)

Cuadro 6

Clasificación de las aguas en base al RAS.(Richards *et al.*1954).

Clasificación	Tipo	RAS	Observaciones
S1	Aguas bajas en Sodio	<10	Poca probabilidad de PSI
S2	Aguas medias en Sodio	10 a 18	Presenta problemas si no hay lavado
S3	Aguas altas en Sodio	18 a 26	Necesita prácticas especiales de manejo
S4	Aguas muy altas en Sodio	>26	Inadecuada, excepto cuando es su salinidad baja

Los valores asignados al RAS en esta clasificación son referenciales, inicialmente se estableció en base a la relación del Sodio con el Calcio, sin embargo dentro de la relación de los iones Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} su efecto no varía proporcionalmente (Olías, M., Cerón, J. y Fernández, I., 2005). El Magnesio presenta un comportamiento similar desde el punto de vista de neutralización de cargas negativas en el intercambio catiónico que sucede en el suelo, por lo que se modificó la relación a la siguiente, (Can, C. A., Ramírez, A.C., Ortega, E. M., Trejo, L.C., Cruz, D. J., 2011).

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}}$$

El RAS como relación original es muy variable ya que no siempre está el Ca^{2+} disponible y varía por procesos de precipitación, por lo que el índice se ajusta al RAS_{aj} definido en la relación, (Carrera-Villacrés, D., 2007):

$$\text{RAS}_{aj} = \text{RAS}_{orig} [1 + (8,4 - \text{pHc})]$$

El pHc es el pH teórico en equilibrio con la calcita CaCO_3 y se calcula:

$$\text{pHc} = (\text{pK}_2 - \text{pK}_{ps}) + \text{p}(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) + \text{p}(\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$$

$\text{pK}_2 - \text{pK}_{ps}$ Constituye el logaritmo negativo de la segunda constante de disociación del H_2CO_3 y la constante de solubilidad del CaCO_3 respectivamente, las dos se encuentran corregidas por la fuerza iónica.

$\text{p}(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ es el logaritmo negativo de la concentración molar del Ca^{2+}

$p(\text{CO}_3^{2+} + \text{HCO}_3^-)$ es el logaritmo negativo de la concentración equivalente de las bases CO_3^{2+} y HCO_3^- .

Existe otro método que utiliza un sistema de clasificación definido por la FAO, se fundamenta igualmente en el RAS y CE, fue desarrollado por (Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1976), relaciona la conductividad eléctrica y el RAS con lo que permite clasificar el riesgo de peligrosidad, la propuesta original se resume en la Cuadro 7.

Cuadro 7

Guidelines for interpretation of water quality for irrigations. Ayers y Westcot (1976)

Irrigation Problem	Degree of Problem		
	NO Problem	Increasing problema	Severe Problem
Salinity (Affects crop water availability) ECw (mmhos/cm)	<0.75	0.75 -3.0	>3.0
Permeability (affects infiltration rate into soil) ECw (mmhos/cm)	>0.5	0.5-0.2	<0.2
Adj SAR ^{1/2/}			
Montmorillonite (2:1 crystal lattice)	<6	6-9 ^{3/}	>9
Illite-vermiculite (2:1 crystal lattice)	<8	8-16	>16
Kaolinite-sesquioxides (1:1 crystal lattice)	<16	16-24 ^{3/}	>24
Sporewcidòn Toxicity (affects sensitive crops)			
Sodium ^{4/5/} (adj SAR)	< 3	3-9	>9
Chloride ^{4/5/} (meq/l)	< 4	4-10	>10
Boron (mg/l)	<0,7-5	0.75 -2	>2
Miscellaneous effects (affects sensitive crops)	<5	5-30	>30
NO ₃ -N (or) NH ₄ - N (mg/l)	<1.5	1.5-8.5	>8.5
HCO ₃ (meq/l) [overhead sprinkling]	[Normal	Range 6.5-8.4]	
pH			

^{1/} Adj SAR means Adjusted Sodium Adsorption Ratio and can be calculated using the procedure give in table 3

^{2/} Values presented are *for* the dominant type of clay mineral in the soil since structural stability varies between the various clay types (Rallings, 1966, and Rhoades, 1975). Problems are less likely to develop if water salinity is high; more likely to develop if %rater salinity is low.

^{3/} Use the lower range if ECw < 0.4 mmhos/cm;

Use the intermediate range if ECw = 0.4-1.6 mmhos/cm;

Use upper limit if ECw > 1.6 mmhos/cm

^{4/} Most tree crops and woody ornamentals are sensitive to sodium and chloride (use values shown). Most annual crops are not sensitive (use the salinity tolerance tables [Table 5]).

^{5/} with sprinkler irrigation on sensitive crops, sodium or chloride in excess of 3 meq/l under certain conditions has resulted in excessive leaf absorption and crop damage.

< means less than, > means more than

De acuerdo a(Ecuador MAE, 2003)se especifica de manera textual la prohibición de uso de aguas servidas para riego, se exceptúa este uso siempre y cuando exista tratamiento y los parámetros cumplan con los niveles de calidad especificados en la norma.

Debe indicarse que los mencionados parámetros de los niveles guía de calidad del agua para riego resultan ser los indicadores definidos por (Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1976)

Según el cuerpo técnico del laboratorio de salinidad de los Estados Unidos Riverside, California, descrito en(Olías, M., Cerón, J. y Fernández, I., 2005)definido como método de US salinityLaboratory (1954) descrito en (Génova, L. , 2011) estima la aptitud del agua para riego y relaciona el índice de salinidad (como RAS) y el riesgo de sodificación (expresado en CE), las clases se resumen en la Figura 1.

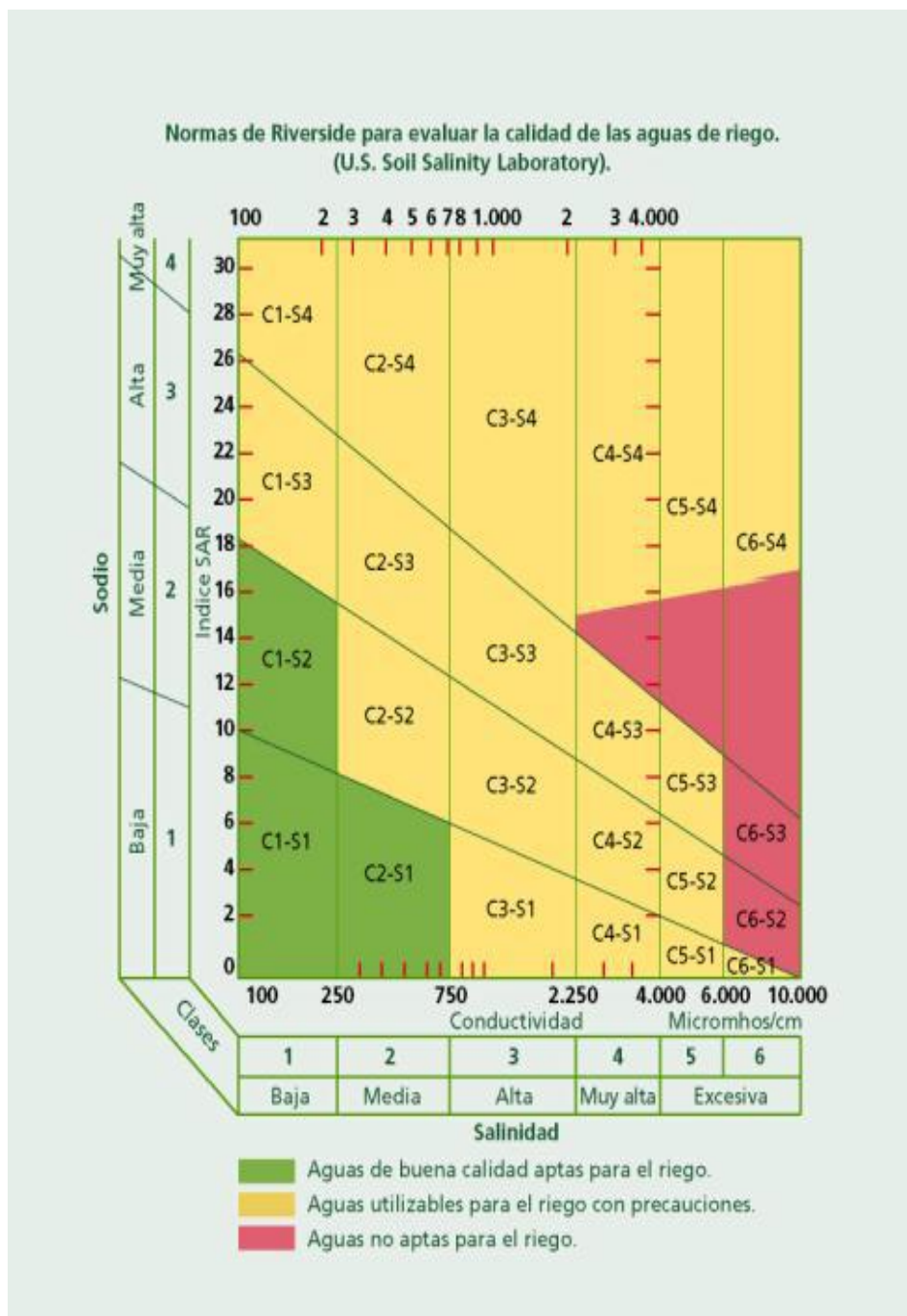


Figura 1. Diagrama de la clasificación de las Aguas por el método US salinitylaboratory (1954).

2.2.2.7 Carbonato de Sodio Residual (CSR)

Este indicador representa la peligrosidad del Na^+ , luego de que han reaccionado los cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} con los aniones CO_3^{2+} y HCO_3^- , y corresponde a la porción de la alcalinidad total asociada a $\text{CO}_3^{2+} + \text{HCO}_3^-$ de iones monovalentes, los incrementos en (CSR) son producto de incrementos en Na^+ y/o K^+ o en

disminuciones en las concentraciones de aniones diferentes a CO_3^{2+} y HCO_3^- (Cl^- , SO_4^{2-} o NO_3^-), como el K^+ se encuentra habitualmente en muy bajas cantidades en la solución del suelo, el aumento de la CRS podría ser solo atribuible a la acumulación de sales de sodio; consecuentemente, si en el medio existen incrementos de Na^+ y los contraiones son Cl^- , SO_4^{2-} no hay ganancia neta de CRS; por lo que suelos que acumulan Na_2SO_4 y NaCl no deberían considerarse sódicos aun con valores de RAS elevados, según (Guerrero -Alves, J., Pla-Sentis, I. y Valera, A. , 2009), existe la posibilidad que se formen Na_2CO_3 , debido a que su alta solubilidad y que pueden permanecer en solución aún después que han precipitado los CaCO_3 y MgCO_3 , en estas condiciones la concentración total y relativa de sodio puede ser suficiente para desplazar al Ca^{2+} y Mg^{2+} de la solución del complejo de intercambio, produciendo la defloculación, por lo que la relación de CSR se expresa en la siguiente ecuación:

$$\text{CSR} = (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$$

Concentraciones en meq l^{-1}

Valores de CSR menores de 1,25 se consideran recomendables para riego; mientras que valores superiores hasta 2,5 se consideran poco recomendables, y valores superiores a 2,5 no recomendables. (Cobo, N., Madera, C., Echeverri, A., 2012).

2.2.2.8 Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI)

El exceso del ion Sodio como PSI constituye un problema para los cultivos ya que genera una pérdida de textura porosa en el suelo, bajo nivel de sales solubles por lo que se reduce la capacidad de drenaje, mayor humedad y acumulación de iones en la zona de crecimiento vegetal; por lo que la planta se encuentra sumergida en agua de alta salinidad y por ende se genera un efecto adverso en el crecimiento de la planta, el sodio presente en el complejo de intercambio actuaría sobre la erosión laminar de dos maneras opuestas:

a) incrementa la dispersión, es decir la resistencia del suelo a través del desarrollo de un sello superficial y por lo tanto reduce su desprendimiento (tendencia a separarse) y

b) incrementa el escurrimiento y por ende la capacidad de transporte, puesto que el sello superficial disminuye la velocidad de infiltración con lo que se genera una

escasa estabilidad estructural(Gottfriedt, 2004) y(Parra, M., Fernández –Escobar, Navarro, C., Arquero, O., 2002).

Por definición se considera suelo Sódico si el valor de PSI supera el 15%, el índice PSI se vincula al RAS de acuerdo a la siguiente en relación:

$$P.S.I. = \frac{100[-0.0126 + 0.01475 \cdot (RAS)]}{1 + [-0.0126 + 0.01475 \cdot (RAS)]}$$

Si se toma en consideración que el CaCO_3 precipita, el PSI se expresa en la siguiente relación:

$$PSI = 2 \text{ RAS} [1 + (8.4 - \text{pHc})]$$

Donde:

Ras es la relación de adsorción de Sodio y

pHc es el pH teórico en equilibrio con la calcita CaCO_3 . Richards *et al.* (1959) citado en(Carrera-Villacrés, D., 2007).

2.2.2.9 Efecto de la concentración de iones CO_3^{2-} y HCO_3^-

Una presencia excesiva del HCO_3^- está relacionada a la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} ya que por equilibrio se genera CaCO_3 que precipita; el efecto de estos iones repercute en los índices de Carbonato de Sodio Residual (CSR) y Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI).

(Richards, L., 1954) Cita a Eaton (1950), quien propuso tres términos para referirse al efecto del HCO_3^- con relación al Ca^{2+} y Mg^{2+} y son: el índice de Porcentaje de Sodio Posible (PSP) y el Porcentaje de Sodio Encontrado (PSE) y EL CSR.(Cortés-Jiménez, J., Troyo-Diéguéz, E., Murillo-Amador, B., García-Hernández, J., Garatuza-Payán, J. y Suh Lee.S , 2008). Sus fórmulas son:

$$\begin{array}{l} \text{Porcentaje de Sodio encontrado} \\ \text{(PSE)} \end{array} \qquad \text{PSE} = \frac{\text{Na}^+}{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+)} \times 100$$

$$\begin{array}{l} \text{Porcentaje de Sodio posible (PSP)} \end{array} \qquad \text{PSP} = \frac{\text{Na}^+}{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+) - (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)} \times 100$$

Los valores de CRS se detallan en el Cuadro 8.

Cuadro 8

Clasificación de las aguas de acuerdo al índice de Carbonato de Sodio residual.(Richards,1954)

Clasificación	Tipo	CSR(meq l ⁻¹)	Observaciones
1	Aguas altas en CSR	<2.5	No son buenas para riego
2	Aguas medias en CSR	1.25-2.5	Dudosas para riego
3	Aguas bajas en CSR	>1.25	Buenas para riego

De acuerdo al índice porcentaje de Sodio posible (PSP), valores < del 50% definen la calidad de agua como buena; mientras que valores > del 50% definen la calidad del agua como condicionada para su uso en regadío según Richards *et al.* (1959) citado en (Carrera-Villacrés. D. Ortega-Escobar, H., Ramírez-García, J., Ramírez-Ayala, C., Trejo-López, C., Becerril-Román, A., 2011) y (Meza. L., 2009). El porcentaje de Sodio encontrado (PSP) es la proporción porcentual del Sodio con respecto a los principales cationes que intervienen en la sodificación. Si el PSE es 50%, existe la posibilidad de desplazamiento del Ca²⁺ y Mg²⁺ como sales de CaCO₃, MgCO₃, CaSO₄ y MgSO₄ (Aguilera, C. y Martínez, E., 1996).

2.2.3 Toxicidad Iónica

La contaminación del agua por sustancias químicas presentes en el medio puede acarrear serias consecuencias, determinados compuestos químicos presentan un elevado grado de toxicidad, de gran importancia por las implicaciones que su presencia ocasionan, produciendo distintos grados de efectos: inmediatos, latentes, crónicos, etc.

Dentro del grupo de compuestos por fuentes naturales están los siguientes: B, P, As. El caso del B es especial ya que en pequeñas concentraciones (0,2 mg l⁻¹) es esencial para el crecimiento de las plantas; sin embargo y dependiendo de la tolerancia del cultivo en concentraciones de 1 a 2 mg l⁻¹ se considera tóxico. El P disuelto como ion PO₄³⁻ es causante del fenómeno de eutrofización, por lo que su concentración límite es 0,05 mg l⁻¹, genera crecimiento excesivo de algas, descomposición por putrefacción, (Parra, M., Fernández –Escobar, Navarro, C., Arquero, O., 2002). El As en el agua está relacionado a procesos hidrogeológicos naturales, la presencia en aguas de vertientes naturales se debe a los movimientos geológicos, actividad volcánica y la intervención antrópica por la

extracción de agua desde pozos superficiales, los niveles de As en el agua se establecen en $0,1 \text{ mg l}^{-1}$, (Ecuador MAE, 2003).

2.2.4 Efecto Osmótico

La disolución de sustancias en el agua confiere a ésta, propiedades que se describen como coligativas entre las que se cuenta la presión osmótica (PO) y se define como la presión del disolvente para evitar el su flujo a través de una membrana semipermeable hasta que se igualen la concentraciones de solutos en las soluciones que se encuentran a ambos lados de la membrana semipermeable. Las aguas de riego pueden afectar el crecimiento de las plantas cuando la concentración de sustancias disueltas confieren presiones osmóticas que inhiben el paso hacia la membrana celular y su ascenso a través del xilema desde las raíces, la PO se encuentra en relación con la concentración de solutos y por ende con la CE. La presión osmótica se calcula en base a la ecuación de los gases

$$\pi = cRT$$

Donde: π es la presión osmótica en atm.

c es la concentración molar de la solución (mol l^{-1})

R es la constante general de los gases ($0,082 \text{ l atm mol}^{-1}\text{°K}^{-1}$), y

T es temperatura absoluta (°K)

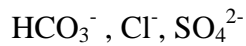
2.2.5 Estructura Geológica de la Cuenca del Cutuchi

La mayor parte del continente Americano se encuentra depósitos de suelo residuales formado por la meteorización de cenizas volcánicas constituidos por silicatos, vidrio volcánico, feldspatos, cuarzo, hornblenda, hiperestena, augita, magnetita, (Lizcano, A., Herrera, M. y Santamarina, J., 2006).

Los suelos de la cuenca del Cutuchi corresponden al orden Inceptisoles con predominancia de la suborden Andepts por constituirse de cenizas volcánicas, (Ecuador Latacunga, 2011) y (Ecuador MAGAP, 2011), los Inceptisoles están formados sobre rocas ígneas cuyo proceso de meteorización genera silicatos (SiO_2) de Al^{3+} , Fe^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ . (Chinchilla, M., Mata, R., Alvarado, A., 2011). La composición de iones en las aguas de escorrentía superficial provenientes de aguas lluvias o del acuífero es dependiente de la interacción agua-fase sólida, se debe considerar igualmente que existen factores que influyen en esta interacción como:

tiempo de contacto, naturaleza del mineral por el cual atraviesa las aguas, condiciones del sistema como temperatura, presión, pH. etc.

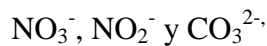
Los componentes mayoritarios se definen a aquellos que normalmente superan concentraciones de 5mg l^{-1} , los aniones de este grupo son:



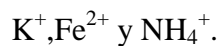
Los cationes son:



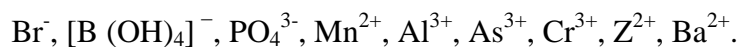
Los componentes minoritarios se encuentran en concentraciones de 0,01 a 10 mg l^{-1} , los aniones de este grupo son:



Los cationes son:



Los componentes trazas se definen aquellos cuyas concentraciones son inferiores a $0,1\text{ mg l}^{-1}$, en este grupo se encuentran los siguientes iones:



La secuencia normal en concentraciones de los iones definida como agua 'joven' y de reciente infiltración, es:



Debido al tiempo de residencia del agua en el acuífero se genera una evolución de la secuencia de los aniones, ya que los Cl^- , SO_4^{2-} tienden a predominar; mientras que en el caso de cationes la inversión de la secuencia no necesariamente se desarrolla como inversión, este proceso de intercambio fue desarrollado por Chebotarev, nombre con la que se conoce actualmente la secuencia (Raji, B., Alagbe, A., 1999).

2.2.6 Clasificación hidro-geoquímica del agua

Permite relacionar la composición química de las aguas y la constitución de las rocas, el diagrama que se utiliza es el de Piper basado en la representación de tres cationes y tres aniones en los vértices de dos triángulos, desde donde se proyecta interceptas a la estructura romboide dispuesto entre los dos triángulos, en la Figura 2 se identifican las zonas definidas según Piper. Fetter, 1998 descrito en (Carrera-

Villacrés, D., 2007)y (Can, C. A., Ramírez, A.C., Ortega, E. M., Trejo, L.C., Cruz, D. J. , 2011).

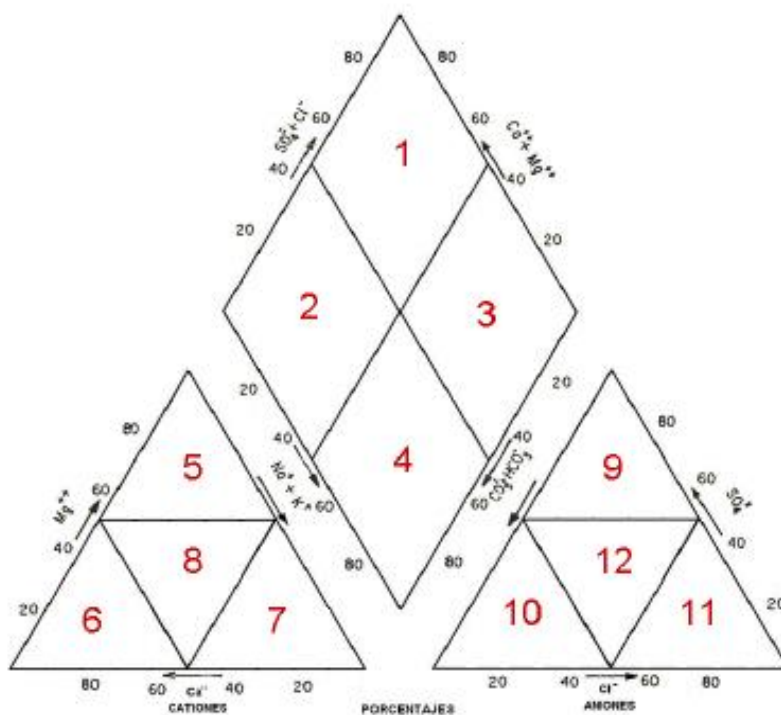


Figura 2. Clasificación hidrogeoquímica de las aguas según el diagrama de Piper. (Carrera,2007)

1Aguas sulfatadas y/o cloruradas, cálcicas y/o magnésicas.

2Aguasbicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas.

3Aguascloruradas y/o sulfatadas sódicas.

4Aguasbicarbonatadas sódicas.

5Aguas magnésicas.

6Aguas cálcicas.

7Aguas sódicas.

8Aguas magnésicas, cálcicas y sódicas.

9Aguas sulfatadas.

10Aguasbicarbonatadas.

11Aguascloruradas.

12Aguas sulfatadas, bicarbonatadas y cloruradas.

2.2.7 Problemática de salud y eficacia de las aguas de regadío

El regadío de zonas cultivables con agua residual doméstica constituye un riesgo para la salud humana por la presencia de patógenos que involucran: virus (enterovirus, adenovirus, rotavirus), bacterias (coliformes, etc.), protozoos o helmintos (lombrices) de origen humano.

Las aguas residuales generan problemas de salud pública, un 40% de la población urbana en América Latina contrae enfermedades infecciosas asociadas al agua, (Veliz, E., Llanes, J., Asela, L., & Bataller, M., 2009)

La calidad sanitaria del agua de riego está determinada por la cantidad de parásitos, representados por los huevos de helmintos y Coliformes fecales como indicador de los niveles de bacterias y virus que generan enfermedades entéricas en el hombre.

La calidad de las aguas para uso agrícola se categoriza en 3 tipos como se observa en la Cuadro 9.

Cuadro 9.

Directrices de la OMS—informe-Engelberg sobre calidad microbiológica y de Nematodos intestinales de aguas residuales para uso en agricultura (1).

Categoría	Condiciones de aprovechamiento	Grupo expuesto	Nematodos Intestinales(2) (media aritmética huevos/100ml)	Coliformes fecales (3) (media geométrica /100 ml)	Tratamiento necesario para lograr la calidad microbiológica exigida
A	Riego de cultivos que se consumen crudos, campos de deportes o parques públicos.	Trabajador o público	< 1	< 1 000	Serie de estanques de estabilización o tratamiento equivalente.
B	Riego de cultivos de cereales, industriales, forrajeros, praderas (4) y árboles (5)	Trabajador	< 1	No recomienda ninguna norma.	Serie de estanques de estabilización por 8 ó 10 días o eliminación equivalente de helmintos.
C	Riego localizado de cultivos de la categoría B cuando los trabajadores ni el público están expuestos.	Ninguno.	No es aplicable.	No es aplicable.	Tratamiento previo según lo exija la tecnología de riego, no menos que sedimentación primaria.

1. En casos específicos, se deberían tener en cuenta los factores epidemiológicos, socioculturales y ambientales de cada lugar y modificar las directrices de acuerdo con ello.

2. Especies *Ascaris* y *Trichuris* y *Anquilostomas*.

3. Durante el período de riego.

4. Conviene establecer una directriz más estricta (< 200 coliformes fecales por 100 ml) para prados públicos, como los de los hoteles con los que el público puede entrar en contacto directo.

5. En el caso de los árboles frutales, el riego debe cesar dos semanas antes de cosechar la fruta y ésta no se debe recoger del suelo. No es conveniente regar por aspersión.

Según la (OMS, 1989) la supervivencia de patógenos se resume en el Cuadro 10.

Cuadro 10.
Períodos de supervivencia de ciertos patógenos excretados en el suelo y las superficies de los cultivos a 20° 30°C.(OMS,1989)

Agente Patógeno	Período de supervivencia	
	En suelo	En cultivo
Virus: Enterovirus incluye poliovirus, echovirus, coxsackievirus	< 100 comúnmente <20 días	< 60 comúnmente <15 días
Bacterias		
Coliformes fecales	< 70 comúnmente <20 días	< 30 comúnmente <15 días
<i>Salmonella spp</i>	< 70 comúnmente <20 días	< 30 comúnmente <50 días
<i>Vibrio cholera</i>	< 20 comúnmente <10 días	< 5 comúnmente < 2 días
Protozoarios		
<i>Entamoebahistolytica</i>	< 20 comúnmente <10 días	< 10 comúnmente < 2 días
Helmintos		
Huevos de <i>Ascarislumbricoides</i>	Muchos meses	< 60 comúnmente <30 días
Larvas de Anquilostomas	< 90 comúnmente <30 días	< 30 comúnmente <10 días
Huevos de <i>Taeniasaginata</i>	Muchos meses	< 60 comúnmente <30 días
Huevos de <i>Trichuristrichura</i>	Muchos meses	< 60 comúnmente <30 días

En el Ecuador se ha soslayado el riesgo sanitario del uso de aguas residuales en la agricultura, mientras que una de las normas más estrictas, del Estado de California en Estados Unidos bajo el concepto teórico de riesgo nulo, estableció un total de 2,2 a 23 Coliformes fecales por cada 100ml, según (Veliz, E., Llanes, J., Asela, L., & Bataller, M. , 2009) valores encontrados en aguas de regadío alcanzan las cifras de $1,7 \times 10^5$ Coliformes NMP 100ml⁻¹.

