



UNIVERSIDAD  
NACIONAL  
AUTÓNOMA DE  
NICARAGUA,  
MANAGUA  
UNAN - MANAGUA



CENTRO PARA LA INVESTIGACIÓN  
EN RECURSOS ACUÁTICOS  
DE NICARAGUA  
CIRA/UNAN-MANAGUA



---

*Trabajo de Tesis*  
Para optar al grado de  
Máster en Ciencias del Agua

### **Título del Trabajo**

**Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa,  
2016-2017**

### **Autor**

Lic. Rommel Lacayo Morales

**Tutor:** MSc. Jorge Cuadra Leal

**Asesor:** PhD. Francisco Picado Pavón

**Asesora:** MSc. Silvia Hernández

Managua, 28 Abril 2020

Patrocinado por: Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua a través del Proyecto Regional RLA 7/019 "Desarrollo de indicadores para determinar el efecto de plaguicidas, metales pesados y contaminantes emergentes en los ecosistemas acuáticos continentales importantes para la agricultura y la industria agropecuaria" (ARCAL CXXXIX)



## DEDICATORIA

A Dios, quién me acompaña en la vida enseñándome el camino del entendimiento, comprensión, respeto, tolerancia y paciencia; hacia a mis semejantes.

A mi familia por su todo su apoyo, consejos, amor, razón y persistir por forjarme en la persona que soy.

A mis amadas *Bertha Amalia Fierro Correa* y *Amalia Raymí Lacayo Fierro* quiénes siempre me acompañan en cada momento, por estas travesías, y han sido la motivación más grande e inspiración en la felicidad de mi vida...

## **AGRADECIMIENTOS**

Quisiera dar mi más profundo agradecimiento a muchos amigos y si alguno hoy no lo menciono mis disculpas, pero a todos y cada uno de ellos muchas gracias donde quiera que estén.

Me gustaría expresar mi sincero agradecimiento al Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua (CIRA/UNAN) a través del Proyecto regional RLA 7/019 "Desarrollo de indicadores para determinar el efecto de plaguicidas, metales pesados y contaminantes emergentes en los ecosistemas acuáticos continentales importantes para la agricultura y la industria agropecuaria" (ARCAL CXXXIX) por el patrocinio y logística brindada para hacer posible esta investigación.

A todas aquellas personas que con su ayuda han colaborado en la realización del presente trabajo como la oportunidad brindada al MSc. Jorge Cuadra Leal de participar en este proyecto y en especial al PhD. Francisco Picado Pavón por todas sus orientaciones, seguimiento y supervisión continua de la misma, pero sobre todo por la paciencia, motivación y el apoyo recibido a lo largo de estos años.

Especial reconocimiento merece el interés mostrado por mi trabajo y las sugerencias recibidas de los profesores MSc. Ninoska Chow Wong y Lic. Ivette López Zambrana con las que me encuentro en deuda por sus importantes contribuciones.

Un agradecimiento muy especial merece la comprensión, paciencia y los ánimos recibidos de mi familia y amigos, particularmente de mi esposa e hija que muchas veces abandoné para cumplir con los deberes. A todos ellos, muchas gracias...

## Contenido

I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. ÁREA DE ESTUDIO.....	3
2.1 Geología del Área de Estudio.....	7
2.2 Uso del suelo del Área de estudio.....	11
III. ANTECEDENTES.....	13
IV. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	15
4.1 Caracterización del Problema.....	15
4.2 Delimitación del Problema.....	17
4.3 Formulación del Problema.....	17
4.4 Sistematización del Problema.....	17
V. JUSTIFICACIÓN.....	18
VI. OBJETIVOS.....	20
6.1 Objetivo General.....	20
6.2 Objetivos Específicos.....	20
VII. MARCO TEÓRICO.....	21
7.1 Parámetros Físicos de las Aguas.....	21
7.1.1 Conductividad Eléctrica (CE).....	21
7.1.2 Temperatura (T°C).....	22
7.1.3 Disco Secchi.....	23
7.1.4 Sólidos Totales (ST).....	24
7.1.5 Sólidos Disueltos Totales (SDT).....	24
7.1.6 Sólidos Suspensos Totales (SST).....	25
7.1.7 Sólidos Sedimentables (SSD).....	25
7.2 Parámetros Químicos de las Aguas.....	26
7.2.1 Acidez del agua (pH).....	26
7.2.2 Oxígeno Disuelto (OD).....	26
7.2.3 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> ).....	27
7.2.4 Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	29
7.2.5 Dureza total (CaCO <sub>3</sub> ).....	30
7.2.6 Nutrientes (NT y PT).....	30

7.2.7	Clorofila-a .....	32
7.2.8	Clasificación hidroquímica de las aguas.....	32
7.2.9	Calidad de las aguas para riego.....	37
7.3	Ecosistemas Lóticos.....	38
7.3.1	Características y dinámica fluvial de los sistemas lóticos.....	39
7.4	Eutrofización de los Ecosistemas Acuáticos .....	40
7.4.1	Características del Índice de Estado Trófico (IET) .....	42
7.5	Contaminación de los Sedimentos .....	43
7.6	Materia Orgánica .....	44
7.7	Granulometría .....	45
7.7.1	Composición Química .....	46
7.8	Propiedades fisicoquímicas de los plaguicidas y su dinámica ambiental .	47
7.8.1	Persistencia.....	47
7.8.2	Retención .....	50
7.8.3	Degradación .....	50
7.8.4	Fotodegradación.....	51
7.8.5	Sorción (absorción y adsorción) .....	52
7.8.6	Coeficiente de distribución del plaguicida en el suelo y la materia orgánica.....	53
7.8.7	Bioacumulación .....	54
7.8.8	Proceso de transferencia.....	55
7.9	Calidad del agua .....	56
7.9.1	Contaminación del agua.....	56
7.9.2	Directrices implementadas para referenciar la calidad del agua en uso agrícola y de protección de la vida acuática .....	57
7.10	Metales Pesados.....	58
7.11	Plaguicidas según su composición química .....	59
7.11.1	Insecticidas Organoclorados .....	59
7.11.2	Carbamatos.....	60
7.11.3	Piretroides .....	61
7.11.4	Insecticidas Organofosforados .....	61
7.12	Riesgo de Adsorción de Sodio y la infiltración del agua para riego .....	63
7.12.1	Alcalinidad y pH.....	65

7.12.2	El origen de las sales disueltas en el agua de riego.....	66
7.12.3	Parámetros de calidad de agua para riego.....	67
VIII.	METODOLOGÍA.....	69
8.1	Ubicación del área de estudio (río Tipitapa).....	69
8.2	Metodología implementada en los parámetros analizados.....	72
8.3	Parámetros Fisicoquímicos .....	72
8.4	Análisis de Materia Orgánica.....	72
8.5	Análisis de Granulometría .....	73
8.6	Materia Orgánica .....	73
8.7	Clorofila a .....	73
8.8	Metales Pesados .....	74
8.9	Plaguicidas Organoclorados y Organofosforados .....	74
IX.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	75
9.1	Fisicoquímicos en Agua .....	75
9.1.1	Temperatura (T °C) y Oxígeno Disuelto (OD) .....	75
9.1.2	pH, Conductividad Eléctrica (CE) y Sólidos Totales Disueltos (STD).76	
9.1.3	Turbidez y Color Verdadero .....	82
9.1.4	Sólidos Totales (ST), Solidos Totales Disuelto (STD), Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos Sedimentables Totales (SST).....	85
9.1.5	Macro constituyentes.....	89
9.1.6	Dureza Total (DT) y Alcalinidad Total (AT).....	92
9.1.7	Hierro (Fe) .....	95
9.1.8	Relación Turbidez y Hierro. ....	96
9.1.9	Sílice o Silicio (SiO <sub>2</sub> ).....	97
9.1.10	Fluoruro o Flúor (F). ....	99
9.1.11	Nitrógeno Total (NT) y sus especies Nitrificadas.....	100
9.1.12	Fósforo Total (PT) .....	103
9.2	Demanda Biológica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> ) y Demanda Química de Oxígeno (DQO) .....	105
9.2.1	Demanda Biológica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> ) .....	105
9.2.2	Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	107
9.3	El Carbono Orgánico Disuelto (COD).....	111
9.4	Hidroquímica del río Tipitapa.....	114

9.5	Materia Orgánica Total (MOT) en sedimentos .....	118
9.6	Índice de Estado Trófico según Toledo <i>et al.</i> , 1984 .....	121
9.6.1	Índice de Estado Trófico de Toledo <i>et al.</i> , (1984) del río Tipitapa ....	122
9.7	Contaminantes metálicos en aguas y sedimentos .....	123
9.7.1	Metales en Agua.....	123
9.7.2	Metales en Sedimentos .....	130
9.8	Plaguicidas en Aguas y Sedimentos .....	135
9.8.1	Plaguicidas en Agua.....	135
9.8.2	Plaguicidas en Sedimentos .....	136
9.9	Comportamiento de los plaguicidas en aguas y sedimentos.....	138
X.	CONCLUSIONES .....	141
XI.	RECOMENDACIONES.....	143
XII.	Bibliografía.....	144
XIII.	ANEXOS .....	159
13.1	Anexo A. Coeficiente de Variación (CV %).....	159
13.2	Anexo B. Sitios muestreados, en el río Tipitapa.....	159
13.3	Anexo C. Parámetros analizados en el río. ....	160
13.4	Anexo D. Resultados octubre 2016 – febrero 2017.....	165
13.5	Anexo E. Valores de referencia para calidad del agua en algunos metales 177	
13.5.1	Clasificación de las Aguas para Riego .....	178



## Índice de Figuras

<i>Figura 1. Ubicación del área de estudio (Longitud del río Tipitapa es de 37,5 Km)</i>	6
<i>Figura 2. Distribución geológica de la zona de interlagos (Fuente: (INETER &amp; OIEA, 2011))</i>	10
<i>Figura 3. Distribución litológica de la zona interlagos.</i>	11
<i>Figura 4 Uso actual del Suelo en el área de estudio.</i>	12
<i>Figura 5. Efecto de la temperatura sobre las concentraciones de oxígeno disuelto en agua. Modificación de Horne y Goldman (1994). Los valores indicados son representativos de agua pura a nivel del mar a una <math>P^{\circ}= 760</math> mmHg.</i>	23
<i>Figura 6. Relación DBO vs OD (<math>mg.l^{-1}</math>). Fuente: (Trelles, 2014)</i>	28
<i>Figura 7 Diagrama de Arthur M. Piper (1994) para caracterización hidroquímica de las aguas.</i>	36
<i>Figura 8 Caracterización hidroquímica de las aguas según la composición de iones presentes.</i>	37
<i>Figura 9. Factores de la cuenca que determinan la morfología y la dinámica fluvial. (Fuente: (Elosegi &amp; Sabater, 2009))</i>	39
<i>Figura 10. Factores y efectos que inciden en los procesos de eutrofización en los sistemas acuáticos.</i>	41
<i>Figura 11. Estructuras químicas del HCH, del Endosulfan (derivado del biciclohepteno) y del DDT en su configuración más activa.</i>	60
<i>Figura 12. Estructuras químicas del Carbaril (Ari-N-metilcarbamato), del Carbofurano (carbamatos heterocíclicos) y del Aldicarb (oxima).</i>	60
<i>Figura 13. Estructura química del Acrinatrín (piretroide sintético)</i>	61
<i>Figura 14. Fórmula desarrollada del ácido fosfórico.</i>	62
<i>Figura 15. Estructuras químicas de los insecticidas clorfenvinfos (ortofosfato), clorpirifos (tiofosfato), malation (ditiofosfato) y triclorfon (fosfonato).</i>	62
<i>Figura 16. Fórmula desarrollada del Tiosulfato.</i>	63
<i>Figura 17 Normas Riverside: Diagrama para clasificar las aguas de riego según el U.S. Salinity Laboratory Staff (1954).</i>	64
<i>Figura 18. Relación entre el pH y la proporción relativa de especies de carbono inorgánico: <math>CO_2</math> (<math>H_2CO_3</math>), <math>HCO_3^-</math> y <math>CO_3^{2-}</math> en las aguas naturales, gráfico de Schwarzenbach y Meier, (1958). Fuente: (INTAGRI, 2017).</i>	66
<i>Figura 19. Ubicación de los sitios muestreados en el área de estudio (ver Tabla 18 para las coordenadas)</i>	69
<i>Figura 20. Laguna de Tisma</i>	70
<i>Figura 21. Variación de la Temperatura (<math>^{\circ}C</math>) y el Oxígeno Disuelto (OD) en las aguas del río Tipitapa, octubre 2016 y febrero 2017.</i>	75
<i>Figura 22. Valores de pH registrados en los sitios muestreados</i>	78
<i>Figura 23. Comportamiento de la CE y STD, octubre 2016 y febrero 2017</i>	79
<i>Figura 24. Comportamiento lineal CE vs STD en el río Tipitapa.</i>	80
<i>Figura 25. Turbidez y Color Verdadero de las aguas del río Tipitapa, octubre 2016, febrero 2017.</i>	82

Figura 26. Ubicación del Sitio 2, coordenada N: 1343490; E:607257 (Fuente: Google Earth) .....	84
Figura 27. Comportamiento de los Sólidos (Totales, disueltos, Sedimentables y Suspensos) en las aguas del río Tipitapa, octubre 2016 y febrero 2017. ....	86
Figura 28. Ubicación del Sitio 2, coordenada N: 1343490; E:607257 (Fuente: Google Earth) .....	87
Figura 29. Concentraciones de macro cationes de las aguas del río Tipitapa observadas en Octubre 2016 y Febrero 2017.....	90
Figura 30. Concentraciones de macro aniones en las aguas del río Tipitapa observadas en octubre 2016 y febrero 2017.....	91
Figura 31. Comportamiento de la Alcalinidad y Dureza total en los sitios de muestreo .....	94
Figura 32. Comportamiento de la Turbidez y el Hierro.....	96
Figura 33. Concentraciones de Sílice y Flúor en las agua del río Tipitapa, de octubre 2016 y febrero 2017.....	98
Figura 34. Comportamiento de N-NH <sub>4</sub> , N-NO <sub>2</sub> y N-NO <sub>3</sub> en las aguas del río Tipitapa, octubre 2016 y febrero 2017. ....	101
Figura 35. Vista panorámica de los posible estresores ambientales que rodean una sección del rio Tipitapa y se ubican cerca del Sitio 1 (N: 1347636; E:603499), (Fuente: Google Earth) .....	102
Figura 36. Comportamiento del Fósforo total (PT) y Fósforo Reactivo Disuelto (O-PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) en el área de estudio.....	104
Figura 37. Concentraciones de DBO <sub>5</sub> y DQO en las aguas del río Tipitapa, octubre 2016 y febrero 2017.....	106
Figura 38. Efluente del Sistema colmatado, que descarga en el río Tipitapa, Barrio La Villa Tipitapa, 2018 (N:1349143, E:599608 a 53 msnm).....	110
Figura 39. Pilas de tratamiento colmatadas que tienen su afluente en el rio Tipitapa, Barrio La Villa, Tipitapa, 2018 (N:1349143, E:599608 a 53 msnm) .....	110
Figura 40. Vista panorámica de los posible estresores ambientales marcado con un pinche (color amarillo) ubicado en la rivera noroeste del río Tipitapa y cerca del Sitio 1 (N: 1347636; E:603499), (Fuente: Google Earth). ....	111
Figura 41. Ubicación de la posible fuente contaminante que tiene incidencia en el Sitio 1, localizado a distancia de 3,85 Km (N: 1347636; E:603499), (Fuente Google Earth). ....	111
Figura 42. Concentraciones de DBO <sub>5</sub> , DQO y COD en las aguas del río Tipitapa, octubre 2016 y febrero 2017 .....	112
Figura 43. Florecimientos de Macrófitas en el Sitio 1 conocida como Lechuga de Agua (Pistia Stratio) y Jacinto de Agua (Eichhornia Crassipes), en el río Tipitapa .....	113
Figura 44. Diagrama de Hidroquímico de Piper y RAS para octubre 2016. ....	114
Figura 45. Diagrama Hidroquímico de Piper y RAS para febrero 2017.....	116
Figura 46. Porcentaje de Materia Orgánica Total, octubre 2016 y febrero 2017. ....	119

<i>Figura 47. Florecimientos de Macrofitas en el Sitio 1 (N: 1347636; E:603499) conocida como Lechuga de Agua (Pistia Stratio) y Jacinto de Agua (Eichhornia Crassipes) , en el río Tipitapa .....</i>	<i>121</i>
<i>Figura 48. IET según Toledo, et al., 1984, ver cálculos en Anexo D (Tablas 56 a 65). .....</i>	<i>122</i>
<i>Figura 49. Metales reportados en Agua, octubre 2016 y febrero 2017, para Al y Mn se representó en otra escala, debido a las altas concentraciones reportadas... ..</i>	<i>124</i>
<i>Figura 50. Metales reportados en Sedimento, octubre 2016 y febrero 2017, para Al y Mn se representó en otra escala .....</i>	<i>131</i>
<i>Figura 51. Plaguicidas en Agua .....</i>	<i>135</i>
<i>Figura 52. Plaguicidas reportados en Sedimento octubre 2016 y Febrero 2017 .....</i>	<i>136</i>
<i>Figura 53. Sitio 1 .....</i>	<i>159</i>
<i>Figura 54. Sitio 2 .....</i>	<i>159</i>
<i>Figura 55. Sitio 3.....</i>	<i>160</i>
<i>Figura 56. Sitio 4.....</i>	<i>160</i>
<i>Figura 57. Clasificación Hidroquímica de las aguas para riego según diagrama de Arthur M. Piper (1994).....</i>	<i>180</i>
<i>Figura 58. Triangulo de clasificación de textura de suelo y sedimento, USDA (1977). (Fuente: <a href="https://www.inti.com.pe">https://www.inti.com.pe</a>).....</i>	<i>181</i>

## Índice de Tablas

<i>Tabla 1. Valores habituales de la BDO<sub>5</sub>.....</i>	29
<i>Tabla 2. Clasificación de las aguas naturales en base a la concentración de CaCO<sub>3</sub>. .....</i>	30
<i>Tabla 3. Ecuaciones para determinar el Índice del Estado Trófico, según Toledo, et al (1984)......</i>	43
<i>Tabla 4. Valores propuestos por Toledo, et al., (1984). .....</i>	43
<i>Tabla 5. Valores del log Kow y del log Koc de algunos plaguicidas.....</i>	48
<i>Tabla 6. Persistencia en el aire, agua y suelo de pesticidas organoclorados (IPCS, 1995)......</i>	49
<i>Tabla 7. Clasificación de la Movilidad de los Plaguicidas en el suelo según el valor de K<sub>oc</sub>.....</i>	52
<i>Tabla 8. Índice de Adsorción.....</i>	53
<i>Tabla 9. Coeficientes de reparto de algunos pesticidas. (IPCS, 1995) .....</i>	55
<i>Tabla 10. Tamaño y radio de dispersión de una gota de plaguicida. ....</i>	56
<i>Tabla 11. Origen de los principales factores del agua contaminantes. Fuente: FAO (1996)......</i>	57
<i>Tabla 12 Clases de agua correspondiente al diagrama RAS.....</i>	64
<i>Tabla 13 Rangos de Alcalinidad, Fuente: (Roldán &amp; Ramírez, 2008)......</i>	66
<i>Tabla 14. Parámetros para determinar la calidad del agua de riego, en relación con su salinidad .....</i>	67
<i>Tabla 15. Parámetros necesarios para evaluar la calidad del agua ( Estrada, 2011). .....</i>	68
<i>Tabla 16. Coordenada de los Sitios muestreados.....</i>	71
<i>Tabla 17. Valores de la CE entre octubre 2016 y febrero 2017 .....</i>	79
<i>Tabla 18. Valores promedios de Dureza Total (DT) observada en las aguas del río Tipitapa .....</i>	93
<i>Tabla 19. Alcalinidad Total determinada en las aguas del río Tipitapa. ....</i>	93
<i>Tabla 20. Referencias para Dureza Total y Alcalinidad Total. ....</i>	94
<i>Tabla 21. Sistema de Clasificación para Ecosistemas Fluviales.....</i>	106
<i>Tabla 22. Valores determinados para el Índice de Biodegradabilidad (IB) relación DQO/DBO<sub>5</sub>.....</i>	108
<i>Tabla 23. Índices de la relación de DBO<sub>5</sub>/DQO, en los sitios muestreados .....</i>	109
<i>Tabla 24. Evaluación del RAS para octubre 2016.....</i>	117
<i>Tabla 25. Evaluación del RAS para febrero 2017. ....</i>	117
<i>Tabla 26. Parámetros de calidad del agua de riego para uso agrícola (Nakayama, 1982; Ayers y Wescot, 1985). .....</i>	118
<i>Tabla 27. Valores Promedio para determinar el IET en el río Tipitapa ver cálculos en Anexo D (Tablas 56 a 65). ....</i>	122
<i>Tabla 28. rango de valores propuestos por Toledo, et al., (1984).....</i>	122

<i>Tabla 29. Valores de referencias para agua según la norma Canadian Water Quality Guidelines (CWQG, 2008) .....</i>	<i>129</i>
<i>Tabla 30. Valores de referencias para sedimento según la norma Canadian Sediment Quality Guidelines (CSQG, 1999) .....</i>	<i>130</i>
<i>Tabla 31. Plaguicidas reportados en el río Tipitapa y sus coeficientes log Kow y log Koc.....</i>	<i>138</i>
<i>Tabla 32. Interpretación del Coeficiente de Variación (CV %) .....</i>	<i>159</i>
<i>Tabla 33. Parámetros FQ analizados y método utilizado para el análisis de las muestras de agua. ....</i>	<i>160</i>
<i>Tabla 34. Variable Fisicoquímicas analizadas en el laboratorio de AR.....</i>	<i>161</i>
<i>Tabla 35. Metodología implementada en la determinación de Materia Orgánica Total, laboratorio de RQA.....</i>	<i>162</i>
<i>Tabla 36. Metales analizados y método utilizado para la determinación de metales en agua y sedimentos, utilizando la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA).....</i>	<i>162</i>
<i>Tabla 37. Compuestos Orgánicos (OCI's, y OP's), realizados en agua. ....</i>	<i>162</i>
<i>Tabla 38. Compuestos Orgánicos (OCI's, y OP's), realizados en sedimentos... </i>	<i>163</i>
<i>Tabla 39. Compuestos Piretroides, Fungicidas y Herbicidas. ....</i>	<i>164</i>
<i>Tabla 40. Parámetros Fisicoquímicos reportados para octubre 2016, laboratorio de AN.....</i>	<i>165</i>
<i>Tabla 41. Parámetros Fisicoquímicos reportados para febrero 2017, laboratorio de AN.....</i>	<i>165</i>
<i>Tabla 42. Variables químicas analizadas y valores reportados en octubre por el laboratorio de AN. ....</i>	<i>166</i>
<i>Tabla 43. Variables químicas analizadas y valores reportados en febrero 2010, por el laboratorio de AN. ....</i>	<i>167</i>
<i>Tabla 44. Parámetros Fisicoquímicos analizados y valores reportados en octubre 2016, por el laboratorio de AR. ....</i>	<i>168</i>
<i>Tabla 45. Parámetros Fisicoquímicos analizados y valores reportados en febrero 2017, por el laboratorio de AR. ....</i>	<i>169</i>
<i>Tabla 46. Metales como totales analizados y valores reportados en octubre 2016, por el laboratorio de CM.....</i>	<i>169</i>
<i>Tabla 47. Metales Pesados analizados y valores reportados en época seca por el laboratorio de CM.....</i>	<i>170</i>
<i>Tabla 48. Metales Pesados analizados y valores reportados en época lluviosa por el laboratorio de CM.....</i>	<i>170</i>
<i>Tabla 49. Metales Pesados analizados y valores reportados en época seca por el laboratorio de CM.....</i>	<i>171</i>
<i>Tabla 50. Análisis de MOT en Sedimentos para octubre 2016 reportados por el laboratorio de RQA. ....</i>	<i>171</i>
<i>Tabla 51 Análisis de MOT en Sedimentos para febrero 2017 reportados por el laboratorio de RQA. ....</i>	<i>171</i>

---



---

<i>Tabla 52. Plaguicidas y valores reportados en agua febrero 2017, por el laboratorio de CO.....</i>	<i>172</i>
<i>Tabla 53. Plaguicidas y valores reportados en agua octubre 2016, por el laboratorio de CO.....</i>	<i>172</i>
<i>Tabla 54. Plaguicidas y valores reportados en sedimentos en octubre 2016, por el laboratorio de CO.....</i>	<i>172</i>
<i>Tabla 55. Plaguicidas y valores reportados en sedimentos en Febrero 2017 por el laboratorio de CO.....</i>	<i>172</i>
<i>Tabla 56. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 1 para octubre 2016, según Toledo, et al., (1984). .....</i>	<i>173</i>
<i>Tabla 57. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 2 para octubre 2016, según Toledo, et al., (1984). .....</i>	<i>173</i>
<i>Tabla 58. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 3 para octubre 2016, según Toledo, et al., (1984). .....</i>	<i>174</i>
<i>Tabla 59. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 4 para octubre 2016, según Toledo, et al., (1984). .....</i>	<i>174</i>
<i>Tabla 60. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 1 para febrero 2017, según Toledo, et al., (1984). .....</i>	<i>175</i>
<i>Tabla 61. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 2 para febrero 2017, según Toledo, et al., (1984). .....</i>	<i>175</i>
<i>Tabla 62. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 3 para febrero 2017, según Toledo, et al., (1984). .....</i>	<i>176</i>
<i>Tabla 63. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 4 para febrero 2017, según Toledo, et al., (1984). .....</i>	<i>176</i>
<i>Tabla 64. Promedio de IET en los Sitios Muestreados para octubre, 2016. ....</i>	<i>177</i>
<i>Tabla 65. Promedio de IET en los Sitios Muestreados para febrero 2017. ....</i>	<i>177</i>
<i>Tabla 66. Valores de referencia según la CWQG (2008).....</i>	<i>177</i>
<i>Tabla 67. Valores de referencia para metales en Sedimentos, según CSQG (1999). .....</i>	<i>178</i>
<i>Tabla 68. Valores de referencia para clasificar las aguas destinada al riego de cultivos agrícolas.....</i>	<i>179</i>
<i>Tabla 69. Grupos de plaguicidas analizado en las muestras de agua y sedimentos. ....</i>	<i>181</i>

## Resumen

El río Tipitapa es una unidad hídrica y cuando el nivel de sus aguas supera los 39,2 msnm conecta al lago Xolotlán con el lago Cocibolca. El potencial hídrico de esta zona de inter lagos es de gran importancia por el aprovechamiento que se hace de este recurso, sin embargo, es amenazado por el crecimiento demográfico, la intensificación de actividades antrópicas y la ocurrencia de eventos naturales. El presente estudio evalúa la presencia de contaminantes que inciden en la calidad hídrica y los sedimentos del río Tipitapa. Para ello, cuatro sitios sobre el río fueron eventualmente examinados, octubre del 2016 y febrero del 2017, a través de mediciones in situ, colecta de muestras de agua y sedimentos, y análisis de laboratorio, los cuales incluyeron: parámetros fisicoquímicos, metales, contaminantes orgánicos, materia orgánica y granulometría. El estudio también evalúa el estado trófico del sistema lótico. Los métodos de análisis empleados cumplen con los estándares internacionales establecidos por el Sistema de Gestión para el Aseguramiento y Control de Calidad del Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua (CIRA/UNAN-Managua). Los resultados muestran que las características fisicoquímicas le confieren a las aguas del río Tipitapa una calidad óptima para la biota. Sin embargo, la presencia de metales como el Aluminio, Manganeso, Cromo, Cadmio y Mercurio en concentraciones altas en las aguas y sedimentos del río altera las condiciones propicias para la vida acuática. En el río también se observó el particionamiento y la acumulación en la fase sedimentaria de moléculas persistentes utilizadas en la actividad agrícola tales como el pp-DDT y sus metabolitos, y otras de menor persistencia. La presencia de estas sustancias tóxicas en el río limitan sus aguas para la ingesta humana y esta podría estar incidiendo en la condición trófica del río y en la alta producción de biomasa algal que se observa en sus aguas. El río Tipitapa presenta una tendencia a la Hipereutrofización producto de la cantidad de nutrientes que llegan a sus aguas. La presencia de contaminantes en el río Tipitapa y su estado trófico, así como la calidad fisicoquímica actual de sus aguas está asociada a los eventos naturales y actividades antrópicas que tienen lugar en su entorno.





## I. INTRODUCCIÓN

El río Tipitapa es una unidad hídrica que hasta el año 1910 formó un vínculo natural entre el lago Xolotlán y el Cocibolca, tal que por medio del río la navegación de barcos era posible desde San Francisco Libre hasta el mar Caribe. En la actualidad el río sirve como efluente al lago Xolotlán, cuando el nivel de sus aguas supera los 39,20 msnm. Este comportamiento se ha registrado en fenómenos climáticos extremos como los producidos por el huracán Mitch (1998) y la tormenta tropical Agatha (2010). Con el huracán Mitch el Cocibolca recibió unos 100 MMC del Xolotlán (MARENA, 2001). El lago Xolotlán es un recurso hídrico cuyas aguas se han visto afectadas por la contaminación antropogénica, desde el año 1927 cuando inició la descarga de aguas residuales provenientes de la capital, ya para el año 1982 el lago recibía aproximadamente 70 000 libras (35,75 t) de materia orgánica (IRENA, 1981).

El Lago Cocibolca, es un importante recurso de agua dulce en Centroamérica y es el segundo lago más grande de América Latina, después del Lago Titicaca. La ubicación de la cuenca del lago en el Corredor Biológico Mesoamericano hace que sea un punto de encuentro de fauna del Norte y Suramérica. Aparte de su importancia para la industria pesquera y recreativa, el lago es utilizado como fuente de agua para algunos pueblos costeros y en un futuro para el suministro de ciudades más grandes como Managua, Masaya y Rivas (Banco Mundial, 2013).

La cuenca del lago Cocibolca es de carácter binacional compartida con Costa Rica, está constituida por 20 sub cuencas circundante, 16 están en Nicaragua. Una de ellas es la sub cuenca de Tisma, ubicación del río Tipitapa, esta es compartida por los departamentos de Managua, Masaya y Granada, lo que confiere un carácter interdepartamental. Esta característica facilita que el río Tipitapa, considerado un sistema lótico y en el que además se encuentra un humedal, esté sometido a

diversos tensores ambientales, los cuales se pueden clasificar según su magnitud e importancia de impacto. Uno de los principales tensores es el uso de agroquímicos en la agricultura, los cuales son arrastrados por las escorrentías e incorporados al río resultando en la pérdida de la calidad de sus aguas, sedimentos y de sus recursos biológicos. La sedimentación en el río es otro tensor originado por la erosión eólica e hídrica desde zonas de cultivos con alto laboreo o la descomposición de plantas que contribuyen con biomasa para el lecho del río.

Otras actividades antropogénicas como la ganadería extensiva ha ocasionado la deforestación de la zona, compactación de los suelos y contaminación por excreta y orina del ganado. Un factor de importancia del presente estudio es el aporte de información al Sistema Lagunar de Tisma sitio RAMSAR #1141, que es una zona altamente amenazada por efecto del crecimiento demográfico y actividades antropogénicas.

También se debe tomar en cuenta que la variabilidad y el cambio climático, el que está principalmente vinculado al régimen de precipitaciones, es un estresor impredecible que ha afectado a la zona eventualmente ocasionando inundaciones y afectaciones a los pobladores que habitan a lo largo de la cuenca N° 952; por lo que se hace necesario el establecimiento de estrategias consensuadas para el monitoreo del área.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la presencia de los contaminantes que inciden en la calidad hídrica del río Tipitapa y sus sedimentos, así como en el estado trófico del mismo; los que podrían estar relacionados con incidencia antropogénica o natural en la cuenca. Aportando información entre la relación de indicadores y xenobióticos que llegan al ecosistema lótico, los que podrían ocasionar cambios y afectaciones en la biota acuática.

## II. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se ubica en la zona interlagos, la cual representa la zona de descarga de dos acuíferos importantes: el acuífero regional Las Sierras y el acuífero local Tipitapa – Malacatoya (INETER, 2010). El lado noroeste de Las Sierras limita con el acuífero Chiltepe - Mateare, al sur con el de la Meseta de Carazo y al este con el de Tipitapa-Malacatoya. El potencial de la meseta de Carazo es de 75,00 Mm<sup>3</sup>/año y Tipitapa-Malacatoya se estima de 118,00 Mm<sup>3</sup>/año (GWP, 2016), estas características convierten a la zona con un alto potencial hídrico.

La zona de interlagos es una cuenca interregional ya que es compartida por: Managua, Masaya y Granada, también es conocida como la subcuenca de Tisma, pero con la nueva metodología Pfafstetter que adoptó INETER en el 2014 la codificó como: Cuenca 69-95291 (INETER, 2014).

La zona interlagos forma una planicie, con una inclinación de pendiente moderada, en dirección al lago Xolotlán, río Tipitapa y al lago Cocibolca (PROCONSULT, 1984). El área en particular de la cuenca tiene una elevación mínima de 31,1 msnm y una elevación máxima de 48 msnm. Se caracteriza por su baja topografía, con elevaciones de 40 hasta 100 metros sobre el nivel del mar. A lo largo del río Tipitapa se forma la laguna de Tisma y afloran una serie de riachuelos y manantiales.

El clima de la zona interlagos también llamada planicie de Tipitapa, se caracteriza por tener temperaturas cálidas a lo largo del año entre los 25,0°C y 27,5 °C. Existen dos estaciones bien marcadas, la seca y la lluviosa. La estación lluviosa ocurre generalmente entre los meses de mayo y noviembre con una duración de siete meses. Entre los meses de julio y agosto se prolonga una estación seca, marcada

por los decrecimientos significativos de precipitaciones. La precipitación promedio registrada es de 1100 mm (INETER, 2010).