2.2.8 Sistemas de tratamiento de aguas

El tratamiento de aguas debe garantizar la eliminación de los contaminantes de acuerdo a lo que especifica la norma que regula el vertido de los efluentes; así como también las condiciones de los procesos de tratamiento de AR para su reutilización,

existen diferentes maneras de clasificación de los procesos de tratamiento de aguas residuales; así se categoriza por niveles en: preliminar, primario, secundario y terciario o avanzado; mientras que de acuerdo al mecanismo, los métodos de clasifican en:

1).-NO destructivos o Físico que incluye: técnicas mecánicas (desbaste, sedimentación), de adsorción (por carbón activado), desorción (stripping), extracción con solventes y filtración de membrana (ultra y nanofiltración), y

2).-Destructivos que incluyen tratamientos biológicos (anaeróbicos y aeróbicos) y oxidación química.

Según (Rodríguez, A., Letón, P., Rosal, R., Dorado, M., Villar, S. y Sanz, J. , 2006) los métodos destructivos de oxidación química se clasifican en dos categorías: directos y avanzados. Los primeros son aquellos que utilizan oxígeno como agente oxidante e incluyen: la incineración, la oxidación húmeda (Wet Air Oxidation, WAO), la oxidación húmeda catalítica (Catalytic Wet Air Oxidation, CWAO) la supercrítica (Supercritical Wet Air Oxidation, SWAO) y la oxidación anódica (AO) o electroquímica. Los métodos avanzados implica la generación de radicales hidroxilo $[OH]^-$ como: O_3 , H_2O_2 , radiación ultravioleta y la técnica posiblemente más eficiente como es el método Fenton, (Taco, M., y Mayorga, E.P., 2013). Los mecanismos se pueden implementar de manera separada o en forma secuencial, para optimizar la purificación de las aguas el diseño dependerá del tipo de agua, grado de contaminación y del uso posterior.

La reutilización de aguas en agricultura, en cultivos que se consumirán crudos, como es el caso de las hortalizas, existen restricciones de uso por el alto riesgo de contaminación microbiológico o parasitológica (Méndez, M., Ricardo, M., Pérez, J., Hernández, G y Campos, O., 2006). En América Latina, el riego de hortalizas con aguas residuales ocupa el primer lugar (Silva, J., Torres, P., Madera, C. , 2008).

En la Cuadro 11 se resumen los niveles y mecanismos de tratamiento de AR.

Cuadro 11
Niveles de tratamiento de acuerdo a mecanismo y eficiencia de remoción (Silva *et al.* 2008).

I TEM	NIVEL				TRATAMIENTO	
	PRELIMINAR	PRIMARIO	SECUNDARIO	TERCIARIO		
Contaminantes removidos	Sólidos gruesos, basuras, arenas	Sólidos suspen. sedimentables, materia orgánica suspendida, (parcial)	Sólidos sedimen., materia org. suspendida fina/ soluble (parcialm.) nutrientes y patógenos	Sólidos no org. fina/ soluble nutrientes y patógenos	Contaminantes específicos materia orgánica fina y soluble (pulimento) nutrientes, patógenos	
Eficiencia de Remoción	DBO: 0-5% Coliformes: ≈0% Nutrientes: ≈0%	SS: 60-70% DBO: 30-40% Coliforme: 30-40 Nutrientes: <20%	SS: 60-99% DBO: 60-99% Coliformes: 60-99% Nutrientes: 10-50%	SS: 60-99% DBO: 60-99% Coliformes: 60-99% Nutrientes: 10-50%	SS: >99% DBO: >99% Coliformes: >99,9% Nutrientes: >90%	
Mecanismo predominante	Físico	Físico	Biológico o Químico	Biológico o Químico	Biológico o Químico	
Cumple patrón vertido	No	No	Usualmente Si	Usualmente Si	Si	
Cumple Patrón reuso	No	No	Usualmente Si (1)	Usualmente Si (1)	Si(2)	
Aplicación	Aguas arriba de estación de bombeo. Etapa inicial de tratamiento. Independiente de complejidad del tratamiento y del uso del efluente (vertimiento o re-uso agrícola)	Tratamiento parcial. Etapa intermedia de tratamiento. Su uso depende del tipo de tratamiento posterior. recomendable en re-uso para evitar obstrucción de los sistemas de riego	Tratamiento más completo para remoción de materia orgánica y SS. Para nutrientes con adaptaciones o inclusión de etapas específicas (parcialmente). Adecuada para aplicación en riego (con desinfección)	Tratamiento más completo para remoción de materia orgánica y SS. Para nutrientes con adaptaciones o inclusión de etapas específicas (parcialmente). Adecuada para aplicación en riego (con desinfección)	Tratamiento completo remoción de material biodegradable Disuelto. Remoción de nutrientes y coliformes. Principalmente para remoción patógena. Sin restricción de uso para cualquier tipo de cultivo	

SS, sólidos suspendidos; DBO, demanda bioquímica de oxígeno

1 Según forma de nitrógeno y aprovechamiento de los cultivos

2 Sin restricción para cualquier tipo de cultivo (Parreiras, 2005).

Los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales resultan costosos, requieren consumo de energía, de gran infraestructura de ingeniería, excesiva mecanización, instrumentación y automatización, condiciones que encarece y complica una exigente operación y mantenimiento, razones por las cuales los Gobiernos Autónomos Descentralizados presentan dificultades en

desarrollar este tipo de obras, en los últimos años se diseñaron sistemas naturales definidos como humedales (SNH), tecnología que en algo resuelve el problema de tratamiento de aguas residuales (González, O. y Deas, G. , 2011).

Los SNH son de flujo libre superficial, en los cuales el agua está expuesta a la atmósfera; incluyen: Fangales (principalmente con vegetación de musgos), Zonas pantanosas (principalmente de vegetación arbórea), y Praderas inundadas principalmente con vegetación herbácea y plantas macrófitas emergentes (USA.EPA, 2000).

Los procesos conocidos se resumen en el Tabla 1. (Lahera, 2010).

Tabla 1
Procesos convencionales de tratamiento de aguas residuales. (Lahera, 2010).

PROCESO	CAUDAL TRATADO ($m^3 s^{-1}$)
Lodos activados	38,63
Lagunas de estabilización	14,63
Primario avanzado	8,50
Lagunas Aireadas	5,96
Dual	4,37
Filtros biológicos	3,66
Zanjas de oxidación	2,31
Primario	2,08
Reactor Anaeróbico de flujo ascendente	1,20
Humedal artificial Wetland	0,43
Tanque Imhoff	0,42
Discos biológicos	0,41
Tanque séptico	0,13
Reactor enzimático	0,11
Otros	0,73
TOTAL	83,6

2.2.9 Procesos biológicos de tratamientos de aguas residuales

El mecanismo de eliminación de los contaminantes se basa en el uso de microorganismos, fundamentalmente bacterias que utilizan la materia orgánica como sustrato para su crecimiento y los nutrientes de nitrógeno y potasio principalmente; se diferencian en aeróbicos, anaeróbicos y anóxicos.

Los procesos biológicos aeróbicos se basan en el oxígeno como el aceptor de electrones, sin embargo, su baja concentración en aguas residuales constituye un limitante de su uso.

Existen muchas variantes de diseño de los procesos biológicos aeróbicos, entre los más relevantes se mencionan: los procesos de película fija, discos rotatorios

(Valdés, N. y Montesino, M. , 2003), filtros percoladores, lodos activados, etc.(Rehm, 1986).

En los procesos biológicos anaeróbicos el aceptor de electrones es el CO_2 , que por acción de las bacterias se convierte en su forma más reducida como es el CH_4 ; son los más adecuados para aguas residuales de todo tipo, en especial aguas con elevada carga orgánica, aunque de igual forma se pueden tratar aguas residuales diluidas, esta aplicación resulta conveniente en países en desarrollo de clima templado en la mayor parte del año; sin embargo su inconveniente radica en su lentitud y baja efectividad en la eliminación de patógenos por lo que requiere de tiempos largos de residencia y alta concentración de microorganismos(Rittmann B.; Mc Carty P., 2001).

2.2.9.1 Sistemas de filtración ascendentes -descendentes

Los sistemas de filtración biológica ascendente son tipos de reactores anaeróbicos que permite mantener en suspensión el agua residual, el afluente ingresa por la parte inferior a través de un sistema de distribución localizado en el fondo de la unidad, constituye un proceso de tratamiento continuo, el uso de material poroso permite la formación de una película fija que asegura la retención de sólidos, siendo la piedra pómez un material de bio-filtración adecuado, (Kocadagistan, 2003).

2.2.9.2 Piedra pómez o pomina:

Es un material Ígneo,piroclástico poroso, en forma de espuma y que se forman durante un enfriamiento muy rápido de un magma ascendente de alta viscosidad, presentan una coloración gris, densidad de 0,4 a 0,9 gcm^{-3} , pH 7.3 con un porcentaje de humedad de 3,4%, constituido básicamente por trióxido de sílice y trióxido de aluminio, (71% de SiO_2 , 12.8% de Al_2O_3 , 1.75% de Fe_2O_3 , 1.36% de CaO , 3.23% de Na_2O , 3.83% de K_2O ,), alta porosidad y gran área de superficie.

Según (Tsalakanidou, 2006)su empleo en biofiltración es apropiado desde el punto de vista económico, simple y eficaz, a pesar de que presenta una baja capacidad de adsorción en comparación con carbón activado.

Estudios a escala de laboratorio demostró que la piedra pómez es un absorbente prometedor de materia orgánica y excelente para reducir la DQO de las aguas residuales en valores hasta de 0,032 gkg^{-1} .(Jiménez, E. y Villégas, , 2005).

La piedra pómez tiene una capacidad de absorción de agua de hasta 90 veces su peso en un tiempo de hasta 120 minutos sin que altere las propiedades físico-químicas tales como pH y conductividad eléctrica, en estudios de mejora de suelo se determina que no existe alteración de Nitrógeno (como NO_3^-), Fosforo; mientras que la concentración de Potasio se incrementa de forma significativa y juega un rol importante en el equilibrio de los gases disueltos (Malekian, K., Shahbazi, H., Didehbaz, M., Dastoori, M., 2012)

2.2.9.3 Cascarilla de arroz

El arroz es una planta herbácea, pertenece al género *Oryza* sp. De acuerdo a la clasificación Taxonómica, el arroz es una Fanerógama, tipo espermatofita, subtipo angiosperma, Clase: Monocotiledónea, Orden: Glumifora, Familia: Gramínea, Subfamilia: Panicoideas, Tribu: Orizae, Subtribu: Orizineas, Género: *Oryza*, Especies: *sativa* y *glaberrima*.

La especie *sativa* es la que se cultiva en América, en el Ecuador el cultivo de arroz constituye el principal alimento de la población ecuatoriana, el 92 % del área sembrada se encuentra en las provincias del Guayas y Los Ríos, Ecuador, en el año 2009 se sembraron 390440 hectáreas con un rendimiento de 3,9 toneladas por hectárea, (Andrade, F., Loo, M., 2010).

El proceso de pilado de arroz genera una considerable cantidad de cascarilla, se estima que la producción mundial de arroz está alrededor de 550 millones de toneladas, el proceso de pilado genera un 20 % de cascarilla (Garay, R., Rallo, M., Carmona, R., y Araya, J., 2009), en el Ecuador según datos del INEC en la década de los 90 se generaron alrededor de 170 TM por año de cascarilla. (Ecuador, INEC, 2000)

La cascarilla resultante del proceso de pilado del arroz, está compuesto en su mayor parte de materia ligno-celulósica, a nivel mundial se utiliza como abono en pequeña escala, en especial vía compost (Steele, P., 2009) y su mayor parte es incinerado. En los últimos años hay un interés creciente por sus usos como alimento forrajero, material particulado para tableros; también se utiliza en la obtención de abonos orgánicos, carbonizada se aplica en el suelo ya que ayuda a mejorar la acidez del suelo e inclusive como fuente de energía, de acuerdo a análisis de su

composición se determina los siguientes componentes en proporción porcentual: Celulosa, 43-49%; Hemi-celulosa, 23-28%; Lignina 12-16%; cenizas 15 –20% y sílice 9-14%(Garay, R., Rallo, M., Carmona, R., y Araya, J. , 2009).

Usos de la cascarilla de arroz: Entre las principales propiedades físicas se tiene: es material liviano, de buen drenaje, baja capacidad de retención de humedad, sustrato orgánico de baja tasa de descomposición, (Garay, R., Rallo, M., Carmona, R., y Araya, J. , 2009)reporta el uso de materiales orgánicos resistentes a la descomposición y establece estudios del bio-deterioro de las fibras de la cascarilla en base al análisisdel crecimiento del hongo de pudrición blanca *Pleurotusostreatus* durante 30 días con una pérdida de peso de 27%.

Según (Salwa,A., Hosny,M., yBakry,M. , 2007) la cascarilla de arroz en su proceso de degradación libera peróxido de hidrógeno como principal componente en el control de crecimiento de algas colocados en una red de nylon y como flotador en dosificaciones volumétricas desde 25 gm⁻³.

2.2.10 Marco conceptual

Agua residual (AR): Aquella que ya no es agua de primer uso.

Aguas residuales domésticas (ARD): Aquellas procedentes de zonas de vivienda y de servicios generadas por el metabolismo humano y las actividades domésticas.

Aguas residuales industriales (ARI): Todas las aguas residuales vertidas y generadas por actividad comercial o industrial que no sean aguas domésticas ni de escorrentía pluvial.

Aguas urbanas/municipal (AU/M): Las aguas residuales domésticas o la mezcla de las mismas con aguas residuales industriales y/o aguas de escorrentía pluvial.

Conductividad eléctrica (CE):Relaciona la concentración de sales solubles en el agua y sirve para la clasificación del agua, está íntimamente relacionada a la presión osmótica

Clases de agua según su conductividad

Agua de baja salinidad (C1):

Puede usarse para riego de la mayor parte de los cultivos, en casi cualquier tipo de suelo, con muy poca probabilidad de que se desarrolle salinidad. Se necesita algún lavado pero éste se logra en condiciones normales de riego, excepto en suelos de muy baja permeabilidad.

Agua de salinidad media (C2):

Puede usarse siempre que haya un cierto grado de lavado. En casi todos los casos y sin necesidad de prácticas especiales de control de la salinidad se pueden producir las plantas moderadamente tolerantes a las sales.

Agua altamente salina (C3):

No puede usarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente. Aun con drenaje adecuado se pueden necesitar prácticas de control de la salinidad, debiendo por lo tanto seleccionarse únicamente aquellas especies vegetales muy tolerantes a sales.

Agua muy altamente salina (C4):

No es apropiada para riego bajo condiciones ordinarias; puede usarse ocasionalmente en circunstancias muy especiales. Los suelos deben ser permeables y el drenaje adecuado, debiendo aplicarse exceso de agua para lograr un buen lavado; en este caso se debe seleccionar cultivos altamente tolerantes a sales.

Materia orgánica biodegradable (MOB): Las proteínas, carbohidratos y grasas generan unas necesidades de oxígeno disuelto, medidas como DBO₅ y DQO (Demanda bioquímica y Química de Oxígeno), dando lugar al desarrollo de condiciones sépticas o insalubres.

Materia orgánica no biodegradable (MONB): Productos tóxicos no degradables por los sistemas de tratamientos, ejemplo: fenoles, pesticidas y órgano clorados.

Sólidos Totales Disueltos (STD): Expresado en ppm o gm^{-3} . Es un parámetro importante que ayuda a identificar la acumulación de sales en el suelo.

CAPITULO III

3 Metodología

El presente trabajo fue realizado por el Sr. Eduardo Patricio Mayorga Llerena, bajo la dirección académica del Ing. David Carrera Villacrés Ph.D.

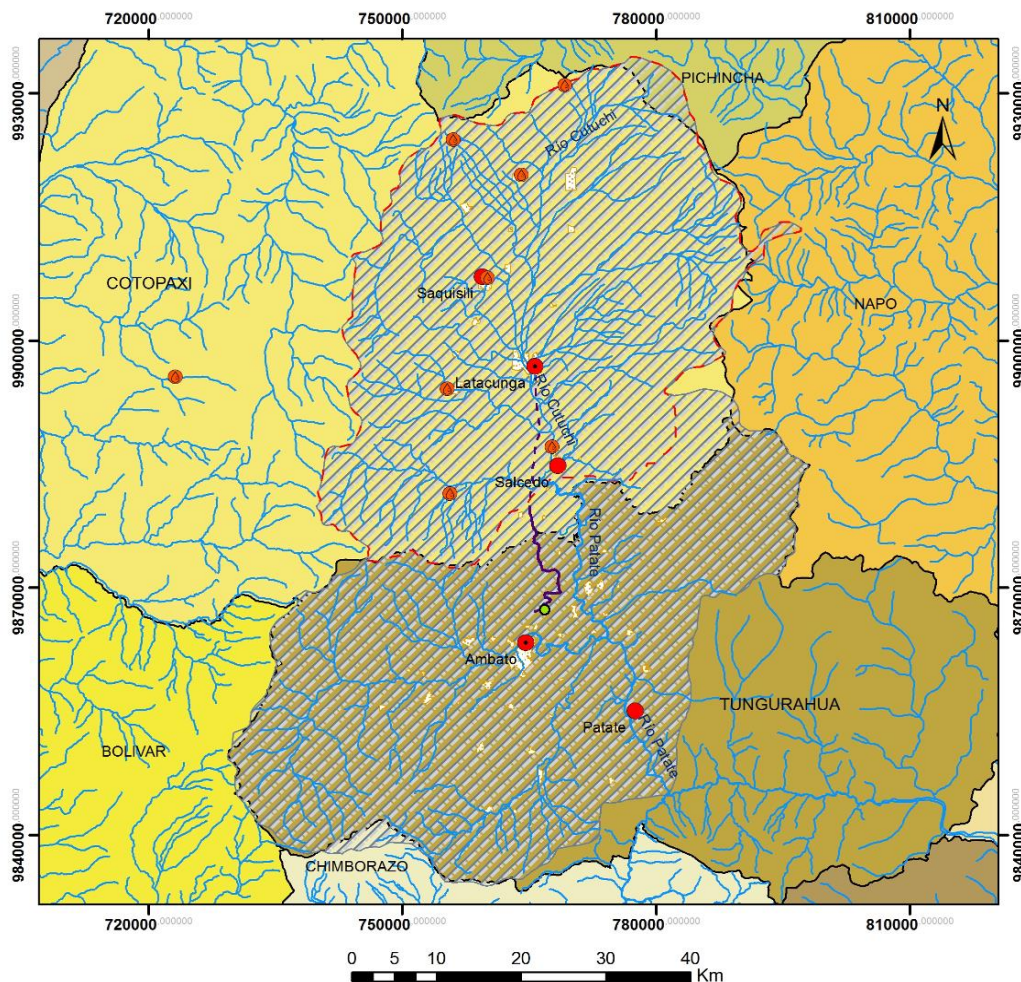
3.1 Ubicación geográfica del proyecto de investigación

El presente estudio abarca las aguas de la cuenca del Cutuchi, localizada en la zona central de la Cordillera de los Andes, pertenece a la zona alta del río Pastaza con un área aproximada de 2680 km². La altura máxima es de 5897 msnm, que corresponde a las cumbres del Volcán Cotopaxi y posee una pendiente media de 8,8%, (Salomón, M., Galarraga, R., Reyes, D., Rubio, C., Abraham, E., 2008). Tiene como afluentes por su margen derecha aguas abajo a los ríos Blanco, Pumacunchi, Icinche, Nacgsiche; y por su margen izquierda aguas abajo a los ríos Saquimala, Alaquez, Yuarahuaicu, Illuchi, Langoa Yanayacu, presenta una caracterización climática en su Zona occidental de Periodo invernal de serranía, es decir desde octubre hasta mayo; y en su Zona oriental un Periodo invernal de amazonia, en los meses de junio a septiembre (Recalde, J. , 2002).

En cotas superiores a los 3000 msnm se registra un clima típico de páramo, con precipitaciones medias anuales del orden de 1200 mm y temperaturas extremas que oscilan entre -3 y 12° C. La precipitación media anual en la cuenca Cutuchi es de 805mm, en la sub-cuenca Chalupas: 1888 mm y en la sub-cuenca Yanayacu: 2386mm.

La morfología estructural es volcánica, conformada por piroclastos y material laharítico; (Recalde, J. , 2002).

En la Figura 3 se grafica la cuenca del Cutuchi, su ubicación geográfica, estaciones INAMHI y el canal LSA.



Ubicación con respecto al Ecuador

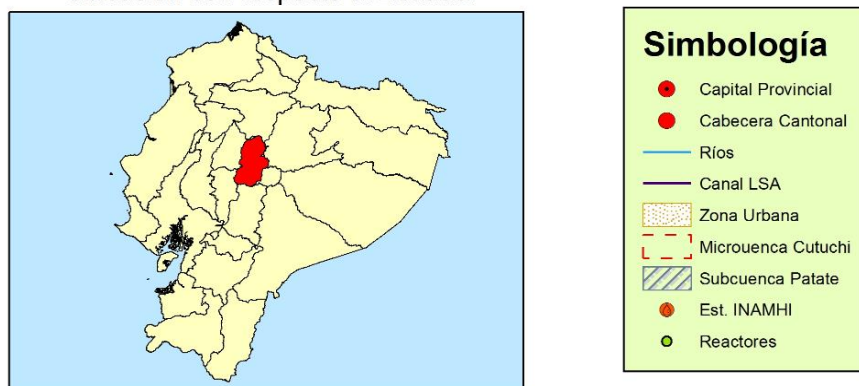


Figura 3. Cuenca Hidrográfica del río Cutuchi, ubicación geográfica del canal de riego LSA.

La finca en la que se utilizó las aguas de regadío y que provienen del canal de riego Latacunga Salcedo Ambato (LSA) se ubica en la Provincia de Tungurahua, en el barrio cuatro esquinas, correspondiente al Caserío Santa Fé de la Parroquia

Atahualpa, Cantón Ambato, coordenadas UTM (WGS84) Zona 17S X: 766806; Y: 9867344. El recorrido a través del canal desde la bocatoma ubicada en la Ciudad de Latacunga hasta la finca es aproximadamente 40 km.

El período de la investigación en su fase teórica inicia en junio del 2012, la fase de campo y de análisis de laboratorio se efectuó entre enero y agosto del 2013.

3.2 Identificación de variables /categorías a utilizar en el proceso investigativo

Tipo de estudio.

El presente estudio es prospectivo- experimental

3.3 Método de Investigación, técnicas e instrumentos de recolección y procesamiento de datos e información.

3.3.1 Diseño del estudio

Se tomaron muestras de agua durante 16 semanas separadas en dos fases, la primera correspondió a los meses de enero a marzo del 2013 (8 semanas fase I); mientras que el segundo bloque a los meses de julio-agosto del 2013 (8 semanas fase II), en cada fase se desarrollan dos experimentos.

La primerafase consiste:

Experimento primero, en el que se diseñó el sistema de tratamiento de filtración Anaeróbico- Aeróbico T50/4, se colocó piedra pómez hasta una altura de 50 cm en el reactor anaeróbico de 1m^3 y en el reactor aeróbico, igualmente de 1m^3 , se colocó 4 hileras de 4 bandejas de 15 cm de altura con soporte de cáscara de arroz.

Experimento segundo en el que se diseñó el sistema de tratamiento de filtración Anaeróbico- Aeróbico T75/2, que consistió en llenar hasta una altura de 75 cm con piedra pómez en el primer reactor de 1m^3 y 2 hileras de 4 bandejas de 15 cm de altura con medio de soporte de cáscara de arroz en el segundo reactor.

La segundafase consiste:

Experimento primero, en el que se diseñó un sistema de tratamiento T75/4, 75 cm de altura que se llenó de piedra pómez en el primer reactor de 1m^3 y 4 hileras de 4 bandejas de 15 cm de altura con medio de soporte de cáscara de arroz en el segundo reactor.

Experimento segundo, en el que se diseñó el sistema de tratamiento de filtración Anaeróbico- Aeróbico T50/2, que consistió en llenar hasta una altura de 75 cm con piedra pómez en el primer reactor de 1 m³ y 2 hileras de 4 bandejas de 15 cm de altura con medio de soporte de cáscara de arroz en el segundo reactor.

Se utilizó herramientas estadísticas tales como: Desviación estándar, análisis de varianza, coeficiente de correlación, en la prueba F para significancia se aplicó el programa estadístico MINITAB 16

3.3.2 Tipo de muestra

El tipo de muestra que sea utilizó fue compuesta debido a su mayor representatividad y confiabilidad, (Raiswell 1983 citado en Aucatoma, 2005); la misma que consistió es una mezcla (V_T) de muestras individuales de 500ml (V_{11}, \dots, V_{18}), que se tomaron cada 1/2 hora, se almacenaron y se mezclaron de tal manera que se obtuvo un volumen total de 4 litros durante 4 horas, tiempo que corresponde al riego de 1 ha (Palate, 2012).

3.3.3 Trabajo de campo

Durante los meses de Octubre-Diciembre 2012 se construyó los reactores de acuerdo a la bibliografía (Pérez, A. Torres, P., 2008), (Ortega F., Orellana R., 2007) (Aucatoma, L., 2005) y experiencia personal del autor, (ver proceso en anexo I).

En campo se determinó conductividad con conductivímetro marca Extrech 1218L58, previamente se calibró con solución de cloruro de Sodio estándar. Los parámetros de pH y temperatura se determinaron en el equipo marca modelo Hanna HI98128, el pH se calibró con soluciones tampón de pH. 4,0 y 9,0 de acuerdo a los métodos APHA, los mismos que se anotaron en hoja de registro (ver anexo II)

3.3.4 Conservación y almacenaje de las muestras

Luego de que se tomaron las muestras fueron llevadas en cadena de frío (4°-8°C), las muestras para el microbiológico se tomó en frasco estéril por separado para el análisis en el laboratorio privado (ver anexos III y IV).

3.3.5 Trabajo de Laboratorio.

Diseño experimental

En base a las referencias bibliográficas, ((Aucatoma, L., 2005),(Salwa,A., Hosny,M., yBakry,M. , 2007) y aporte personal del autor) las variables independientes que se establecieron en este experimento son: Piedra Pómez y cascarilla de arroz especificadas de la siguiente manera.

VARIABLES INDEPENDIENTES:

Factor A: Piedra pómez

A1= 50 cm de altura del reactor

A2= 75 cm de altura del reactor.

Factor B: Número de bandejas con cascarilla de arroz

B1= dos bandejas con 15 cm de altura llenas de cascarilla de arroz.

B1= cuatro bandejas con 15 cm de altura llenas de cascarilla de arroz

VARIABLES DEPENDIENTES:

Los parámetros con los que se caracterizan Físico-química y microbiológica el agua de regadío son: pH, CE, Temperatura, STD, Na⁺, DQO, DBO, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CO₃²⁻, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, B, Pb.

Microbiológico: Coliformes totales y Coliformes fecales

Los parámetros mencionados se evaluaron tanto en el efluente que proviene del Canal de riego LSA, como en la salida del sistema de tratamiento anaeróbico-aeróbico, en el primerafase (experimentos T50/4 y T75/2) y en la segundafase (experimentos T50/2 y T75/4).