Las temperaturas medias oscilan entre 27,8°C y 30,9°C. En la estación lluviosa la humedad relativa alcanza los valores más altos, mientras que la evaporación y la temperatura presentan los valores más bajos. En la estación seca la humedad relativa es más o menos el 29 % más baja que en la estación lluviosa mientras que la evaporación y la temperatura en esta estación toman sus valores más altos. Hay gran variación en la lluvia durante el mismo año, como también de un año a otro y la poca precipitación provoca problemas para la producción agrícola. La variabilidad de las precipitaciones es característica del acuífero (PROCONSULT, 1984).

El principal rasgo hidrológico del área de estudio lo constituye el río Tipitapa, con una longitud de 37,5 km. El río fluye desde el lago Xolotlán hacia el Cocibolca sólo cuando este sobrepasa la cota de 39,20 msnm, condición que generalmente ocurre en eventos meteorológicos extremos. Existen registros históricos en el que hacen referencia en un cambio topográfico del río Tipitapa, originado por sismos registrados en el área entre diciembre de 1865 y febrero de 1866; originando un levantamiento tectónico del terreno que cambiaron la topografía del río (Leeds, 1974); y citado en Ruano (2008).

El río Tipitapa mantiene un caudal base de  $0,036 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , en invierno el río nace en el lago Xolotlán el caudal máximo es de  $241,00 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  y el mínimo de  $18,00 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (INETER & OIEA, 2011). El río es un sistema casi estático en el que se establece una corriente solamente en época lluviosa. La corriente principal localizada es el río Tipitapa ubicado en la parte central de la cuenca interlagos, es realmente un estuario del lago Cocibolca y se extiende hacia el lago Xolotlán, sin alcanzar directamente las aguas del mismo (Kransky, 1995).

Pese a diferencia en los niveles de los dos lagos, la conexión superficial entre los lagos se produce sólo después que precipitaciones extremadamente copiosas cuando las aguas del lago Xolotlán se derraman y corre por el río Tipitapa. Este a su vez es abastecido por aguas subterráneas caracterizándose como un eje de descarga de las agua subterráneas del acuífero. En el área de interés encontramos un humedal de origen lacustre que comprende la laguna de Tisma, La Playuela de Tisma, laguna Amapa, estero de Panaloya, parte del río Tipitapa y zonas pantanosas entre los 32 y 34 msnm (ASAAN, 2000).

Según, Castillo (2018); la hidrología superficial del sistema lagunar de Tisma, está formada por la confluencia de numerosos arroyos caudalosos temporales, que se originan en las partes altas de la subcuenca han socavado profundamente el terreno. Posteriormente estos descargan a la laguna de Masaya, donde también nacen cauces menores que drenan hacia el río Tipitapa y luego a la laguna de Tisma en dirección hacia el lago de Nicaragua.

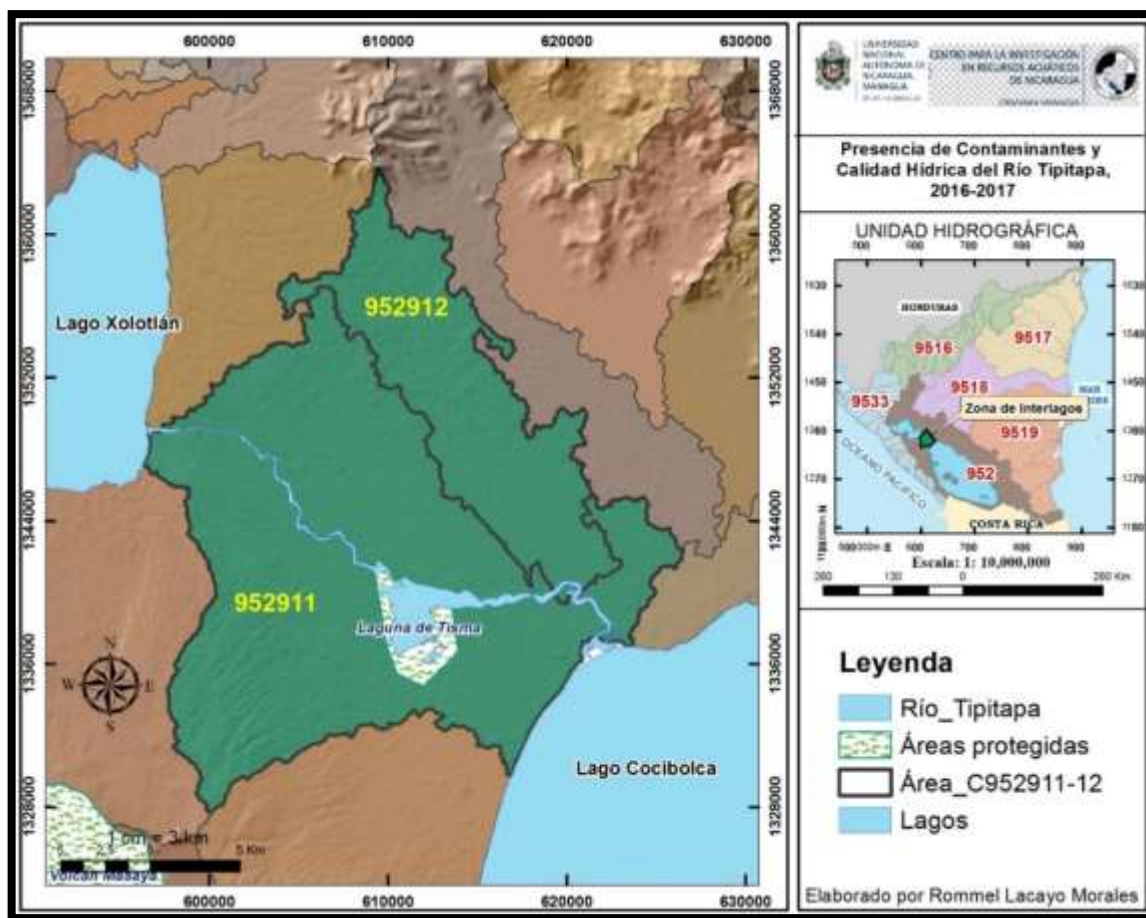


Figura 1. Ubicación del área de estudio (Longitud del río Tipitapa es de 37,5 Km)

Las aguas del río Tipitapa drenan al final de su recorrido hacia el mar Caribe a través del río San Juan de Nicaragua. Este ecosistema lótico se ubica en la UH 69-952911 y una ligera parte lo comparte con la UH 69-952912 según Pfafstetter (Figura 1); con una extensión de 557,96 km<sup>2</sup> y se localiza dentro de una zona predominantemente agropecuaria de gran importancia económica para el país. El área es compartida por tres municipios (Tipitapa, Tisma y Granada) que tienen una conexión importante con el río y el sistema lagunar lacustre o humedal de Tisma (Figura 1) también denominado sitio RAMSAR #1141.

Desde el punto de vista agro-económico es una zona con alta productividad agrícola para diferentes cultivos, los cuales van desde hortalizas hasta granos básicos y ganadería, también se desarrolla la pesca para consumo interno y el ecoturismo,

este potencial socio-económico se refleja en pequeños ingresos monetarios de los pobladores que viven en las riberas del río. Otro factor que permitirá el desarrollo del área, es la construcción del puente de Panaloya el cual se espera que esté culminado para el 2020, aumentando de esta forma la incidencia antrópica sobre la zona.

## 2.1 Geología del Área de Estudio

Según estudios realizados por las Naciones Unidas (1975), Fenzel (1989), INETER (2010) e INETER & OIEA (2011); las unidades geológicas ubicadas en la zona de inter lagos y sus alrededores, se han clasificado de la siguiente forma (Figura 2):

*Grupo Coyol (Tpcd)*: De edad mioceno superior –plioceno, forma la unidad basal en los sectores norte y noreste de la planicie, está constituido por una secuencia de rocas volcánicas compuestas de aglomerados andesíticos, basaltos, piroxeno, ignimbritas y lavas basálticas. Esta formación se encuentra asentada en los sectores de San Roque, empalme de San Benito, comarca Los Laureles (INETER, 2010).

*Grupo Las Sierras (TQps)*: En la zona de Masaya, Tipitapa y Tisma se pueden encontrar materiales volcánicos del plio-pleistóceno, denominados el grupo Las Sierras, según resultados de una perforación, el Grupo tiene potencia de 200 m, que se estima sea el espesor mínimo del grupo (NU, 1975).

La formación geológica Las Sierras, se encuentra aflorando de manera dispersa por varios sitios a lo interno y fuera del área de estudio: forma parte de las costas del lago Xolotlán, aflora en sectores aislados de lo que antes fue el ingenio Timal, en el lecho del río Tipitapa, al sureste de la laguna de Tisma y se muestra muy meteorizada en las riberas del río casi en su desembocadura en el Cocibolca, así como en la base del puente cerca de los termales de Tipitapa, todos estos afloramientos son de poca extensión, los que pueden alcanzar 1 km<sup>2</sup>.

El grupo Las Sierras es de edad más reciente y se encuentra superpuesto a la formación El Salto. Está constituido por piroclastos gruesos en parte meteorizados

y con cierta compactación de lapilli, pómez, tobas líticas blandas y tobas aglomeráticas (Figura 3), con intercalaciones arenosas de granulometría media a fina y en ocasiones se observa material escoriáceo (Fenzel, 1989).

La toba volcánica o tufo volcánico es un tipo de roca ígnea volcánica, ligera, de consistencia porosa, formada por la acumulación de cenizas u otros elementos volcánicos muy pequeños expelidos por los respiraderos durante una erupción volcánica, muy común la presencia en éstas, de ceniza lapilli, fragmentos de arena volcánica y escoria volcánica negra así como granos de pisolitos redondeados (Figura 3). Se presenta al mismo tiempo en bloques separados por diaclasamiento como el afloramiento de toba que se encuentra en la base del puente en el río Tipitapa en el área de los baños termales. Toba limo arcillosa del grupo Las Sierras en la ribera sur del río Tipitapa muy próximo a la desembocadura al lago Cocibolca. Este afloramiento tiene una longitud aproximadamente de 50 m se encuentra diaclasado y en bloques desprendidos hasta de medio metro de diámetro, su estado es de fuerte meteorización fácil de desprender o diseminar partículas por efectos de lixiviación (INETER, 2010).

*Depósitos cuaternarios aluvial (Qal)*: Estos sedimentos ocupan el área circundante de la laguna de Tisma (Figura 2) hasta las costas del gran lago de Nicaragua. Se extienden hacia el noreste y sur del paso de Panaloya, y disminuyen su extensión a medida que se aproxima a la ciudad de Granada, conservándose en áreas de las comarcas Malacatoya y San Ramón, cuya escasa elevación en relación con el espejo del lago, las hace vulnerable a inundaciones en períodos de lluvia. La composición litológica que conforma esta sedimentación, en sectores con cultivos, es generalmente arenosa color pardo claro a pardo oscuro, de granulometría gruesa en combinación con limos y poca arcilla (Figura 3); así como de la presencia en la matriz, de gravas sub-angulares a sub-redondeadas hasta de  $\frac{1}{4}$  de pulgadas de diámetro. En las secciones costeras cerca de la rivera del lago, la granulometría de la arena es fina color gris y algo de limo, predominando siempre el material de grano medio a fino, limo arcilloso que arenoso (INETER, 2010).



*Cuaternario residual (Qr)*: Ocupa la mayor extensión del estrecho (Figura 2 y 3), se extiende desde el extremo este de la ciudad de Tipitapa hasta las inmediaciones del poblado Las Banderas, por el norte se aproxima a la comunidad de San Benito y hacia el sur llega un poco más al sur del paso Panaloya en dirección a la ciudad de Granada, y ocupa la totalidad de las áreas de plantaciones de caña del antiguo ingenio Timal. La presencia de estos sedimentos se debe a los residuos que han dejado las constantes crecidas y/o inundaciones de parte de los dos lagos Cocibolca y el Xolotlán en el área de la depresión nicaragüense. Su principal composición es limo arcilloso color pardo a café claro y supra yacen las tobas consolidadas de la formación Las Sierras. Es característica su expansión o contracción en relación al estado meteorológico del sector, pues en período constante de lluvias presenta un comportamiento uniforme, se satura y filtra agua de manera lenta hacia el subsuelo, en cambio, sus partículas se contraen en ausencia de fluido, formando grietas (INETER, 2010).

*Sedimentos volcánicos (Qv)*: ocupa la sección escarpada del estrecho entre la comunidad Zambrano, el sur de Tisma hasta el área rural este de Nindirí. Esta formación comprende una secuencia inter-estratificada y casi laminar de material piroclástico, las cuales tienen su origen, de las constantes erupciones del complejo volcánico Masaya durante el período plioleistocénico entre la fase tardía de la época del terciario y el inicio o temprano del cuaternario (Figura 2). Está compuesta por una pseudo-estratificación de sedimentos volcánicos, o delgadas capas de piroclastos altamente deleznales, la estratificación se puede observar en las cárcavas que drenan hacia el cauce del río Tipitapa, en taludes de hasta 3 metros de alto, identificando capas delgadas de arena fina volcánica color negro intercaladas con pómez muy alteradas en transición a suelo limoso color pardo claro, toba arenosa gruesa, toba limo pomácea blanquecina, arcilla negra plástica y toba arenosa gruesa granular (INETER, 2010).

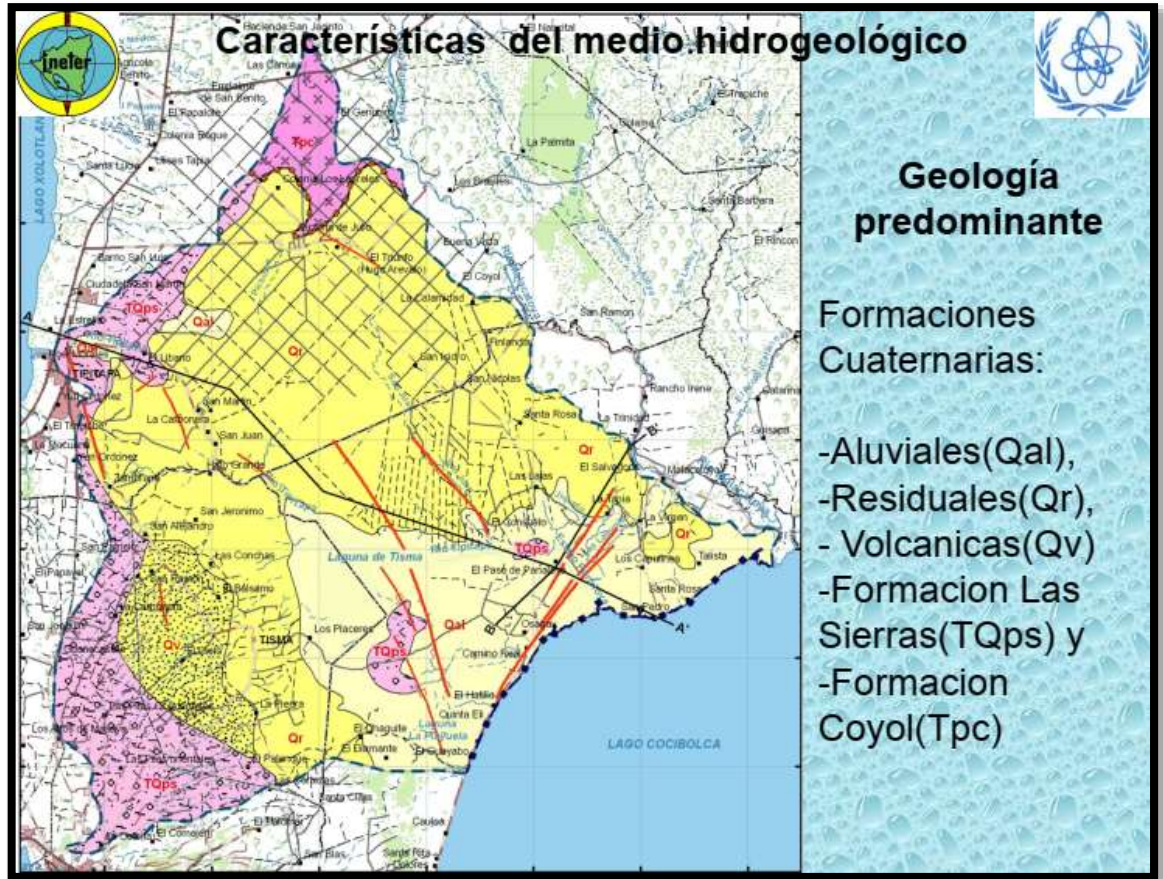


Figura 2. Distribución geológica de la zona de interlagos (Fuente: (INETER & OIEA, 2011))

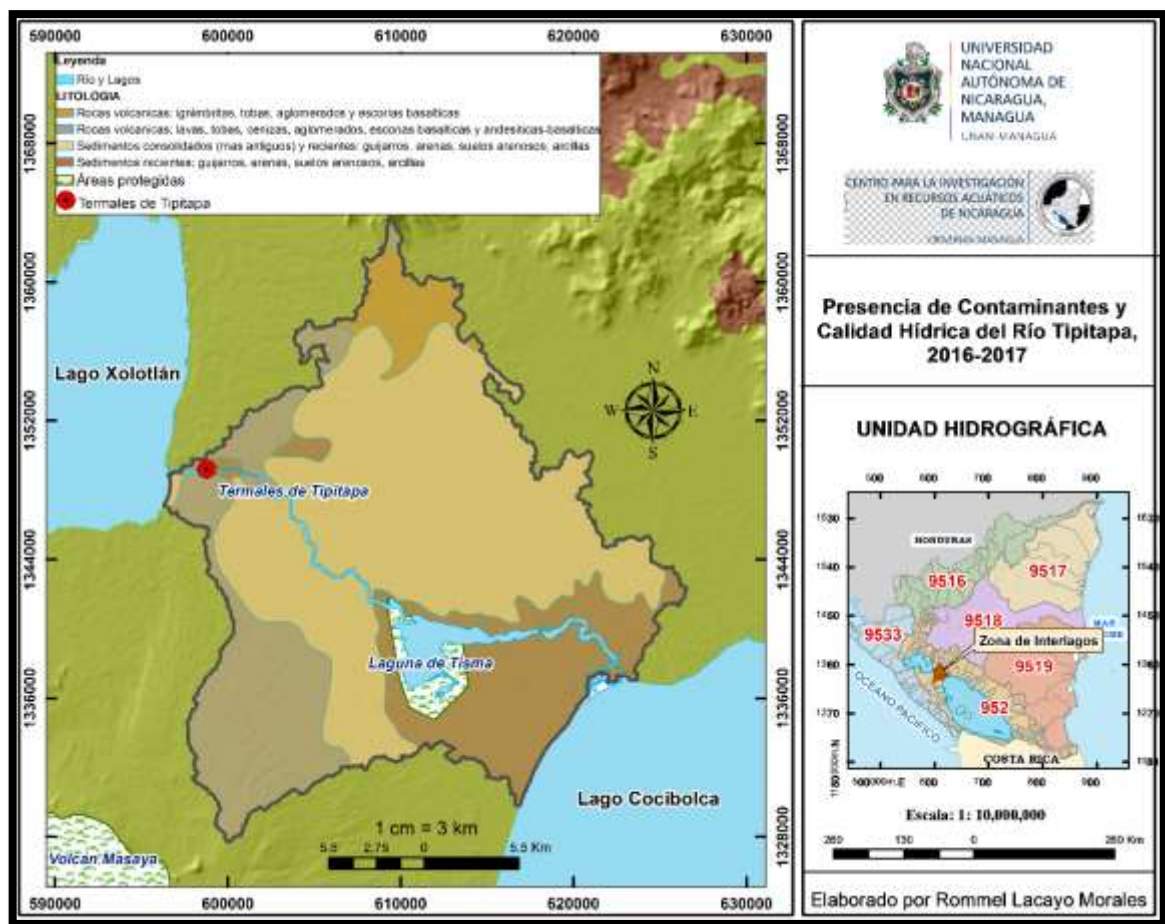


Figura 3. Distribución litológica de la zona interlagos.

## 2.2 Uso del suelo del Área de estudio

La zona de estudio se debe considerar como efluente del Xolotlán el cual facilita el origen al río Tipitapa, es también considerada un área de incidencia antropogénica sobre el ecosistema acuático, en la zona se desarrolla una gran variedad de cultivos según datos presentados en el IV Censo Nacional Agropecuario (CENAGRO) en el 2013; estableció que los suelos son destinados a la siembra de granos básicos, como maíz, frijol, arroz de riego, arroz de secano, sorgo rojo, sorgo y sorgo blanco. Destacándose el cultivo de arroz de riego, y otros cultivos como maní, ajonjolí, soya, yuca, quequisque, malanga, tomate, pipián, sandía, ayote, chiltomas, repollo, musáceas, caña de azúcar, cítricos (MAGFOR & INIDE, 2013). Esta zona se caracteriza por ser un área agrícola que cuentan con cultivos anuales o temporales,

pastos naturales, pastos cultivados o sembrados y para cultivos permanentes y semi-permanentes (Figura 4).

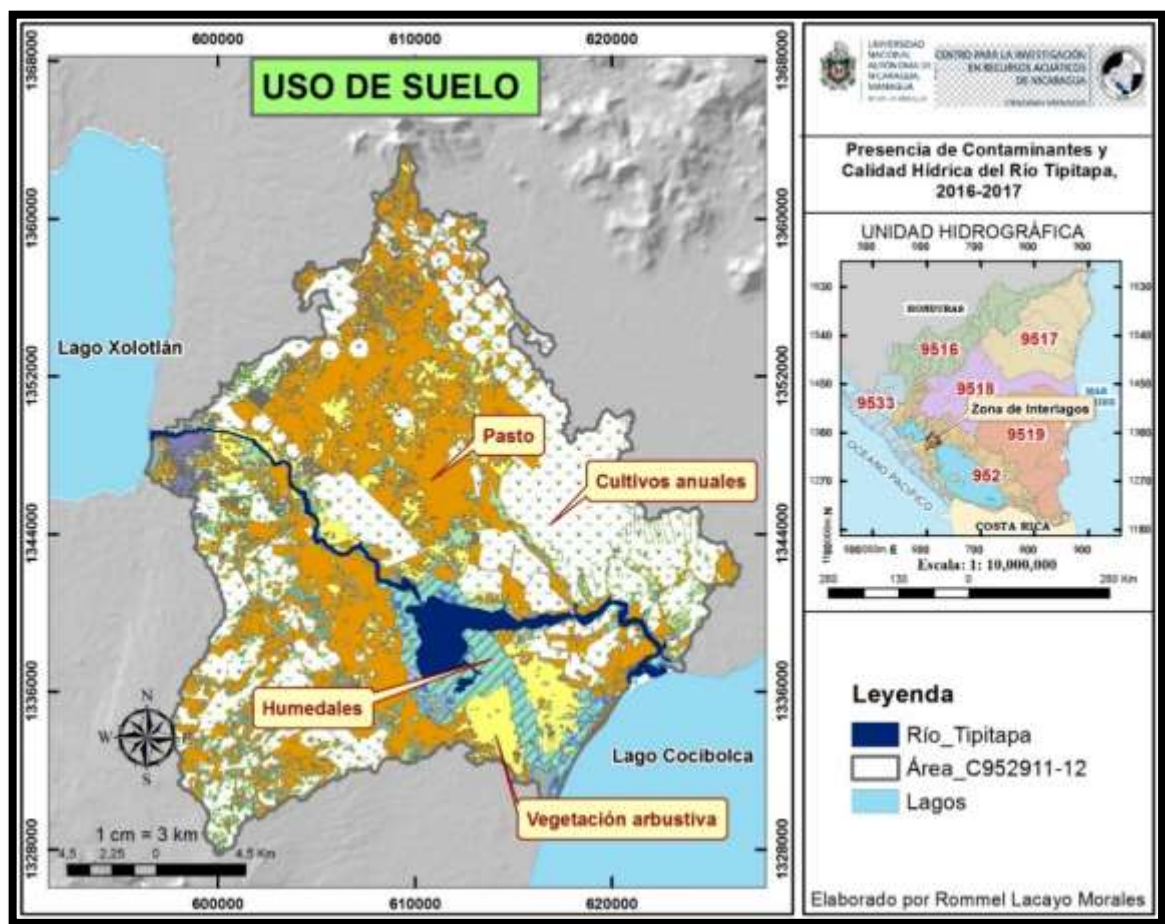


Figura 4 Uso actual del Suelo en el área de estudio.

En la zona se encuentran aproximadamente 1149 fincas, las que representan el potencial agrícola y pecuario en la zona de interlagos (MAGFOR & INIDE, 2013). Sus suelos están clasificado en vertisoles, molisoles y entisoles; estos suelos son sedimentarios, ricos en minerales, tobas basálticas y volcánicas, también podemos encontrar suelos arcillosos, franco arcillo, arenosos, arcillo limoso, franco arcillo limosos, franco arenoso y arenosos, cuya distribución es explicada a detalle en el ítem 2.1 y Figura 3.

### III. ANTECEDENTES

En las riveras del río Tipitapa las actividades predominantes son la agricultura y la ganadería, utilizándose sus aguas para la irrigación de los cultivos de maní, sorgo, hortalizas y principalmente arroz, también se práctica la pesca comercial y de consumo.

Dentro de las áreas de investigación se destaca la laguna de Tisma, humedal de categoría RAMSAR #1141, cuya condiciones fisicoquímicas y microbiológicas fueron objeto de estudio en el período 2000 – 2005 (Rueda Hernández, 2006). Este estudio reportó variaciones en la Turbidez desde los 55,36 hasta los 63,20 UNT; los valores de algunas variables como el pH, la Conductividad Eléctrica, los Sólidos Totales Disueltos y las concentraciones de Nitratos aumentaron en el 2005 respecto a los valores observados en el 2000, lo cual indica cambios importantes que pudiesen estar asociados a algún tipo de actividad antropogénica, manifestando por un lado la vulnerabilidad de este ecosistemas y por otro lado las condiciones biológicas que muestran el estado propicio para la eutrofización provocadas por fuentes difusas (Rueda Hernández, 2006).

El Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua (CIRA/UNAN-Managua) en el 2011, realizó una *“Evaluación del impacto de la calidad de agua del lago Xolotlán sobre el río Tipitapa y el área inmediata al lago Cocibolca, para la estación lluviosa diciembre del 2010 y la estación seca, abril del 2011”*; este estudio demostró indicios de afectaciones sobre las aguas del lago Cocibolca a causa del trasvase que ocurre en periodos lluviosos de las aguas del lago Xolotlán, por otra parte ha detectado que las condiciones existentes del río Tipitapa están influyendo en la calidad de las aguas del lago Cocibolca, esto se ha observado en la zona inmediata donde interactúan sus aguas con las del río.

La conectividad entre los lagos Xolotlán y Cocibolca en el área de estudio también han sido objeto de evaluación con el propósito de conocer la dinámica de flujo subterráneo del acuífero de Tisma (Arriola, 2012). Por lo que se conoce que esta conectividad hidráulica subterránea está condicionada por el flujo de agua subterránea del acuífero inter-lagos que es alimentado por recargas locales de las zonas de mayor elevación norte y sur del mismo. Las aguas subterráneas descargan en el lago Xolotlán, en la parte media, y desembocadura del río Tipitapa y en laguna de Tisma (Arriola, 2012), siendo ésta la zona de mayor descarga del acuífero inter-lagos debido a las conductividades hidráulicas y topografía del terreno.

En el 2014, fue examinada la migración de contaminantes desde el lago Xolotlán hacia el lago Cocibolca (Zamorio, 2018), el cual ofreció datos basados en la caracterización hidroquímica del agua, la geología y los análisis isotópicos de pozos perforados, pozos excavados, aguas superficiales y mini piezómetros muestreados en noviembre de 2011, descartándose la conexión subterránea entre el lago Xolotlán hacia el lago Cocibolca. Por ende, la migración de las sustancias desde el lago Xolotlán hacia el lago Cocibolca, solo ocurre a nivel superficial, controlada por la naturaleza geológica del área y la dinámica hidrológica del río Tipitapa. No obstante el flujo es mitigado por la laguna de Tisma, aminorando significativamente las concentraciones que finalmente llegan al lago Cocibolca.

Las actividades antropogénicas tienen influencia significativa en el flujo sub-superficial, sobre todo en la zona de descarga al lago Cocibolca, de los plaguicidas organoclorados, organofosforados, triazinas y herbicidas analizados, se detectó compuestos como el Lindano ( $22,05 \text{ ng.l}^{-1}$ ) en el punto estero El Caballo. Hasta el momento la investigación más reciente que se tiene conocimiento fue la evaluación de la calidad ambiental del humedal refugio de vida silvestre Sistema Lagunar de Tisma, Masaya, Nicaragua (Castillo, 2018), teniendo como resultados los análisis de calidad fisicoquímica del agua, los cuales indican aguas no aptas para el consumo humano y para preservar la vida acuática.

## **IV. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

### **4.1 Caracterización del Problema**

El río Tipitapa se encuentra dentro de dos subcuencas hidrográficas, Malacatoya (norte) y Tipitapa (sur), en ambas se han realizado estudios en relación a la carga total de sedimento y nutrientes los que llegan a la zona de interlagos y posteriormente son transportados por escorrentías al lago Cocibolca.

La subcuenca de Malacatoya descarga entre 25 000 y 174 000 (t/año) de sedimentos, llegando de 79 a 415 (t/año) de nitrógeno y entre 6 a 30 (t/año) fósforo; mientras que la subcuenca de Tipitapa aporta de 3 000 a 21 000 (t/año) de sedimentos, transportando con ello de 112 a 237 (t/año) de nitrógeno y entre 3 a 13 (t/año) de fósforo, los cuales provienen de fuentes no puntuales la preocupación principal de esta descarga de nutrientes es la eutrofización, la que consiste en el deterioro de la calidad del agua, acompañado de la floración algal, turbidez y posiblemente un sabor y olor desagradable (Banco Mundial, 2013). Sumado a esto, hay que tomar en cuenta que el 90% del territorio de la cuenca Tisma – Malacatoya es utilizado para los cultivos. En la parte baja se cultiva principalmente arroz; en las partes altas del sector sur predominan cultivos como maíz, frijoles y maní, en estos cultivos se aplican plaguicidas y fertilizantes para mejorar el rendimiento. En la parte media, cercanos a las comarcas Zambrano y parte Tisma predominan pastizales utilizados para la crianza del ganado (Zamorio, 2018).

Nicaragua importó aproximadamente 16 290 666,45 kg de plaguicidas entre 2004 y 2009 (REPCar, 2010), lo cual correspondió a unos 249 ingredientes activos, entre los principales están: 2,4-D, Glifosato, Clorotalonil, Mancozeb, Paraquat y Carbendazim. El uso de estas sustancias frecuentemente ha resultado en la contaminación de los suelos y consecuentemente en la alteración de la calidad de las aguas superficiales. En el agua y sedimentos del río Tipitapa se ha detectado la presencia de plaguicidas organoclorados persistentes, siendo los más recurrentes

en el agua el pp-DDE en concentraciones entre los 0,72 a 4,30 ng.l<sup>-1</sup> y el Dieldrín entre 0,41 y 1,67 ng.l<sup>-1</sup>. En los sedimentos solo el compuesto pp-DDE se encontró en concentraciones entre 0,94 y 2,50 ng.g<sup>-1</sup> (Vado & Cuadra, 2012).

El río Tipitapa mantiene un caudal base de 0,036 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (INETER & OIEA, 2011), en época seca y un caudal promedio de 53 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> en época lluviosa (Arriola, 2012), con un caudal lento y una hidrología somera que conlleva una movilidad lenta de los sedimentos y con ello la acumulación de contaminantes. Durante la temporada de lluvia del año 2010, el caudal de desagüe a través del río Tipitapa tuvo un mínimo de 71,5 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, mientras que el caudal máximo aforado fue de 85,98 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (CIRA, 2011).

La presencia de metales pesados, es otro problema que deteriora la calidad del río Tipitapa y está probablemente asociada a las características geológicas de la zona o material geológico que es arrastrado de la parte alta de la cuenca. Se puede esperar un impacto profundo de la actividad volcánica en la química del agua superficial y subterránea, debido a la contribución anómala de calor y / o masa de los fluidos magmáticos / hidrotermales (Aiuppa, *et al.*, 2003). Esto puede alterar la calidad del agua en de muchas maneras (Delmelle, 2003), al favorecer el desarrollo de condiciones extremas de temperatura, pH y redox, al fomentar una intensa concentración de la interacción gas-agua-roca, resultando en aguas de alta salinidad o agregando directamente productos químicos peligrosos o tóxicos (Aiuppa, *et al.*, 2003).

Todo estos factores junto con la presencia de suelos sedimentarios inciden dentro del ecosistema del río Tipitapa y el sistema lagunar lacustre de Tisma, ya que estos suelos son arrastrados por altos volúmenes de agua que bajan de la parte alta de la subcuenca en invierno y podrían incidir a futuro en todo el cuerpo de hídrico ocasionando cambios en la calidad de sus aguas, sedimentos y la biota acuática.



## 4.2 Delimitación del Problema

El río Tipitapa junto con la zona lagunar de Tisma, actúan como vía de transporte, receptores y acumuladores naturales del agua y suelos erosionados que bajan de la parte más alta de la subcuenca durante la época lluviosa, o cuando en acontecimientos extremos las aguas del lago Xolotlán descargan al sistema.

Este evento transporta agroquímicos que han sido utilizados en los cultivos, metales pesados presentes en los suelos y otros contaminantes causantes de la eutrofización de los cuerpos de aguas cuya fuente pueden ser actividades antrópica o naturales. La pérdida de áreas del humedal, la deforestación y el uso intensivo de las aguas del área, implican a futuro un alto riesgo en el deterioro de la calidad de las aguas superficiales y el deterioro de la vida acuática en estos ecosistemas, lo cual producirían un efecto trófico convirtiéndose en una amenaza para el estado natural del lago Cocibolca, limitando a futuro su uso potencial como fuente de agua potable.

## 4.3 Formulación del Problema

¿Cuáles son las causas de los contaminantes presentes que inciden en la calidad hídrica del río Tipitapa?

## 4.4 Sistematización del Problema

¿Cuál es la calidad fisicoquímica de las aguas del río Tipitapa?

¿Cuáles son los plaguicidas y metales pesados presentes en el río Tipitapa?

¿Cuál es el uso potencial de las aguas del río Tipitapa?

¿Cuál es el estado trófico del río Tipitapa?

## V. JUSTIFICACIÓN

Es importante tener en cuenta que la subcuenca de la zona inter-lago tiene un gran potencial hídrico, tal que en la actualidad se extraen unos 90,71 MMC (INETER & OIEA, 2011) para uso potable, ganadero y la irrigación de los cultivos, lo que le confiere una importancia productiva y económica. La capacidad turística de la zona está representada por un humedal RAMSAR que le permite un atractivo ecológico ya que su ubicación en el Corredor Biológico Mesoamericano hace que sea un punto de encuentro de las aves migratorias del Norte y Suramérica. El estatus inter-departamental le proporciona a la zona una actividad socioeconómica importante siendo su mayor auge la agropecuaria. En el contexto de pesca las especies que mayormente se encuentran en el río Tipitapa son: Mojarra, Guapote, Tilapia, y Gaspar, éste último en menor cantidad. Estos recursos son utilizados como fuente de alimento e ingresos de poblaciones humanas.

Todo este aprovechamiento está amenazado por el deterioro de las aguas superficiales como consecuencia de las actividades antropogénicas en la zona establecidas sin una debida atención y planes estratégicos de gobierno para el buen manejo del área. A esto se suma la acumulación de los sedimentos que llegan con las escorrentías de aguas contaminadas procedente de las áreas de cultivos, las que sirven de transporte de una gran variedad de contaminantes orgánicos, que tienen efectos ecológicos sobre la vida acuática, por ejemplo el DDT, Lindano, Heptacloro, entre otros. Algunos plaguicidas son "lipofílicos", compuestos solubles que se acumulan en el tejido graso, como el tejido comestible de los peces y el tejido graso humano.

La preservación en la calidad del agua y el monitoreo de los sedimentos del río Tipitapa, es de vital importancia, ya que la contaminación o el cambio en la condiciones de la calidad ambiental incidiría en los recursos hidrobiológicos del río

Tipitapa y de las poblaciones humanas que los aprovechan. Este cuerpo hídrico cuyo drenaje principal es hacia el lago Cocibolca, podría incidir a largo plazo en las características fisicoquímicas y biológicas del lago, el cual es considerado como fuente principal de agua apta para el consumo humano.

Aunque se han realizado muchos esfuerzos para estudiar la zona de interlagos, aún existe un vacío de información científica principalmente sobre el efecto de la contaminación orgánica y por metales pesados en el ecosistema. La información disponible no está actualizada ni sistematizada, no tiene periodicidad y en la mayoría de los casos no se han estudiado los mismos sitios.

## **VI.OBJETIVOS**

### 6.1 Objetivo General

- a) Evaluar la presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa

### 6.2 Objetivos Específicos

- a) Evaluar las condiciones fisicoquímicas del agua del río Tipitapa.
- b) Identificar la presencia de contaminantes orgánicos y metálicos en el río Tipitapa.
- c) Valorar el uso del agua del río Tipitapa.
- d) Determinar el estado trófico del río Tipitapa.

## VII. MARCO TEÓRICO

### 7.1 Parámetros Físicos de las Aguas

Los parámetros fisicoquímicos dan una información extensa de la naturaleza de los componentes químicos del agua y sus propiedades físicas, sin aportar información de su influencia en la vida acuática; los métodos biológicos aportan esta información pero no señalan nada acerca del contaminante o los contaminantes responsables, por lo que muchos investigadores recomiendan la utilización de ambos en la evaluación del recurso hídrico (Orozco, 2005).

Los cambios en los parámetros fisicoquímicos de los ecosistemas tienen un impacto sustancial en las especies que viven dentro de ellos. Las variaciones estacionales de estos parámetros tienen un papel importante en la distribución, la periodicidad y la composición cuantitativa y cualitativa de la biota de agua dulce (Brettum & Andersen, 2005).

#### 7.1.1 Conductividad Eléctrica (CE)

Es la capacidad del agua para transportar la corriente eléctrica, la cual depende de los iones presentes en el agua debido a la división de sales inorgánicas, ácidos y bases. Su importancia, nos permite verificar en forma rápida la variación el contenido de sales disueltas en aguas superficiales y estimar cuantitativamente los sólidos totales disueltos (STD) en una muestra de agua. Así mismo, los cambios en la conductividad nos pueden indicar intrusión salina u otras fuentes de contaminación. En las aguas continentales, los iones que son directamente responsables de los valores de la conductividad son, entre otros,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ , carbonatos ( $\text{CO}_3^{-2}$ ), sulfatos ( $\text{SO}_4^{-2}$ ) y los cloratos ( $\text{ClO}^{-3}$ ) (Senamhi, 2007). La conductividad muestra correlación significativa con diez parámetros tales como: temperatura, valor de pH, alcalinidad, dureza total y de calcio, sólidos totales,

sólidos disueltos totales, demanda química de oxígeno, cloruro y concentración de hierro (Patil, Sawant, & Deshmukh, 2012).

### 7.1.2 Temperatura (T°C)

La temperatura del agua es un indicador de la salud del ecosistema, el lavado de los márgenes del río por la deforestación y falta de protección de las riberas, produce lodos que ingresan al cauce, elevando la temperatura del agua (Bartram & Ballance, 1996). Este parámetro está relacionado directamente con la tasa fotosintética de las plantas y características reproductivas de los organismos acuáticos, pues en la medida que la temperatura del agua sube, aumenta el grado de fotosíntesis y crecimiento de plantas, de tal forma que se demanda mayor cantidad de oxígeno para cumplir los procesos fotosintéticos (Roldán G. , 1986). Además, reduce la cantidad de oxígeno disponible para los organismos, los peces e insectos acuáticos que se vuelven más vulnerables a enfermedades, producto de los procesos de eutrofización (Laidlaw & Jackson, 2003). Afecta las propiedades físicas y químicas del agua y tiene gran influencia sobre los organismos acuáticos, modificando sus hábitos alimenticios, reproductivos y sus tasas metabólicas, así como también afecta la velocidad de reciclado de los nutrientes en un sistema acuático (GWW, 2005).

La temperatura es inversamente proporcional con la concentración de oxígeno en agua (Figura 5). Si elevamos la temperatura del agua a su punto de ebullición generamos una solución libre de oxígeno. Podemos generalizar que a cualquier presión atmosférica, aguas frías saturadas con oxígeno contienen una mayor cantidad de oxígeno disuelto que aguas tibias o calientes.

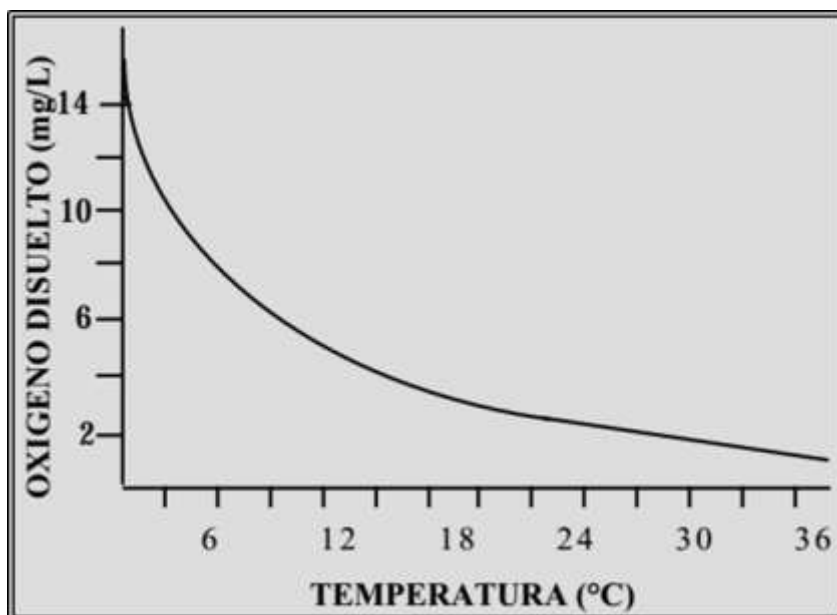


Figura 5. Efecto de la temperatura sobre las concentraciones de oxígeno disuelto en agua. Modificación de Horne y Goldman (1994). Los valores indicados son representativos de agua pura a nivel del mar a una  $P^{\circ}=760$  mmHg.

### 7.1.3 Disco Secchi

El disco de Secchi fue inventado por el sacerdote italiano llamado Pietro Angelo Secchi y utilizado por primera vez en 1865. Es un instrumento de medición de la penetración luminosa, y por ello de la turbidez, en masas de agua como ríos, lagos y mares. Mide de 20 a 30 centímetros de diámetro para mejorar el contraste y observarlo mejor al momento de introducirlo en un cuerpo de agua está pintado en dos secciones dividiéndolo en cuartos partes pintadas dos de blanco y dos de negro en posiciones alternas.

La forma de uso es sencilla, las mediciones inician siempre desde la superficie del cuerpo de agua se busca la zona de sotavento y al lado de la sombra, se introduce el Disco de Secchi (DS) atado a una cuerda graduada. Se anota la profundidad que el disco alcanza hasta que este se pierde de vista. Se repiten al menos 3 en ocasiones y se anotan las tres mediciones de las cuales es posible obtener una media con la que trabajar en los posteriores análisis. Esto proporciona una

estimación de la penetración luminosa en el agua. A partir de esta variable se pueden conocer otros parámetros, como la profundidad de compensación (aproximadamente 2,5 veces la profundidad de visión del disco de Secchi), la turbidez del agua, la zona fótica o la extinción luminosa o radiación PAR.

#### 7.1.4 Sólidos Totales (ST)

Los sólidos totales es la suma de los sólidos disueltos y en suspensión que la muestra de agua pueda contener. Se puede decir que las aguas naturales son un conjunto de agua con sólidos disueltos y suspendidos. Las corrientes transportan materiales, principalmente sólidos disueltos y suspendidos. Los primeros se refieren a la materia inorgánica en forma iónica, y los segundos, a la materia orgánica como detritus, o de origen aluvial, restos de rocas, arcillas, arenas y similares (Roldán & Ramírez, 2008).

#### 7.1.5 Sólidos Disueltos Totales (SDT)

Los sólidos disueltos consisten en moléculas e iones orgánicos e inorgánicos que se encuentran en verdadera solución en agua. Reid (1961), define los materiales más visibles que se encuentran en cantidades variables en las aguas naturales para incluir carbonatos, cloruros, sulfatos, fósforo y nitratos. Estos aniones se producen en combinación con cationes metálicos tales como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Fe}$  para formar sales ionizadas. Muchos de estos materiales disueltos son esenciales para el crecimiento y la reproducción de los organismos acuáticos. La presencia y el éxito de un organismo en el medio ambiente es controlado por la calidad y cantidad de nutrientes inorgánicos y orgánicos; la deficiencia o el exceso o ambos pueden ser limitantes. Cuando estas diversas sales están presentes en proporción adecuada, los diferentes cationes se contrarrestan entre sí, y la solución es fisiológicamente equilibrada. Warren (1971), informa de que los efectos nocivos de aumento de las concentraciones de sal son causados, no por la toxicidad de sus componentes



individuales, sino por la alta presión osmótica. Provasoli (1969), plantea que al establecer los criterios para los sólidos disueltos en el agua, la importancia del estrés osmótico asociado con aumentos en las principales especies de cationes y aniones se debe considerar (Sorensen *et al.*, 1977).

#### 7.1.6 Sólidos Suspensos Totales (SST)

Los sólidos suspendidos no sedimentan por gravedad cuando el agua está en reposo, como sí ocurre con los sólidos sedimentables. Este tipo de sólidos, determinan el color aparente del agua y la profundidad hasta la cual penetra la luz del sol, por su relación estrecha con la turbidez del agua, la cual es afectada por la presencia de materiales como hojas, residuos vegetales, partículas de suelo provenientes de escorrentía superficial y erosión; y el deterioro de material animal y vegetal que es convertido en sedimentos dentro del río (Mitchell, *et al.*, 1991).

#### 7.1.7 Sólidos Sedimentables (SSD)

Las partículas sólidas presentes en un agua, pueden sedimentarse debido a su densidad o pueden permanecer flotando en ella. Muchos procesos industriales arrojan en sus afluentes cantidades apreciables de estos materiales influyendo adversamente en los cuerpos de aguas receptoras obstruyendo el paso de la luz solar, por lo tanto disminuyen la actividad fotosintética de las plantas acuáticas trayendo como consecuencia la disminución de la concentración de oxígeno disuelto en el agua, lo que induce a la creación de un estado anaerobio indeseable. Estas materias sedimentables puedan ser determinadas y reportadas en peso o en volumen ( $\text{mg.l}^{-1}$  o  $\text{ml.l}^{-1}$ ) (Gómez, 1995).

## 7.2 Parámetros Químicos de las Aguas

### 7.2.1 Acidez del agua (pH)

Este parámetro mide el potencial de iones de hidrógeno presente en la muestra que se altera cuando hay degradación de materia orgánica (García, 2003). Las aguas naturales por lo general contienen bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) de calcio, los cuales son búfer que resisten a cambios en la concentración de hidrógeno (H); aquellas aguas que tienen alcalinidades altas resisten los cambios de pH (Roldán G. , 1986). La Guía Canadiense de la Calidad del Agua, establece un rango de 6,5 – 9,0 de pH aguas destinadas a la preservación de la vida acuática en aguas dulces. Varios países de la región han adoptado el intervalo 5,6 a 8,5 de pH; rango que también es el requerido para el agua de consumo humano (DIGESA, 2016).

Los cambios de pH en el agua son importantes para muchos organismos, la mayoría de ellos se han adaptado a la vida en el agua con un nivel de pH específico y pueden morir al experimentarse cambios en el pH. Los ácidos minerales, carbónicos y otros contribuyen a la acidez del agua, provocando que metales pesados puedan liberarse en ella (Mitchell, *et al.*, 1991).

### 7.2.2 Oxígeno Disuelto (OD)

Es el oxígeno que se encuentra disuelto en el agua, proveniente principalmente del oxígeno absorbido de la atmósfera por el movimiento constante del agua como los oleajes, saltos y rápidos. Otra fuente de oxígeno disuelto es la fotosíntesis del fitoplancton, las algas y las plantas acuáticas (eliminan dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y lo reemplazan con oxígeno ( $\text{O}_2$ )). Su distribución en cuerpos de agua naturales está determinada por el intercambio gaseoso a través de la superficie del agua, la producción fotosintética, el consumo respiratorio y por procesos físicos de

advección (movimiento horizontal del aire causado principalmente por variaciones de la presión atmosférica cerca de la superficie) y difusión (Fuentes & Massol-Deyá, 2002).

La falta de oxígeno disuelto es un indicador de contaminación que puede estar en función de la presencia de plantas acuáticas, materia orgánica oxidable, microorganismos aerobios, existencia de grasas, hidrocarburos, detergentes, entre otros (Senamhi, 2007). Este parámetro es vital para el estudio de contaminación de los sistemas acuáticos, ya que los organismos necesitan oxígeno para cumplir su proceso metabólico. Su relación con el DBO<sub>5</sub> es fuente para analizar problemas de eutrofización, como consecuencia de una carga excesiva de materia orgánica (Basterrechea, 1986). Los niveles de oxígeno disuelto varían entre 0,00 – 18,00 mgOD.l<sup>-1</sup>, aunque la mayoría de los ríos y riachuelos requieren un mínimo de 5,00 a 6,00 mgOD.l<sup>-1</sup> para soportar una diversidad de vida acuática. Además, los niveles de OD a veces se expresan en términos de porcentaje de saturación (%Sat.OD) (Mitchell & Stapp, 1996); (Bartram & Ballance, 1996)).

### 7.2.3 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>)

Esta medida determina la cantidad de materia orgánica bioquímicamente degradable presente en una muestra de agua, la cual mide la cantidad de oxígeno requerido por los microorganismos para estabilizar la materia orgánica en condiciones aeróbicas. Su valor sube a más de 10 mg.l<sup>-1</sup>, cuando hay una descarga alta de materia orgánica que disminuye la capacidad de producción de oxígeno y provoca una anaerobiosis de los sedimentos, que liberan amoníaco, fosfatos y metales, produciendo malos olores (Tetzaguic, 2002).

La cantidad de  $DBO_5$  está en relación inversa con la cantidad de oxígeno disuelto (Figura 6), ya que si aumenta la producción de oxígeno disminuirá la  $DBO_5$  por la acción de las bacterias aeróbicas que tienen capacidad para degradar la materia orgánica. Se recomiendan valores inferiores a  $10 \text{ mg.l}^{-1}$  para agua de consumo humano (OMS, 2002).

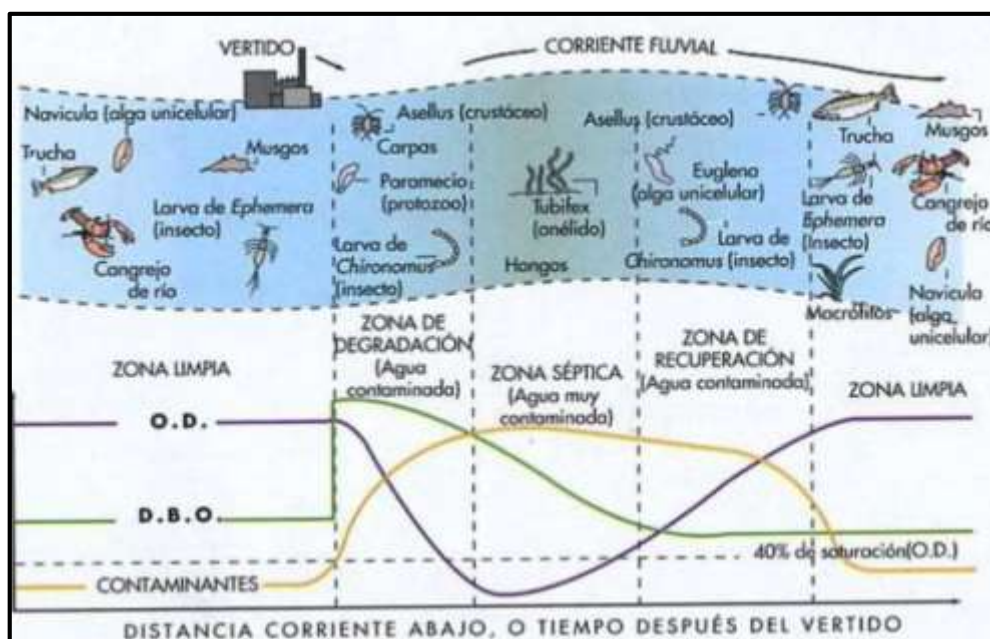


Figura 6. Relación DBO vs OD ( $\text{mg.l}^{-1}$ ). Fuente: (Trelles, 2014)

Una  $DBO_5$  de  $1,00 \text{ mg.l}^{-1}$  es característica de agua pura, el agua se conceptúa como muy pura con una  $DBO_5$  de  $3,00 \text{ mg.l}^{-1}$ , y de una procedencia dudosa cuando se llega a  $5,00 \text{ mg.l}^{-1}$  (Stocker & Seager, 1981).

Las aguas residuales sin tratar contienen entre  $100,00 - 400,00 \text{ mg.l}^{-1}$ , pero las aguas de escorrentías de corral, agrícolas y tierras de pasto  $100,00$  a  $10\,000,00 \text{ mg.l}^{-1}$  (Wadleigh, 1968). La Agencia de Medio Ambiente de Reino Unido público en el 2003, en su revista una tabla de referencia, que permite clasificar los ecosistemas según su  $DBO_5$  (Tabla 1).

Tabla 1. Valores habituales de la DBO<sub>5</sub>

Tipo de Agua	Los valores habituales de DBO <sub>5</sub>	
	Concentraciones (mg.l <sup>-1</sup> )	
<b>Subterráneas</b>	< 1,00 mg.l <sup>-1</sup>	Fuente: (Sánchez Ramos, 2015)
<b>Superficial</b>	< 5,00 mg.l <sup>-1</sup>	
<b>Agua Residual Doméstica</b>	100,00 – 350,00 mg.l <sup>-1</sup>	
<b>Agua Residual Industrial</b>	Depende del proceso industrial	

#### 7.2.4 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La Demanda Química de Oxígeno (DQO), es una medida de la cantidad de oxígeno disuelto consumido, bajo condiciones preestablecidas por la oxidación química de la materia orgánica biodegradable presente en el agua. Por lo que se considera una medida indirecta del contenido de materia orgánica e inorgánica oxidable y se expresa como la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica en una muestra de agua que es susceptible a oxidación por un oxidante químico fuerte como el bicromato ( $K_2Cr_2O_7$ ), en medio ácido empleando calor.

Este parámetro debe ser igual o mayor al DBO<sub>5</sub>, pues están relacionados directamente. La desventaja de esta medida es que el DQO no diferencia materia orgánica e inorgánica y el tiempo requerido para la oxidación, puesto que es una reacción que se obtiene en 3 horas. El valor recomendado para aguas superficiales de consumo humano normalmente es < 20 mg.l<sup>-1</sup>.

Esta variable permite ser utilizada como parámetro de referencia para determinar la contaminación orgánica, por medio de la relación DQO/DBO<sub>5</sub> (Sánchez Ramos, 2015) o también conocida como índice de biodegradabilidad, donde:

- Generalmente; DQO >> DBO<sub>5</sub>, esto es debido a la presencia en el agua de compuestos orgánicos no biodegradables.

- Aguas Residuales Domésticas (ARD): DQO/DBO<sub>5</sub> ≈ 1,50 - 2,00 mg.l<sup>-1</sup> (“agua biodegradable”);
- Aguas Residuales Industriales (ARI): ≈ 5,00 mg.l<sup>-1</sup>.

### 7.2.5 Dureza total (CaCO<sub>3</sub>)

Según, Cárdenas (2003), la dureza en el agua es el resultado de la disolución y lavado de los minerales que componen el suelo y las rocas. El efecto de la acidez del dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) sobre la solubilidad de los carbonatos (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) consiste básicamente en su transformación a bicarbonatos (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), los cuales constituyen sales mucho más solubles. Aunque la dureza en el agua es una de las principales características de las aguas subterráneas y aguas marinas (mayor grado de mineralización) más que de aguas dulces continentales, también puede estar asociada a los vertimientos de aguas residuales, como por ejemplo, a las aguas residuales agrícolas (Auquilla, 2005). Con respecto a la dureza, las aguas pueden clasificarse como (Tabla 2):

*Tabla 2. Clasificación de las aguas naturales en base a la concentración de CaCO<sub>3</sub>.  
Fuente: (Auquilla, 2005)*

<b>Clasificación</b>	<b>Dureza Total, mg.l<sup>-1</sup> (CaCO<sub>3</sub>)</b>
<b>Blandas</b>	0 a 100
<b>Moderadamente duras</b>	101 a 200
<b>Duras</b>	200 a 300
<b>Muy duras</b>	> 300

### 7.2.6 Nutrientes (NT y PT)

El nitrógeno (N) y fósforo (P) son nutrientes esenciales para los organismos vivos, el N como un importante constituyente de las proteínas, incluyendo material

genético. Las plantas y los microorganismos convierten el N inorgánico a formas orgánicas. El P existe en los cuerpos de agua en ambas especies como disueltas y partículas. Por lo general, es el nutriente limitante para el crecimiento de las algas y, por lo tanto, controla la productividad primaria de un cuerpo de agua (Chapman, 1992).

El fósforo inorgánico disuelto (orto-fosfato ( $O-PO_3^{-4}$ )), el nitrógeno como nitrato ( $NO_3^{-1}$ ) y amoníaco ( $NH_4^+$ ), y el sílice (Si) son generalmente considerados los nutrientes más importantes para la producción de algas, aunque otros componentes químicos también pueden limitar el crecimiento en algunas circunstancias. En las algas bentónicas la limitación de nutrientes se produce principalmente por N o P. El suministro de Si también se podría esperar a ser un limitante, ya que la frústula de las diatomeas se compone de material silíceo y las diatomeas son un importante componente del perifiton de las corrientes frías y con sombra (Allan & Castillo, 2007).

El N y P de las comunidades de perifiton son utilizados por para inferir la eutrofización en los hábitats (Biggs, 1996). Así como los  $NO_3^{-2}$  y  $PO_3^{-4}$  que son el producto final de la descomposición aeróbica de la materia orgánica y constituyendo parte de los nutrientes esenciales para muchos organismos autótrofos fotosintéticos; en este sentido, su presencia en niveles altos en el agua, pueden ocasionar también eutrofización en ríos y lagos (Mitchell & Stapp, 1996).

Fuentes significativas de  $NO_3^{-2}$  son los fertilizantes químicos de tierras cultivadas y drenajes de residuos de la ganadería; es un mineral muy móvil y estable en condiciones aeróbicas (Bartram & Ballance, 1996). Los  $PO_3^{-4}$  se encuentran principalmente en aguas superficiales en forma natural (rocas, restos de animales) y en forma artificial (fertilizantes y detergentes, aguas residuales, restos de mataderos de animales). También son responsable de la eutrofización de las aguas, especialmente de lagos (Chapman, 1992).

### 7.2.7 Clorofila-a

La clorofila es un pigmento verde existente en las plantas, algunas algas y bacterias que permite llevar a cabo el proceso de fotosíntesis que es la conversión de energía luminosa en energía química (Mathews, *et al.*, 2013). Proviene del vocablo *chloros* que significa “verde” y *fyton* que significa “hoja”. Fue descubierta en 1817 por Caventou y Pelletier quienes lograron aislarla de las hojas de las plantas. Existen diferentes tipos de Clorofila, **a** que se encuentra presente en la mayoría de los vegetales y es la encargada de absorber la luz durante la fotosíntesis; la **b** que se encuentra presente en los cloroplastos, se encarga de absorber la luz de otra longitud y transfiere la energía a la Clorofila-a; la **c** está presente en los cloroplastos de las algas pardas, las diatomeas y, por último, la **d** se halla únicamente en las algas rojas (Fernández, 2010).

La concentración de Clorofila-a se utiliza para estimar en forma indirecta la biomasa de las comunidades fitoplanctónicas, debido a que es el principal pigmento fotosintético presente en las algas (Gregor & Marsálek, 2004). La clorofila-a también es un indicador del grado de contaminación de los ecosistemas acuáticos y un importante índice del estado fisiológico del fitoplancton (Pinto, *et al.*, 2001).

### 7.2.8 Clasificación hidroquímica de las aguas

Por naturaleza las aguas naturales bien sean superficiales o subterráneas interactúan con elementos químicos que caracterizaran la composición de las mismas, definiendo sus propiedades, muchos de estos estarán presente como minerales formando aleaciones, en otros casos interactuaran en forma de sales y iones (aniones o cationes).



### *Aniones*

Cloruros ( $\text{Cl}^-$ ): En general son sales solubles. No se oxidan ni reducen en aguas naturales. Los cloruros casi siempre van asociados al ion  $\text{Na}^+$ . Se encuentran en concentraciones entre 10 y 250  $\text{mg.l}^{-1}$  en aguas dulces y en otras aguas superficiales pueden encontrarse en contenidos hasta varios miles de  $\text{mg.l}^{-1}$ . Contenidos elevados son perjudiciales para muchas plantas y confieren corrosividad a las aguas (Custodio & Llamas, 2001).

Sulfatos ( $\text{SO}_4^{-2}$ ): Son sales moderadamente solubles a muy solubles. En agua pura el  $\text{CaSO}_4$  satura a 1500  $\text{mg.l}^{-1}$ , y puede llegar hasta 7200  $\text{mg.l}^{-1}$  en aguas salinas. En medios reductores con abundante materia muerta, los sulfatos pueden sufrir reducción bacteriana. Se encuentran en concentraciones entre 2 y 150  $\text{mg.l}^{-1}$  en aguas dulces (Custodio & Llamas, 2001).

Bicarbonatos ( $\text{CO}_3\text{H}^-$ ) y Carbonatos ( $\text{CO}_3^{-2}$ ): Los iones bicarbonatos y carbonatos, comunican la alcalinidad al agua en el sentido que dan la capacidad de consumo de ácido al crear una solución tampón (son aquellas que ante la adición de un ácido o base son capaces de reaccionar oponiendo la parte de componente básica o ácida para mantener fijo el pH). Estos no son oxidables ni reducibles en aguas naturales y pueden precipitar con mucha facilidad como carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ). El ion bicarbonato se encuentra en el agua en concentraciones de 50 a 350  $\text{mg.l}^{-1}$  en aguas dulces pudiendo llegar a veces hasta 800  $\text{mg.l}^{-1}$  (Custodio & Llamas, 2001).

El ion  $\text{CO}_3^{-2}$  se encuentra en concentraciones menores que el  $\text{H}_2\text{CO}_3$  y si el pH es inferior a 8,3 se le considera cero. En aguas alcalinas con pH mayor que 8,3 puede haber concentraciones importantes, hasta 50  $\text{mg.l}^{-1}$  en algunas aguas naturales. Las aguas bicarbonatadas sódicas son malas para riego, debido a la fijación del  $\text{Na}^+$  en el terreno y creación de un medio alcalino (Custodio & Llamas, 2001).

Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ): El ion nitrato tiene tendencia a ser estable, pero en medios reductores puede pasar a  $\text{N}_2$  o  $\text{NH}_4^+$  o excepcionalmente a  $\text{NO}_2^+$ . La mayoría de los compuestos nitrogenados pasan a  $\text{NO}_3^-$  en medio oxidante, aunque  $\text{NH}_4^+$  puede perderse en parte como  $\text{N}_2$ . En el suelo puede fijar el  $\text{NO}_3^-$ , en especial el suelo vegetal. El ion nitrato se encuentra normalmente en concentraciones entre 0,1 y 10  $\text{mg.l}^{-1}$  pero en aguas contaminadas puede llegar hasta 1000  $\text{mg.l}^{-1}$ . En concentraciones elevadas en el agua de beber puede producir cianosis en los niños (Custodio & Llamas, 2001).

Sílice disuelta ( $\text{SiO}_2$ ): Las aguas fuertemente básicas pueden tener cantidades importantes de sílice iónica, pero son muy raras en la naturaleza. El  $\text{CO}_2$  juega un papel importante para evitar que el pH suba, limitando la solubilidad de la sílice. La mayoría de las aguas subterráneas presentan concentraciones entre 1 a 140  $\text{mg.l}^{-1}$  en  $\text{SiO}_2$  pudiendo llegar hasta 1000  $\text{mg.l}^{-1}$  en especial aguas bicarbonatadas sódicas (Custodio & Llamas, 2001).

### *Cationes*

$\text{Na}^+$ : Es muy soluble y difícil de precipitar. Es afectado fácilmente por el cambio de bases. Suele ir asociado al ion  $\text{Cl}^-$ , aunque no siempre sucede. Las aguas naturales con concentraciones elevadas de  $\text{Na}^+$  suelen tener contenidos elevados de  $\text{F}^-$ . Se pueden encontrar en concentraciones de  $\text{Na}^+$  entre 1 y 150  $\text{mg.l}^{-1}$  en aguas dulces, no siendo raro encontrar contenido mucho mayores, hasta varios miles de ppm. Las aguas con concentraciones elevadas en sodio son perjudiciales a las plantas al reducir la permeabilidad del suelo; son especialmente nocivas si las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  son bajas (Custodio & Llamas, 2001).

$\text{Ca}^{2+}$ : Son sales desde moderadamente solubles a muy solubles. Fácil de precipitar como  $\text{CaCO}_3$ . El  $\text{Ca}^{2+}$  suele ser el catión principal en la mayoría de las aguas naturales debido a su amplia difusión en rocas ígneas, sedimentarias y

metamórficas. En rocas ígneas aparece como constituyente esencial de los silicatos, especialmente en el grupo de las plagioclasas. En rocas sedimentarias aparece fundamentalmente en forma de carbonato de calcio  $\text{CaCO}_3$ . Las concentraciones de calcio en el agua dulce varían de 10 a 250  $\text{mg.l}^{-1}$ , pudiendo llegar hasta 600  $\text{mg.l}^{-1}$  en terrenos yesíferos. El mayor inconveniente va asociado de dureza y producción de incrustaciones (Custodio & Llamas, 2001).

$\text{Mg}^{2+}$ : Tiene propiedades similares a las del ion calcio pero más soluble y algo difícil de precipitar. El ion  $\text{Mg}^{2+}$  es menos abundante las aguas naturales, que el  $\text{Ca}^{+2}$ . Este procede de la disolución de rocas carbonatadas (dolomitas y calizas magnesianas), evaporitas y de la alteración de silicatos ferromagnesianos. Los procesos de intercambio iónico influyen también en las concentraciones de  $\text{Mg}^{+2}$  en aguas subterráneas. En ellas el  $\text{Mg}^{+2}$  es retenido con preferencia al  $\text{Ca}^{+2}$  en suelos y rocas. En aguas dulces naturales el contenido en ion  $\text{Mg}^{+2}$  no suele sobrepasar 40  $\text{mg.l}^{-1}$ . En terrenos calcáreos pueden elevarse hasta 100  $\text{mg.l}^{-1}$  y en terrenos evaporíticos pueden alcanzar valores de 1000  $\text{mg.l}^{-1}$  (Custodio & Llamas, 2001).