3.3.6 Análisis estadístico

Diseño de bloques al azar con arreglo factorial AxB en el cual intervienen los 4 sistemas de estudio del parámetro DBO, que determina la carga orgánica presente en las aguas.

ANOVA y posteriormente prueba de significancia F, valor que se comparó con la tabulada al 5 y 1%. Si el valor calculado es mayor que el tabulado, significa que hubo diferencia entre tratamientos; por lo que se rechaza la hipótesis nula y se acepta la alternativa, se escoge uno de los parámetros de caracterización físico-química y microbiológica. Métodos

Las técnicas utilizadas en los análisis físico-químico y microbiológico de las aguas correspondieron a métodos (APHA AWWA WEF, 1995) y

Milliporerespectivamente los mismos que se detallan en la Cuadro 12. En los laboratorios OSP Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Central del Ecuador se realizaron (Potasio, Sodio, Boro, Cloruros, sulfatos y Plomo, ver anexo V), en el laboratorio de ambiental Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Central del Ecuador (DQO, DBO₅, STD) y privado (Calcio, Magnesio, Carbonatos, bicarbonatos y microbiológicos).

Cuadro 12

Métodos Estándar de Análisis (APHA, 1995). fundamentos se detallan en Anexo VI

Parámetro	Unidad	Método
Temperatura	° C	APHA/AWWA/WEF Standard Methods N° 2550 B
Potencial de Hidrógeno		APHA/AWWA/WEF Standard Methods N° 4500-H+ B
Conductividad Eléctrica	µScm ⁻¹	APHA/AWWA/WEF Standard Methods N° 2510
Sólidos Totales	mg l ⁻¹	APHA/AWWA/WEF Standard Methods N° 2540
Dureza Total como Cálcica	mg CaCO ₃ /l	APHA/AWWA/WEF Standard Methods N° 2340
CaCO ₃ , Bicarbonatos (Alcalinidad Total)	mg CaCO ₃ /l	APHA/ Standard Methods N° 2320 B
Na ⁺ y K ⁺	meq l ⁻¹	APHA/ Standard Methods 3111B modificado
Cloruros	mg l ⁻¹ Cl ⁻	APHA/ S M 4.500 C-IB 1995 modificado
Boro	µg B l ⁻¹	Azometina-H, MAM-80 espectrofotométrico
DQO	mg l ⁻¹ O ₂	APHA/AWWA/WEF Standard Methods N° 5220
Sulfatos	mg l ⁻¹	APHA/ Standard Methods N° 4500 E/MAM-65 turbidimétrico HACH
Plomo	mg l ⁻¹	MAM-25/APHA 3111B modificado
Coliformes Totales	Coli 100 ml ⁻¹	MILLIPORE / Dilution Kit MTSK10025
Coliformes Fecales	Coli 100 ml ⁻¹	MILLIPORE / Dilution Kit MCSK10025

Método de conservación de muestras: Si bien existe una imposibilidad práctica de conservar las muestras sin que se genere algún error (Guevara, A., 1996), en el presente caso se utilizó el sistema de refrigeración (4°C -8°C), tanto para las muestras de control biológico, como las muestras para análisis químico, las muestras se entregaron al OSP de la Facultad de Ciencias Químicas dentro de las 6 horas de tomadas; igualmente, los análisis microbiológicos se desarrollaron dentro de 6 horas, mientras que Calcio, Magnesio, Carbonatos, bicarbonatos y microbiológicos dentro de las 24 horas.

3.3.7 Diseño de sistema de filtración

Se tomaron como base el sistema anaeróbico optimizado (Pérez, A. Torres, P., 2008) y (Ortega F., Orellana R., 2007) se modificó con el aporte personal del autor, fundamentado en la aplicación de materiales orgánicos resistente a la

descomposición en sistemas de filtración rápida como es el caso de la cascarilla de arroz y según las evidencias de (Aucatoma, L., 2005) sobre la efectividad de la piedra pómez en tratamientos biológicos por película fija, en las Figuras 4 y 5 se observa los diseños anaeróbico-aeróbico modificados por el autor.

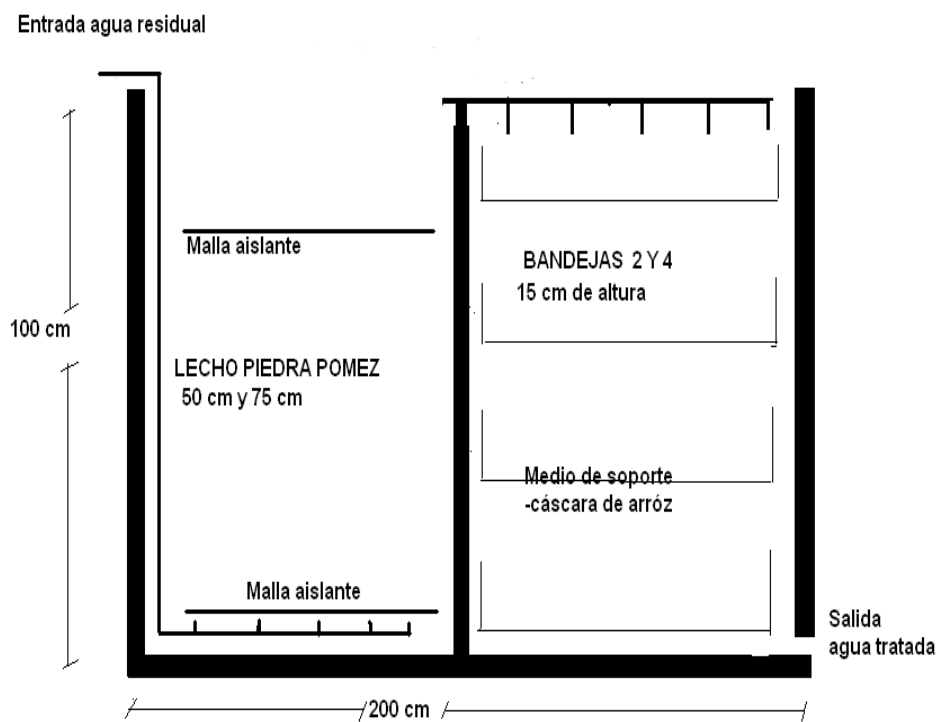


Figura 4. Sistema de Filtración Anaeróbico –Aeróbico. Vista lateral, diseño E. Mayorga

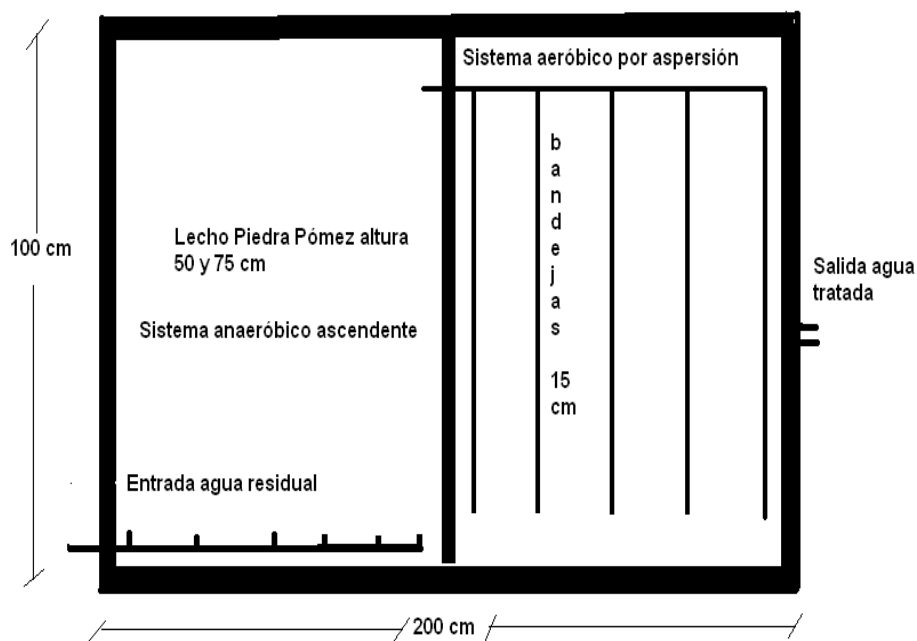


Figura 5. Sistema de Filtración Anaeróbico –Aeróbico. Vista Superior, Diseño E. Mayorga

CAPITULO IV

4 Resultados y Discusiones

De acuerdo a los objetivos específicos se caracteriza los componentes fisicoquímicos y microbiológicos que se detallan a continuación:

4.1 Número de análisis de estudio y condiciones ambientales

Se tomaron 48 muestras de agua que corresponden a: 16 muestras directamente del canal de riego LSA; 16 muestras de fase I en los meses de enero-a marzo, y se dividen en: 8 del sistema de tratamiento 50/4 y 8 del sistema de tratamiento 75/2; y finalmente 16 muestras en la fase II en los meses de julio-agosto, y se dividen en: 8 del sistema de tratamiento 50/2 y 8 del sistema de tratamiento 75/4,

4.2 Pluviosidad de la Cuenca del Cutuchi

Los valores que se obtienen del año 2013, estaciones Clirsen, Pastocalle, Aeropuerto, Latacunga y Universidad Técnica de Cotopaxi, se resumen en las Tablas 2 y 3.

Tabla 2

Pluviosidad del 201 en estaciones de INAMHI: Clirsen, Pastocalle y Aeropuerto Latacunga en los meses enero, febrero y marzo.

mes	Estación Clirsen	Estación Pastocalle M371	Estación Aeropuerto	Suma
2013	M120a 3510 msnm 003724S,78.3453W	a 3074msnm 004319S, 78.3739W	M0064 a2806 msnm 00933S,78.61W	Valores en mm
Enero	39.9	15.5	42.3	97.7
Febrero	201.3	118.1	96.3	415.7
Marzo	115.9	45.6	62.7	224.2

Tabla 3

Pluviosidad del 2013 en estaciones de INAMHI: Clirsen, Universidad Técnica de Cotopaxi y Aeropuerto Latacunga en los meses julio y agosto.

mes	Estación Clirsen	Estación Universidad	Estación Aeropuerto	Suma
2013	3510 msnm. M120 003724S,78.3453W	Técnica de Cotopaxi msnm M1238	M0064 a 2806 msnm 00933S,78.61W	Valores en mm
Julio	18.7	6.4	5.4	30.5
Agosto	34.7	17.7	13	65.4

FUENTE: INAMHI. Información proporcionada por Dra Janeth Cartagena.

4.3 Composición Iónica

Las aguas naturales presentan una composición química que van desde concentraciones menores de 1 mg l^{-1} hasta 100000 mg l^{-1} . Aguas con baja concentración de iones se denominan salobres, el agua de mar contiene 25000 mg l^{-1}

¹de sustancias disueltas, (Sánchez, F. J. , 2011)el 99% de componentes constituyen los iones que se resumen en el Cuadro 13.

Cuadro 123
Sustancias disueltas en el Agua.(Sánchezy Carvacho, 2011)

Aniones	Cationes	No iones
Cloruros	Sodio/Potasio	Dióxido de Silicio
Sulfatos	Magnesio	Dióxido de Carbono (gas)
Bicarbonatos	Calcio	Oxígeno

En el caso de los cationes, el K^+ es el que generalmente presenta menor concentración, mientras que el Ca^{2+} y en segundo lugar el Mg^{2+} , son los que se encuentran en mayor proporción y son considerados como los causantes de la dureza en el agua en términos químicos; en los aniones, los CO_3^{2-} , HCO_3^- son los que predominan.

La presencia de Cl^- se debe a diferentes factores, como el poder disolvente del agua en los procesos de drenaje natural de la cuenca, así como también por los excrementos humanos; la presencia de NO_3^- y en concentraciones menores de $1,0 \text{ mg l}^{-1}$ se debe a contaminación orgánica.(Sánchez,M., Carvacho, L. 1 Bernardo O'Higgins, Chile. , 2011).

Las aguas que provienen de cuencas hidrográficas presentan diferentes composiciones iónicas, esta variabilidad tienen su origen en factores como: la geomorfología de la cuenca y de los cauces (geología y orografía) y su climatología (Pluviometría y temperaturas),

La caracterización de los componentes iónicos del agua de regadío del canal LSA en la fase I específica en la Tabla 4.

Tabla 4
Composición Iónica de las Aguas del canal LSA fase I.

Nº		CE												STD	%
		meq ml ⁻¹													
Semana	Trata	pH	mS	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Σ	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ	mg l ⁻¹	
	miento		cm ⁻¹	catión					anión					Error	
1	No T	8,5	1.050	2,8	4,3	2,9	0,2	10,3	1,9	6,7	1,0	0,7	10,3	669	0,1
	T50/4	8,1	1.019	1,2	5,4	3,1	0,3	10	-	8,0	1,1	0,8	9,9	648	-0,5
	T75/2	8,1	998	1,5	4,6	3,3	0,3	9,7	-	7,8	1,1	0,8	9,7	658	-0,3
2	No T	7,5	792	2,8	2,7	1,9	0,2	7,6	-	6,3	0,8	0,6	7,8	501	1,1
	T50/4	7,5	785	2,8	2,9	1,7	0,2	7,7	-	6,3	0,8	0,6	7,7	549	0,3
	T75/2	7,5	800	2,8	2,9	2,1	0,3	8,1	-	6,4	0,8	0,6	7,8	544	-1,9
3	No T	8,0	817	3,0	1,8	3,1	0,2	8,2	-	6,7	0,8	0,7	8,2	523	0
	T50/4	8,0	781	2,8	1,9	3,0	0,2	7,9	-	6,6	0,8	0,7	8,1	495	1,2
	T75/2	8,0	823	2,2	2,5	3,4	0,2	8,3	-	6,6	0,8	0,6	8,0	484	-1,6
4	No T	7,4	705	2,8	1,3	2,6	0,2	6,9	-	5,6	0,7	0,8	7,0	449	0,8
	T50/4	7,7	720	2,5	1,7	2,6	0,2	7,1	-	5,6	0,8	0,6	7,1	471	-0,1
	T75/2	8,0	699	2,4	2,0	2,4	0,2	7,1	-	5,7	0,6	0,6	6,9	427	-1,6
5	No T	8,1	746	2,7	2,0	2,5	0,1	7,4	-	6,2	0,7	0,7	7,7	467	1,5
	T50/4	7,6	750	3,3	1,7	2,4	0,1	7,6	-	6,5	0,7	0,7	7,9	475	1,6
	T75/2	7,6	752	3,0	1,8	2,4	0,2	7,5	-	6,2	0,6	0,6	7,5	486	0,4
6	No T	8,1	683	3,1	1,4	1,9	0,2	6,6	-	5,5	0,6	0,6	6,8	423	1,4
	T50/4	7,8	693	3,1	1,6	1,8	0,2	6,7	-	5,5	0,6	0,6	6,7	456	0,1
	T75/2	7,8	696	3,1	1,7	1,8	0,2	6,8	-	5,5	0,6	0,5	6,7	449	-0,7
7	No T	8,3	888	3,1	2,3	3,6	0,2	9,0	-	7,3	0,9	0,6	8,8	575	-1,5
	T50/4	8,3	861	3,1	2,3	3,4	0,2	8,9	-	7,3	0,8	0,6	8,7	545	-1,1
	T75/2	8,3	882	3,1	2,3	3,6	0,2	9,1	-	7,3	0,8	0,6	8,7	525	-2
8	No T	8,1	795	3,0	1,9	2,9	0,2	7,9	-	6,2	0,8	0,6	7,6	503	-1,9
	T50/4	7,9	806	3,0	1,8	3,0	0,3	8,1	-	6,5	0,8	0,6	7,9	505	-1,5
	T75/2	8,2	799	3,0	1,9	3,0	0,2	8,1	-	6,5	0,8	0,6	7,8	495	-1,8

La calidad de agua para regadío está relacionada al contenido total y el tipo de sales solubles, para lo cual se utiliza como indicadores los siguientes:

a).-Concentración absoluta de iones específicos en el agua, que se expresa en la mayoría de los casos utilizando las unidades de concentración $\text{mmol}_e \text{ l}^{-1}$. Unidad numéricamente igual a meq l^{-1} .

b).- sólidos totales disueltos (STD), expresadas en mg l^{-1} , y

c).- la concentración relativa de iones que determina la proporción de Sodio (Prieto, 2008).

En la Tabla 5 se detallan los datos estadísticos de la composición iónica de las aguas del canal LSA en su fase I. Se observa que no existió una variación considerable de las concentraciones iónicas en los tratamientos T50/4 y T75/2, así como también en el análisis de muestras no tratadas.

Tabla 5
Datos estadísticos de la Composición iónica de las aguas del canal LSA fase I.

Item	pH	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Cationes				Aniones					STD mg l^{-1}	
			Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Σ Cación	CO_3^{2-}	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}		Σ Anión
Media	7,9	806	2,8	2,4	2,7	0,2	8,0	0,1	6,5	0,8	0,6	8,0	515
Mediana	8,0	795	2,8	2,0	2,7	0,2	7,9	0,0	6,5	0,8	0,6	7,8	501
Moda	5,0	795	2,8	2,3	3,0	0,2	7,9	0	6,3	0,8	0,5	7,8	501
DS σ	0,3	102	0,5	1,0	0,6	0	1,0	0,4	0,7	0,1	0,1	1,0	68
CV	0,0	0,1	0,2	0,42	0,2	0	0,1	4	0,1	0,1	0,2	0,1	0.13

Los datos de los componentes iónicos del agua de regadío del canal LSA correspondientes a la fase II se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6

Composición Iónica de las Aguas del canal LSA fase II.

Nº		CE		meq ml ⁻¹									STD	%	
Semana	Trata	pH	mS	Σ					Σ				mg l ⁻¹		
	miento	cm ⁻¹		Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	catión	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	anión		Error
1	NT	8,6	863	1,6	4,0	2,0	0,2	8,6		7,2	0,9	0,7	8,8	554	1,3
	T50/2	8,4	870	1,5	4,5	2,5	0,2	8,6	0,3	7,0	0,8	0,8	8,9	571	1,5
	T75/4	8,3	867	1,5	4,7	2,3	0,2	8,7		7,4	0,8	0,8	9,0	580	1,7
2	NT	8,2	839	1,5	4,5	2,4	0,2	8,5		7,2	0,9	0,7	8,8	548	1,7
	T50/2	8,4	844	1,9	4,2	2,3	0,2	8,6	0,3	6,9	0,9	0,7	8,8	558	1,3
	T75/4	7,9	829	1,3	4,6	2,2	0,2	8,3		7,0	0,9	0,6	8,6	552	1,5
3	NT	7,9	795	1,2	4,5	2,0	0,1	7,8		6,8	0,8	0,6	8,1	528	2,1
	T50/2	8,0	807	1,0	4,6	2,2	0,2	7,9		6,8	0,8	0,6	8,2	538	1,3
	T75/4	7,9	795	1,0	4,5	2,2	0,1	7,9		6,8	0,7	0,6	8,1	536	1,4
4	NT	8,2	844	1,0	5,0	2,5	0,2	8,6		7,3	0,9	0,7	8,8	561	1,7
	T50/2	8,5	849	1,0	5,0	2,4	0,2	8,5	0,3	7,0	0,8	0,7	8,8	557	1,9
	T75/4	8,2	851	1,0	5,1	2,4	0,2	8,6		7,4	0,8	0,8	9,0	566	2
5	NT	9,0	915	1,1	4,9	2,4	0,2	8,6		7,0	0,8	0,8	8,9	640	1,9
	T50/2	9,0	914	0,9	5,1	2,4	0,2	8,6	0,3	7,0	0,8	0,8	8,9	645	1,8
	T75/4	8,0	910	1,2	4,9	2,4	0,2	8,7	0,3	7,1	0,8	0,8	9,0	911	1,9
6	NT	8,0	859	1,1	4,7	2,4	0,2	8,3		7,3	0,8	0,8	8,9	605	3,6
	T50/2	9,0	890	1,0	5,1	2,4	0,2	8,6	0,4	6,7	0,8	0,8	8,7	614	0,3
	T75/4	9,0	889	1,2	4,5	2,4	0,2	8,3	0,3	6,7	0,8	0,8	8,6	621	1,9
7	NT	8,6	863	1,6	4,0	2,0	0,2	8,6		7,2	0,9	0,7	8,8	554	1,3
	T50/2	8,4	870	1,5	4,5	2,5	0,2	8,6	0,3	7,0	0,8	0,8	8,9	571	1,5
	T75/4	8,3	867	1,5	4,7	2,3	0,2	8,7		7,4	0,8	0,8	9,0	580	1,7
8	No T	8,2	839	1,5	4,5	2,4	0,2	8,5		7,2	0,9	0,7	8,8	548	1,7
	T50/2	8,4	844	1,9	4,2	2,3	0,2	8,6	0,3	6,9	0,9	0,7	8,8	558	1,3
	T75/4	7,9	829	1,3	4,6	2,2	0,2	8,3		7,0	0,9	0,6	8,6	552	1,5

En la tabla 7 se detallan los datos estadísticos de la composición iónica de las aguas del canal LSA fase II.

Tabla 7
 Datos estadísticos de la Composición iónica de las aguas del canal LSA fase II.

		CE	mmol _c l ⁻¹					suma						STD
	pH	μS. cm ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cación	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Anión	mg l ⁻¹	
Media	8,0	865,5	2,3	3,1	2,6	0,2	8,2	0,1	6,7	0,8	0,7	8,3	595	
Mediana	8,0	800	2,7	2,6	2,4	0,2	8,1	0,0	6,7	0,8	0,7	8,1	592	
Moda	8,0		2,8	2,3	3,0	0,2		0,0	6,2	0,8	0,5	8,8	638	
DS σ	0,3	244	0,8	1,4	0,5	0,1	1,0	0,3	0,8	0,1	0,1	1,0	46	
CV	0,0	0,3	0,4	0,4	0,2	0,3	0,1	2,9	0,1	0,2	0,1	0,1	0,08	

4.3.1 Comprobación de exactitud de resultados

La exactitud de los análisis se basa en la relación porcentual de error de acuerdo a la fórmula:

$$\%Error = \frac{[\sum meql^{-1} \text{cationes} - \sum meql^{-1} \text{aniones}]}{[\sum meql^{-1} \text{cationes} + \sum meql^{-1} \text{aniones}]} \times 100$$

Existe el concepto de condición de electro-neutralidad que significa que la suma de aniones debe ser igual a la suma de cationes, se acepta un porcentaje de error de acuerdo a la tabla 8.

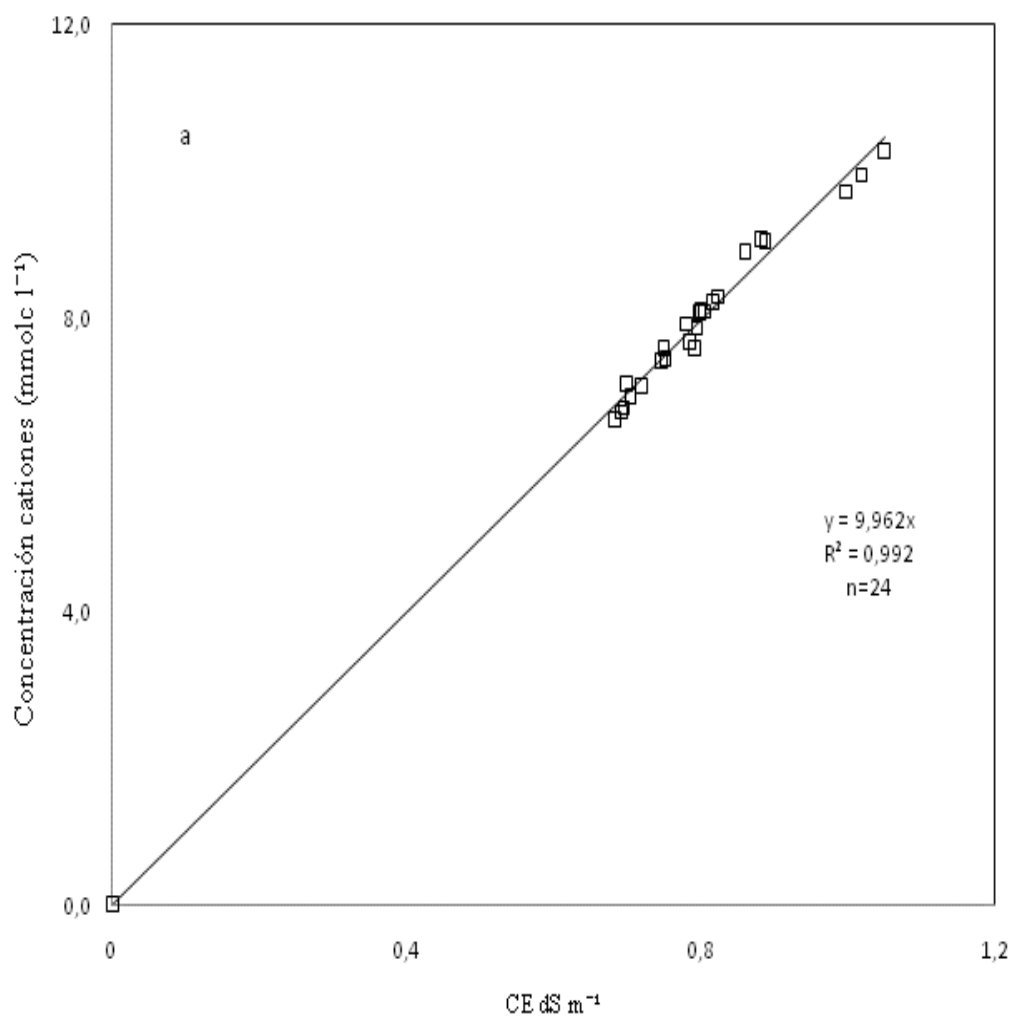
Tabla 8
 Porcentaje de error de resultados analíticos. APHA (1995).

Suma de Cationes mmol _c l ⁻¹	% De diferencia aceptable
0,0-3,0	± 0,2
3,0-10,0	± 2,0
20-800	± 2,5

Los valores promedio del período enero-marzo 2013 corresponden a 0,4%; mientras que los del período julio-agosto corresponde 1,7% de error, lo que determina que la exactitud de los resultados se encuentra dentro de rango.

4.4 Relación de Conductividad Eléctrica y la Composición Iónica

En la Figura 6 se grafican la correlación CE con la composición catiónica y aniónica de la fase I (a) y de la fase II (b)



Conductividad electrica

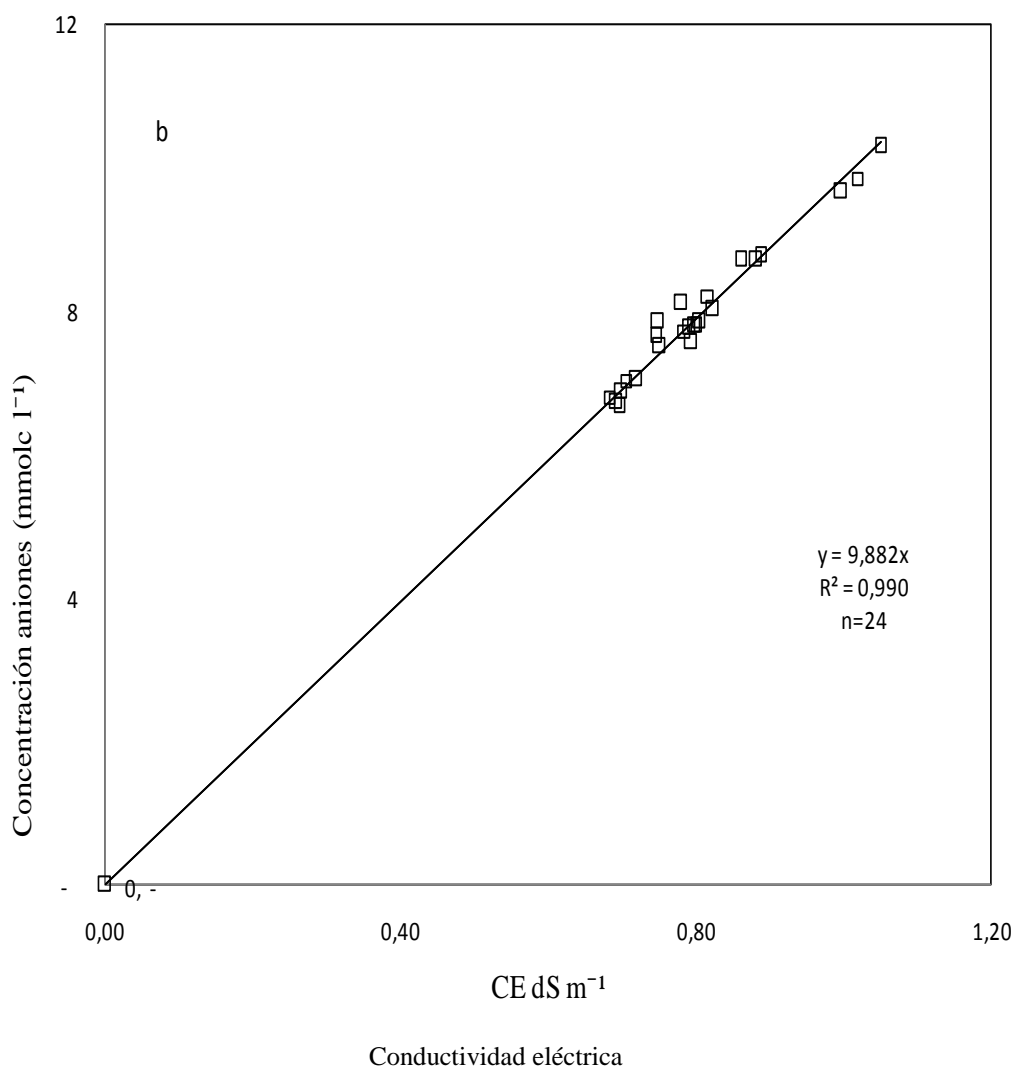
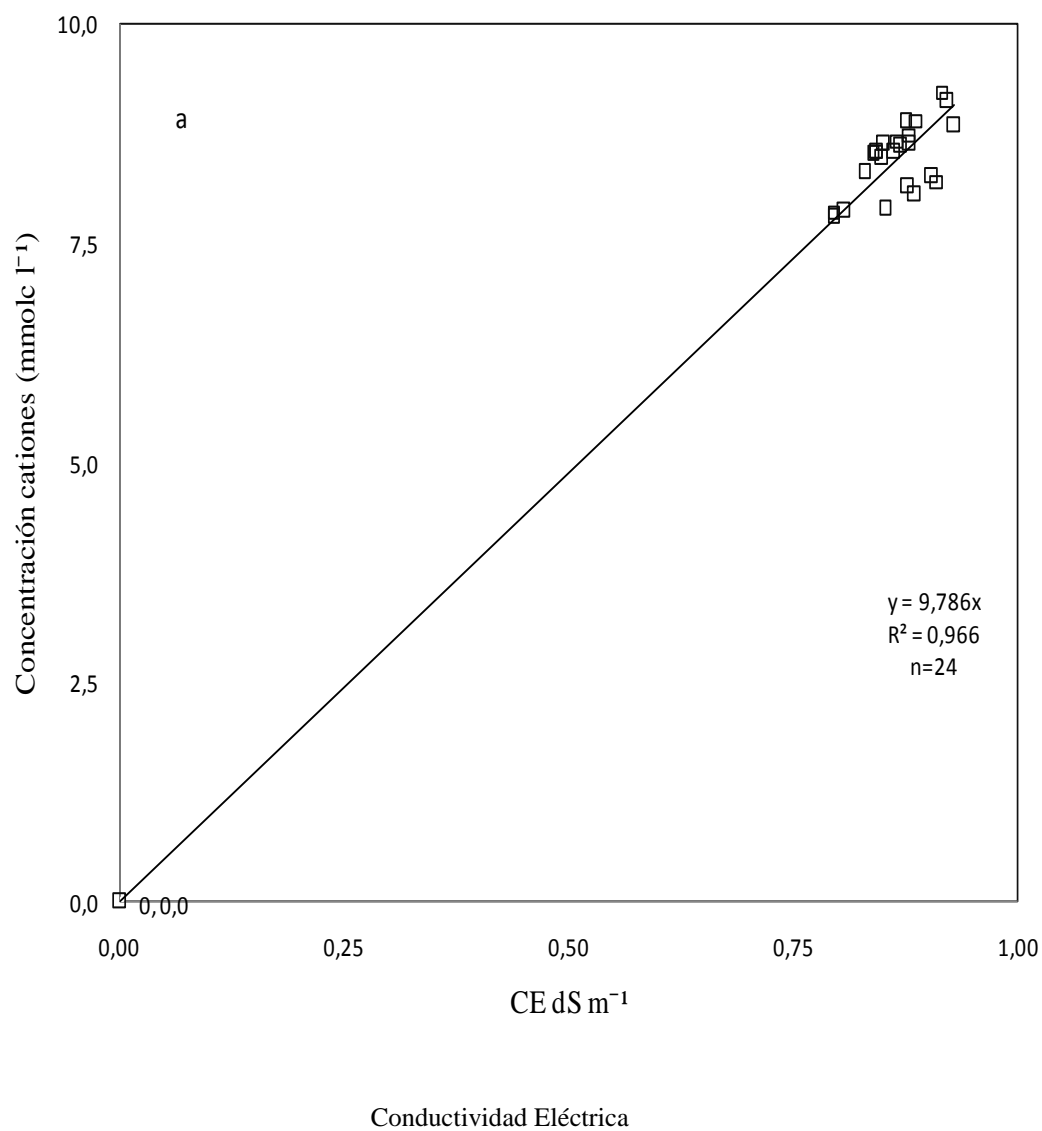


Figura 6. Correlación entre la Conductividad Eléctrica y la concentración de cationes (a), aniones (b) en las aguas del canal LSA fase I.

Las aguas del canal LSA en sus fases I y II presentan una alta correlación entre la CE (dS m^{-1}) con las concentraciones de cationes y aniones expresados en mmolc l^{-1} ; en la fase I presenta valores de correlación correspondientes a 0.992(a) y 0.990 (b) respectivamente y muestran pendientes de 9,96 (a) y 9,88 (b). Los valores teóricos de la relación CE vs Concentración ya sea esta catiónica o aniónica deben dar una pendiente entre 8 y 11 (Richardset *al.*, 1959 descrito en (Carrera-Villacrés. D. Ortega-Escobar, H., Ramírez-García, J., Ramírez-Ayala, C., Trejo-López, C., Becerril-Román, A., 2011)); Como se observa los datos de laboratorio de las aguas LSA en su fase I concuerdan con la referencia bibliográfica mencionada; sin embargo, esta concordancia debe ser confirmada para lo cual se requerirá de análisis

estadísticos más complejos para comprobar las relaciones de las concentraciones iónicas de las aguas del canal LSA. (Abelló, I., Luaces, P., Fagundo, J. y Guerrón, J., 1992)



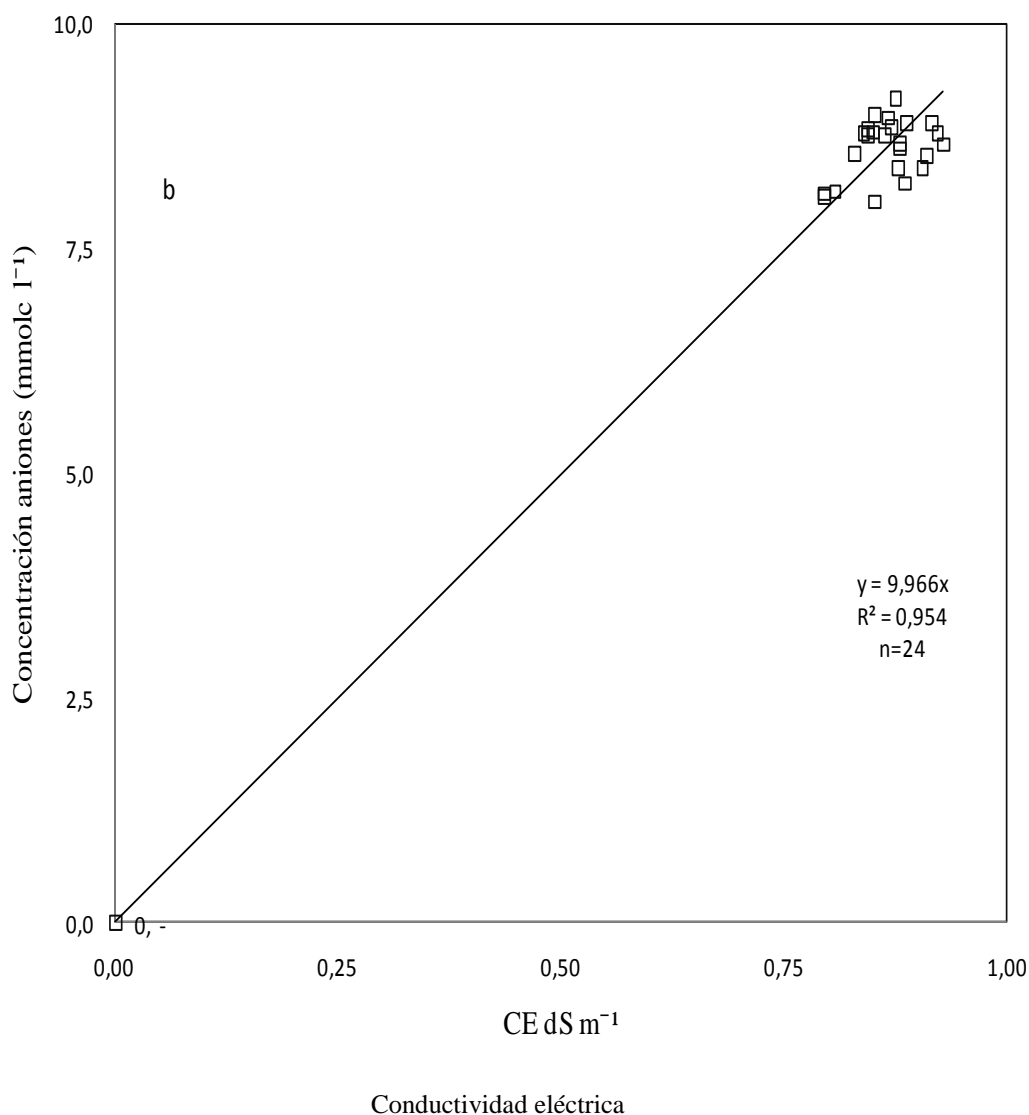
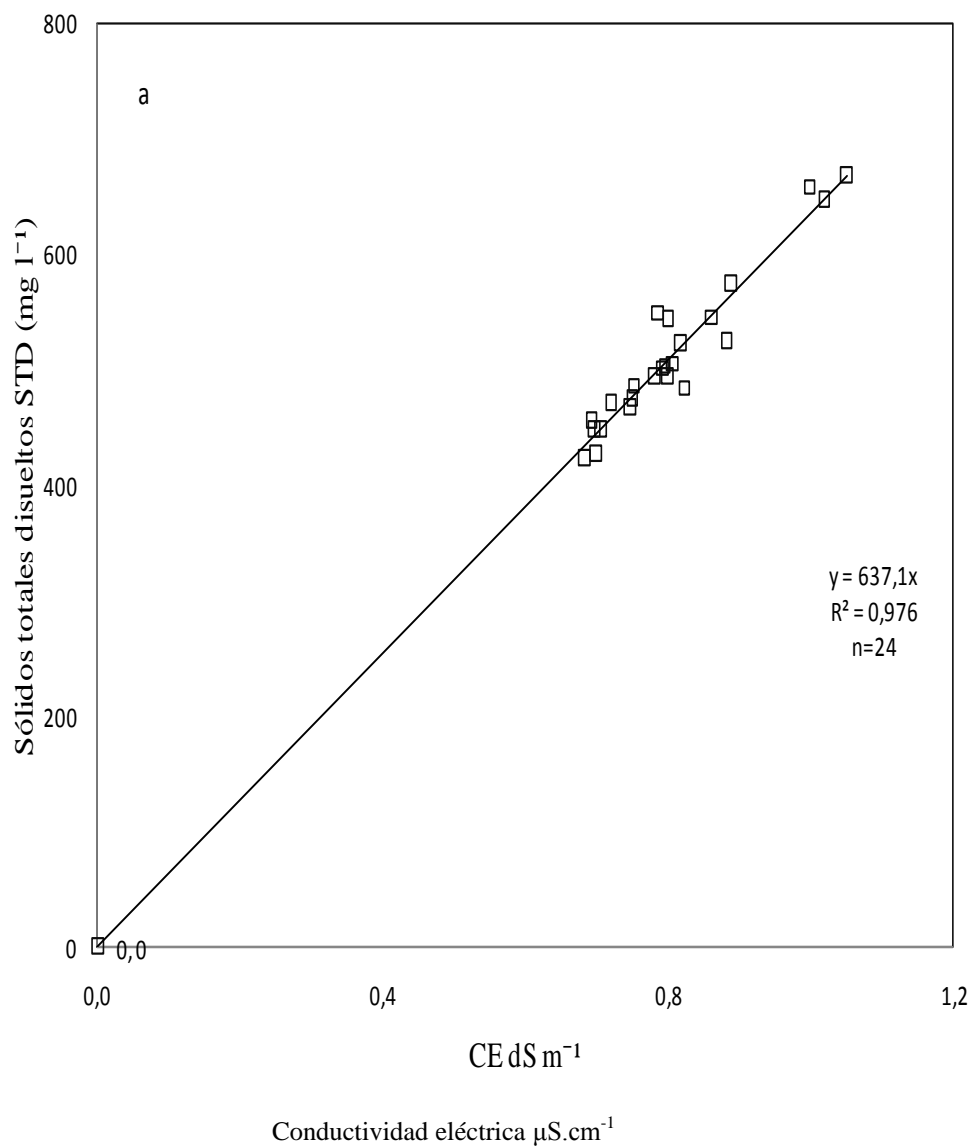


Figura 7. Correlación entre la Conductividad Eléctrica y Concentración de cationes (a), aniones (b) de las aguas del canal LSA en la fase II.

De igual forma, la caracterización de las Aguas del canal LSA en su fase II se esquematizan en la Figura 7, donde se grafican la correlación de la CE con la composición catiónica y aniónica, se observa que las correlaciones corresponden a: 0.966 y 0.954 respectivamente; y presentan pendientes de 9,786 y 9,966 respectivamente. Los datos analizados en laboratorio de las aguas LSA en su fase II concuerdan con la referencia bibliográfica mencionada, y al igual que la fase I, la correlación requiere de estudios confirmatorios.

4.5 Relación de la Conductividad Eléctrica y los Sólidos Totales Disueltos (STD)

En la Figura 8 se grafica la relación de la CE vs la Concentración de Sólidos Totales Disueltos para la fase I (a) como para la fase II (b).



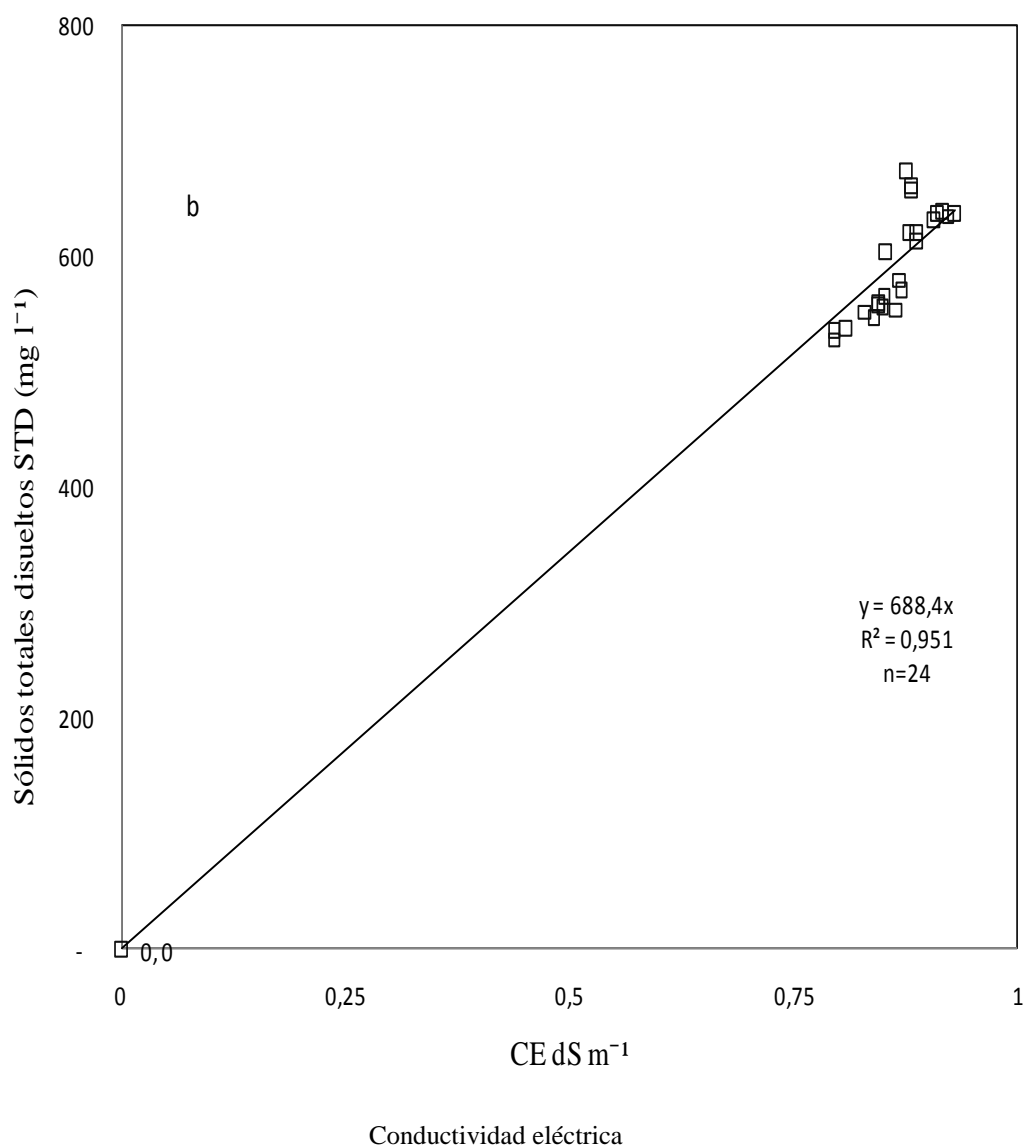


Figura 8. Correlación entre la Conductividad Eléctrica y Concentración de Sólidos Totales Disueltos (STD) Vs. Fase I(a), Fase II (b) de las aguas del canal LSA.

Los valores calculados de conductividad eléctrica (CE) se pueden prever de acuerdo la Tabla 9 para obtener la conductividad eléctrica calculada que se reporta en la Tabla 10.

Tabla 9

Valores de conversión para obtener Conductividad eléctrica calculada. APHA(1995).

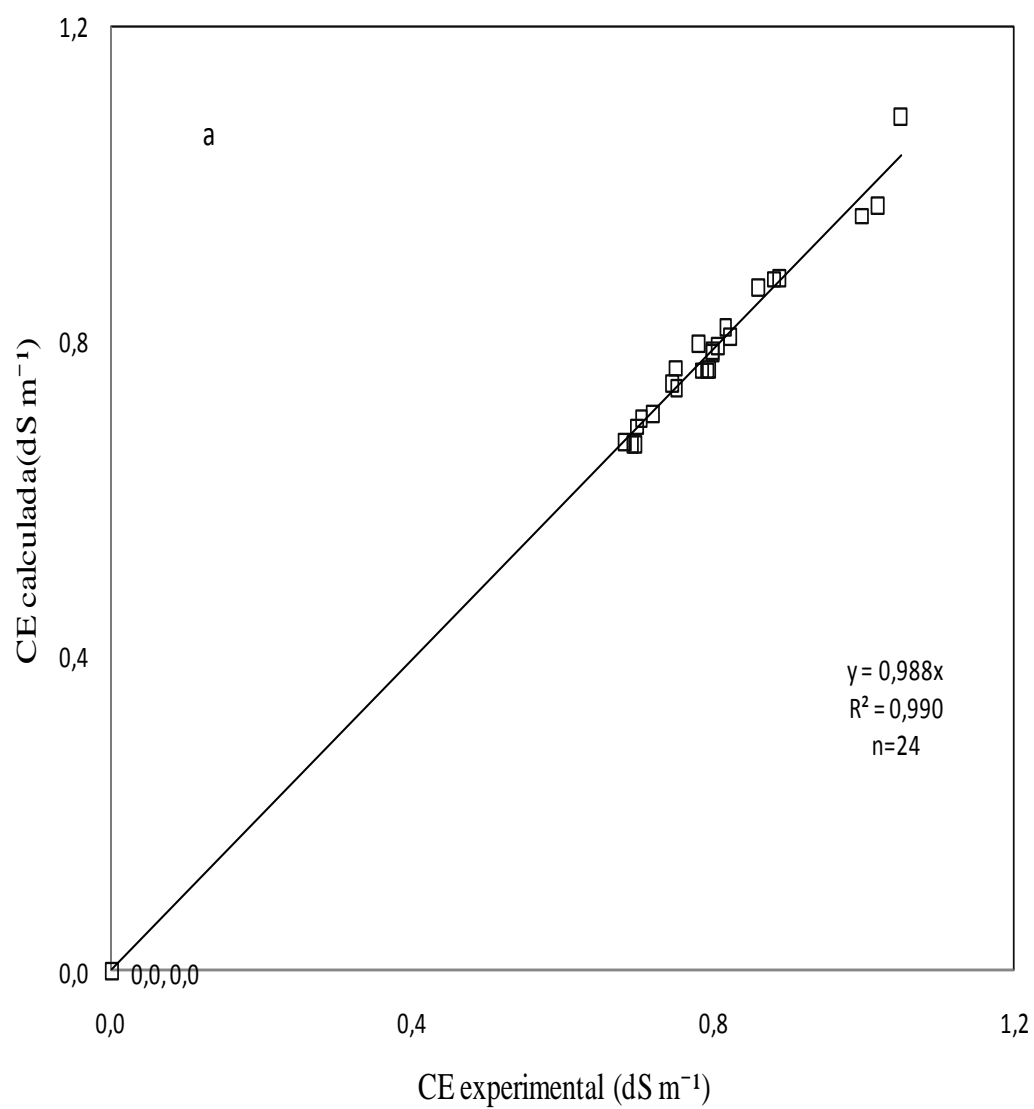
Ión	Conductividad 25 °C	
	Para mmol _c l ⁻¹	µS.cm ⁻¹ Para mgl ⁻¹
Bicarbonato	46.6	0.715
Calcio	52	2.6
Carbonato	84.6	2.82
Cloro	76.9	2.14
Magnesio	46.6	3.82
Potasio	72	1.84
Sodio	48.9	2.13
Sulfato	73.9	1.54

Tabla 10

Datos de CE experimental y calculada de las fases I y II. APHA(1995).

Fase I			Fase II		
CE Experimental	CE calculada	%Error	CE experimental	CE calculada	% Error
1050	1087.4	1.0	863	850.1	1.0
1019	974.1	1.0	870	868.1	1.0
998	960.2	1.0	867	863.5	1.0
792	763.7	1.0	839	848.7	1.0
785	764.0	1.0	844	865.8	1.0
800	789.4	1.0	829	827.2	1.0
817	818.4	1.0	795	773.9	1.0
781	797.5	1.0	807	782.8	1.0
823	807.6	1.0	795	773.6	1.0
705	703.0	1.0	844	847.3	1.0
720	709.3	1.0	849	854.1	1.0
699	692.5	1.0	851	859.9	1.0
746	748.6	1.0	910	849.3	0.9
750	766.7	1.0	905	849.1	0.9
752	741.1	1.0	886	825.7	0.9
683	673.1	1.0	852	790.0	0.9
693	670.7	1.0	887	893.1	1.0
696	669.5	1.0	878	825.7	0.9
888	880.7	1.0	875	911.1	1.0
861	870.3	1.0	880	872.3	1.0
882	879.8	1.0	880	869.0	1.0
795	764.9	1.0	929	877.0	0.9
806	794.3	1.0	922	898.0	1.0
799	787.2	1.0	915	915.6	1.0

En la Figura 9 se establece la correlación de la Conductividad Eléctrica calculada vs. Conductividad Eléctrica experimental de las fases I (a) y II (b).



Conductividad Eléctrica

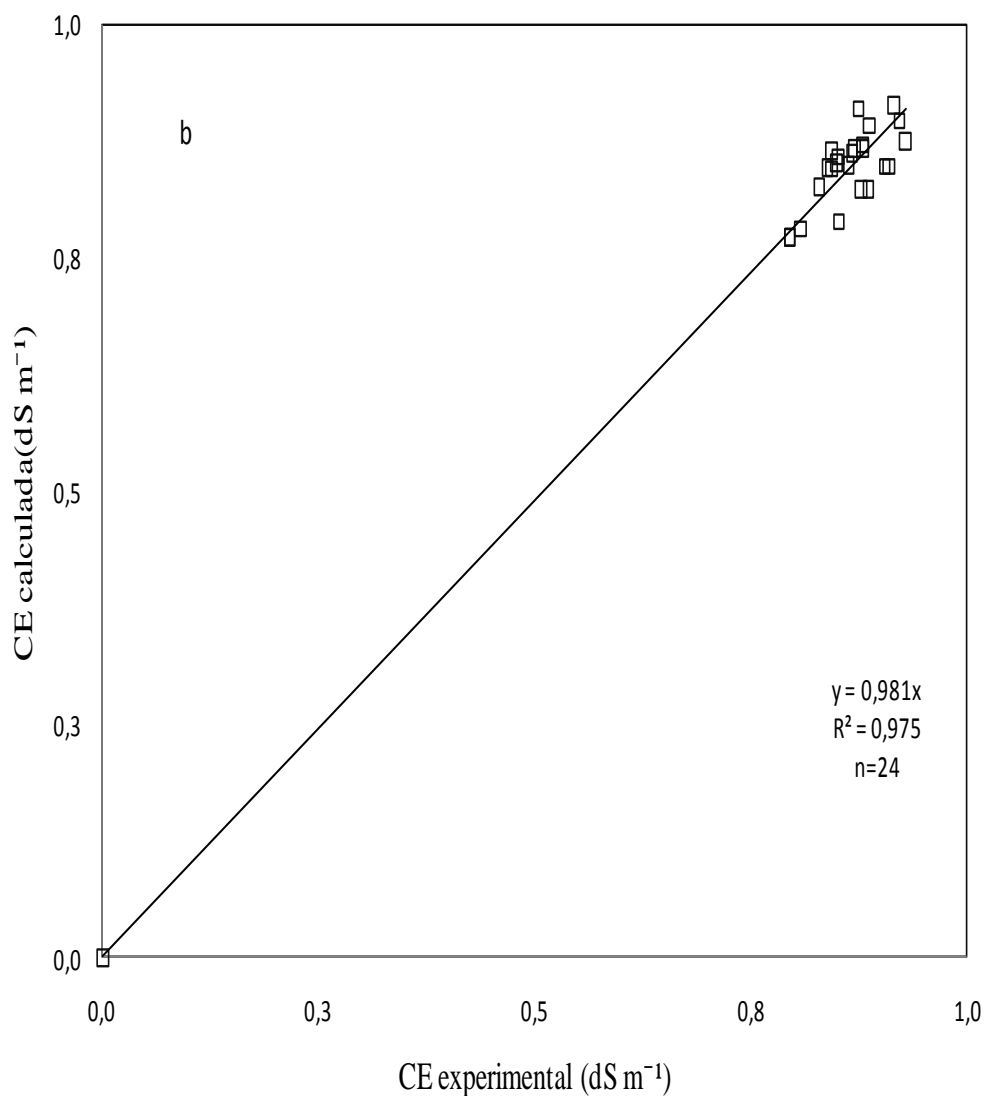


Figura 9. Correlación de Conductividad Eléctrica experimental vs. Conductividad Eléctrica Calculada de las aguas del canal LSA, a) fase I y b) fase II.