$\text{K}^+$ : Es muy soluble y difícil de precipitar. Este ion tiende a fijarse irreversiblemente en procesos de formación de arcillas y de adsorción en las superficies de minerales con alta capacidad de intercambio iónico, por ello su concentración en aguas subterráneas naturales es generalmente mucho menor que la del  $\text{Na}^+$ . Es afectado fácilmente por el cambio de bases y absorbido de forma muy poco reversible por las arcillas en formación (montmorillonita a illita), para formar parte de las estructuras, circunstancias que lo diferencian del sodio. Las concentraciones de  $\text{K}^+$  varían de 1 a 10  $\text{mg.l}^{-1}$  en aguas dulces. Contribuye a la dureza del agua (Custodio & Llamas, 2001).

$\text{Fe}^+$ : Puede estar en los estados de valencia +2 y +3 La concentración de este elemento en el agua está controlada por procesos de equilibrio químico como oxidación-reducción, precipitación y disolución de hidróxidos, carbonatos y sulfuros. Valores de concentración de hierro entre 1 y 10  $\text{mg.l}^{-1}$ , siendo menores 0.5  $\text{mg.l}^{-1}$  en

aguas oxigenadas. En aguas muy ácidas se puede llegar a  $100 \text{ mg.l}^{-1}$  en  $\text{Fe}^{+2} + \text{Fe}^{+3}$ . Aunque aguas con pH entre 6 y 8 pueden presentar concentraciones de hasta  $50 \text{ mg.l}^{-1}$  cuando los bicarbonatos se encuentran por debajo de  $61 \text{ mg.l}^{-1}$ . Lo más normal es que se encuentre en concentraciones inferiores a  $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$  (Custodio & Llamas, 2001).

La clasificación del agua del tipo hidroquímica se realiza conociendo los iones predominantes de manera que se pueda obtener su composición química. Se nombra el agua por el anión o catión que sobrepasa el 50% de sus sumas respectivas. Si ninguno supera el 50%, se nombran los dos más abundantes (Santa Cruz, 1988). Una de las técnicas más usuales para su clasificación, es a través del *Diagrama de Piper*. Los diagramas de Piper o Triangulares son ideales para representar tres componentes (aniones y/o cationes) en forma simultánea y tienen por objeto resaltar la composición iónica de un agua a partir de su análisis químico, (Figura 7). La forma más usual es % de los valores en  $\text{meq.l}^{-1}$ . Los aniones más representados son  $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  y como cationes  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  (Custodio & Llamas, 2001).

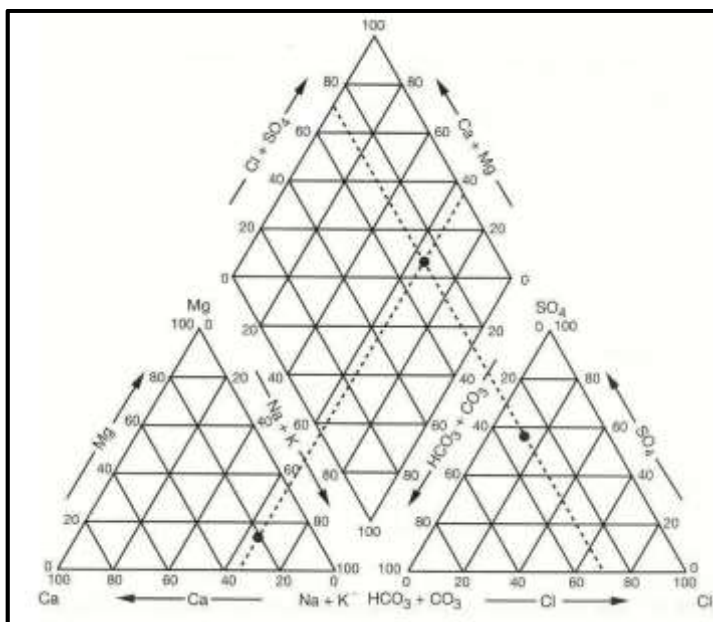


Figura 7 Diagrama de Arthur M. Piper (1994) para caracterización hidroquímica de las aguas.

La utilidad de estos diagramas es la posibilidad de representar muchos análisis en un mismo gráfico (Figura 8), sin dar origen a confusiones y pueden clasificarse por su ubicación en el diagrama (Custodio & Llamas, 2001).

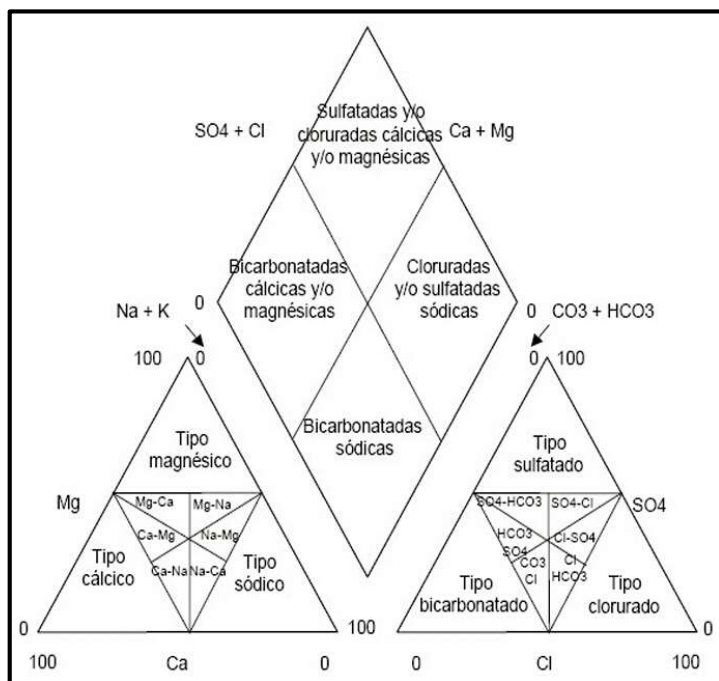


Figura 8 Caracterización hidroquímica de las aguas según la composición de iones presentes.

### 7.2.9 Calidad de las aguas para riego

La calidad del agua de riego se refiere a su idoneidad para su uso. Un agua de buena calidad tiene el potencial para permitir la producción máxima si se siguen prácticas acertadas en el manejo del agua. Sin embargo si se riega con agua de mala calidad, lo más seguro es que aparezcan problemas relacionado con el suelo y con el cultivo, lo cual reducirá los rendimientos a menos que se adopten prácticas de cultivo especiales para mantener o restaurar la máxima capacidad de producción bajo un conjunto de condiciones dadas (Ayers & Westcot, 1984).

Por lo tanto, es muy importante realizar un análisis del agua de riego antes de seleccionar el sitio y los cultivos a producir. La calidad de algunas fuentes de agua

puede variar significativamente de acuerdo a la época del año (seca / lluvias), por lo que se recomienda tomar más de una muestra en distintos períodos de tiempo. Los parámetros que determinan la calidad del agua de riego se dividen en tres categorías: químicos, físicos y biológicos.

Las características químicas del agua de riego se refieren al contenido de sales en el agua, las que se verán reflejadas en parámetros como la CE/STD (Conductividad Eléctrica / Sólidos Totales Disueltos), RAS (Relación de Adsorción de Sodio), la Alcalinidad y la Dureza del agua.

### 7.3 Ecosistemas Lóticos

El río como ecosistema, incluye su hidrología, la diversidad de canales y tipos de hábitats, los solutos, sedimentos y la biota (Allan & Castillo, 2007). Un conjunto amplio de factores y procesos geológicos, topográficos, climáticos y bióticos son el reflejo de la estructura y funcionamiento de la cuenca ensamblándose en diversas escalas y sus interacciones entre los componentes regulan el funcionamiento del ecosistema fluvial, que puede ser muy complejo (Elosegi & Sabater, 2009).

Un ejemplo de factores que influyen en la composición del agua de los ríos causando la variación de esta de un lugar a otro es la lluvia, fuente de suministros químicos en los ríos y la disolución de la roca, comúnmente es el determinante principal de la química del agua en estos ecosistemas; pero esto varía según la geología y con la magnitud de los sedimentos a través de otras vías, como la precipitación, actividad volcánica y contaminación (Dudgeon, 2008). Igualmente la composición del agua, en sus componentes mayoritarios y en componentes traza, refleja su origen y vías de transporte, además de determinar la composición y abundancia de las comunidades y el funcionamiento del ecosistema fluvial (Elosegi & Sabater, 2009).

Los ecosistemas fluviales, se caracterizan por su elevada capacidad de transformar y retener nutrientes siendo importantes vectores de su flujo desde las cuencas terrestres a cuerpos receptores de agua (Peterson, *et al.*, 2001). Son fuentes de agua potable, recursos pesqueros, como sistemas de riego y eliminación de desechos. Se caracterizan por la interacción entre los procesos físicos, químicos y biológicos, alcanzando un mayor grado de complejidad en aguas abajo (Elosegi & Sabater, 2009).

### 7.3.1 Características y dinámica fluvial de los sistemas lóticos

Las características geológicas y el clima son los factores claves que explican las diferencias entre ríos de distintas latitudes. Densidad y tipo de vegetación, meteorización y desarrollo de los suelos, pendiente de la cuenca y caudal circulante son parámetros descriptivos de la cuenca que dependen de la geología y del clima. En cuanto al sistema fluvial en su sentido más estricto, el régimen de caudales, las diferencias en la química de las aguas y en las comunidades biológicas, así como el funcionamiento general del ecosistema, no pueden explicarse si no es a partir de las características litológicas y del clima, Figura 9, (Allan & Castillo, 2007).

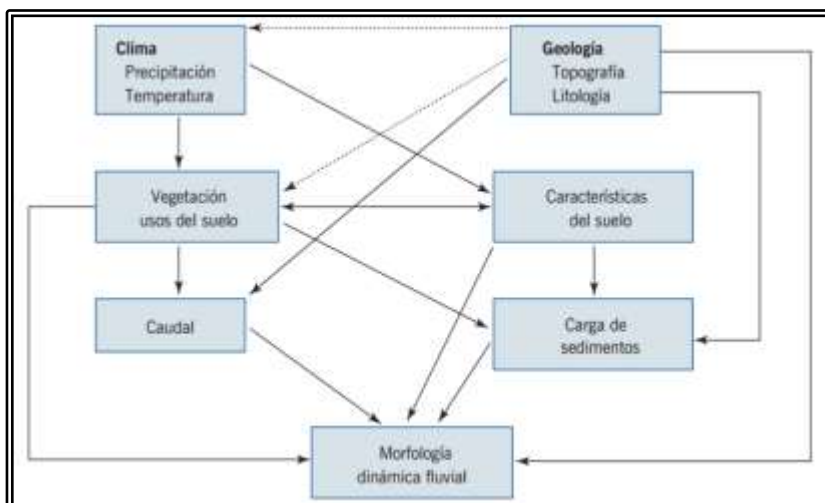


Figura 9. Factores de la cuenca que determinan la morfología y la dinámica fluvial. (Fuente: (Elosegi & Sabater, 2009)).

La llegada de materiales disueltos y particulados varía con el tiempo y con las variaciones hidrológicas y los cambios en el medio terrestre circundante, al igual como lo hace la disponibilidad de luz. La composición de la biota responde a la disponibilidad de materiales (materia orgánica y nutrientes disueltos) y de energía (luz, velocidad del agua), con lo cual varía tanto espacial como temporalmente. La dinámica fluvial se expresa también en el transporte de las sustancias disueltas y particuladas. Uno de los principales elementos del ecosistema fluvial es el cauce. A escala de tramo, el cauce suele presentar gran diversidad de formas, con rápidos y pozas, presas de materiales orgánicos, barras de sedimento, entre otros, que constituyen hábitats donde aparecen comunidades biológicas diferenciadas. El hábitat físico del cauce determina en buena parte el funcionamiento biológico fluvial (Elosegi & Sabater, 2009).

#### 7.4 Eutrofización de los Ecosistemas Acuáticos

La eutrofización consiste en forzar un sistema acuático desde el exterior con la incorporación de nutrientes (principalmente compuestos de nitrógeno y fósforo) y materia orgánica, que alteran temporalmente las condiciones de equilibrio, induciendo desviaciones en las características del sistema, en su composición biótica y en su sucesión (Margalef, *et al.*, 1976). Estos procesos introducen cambios físicos, químicos y biológicos en la calidad del agua (Figura 10).



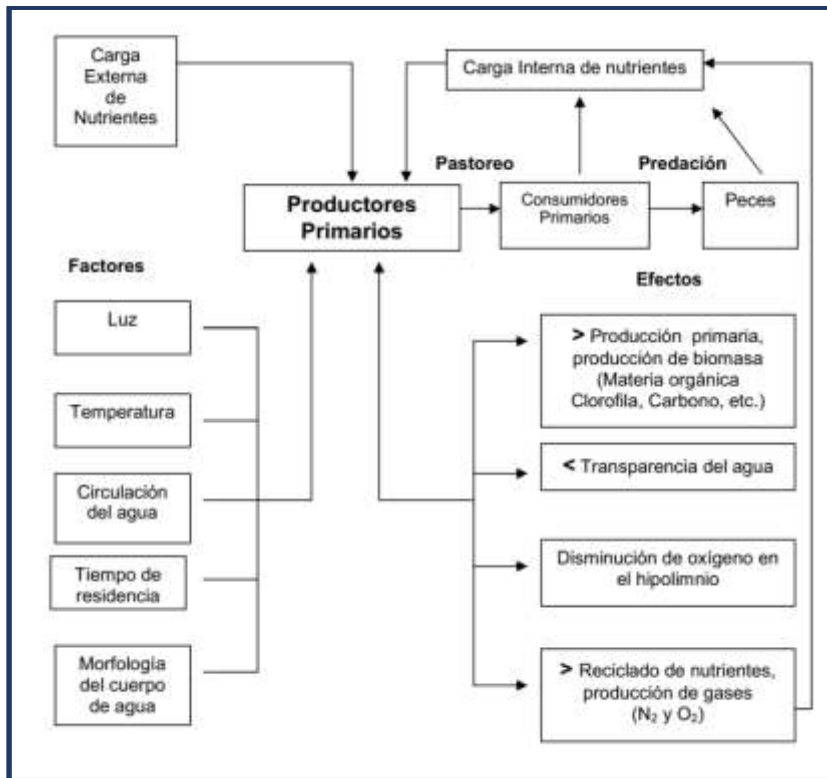


Figura 10. Factores y efectos que inciden en los procesos de eutrofización en los sistemas acuáticos.

La contaminación acelera el envejecimiento natural y acorta considerablemente la vida del receptor acuático. La eutrofización como proceso de origen antrópico va deteriorando su calidad y limita el oxígeno (O<sub>2</sub>). Este proceso se produce naturalmente en todo lago cuya afluencia de elementos nutritivos sea superior a la salida de los mismos.

En resumen podemos plantear que; la eutrofización es el proceso de cambio de un estado trófico a otro de nivel superior por adición de nutrientes. Aunque tanto el nitrógeno como el fósforo contribuyen a la eutrofización, la clasificación del estado trófico normalmente se basa en el nutriente que representa una limitación. En la mayoría de los casos, el factor de limitante es el fósforo. Si bien los efectos de la eutrofización, como los florecimientos de algas, son fácilmente visibles, el proceso de eutrofización es complejo y ofrece dificultades de cuantificación (Moreno, *et al.*, 2010).

Para evaluar el proceso de eutrofización se contemplan diferentes estrategias que van desde la inspección visual hasta técnicas de cuantificación, por mencionar algunas se encuentran las que utilizan isótopos radioactivos e información satelital, todas ellas funcionales. Pero para un resultado inmediato y asequible, se implementan métodos que utilizan variables de cuantificación inmediata y que tienen incidencia directa sobre el ecosistema, así como en la composición química del cuerpo de agua, estos se conocen como índices de estado trófico (IET).

#### 7.4.1 Características del Índice de Estado Trófico (IET)

Según, Shapiro, *et al.*, (1975) (Shapiro, Lundquist, & Carlson, 1975); un buen índice debe reunir las siguientes cualidades (Tabla 3 y 4):

- 1) debe ser fácilmente accesible mediante el empleo de datos inequívocos,
- 2) debe tener una forma sencilla.
- 3) debe tener un margen de variabilidad suficientemente estrecho para servir de un modo práctico a los fines para los que se establece
- 4) debe ser objetivo, sin contener ningún juicio de valor,
- 5) debe ser absoluto y no relativo para ser usado en cualquier situación.
- 6) debe ser científicamente válido.
- 7) debe ser reconvertible de manera que si el índice es un número derivado de ciertos datos, éstos deben ser derivables de dicho valor.
- 8) debe ser comprensible para profanos, funcionarios, etc.

El índice de estado trófico propuesto por Toledo *et al.*, (1983) se basa en el índice planteado por Carlson (1977) y en el trabajo desarrollado por Vollenweider (1976), las variables utilizadas en este índice son la transparencia Disco Secchi, el fósforo total (PT), el fósforo soluble reactivo (P-PO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) y la Clorofila-a (Moreno y Ramírez, 2010).

Toledo, *et al.*, (1983) empleó datos del embalse Barra Bonita, ubicado en el estado de Sao Paulo, para plantear un nuevo coeficiente de sedimentación (Ks) que se ajustara a climas subtropicales y tropicales y evaluar la inclusión del Orto-fosfato (Studer, 2007).

Tabla 3. Ecuaciones para determinar el Índice del Estado Trófico, según Toledo, *et al* (1984).

<b>Ecuaciones para determinar el Índice del Estado Trófico, según Toledo Jr. (1984)</b>	
<b>Variables</b>	<b>Ecuaciones</b>
Transparencia de Disco Secchi (m)	$=10 * \{ 6 - [0,64 + \text{LN} (\text{DS}) / \text{LN} 2]\}$
Clorofila – a ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	$=10*\{6 - [(2,04 - 0,695 * \text{LN} (\text{Cl-a}) / \text{LN} 2)]\}$
Fósforo Total (PT = $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	$=10*\{6 - [\text{LN} (80,32 / \text{PT} / \text{LN} 2)]\}$
Orto Fosfato (P- $\text{PO}_4^{-2}$ = $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	$=10*\{6 - [\text{LN} (21,67 / \text{P-PO}_4^{-2} / \text{LN} 2)]\}$
<b>Valor Promedio IET</b>	<b>IET = ((Trans DS+Clor-a+PT+P-O<math>\text{PO}_4^{-2}</math>) / 4)</b>

Tabla 4. Valores propuestos por Toledo, *et al.*, (1984).

<b>Valores propuestos por Toledo et al (1984)</b>		
<b>Rangos propuestos según el Valor promedio IET</b>	<b>Estado Trófico</b>	<b>Color según estado</b>
< 44	Oligotrófico	
44 - 54	Mesotrófico	
55 - 74	Eutrófico	
> 74	Hipereutrófico	

### 7.5 Contaminación de los Sedimentos

Se da el nombre genérico de sedimento a las partículas que se van acumulando sobre la superficie terrestre procedente de las rocas y suelo derivado de las acciones de fenómenos y procesos que actúan en la atmósfera, en la hidrosfera y en la biosfera (vientos, variaciones de temperatura, precipitaciones meteorológicas, circulación de aguas superficiales o subterráneas, desplazamiento de masas de agua en ambiente marino o lacustre, acciones de agentes químicos, acciones de organismos vivos). Los sedimentos pueden permanecer estables durante largos

períodos, millones de años, hasta consolidarse en rocas. También pueden ser movidos por fuerzas naturales como el viento o escurrimiento de agua, ya sea en superficie, inmediatamente después de las lluvias, o por curso de agua, ríos y arroyos, este movimiento de los sedimentos es conocida como erosión; erosión eólica, en el primer caso, o degradación del suelo y erosión fluvial en el segundo caso (Garcia & Maza, 1996).

Los sedimentos de lagos y ríos reflejan procesos en el área de influencia (por ejemplo, la escorrentía, la deposición atmosférica, meteorización del suelo, etc.) y la columna de agua (por ejemplo, disolución, sorción, precipitación). Ellos actúan como sumideros o fuentes de contaminantes traza, como los metales pesados y compuestos orgánicos persistentes, cuando cambian las condiciones ambientales, e influyen directamente en la calidad del agua supra yacente. Además, son hábitats naturales para los organismos acuáticos, como los caracoles, mejillones, o plantas de agua (Reuther, 2009). Dentro de los ecosistemas acuáticos, los sedimentos del fondo tienen una importante función como una trampa natural eficiente para diversas sustancias (incluidos los contaminantes) y también como un regulador natural de los procesos que ocurren en el interior del fondo del mar. Se pueden almacenar grandes cantidades de materia orgánica y afectar el contenido de oxígeno del agua del fondo (Burone, 2003).

## 7.6 Materia Orgánica

La materia orgánica procede de muchas fuentes y proporciona una base en las cadenas alimentarias de los ríos. En términos de importancia, las hojas de los terrenos circundantes constituyen la mayor fuente de energía alóctona para los consumidores en los ríos, pero también son importantes otros orígenes, como frutas, flores, madera, ramas e insectos terrestres, etc. Los aportes alóctonos varían notablemente debido a la fenología de la vegetación ribereña, los mecanismos de retención en la zona de transición acuático-terrestre y el clima local (especialmente la incidencia de eventos de alta precipitación). Las tasas de descomposición de la

hojarasca dependen de la interacción de factores físicos (flujo, temperatura), química del agua (nutrientes disueltos) y agentes biológicos (microorganismos y detritívoros, especialmente invertebrados trituradores) (Dudgeon, 2008).

La alta biodiversidad de plantas vasculares en los trópicos ha sugerido que la calidad de las hojas (especialmente la fitoquímica) tiene una influencia más importante en la dinámica de descomposición en el caso de los ríos templados (Stout, 1989; Irons et al., 1994; Aerts, 1997). Se sabe que las propiedades químicas de las hojas que afectan su descomposición en los ecosistemas acuáticos incluyen a: taninos y otros compuestos fenólicos (Stout, 1989; Ostrofsky, 1997; Wantzen et al., 2002), lignina (Gessner y Chauvet, 1994), contenido de N (p. Ej., Melillo et al., 1983), y proporciones C-N o C-P (Enríquez et al., 1993); citado en Dudgeon (2008).

### 7.7 Granulometría

Los sedimentos están formados por partículas sólidas de distintos tamaños. La granulometría o distribución del tamaño de las partículas es una de las variables más importantes para caracterizarlos (Wentworth, 1922). Se distinguen cuatro tipos principales de partículas según su tamaño: grava ( $>2000 \mu\text{m}$ ), arena ( $63-2000 \mu\text{m}$ ), limo ( $4-63 \mu\text{m}$ ) y arcilla ( $63 \mu\text{m}$ ) (Usero Fernández, 2015), (ver Figura 58, Anexo E).

En diversas publicaciones (Owens, (2008); Shand, *et al.*, (2000)), se incluye un quinto tipo de partículas aún más pequeñas que las arcillas, los coloides, cuyo diámetro se encuentra en el rango de  $0,001-1,00 \mu\text{m}$ . Con frecuencia, las partículas más finas del sedimento (arcilla, limo y coloides) se unen y forman agregados más grandes, conocidos como flóculos (Usero Fernández, 2015). A pesar de que el material coloidal podría representar una proporción relativamente pequeña del sedimento, es importante de cara al transporte de contaminantes debido a su alta relación superficie/volumen y a su bajo peso (Shand, *et al.*, 2000). Aunque no se considera parte del sedimento, es significativo destacar que se entiende por material disuelto a todo aquel que se encuentra en el agua y cuyo tamaño de partícula es inferior a  $0,45 \mu\text{m}$  (Owens, 2008).

### 7.7.1 Composición Química

Las partículas de sedimento pueden estar compuestas de minerales o de materia orgánica. De forma general se puede decir que las primeras son más densas y las segundas son más heterogéneas y con diferentes propiedades hidrodinámicas, físicas y químicas. Las partículas compuestas de minerales tienen una composición muy dependiente de los materiales circundantes, puesto que en su mayoría proceden de la erosión (Usero Fernández, 2015). Los compuestos químicos más comunes son: minerales de la arcilla (como caolinita o illita), aluminosilicatos (como zeolitas, feldespatos y micas), cuarzo, carbonato cálcico y minerales del hierro (Allan & Stegemann, 2007). Las partículas compuestas de materia orgánica incluyen una gran variedad de sustancias, entre las que destacan las provenientes de los distintos estados de descomposición de las hojas, ácidos húmico y fúlvico, pigmentos como la clorofila, microorganismos, etc. (Allan & Stegemann, 2007). Sin embargo, estas sustancias están sujetas a degradación biológica o geoquímica que podría dar lugar a otros compuestos (Usero Fernández, 2015).

El tamaño de las partículas de sedimento y su composición están relacionados. En general, las partículas gruesas son redondeadas y están compuestas de cuarzo con mezclas de feldespato, mientras que las finas tienen formas y tamaños diferentes y su composición es más diversa, destacando la arcilla mineral, los granos finos de cuarzo, los carbonatos, las partículas de feldespato y la materia orgánica (Morillo, 1999).

Como ya se ha mencionado, las partículas finas del sedimento pueden encontrarse en forma de flóculos, los cuales se componen de una matriz o fracción residual, constituida por minerales resistentes procedentes de la meteorización y erosión, y otros componentes más lábiles como minerales, materia orgánica e incluso agua o aire en los poros (Garzanti, 2008). La proporción de los cuatro componentes principales: minerales, materia orgánica, agua y aire, determina las propiedades del

flóculo, especialmente la densidad, que define si la partícula se deposita o permanece en suspensión (Droppo, 1994 ).

Por último, se distinguen tres tipos de componentes en los sedimentos, en función de su origen: detríticos (formados por fragmentos procedentes de la meteorización de rocas y minerales), biogénicos (procedentes de esqueletos y tejidos orgánicos muertos) y endogénicos (originados por la sedimentación de partículas o tras la precipitación en el agua de compuestos inorgánicos, tales como carbonatos, sulfuros, oxihidróxidos de hierro y manganeso, etc.) (Morillo, 1999).

## 7.8 Propiedades fisicoquímicas de los plaguicidas y su dinámica ambiental

### 7.8.1 Persistencia

Las dos características más importantes que controlan la migración de plaguicidas en aguas y suelos son su movilidad y persistencia. Los plaguicidas deben ser suficientemente móviles como para alcanzar su objetivo y suficientemente persistentes para eliminar el organismo específicamente atacado (Morell & Candela, 1998). La persistencia de los plaguicidas está relacionada con la eficiencia de los procesos de transformación en condiciones naturales, mientras que el proceso de transporte está relacionado con las propiedades fisicoquímicas de estas sustancias (Jekel & Reemtsma, 2006).

El Log  $K_{ow}$ <sup>a</sup> es una propiedad fisicoquímica, relacionada con la afinidad lipídica de los plaguicidas; así, altos valores de Log  $K_{ow}$  indican alta afinidad por la fracción lipídica, fácil transporte a través de las membranas biológicas y por lo tanto alto potencial de bioacumulación. Algunos plaguicidas como los organoclorados tienen altos valores de Log  $K_{ow}$  y por lo tanto se acumulan en la biota (Narváez, Palacio, & Molina, 2012).

---

<sup>a</sup> Logaritmo del Coeficiente de Partición Octanol/Agua.

Por otro lado el Log  $K_{oc}^b$  es una propiedad fisicoquímica relacionada con el potencial de acumulación de plaguicidas en sedimentos acuáticos; así, un valor alto de log  $K_{oc}$  indica gran afinidad por este compartimento. Sin embargo, algunas propiedades del sistema, como la estabilidad térmica, el pH, la conductividad y el potencial redox, alteran la interacción de los plaguicidas con el sedimento y por lo tanto favorecen su liberación hacia la columna de agua (Narváez, Palacio, & Molina, 2012).

Por ejemplo, el pH altera el carácter iónico de numerosos compuestos orgánicos y por lo tanto, su solubilidad; mientras que el potencial redox, afecta la estabilidad química de las sustancias, lo que conduce a cambios en la afinidad por el sedimento. Estos procesos de liberación de plaguicidas ocurren de igual forma como la liberación de P, Fe y Mn desde el sedimento, debido a cambios en la concentración de oxígeno y en el potencial redox del sistema. Los valores del Log  $K_{ow}$  y del Log  $K_{oc}$  de algunos plaguicidas se sintetizan en la Tabla 5. Los valores altos de Log  $K_{ow}$  y Log  $K_{oc}$ , para la Cipermetrina, Clorpirifos y Diazinón encontrados en la Tabla 5, indican que estas sustancias tienen un considerable potencial de acumulación en el suelo y en la biota. En contraste, Glifosato y Mancozeb, los cuales presentan valores bajos, pueden lixiviarse e ingresar a los cuerpos de agua (Narváez, Palacio, & Molina, 2012).

*Tabla 5. Valores del log  $K_{ow}$  y del log  $K_{oc}$  de algunos plaguicidas.*

<b>Plaguicidas</b>	<b>Log <math>K_{ow}</math></b>	<b>Log <math>K_{oc}</math> (<math>K_{oc}</math> g.ml<sup>-1</sup>)</b>
<b>Carbofurán</b>	1,80	1,37
<b>Cipermetrina</b>	5,30	4,93
<b>Clorpirifos</b>	4,30	3,70
<b>Diazinón</b>	3,69	2,81
<b>Glifosato</b>	-3,20	4,34
<b>Malatión</b>	2,75	2,34
<b>Mancozeb</b>	1,33	3,00
<b>Paratión</b>	3,83	3,88

<sup>b</sup> Logaritmo del Coeficiente de Adsorción de Carbono Orgánico.



De igual forma, el contenido de materia orgánica, la porosidad, la capacidad de intercambio iónico del suelo y la transformación de plaguicidas, influyen en la movilidad y transferencia entre compartimientos. Una interacción débil suelo/plaguicida, permite la migración de sustancias con altos valores del Log  $K_{ow}$  y del Log  $K_{oc}$  hacia cuerpos de agua a pesar de su carácter lipófilo. Por otro lado, la transformación de los plaguicidas puede favorecer la migración de metabolitos hacia la columna de agua, debido al cambio de polaridad y afinidad por el suelo. Así, la transformación es un factor determinante en la dispersión, tiempo de contacto biota-plaguicida y en la cantidad de especies acuáticas potencialmente afectadas (Arias *et al.*, 2008).

El Convenio de Estocolmo estableció criterios para considerar como persistentes aquellas sustancias con un  $T_{1/2}^{\circ}$  en el agua mayor de 2 meses y un  $T_{1/2}$  en suelo mayor a 6 meses. Las sustancias con un  $T_{1/2}$  en el aire mayor a 2 días se consideran con potencial para el transporte de largo alcance. La persistencia de los pesticidas varía de unos sedimentos a otros pero está en función de la naturaleza del producto y del medio en el que se encuentre; en la Tabla 6, se muestra la persistencia de algunos de los pesticidas organoclorados (Linares, 2007).

Tabla 6. Persistencia en el aire, agua y suelo de pesticidas organoclorados (IPCS, 1995).

Compuestos	$T_{1/2}$ Aire	$T_{1/2}$ Agua	$T_{1/2}$ Suelo
<b>Heptacloro</b>	No hay datos	< 1 día	0,91 – 3,2 años
<b>Hexaclorobenceno</b>	< 4,3 años	> 100 años	3 – 22 años
<b>Aldrin</b>	< 9,1 años	< 590 días	4 – 7 años
<b>DDT</b>	2 días	> 1 año	10 – 15 años
<b>Dieldrin</b>	< 40,5 horas	> 2 año	4 – 7 años
<b>Endrin</b>	1,45 horas	> 112 año	> 12 años

<sup>o</sup> Tiempo de vida media.

### 7.8.2 Retención

La retención es uno de los primeros fenómenos a los que son sometidos los plaguicidas a su llegada a los suelos y tiene una influencia importante sobre el destino de plaguicidas y de otros compuestos orgánicos, en particular sobre su movilidad y biodisponibilidad en los suelos (Calvet, 1981; Chassin y Calvet, 1985). La retención de los plaguicidas en los suelos depende de las características físico-químicas de las moléculas y de las propiedades del suelo, en particular, de sus diferentes constituyentes. Los constituyentes del suelo que presentan mayor capacidad de sorción son los compuestos minerales y la materia orgánica, y es difícil separar claramente sus papeles debido a que a menudo están muy asociados (Calvet, 1989).

Un amplio conocimiento de estas variables fisicoquímicas es de gran utilidad en la identificación de los procesos de degradación dominantes en un ecosistema. Un gran número de publicaciones, consideran que los procesos de degradación, son determinantes en la persistencia y toxicidad de plaguicidas en la fase ambiental (Andreu y Pico, 2004).

### 7.8.3 Degradación

Varios procesos, es decir, biológicos, químicos y fotoquímicos, están activos en la degradación de los plaguicidas en el medio ambiente del suelo o del agua. La degradación biológica es un desglose de pesticidas por hongos, bacterias y otros microorganismos que utilizan pesticidas como fuente de carbono y/o energía. La mayoría de la degradación biológica de los plaguicidas se produce en el suelo. Las condiciones del suelo, tales como contenido de humedad, temperatura, aireación, pH, y la cantidad de materia orgánica afectan a la velocidad de degradación biológica a causa de su influencia directa sobre el crecimiento y la actividad de los microorganismos.

La degradación química es un desglose de los plaguicidas a través de procesos abióticos. Muchos procesos químicos, tales como hidrólisis, oxidación y reducción son responsables de la degradación y la transformación de los pesticidas en el suelo y el agua. Entre ellas, la hidrólisis se destacó como importante proceso en el que los pesticidas interactúan con el agua. La reacción puede tener lugar en la fase acuosa o con las formas absorbidas en las superficies de fase sólida. La hidrólisis es sensible a la temperatura y dependiente del pH. Muchos pesticidas (es decir, el Clorpirifos, Cipermetrina, y Endosulfán) son particularmente susceptibles a la hidrólisis en condiciones alcalinas. La velocidad de hidrólisis puede ser más lenta en condiciones ácidas a condiciones neutras (EXTOXNET, 1996).

La persistencia de los plaguicidas en un compartimiento ambiental depende de la eficiencia de los procesos de degradación natural, los cuales inducen en algunos casos la transformación de estas sustancias en metabolitos con mayor toxicidad (Cavoski et al., 2008; Belfroid et al., 1998). Los procesos de degradación natural, como la biodegradación, la foto-degradación y la hidrólisis química, se efectúan mediante reacciones de oxidación, reducción, hidrólisis, ruptura y reorganización de enlaces moleculares. Estas reacciones, involucran la actividad enzimática de microorganismos, la luz ultravioleta (UV) y el pH del medio (Lu *et al.*, 2006; Van der Linden *et al.*, 2009).

#### 7.8.4 Fotodegradación

La Fotodegradación es un desglose de los plaguicidas por exposición a la luz, especialmente la luz del sol. Los plaguicidas en el follaje, en suelo, en el agua e incluso en el aire pueden ser destruidos por la radiación solar. La velocidad a la que los plaguicidas que se degradan por fotólisis dependen de una combinación de la intensidad de luz, tiempo de exposición y el contenido de materia orgánica. Göhre y Miller 1983, informaron que se produjeron las especies reactivas de oxígeno (por ejemplo, simplemente oxígeno, peróxido) cuando el suelo está expuesto a la luz

solar contribuyendo a mejorar la fotodegradación. Dependiendo de su tipo, el contenido de minerales en el suelo es la característica dominante en la catálisis de las reacciones de oxidación (Spencer *et al.*, 1980).

#### 7.8.5 Sorción (absorción y adsorción)

La sorción es uno de los principales procesos que afectan al destino de los plaguicidas. La sorción es el resultado de la unión entre los pesticidas y las partículas del suelo. Desempeña un papel importante en la regulación de las tasas y magnitudes de los otros procesos que controlan el destino y el transporte de los plaguicidas. Por ejemplo, la adsorción disminuye la degradación de pesticidas mediante la reducción de su partición en la fase líquida del suelo (Moyer *et al.*, 1972; Gou *et al.*, 2000). Se postula que los productos químicos absorbidos son menos accesibles a los microorganismos (Smith *et al.*, 1992). Muchos factores en el suelo influyen en la sorción de los plaguicidas. El alto contenido de materia orgánica o de arcilla aumenta el grado de sorción. Esto ocurre porque el suelo orgánico tiene una mayor área de superficie de la partícula o el número de sitios a los que los pesticidas pueden unirse. La sorción a menudo se cuantifica mediante un coeficiente de partición normalizado para el contenido de carbono orgánico ( $K_{oc}$ ). Este valor es útil para predecir la movilidad de los pesticidas y el riesgo de lixiviación. Los pesticidas con valores más altos  $K_{oc}$  son fuertemente más sorbidos al suelo y son por lo tanto menos móvil en el medio ambiente (Sangchan, 2013) (Tabla 7).

Tabla 7. Clasificación de la Movilidad de los Plaguicidas en el suelo según el valor de  $K_{oc}$

Clase	$K_{oc}$ (ml.g <sup>-1</sup> )
Extremadamente móvil	< 50
Muy móvil	50 – 150
Medianamente móvil	150 – 500
Ligeramente móvil	500 – 2000
Inmóvil	> 2000

Adaptado de Hansen 2004; Jenkins et al; IRET,1999; FAO 200; KEMI 1992

### 7.8.6 Coeficiente de distribución del plaguicida en el suelo y la materia orgánica

Dentro de la partición ambiental es muy importante en cómo se distribuye el plaguicida entre la fase acuosa del suelo y la fase sólida del mismo. Así el  $K_d$  es la adsorción por parte de las arcillas y el  $K_{oc}$  por la materia orgánica. Este coeficiente describe el comportamiento y movimiento potencial del plaguicida en las aguas subterráneas, sedimento y suelo. Recordemos lo visto previamente, este índice interviene en la fórmula del potencial de lixiviación, cuando mayor sea su valor menor será su ubicuidad en aguas subterráneas. Según sea la fuerza de adsorción, podemos clasificar a los productos en la Tabla 8:

Tabla 8. Índice de Adsorción

Valores de Referencia para $K_{oc}$ (Índice de Adsorción)	
$K_{oc}$ (ml.g <sup>-1</sup> )	Clasificación de Adsorción
> 5000	Muy Fuerte
600 a 4999	Fuerte
100 a 599	Moderado
< 99	Débil

El contenido en materia orgánica del suelo influye en dos sentidos en la cantidad de plaguicidas que alcanzan las aguas subterráneas. Por un lado la materia orgánica es una fuente de energía para los microorganismos y éstos son uno de los principales responsables de la degradación de plaguicidas, por lo que al incrementarse aquella aumenta la bioactividad y, consecuentemente la degradación de los mismos. Por otra parte la adsorción de los plaguicidas se incrementa con el contenido de materia orgánica.

### 7.8.7 Bioacumulación

Una vez en el ambiente, factores naturales como la biodegradación, la fotodegradación y la hidrólisis química disminuyen su persistencia y por lo tanto su ecotoxicidad. Sin embargo, algunos productos de transformación pueden tener mayor potencial de bioacumulación y de toxicidad que los compuestos parentales. Por lo anterior, el conocimiento de los procesos de degradación en el ambiente es determinante en los estudios de la dinámica de los plaguicidas en la fase ambiental y su impacto sobre los ecosistemas acuáticos y terrestres. Mientras algunas metodologías en los procesos de biodegradación han aplicado la manipulación genética de microorganismos, en la fotodegradación se han aplicado Tecnologías Avanzadas de Oxidación (TAO) en el tratamiento de aguas contaminadas con plaguicidas (Narváez J. , 2012).

También son capaces de acumularse en organismos vivos, incluidos los humanos, y magnificarse a través de cadenas tróficas hasta niveles preocupantes para el ambiente y la salud humana. Las plantas y los animales realizan mucho mejor la absorción de estos compuestos del agua o de su alimento que su emisión, dando por resultado un aumento constante en la contaminación sobre su curso de vida. Los animales que comen otros animales acumulan todos los compuestos tomados de su presa. La bioacumulación se puede relacionar con el coeficiente de reparto octanol/agua en que el primero representa a la fase lipídica. Este coeficiente ( $K_{ow}$ ) reproduce bastante bien el reparto entre fases acuosas y biológicas, con la ventaja de su facilidad de determinación. Suele ser una de las constantes fisicoquímicas que se ofrecen como propiedad significativa de muchos pesticidas. En la Tabla 9 se muestran coeficientes de repartos de algunos pesticidas. El criterio utilizado por el Convenio de Estocolmo establece que se tomarán como bioacumulables aquellas sustancias con un  $\text{Log } K_{ow}$  mayor a 5. (Linares, 2007).

Tabla 9. Coeficientes de reparto de algunos pesticidas. (IPCS, 1995)

<b>Plaguicidas</b>	<b>Log K<sub>ow</sub></b>
<b>Aldrin</b>	5,10 – 7,40
<b>DDT</b>	4,89 – 6,91
<b>Dieldrin</b>	3,69 – 6,20
<b>Endrin</b>	3,20 – 5,33
<b>Heptacloro</b>	4,40 – 5,50
<b>Hexaclorobenceno</b>	3,03 – 6,42

#### 7.8.8 Proceso de transferencia

Hay muchos procesos mediante los cuales los plaguicidas se pueden disipar de una zona de aplicación para el medio ambiente. Los plaguicidas pueden transferirse al ambiente-aire por volatilización, transportándose como soluto o unido a los sedimentos (polvo). La comprensión de la dinámica de los plaguicidas en el medio ambiente es crucial para la prevención y la eficaz en la gestión de los recursos hídricos.

La volatilización es el proceso por el que los plaguicidas convierten de la fase sólida o líquida a gas, pudiéndose mover en el ambiente-aire a largas distancia del área de aplicación. La presión de vapor es un factor importante en la determinación de la volatilización de los plaguicidas. Un plaguicida con mayor presión de vapor es más volátil. En contraste, un plaguicida fuertemente adsorbido a las partículas del suelo es menos probable que se volatiliza; Por lo tanto, las condiciones del suelo, tales como la textura, el contenido de materia orgánica, y la humedad pueden influir en la volatilidad de plaguicidas (Sangchan, 2013). McEwen (1979) señala que bajo condiciones de una muy ligera brisa (5 km/h) pequeñas gotas son transportadas a largas distancias, Tabla 10.

Tabla 10. Tamaño y radio de dispersión de una gota de plaguicida.

Tamaño de Gota (micrones)	Dispersión (metros)
450	3
150	7
100	15
50	54
20	3, 353
10	13, 411
2	34, 000

Producida la gota, está es sujeta a la pérdida de agua por evaporación y/o volatilización química lo cual en parte está en función de la humedad relativa, con la pérdida de tamaño, las gotas son llevadas hacia la atmósfera por corrientes de convección de los vientos a lugares distantes de la zona de tratamiento.

## 7.9 Calidad del agua

La calidad del agua es definida por el conocimiento de su composición y de los efectos que pueden causar las diferentes sustancias que contiene; lo que permite determinar las posibilidades de utilización (bebida o potable, baño, riego o vertido). Estas sustancias que son indicadores de la calidad del agua, son llamados parámetros y pueden ser físicos, químicos y biológicos. La selección de los parámetros a determinar se realiza en dependencia del tipo de contaminantes que se sospecha puedan estar limitando su uso y cuya presencia o comportamiento se desea estudiar. Una vez disponibles, los datos de los parámetros de calidad del agua son comparados con valores guías de referencia para discernir basado en sus cantidades pueden ser considerados contaminantes con respecto al uso que quiere dar al agua (Poch, 2003).

### 7.9.1 Contaminación del agua

La contaminación es la presencia o incorporación al ambiente de sustancias o elementos tóxicos que son perjudiciales para el hombre y los ecosistemas. Existen diferentes tipos de contaminación, las más importantes son las que afectan a los



recursos naturales básicos: el aire, los suelos y el agua. Existen diferentes tipos de contaminación que dependen de determinados factores afectando distintamente a cada ambiente (Bermúdez, 2010).

La contaminación de las aguas superficiales y subterráneas ya sea debido a residuos urbanos o industriales, puede ser ocasionada por microorganismos, materia orgánica, metales pesados, detergentes, insecticidas, fungicidas, plaguicidas, y otros (Auquilla, 2005). La Tabla 11, según la FAO resume los contaminantes del agua y su origen:

Tabla 11. Origen de los principales factores del agua contaminantes. Fuente: FAO (1996)

<b>Contaminantes</b>	<b>Origen</b>
<b>Sustancias orgánicas biodegradables</b>	Organismos en descomposición, heces humanas y de animales
<b>Sustancias orgánicas tóxicas producidas por el hombre</b>	En general no son biodegradables. Ej. biocidas, anilinas, hidrocarburos.
<b>Sustancias inorgánicas tóxicas</b>	Originadas por la industria y la minería. Ej. metales pesados, dispersantes (en la explotación petrolera), etc.
<b>Sólidos en suspensión</b>	Sedimentos que llegan por escorrentía provenientes de la construcción, industria, pastoreo.
<b>Agentes patógenos</b>	Desechos de unidades sanitarias no esterilizadas
<b>Térmicos</b>	Vértigos de agua a temperaturas superiores a las del cuerpo de agua receptor, industria, centrales nucleares, explotación de petróleo.

#### 7.9.2 Directrices implementadas para referenciar la calidad del agua en uso agrícola y de protección de la vida acuática

Las Directrices de Calidad Ambiental del Agua (por sus siglas en WWQG) que se implementan en este trabajo fueron publicadas por la Subdivisión de Protección y Sostenibilidad del Agua Ministerio de Medio Ambiente y Estrategia de Cambio Climático de Columbia Británica (Canadá) y su última publicación fue realizada en marzo 2018, la cual se puede ver en su sitio web.

Estas se obtienen de diferentes gobiernos provinciales y federales canadienses principalmente el Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (CCME), así como los Estados Unidos, Europa y Australia / Nueva Zelanda y de literatura científica publicada. Los WWQG proporcionan puntos de referencia para aquellas sustancias que aún no han sido evaluadas en su totalidad y formalmente aprobadas por el Ministerio de Medio Ambiente (por sus siglas en MOE).

Estas normativas tienen el objetivo de proteger los ecosistemas y la salud humana. Son parámetros físicos, biológicos y químicos fundamentados científicamente los cuales son utilizados como parámetros de referencia para la protección y usos del agua, los que están enfocados en la protección de vida acuática y silvestre, su uso en la agricultura, agua para consumo humano (potable) y recreación. En estas normativas se incluyen como parte de calidad del agua a los sedimentos, por lo tanto, los valores WWQG pueden incluir valores de calidad de los sedimentos.

Los WWQG se utilizan para evaluar la calidad del agua y se pueden usar como base para determinar los límites permitidos en las autorizaciones de descarga de residuos. Superar un WWQG no implica que existan riesgos inaceptables, sino que puede aumentar el potencial de efectos adversos y puede ser necesaria una investigación adicional.

#### 7.10 Metales Pesados

Cualquier metal tóxico puede ser llamado metal pesado, independientemente de su masa atómica o densidad (Singh, 2007). Los metales pesados son miembro de un subconjunto mal definido de elementos que presentan propiedades metálicas. Estos incluyen metales de transición, algunos metaloides, lantánidos y actínidos. Los metales de transición son una fuente de metales pesados como: cobre, plomo y zinc. Estos metales causan contaminación en el medio ambiente a partir de fuentes

como: Gasolina con plomo, efluentes industriales y lixiviación por lluvia ácida de iones metálicos del suelo a lagos y ríos (Oxford, 2000).

Cualquier especie de metal o metaloides pueden ser considerado un "contaminante" si es encontrado donde no es deseado, ya sea en una forma o concentración perjudicial al ser humano, y que provoque algún efecto ambientalmente. Los metales/metaloides incluyen: el plomo (Pb), cadmio (Cd), mercurio (Hg), arsénico (As), cromo (Cr), cobre (Cu), selenio (Se), níquel (Ni), plata (Ag), y zinc (Zn). Otros contaminantes metálicos menos comunes incluyen: el aluminio (Al), cesio (Cs), cobalto (Co), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), estroncio (Sr), y uranio (U) (Mcintyre, 2003).

Trazas de metales pueden entrar a los ríos de diferentes fuentes, incluyendo las aguas residuales domésticas e industriales, la escorrentía agrícola, y la liberación de los sedimentos contaminados o deposición atmosférica. La entrada de estos contaminantes a ecosistemas acuáticos puede ser principalmente por fuente difusa o fuente puntual, en función de su origen pudiendo tener diferentes consecuencias ambientales (Sbihi, 2012).

## 7.11 Plaguicidas según su composición química

### 7.11.1 Insecticidas Organoclorados

Estos productos constituyen algunas familias de compuestos de importancia histórica, desarrollados poco antes y durante la segunda Guerra Mundial. Cuando Müller descubrió las propiedades del DDT inició una revolución en el campo de los plaguicidas, desencadenando la incorporación de productos derivados de síntesis orgánica a la lucha contra plagas y enfermedades (Barberá, 1989).

Dentro de los insecticidas organoclorados se pueden distinguir fundamentalmente tres familias: la del DDT y análogos, la del Hexaclorociclohexano (HCH), también

conocido como Lindano y la de los Ciclodienos clorados. En la Figura 11, se muestran las estructuras químicas de compuestos representativos de cada una de las familias mencionadas anteriormente (Castro, 2002).

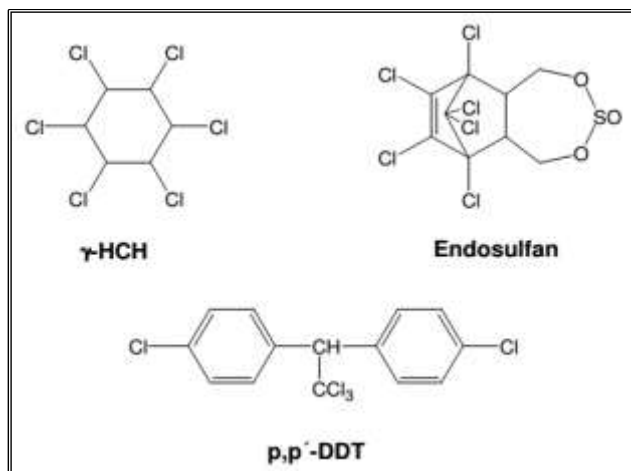


Figura 11. Estructuras químicas del HCH, del Endosulfan (derivado del biciclohepteno) y del DDT en su configuración más activa.

### 7.11.2 Carbamatos

Este grupo presenta un gran interés en el campo de los plaguicidas por su gran actividad biológica. Todos estos productos derivan del ácido carbámico, de fórmula HO-CO-NH<sub>2</sub>. Podemos distinguir tres grandes grupos: los Aril-N-metilcarbamatos, los carbamatos heterocíclicos y las oximas. En la Figura 12, se muestran las estructuras químicas de insecticidas carbámicos de cada familia.

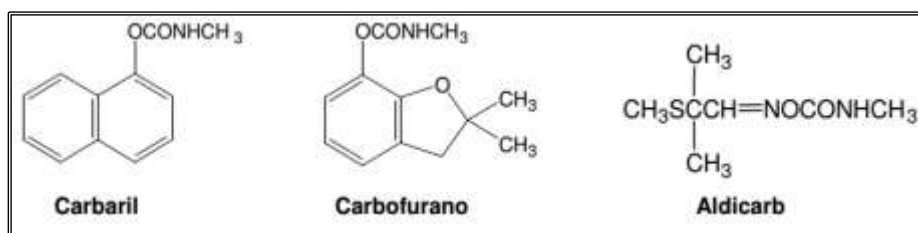


Figura 12. Estructuras químicas del Carbaril (Aрил-N-metilcarbamato), del Carbofurano (carbamatos heterocíclicos) y del Aldicarb (oxima).

### 7.11.3 Piretroides

El pelitre ha sido uno de los derivados vegetales más empleado como insecticida, especialmente en aplicaciones domésticas, pero su utilización en agricultura ha sido más bien escasa por carecer de la requerida estabilidad. La investigación realizada sobre los constituyentes del pelitre (las denominadas piretrinas, en general) en el transcurso de los últimos quince años ha conducido al desarrollo de una serie de nuevos productos, a los que se ha denominado de forma genérica piretroides, de manera que podríamos decir que existen piretroides naturales y sintéticos (Castro, 2002).

Las características más favorables de estos compuestos son las de ser fácilmente degradables en el suelo y no presentar efectos tóxicos notables sobre la salud humana. En general son moléculas bastante estables en la atmósfera y a la exposición solar (Pramauro, 1990). En la Figura 13, se recoge la estructura química de la Acrinatrín.

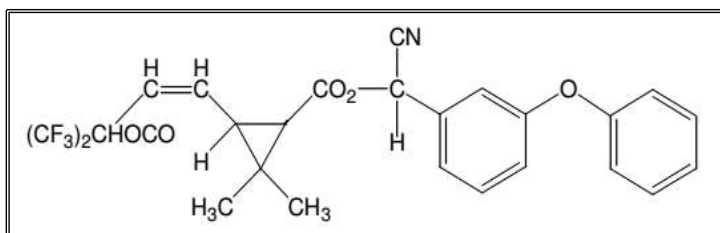


Figura 13. Estructura química del Acrinatrín (piretroide sintético)

### 7.11.4 Insecticidas Organofosforados

Los derivados fosfóricos ocupan hoy en día un lugar preponderante entre los plaguicidas más conocidos y utilizados, ya que constituyen un grupo muy efectivo. Su actividad fue descubierta por el químico alemán Gerhard Schrader, quien durante la segunda Guerra Mundial sintetizó unos trescientos compuestos organofosforados con fines militares. Junto a su toxicidad para los mamíferos pronto

se descubrió su interesante actividad como insecticidas. Los insecticidas organofosforados pueden considerarse como derivados del ácido fosfórico, expresado por la fórmula  $H_3PO_4$ , Figura 14 (Castro, 2002).

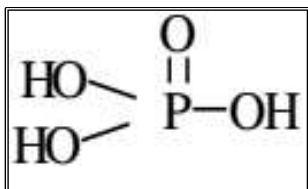


Figura 14. Fórmula desarrollada del ácido fosfórico.

Según se reemplacen los distintos sustituyentes, se van construyendo los distintos tipos de insecticidas organofosforados, que son ortofosfatos, tiofosfatos, tiofosfatos, ditiofosfatos, fosfonatos y pirofosforamidas. En la Figura 15, se muestran las estructuras químicas de insecticidas organofosforados pertenecientes a algunas de las familias anteriormente mencionadas (Castro, 2002).

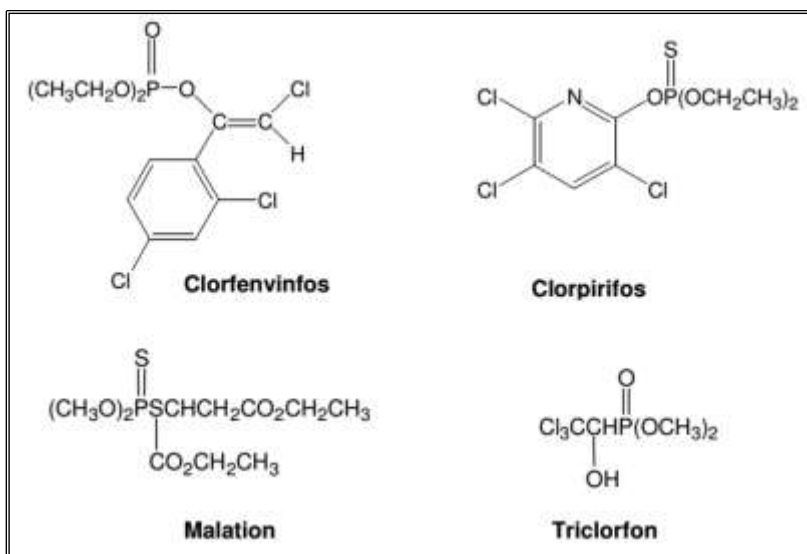


Figura 15. Estructuras químicas de los insecticidas clorfenvinfos (ortofosfato), clorpirifos (tiofosfato), malation (ditiofosfato) y triclorfon (fosfonato).

Este grupo de insecticidas está constituido por compuestos solubles en agua, en general, y fácilmente hidrolizables, por lo que presentan una baja persistencia en el medio ambiente, normalmente no superior a unas semanas. Debido a ello, se utilizan bastante a menudo para atacar insectos adultos, parásitos de plantas y

animales, y en parte, para tratamientos preliminares de semillas y de terrenos antes de la siembra (Metcalf, 1971); (Pramauro, 1990); (Primo & Carrasco, 1990).

Los insecticidas tiofosfatos constituyen un grupo importante en esta familia, presentando la siguiente estructura química, Figura 16:

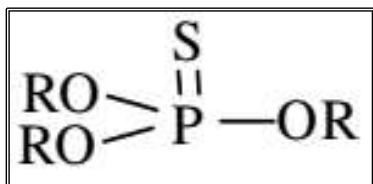


Figura 16. Fórmula desarrollada del Tiosulfato.

La presencia de un átomo de azufre ligado al fósforo (en lugar del oxígeno), Figura 16, confiere a estas moléculas una mayor estabilidad química, por lo que se hidrolizan mucho menos y pueden ser utilizados en medio acuoso (Castro, 2002).

#### 7.12 Riesgo de Adsorción de Sodio y la infiltración del agua para riego

El parámetro utilizado para determinar el riesgo de sodio es el RAS (Relación de Adsorción de Sodio). Este parámetro indica la cantidad de sodio en el agua de riego, en relación con el calcio y el magnesio. El calcio y el magnesio tienden a contrarrestar el efecto negativo de sodio (Ecuación 1).

**Ecuación 1. Relación de Adsorción de Sodio (RAS)**

$$RAS = \frac{Na(meq/l)}{\sqrt{\frac{Ca(meq/l) + Mg(meq/l)}{2}}}$$

Altos niveles de RAS podrían resultar en un daño de la estructura del suelo y en problemas de infiltración de agua. El suelo se vuelve duro y compacto en condiciones secas y reduce la infiltración de agua y aire. Cuanta más alta es la salinidad, menor será el efecto negativo del sodio sobre la estructura del suelo. Así, cuando los niveles de sodio en el suelo son altos en relación con el calcio y el magnesio, es decir, el RAS es alto, lavar el suelo con agua de buena calidad sólo empeorará el problema. El diagrama de RAS, se divide en 16 campos. El eje de las

abscisas (X) donde se representa la conductividad, se divide en cuatro clases (bajo, medio, alto y muy alto) y el eje de las ordenadas (Y) que representa el índice RAS, se divide igualmente en cuatro clases (bajo, medio, alto y muy alto) (Figura 17), mientras que en la Tabla 12 permite clasificar las aguas con ayuda del diagrama de RAS.

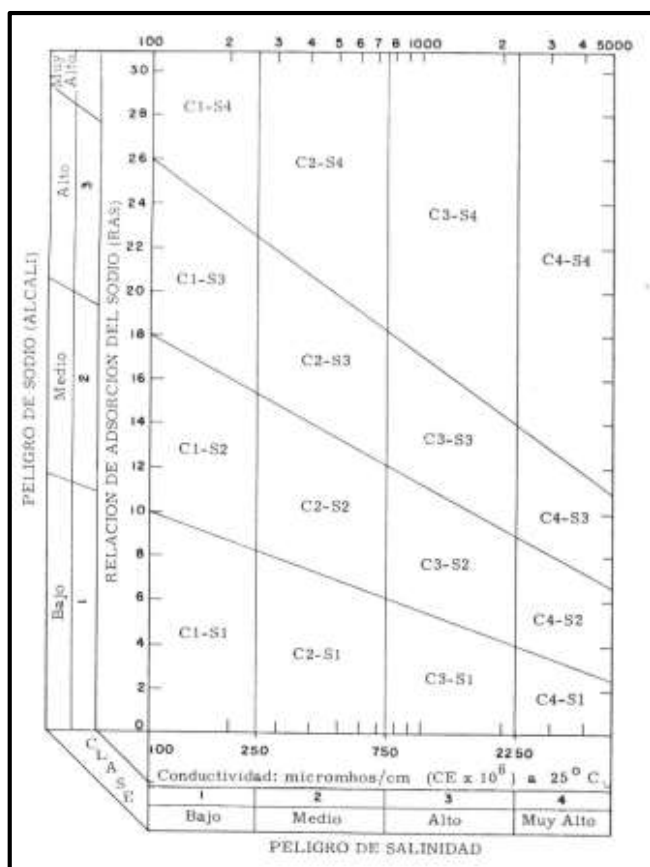


Figura 17 Normas Riverside: Diagrama para clasificar las aguas de riego según el U.S. Salinity Laboratory Staff (1954).

Tabla 12 Clases de agua correspondiente al diagrama RAS

<b>C1</b>	Agua de baja salinidad, apta para el riego en todos los casos. Inconvenientes en suelos de muy baja permeabilidad.
<b>C2</b>	Agua de salinidad media, apta para el riego. Cultivos tolerantes a la salinidad.
<b>C3</b>	Agua de salinidad alta, puede utilizarse en suelos con buen drenaje. Cultivos muy tolerantes a la salinidad.
<b>C4</b>	Agua de salinidad muy alta, que en muchos casos no es apta para el riego. Solo debe usarse en suelos muy permeables y con buen drenaje.
<b>S1</b>	Agua con bajo contenido en sodio, apta para el riego en la mayoría de los casos.



---

---

<b>S2</b>	Agua con contenido medio en sodio, con cierto peligro de acumulación de sodio en el suelo (especialmente en los de textura fina) y de baja permeabilidad.
<b>S3</b>	Agua con contenido alto en sodio, con alto peligro de acumulación de sodio en el suelo
<b>S4</b>	Agua con contenido muy alto en sodio, no se aconseja para el riego en general

---

### 7.12.1 Alcalinidad y pH

La alcalinidad del agua es una medida de la capacidad del agua de amortiguación es decir resistir a cambios repentinos del pH (Figura 18); en la siguiente figura se puede observar que los bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) se encuentran en la zona comprendida entre pH 4,3 y pH 12,6. Por debajo del pH 4,3; sólo existirá ácido carbónico libre ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ). Cuando no existe ácido carbónico, es decir a partir del pH 8,3, empezarán a aparecer los carbonatos. A pH = 6,3; existe un 50% tanto de  $\text{H}_2\text{CO}_3$  como de  $\text{HCO}_3^-$ . A pH = 10,33 existirá un 50% de  $\text{HCO}_3^-$  y de  $\text{CO}_3^{2-}$ . El rango de alcalinidad es representada por la suma de las cantidades de:  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  e hidróxidos ( $\text{OH}^-$ ) en el agua y se expresa como  $\text{mg.l}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  (Tabla 13). Si la alcalinidad es demasiado baja, cualquier adición de fertilizantes ácidos inmediatamente bajará el pH del agua. En las plantas de contenedor y en la hidroponía, iones liberados por las raíces de la planta también puede cambiar rápidamente el pH si la alcalinidad del agua es baja.

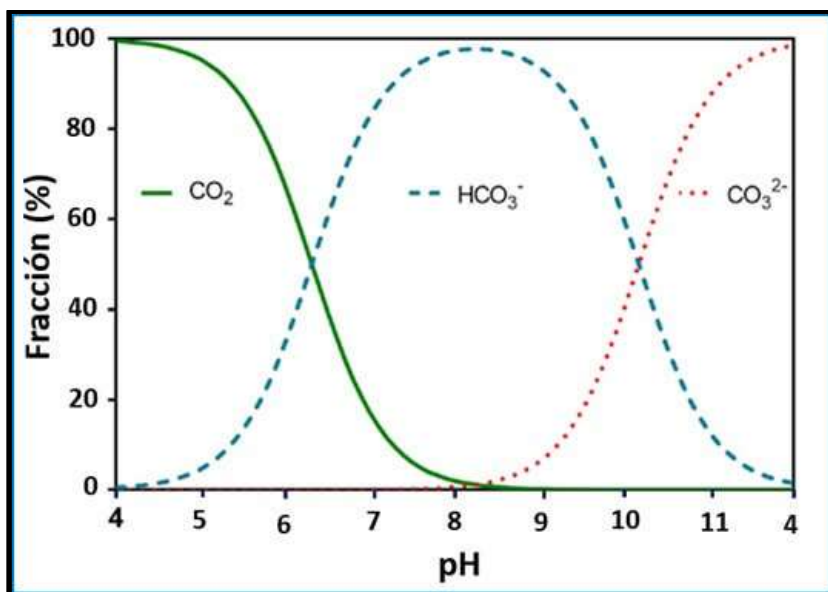


Figura 18. Relación entre el pH y la proporción relativa de especies de carbono inorgánico:  $\text{CO}_2$  ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ),  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{CO}_3^{2-}$  en las aguas naturales, gráfico de Schwarzenbach y Meier, (1958). Fuente: (INTAGRI, 2017).

Tabla 13 Rangos de Alcalinidad, Fuente: (Roldán & Ramírez, 2008).

Rango	Alcalinidad (mg/l $\text{CaCO}_3$ )
Baja	< 75
Media	75 - 150
Alta	> 150

### 7.12.2 El origen de las sales disueltas en el agua de riego

La principal fuente natural de las sales minerales en el agua es la erosión de las rocas y minerales. Otras fuentes secundarias incluyen la deposición atmosférica de sales oceánicas (sales en el agua de lluvia), el agua salina de las aguas subterráneas y el aumento de la intrusión de agua de mar en los acuíferos de las aguas subterráneas. Productos químicos de fertilizantes, que lixivian a las fuentes de agua, también pueden afectar a la calidad del agua de riego. El principal problema relacionado con la calidad del agua de riego es la salinidad del agua. La salinidad del agua se refiere a la cantidad total de sales disueltas en el agua (iones),

pero no indica cuales están presentes. El nivel alto de sales en el agua de riego reduce la disponibilidad del agua para el cultivo (debido a la presión osmótica), aunque el suelo puede parecer mojado causa reducción del rendimiento.

Por encima de cierto umbral, la reducción en el rendimiento de los cultivos es proporcional al aumento en el nivel de salinidad. Los distintos cultivos varían en su tolerancia a la salinidad y por tanto tienen diferentes umbrales y diferentes tasas de reducción del rendimiento. Los parámetros más comunes para determinar la calidad del agua de riego, en relación con su salinidad son la CE y el STD (Tabla 14).

*Tabla 14. Parámetros para determinar la calidad del agua de riego, en relación con su salinidad*

<b>STD (mg.l<sup>-1</sup>)</b>	<b>CE dS/m (deciSiemens por metro)</b>	<b>Riesgo de Salinidad</b>
<b>&lt; 500</b>	< 0,80	Bajo
<b>500 - 1000</b>	0,80 – 1,60	Medio
<b>1000 - 2000</b>	1,60 – 3,00	Alto
<b>&gt; 2000</b>	> 3,00	Muy Alto

La concentración de iones puede darse en varias unidades. La relación entre partes por millón (ppm), miligramos por litro (mg.l<sup>-1</sup>) y gramos por litro (g.l<sup>-1</sup>) es sencilla:

- 1 ppm = 1 mg.l<sup>-1</sup> = 0,001 g.l<sup>-1</sup>
- 1 mg.l<sup>-1</sup> = 0,00156 dS.m<sup>-1</sup>
- 1 g.l<sup>-1</sup> = 1,56 dS.m<sup>-1</sup>

### 7.12.3 Parámetros de calidad de agua para riego

La idoneidad del agua, desde el punto de vista de su calidad, se determina por su posibilidad de causar problemas y se relaciona con las prácticas de cultivo especiales que son necesarias o a la reducción de rendimiento originada. Para evaluar la idoneidad del agua, es necesario evaluar un conjunto de parámetros

físicos, químicos y biológicos que definen su adecuación (Ayers & Westcot, 1984). Los parámetros utilizados para determinar la calidad en el agua de riego están en la Tabla 15.