El porcentaje de error relativo de CE calculada sobre la CE experimental debe encontrarse en los parámetros de 0.9 a 1.0 cuando se relacionan en dS m^{-1} .

Los valores obtenidos para la fase I corresponden a 1,0. En la fase II corresponde a 0,9 y 1,0. Los valores en las fases I y II se consideran satisfactorios; de igual forma, la correlación de en la Figura 9 (a) y (b) corresponden a 0,99 y 0,975 respectivamente.

Distribución de frecuencia de los datos analíticos del muestreo de aguas del canal LSA en fases I y II

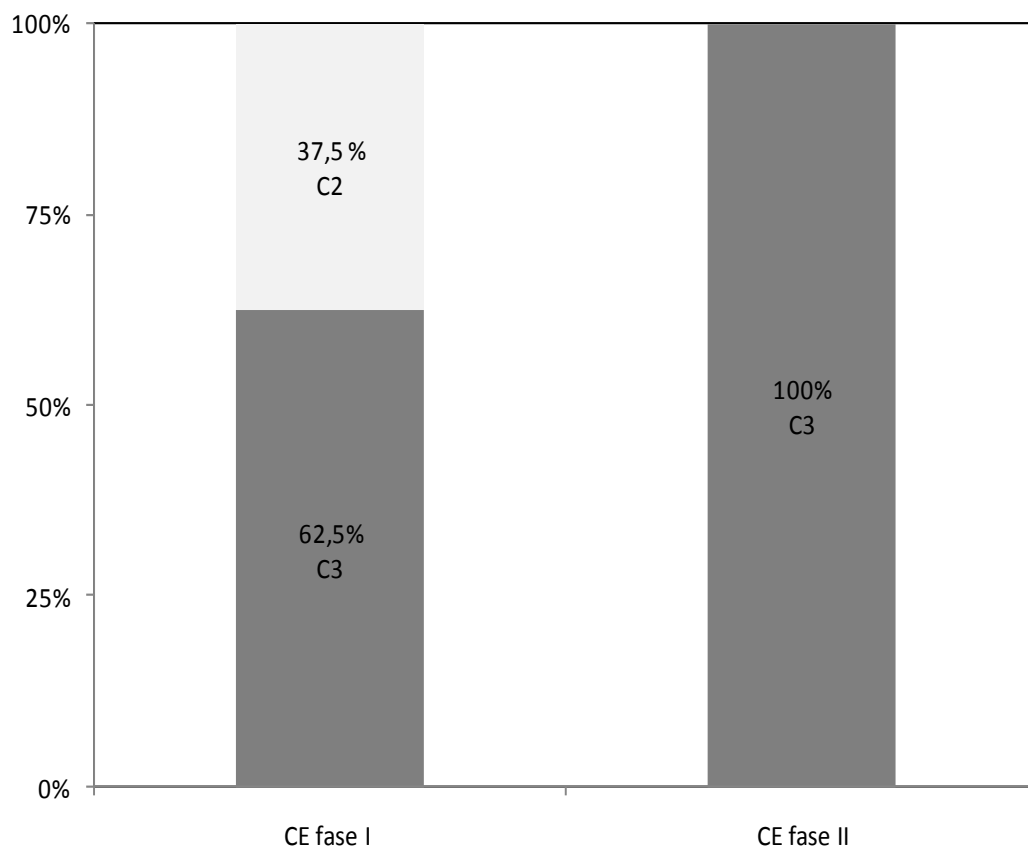


Figura 10. Distribución de frecuencias de conductividad eléctrica de las aguas del canal LSA, fase I y II.

En la Figura 10 se observa la distribución de la frecuencia de la Conductividad Eléctrica de las fases I y II. Nueve de las 24 muestras analizadas en la fase I presentan valores de CE igual o menores de $750 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, pertenecen a la clase C₂ de uso restringido y representa el 37,5 %; el 62,5 % presenta valores iguales o superiores de $750 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, pertenecen a la clase C₃ y no pueden usarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente, en la fase II todos los valores de CE se encuentran sobre $750 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, pertenecen a la Clase C₃.

Estos datos se encuentran en relación con la precipitación pluvial que existió en los meses de febrero, marzo y abril; así como también en los meses de julio y agosto, por lo que se concluye que la Conductividad Eléctrica se encuentra en estrecha relación con la pluviosidad del período.

La variación de la CE es dependiente del caudal circulante, como se observa existe un incremento de aproximadamente $60 \mu\text{S cm}^{-1}$ entre las fases I y II.

Valores de Conductividad Eléctrica de las aguas del río Cutuchi reportados por Barona (2009), a la altura de la población de Lasso durante cuatro meses detallan una media de $CE = 570,5 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Desde Latacunga aguas arriba del río Cutuchi, la población de Lasso se encuentra a 20 km de distancia, comparado con los promedios de CE encontrados en la fase I y II se determina una diferencia de 235,5 y 295 $\mu\text{S cm}^{-1}$ respectivamente.

El aumento de la conductividad desde el nacimiento hasta la desembocadura es un proceso natural en las cuencas hidrográficas, su aumento se debe a la acumulación de iones que se produce por el drenado y lavado de la composición química de los suelos por los cuales fluye el agua. (González Fernández, B., Meléndez, M., Menéndez, E., Gutiérrez, M., 2006)

4.6 Calidad Agronómica del Agua

Un análisis comparativo de los componentes existentes en el agua y, esté comparado con la información bibliográfica, permite obtener una información referencial de la calidad y veracidad del estudio; ya que se obtienen inferencias sobre el uso, así como también conclusiones finales se podrán emitir siempre y cuando se conozca el tipo de cultivo, métodos de riego, condiciones climatológicas, tipo de suelo, etc.

4.6.1 Presión Osmótica

Según (Richards, L., 1954) existe una estrecha relación entre la concentración de sales y la CE; de acuerdo al autor, se puede inferir el tipo de sal predominante, a pesar de que la mayoría presentan un punto de cruce de sus pendientes, las aguas del canal LSA se acercan más a la relación Concentración de sales vs CE de tipo de NaHCO_3 y/o MgSO_4 .

La presión osmótica se puede determinar por métodos directos con el equipo definido como osmómetro. Otro método es por cálculos a partir de la concentración de solutos, en el presente caso se realiza los cálculos en base a la ecuación siguiente:

$$\pi = cRT$$

Donde:

$$R=0,082\text{atm l mol}^{-1} \text{ }^{\circ}\text{k}^{-1}$$

$$T= 298,15^{\circ}\text{K}$$

C= Concentración de iones(molar)

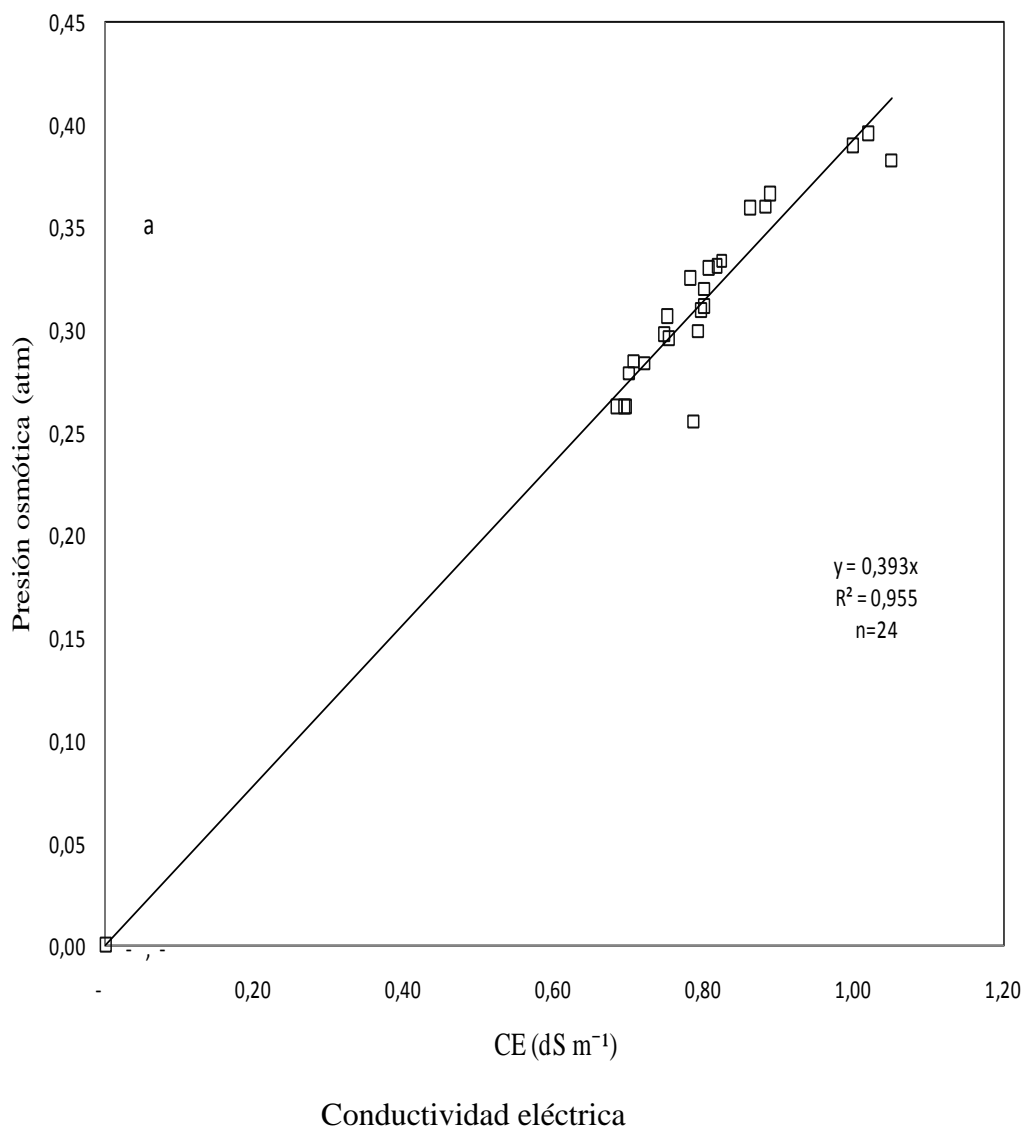
Esta relación es factible ya que a bajas concentraciones, las soluciones de partículas se comportan termodinámicamente como gases ideales por lo que son dependientes de la temperatura, en el Tabla 11 se resumen los valores obtenidos de Presión osmótica de las aguas del canal LSA en sus dos fases por este método.

Tabla 11
Presión osmótica de las aguas del canal LSA calculado en base a la concentración de iones.

a	Semana Tratamiento	Fase I		Fase II	
		$\pi= \text{CRT (atm)}$	CE (dSm ⁻¹) ¹⁾	$\pi= \text{CRT (atm)}$	CE (dSm ⁻¹)
	1				
	NT	0,38	1,05	0,33	0,86
	T50/4	0,40	1,02	0,34	0,87
	T75/2	0,39	1,00	0,34	0,87
	2				
	NT	0,30	0,79	0,33	0,84
	T50/4	0,26	0,79	0,33	0,84
	T75/2	0,31	0,80	0,33	0,83
	3				
	NT	0,33	0,82	0,31	0,80
	T50/4	0,33	0,78	0,32	0,81
	T75/2	0,33	0,82	0,31	0,80
	4				
	NT	0,28	0,71	0,35	0,84
	T50/4	0,28	0,72	0,34	0,85
	T75/2	0,28	0,70	0,35	0,85
	5				
	NT	0,30	0,75	0,34	0,91
	T50/4	0,31	0,75	0,34	0,91
	T75/2	0,30	0,75	0,34	0,89
	6				
	NT	0,26	0,68	0,34	0,85
	T50/4	0,26	0,69	0,33	0,89
	T75/2	0,26	0,70	0,33	0,88
	7				
	NT	0,37	0,89	0,33	0,88
	T50/4	0,36	0,86	0,34	0,88
	T75/2	0,36	0,88	0,35	0,88
	8				
	NT	0,31	0,80	0,34	0,93
	T50/4	0,33	0,81	0,34	0,92
	T75/2	0,32	0,80	0,33	0,92

Los promedios de PO de las fases I y II corresponden a 0,32 y 0,34 atm respectivamente, según (Richards, L., 1954) la relación entre la PO y la CE es útil para algunos propósitos en agricultura, pues pendientes de 0,36 son apropiadas para el crecimiento de la planta.

En la Figura 11 se esquematiza la relación de la PO con la CE de las aguas del canal de riego LSA en sus dos fases, los valores obtenidos para las aguas del canal de riego LSA son 0,393 y 0,386 para las fases I y II respectivamente, los mismos que se consideran correctos ya que el presente análisis se fundamenta en los iones analizados.



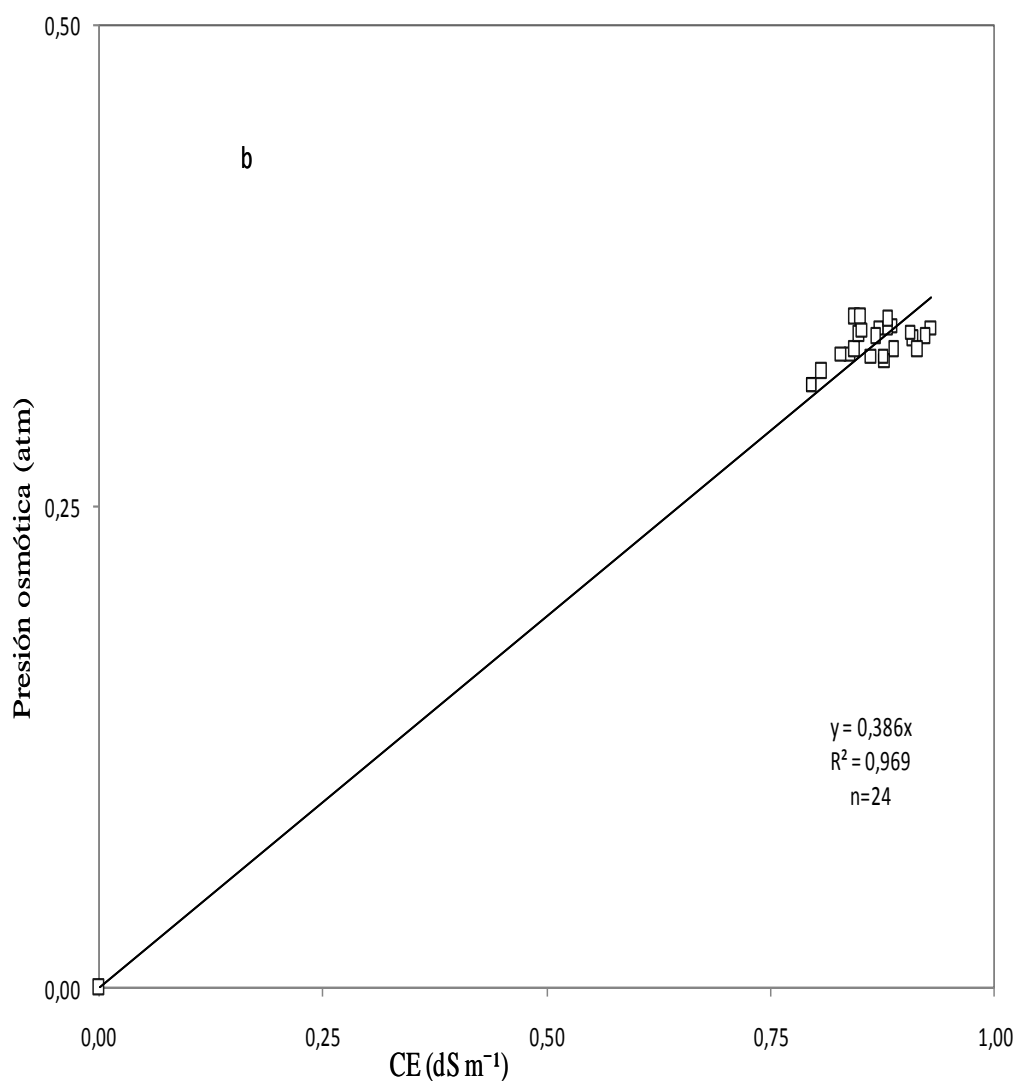


Figura 11. Relación de la Presión osmótica y la Conductividad eléctrica de las aguas del canal de riego LSA (a) fase I y (b) fase II.

Richards *et al.* (1959) descrito (Carrera-Villacrés, D. Ortega-Escobar, H., Ramírez-García, J., Ramírez-Ayala, C., Trejo-López, C., Becerril-Román, A., 2011) establece gráficas de soluciones de sales por separado para poder inferir el comportamiento de la solución del suelo en saturación, las aguas del canal LSA presentan un comportamiento cercano a las condiciones de una solución de NaCl.

4.6.2 Análisis de Salinidad

El riesgo que constituyen las sales solubles del agua para formar parte de la solución del suelo se define como salinidad efectiva (SE), pues considera la

precipitación ulterior de sales menos solubles, CaCO_3 , MgCO_3 , CaSO_4 quedan de precipitar por el efecto de la presión osmótica de la solución del suelo (Pérez-León, J.M., 2011), a mayor presión osmótica la planta realiza mayor esfuerzo para absorber el agua por las raíces (Balmaseda, C. y García, Y., 2013), por lo que las concentraciones de CO_3^{2-} , HCO_3^- cumplen un rol importante en el índice de SE. La SE se basa en las concentraciones de los iones predominantes, Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} .

El promedio de la composición iónica de las aguas del canal LSA se describe en el Tabla 12.

Tabla 12

Promedio de la composición iónica de las aguas de regadío del canal de riego LSA.

Cationes					Suma						Suma
	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	$\sum \text{meq l}^{-1}$	CO_3^{2-}	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	$\sum \text{meq l}^{-1}$	Aniones
Promedio											
FASE I	2,8	2,4	2,7	0,20	$8,0 \pm 0,12$	0,1	6,5	0,8	0,6	8,0	
Promedio											
FASE II	1,2	4,7	2,3	0,2	$8,42 \pm 0,13$	0,14	7,03	0,8	0,7	8,7	

En el presente caso, para determinar la salinidad efectiva (SE) hay que considerar que la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} es menor a la suma de CO_3^{2-} , HCO_3^- , los valores de las aguas del canal LSA se resumen en el cuadro 19, por lo que se aplica la relación siguiente:

$$SE = \sum \text{cationes} - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$$

Los cálculos de la determinación del índice de SE se detallan a continuación:

$$\text{Fase I: } (2,8 + 2,4 = 5,2 \text{ meq l}^{-1}) < (0,1 + 6,5 = 6,6 \text{ meq l}^{-1})$$

En la fase II, igualmente en este caso, la Salinidad efectiva (SE) se determina por la suma de cationes menos la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} ; (Aceves, N., 2011) (Aguilera, C. y Martínez, E., 1996), es decir:

$$\text{Fase II: } (1,2 + 4,7 = 5,9 \text{ meq l}^{-1}) < (0,14 + 7,0 = 7,2 \text{ meq l}^{-1})$$

Los valores obtenidos son:

$$SE \text{ fase I} = 8,0 - 5,2 = 2,8 \text{ meq l}^{-1} \text{ y}$$

$$SE \text{ fase II} = 8,4 - 5,9 = 2,5 \text{ meq l}^{-1}.$$

Las aguas del canal de riego LSA, en sus fases I y II presentan valores de SE menores de 3 meq l^{-1} ; se colige que desde el punto de vista de sales solubles, las aguas del canal LSA corresponden a aguas de buena calidad.

4.6.3 Análisis de Salinidad Potencial

La calidad de agua de regadío se basa inicialmente en la composición iónica; sin embargo, ésta por si no refiere las interacciones agua suelo y los consecuentes problemas que se puede generar, según (Pérez-León, J.M. , 2011) los métodos de clasificación más adecuados son:

Palacios y Aceves,
Richards *et al.*, y
Ayers y Westcott para la FAO.

La salinidad potencial (SP) es un índice que pertenece al criterio de evaluar el contenido de sales solubles, se especifica en la relación:

$$SP = [Cl^-] + \frac{1}{2}[SO_4^{2-}]$$

La SP evalúa el peligro de un aumento de la presión osmótica cuando las condiciones de humedad resultan escasas y se encuentra en valores menores del 50% de la humedad aprovechable del suelo, en la Tabla 13 se especifica la clasificación de las aguas para riego de acuerdo al índice de salinidad potencial.

Tabla 13
Clasificación de las aguas para riego de acuerdo al índice de salinidad potencial. (Aceves, 2011), (Aguilera y Martínez, 1996).

Clase	Salinidad potencial en $\text{mmol}_e \text{ l}^{-1}$
Buena	< 3
Recomendable	3.0-15.0
No recomendable	>15

El agua del canal de riego LSA presenta valores de SP de:

$1,1 \text{ meq l}^{-1}$ ó $(\text{mmol}_e \text{ l}^{-1})$ para la fase I, y

$1,15 \text{ meq l}^{-1}$ ó $(\text{mmol}_e \text{ l}^{-1})$ para la fase II

Los valores obtenidos determinan que el agua es de clase buena.

4.6.4 Análisis de riesgo de Sodicidad

Es el parámetro de mayor importancia en la clasificación de aguas de regadío y se caracteriza de acuerdo a los siguientes índices:

Relación de adsorción de Sodio (RAS),

Carbonato de Sodio residual (CSR), y

Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI).

Los índices de RAS_{orig} y RAS_{aj} se resumen en la Tabla 14.

Tabla 14

Clasificación de las aguas del canal LSA de acuerdo a RAS_{orig} y RAS_{aj} . (Richards *et al.*, 1959).

No. Muestra	Fase I			Fase II		
	Suma catione meq.l-1	RAS_{org} valor	RAS_{aj} Clase	Suma aniones meq.l-1	RAS_{org} valor	RAS_{aj} Clase
1	10,0	1,52 S1	4,3 S1	8,4	1,4 S1	3,9 S1
2	9,7	1,68 S1	4,7 S1	8,4	1,4 S1	4,0 S1
3	9,4	1,92 S1	5,4 S1	8,5	1,3 S1	3,7 S1
4	7,4	1,16 S1	3,2 S1	8,3	1,4 S1	3,8 S1
5	7,5	1,02 S1	2,9 S1	8,4	1,3 S1	3,7 S1
6	7,9	1,24 S1	3,5 S1	8,1	1,3 S1	3,6 S1
7	8,0	2,02 S1	5,7 S1	7,7	1,2 S1	3,2 S1
8	7,7	2,01 S1	5,6 S1	7,8	1,3 S1	3,7 S1
9	8,1	2,24 S1	6,3 S1	7,7	1,3 S1	3,8 S1
10	6,7	1,84 S1	5,2 S1	8,4	1,4 S1	4,0 S1
11	6,8	1,80 S1	5,0 S1	8,3	1,4 S1	3,9 S1
12	6,9	1,64 S1	4,6 S1	8,5	1,4 S1	3,8 S1
13	7,3	1,63 S1	4,6 S1	8,0	1,0 S1	2,8 S1
14	7,5	1,57 S1	4,4 S1	7,9	1,0 S1	2,8 S1
15	7,3	1,57 S1	4,4 S1	7,7	0,9 S1	2,5 S1
16	6,4	1,21 S1	3,4 S1	7,7	1,0 S1	2,7 S1
17	6,5	1,18 S1	3,3 S1	8,7	1,5 S1	4,1 S1
18	6,6	1,18 S1	3,3 S1	7,9	1,3 S1	3,5 S1
19	8,9	2,17 S1	6,1 S1	8,7	1,5 S1	4,3 S1
20	8,7	2,06 S1	5,8 S1	8,5	1,9 S1	5,4 S1
21	8,9	2,17 S1	6,1 S1	8,4	1,4 S1	3,8 S1
22	7,7	1,85 S1	5,2 S1	8,6	1,4 S1	4,0 S1
23	7,8	1,96 S1	5,5 S1	8,8	1,3 S1	3,5 S1
24	7,9	1,96 S1	5,5 S1	9,0	1,8 S1	4,9 S1

La clasificación de Richards *et al.* (1959) descrita en (Gómez, 2009) considera la peligrosidad el Sódica y salina a partir de la relación del RAS y el valor de la conductividad eléctrica (μScm^{-1}). De acuerdo al diseño de (Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1976), las aguas del canal de riego LSA se encuentran en nivel de riesgo medio de salinidad (mayor de 750 y menor de 1.500 $\mu\text{S.cm}^{-1}$). Las aguas del canal de riego LSA en la fase I y II se clasifican en la categoría C2-S1 y C3-S1 de acuerdo a (Richards, L., 1954), como se resumen en las Figuras 12 y 13