Tabla 15. Parámetros necesarios para evaluar la calidad del agua ( Estrada, 2011).

PARÁMETRO DE CALIDAD	SÍMBOLO	UNIDAD <sup>1</sup>	PESO EQUIV.
Conductividad eléctrica	ECw 25 °C	µS/cm	
Materia disuelta total	MDT	mg/l	
Cationes y aniones			
<i>Calcio</i>	Ca <sup>2+</sup>	meq/l	20
<i>Magnesio</i>	Mg <sup>2+</sup>	meq/l	12.2
<i>Sodio</i>	Na <sup>+</sup>	meq/l	23
<i>Carbonatos</i>	CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup>	meq/l	30
<i>Bicarbonatos</i>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	meq/l	61
<i>Sulfatos</i>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	meq/l	48
<i>Cloruros</i>	Cl <sup>-</sup>	meq/l	35.4
<i>Potasio</i> <sup>5</sup>	K	meq/l	39.1
Nutrientes			
<i>Nitrato-nitrógeno</i> <sup>2</sup>	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	14
<i>Amonio-nitrógeno</i> <sup>2,5</sup>	NH <sub>4</sub> -N	mg/l	14
<i>Fosfato-fósforo</i> <sup>5</sup>	PO <sub>4</sub> -P	mg/l	31
Diversos			
Boro	B	mg/l	-
Acidez - alcalinidad <sup>3</sup>	pH	-	-
Relación ajustada de <sup>4</sup> adsorción de Sodio	SAR	-	-
Hierro <sup>5</sup>	Fe	mg/l	-
Litio <sup>5</sup>	Li	mg/l	7

El análisis de los microelementos es también útil realizarlo antes del inicio de las operaciones de riego y posteriormente para realizar un seguimiento periódico de aquellos elementos presentes en cantidades importantes y significativas. Las sustancias disueltas en el agua para uso agrícola no deberán pasar los valores expresados en la Tabla 15 (Mujeriego, 1990).

## VIII. METODOLOGÍA

### 8.1 Ubicación del área de estudio (río Tipitapa).

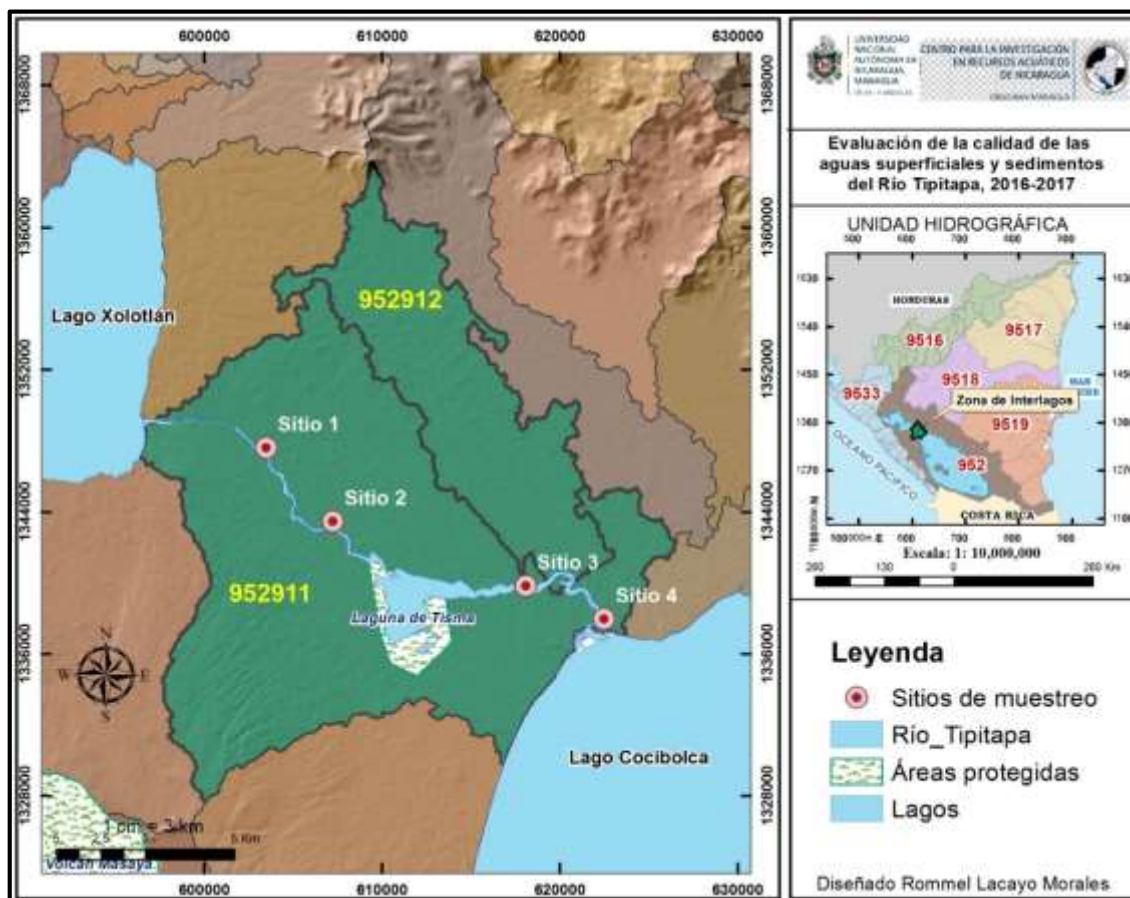


Figura 19. Ubicación de los sitios muestreados en el área de estudio (ver Tabla 18 para las coordenadas)

La zona de estudio comprendió el recorrido del río Tipitapa (longitud: 37,5 km) (Figura 19), el cual se encuentra ubicado entre los dos lagos de Nicaragua, Xolotlán y Cocibolca, que juntos forman la cuenca más grande e importante del territorio nacional (Unidad Hídrica (UH) o Cuenca 69-952, según Pfafstetter).



Se realizaron dos campañas de muestreo en dos fechas diferentes consideradas como representativas de cada época del año (lluviosa: 26 Oct. 2016 y seca: 8-9 Feb. 2017), se seleccionaron cuatro sitios a muestrear que fueron definidos sobre el curso principal del río Tipitapa tomando en cuenta los siguientes criterios de selección: Posible incidencia antrópica, volumen de agua, presencia de biomasa algal (lirios de agua, lechugas de aguas y macrofitas), proximidad a poblaciones humanas y accesibilidad a los sitios (Figura 20 y Tabla 16); no se pudo establecer un sitio control debido a fuerte incidencia antrópica en la zona de estudio, impidiendo poder comparar los puntos muestreados con un área casi prístina; los sitios muestreados se ubicaron a lo largo de un segmento del río entre el poblado Los Mangos y el Paso Panaloya; localizado a 21 km de la ciudad de Granada cercano a la desembocadura del río hacia el lago Cocibolca y lugar de desembarque (Ver Anexos B).

En los sitios muestreados se captaron muestras de agua y sedimento para el análisis de la calidad fisicoquímica, presencia de contaminantes orgánicos y metálicos. En todos los sitios fueron medidos los parámetros de campo (pH, CE, Potencial Eh o ReDox (presento inconsistencia en las mediciones), Oxígeno Disuelto (OD), % Saturación de OD, Temperatura (T°) y Disco Secchi (DS).

Tabla 16. Coordenada de los Sitios muestreados

ID	Coordenadas		Elevación
	E	N	msnm
Sitio 1	603499	1347636	36,0
Sitio 2	607257	1343490	35,5
Sitio 3	618095	1339863	33,0
Sitio 4	622507	1337989	32,0

Las muestras fueron recolectadas y procesadas cumpliendo con los requisitos del Sistema de Control de Calidad del CIRA/UNAN-Managua. Se siguieron los procedimientos para la captación de muestras y en los laboratorio se analizaron cumpliendo con los procedimientos operativos normalizados establecidos para cada parámetro analizado, los laboratorios donde se analizaron las muestras fueron: Contaminantes Orgánicos (CO), Contaminantes Metálicos (CM), Aguas Naturales (AN), Aguas Residuales (AR), Radio Química Ambiental (RQA) e Hidrobiología (HB).

En las Tablas 33, 34 y 35 (Anexo C), se presentan los diferentes parámetros analizados en agua y sedimentos, en las cuales se indica: Parámetro, Método, Limite de Detección (LD) y Unidades.

Se utilizó información secundaria obtenida de diferentes sectores académicos y de información científica, como: Trabajos Monográficos, Artículos Científicos, INETER, ENACAL, MARENA, MAGFOR, IPSA, entre otros. La información topográfica, geológica, hidrogeológica e hidrológica se obtuvo de trabajos publicados por el CIRA, los cuales contenían información relevante que permitió establecer rutas de acceso y caracterización física (geológica, litológica y estratigráfica) del área de interés.

Para la valoración del uso de las aguas superficiales y los sedimentos del río Tipitapa se procedió a la comparación de los resultados analíticos obtenidos con

Normas internacionales como: CWQG de la CCEM, OPS, WHO, Normas de Calidad para la Vida Acuática y uso agrícola de la CCME, entre otras. Se utilizó la herramienta de Arc-Gis 10.3 para la elaboración de mapas que permitieron geo-referenciar y geo-caracterizar la zona de estudio.

## 8.2 Metodología implementada en los parámetros analizados

Los análisis fueron realizados en el CIRA/UNAN-Managua, bajo sus procedimientos del sistema del control de la calidad analítica para el tratamiento de muestras y la determinación cuantitativa de los diferentes parámetros a analizar, cada laboratorio cuenta con un Manual de Procedimiento Operativo Normalizado (**MPON**) en donde describe la técnica y método implementado en la cuantificación analítica (Anexo C).

## 8.3 Parámetros Físicoquímicos

Las muestras para los análisis físico – químicos fueron captadas, preservadas, transportadas y analizadas siguiendo los Procedimientos Operativos Normalizados del Laboratorio de Aguas Residuales (**MPON-AR-03**) y Aguas Naturales (**MPON-AN-03**) del CIRA / UNAN, que obedecen a los procedimientos descritos del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 1999, 20th Edition. Los parámetros analizados y los límites de detección analíticos se detallan en las Tablas 33 y 34 (Anexo C).

## 8.4 Análisis de Materia Orgánica

Los sedimentos para el análisis de materia orgánica total fueron recolectadas con una draga Van Veen, depositadas en papel de aluminio y transferidas a bolsas plásticas las cuales fueron transportadas sin preservar al Laboratorio del CIRA – UNAN. Para el análisis de materia orgánica total se emplea el método de materia oxidable mediante el ácido crómico con  $H_2SO_4$  y valor de dilución (Walkley – Black) y fueron analizados según los Procedimientos Operativos Normalizados del laboratorio de Radioquímica Ambiental del CIRA/UNAN (Tabla 35, Anexo C).



### 8.5 Análisis de Granulometría

Las muestras fueron captadas con una draga Van Veen y depositadas en bandejas de metal previamente cubiertas con papel de aluminio y se transfirieron a bolsas plásticas para posteriormente ser analizadas de acuerdo a lo establecido en los Procedimientos Operativos Normalizados del Laboratorio de Radioquímica Ambiental del CIRA/UNAN (Tabla 35). El análisis se realizó por el Método de la Pipeta de Kohn y la clasificación de acuerdo a la Norma Austriaca L-1061-88 (**MPON-RQA-03**). La granulometría se basa en separar las partículas del suelo y/o sedimento según sus tamaños para conocer los porcentajes de arenas, limos y arcilla y su textura. La muestra de suelo y/o sedimento es un material compuesto de partículas de arena cuyo tamaño varía entre 0,063 y 2,00 mm, partículas de limo por debajo de 0,063 y hasta 0,002 mm y partículas de arcilla < 0,022 mm (Pineda, 2012).

### 8.6 Materia Orgánica

La materia orgánica de los sedimentos posiblemente está sujeta a las condiciones del terreno, tipo, características granulométricas la descarga de aguas residuales. Según, Pineda (2009), la cantidad de materia orgánica conservada en los sedimentos depende entre otros, de la textura de los sedimentos, de la tasa de sedimentación y de la relación entre las velocidades de aporte y descomposición de la materia orgánica, la toma de muestra fue realizada siguiendo los procedimientos Normalizados del laboratorio de RQA del Centro (**MPON-RQA-03**), (Tabla 35, Anexo C).

### 8.7 Clorofila a

En la determinación de Clorofila-a se efectuó la técnica de *Estimación de la Clorofila-a y Feofitina-a por espectrofotometría ultra violeta-visible (UV-VIS)* (Nush, 1980), implementado en el laboratorio de hidrobiología del Centro (**MPON-HB-03**).

### 8.8 Metales Pesados

Se implementó la técnica de espectrofotometría de adsorción atómica (EAA) para determinar la presencia de metales pesados en matrices como agua y sedimento, según lo establecido en el laboratorio de contaminantes metálicos (**MPON-CM-03**) (Tabla 36, Anexo C).

### 8.9 Plaguicidas Organoclorados y Organofosforados

Para la determinación de los compuestos organoclorados y organofosforados se implementó la metodología descrita en el Procedimiento Operativo Normalizado para determinar plaguicidas Organoclorados y Organofosforados en Agua (**MPON-CO-01**), desarrollada por el laboratorio de contaminantes orgánicos del centro, esta permite determinar 21 compuestos organoclorados y 12 organofosforados (Tabla 37, Anexo C).

## IX. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 9.1 Físicoquímicos en Agua

#### 9.1.1 Temperatura (T °C) y Oxígeno Disuelto (OD)

En octubre 2016 la temperatura vario de 30,21 a 32,70 °C y en febrero entre 28,50 a 31,20 °C (Figura 21). La temperatura del agua en las corrientes superficiales puede variar usualmente en escalas de tiempo diaria y estacional, así como entre localizaciones por influencia del clima, la elevación, la ausencia de vegetación en las laderas y la importancia relativa de la entrada de aguas subterráneas (Allen, J. D., 1995).

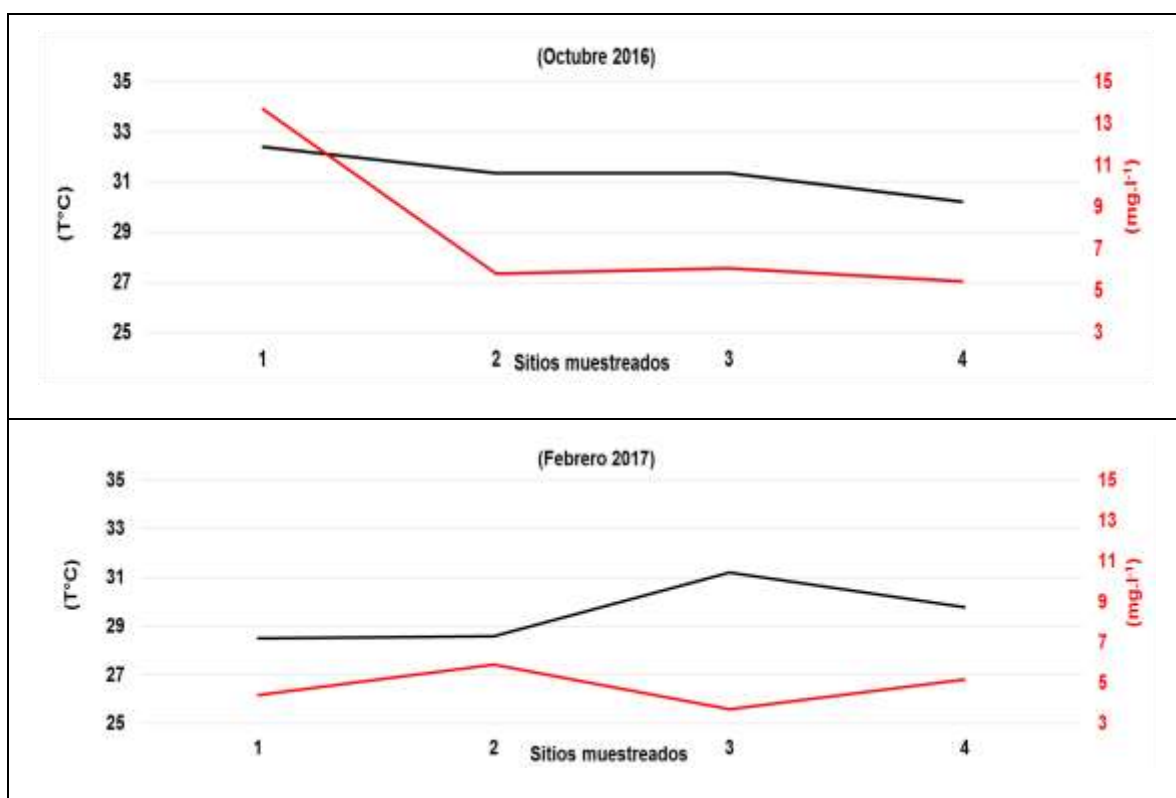


Figura 21. Variación de la Temperatura (°C) y el Oxígeno Disuelto (OD) en las aguas del río Tipitapa, octubre 2016 y febrero 2017.

El rango óptimo de Oxígeno Disuelto (OD) según las normas canadienses de calidad de agua para la protección de la vida acuática es de 5,0 a 9,5 mgOD.l<sup>-1</sup> (CWQG-CCME, 2008).

Las concentraciones de OD presentaron un rango de 3,70 - 13,70 mgOD.l<sup>-1</sup>, para las dos campañas de muestreo (Figura 21). El valor más alto de OD fue en octubre 2016 y el más bajo en febrero 2017, solamente en dos sitios del ecosistema presentaron un comportamiento variable en cada campaña posiblemente influenciado por factores como: cambios en el flujo del río, turbulencia, la profundidad de los sitios (1,50 – 2,00 m), procesos de evaporación, fotosíntesis, los cambios en la temperatura del río al momento de la toma de muestras, con el aumento en las temperaturas la biodegradación de la materia orgánica en el agua y los sedimentos se acelera, lo que aumenta la demanda de OD.

En general el río presentó un rango de 5,90 - 5,20 mgOD.l<sup>-1</sup>, valores que estuvieron dentro de la Norma CWQG-CCME (2008), para la vida acuática. Según; Pérez & Rodríguez (2009) el OD es una variable que define en gran parte la biodiversidad y la supervivencia de la comunidad biótica. La mayoría de los peces toleran una concentración baja de oxígeno disuelto (3,00 a 6,00 mg.l<sup>-1</sup>) por cierto período de tiempo.

#### 9.1.2 pH, Conductividad Eléctrica (CE) y Sólidos Totales Disueltos (STD).

##### *pH*

Las aguas de los cuatro Sitios muestreados reportaron valores de pH alcalinos, estos variaron de 8,00 a 8,89 entre octubre 2016 y febrero 2017 (Figura 22), el pH promedio fue de 8,29 ( $\pm 0,31$ ) y CV = 3,72% (*para verificar criterios de selección en todo los casos del CV% ver Anexo B*). La marcada variabilidad entre los valores reportados para ambos periodos de muestreo representó el comportamiento

heterogéneo temporal y espacial del pH entre los Sitios muestreados en el río, este puede estar definido por la presencia de especies iónicas como:  $\text{HCO}_3^{-2}$ ,  $\text{CO}_3^{-}$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$  y  $\text{Na}^{+}$  las que se han determinado en las aguas y los sedimentos del mismo, estos iones son el producto de los aportes que recibe el ecosistema por la acción de disolución de las rocas y los suelos al interactuar con las aguas del río; longitudinalmente se determinó al ion bicarbonato ( $\text{HCO}_3^{-2}$ ) como la especie dominante. Al comparar estos datos con investigaciones realizados en el área se observó que el rango de pH reportado fue de 8,67 a 8,84 Unds, comentado en CIRA (2011).

El pH mide el potencial de iones de hidrógeno presente en la muestra el cual se puede ver alterado cuando hay degradación de materia orgánica los cuales liberan al sistema lotico ácidos húmicos y fúlvicos que se originan en los suelos, producto de la acción descomponedora de microorganismos heterotróficos (bacterias y hongos).

La CWQG – CCME (2008), establece un rango de 6,5 – 9,0 Unds de pH para aguas dulces destinadas a la preservación de la vida acuática, en el caso de las aguas destinadas para riego, el pH no debe caer fuera de un rango de 4,5 a 9,0 para proteger las plantas. En la mayoría de las aguas naturales tienen un pH entre 6,00 – 8,00 Unds. Los valores de esta variable (pH) de las aguas del río Tipitapa se encuentran dentro de los valores guías CWQG-CCME (2008), indicando que son aptos para el desarrollo de la vida acuática y use pueden utilizar en diferentes cultivos.

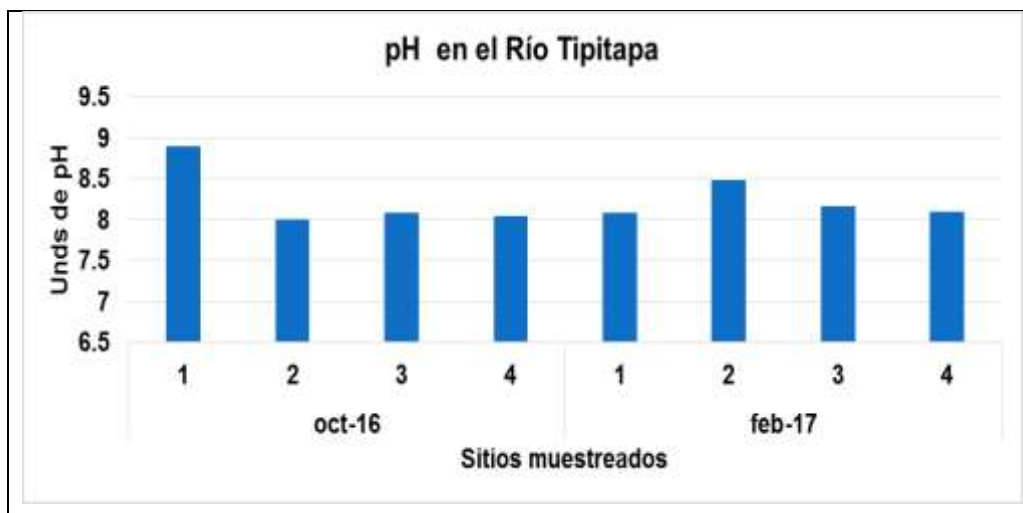


Figura 22. Valores de pH registrados en los sitios muestreados

El monitoreo de esta variable resulta de suma importancia, dado que elevados valores de pH, en conjunción con otros factores ambientales, tales como luz, velocidad del agua y disponibilidad de nutrientes, entre otros, favorecen el desarrollo de cianobacterias (algas azul-verdosas) que pueden ocasionar serios inconvenientes en la calidad del agua. Valores bajos de pH, en cambio, pueden provocar daños en las branquias y agallas de algunos peces; el umbral de daño para el caso de los salmónidos (especie más tolerante a pH ácido) se encuentra entre los 5,2 a 5,6 de pH (ACUMAR, 2009).

#### *Conductividad eléctrica (CE)*

La CE es una variable cuyos valores presentaron una distribución espacial heterogénea en el río Tipitapa reportándose un promedio para octubre 2016 (388,13  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) y en febrero 2017 (585,38  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), el comportamiento de esta variable para cada punto puede ser observado en la Tabla 17, donde el Sitio 2 presenta una bien marcada inestabilidad al ser comparada entre ambos periodos de muestreo. Estos cambios podrían estar influenciado por factores de precipitación en época lluviosa y de evaporación en época seca (Figura 23).

Tabla 17. Valores de la CE entre octubre 2016 y febrero 2017

Sitio	CE ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	
	Octubre 2016	Febrero 2017
1	419,00	696,00
2	197,00	718,50
3	442,00	540,00
4	494,50	387,00
<b>Promedio</b>	<b>388,125</b>	<b>585,375</b>

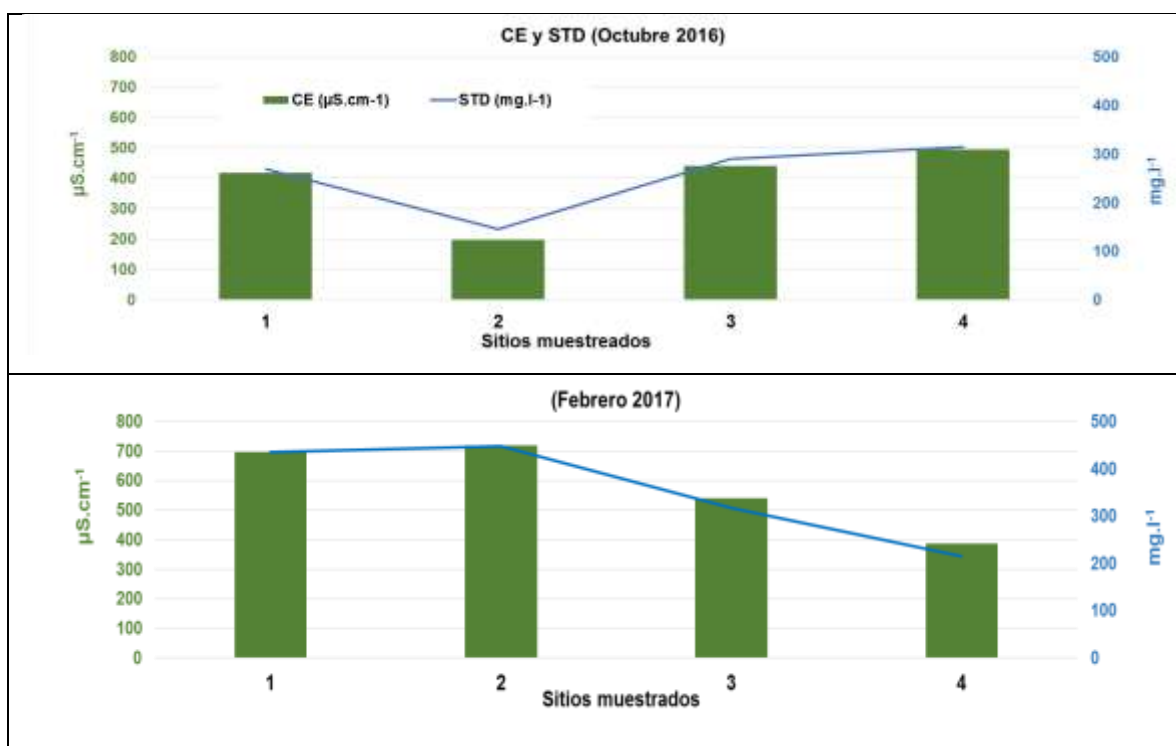


Figura 23. Comportamiento de la CE y STD, octubre 2016 y febrero 2017

Independientemente de la época del año se puede observar que existe una correlación lineal entre CE vs STD (Figura 24), indicando claramente el aporte que recibe de las especies iónicas que se encuentran en fragmentos de rocas, minerales y suelos los cuales son disueltas al interactuar con las aguas del río como producto de las alteraciones que se producen en el mismo.

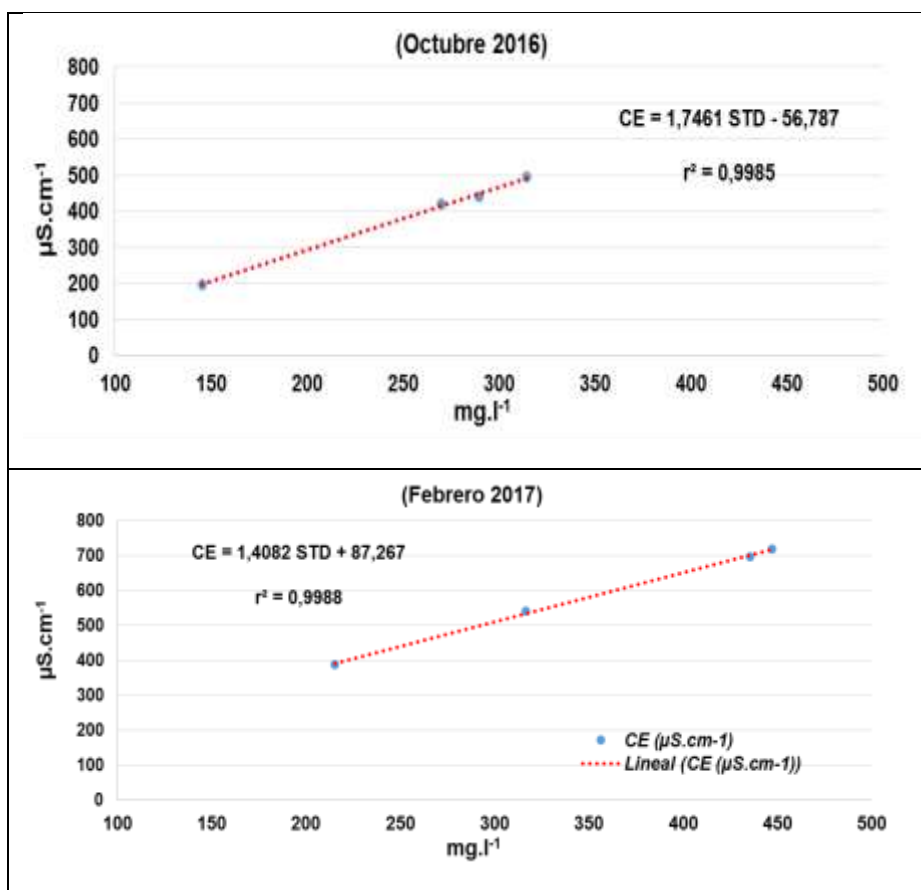


Figura 24. Comportamiento lineal CE vs STD en el río Tipitapa.

El área del río Tipitapa que presenta datos históricos comparativos de CE es el sistema lagunar de Tisma permitiendo observar la dinámica de esta variable en diferentes periodos, el CIRA (2000) cuando realizó los estudios para elaborar la ficha RAMSA reportó valores de CE  $624,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$ ; Rueda (2000, 2005) reportó valores de  $1008,33$  y  $636,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$ ; en el informe final presentado por el CIRA (2011) se reportaron valores en cuatro diferentes puntos muestreados en el Río Tipitapa reportándose un rango de  $1327,00$  a  $539,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$ , esta variabilidad de los datos podrían estar influenciados por las características mineralógicas y alóctonos al momento de realizarse el muestreo. Según, Roldán (2008) estas características son de aguas altamente mineralizadas ( $500$  a  $2000 \mu\text{S.cm}^{-1}$ ) (CIRA, 2011).



La CE en la mayoría de los cuerpos de agua dulces se encuentra entre 10 a 1000  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , pero puede ser mayor, especialmente en aguas contaminadas o que han recibido grandes cantidades de escorrentía agrícola. La conductividad del agua depende de la concentración total de sustancias disueltas ionizadas (principalmente sales minerales) en el agua, de su movilidad, de su valencia y de la temperatura. El valor de la conductividad es utilizado para obtener un estimado rápido del contenido de sólidos disueltos y de los principales iones (SRH, 2010).

Igual comportamiento presentaron los STD variaron entre Sitios y periodos de muestreo, mostrando un rango de 145,46 a 314, 23  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  en el octubre 2016 y en febrero 2017 fue de 215,42 a 447,16  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , respectivamente; similar a la CE el Sitio 2 registro los STD más bajos para octubre 2016 y también los más altos para febrero 2017, esto podría estar influenciado por factores como escorrentías las cuales en períodos lluviosos transportan todo el material alóctonos que hay en la cuenca.

Una de la zonas del río Tipitapa que presenta datos históricos es el sistema lagunar de Tisma que permite comparar el comportamiento de esta variable, el CIRA (2000) realizo una serie de mediciones para la elaboración de la ficha RAMSA reportando valores de 798,33 y 436,00  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  en STD; Rueda (2000, 2005) reportó valores de 798,33 y 436,00  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ; para el informe final presentado por el CIRA en el 2010-2011 se reportaron valores en cuatro diferentes puntos muestreados en el río Tipitapa siendo estos 803,04 a 341,02  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , esta variabilidad de los datos podrían estar influenciados por las características alóctonos al momento de realizarse el muestreo.

### 9.1.3 Turbidez y Color Verdadero

Aunque estos dos conceptos difieren entre sí, ambos interfieren en la transmisión de la luz en las aguas naturales y, por consiguiente, regulan los procesos biológicos que en ellas se realizan (Roldán & Ramírez, 2008).