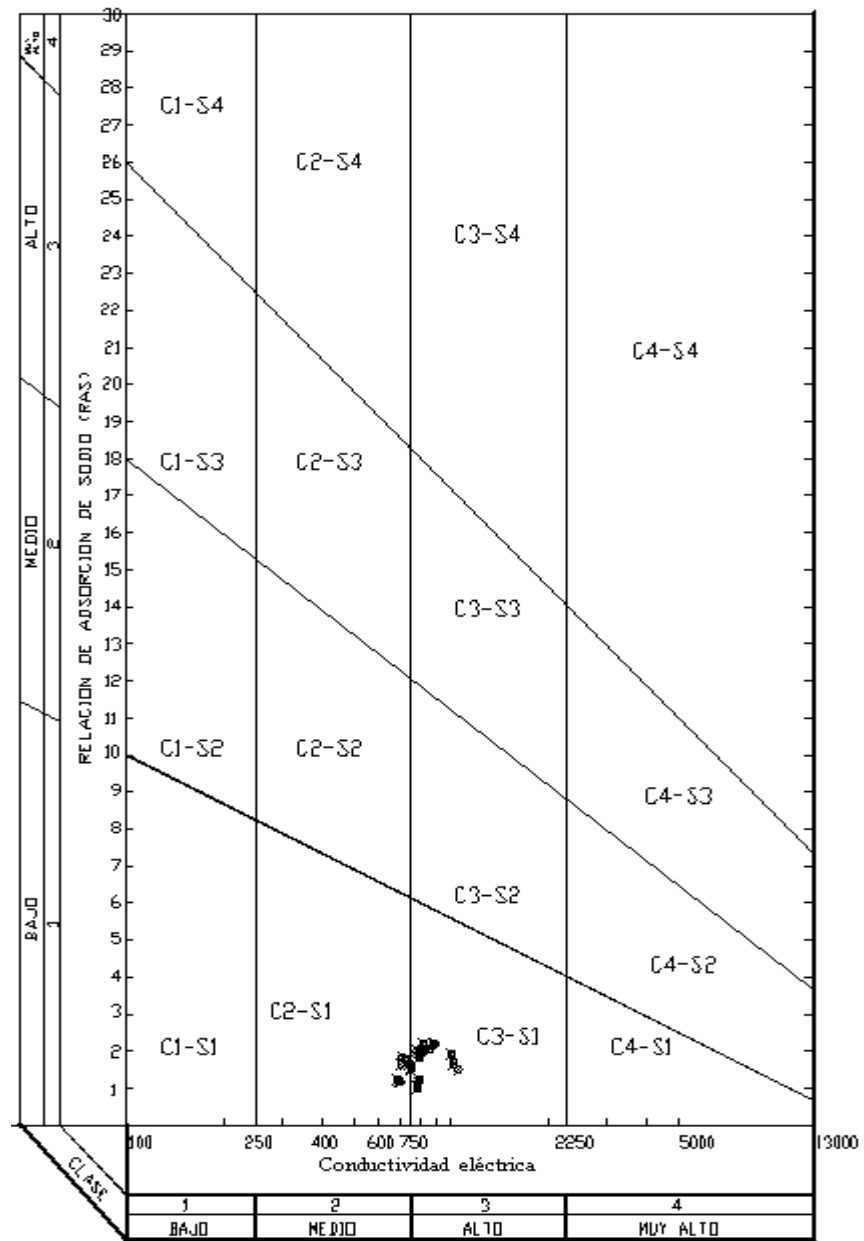


Figura 12. Diagrama de clasificación de aguas fase I en base a CE y RAS según Riverside, California. (Richards *et al.* 1954)

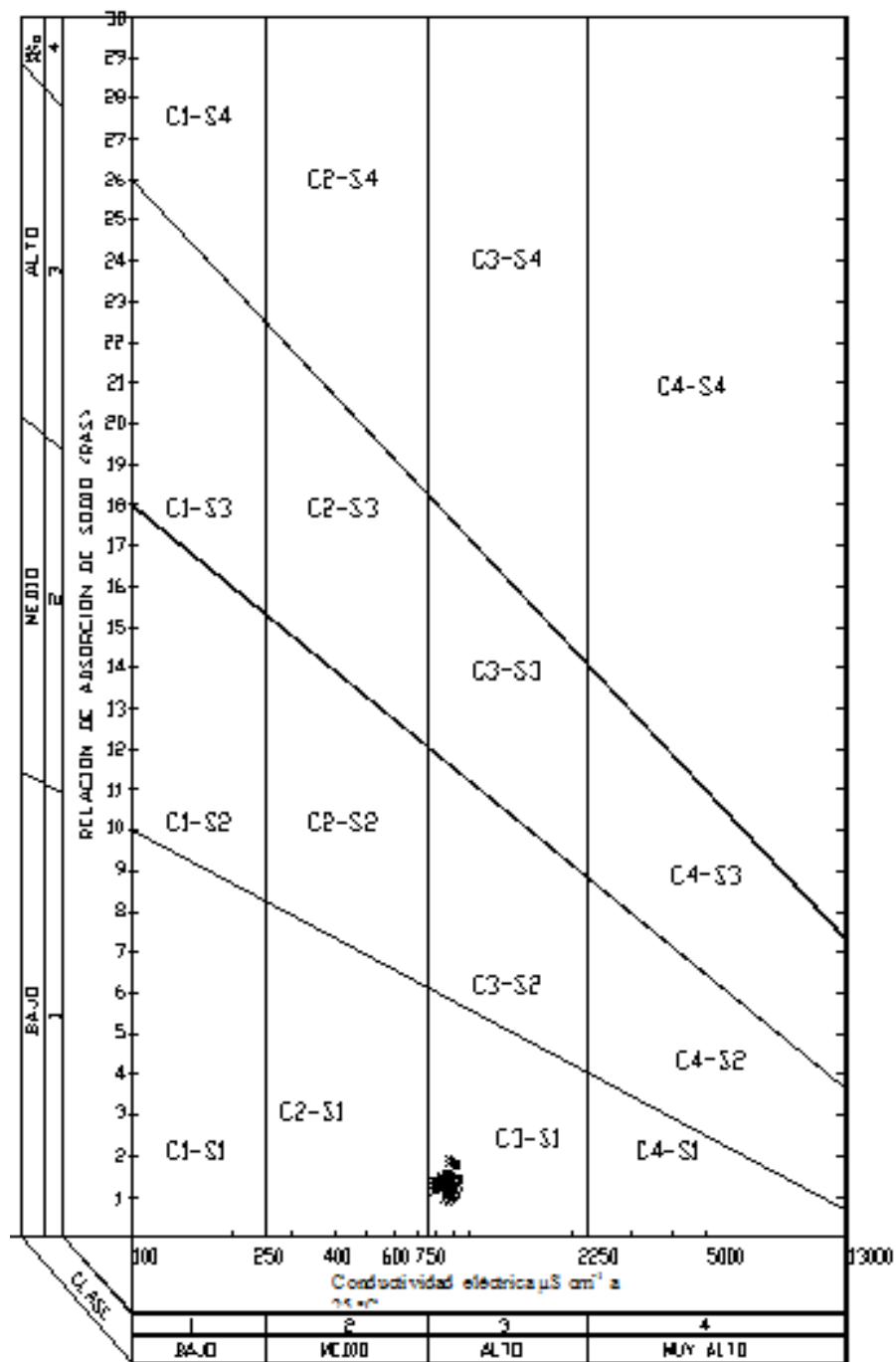


Figura 13. Diagrama de clasificación de aguas fase II en base a CE y RAS según Riverside, California, (Richards *et al.* 1954).

Las aguas que pertenecen al grupo de C2-S1 son aptas para uso en regadío; categoría a la que pertenece un grupo de aguas del canal LSA analizadas en su fase I; sin embargo se debe acotar que debido a la pluviosidad de los meses de febrero, los suelos de la zona no son irrigados en esta época.

En el caso de las aguas de fase II, estas corresponden a clase C3-S1; prácticamente constituyen aguas que se pueden utilizar en riego pero con precauciones o de manera adecuada para que no exista problemas que afecten la producción agrícola.

El CSR, considerado como el valor de carbonato de sodio residual, se determina en base a la concentración de CO_3^{2-} , HCO_3^- menos la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} ; ya que estos iones pueden precipitar de manera conjunta como CaCO_3 , MgCO_3 e influenciar sobre el efecto de sodicidad en el suelo por un aumento relativo de la concentración de sodio, (Baccaro, K. I., 2006). En el Cuadro 15 se resumen los parámetros de CSR

Cuadro 15

Clasificación de las Aguas para riego en base al Carbonato de Sodio residual (Richards.1954).

Clasificación	Tipo	CSR en meq.l^{-1}	Observaciones
1	Aguas altas en CSR	> 2,5	No son buenas para riego
2	Aguas medias en CSR	1,25-2,5	Dudosas para riego
3	Aguas bajas en CSR	<1,25	Buenas para riego

Los valores promedio de CSR de las aguas del canal LSA son: fase I = 1,4 CSR y fase II = 1,27 respectivamente, cuando el contenido se encuentra entre 1,25 y 2,5 meq.l^{-1} las aguas son de dudosa aplicación para riego.

Se observa igualmente que en época de estiaje existe una disminución del índice CSR; sin embargo la reducción no es suficiente para clasificarse en aguas buenas para riego.

El exceso de sodio en el suelo se define como PSI, porcentaje de Sodio intercambiable, definido por Eaton (1950) citado en (Richards, L., 1954), se calcula de acuerdo a la siguiente ecuación empírica en función del RAS

$$\text{PSI} = \frac{100(-0,0126 + 0,01475\text{RAS})}{1 + (-0,0126 + 0,01475\text{RAS})}$$

Un contenido elevado de Na^+ respecto a los demás cationes del complejo de intercambio del suelo puede generar una dispersión de las partículas arcillosas y de la

materia orgánica, con la consecuente formación de un fondo impermeable. El valor crítico se define como 15% Según Porta (2010) descrito en (Pérez-León, J.M., 2011). El valor del PSI de las aguas del canal de riego LSA corresponde a 1,23 y 0,71 para las fases I y II respectivamente, valores que se encuentran muy por debajo del referente de PSI como igual o mayor a 15.

4.7 Efecto de la concentración de iones CO_3^{2-} y HCO_3^-

La concentración de los iones CO_3^{2-} y HCO_3^- en las aguas de riego están en estrecha relación con las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} y su importancia se establece en la interacción de estos cuatro iones puede generar la precipitación como carbonatos alcalino-térreos, por lo que existe la posibilidad de incremento del PSI; existen tres indicadores que referencian a la interacción de estos cuatro iones, en la Tabla 15 se resume los valores.

Tabla 15

Efecto de la concentración de iones CO_3^{2-} y HCO_3^- (Eaton, 1950 descrito en Meza, 2009)

Indice	Porcentaje de Sodio encontrado (PSE)	Porcentaje de Sodio posible (PSP)	Carbonato de Sodio residual (CSR), meq l^{-1}
Valores normales	<50%	<50%	<1,25 buena para riego
Agua canal LSA fase I	34,2%	96,5	1,4
Agua canal LSA fase II	28%	92	1,27

Cuando la concentración de Sodio representa el 50% de la concentración de cationes, es decir PSE >50%, existe la posibilidad de desplazamiento del Ca^{2+} y Mg^{2+} como sales de CO_3^{2-} o SO_4^{2-} , lo que permitirá el incremento de la concentración de Na^+ .

Las aguas del canal LSA presentan valores de PSE de 34,2 % y 28% para las fases I y II respectivamente, se puede colegir que existe probabilidad de convertir los suelos que irriga en suelos sódicos

Si se toma en consideración las propiedades físicas del suelo, el problema de la erosión del suelo es fundamental e identificar el efecto que causarían las aguas residuales, por la presencia de Sodio, en la reducción de la conductividad hidráulica generando compactación y fractura resulta primordial desde el punto de vista ambiental (Porta, 2000 citado en (Pérez-León, J.M., 2011)).

Desde el punto de vista agrícola, el uso de agua residual con contenidos de Na^+ porcentualmente altos, afecta la producción y calidad de los cultivos.

No existen límites específicos de la concentración de Sodio en el suelo ni tampoco de la concentración en agua, pues dependerá de múltiples factores, como frecuencia de riego, evapo-transportación, tipo de cultivo, sensibilidad de la planta, CE, etc.

El índice PSP constituyó uno de los primeros parámetros de referencia del riesgo de alteración de los suelos por el uso de aguas residuales, Aguilera y Martínez (1996) especifica que valores de PSP sobre 50% o más representa un peligro de desplazamiento del $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ por el Na^+ .

La posibilidad de infiltración es igualmente un riesgo latente (Balmaseda, C. y García, Y., 2013)); sin embargo, este proceso se inicia cuando la concentración de Sodio en solución representa más del 50 % de los cationes disueltos, de acuerdo a (Rodríguez, M.; D'Urso, C.; Rodríguez, G.; Sales, A., 2008) se confirma que el proceso de sodificación es mayor cuando la concentración de Na^+ sobrepasa los 10 meq.l⁻¹. Según Salgado-García *et al.* (2006) el PSP debe referirse a la salinidad efectiva (SE), por lo que se calcula mediante la fórmula:

$$\text{PSP} = (\text{Na}^+/\text{SE}) 100$$

Las aguas del canal de riego LSA reportan PSP de 96,5% y 92%; valores que deberían considerarse de alto riesgo y condicionadas su uso en agricultura.

El índice de Langelier para la fase I es 0,41 y para la fase II es 0,56 valores definen las aguas del canal de riego LSA con capacidad incrustante.

El índice de saturación (LSI) para la fase I es 0,61 y para la fase II 0,74, valores que enmarcan a las aguas del canal LSA como sobresaturadas en CaCO_3 .

Los datos permiten inferir que existen probabilidades de precipitación del Ca^{2+} y probablemente del Mg^{2+} con lo cual se confirmaría el riesgo latente de sodicidad de los suelos. (González, 2010)

4.8 Clasificación de las aguas en base a su efecto sobre la infiltración

Se define la infiltración como la velocidad máxima en la que el agua penetra en el suelo, esta característica depende de muchos factores ya que por ejemplo: en un

suelo desagregado y permeable tendrá una capacidad de infiltración mayor que un suelo arcilloso y compacto.

La concentración de iones es igualmente influyente en la permeabilidad del agua; así resulta que aguas con valores de salinidad bajos ($< 200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) generan problemas de infiltración, ya que se puede producir lixiviación de sales y minerales solubles por lo que la estabilidad de los agregados del suelo pueden verse alteradas (Can, C. A., Ramírez, A.C., Ortega, E. M., Trejo, L.C., Cruz, D. J. , 2011).

De igual forma, si la infiltración del agua en el suelo es lenta no se humedece el suelo en la zona de las raíces de la planta con la consecuente pérdida de agua por escorrentía o evaporación.

Otro factor que influye es la concentración de Sodio como ión intercambiable y que se encuentra en adsorbido lo que genera dispersión coloidal de las partículas de suelo.

Existen dos formas tradicionales de prevenir la reducción de la infiltración, por un lado es factible la adición de sales solubles de Calcio como es el caso del yeso, una proporción de 5 kg m^{-3} por cada unidad de dS m^{-1} de CE del agua.

Por otro lado ese puede prevenir igualmente por el uso de ácidos para destruir los Carbonatos y Bicarbonatos (Rodríguez-Ortiz, 2009) y (Meza. L., 2009).

Los resultados de las aguas del canal de riego LSA respecto al riesgo de reducción de la infiltración se observan en la Figura 14.

Se determina que existe riesgo de reducción ligera de la infiltración ya que los valores de RAS_{aj} se encuentran entre 3 y 5; mientras que los valores de CE promedian 0,8 y $0,86 \text{ dSm}^{-1}$ según la relación propuesta por (Velázquez, M., Ortega, M., Martínez, A., Kohashi, J., García, N. , 2002).

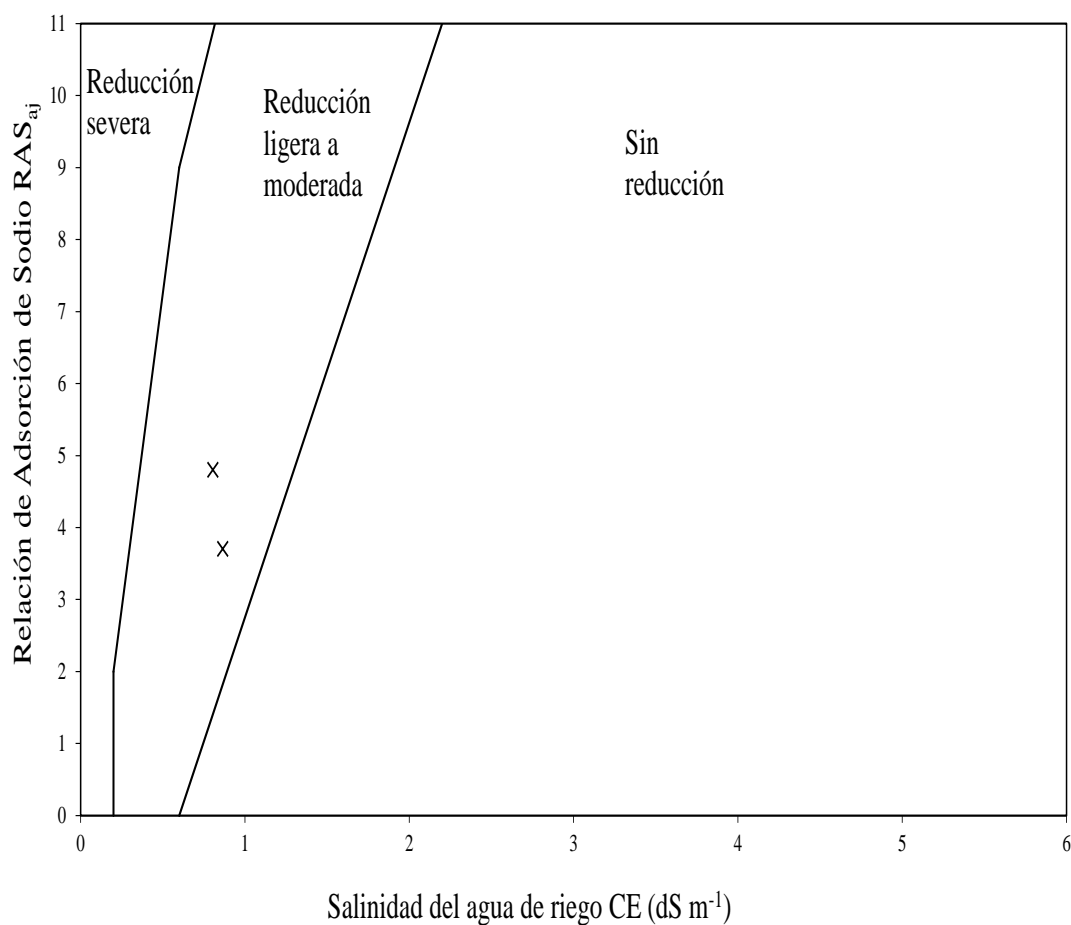


Figura 14. Diagrama de riesgo de reducción de aguas del canal LSA en fase I y II en base a CE y RAS.

4.9 Diagrama de Facies de Piper

Constituye un método para evaluar cómo evolucionan las aguas en una cuenca hidrográfica en base a la relación de tres iones simultáneamente en los lados de cada triángulo, por lo tanto es una relación porcentual relativa, el rombo determina la composición del agua a partir de los aniones analizados en los triángulos.

En la Tabla 16 se resumen los datos necesarios para la gráfica de Piper en las aguas del canal de riego LSA y en sus fases I y II.

Tabla 16

Porcentajes de Cationes y aniones de las fases I y II para cálculos de diagrama de Piper.

	Suma Cationes					Suma Aniones				
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	\sum I ⁻¹ meq	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	\sum I ⁻¹ meq
Promedio										
FASE I	2,8	2,4	2,7	0,20	8,0	0,1	6,5	0,8	0,6	8,0
Promedio										
Fase II	1,2	4,7	2,3	0,2	8,42	0,14	7,03	0,8	0,7	8,7
% FaseI	35%	30%	33.7%	2.5%	100%	1.3%	81.2%	10%	7.5%	100%
% FaseII	14.3%	56%	27.3%	2.4%	100%	1.6%	80.8%	9.2%	8%	100%

Como se observa en la figura 15, las aguas del canal LSA se clasifican como Bicarbonatadas-Cálcicas y/o Magnésicas, en la fase; mientras que en la fase II se encuentra en el límite de Bicarbonatadas-Cálcicas y/o Magnésicas y bicarbonatadas sódicas. (Silva-García, J., Ochoa-Estrada, S., Cristóbal-Acevedo, D., Estrada-Godoy, F., 2006) y (Rodríguez, M.; D'Urso, C.; Rodríguez, G.; Sales, A., 2008).

Si se compara con índices de aguas se tiene: la fase I presenta una dureza Cálcica de 260 mg I⁻¹ como CaCO₃, valores que clasifican a las aguas del canal como aguas duras.

La alcalinidad reporta una concentración de 320 mg I⁻¹ como CaCO₃, valor que define al agua del canal LSA de muy alta alcalinidad.

En la fase II las aguas del canal presentan una dureza Cálcica de 310 mg I⁻¹ CaCO₃ valor que confirma el tipo de agua como agua dura; por otro lado, la alcalinidad reporta concentraciones de 335 mg I⁻¹ como CaCO₃, valor que confirma que las aguas del canal LSA presentan muy alta alcalinidad.

Los datos mencionados concuerdan con lo mencionado por (Recalde, J., 2002) que caracteriza a la cuenca del Cutuchi dentro de la geomorfología volcánica andina, depósitos lahárticos y matriz arcillosa

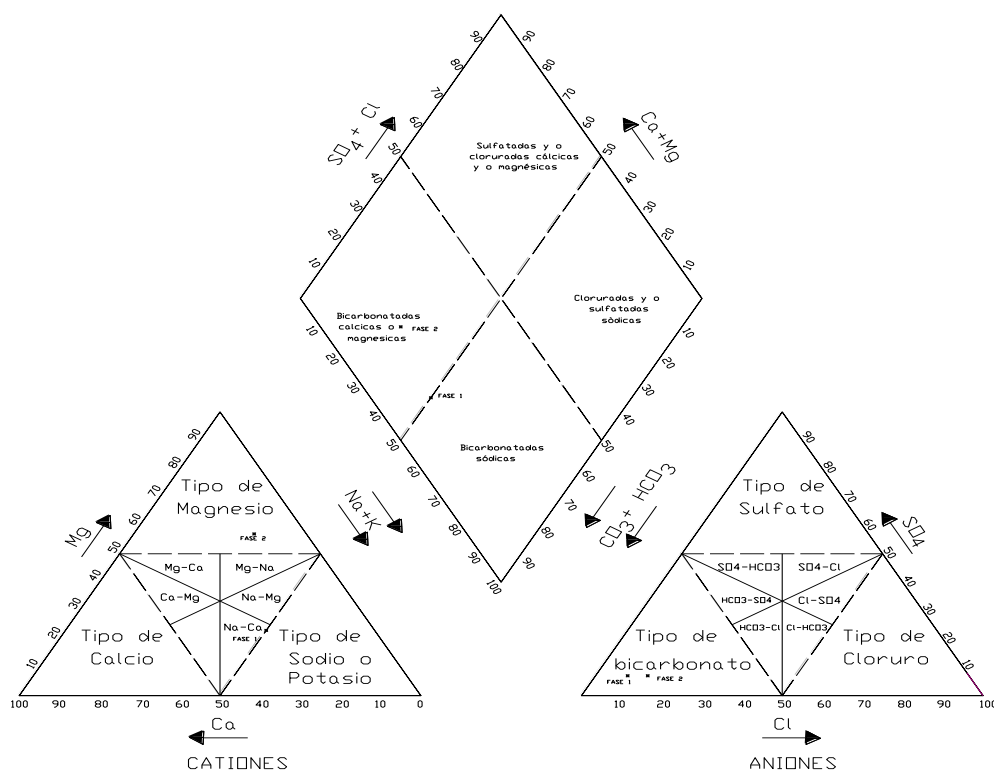


Figura 15. Diagrama de Facies dePiper para las Aguas del canal LSA en sus fases I y II

4.10 Toxicidad por Boro

Los resultados del análisis de B en las aguas del canal LSA en sus fases I y II se representan en la Figura 15. La fase I presenta un promedio de $0,74\text{mg l}^{-1}$, con una Varianza de 0,06 y desviación estándar de 0,25, presentan un valor mínimo de $0,3\text{ mg l}^{-1}$ y un máximo de $1,2\text{ mg l}^{-1}$; mientras que la fase II presenta un promedio de $1,14\text{ mg l}^{-1}$, con una Varianza de 0,02 y desviación estándar de 0,14, con un mínimo de $0,9\text{ mg l}^{-1}$ y un máximo de $1,5\text{ mg l}^{-1}$. Tanto la marcada diferencia de los valores entre la fase I y II, así como los valores extremos concuerdan con el nivel de pluviosidad de las fechas en las que se muestreo (Meza. L., 2009)

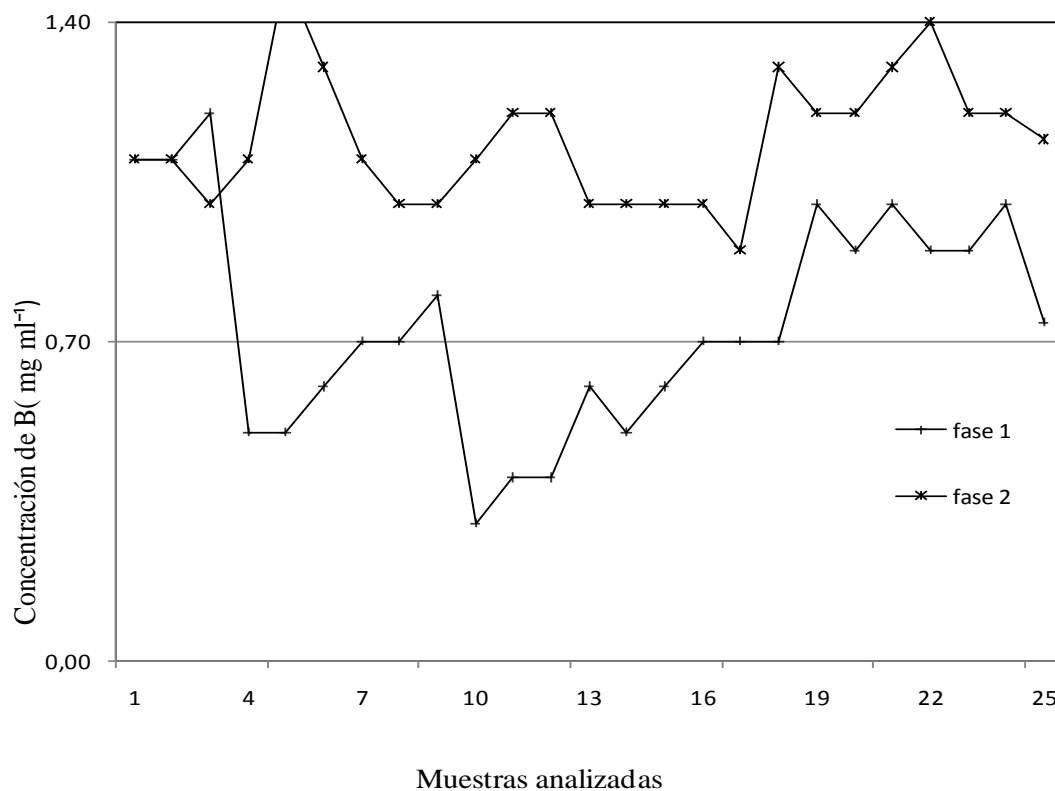


Figura 15. Valores de B en las aguas del canal LSA.

Los valores promedios de Boro de las fases I y II constituyen un riesgo de toxicidad, publicaciones internacionales definen una concentración $>3,0\text{mg l}^{-1}$ para que puedan generar daños severos en las plantas y en función de la sensibilidad del cultivo, según (Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1976).

EL documento (Ecuador MAE, 2003) determina como máximo permisible 1 mg l^{-1} de B como criterio de calidad para aguas de uso agrícola, las aguas del canal LSA generan toxicidad moderada en especial en la fase II.

4.11 Presencia de Plomo

Según (Ecuador Acotecnic, 2010); en el punto de muestreo San silvestre se reporta presencia de plomo en concentraciones μgl^{-1} ; de igual forma en Ecuador, Diagnostico Latacunga (2011). En el presente estudio no se identifica niveles de contaminación por Plomo de acuerdo a la norma vigente que corresponde a $0,05\text{ mg l}^{-1}$ (Ecuador MAE, 2003).

Las razones por las que probablemente no se detectó concentraciones bajas se deban a la metodología aplicada, no obstante se deja claro que no se cuestiona los reportes bibliográficos citados y con seguridad existe plomo en las Aguas de la cuenca del Cutuchi, (Ecuador Senagua, 2010).

De acuerdo a estudios desarrollados por (Espinosa, 2009) se detecta $81 \mu\text{g g}^{-1}$ de Plomo en suelo a 100 metros de distancia de los hornos de vidriado de arcilla en la zona del cantón Pujilí, el depósito de plomo de esta actividad alcanza hasta un radio de 500 km.

4.12 Parámetros Físico-Químicos y Microbiológicos

La composición promedio de los parámetros analizados del agua del canal LSA se presenta en la Tabla 17.

Tabla 17

Composición del agua de riego proveniente del canal LSA.

Parámetro	n ¹	Valores mínimos y máximos
pH	16	7,4 - 8,7
Temperatura (°C)	16	13,6-20,5
DQO (mg/ml)	16	12,5-60
DBO ₅	16	7,5-38
Coliformes fecales (UFC/100 ml)	16	1×10^1 - 1×10^6
Coliformes totales (UFC/100 ml)	16	1×10^1 - 1×10^6
<i>Pseudomonasp</i>	16	Presencia

[1] número de tratamientos

4.12.1 Análisis del diseño experimental de la remoción de materia orgánica

La calidad del agua y su nivel de contaminación de una cuenca hídrica se evalúa con los parámetros comunes de Demanda Química de oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Sólidos Suspendidos Totales (SST); la DQO permite determinar la cantidad de materias que son oxidables por acción del Dicromato de potasio en medio ácido y se considera una medida aproximada de la demanda de oxígeno, el DQO se define como la cantidad de oxígeno que es equivalente a la cantidad de Dicromato de potasio consumido por las materias oxidables disueltas y en suspensión.

La DBO se define como la cantidad de oxígeno disuelto requerido por los microorganismos para estabilizar el material orgánico biodegradable presente en las aguas residuales, (Navarro, R.M., Espinosa y Gutierrez, J., 2005).

Según (Muñoz-Nava, H., Suárez, J., Vera, A., Orosco, S., Batlle, J., Ortiz, A., Mendiola, J., 2012), existe una correlación directa entre la carga del gasto de DBO y

la población que habita hasta 20 km de la línea del cauce del río. En la cuenca del Cutuchi habita un porcentaje mayoritario de la provincia de Cotopaxi, por lo que las aguas del canal LSA están altamente contaminadas.

Estudios para remover la materia orgánica (MO) en las aguas residuales se remontan más de un siglo, ya que su presencia asociada a nutrientes como Nitrógeno y Potasio son los causantes de la eutrofización, reducción del oxígeno disuelto en las aguas receptoras y toxicidad en la vida acuática; las tecnologías para la remoción de la MO presentan dificultades técnicas y económicas como por ejemplo: el tiempo de retención celular (González, M. y Saldarriaga, J., 2008).

La mayoría de sistemas municipales disponen de lagunas de tratamiento aireadas o facultativas; sin embargo, su limitante resulta ser el costo económico; en caudales de $2,5 \text{ l s}^{-1}$ es factible la aplicación de tecnologías de humedales de flujo sub-superficial que permite la remoción eficaz de MO y SST e incluso la reducción de Coliformes fecales, (USA.EPA, 2000). El sistema de tratamiento propuesto planteó utilizar una cámara anaeróbica para remover la materia orgánica y consiste en un medio de soporte inerte (piedra pómez) que permita la adherencia por adsorción de la biomasa. En un segundo reactor de diseño combinado anaeróbico-aeróbico se implementó un sistema de lecho bacteriano o filtro percolador (Rehm, 1986) que fue modificado, pues se utilizó cascarilla de arroz como soporte, material que libera muchas sustancias como por ejemplo H_2O_2 según (Salwa, A., Hosny, M., y Bakry, M., 2007). Los resultados obtenidos de Demanda Química de Oxígeno (DQO) en las aguas del canal LSA fase I se detallan en la Tabla 18.

Tabla 18
Valores de DQO ($\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$) en fase I, tratamientos T50/4 y T75/2 y muestra sin tratamiento.

Semana	Sistema T75/2	Sistema T50/4	Agua No Tratada
1	27,0	29,0	30,0
2	10,3	14,2	15,7
3	32,2	53,0	60,0
4	10,5	10,5	15,0
5	12,8	11,4	17,7
6	18,0	20,0	25,0
7	14,5	13,0	17,0
8	16,2	17,2	19,3
Promedio	$\bar{x}=17,7$	$\bar{x}=21,0$	$\bar{x}=25,0$
% de remoción	29,2%	16%	100%

En la fase II se obtuvieron los resultados de DQO ($\text{mg O}_2\text{l}^{-1}$) de las aguas del canal LSA que se detallan en la Tabla 19.

Tabla 19

Valores de DQO ($\text{mg O}_2\text{l}^{-1}$) fase II, tratamientos T50/2 y T75/4 y muestra sin tratamiento.

Semana	Sistema T75/4	Sistema T50/2	Agua No Tratada
1	10,5	12,5	18,1
2	25,5	28	51
3	5	7,8	15,5
4	9,5	11,6	12,5
5	6,5	9	20,6
6	9,5	11,8	38,8
7	14,5	18,2	29
8	16,5	20	26
Promedio	$\bar{x}= 12,2$	$\bar{x}=14,9$	$\bar{x}= 26,4$
% de remoción	53,7%	43,6%	100%

E

En la Figura 16 se observa la relación promedio de la remoción de materia orgánica (MO) en valores de DQO (mg l^{-1}) de los tratamientos de la fase I (T50/4 y T75/2) y fase II (T50/2 y T75/4). Existe una remoción del 16 % y 29,2% de MO como DQO en los sistemas T50 /4 y T75/2; mientras que en los sistemas T50/2 y T75/4 hay una remoción de carga orgánica 43,6 y 53,7%.

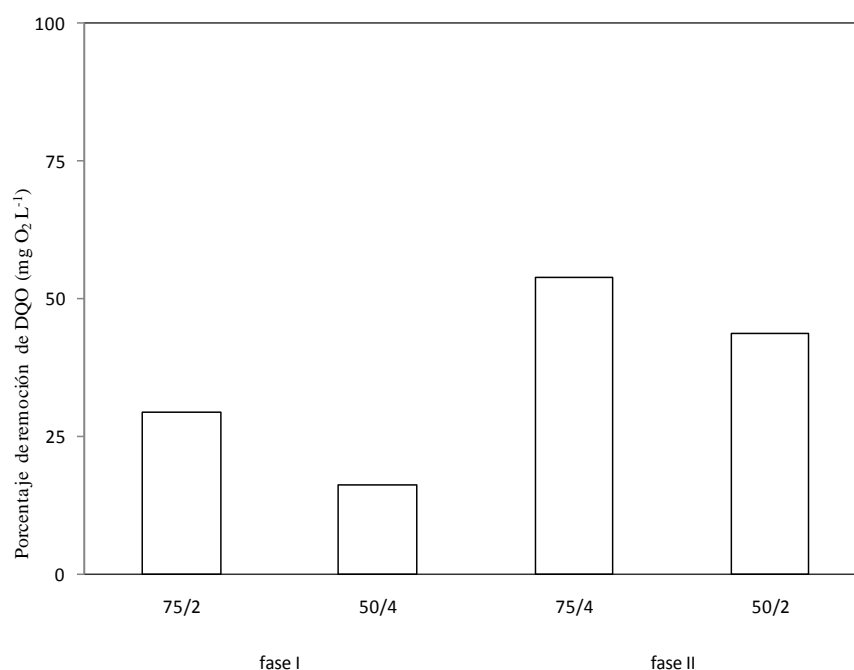


Figura 16. Remoción de materia orgánica en valores de DQO (mg l^{-1}) de los tratamientos de la fase I (T50/4 y T75/2) y fase II (T50/2 y T75/4).

La efectividad del reactor 1 con piedra pómez en una altura de 75 cm resulta ser mayor con respecto a la altura de 50cm, en las dos fases, los resultados concuerdan con lo mencionado por (Pérez, A. Torres, P. , 2008) quien especifica que en el desempeño de un reactor anaeróbico influyen variables como cortos circuitos, zonas muertas, recirculación interna por corrientes, densidad, tiempo de residencia. Una relación mayor del volumen ocupado por el material de relleno influye directamente en una mayor eficiencia para la remoción de MO. Según (Ávila-Soto, S., González, J., Canche, J., Clava, G., Avila, J., Oropeza, N., Carrión, J. , 2010) una remoción eficiente de MOes depende de parámetros físicos, como por ejemplo: la temperatura que permite una mayor actividad microbiana, mientras que a mayor acidez se reduce la actividad bacteriana. Los datos de temperatura de las fases I y II son: 15,3°C y 19,1°C; mientras que de pH son 7,9 y 8,35 respectivamente, los valores de estos parámetros se observan en la Figura 17. La fase II presenta mejores condiciones para la remoción de la MO.

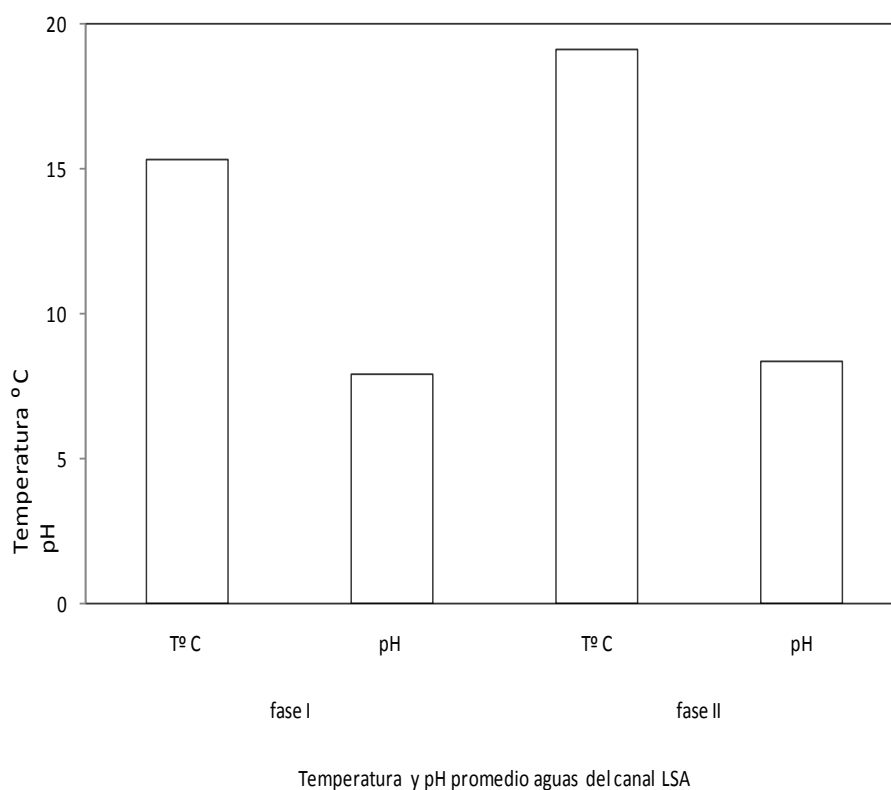


Figura 17. Valores promedios de temperatura y pH en las fases I y II de las aguas del canal LSA.

4.12.2 Datos estadísticos de DQO y DBO de los tratamientos en fase I y II

Los datos estadísticos de los valores de DQO y de DBO ($\text{mg O}_2\text{l}^{-1}$) de los tratamientos de la fase I (T50/4 y T75/2) se resumen en la Tabla 20

Tabla 20

Datos estadísticos de DQO y DBO de las aguas del canal LSA en su fase I.

Tratamientos	DQO ($\text{mg O}_2\text{l}^{-1}$)		Agua no tratada	DBO ($\text{mg O}_2\text{l}^{-1}$)		Agua no tratada
	T50/4	T75/2		T50/4	T75/2	
Media	17,7	21	25	10,52	7,93	12,52
Mediana	15,4	15,7	18,5	7,85	7,675	9,25
Moda	-	-	-	-	-	-
DS	7,928	14,22	15	7,1	3,2	7,5
CV	0,45	0,68	0,6	0,17	0,07	0,18

Los datos estadísticos de los valores de DQO y DBO (mg l^{-1}) de los tratamientos de la fase I (T50/2 y T75/4) se resumen en la Tabla 21.

Tabla 21

Datos estadísticos de DQO y DBO de las aguas del canal LSA en su fase II.

tratamientos	DQO ($\text{mg O}_2\text{l}^{-1}$)		Agua no tratada	DBO($\text{mg O}_2\text{l}^{-1}$)		Agua no tratada
	T50/2	T75/4		T50/2	T75/4	
Media	14,9	12,2	26,4	7,4	6,1	13,2
Mediana	12,5	10,5	23,3	6,1	5	11,7
Moda	-	9,5	-	-	4,75	-
DS	6,8	6,6	12,98	3,4	3,3	6,49
CV	0,45	0,54	0,49	0,08	0,08	0,16

Los valores de DQO se encuentran dentro de lo especificado por la normativa ambiental (Ecuador MAE, 2003).

4.12.3 Comprobación de Hipótesis

En el presente estudio se planteó determinar la influencia de las variables del sistema de filtración anaeróbico-aeróbico en el tratamiento de las aguas del canal de riego LSA, con las siguientes variables: altura de la cantidad de piedra pómez en el primer reactor y número de hileras de bandejas con cascarilla de arroz en el segundo reactor, en base a análisis de varianza (ANOVA) y evaluar la significancia estadística de acuerdo a la prueba F.

El análisis de varianza establece diferencia entre las medias y permite probar la hipótesis si estas medias son iguales; en el presente caso, para determinar la interacción e influencia de las variables se convierte en Porcentajes de remoción de la DQO. El parámetro de altura del reactor relleno con piedra pómez corresponde a: A=altura ($A_1=50$ cm y $A_2=75$ cm) en el primer reactor; mientras que el número de hileras de bandejas con cascarilla de arroz se definen: B($B_1=2$ y $B_2=4$), los datos se resumen en la Tabla 22.

Tabla 22

Porcentajes de remoción de DQO de tratamientos: A1B1, A1B2, A2B1 y A2B2.

Semana	A1B1	A1B2	A2B1	A2B2
	Sistema T50/2	Sistema T50/4	Sistema T75/2	Sistema T75/4
1	30,9	3,3	10,0	42,0
2	45,1	9,6	34,4	50,0
3	49,7	11,7	46,3	67,7
4	7,2	30,0	30,0	24,0
5	56,3	35,6	27,7	68,4
6	69,6	20,0	28,0	75,5
7	37,2	23,5	14,7	50,0
8	23,1	10,9	16,1	36,5

La determinación de significancia se aplica el programa estadístico de MINITAB 16, se obtienen los siguientes resultados que se resumen en la Tabla 23.

Tabla 23

Anova del Porcentaje de Remoción de DQO, A (Altura) vs B (Número de bandejas).

FUENTE	Grado de Libertad GL	Suma de cuadrados SC	Medias Cuadráticas MC	Valor de F			Valor P
				Calculada	5%	1%	
A: Altura	1	777,4	777,4	3,22	4,6	8,86	0,08*
B: Número de Hileras - bandeja	1	33	32,96	0,14	4,6	8,86	0,75*
Interacción AxB	1	4551	4551	18,82	2,947	4,56	0,0**
Error	28	6769,4	241,76				
Total	31	12130,9					

S = 15,55R-cuad. = 44,20%R-cuad.(ajustado) = 38,22%, ** (Si es significativo), * (No es significativo)

En la Figura 18 se esquematiza en gráficas de caja la remoción de materia orgánica en DQO de la fase I y II

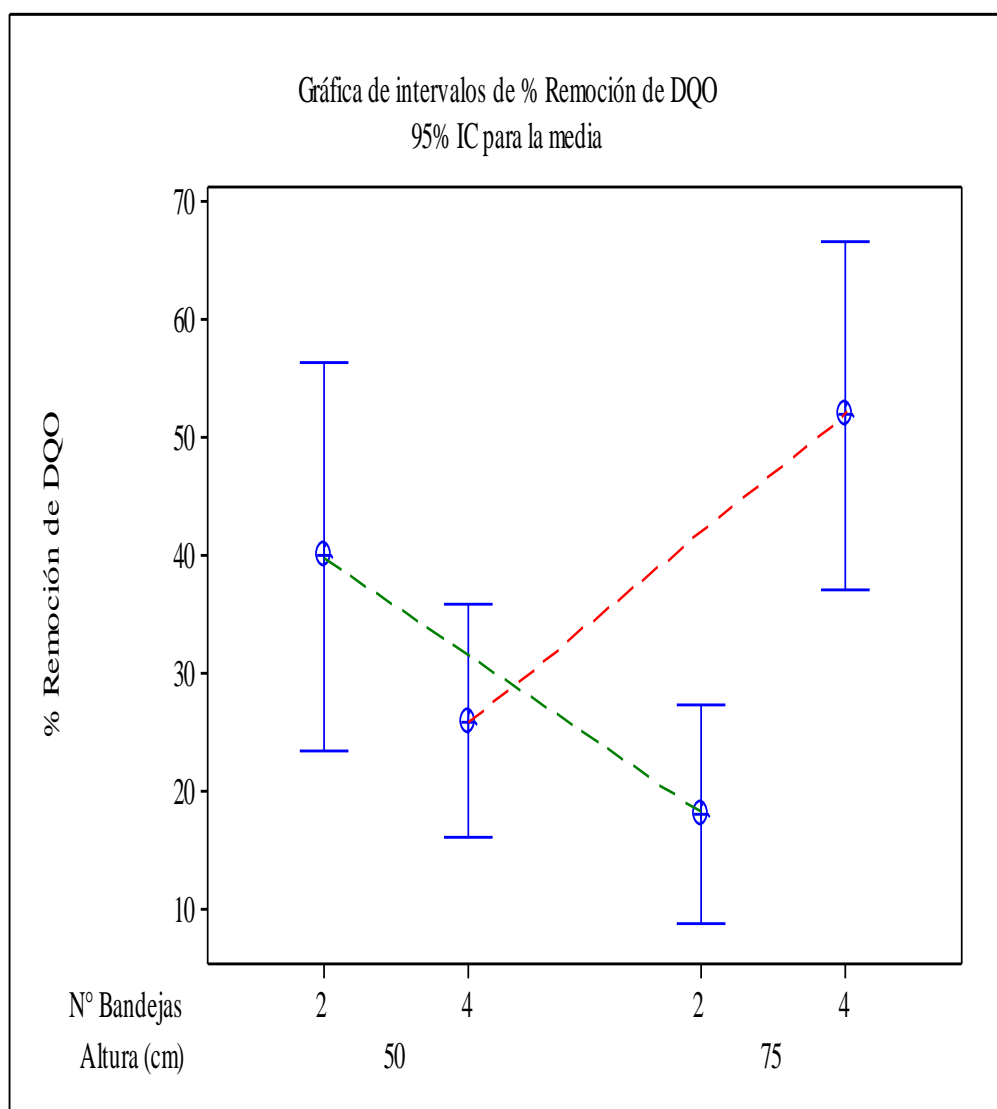


Figura 18. Relación de significancia del Porcentaje de Remoción DQO vs. Tratamientos fase I, fase II y entre variables A (altura) y B (Número de Bandejas)

Según los resultados de los ANOVA, tanto de la Tabla 23 así como de la Figura 18, a un nivel de significancia del 95 % ($p=0.05$), se puede evidenciar que en las fases por separado, no existe diferencia significativa en la remoción de la DQO entre los sistemas T75/2 y T50/4 ($p=0.195$), y sistemas T50/2 y T75/4 respectivamente; mientras que la interacción entre las dos fases, las variables A (altura) y B (Número de Bandejas), se determina la existencia de significancia entre interacción A x B.

Si bien los resultados obtenidos de los parámetros demuestran que la fase I tiene condiciones diferentes respecto a la fase II, como por ejemplo: temperatura, carga de

materia orgánica, pH entre otros y que deberían ser consideradas en un estudio multivariado; sin embargo de esta inferencia, esta diferencia no es influyente de acuerdo al análisis estadístico entre las fases por separado.

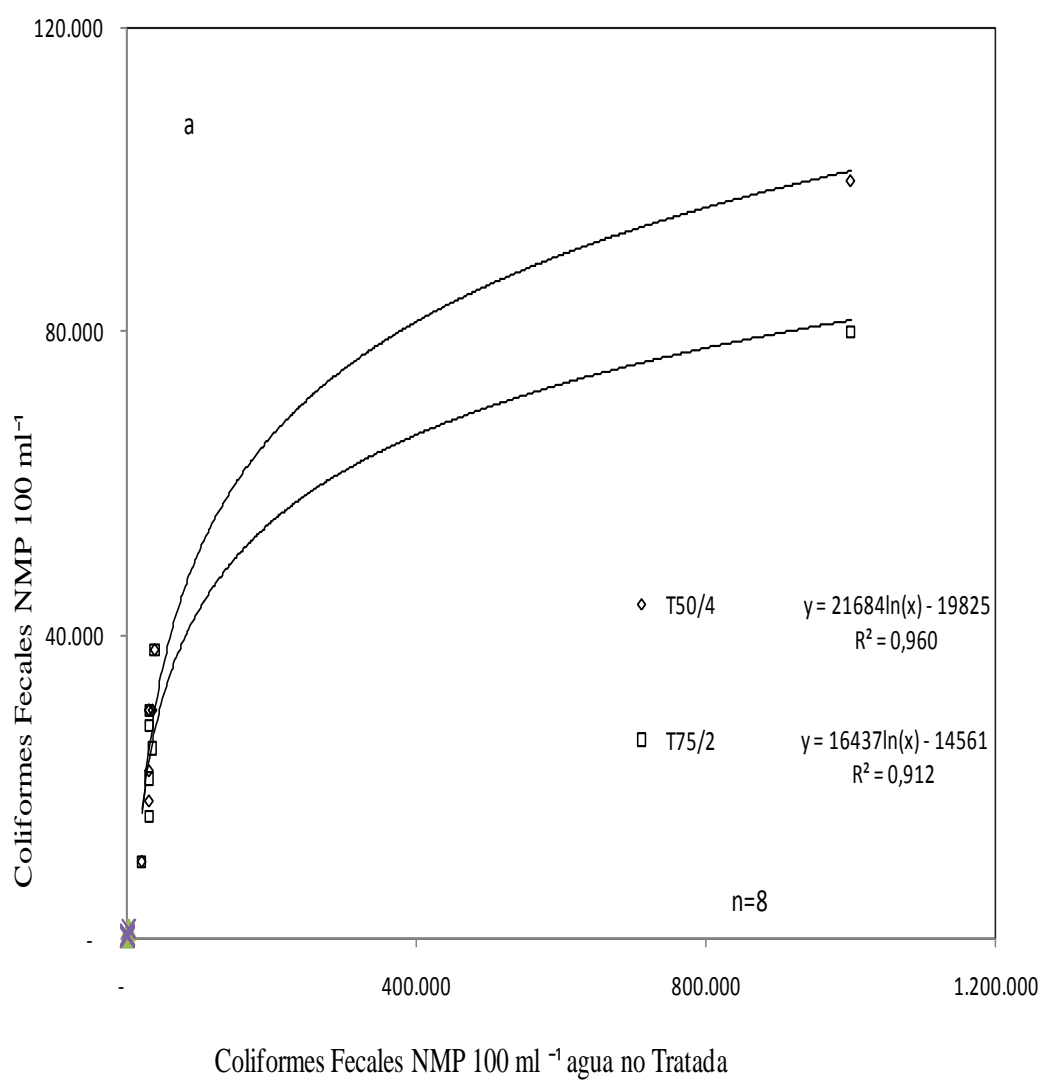
El análisis de variables A x B determina que la relación el tratamiento T75/4 es significativamente diferente de los otros tratamientos. Consideraciones que deben tomarse en cuenta para estudios posteriores y en especial para optimizar de las condiciones y diseños de los reactores.

4.13 Remoción de Coliformes:

Según (Veliz, E., Llanes, J., Asela, L., & Bataller, M., 2009) un 15% de las aguas de los ríos de Latinoamérica que se emplean para riego presentan concentraciones de Coliformes fecales con valores iguales o mayores $10.000 \text{ UFC } 100\text{ml}^{-1}$, en el caso del canal LSA no solo se confirma esta aseveración sino que además se comprueba el alto grado de contaminación de las aguas del canal, ya que el valor máximo de carga bacteriana llega a $10^6 \text{ NMP } 100\text{ml}^{-1}$.

En la Figura 19 se registran los valores de Coliformes fecales en los sistemas T50/4 y T75/2 de la fase I y sistemas T50/2 y T75/4 de la fase II.

Se observa que la remoción de la contaminación bacteriana es factible en la proporción de una unidad logarítmica con respecto a la concentración bacteriana en aguas contaminadas.



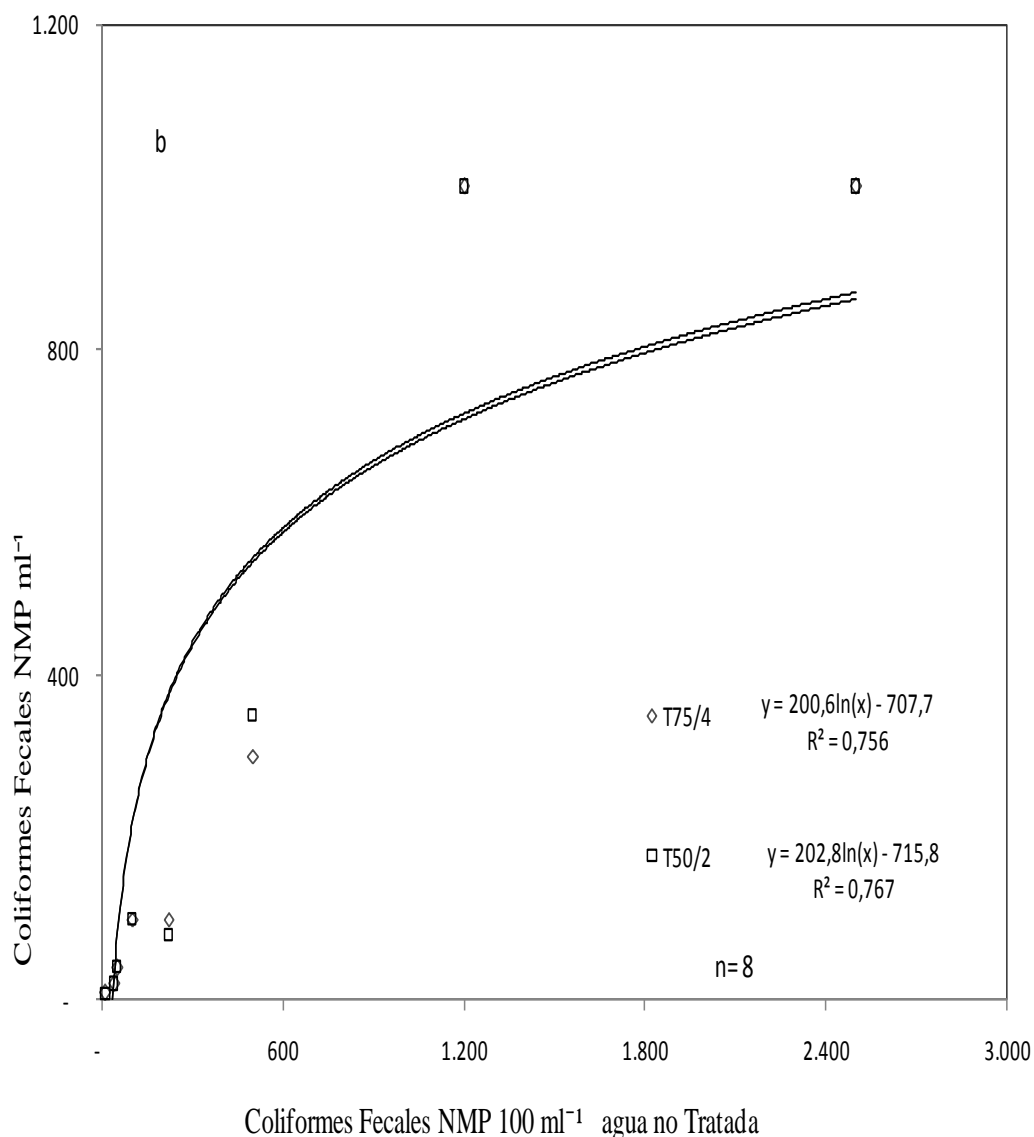


Figura 19. Remoción de Coliformes fecales de las aguas del canal LSA. (a) fase I y (b) fase II con respecto a la contaminación de las aguas del canal LSA.