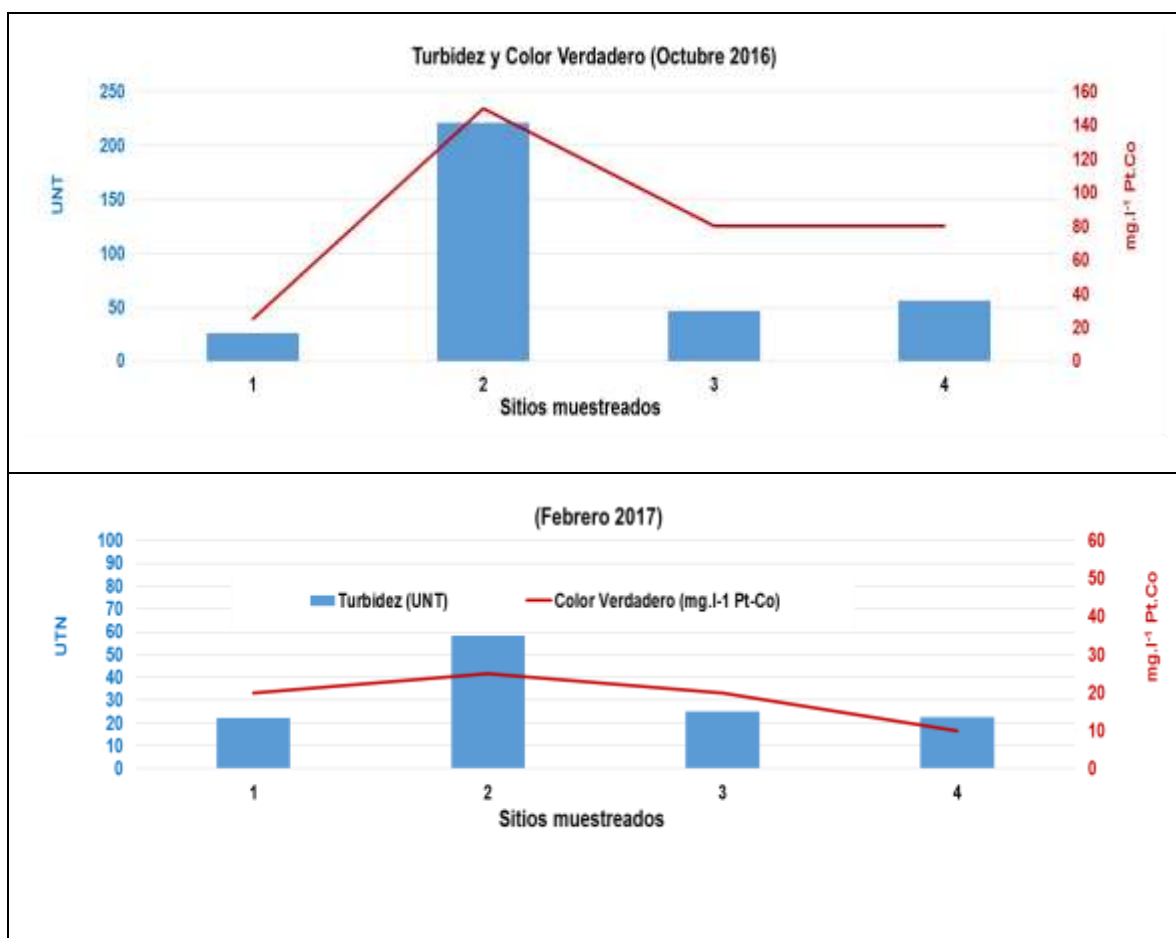


Figura 25. Turbidez y Color Verdadero de las aguas del río Tipitapa, octubre 2016, febrero 2017.

### *Turbidez*

La turbidez de las aguas del río Tipitapa varió, espacial y temporalmente. De acuerdo a las mediciones de octubre 2016 y febrero del 2017 los valores de esta variable estuvieron en el rango de 25,50 a 221,00 UNT (Figura 25).

En el Sitio 1, los valores observados de turbidez para octubre fueron 25,50 para febrero de 22,20 UNT valores muy cercanos; el Sitio 2 registró valores con una amplia diferencia entre ambas estaciones siendo estos 58,40 UNT en febrero 2017 y 221,00 UNT en octubre 2016, este sitio es un punto convergente de un afluente intermitente que actúa a manera de cause canalizando las escorrentías procedente de zonas agrícolas y el cual en periodos lluviosos transportan todo el material suelto de los terrenos que rodean el sitio (Figura 25); en el Sitio 3 se observaron valores entre 46,80 y 25,20 UNT este descenso en los valores pueden estar relacionados con la proximidad del mismo al Sistema Lagunar de Tisma el cual actúa a manera de filtro reteniendo sedimentos y sólidos que son transportados. En el Sitio 4 los valores fueron entre 56,20 y 22,40 UNT, este también se encuentra localizado después de la laguna de Tisma y cercano a la desembocadura al Cocibolca.

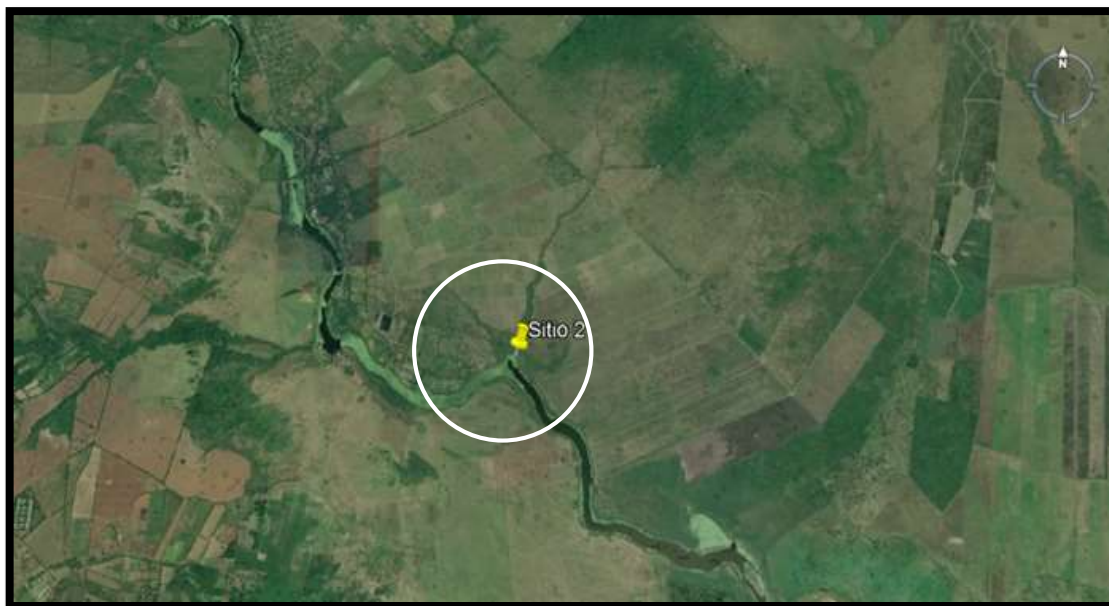


Figura 26. Ubicación del Sitio 2, coordenada N: 1343490; E:607257 (Fuente: Google Earth)

Reflejando estos datos por periodos estacionales tenemos que la turbidez en octubre (CV = 103,0%) presentó la más heterogeneidad que en febrero (CV = 55,0%). Las variaciones observadas de la turbidez en los sitios de estudio están influenciadas por el material suspendido de origen inorgánico (sedimento) u orgánico (materia orgánica) que es incorporado al río y por las escorrentía, viento y/o acción antropogénica del área.

Al comparar estos valores de turbidez con datos históricos de la zona lagunar de Tisma considera un punto de amortiguamiento de la zona de interlagos y a lo largo del río se apreciaron cambios de esta variable, algunos datos proporcionados por el CIRA (2000) cuando realizó los estudios para elaborar la ficha RAMSA reportó valores 40,00 UNT un único valor en la laguna; Rueda (2000, 2005) reportó valores de 55,38 y 63,20 UNT en el mismo sitio; en el informe final presentado por el CIRA (2011) se reportaron un rango en valores de 44,40 – 47,00 UNT para el 2010 en dos puntos muestreados en el río Tipitapa uno cerca de Tisma y otro cerca Panaloya pero en el 2011 reportaron un rango de valores de 18,40 a 71,40 UNT en cuatro puntos muestreados longitudinal del río, esta variabilidad de los datos podrían estar

influenciados por las el arrastre de material alóctonos procedente de zonas agrícolas cercanas.

### *Color Verdadero*

El color verdadero varió entre 10,00 y 150,00 mg.l<sup>-1</sup> Pt-Co, incrementándose en octubre 2016 en los Sitios 2 (150,00 mg.l<sup>-1</sup> Pt-Co), Sitio 3 (80,00 mg.l<sup>-1</sup> Pt-Co) y Sitio 4 (80,00 mg.l<sup>-1</sup> Pt-Co), este comportamiento puede ser el efecto de la materia orgánica disuelta en las aguas del río, está por lo general procede de la vegetación que se ubica en la ribera del mismo, la cual es descompuesta y transformada a detritus, siendo arrastrada y acumulada en el río durante la época de lluvia.

Los altos valores en las concentraciones del Color Verdadero es considerada una afectación usual en los ríos de zonas tropicales, especialmente los localizados a baja altura sobre el nivel del mar, por causa del arrastre de materiales alóctonos producido por las altas precipitaciones (Roldán G., 2008). Los niveles de color verdadero en la mayoría de los sitios muestreados fueron menores al límite máximo de 100 mg.l<sup>-1</sup> Pt-Co, exceptuando el Sitio 2, según lo establecido por la norma (CWQG – CCME, 2008), para aguas recreacionales.

#### 9.1.4 Sólidos Totales (ST), Solidos Totales Disuelto (STD), Sólidos Suspendedos Totales (SST) y Sólidos Sedimentables Totales (SST).

### *Sólidos Totales*

Los ST fueron cuantificados gravimétricamente en función del material suspendido y disuelto contenido en las aguas. Los valores reportados en el río Tipitapa presentaron un comportamiento heterogéneo temporal y espacial a lo largo del río; el rango reportado fue entre octubre 2016 a febrero 2017, el Sitio 1 indico una concentración de 227,00 – 461,00 mg.l<sup>-1</sup>; el Sitio 3 reportó un rango 442,00 – 342,00 mg.l<sup>-1</sup>; el Sitio 4 entre 386,00 - 249,00 mg.l<sup>-1</sup>, el Sitio 2 se registraron valores de

237,00 mg.l<sup>-1</sup> a 514,00 mg.l<sup>-1</sup>, en octubre 2016 este sitio fue el único que se reportaron concentraciones de SST (0,5 ml.l<sup>-1</sup>); esto podría estar influenciado por el arroyo que desemboca cerca en sitio (Figura 27), es un meandro que tiene mucha incidencia algal y está rodeado de zonas agrícolas, los demás sitios estaban por debajo del rango de detección para SST (< 0,1 ml.l<sup>-1</sup>).

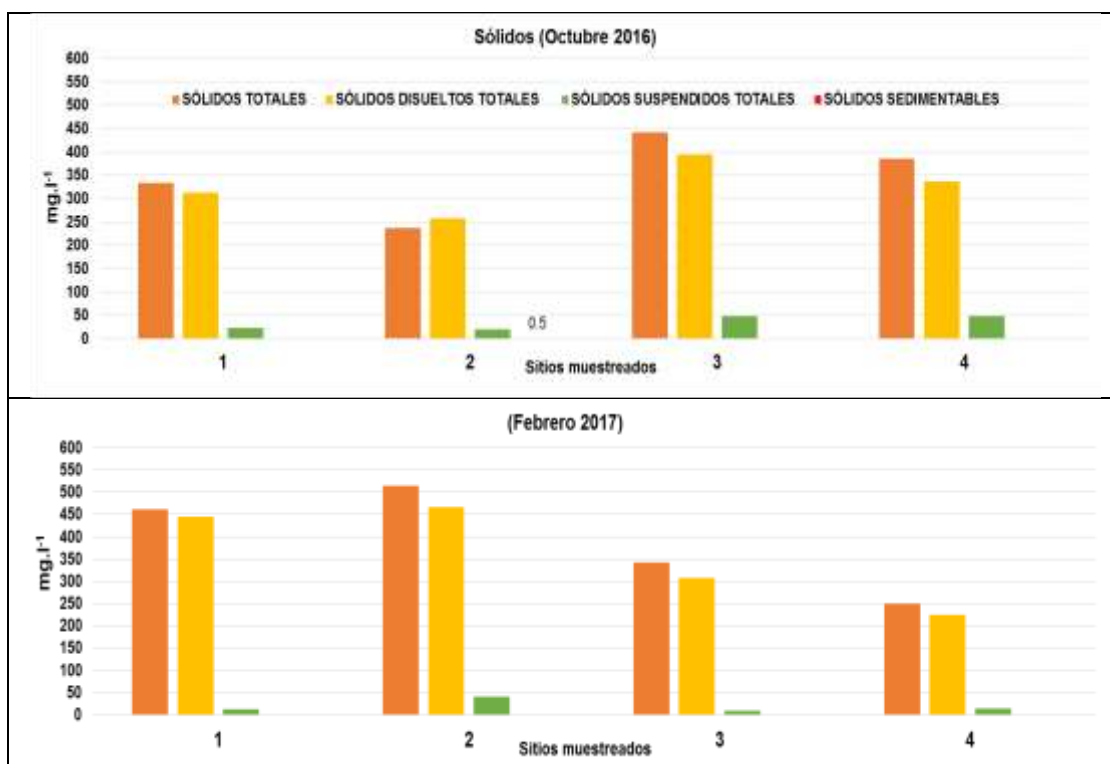


Figura 27. Comportamiento de los Sólidos (Totales, disueltos, Sedimentables y Suspensos) en las aguas del río Tipitapa, octubre 2016 y febrero 2017.

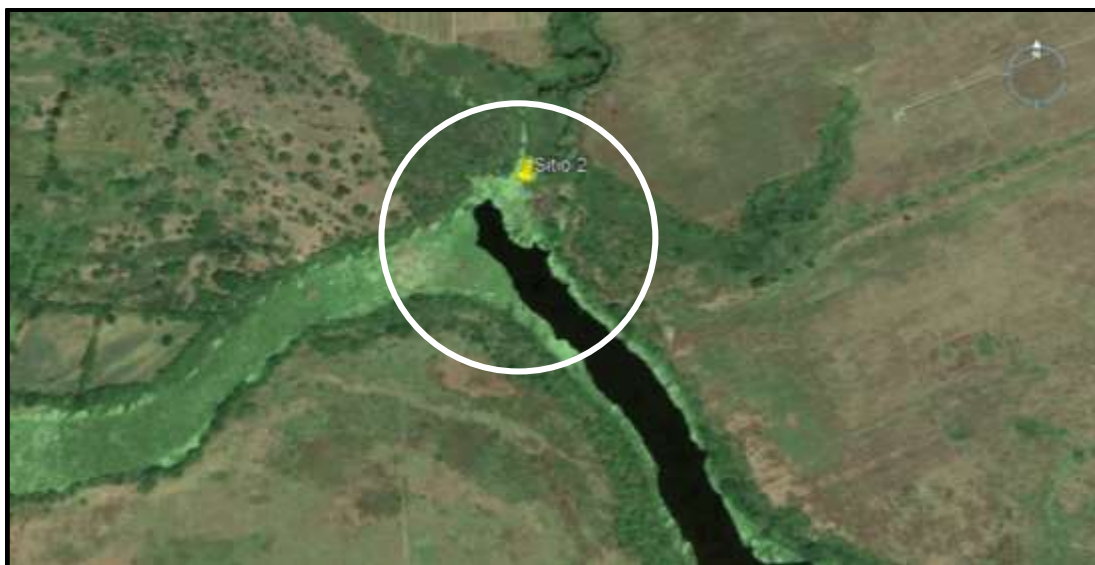


Figura 28. Ubicación del Sitio 2, coordenada N: 1343490; E:607257 (Fuente: Google Earth)

### *Sólidos Totales Disueltos*

En el caso de los STD el valor promedio reportado para octubre 2016 fue de 325,00 mg.l<sup>-1</sup> ( $\pm 49,24$ ) y CV=15,15%; reflejando una baja variabilidad y alta estabilidad del sitio según valores de referencia para el coeficiente de variación (Anexo A); hasta el momento sin embargo es apreciable observar (Figura 28) que existe una fuerte presencia de biomasa fitoplanctónica pudiendo tener incidencia en las concentraciones reportadas para otras variable. Para febrero 2017 el promedio aumento ligeramente a 360,75 mg.l<sup>-1</sup> ( $\pm 99,57$ ) y CV = 27,60%, podemos deducir con estos valores que la variabilidad y la estabilidad pasan hacer moderadas.

### *Sólidos Suspendidos Totales*

En el caso de los SST el valor promedio reportado para octubre 2016 fue de 34,69 mg.l<sup>-1</sup> ( $\pm 13,34$ ) y CV = 38,46%; reflejando una variabilidad y estabilidad moderada del sitio según el coeficiente de variación (Anexo A), sin embargo es apreciable observar (Figura 28) que existe una influencia de biomasa fitoplanctónica que puede tener incidencia en las concentraciones reportadas de sólidos sedimentable (0,5 ml.l<sup>-1</sup>). Para febrero 2017 el promedio disminuyó a 18,81 mg.l<sup>-1</sup> ( $\pm 12,72$ ) y CV =

67,61%, pero el coeficiente de variación indica que se presentó una alta variabilidad y baja estabilidad entre los datos reportados.

### *Sólidos Sedimentables*

En el caso de los sólidos sedimentables solamente se reportaron 0,50 (ml.l<sup>-1</sup>) para octubre 2016 en el Sitio 2, en este lugar se puede observar la fuerte presencia de biomasa fitoplanctónica. Los sólidos sedimentables son aquellas partículas que por su peso tiende a depositarse en el fondo de un cuerpo de agua, pueden ser de origen orgánico o inorgánico y una vez depositados pueden ser transformados en lodos por las bacterias reductoras y/o microorganismos como el zooplancton (Crites R, 2000).

Los sólidos en su mayoría provienen de la erosión de suelos y rocas, suelen estar revestidas de restos orgánicos, y conforman la mayor fracción de las materias en suspensión de la mayoría de las aguas naturales. Los aportes de aguas turbias de escorrentía en época de lluvias, ricas en materias minerales, causan aumentos de la materia en suspensión en aguas de ríos y embalses. Las algas en época de su floración también pueden provocar incrementos importantes en medios hídricos naturales. Las corrientes transportan materiales, principalmente SDT y SST. Los primeros se refieren a la materia inorgánica en forma iónica, y los segundos, a la materia orgánica como detritus, o de origen aluvial, restos de roca, arcilla, arena y similares. Los SST pueden verse a simple vista como pequeñas partículas y son los que dan turbidez al agua (Roldán & Ramírez, 2008).



### 9.1.5 Macro constituyentes

La distribución y composición de los cationes: Sodio ( $\text{Na}^+$ ), Potasio ( $\text{K}^+$ ), Calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) y Magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) y los aniones: Cloruros ( $\text{Cl}^-$ ), Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), Sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), Carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) y Bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ), conocidos como iones mayoritarios se presenta en las Figuras 29 y 30.

#### **Cationes**

Los cationes con mayores concentraciones observadas en octubre fueron el  $\text{Na}^+$  y el  $\text{Ca}^{2+}$ , seguidos del  $\text{K}^+$  y  $\text{Mg}^{2+}$ . Para el  $\text{Na}^+$  la concentración promedio fue de 46,45  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 20,53$  y  $\text{CV} = 44,19\%$ ) y para el  $\text{Ca}^{2+}$  22,14  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 6,39$  y  $\text{CV} = 28,86\%$ ); los cationes con concentraciones promedios más bajas fueron el  $\text{K}^+$  con 9,87  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 2,44$  y  $\text{CV} = 24,70\%$ ) y el  $\text{Mg}^{2+}$  con 8,38  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 3,56$  y  $\text{CV} = 42,45\%$ ).

En febrero 2017 las concentraciones promedio observadas fueron más altas. El  $\text{Na}^+$  su concentración promedio fue de 71,81  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 22,04$  y  $\text{CV} = 30,69\%$ ); el  $\text{Ca}^{2+}$  de 30,96  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 11,08$  y  $\text{CV} = 35,80\%$ ); en el caso del  $\text{K}^+$  de 12,80  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 6,27$  y  $\text{CV} = 48,99\%$ ) y la del  $\text{Mg}^{2+}$  de 14,28  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 2,81$  y  $\text{CV} = 19,71\%$ ); el comportamiento de estas concentraciones se puede observar en la Figura 29.

Esta diferencias entre las concentraciones promedio observadas en los meses de octubre 2016 – febrero 2017, indican el cambio temporal que tienen las aguas del río Tipitapa en su composición macro catiónica. En el periodo de lluvia es evidente la disolución de los cationes, pero en periodos secos se observa la reconcentración de los mismos producto de la evaporación estacional o por el estrés hídrico a que es sometido el sistema ya que sus aguas son utilizadas para regadíos de los cultivos de la zona.

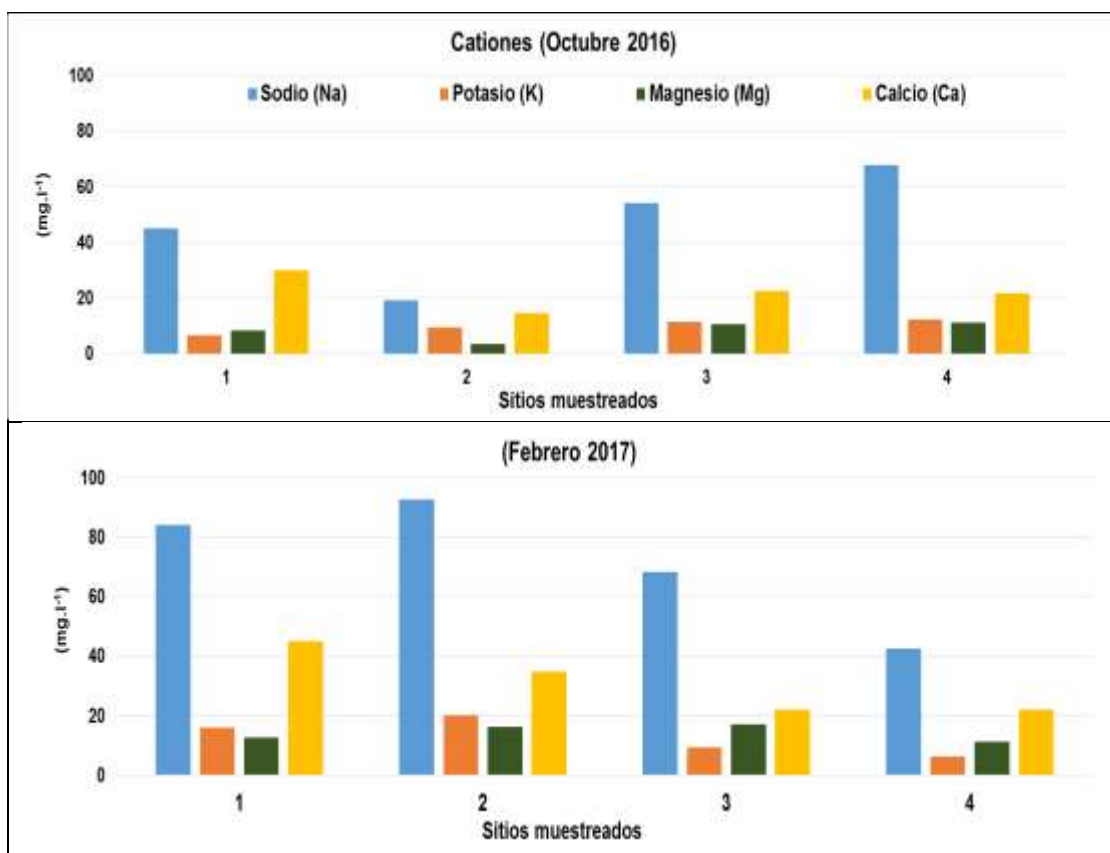


Figura 29. Concentraciones de macro cationes de las aguas del río Tipitapa observadas en Octubre 2016 y Febrero 2017.

Las elevadas concentraciones de Na<sup>+</sup> afecta a la agricultura ya que tiende a impermeabilizar los suelos, aunque la presencia de Ca<sup>+2</sup> y Mg<sup>+2</sup> tiende a atenuar este efecto (Marin G., 2003).

## Aniones

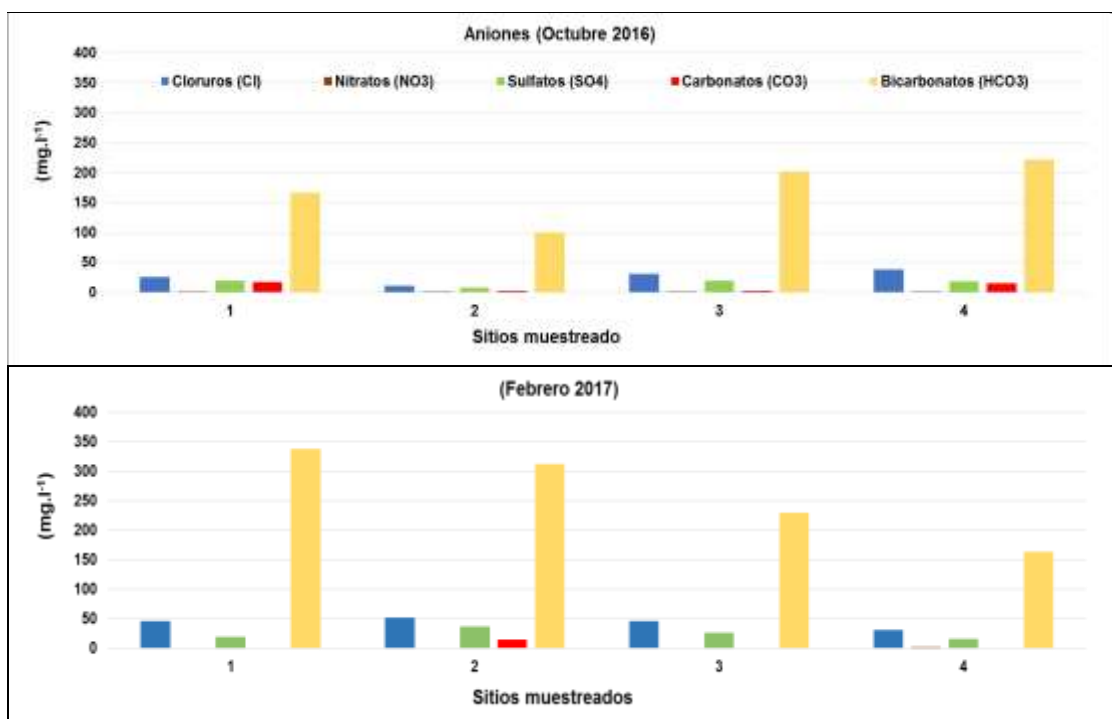


Figura 30. Concentraciones de macro aniones en las aguas del río Tipitapa observadas en octubre 2016 y febrero 2017

En octubre 2016 las concentraciones del ión  $\text{HCO}_3^{2-}$  predominaron entre el resto de concentraciones de los constituyentes aniónicos. Este anión reportó una concentración promedio de  $172,67 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 53,47$  y  $\text{CV} = 31,12\%$ ); seguido del Cl con una concentración promedio de  $26,16 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 11,95$  y  $\text{CV} = 45,68\%$ ); posteriormente la concentración promedio de mayor presencia fue la del ion  $\text{SO}_4^{2-}$  determinándose que la concentración promedio fue de  $16,02 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 5,59$  y  $\text{CV} = 34,78\%$ ); las concentraciones promediadas más bajas fue la de  $\text{CO}_3^{2-}$  con  $8,80 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 7,91$  y  $\text{CV} = 89,92\%$ ); el ion  $\text{CO}_3^{2-}$  reportó dos Sitios  $< \text{LD}$  ( $0,20 \text{ mg.l}^{-1}$ ), lo que se observa en su alto coeficiente de variación. El de menor presencia fue el  $\text{NO}_3^-$  cuya concentración promedio fue de  $0,32 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 0,42$  y  $\text{CV} = 43,75\%$ ).

En febrero 2017 el ion  $\text{HCO}_3^{2-}$  también predominó entre los constituyentes aniónicos observándose una concentración promedio de  $260,86 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 79,74$  y  $\text{CV} =$

30,57%); el segundo fue el  $\text{Cl}^-$  con una concentración promedio de  $43,07 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 8,67$  y  $\text{CV} = 20,12\%$ ); posteriormente la tercera concentración promedio de mayor presencia fue la del ion  $\text{SO}_4^{2-}$  determinándose en  $24,05 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 9,01$  y  $\text{CV} = 37,46\%$ ); las concentraciones promediadas de menor presencia fue el  $\text{CO}_3^{2-}$  con  $14,40 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 7,20$  y  $\text{CV} = 50,92\%$ ); el ion  $\text{CO}_3^{2-}$  reportó tres Sitios  $< \text{LD}$  ( $0,20 \text{ mg.l}^{-1}$ ), lo que se observa en su alto coeficiente de variación. El de menor presencia fue el  $\text{NO}_3^-$  determinándose que la concentración promedio fue  $0,94 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 0,47$  y  $\text{CV} = 50,00\%$ ); el comportamiento de cada anión se puede observar en la Figura 30.

El comportamiento de los contaminantes químicos en las aguas naturales y residuales, está en dependencia de las propiedades fisicoquímicas que predominan en éstas. La presencia del  $\text{CO}_2$  disuelto y de sus productos de ionización  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{CO}_3^{2-}$  en los cuerpos hídricos, influye en los equilibrios de precipitación y disolución de compuestos inorgánicos (Barceló, et al., 2002). Las concentraciones de los macro-iones de muchas aguas superficiales del mundo tienen a existir en las siguientes proporciones:  $\text{Ca}^{+2} > \text{Mg}^{+2} \geq \text{Na}^+ > \text{K}^+$  y  $\text{CO}_3^{2-}$  o  $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$ . En aguas blanda y en aguas superficiales de regiones costeras, el  $\text{Na}^+$  y  $\text{Cl}^-$  suelen estar presentes en mayores concentraciones (Wetzel, 1983).

#### 9.1.6 Dureza Total (DT) y Alcalinidad Total (AT).

Las dureza total de las aguas se clasifica según la concentración de Carbonato de Calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) presente, definiéndose en: aguas blandas ( $< 75 \text{ mg.l}^{-1}$  de dureza total), aguas moderadamente duras ( $75\text{-}150 \text{ mg.l}^{-1}$  de Dureza Total (DT)), aguas duras ( $150\text{-}300 \text{ mg.l}^{-1}$  de DT) y muy duras ( $>300 \text{ mg.l}^{-1}$  de DT) (Roldán & Ramírez, 2008). El valor promedio reportado para la dureza total en los cuatro sitios muestreados en el río Tipitapa clasifican a sus como aguas moderadamente duras. En el Sitio 4 se observó una concentración promedio de  $100,50 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 0,71$  y  $\text{CV} = 0,70\%$ ) y en el Sitio 1 se observó la mayor concentración promedio siendo está de  $136,50$  ( $\pm 38,89$  y  $\text{CV} = 28,49\%$ )  $\text{mg.l}^{-1}$  (Tabla 18).

Tabla 18. Valores promedios de Dureza Total (DT) observada en las aguas del río Tipitapa

Sitios muestreados	Concentración DT (CaCO <sub>3</sub> ) mg.l <sup>-1</sup>		Concentración Promedio de DT (CaCO <sub>3</sub> ) mg.l <sup>-1</sup>	Valor de referencias para DT (Roldán, 2008)
	Octubre 2016	Febrero 2017		
1	109,00	164,00	136,50	Aguas moderadamente duras: 75-150 mg.l <sup>-1</sup>
2	50,00	154,00	102,00	
3	100,00	125,00	112,50	
4	100,00	101,00	100,50	

La alcalinidad total de las aguas superficiales en los sitios de muestreo fue definida completamente por el ion bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-2</sup>), determinado como especie dominante en función de los valores y variaciones del pH que fluctuó en un rango general de 8,00 a 8,89 Unds. Entre octubre 2016 y febrero 2017, el rango de valores reportados fue de 81,95 a 280,05 mg.l<sup>-1</sup>, siendo los Sitios 1 y 2 donde se observaron las mayores diferencia entre temporadas (Figura 31). El valor promedio más alto reportado para la Alcalinidad total fue en el Sitio 1 con un valor de 220,55 (± 79,90 y CV = 36,23%) mg.l<sup>-1</sup> y el más bajo fue en el Sitio 4 con 158,00 (± 33,94 y CV = 21,48%) mg.l<sup>-1</sup> (Tabla 19). La alcalinidad total promedio en los cuatro sitios de muestreo presento un comportamiento heterogéneo temporalmente y espacial, se puede observar una disminución en las concentraciones del CaCO<sub>3</sub> de las aguas del río Tipitapa en los Sitios 3 y 4 ubicados después del Sistema Lagunar de Tisma, caracterizando la capacidad de amortiguamiento del humedal.

Tabla 19. Alcalinidad Total determinada en las aguas del río Tipitapa.