La correlación de carga bacteriana resultante de los tratamientos de la fase I vs la concentración bacteriana existente en el canal se encuentra en valores de 0,96 y 0,91 en los sistemas T50/4 y T75/2, valores aceptables considerando que existe una alta variabilidad por el nivel de precipitación de la época; en la fase I se genera una remoción de la carga bacteriana de alrededor de una unidad logarítmica, datos que concuerdan por lo especificado por (USA.EPA, 2000).

En el caso de los sistemas T50/2 y T75/4 de la fase II, la correlación es de 0,756 y 0,767 respectivamente, estos datos se salen del rango de aceptación debido probablemente al bajo número de muestras; así como también a la influencia de variables como: de temperatura, bajo nivel de concentración bacteriana posiblemente por un proceso de purga de las aguas del canal en sus 40 km de recorrido; así como también debido a una baja cantidad de materia orgánica, se deduce que en la fase II exista un efecto pistón de autodepuración del canal, proceso que se debe a una mayor oxidación y sedimentación de contaminantes (Curutchet, G., Grinberg, S., Gutiérrez, R., 2012).

La carga bacteriana en la fase II es menor hasta en 3 unidades logarítmicas con respecto a la fase I, posiblemente por el efecto de la temperatura y pH; así como también la fase de decrecimiento de la curva, de igual forma existe una remoción de carga bacteriana de alrededor de una unidad logarítmica con respecto a la concentración bacteriana inicial.

El diseño de tratamiento anaeróbico-aeróbico propuesto en el presente estudio para la remoción de carga bacteriana es insuficiente por los resultados obtenidos, debido al elevado nivel de contaminación de las aguas del canal LSA, de tal forma que no se pudo cumplir con lo que estipula la norma como límite máximo permisible 1000 UFC como unidades número más probable por 100 ml, (Ecuador MAE, 2003).

Se confirma que las aguas del canal de riego LSA tienen un alto nivel de contaminación bacteriana y sobrepasa los límites permitidos por las normativas, esto es debido a que constituyen el cuerpo receptor de toda la población que habita en la cuenca del Cutuchi; condiciones que afectan a los cultivos.

Uno de los cultivos de la zona es la cebolla paiteña y según (Cuenca, E., Riestra, D., Pérez, J., Echegaray, A., 2001) hay niveles de contaminación de cebolla de 490 hasta 2400 UFC de Coliformes por bulbo, si se considera la ingesta de cebolla en la población ecuatoriana es culturalmente en forma cruda, se colige un riesgo de contaminación para la población que ingiere este alimento, e igualmente un riesgo en la salud de los campesinos que realizan la cosecha manual de vegetales, y para los niños que no precautela su salud.

CAPITULO V

5 Conclusiones y Recomendaciones

5.1 Conclusiones

De acuerdo a la propuesta de investigación, se realizó el estudio y caracterización de los parámetros Físico- Químicos y microbiológicos de las aguas del canal de riego LSA.

De acuerdo a la disposición legal vigente, el uso de las aguas del canal LSA no acata la normativa ya que según(Ecuador MAE, 2003), las aguas servidas deben ser tratadas para que puedan tener un uso agrícola.

Del análisis físico-químico en el presente estudio, se desprende que las aguas del canal LSA en base a la relación RAS vs Conductividad Eléctrica, se clasifican en la clase C3-S1, rango que determinan que las aguas del canal LSA se encuentran en riesgo alto de salinización, por lo que deberá existir medidas de control y prevención en los suelos que se irrigan.

Los parámetros de SE, SP, PSI, PSE y PSP y CSR confirman el potencial riesgo de sodificación de los suelos por la composición iónica con alto porcentaje de Bicarbonatos, Calcio y Magnesio.

Las aguas del canal LSA contienen concentraciones de iones que corresponden a aguas Bicarbonatadas Cálcicas y/o Magnésicas y que debido a la proporción de Bicarbonatos resultan ser de riesgo moderado con posibilidad de generar procesos de sodificación que afectarían al suelo y por ende a los cultivos en las zonas que se utilizan las aguas, el valor de CSR igualmente confirma que las aguas del canal LSA son de clasificación dudosa.

Las aguas del canal de riego LSA en su estudio de toxicidad de B sobrepasan los límites permitidos; sin embargo, no es factible de determinar el nivel de influencia en el cultivo, ya que no se tiene referencia de los análisis de suelos.

En el caso del Plomo, no se detectó valores que sobrepasen los límites y se definan como contaminación, los valores reportados por los estudios (Ecuador Senagua, 2010)y(Ecuador Latacunga, 2011) corresponden a muestras que se encuentran en la cuenca hidrográfica y determinan que la producción artesanal de teja y vasijas vidriadas no ha disminuido en su uso.

La remoción de materia orgánica, en su parámetro de DQO, es menor en el período de invierno con respecto al los tratamientos desarrollados en verano; el estudio estadístico determina que no existe diferencia significativa entre los tratamientos de las variables A (altura del reactor con piedra pómez) y número de bandejas o hileras con cascarilla de arroz como variables independientes; mientras que el análisis de AxB determina que si existe diferencias significativas.

El estudio fue experimental de campo, por lo que existen factores que afectan como por ejemplo: las muestras entre semana no contenían una misma concentración de materia orgánica, igualmente existe una influencia directa en la cantidad de precipitación semanal y por ende en los caudales.

Los resultados del estudio microbiológico se desprende que las aguas del canal de riego presentan un nivel de contaminación microbiana que está sobre los límites permitidos por la normativa vigente, (Ecuador MAE, 2003); contaminación que afecta más a la población rural que usa las aguas del canal LSA y a los cultivos.

5.2 Recomendaciones

Se recomienda un estudio de los suelos que son irrigados por las aguas del canal LSA para determinar el nivel de contaminación que se ha generado en la vida de casi 30 años de funcionamiento del canal de riego

Se recomienda realizar un estudio del acuífero y aguas subterráneas de la cuenca del Cutuchi para confirmar el tipo de salinidad dominante que se desarrolla en el recorrido que conlleva las aguas y la influencia que se genera por los efluentes urbanos.

Se recomienda realizar estudios de presencia de parásitos en las aguas del canal de riego LSA y su relación con el índice de morbilidad y mortalidad por infecciones parasitarias y microbianas en especial en la población infantil que reside en la zona de regadío.

Por el nivel de contaminación microbiana y patogénica se recomienda un estudio integral del impacto social y sanitario que causan las aguas en los usuarios del canal de riego LSA.

Se recomienda un estudio del comportamiento del canal de riego LSA referente a nivel de autodepuración que sufre en el recorrido de los cerca de 40 km y

Se recomienda la aplicación de otros tipos tratamientos biológicos superficiales en el canal de riego LSA.

6. CAPÍTULO VI

6 Bibliografía

- Abelló, I., Luaces, P., Fagundo, J. y Guerrón, J. . (1992). *Estudio estadístico multivariado sobre datos hidroquímicos de las diferentes litologías cuenca río San Marcos. Taller Internacional sobre cuencas experimentales en el KARST*. Mendoza: GTICEK.
- Aceves, N. (2011). *El ensalitramiento de los suelos bajo riego. Montecillo. Chapingo. BBA. México*. Montecillo. Chapingo. BBA Mexico: Colegio de posgraduados 2da Ed. Texcoco.
- Aguilera, C. y Martínez, E. (1996). *Relaciones Agua Suelo Planta Atmosfera*. . Mexico: Patronato de la Universidad Autónoma Chapingo.
- Andrade, F., Loor, M. . (2010). Colección y caracterización de variedades tradicionales de arroz. *Investigación tecnológica e innovación Vol. 2 No.1*, , 108.
- APHA AWWA WEF. (1995). *Standard Methods for examination of water and wastewater*. N.Y.: APHA AWWA WEF 21th Ed.
- ASTM. (1979). *Annual book of ASTM standards Part 31. Water*, . Philadelphia: American Society for testing and materials.
- Aucatoma, L. (2005). *Biotratamiento de aguas negras y grises del campamento Guarumo de Petroproducción por el método de película fija*. . Quito: UCE. Tesis Ciencias Químicas .
- Ávila-Soto, S., González, J., Canche, J., Clava, G., Avila, J., Oropeza, N., Carrión, J. . (2010). Uso de filtro anaeróbico sumergido en la remoción de materia orgánica de aguas residuales municipales. *CENIC Ciencias Biológicas Vol. 41*, 1-9.
- Ayers, R.S., Westcot, D.W. (1976). *Water quality for agriculture and Drainage paper*. No. 29. California: FAO.
- Baccaro, K. I. (2006). Calidad del agua para consumo humano y riego en muestras del cinturón hortícola de Mar del Plata. *RIA, 35 (3)*, 95-110.
- Balmaseda, C. y García, Y. (2013). Calidad de las aguas para riego de la cuenca del río Naranjo, Municipio majibacoa. *Cultivos tropicales, Vol. 34(4)*, 68-73.
- Can, C. A., Ramírez, A.C., Ortega, E. M., Trejo, L.C., Cruz, D. J. . (2011). Evaluación de la relación de adsorción de sodio en las aguas del río Tulancingo, Estado de Hidalgo, Mexico. *Terra Lationoamericana, 26 (3)*, 243-252.

- Carrera-Villacrés, D. (2007). *Calidad de las aguas del sistema hidrográfico Zahuapan-Atoyac*. México: Colegio de Postgraduados.
- Carrera-Villacrés, D. Ortega-Escobar, H., Ramírez-García, J., Ramírez-Ayala, C., Trejo-López, C., Becerril-Román, A. (2011). BOro, Fosfatos e índices de Salinidad del sistema hidrográfico Zahuapan-Atoyac. *Tecnología y Ciencias del Agua, vol.II, num.2, abril-junio de 2011,* 5-21.
- Chinchilla, M., Mata, R., Alvarado, A. . (2011). Andisoles, inceptisoles y entisoles de la subcuenca del río pirrís, región de los santos, Talamanca. *Agronomía costarricense 35(1),* 83-107.
- Cisneros, O., González, J., y Fuente, C. (2001). *Perspectiva de aprovechamiento de las aguas residuales en la Agricultura. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua IMTA*. México: IMTA, Comisión Nacional del Agua.
- CNRH, CODERECO, COHIEC. (2002). Determinación eco hidrológica de un organismo de cuenca en la serranía ecuatoriana, caso de estudio. La cuenca del río Cutuchi. Latacunga.
- Cobo, N., Madera, C., Echeverri, A. (2012). Comparación de la calidad agronómica del efluente de PTAR-C y el agua subterránea con fines de uso en riego de caña de azúcar. *EIDENAR.enero diciembre*.
- Cortés-Jiménez, J., Troyo-Diéguez, E., Murillo-Amador, B., García-Hernández, J., Garatza-Payán, J. y Suh Lee.S . (2008). índices de calidad de agua del acuífero del valle del Yaqui, Sonora. *Terra latinoamericana 27,* 133-141.
- Cuenca, E., Riestra, D., Pérez, J., Echegaray, A. (2001). Uso de aguas residuales y control de microorganismos patógenos en la producción de cebolla. *Agrociencia. Vol. 35,(39), may-jun,* 255-265.
- Curutchet, G., Grinberg, S., Gutiérrez, R. (2012). Degradación ambiental y periferia urbana: un estudio transdisciplinar sobre la contaminación en la región metropolitana de Buenos Aires. *Ambiente & Sociedad. São Paulov. XV(2), may-ag,* 173-194.
- Dueñas, J. (2010). *Agenda zonal para el buen vivir, propuestas de desarrollo y lineamientos para el ordenamiento territorial, zona de planificación 3*. Quito: Semplades.
- Ecuador Acotecnic. (2010). *Plan maestro de alcantarillado* . Latacunga: Municipio de Latacunga.
- Ecuador INEC. (10 de 03 de 2011). *Censo de la Gestión, Gasto e Inversión en Protección Ambiental en Municipios y Consejos Provinciales 2010*. Recuperado el 15 de 06 de 2013, de anda.inec.gob.ec: <http://anda.inec.gob.ec/anda/index.php/catalog/238>

Ecuador Latacunga. (2011). *Diagnóstico Estratégico cantonal. Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal de Latacunga. Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial; bienestar y desarrollo para el buen vivir. Capítulo I. Situación Ambiental*. Latacunga: Gobierno Autónomo Descentralizado.

Ecuador MAE. (31 de 03 de 2003). Tomo Unificado de Legislación Secundaria Ambiental. *Acuerdo Ministerial 155*. Quito, Pichincha, Ecuador: Ministerio del Ambiente.

Ecuador MAGAP. (11 de 02 de 2005). JAuerdo Ministerial 012. Estatuto del sistema de riego del canal LATACUNGA –SALCEDO –AMBATO. Junta general de usuarios. *Acuerdo Ministerial*. Quito, Pichincha, Ecuador: Ministerio de Agricultura y Ganadería.

Ecuador MAGAP. (2011). *Mapa de suelos del Ecuador- Taxonomía*. . Quito: Convenio MAG-IICA-CLIRSEN.

Ecuador SEMPLADES. (2010). *Programa Gobernabilidad del sector agua y saneamiento en el Ecuador en el marco de los objetivos de desarrollo del milenio*. Quito: ODM.

Ecuador Senagua. (2010). *Plan de descontaminación y manejo integral de la recuperación de la micro-cuenca del Cutuchi, Provincia de Cotopaxi*. Quito: Secretaría del Agua.

Ecuador, INEC. (2000). *Tercer censo nacional agropecuario*. Quito: INEC.

Espinosa, N. (2009). *Construcción y puesta en marcha de un horno de ladrillo para combustión de leña para vidriado de artesanías de plomo*. Quito: USFQ. Tesis.

Garay, R., Rallo, M., Carmona, R., y Araya, J. . (2009). Characterization of anatomical, chemical and biodegradable properties of fibers from corn, wheat and rice residues. *Chilean jour. of agricultural research* 69 (3) jul. sept, 406-415.

Génova, L. . (2011). Calidad del agua subterránea para riego complementario en la pampa húmeda Argentina. *Revista de la facultad de Agronomía, La Plata vol 110(2)* , 63-81.

Giogios, S., Stamatis, N. y Kallianiotis, A. . (2005). Monitoring water quality and assessment of land-based nutrient loadings and cycling in Kaval Gulf. *Water resources Management* 19,, 713-735.

Gómez, M. (2009). definición de la aptitud de agua para riego en un agroecosistema del sur de la provincia de Córdoba. *Investigación y Ciencia Universidad Autónoma de Aguas Calientes. No.45*, 38-43.

González Fernández, B., Meléndez, M., Menéndez, E., Gutiérrez, M. (2006). *Propuesta de declaración de puntos de interés hidrogeológico en los acuíferos jurásicos Girón-Villaviciosa*. Asturias.

González, E. P. (2010). *Cálculo del índice de: langelier, saturación, Ryznar, Larson, Dureza y alcalinidad*. Canarias: Fundación centro canario del agua.

González, M. y Saldarriaga, J. . (2008). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y Fósforo en un sistema tipo anaeróbico-aeróbico. *Rev. EIA, No.10 dic*, 45-53.

González, O. y Deas, G. . (2011). Metodología para el diseño de humedales con flujo sub-superficial horizontal. *CIH Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Vol. XXXII,(1) Ene-Abr.*, 61-70.

Gottfriedt, G. D. (2004). Erosión laminar en suelos de pampa ondulada con contenidos contrastante de sodio intercambiable. *Ciencia del suelo 22 (2)*, , 120-125.

Guerrero -Alves, J., Pla-Sentis, I. y Valera, A. . (2009). Caracterización morfológica, físico-química, mineralógica y génesis de de un pedón sódico alcalino ubicado en papelón, Estado Portuguesa. *Agronomía Trop. 59 (2)*,, 189-205.

Guevara, A. . (1996). *Control de calidad del agua, métodos de análisis para la evaluación de la calidad*. Lima: OPS. Oficina Regional Perú.

Houlbrooke D. J., H. D. (2004). Minimising surface water pollution. *New Zealand of Agricultural Research, vol. 47*,, 405-415.

Jiménez, E. y Villégas, . (2005). Diseño de un sistema de biofiltración para remoción de estireno. *Revista EIA. No. 3 junio*,, 9-20.

Kocadagistan, B. K. (2003). Wastewater treatment with combined upflow anaerobic fixed-bed and suspended aerobic reactor equipped with membrane unit. *Process Biochemistry 40*, 177-182.

Lahera, V. (2010). Infraestructura sustentable. Las plantas de tratamiento de aguas residuales. *Redalyc. Quivera vol 12(2)*,, 58-69.

Lasso, J., Ramírez, J. . (2011). Perspectivas generales del efecto del reúso de aguas residuales para riego en cultivos para la producción de biocombustibles en Colombia. *El hombre y la máquina No 36. Enero-Junio*, 95-105.

Layne-Garzaball, J. M.-F. (2007). Efecto de la salinidad del suelo sobre la germinación de semillas de maíz de diferentes pesos en el oriente venezolano. *Temas agrarios Vol. 12 (2), julio-Diciembre*,, 62-73.

- Lizcano, A., Herrera, M. y Santamarina, J. (2006). Suelos derivados de cenizas volcánicas en Colombia. . *Rev. Int. de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil. vol. 6 (2),*, 167.
- Malekian, K., Shahbazi, H., Didehbaz, M., Dastoori, M.,. (2012). Evaluation of appropriate technique to improve soil characteristics and crop productio. *Int. joun. of Agr. and Vet Sciences*Vol. 2 (1) jan-apr,, 26-31.
- Méndez, M.,Ricardo,M., Pérez, J., Hernández, G y Campos,O. (2006). Uso de las aguas residuales para el riego de cultivos agrícolas, en la agricultura urbana. *Redalyc Revista ciencias técnicas agropecuarias.año/vol.15, (3), 17-21.*
- Meza. L., (. (2009). *Calidad de las aguas del río Lerma en relación con el riego agrícola* . México: Campus Montecillo.
- Muñoz-Nava, H., Suárez, J., Vera, A., Orosco, S., Batlle, J., Ortiz, A., Mendiola, J.. (2012). Demanda bioquímica de oxígeno y población de la subcuenca del río Zahuapan. *Rev. Int. de la Cont. Amb.Tlaxcala. México VOL. 28. No.1.*
- Navarro, R.M., Espinosa y Gutierrez, J. (2005). Validación de la determinación de oxígeno disuelto y demanda Bioquímica de oxígeno en aguas y aguas residuales. *Redalyc. CENIC Ciencias Químicas.*
- Olías, M., Cerón, J. y Fernández, I. (2005). Sobre la utilización de la clasificación de las aguas de riego del U.S.Laboratory Salinity (USLS). *Geogaceta 37*, 111-113.
- OMS. (1989). *Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura Informe de grupo científico*. Ginebra: OMS.
- ONU. (2002). *La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo Declaración de Rio sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*. Recuperado el 15 de 06 de 2013, de Cumbre de Río:
<http://www.un.org/spanish/esa/sustdev/agenda21/riodeclaration.htm>.
- Ortega F., Orellana R. (2007). El riego con agua de mala calidad en la agricultura urbana.Aspectos a considerar II. *Redalyc. Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias, año/vol. 16. No.03, 25-27.*
- Ortiz, I., Sanz, J., Dorado, M. & Villar, S. . (2007). *Técnicas de recuperación de suelos contaminados*. Madrid: CIDME. Ed. Vt .
- Palate, I. (12 de Agosto de 2012). Consultas previas de desarrollo de tesis. (E. Mayorga, Entrevistador)
- Parra, M., Fernández –Escobar, Navarro, C., Arquero, O. (2002). *Los suelos y la fertilización del olivar cultivado en zonas calcáreas*. Madrid: Ed. Mundo-prensa.

Pérez, A. Torres, P. . (2008). Evaluación del comportamiento hidrodinámico como herramienta para optimización de reactores anaeróbicos de crecimiento en medio fijo. *Rev. Fac. Ing. Uni. Antioquia No. 45*, 27-40.

Pérez, C., y Ricardo-Calzadilla, M. (2011). Calidad del agua de riego y su posible efecto en los rendimientos agrícolas en la Empresa de Cultivos Varios Sierra de Cubitas. *Ciencias Técnicas Agropecuarias, Vol. 20 (3)*, 19-23.

Pérez-León, J.M. . (2011). *manual para determinar la calidad del agua para riego agrícola. Trabajo de experiencia recepcional*. México: Xalapa.

Prieto, D. (2008). Riego con aguas salinas y aguas de drenaje, control de impacto de salinidad. Jornadas sobre "Ambiente y Riegos: Modernización y Ambientalidad", La Antigua (Guatemala),. *Red Riegos CYTED y AECID*, 1-40.

Raji, B., Alagbe, A. (1999). Hydrochemical fasies in parts of the Nigerian basement complex. *Environmental geology. 29, (1/2)*.

Recalde, J. . (2002). *manejo integral de los recursos hídricos y tratamiento de las aguas servidas. cuenca del río Cutuchi*. Latacunga: Cohiec Co. Ltda.

Rehm, H. y. (1986). *Biotechnology*. Hamburg, Germany: VCG.

Reyes, D; Galárraga, R; Abraham, E.; Salomón, M. (2005). " Desarrollo de cuencas Hidrográficas". *V Foro Centroamericano y del Caribe de Cuencas Hidrográficas, Propuesta de Consejo de Cuenca para el Río Cutuchi. Provincias de Cotopaxi - Tungurahua*. (pág. 15). Quito: Consejo de Cuenca.

Richards, L. (1954). *Diagnóstico y rehabilitación de Suelos salinos y sódicos. Manual de Agricultura*. Washington: Dpto de Agricultura de los Estados Unidos de América No.60.

Rittmann B.; Mc Carty P. (2001). *Biología del Medio Ambiente*. Madrid, 1ra Ed. en Español: Mc Graw Hill.

Rodríguez, A., Letón, P., Rosal, R., Dorado, M., Villar, S. y Sanz, J. . (2006). *tratamientos avanzados de aguas residuales industriales*. Madrid: CIDME Ed. Vt.

Rodríguez, M.; D'Urso, C.; Rodríguez, G.; Sales, A. . (2008). Evaluación de la calidad de aguas para riego de la cuenca del río Calera. *Ciencia, Vol. 3(7)dic.*, 15-30.

Rodríguez-Ortiz, J. C.-H.-C.-M.-F.-O. (2009). Calidad agronómica de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales. *tropical and subtropical Agroecosystems vol. 10 (3), septiembre-diciembre*, , 355-367.

Romero-Aguilar M. Colín-Cruz, A. S.-S.-H. (2009). TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES POR UN SISTEMA PILOTO DE HUMEDALES ARTIFICIALES:

EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA. *Int. Cont. Amb. México*. 25(3),, 157-167.

Salomón, M., Galarraga, R., Reyes, D., Rubio, C., Abraham, E. (2008). Indicadores del uso del agua en una zona de los Andes centrales del Ecuador. Estudio e la cuenca del río ambato. *Ecosistemas*, vol. 17, núm. 1, enero,, 72-85.

Salwa,A., Hosny,M., yBakry,M. . (2007). *growth inhibition of bloom forming using rice straw in water courses*.Cairo: IWTCConferene11 Sharm el- Sheikh.

Sánchez, F. J. . (2011). *Medidas puntuales de permeabilidad* . Salamanca: Universidad de Salamanca.

Sánchez,M., Carvacho, L. l Bernardo O`Higgins, Chile. . (2011). Comparación de ecuaciones empíricas para el cálculo de la evapotranspiración de referencia en la región del Libertador Genera Ó`Higgins, Chile . *Revista geográfica del Norte grande*,50,, 171-186.

Saravia, I., Cisneros, R. A., & Castro, J. (2011). Calidad del agua de riego en suelos agrícolas y cultivos del Valle de san Luis Potosí. *Int. Cont. Amb.* 27 (2) , 103-113.

Silva, J., Torres, P., Madera, C. . (2008). Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. *Agronomía Colombiana* 26 (2),, 347-359.

Silva-García, J., Ochoa-Estrada,S., Cristóbal-Acevedo, D., Estrada-Godoy, F. (2006). Calidad química del agua subterránea dela ciénega de Chapala como factor de degradación del suelo. *Terra latinoamericana*, 24(4), oct-dic, 503-513.

Steele, P. (2009). *Technical Manual 'Agro-Industrial Use of Rice Straw*. Cairo: FAO, regional office for the Near East.

Taco, M., y Mayorga, E.P. (2013). Aplicación del proceso Fenton en la disminución de materia orgánica en aguas residuales de la industria termo-eléctica. . *Química central*. Vol. 3. No 1. Febrero,, 25.

Tsalakanidou, I. (2006). *Potencial of reactive filter material for small-scale wastewater treatment in Greece*.Athen: Tesis KTH Architecture and Build environment.

USA.EPA. (2000). *Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Humedales de flujo sub-superficial* . Washington: EPA.

Valdés, N. y Montesino, M. . (2003). tratamiento de residuales domésticos empleando un reactor biológico rotatorio. *Ingeniería hidráulica y ambiental*, Vol. XXIV,No.2,.

Velázquez, M., Ortega, M., Martínez, A., Kohashi, J., García, N. . (2002). relación funcional PSI-RAS en aguas residuales y suelos del valle de lMezquital, Hidalgo.México. *Terra Latinoamericana*, Vol.20, No. 4, oct-dic, 359-464.

Veliz, E., Llanes, J., Asela, L., & Bataller, M. . (2009). Reúso de aguas residuales domésticas para riego agrícola. Valoración crítica. *Ciencias Biológicas*. Vol. 40(1), 35-44.

Villafañe, R. (2002). Impacto del riego con aguas servidas en suelos de la cuenca del lago de valencia. *Agronomía Tropical* 52(1), 89-108.

Zamora, F., Rodríguez, N., Torres, D., y Yendis, H. . (2008). Efecto del riego con aguas residuales sobre propiedades químicas de suelos de la planicie de CORO, estado FALCÓN. *Bioagr* 20 (3), 193-199.

7. ANEXOS