Sitio muestreados	Alcalinidad total (CaCO <sub>3</sub> ) mg.l <sup>-1</sup>		Concentración Promedio (mg.l <sup>-1</sup> )
	Octubre 2016	Febrero 2017	
1	164,05	277,05	220,55
2	81,95	280,05	181,00
3	166,00	188,05	177,03
4	182,00	134,00	158,00

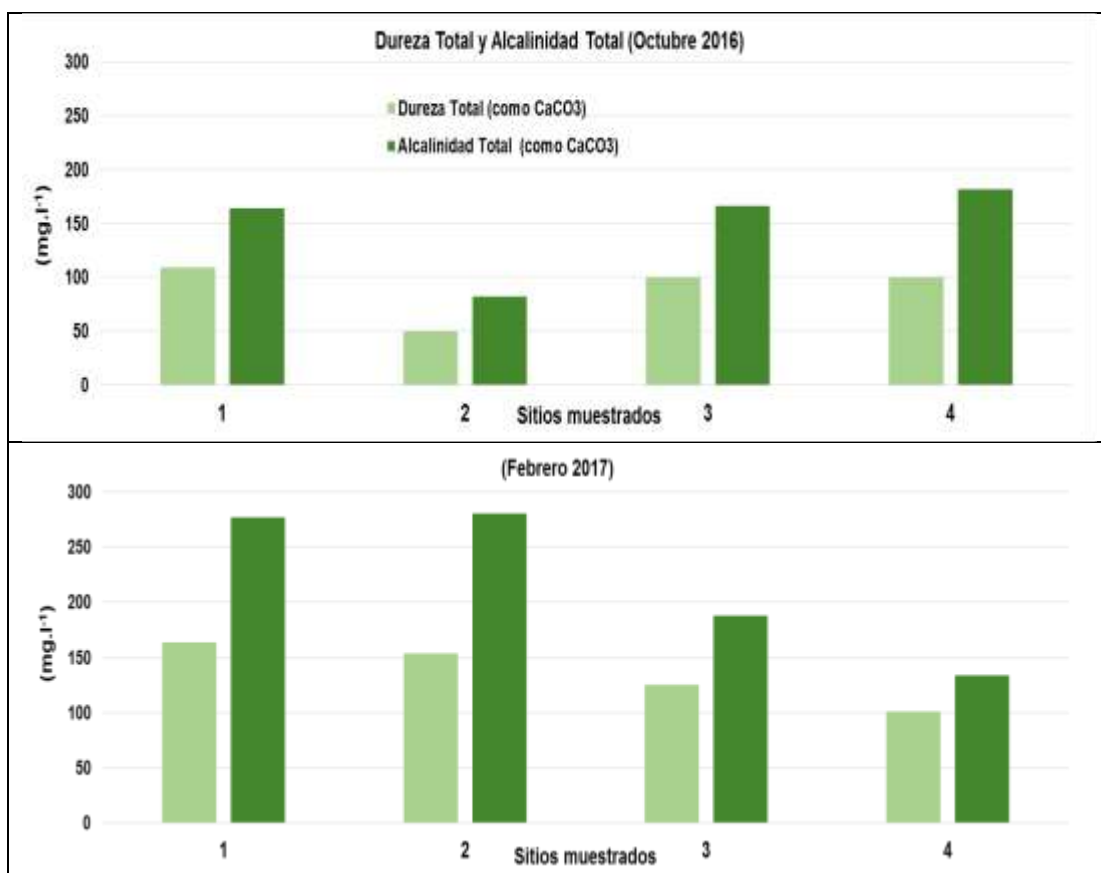


Figura 31. Comportamiento de la Alcalinidad y Dureza total en los sitios de muestreo

Al comparar las concentraciones de la Alcalinidad total con los rangos establecidos en la Tabla 20 podemos decir que las aguas del río Tipitapa presenta una alta alcalinidad, lo que le confiere un pH básico y una CE característica de aguas altamente mineralizadas.

Tabla 20. Referencias para Dureza Total y Alcalinidad Total.

Valor de referencias para Dureza Total (Roldán, 2008) (mg.l <sup>-1</sup> )	Alcalinidad Total (mg.l <sup>-1</sup> ) (Kever, 1989)	Rango según la concentración de Alcalinidad Total
<b>Dureza moderada:</b> 75 - 150	< 75	Baja
	75 - 150	Media
	> 150	Alta

### 9.1.7 Hierro (Fe)

En octubre 2016 las concentraciones observadas de Fe variaron de 1,04 hasta 15,73 mg.l<sup>-1</sup>, para un promedio de 5,84 mg.l<sup>-1</sup> ( $\pm$  6,68 y CV = 114,43%), observándose en el Sitio 2 (Figura 32) la concentración máxima (15,73 mg.l<sup>-1</sup>) y en el Sitio 1 la mínima (1,04 mg.l<sup>-1</sup>). En febrero 2017, las concentraciones de Fe variaron entre 0,67 y 3,00 mg.l<sup>-1</sup>, promediando 1,37 mg.l<sup>-1</sup> ( $\pm$  1,09 y CV = 80,09%), la concentración máxima fue observada en el Sitio 2 con 3,00 mg.l<sup>-1</sup> y la mínima en el Sitio 1 con 0,67 mg.l<sup>-1</sup> (Figura 32).

El Sitio 2 en ambos periodos se reportaron los valores más altos de Fe, su ubicación entre un cauce intermitente que forma una curva o meandro en el río esta condición podría facilitar la acumulación de sedimentos procedentes de zonas agrícolas. En aguas de superficiales generalmente se encuentra el Fe<sup>+3</sup> y en concentraciones muy bajas (0,10 – 0,30 mg.l<sup>-1</sup>), en el río Tipitapa las concentraciones fueron superiores al rango.

Según, Roldán, et al., (2008), las altas concentraciones de hierro son característico de ríos con cierto grado de contaminación, en pH alcalinos la especie iónica predominante es Fe(OH)<sub>3</sub>, también es una de las formas en que el Fe está disponible para el fitoplancton. La Turbidez y el Fe presentaron un comportamiento homogéneo en todos los puntos de muestreo.

### 9.1.8 Relación Turbidez y Hierro.

La turbidez de las aguas está relacionada con la presencia de diversos materias alóctonos o autóctonos en suspensión tales como arcilla, limos, coloides orgánicos, plancton y otros micro-organismos, se pueden asociar a la presencia de algunos minerales, partículas orgánicas húmicas (provenientes de la descomposición de restos vegetales), y partículas filamentosas (restos de materiales orgánicos e inorgánicos).

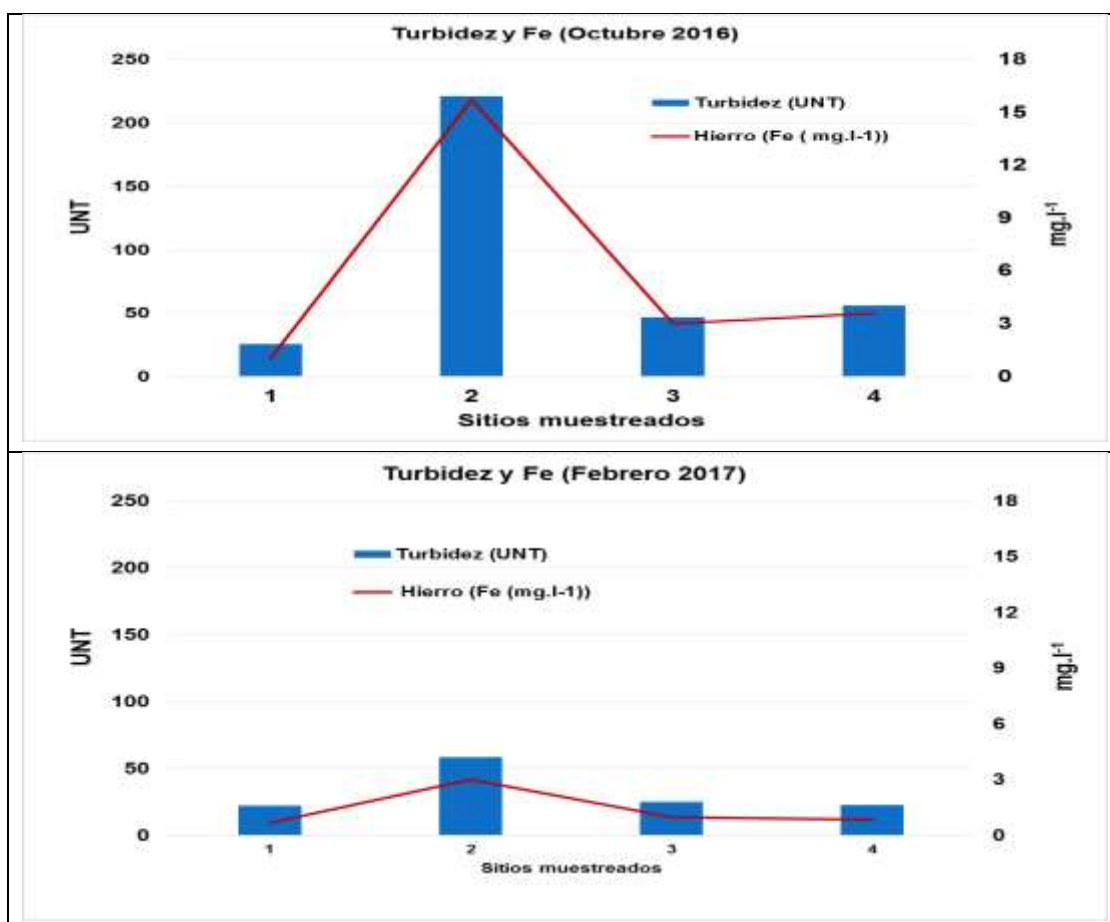


Figura 32. Comportamiento de la Turbidez y el Hierro.

Por lo general la turbidez en los cuerpos de agua como las del río Tipitapa esta caracteriza por la erosión de suelos y rocas, restos orgánicos que conforman la mayor fracción de los materiales en suspensión en la mayoría de las aguas



naturales. Los aportes de aguas turbias de escorrentía en época de lluvias ricas en materias minerales causan aumentos de turbidez en muchos de sus aguas. Las algas en época de su floración también pueden provocar incrementos importantes de turbidez en medios hídricos naturales.

Por otro lado, los compuestos orgánicos productores de turbidez poseen un notable efecto adsorbente sobre los posibles plaguicidas existentes en un agua dificultando así su eliminación, además de formar quelatos con metales produciendo el efecto anterior. En aguas naturales, la turbidez suele evolucionar pareja a la del aporte de aguas de escorrentías al medio, a su vez provocada por la existencia de lluvias, especialmente, si éstas son torrenciales o se producen en terrenos susceptibles de fácil erosión.

#### 9.1.9 Sílice o Silicio ( $\text{SiO}_2$ ).

En octubre 2016 el  $\text{SiO}_2$  reportó valores de 40,75 a 31,98  $\text{mg.l}^{-1}$ , para un promedio de 36,20  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 3,60$  y  $\text{CV} = 9,95\%$ ); manteniendo una homogeneidad espacial y temporal estable durante este periodo. En esta época el comportamiento de las concentraciones entre los punto fue poco variable y muy estable.

Diferente fue el comportamiento en febrero del 2017 el Sílice reportó valores de 47,17 a 5,85  $\text{mg.l}^{-1}$ , para un promedio de 24,19  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 17,87$  y  $\text{CV}=73,89\%$ ); incrementando su concentración en el Sitio 1 (47,17  $\text{mg.l}^{-1}$ ) y siendo el Sitio 4 el de menor concentración reportada (5,82  $\text{mg.l}^{-1}$ ), en el Sitio 2 el valor determinado fue 28,14  $\text{mg.l}^{-1}$  y el Sitio 3 fue de 5,82  $\text{mg.l}^{-1}$ , respetivamente (Figura 33). El silicio disuelto en el agua  $\text{Si(OH)}_4$  tiene una concentración variable (mayor en aguas continentales) y por lo general se halla en exceso con respecto al nitrógeno (NT) y al fósforo (PT) excepto en zonas de vertidos domésticos y en grandes floraciones de diatomeas. En el caso del río Tipitapa las concentraciones de  $\text{SiO}_2$ , fueron superiores a las NT (0,472 – 2,945  $\text{mg.l}^{-1}$ ) y PT (0,091 – 0,692  $\text{mg.l}^{-1}$ ). Según, Roldán

P. *et al*, (2008), las altas concentraciones de sílice pueden estar relacionadas con la geología de la zona; ya que el 60% de las rocas de la corteza terrestre están compuesta por  $\text{SiO}_2$ .

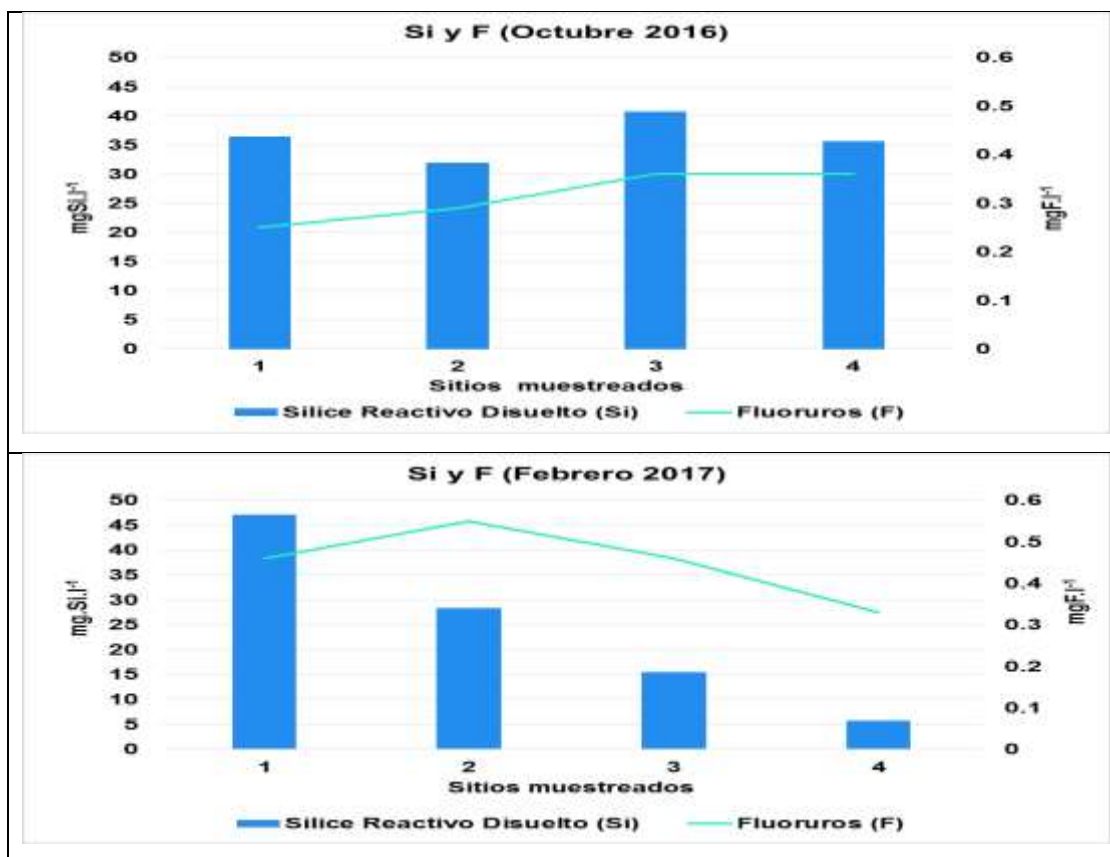


Figura 33. Concentraciones de Sílice y Flúor en las agua del río Tipitapa, de octubre 2016 y febrero 2017.

La zona interlagos y sus alrededores es un área donde convergen cuatro unidades geológicas, interactúan con el río Tipitapa en su recorrido como son: TQps, Qal y Qr (ver Figura 2), las cuales se caracterizan por la textura de sus suelos las cuales son de origen arcillosos, limoso, arenosos y con presencia de rocas ígneas donde predomina el  $\text{SiO}_2$  (60 - 70%), en la naturaleza los minerales presentes en rocas y suelos al tener contacto con ecosistemas acuáticos se degradan en sus componentes metálicos, óxidos, sales y otros elementos orgánicos e inorgánicos, el  $\text{SiO}_2$  tiene importancia en forma reactiva o soluble que es la forma como es asimilado por los organismos.

#### 9.1.10 Fluoruro o Flúor (F).

En octubre 2016 las concentraciones observadas de F fueron  $< 0,25$  a  $0,36 \text{ mg.l}^{-1}$ , para un promedio de  $0,34 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 0,1715$  y  $\text{CV} = 50,95\%$ ); manteniendo una homogeneidad espacial y temporal estable durante este periodo. En esta época el comportamiento de las concentraciones entre los sitios fue poco variable y muy estable (Figura 33). Diferente fue el comportamiento en febrero 2017 las concentraciones observadas de F fueron de  $0,33$  a  $0,55 \text{ mg.l}^{-1}$ , para un promedio de  $0,45 \text{ mg.l}^{-1}$  ( $\pm 0,0906$  y  $\text{CV}=20,12\%$ ); manteniendo también una homogeneidad espacial y temporal estable durante este periodo, solamente se incrementó en el Sitio 2 ( $0,55 \text{ mg.l}^{-1}$ ); siendo en el Sitio 4 la menor concentración reportada ( $0,33 \text{ mg.l}^{-1}$ ), en los Sitios 1 y 3 el valor determinado fue  $0,46 \text{ mg.l}^{-1}$ , respetivamente (Figura 33).

El flúor (F) se puede encontrar tanto en el agua como en los alimentos. La presencia de flúor, elemento traza tóxico, tiene relevancia en la cadena trófica, ya que a altas concentraciones en el agua pueden biotransferirse a los diferentes niveles tróficos.

El origen del F en aguas superficiales se puede deber a uno o más factores tales como la cercanía de los cuerpos de agua a zonas con sedimentos de origen volcánico, al aporte de agua subterránea con alta concentración de F y a la actividad antrópica, tanto industrial como agropecuaria (Fuge y Andrews, 1988).

En aguas superficiales continentales, la concentración de flúor generalmente está en el rango de  $0,01$  a  $0,30 \text{ mg.l}^{-1}$  (Fuge y Andrews, 1988; Datta et al., 2000; Camargo, 2003). En el río Tipitapa el rango de concentraciones promedio fue de  $0,34 - 0,45 \text{ mg.l}^{-1}$  de F, un valor superior al considerado común para este tipo de aguas, aunque estas concentraciones no superan el valor referencia de la Norma CAPRE ( $0,7 \text{ mg.l}^{-1}$  para T:  $25 - 30^{\circ}\text{C}$ ).

No obstante, se pueden encontrar niveles elevados de fluoruro inorgánico de origen natural en las regiones con actividad geotérmica o volcánica (Alarcón-Herrera et al., 2013). Un aspecto importante a considerar en relación con el F en ecosistemas acuáticos, es su impacto sobre los organismos. La captación de F por los organismos acuáticos está en función de su concentración en el medio, del tiempo de exposición y de la temperatura del agua (Pillai y Mane, 1985; Nell y Livanos, 1988).

Diferentes autores han determinado que el F tiende a acumularse en el exoesqueleto de invertebrados acuáticos y predominantemente en tejidos duros de los peces (Gauldie y Nelson, 1990; Moren et al., 2007), aunque estos organismos poseen diferentes mecanismos de eliminación de flúor. Las concentraciones letales de F en agua afectan a los diferentes estadios del ciclo de vida de los peces, observándose efectos en peces dulceacuícolas expuestos a concentraciones de 0,5 mg.l<sup>-1</sup> (Damkaer y Dey, 1989).

#### 9.1.11 Nitrógeno Total (NT) y sus especies Nitrificadas

El NT es un elemento que no está normado en guías para vida acuática pero si sus especies nitradas: amonio y nitrato. En la Figura 34 podemos observar el comportamiento de las formas inorgánicas disueltas del nitrógeno como los nitratos (N-NO<sub>3</sub>), nitritos (N-NO<sub>2</sub>) y amonio (N-NH<sub>4</sub>), en el caso del río Tipitapa, se reportaron concentraciones para formas de nitratos y amonio, por encima de la normativa UNESCO/WHO/UNEP (1996) siendo estas para N-NO<sub>3</sub>: 0,10 mg.l<sup>-1</sup> y para N-NH<sub>4</sub>: 0,015 mg.l<sup>-1</sup>.

La forma nitrato (N-NO<sub>3</sub>) presentó valores menores al límite de detección del método en dos sitios muestreados, pero en el Sitio 1 en octubre 2016 fue 0,53 mg.l<sup>-1</sup> y el Sitio 4 registro 0,94 mg.l<sup>-1</sup> en febrero 2017 (Figura 31), ambos sitios se ubican cerca de poblados, como la Carbonera y el Paso Panaloya, ambas concentraciones

superan el valor referido por la UNESCO/WHO/UNEP (1996), por lo que su presencia puede estar relacionada por incidencia de origen antrópico. Para la forma amoniacal  $N-NH_4$ , se reportaron valores en el rango de 0,024 a 0,158  $mg.l^{-1}$  (Figura 34). Al comparar estos valores con los establecidos por la norma UNESCO/WHO/UNEP (1996), este se encuentra muy por encima de la normativa. Los valores de NT para el área de estudio presentaron un rango de 0,932 – 2,945  $mg.l^{-1}$ .

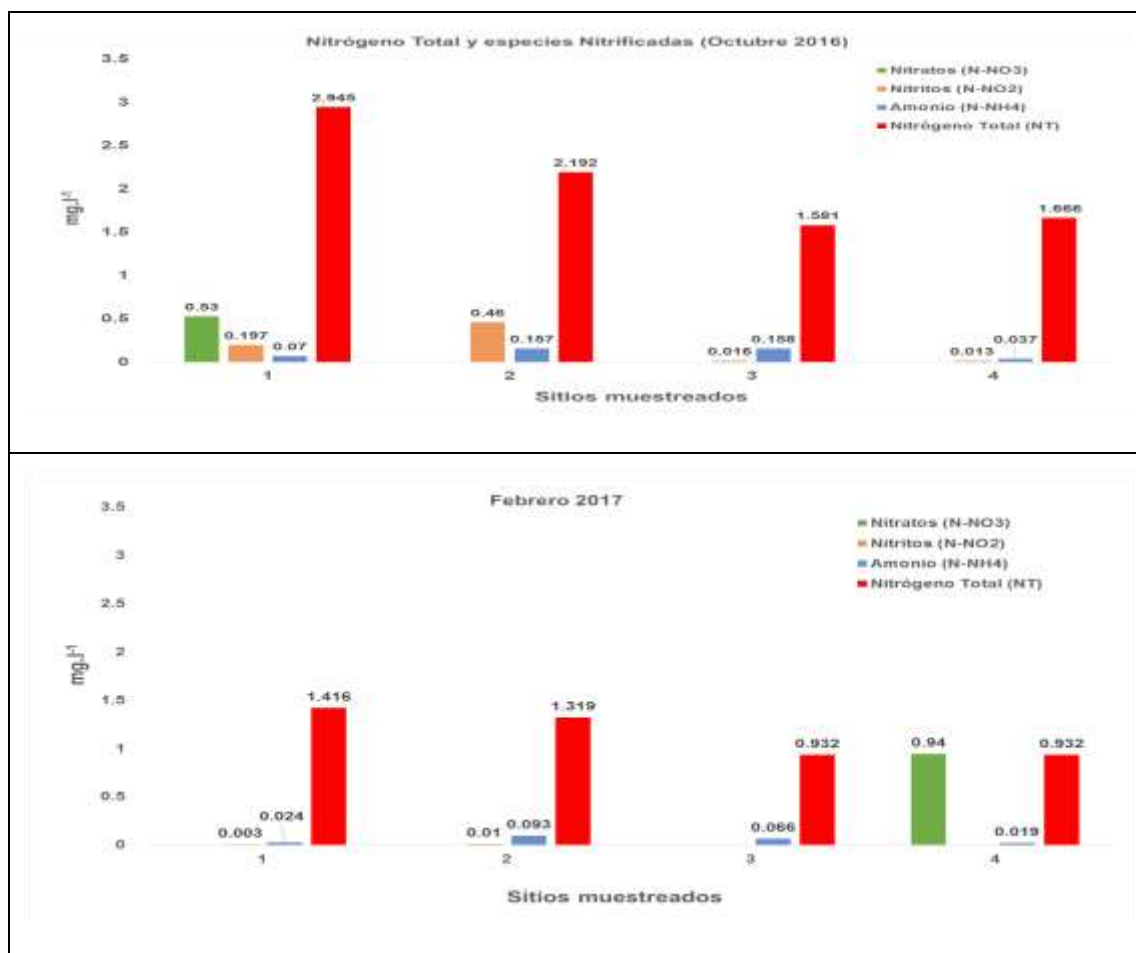


Figura 34. Comportamiento de  $N-NH_4$ ,  $N-NO_2$  y  $N-NO_3$  en las aguas del río Tipitapa, octubre 2016 y febrero 2017.

En caso del río Tipitapa estas altas concentraciones  $N-NO_3$  y  $N-NH_4$ , pueden estar relacionadas con las descargas de aguas residuales procedentes de un sistema de tratamiento para aguas grises el cual se encuentra colmatado, ubicado a 3,85 Km del Sitio 1, también se puede observar la presencia de otras posible fuentes alóctonas, como actividades agrícolas, así como ganaderas y comunidades

aledañas en las que la utilización de letrinas y fosas sépticas es recurrente, todas estas condiciones favorecen el crecimiento algal (biomasa) como se puede observar en la Figura 35.



Figura 35. Vista panorámica de los posible estresores ambientales que rodean una sección del río Tipitapa y se ubican cerca del Sitio 1 (N: 1347636; E:603499), (Fuente: Google Earth)

La contaminación antropogénica por nitrógeno en las aguas superficiales se produce principalmente como nitrógeno orgánico, amoniacal y nitratos de los efluentes municipales, provenientes de la escorrentía agrícola, y como NOx por deposición atmosférica. El agua subterránea enriquecida con nutrientes también puede ser un contribuyente significativo al enriquecimiento de nutrientes de las aguas superficiales en ciertas áreas. Hay una variedad de procesos bioquímicos naturales que están involucrados en la transformación entre diferentes formas de nitrógeno (CCME, 2016).

### 9.1.12 Fósforo Total (PT)

El rango determinado para el PT en las aguas superficiales del río Tipitapa, fue de 0,091 a 0,692 mg.l<sup>-1</sup> en las dos campañas de muestreo. Los 4 Sitios (Figura 36), permiten hacer una comparación con el comportamiento del PT en el río sobre todo los dos más cercanos al sistema lagunar de Tisma; en el cual Salvatierra (2005) reportó un valor promedio de 0,211 mg.l<sup>-1</sup> para época lluviosa, el CIRA en el 2010 reportó una concentración de 0,730 mg.l<sup>-1</sup> y para el 2011 fue de 0,730 mg.l<sup>-1</sup> (CIRA, 2011), para época seca.

En el caso del fósforo reactivo disuelto (O-PO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) u Orto-fosfato se reportaron concentraciones que están < LD del método (0,016 mg.l<sup>-1</sup>) a valores de 0,288 mg.l<sup>-1</sup> en los sitios muestreados (Figura 36). Para el O-PO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, en octubre 2016 se reportaron concentraciones de 0,211 mg.l<sup>-1</sup> en el Sitio 1; para el Sitio 2 fue 0,281 mg.l<sup>-1</sup>, en los Sitios 3 y 4 se reportó 0,187 mg.l<sup>-1</sup> y 0,213 mg.l<sup>-1</sup> respectivamente, siendo en este mes en que se presentaron las mayores concentraciones. En febrero 2017 solamente se reportaron concentraciones en el Sitio 1 con 0,288 mg.l<sup>-1</sup> y el Sitio 3 fue 0,034 mg.l<sup>-1</sup>, el resto presentaron valores < LD del método. Al comparar estos valores con datos anteriores se observó que el CIRA en el humedal de Tisma para el 1998 reportó una concentración de 0,104 mg.l<sup>-1</sup>, y para el 2011 la concentración fue 0,71 mg.l<sup>-1</sup>, para O-PO<sub>4</sub><sup>-2</sup>.

Es evidente que en un mes lluvioso se reportaron las mayores concentraciones de orto-fosfato (O-PO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) ya que el aumento de las mismas puede estar relacionado con las escorrentías y el arrastre del material alóctono rico en fósforo, el que es transportado de zonas aledañas al ecosistema como son parcelas agrícolas y caseríos o comunidades.

Según la guía UNESCO/WHO/UNEP (1996), el valor establecido de manera global para ríos es de 0,010 mg.l<sup>-1</sup> de O-PO<sub>4</sub><sup>-2</sup>. Por lo que se puede definir que los valores reportados en el área de estudio indican se encuentra fuera del sugerido por la misma. Ya que todos los Sitios reportan concentraciones mayores a la normativa,

característica que se vio bien marcada en octubre 2016 donde se reportaron las mayores concentraciones.

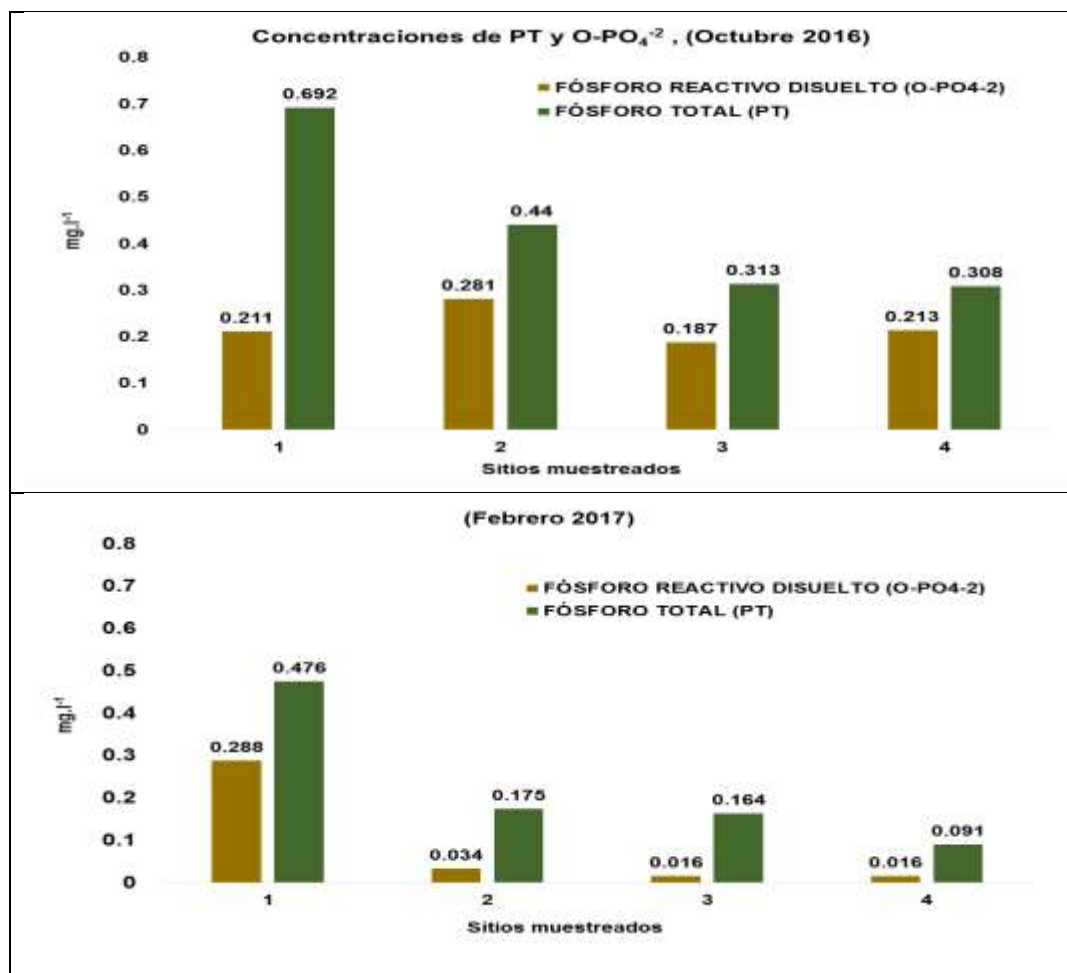


Figura 36. Comportamiento del Fósforo total (PT) y Fósforo Reactivo Disuelto (O-PO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) en el área de estudio

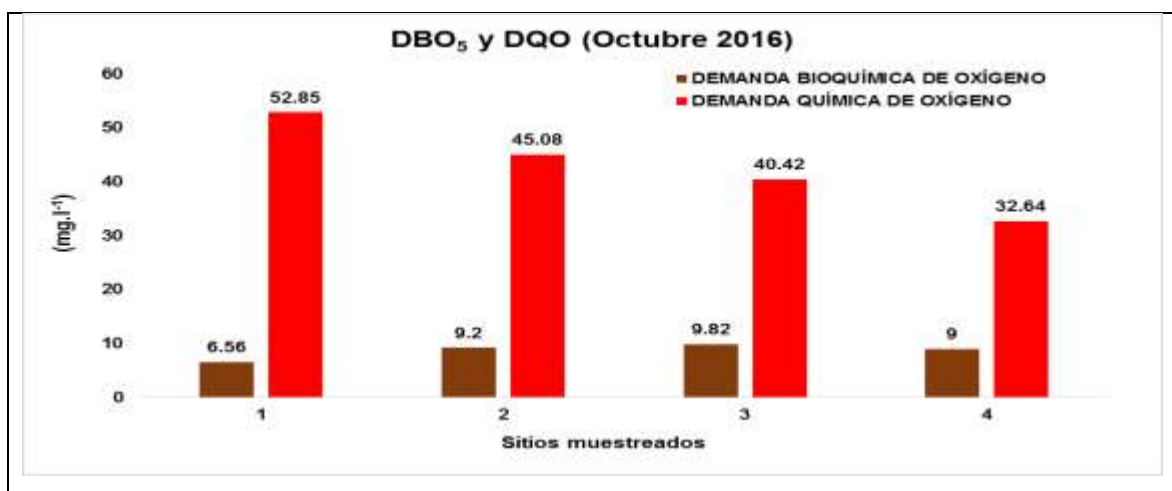
El PT es un elemento que no está normado por las directrices canadienses, sin embargo su análisis e interpretación es de importancia para comprender procesos químicos con otros minerales y compuestos. El fósforo rara vez se encuentra en altas concentraciones en las aguas superficiales, porque es absorbido activamente por las plantas. Está bien establecido que el fósforo es el nutriente que comúnmente limita las comunidades de fitoplancton de agua dulce (IJC, 1980).



## 9.2 Demanda Biológica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>) y Demanda Química de Oxígeno (DQO)

### 9.2.1 Demanda Biológica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>)

La Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) mide la cantidad de oxígeno disuelto consumido, bajo condiciones preestablecidas por la oxidación microbiológica de la materia orgánica presente en el agua, por lo que se puede decir que es una cantidad relacionada con la proporción de residuos orgánicos presentes en las aguas del río Tipitapa. En los sitios muestreados la DBO<sub>5</sub> presentó valores en un rango de 6,56 a 24,25 mg.l<sup>-1</sup> para el período octubre 2016 a febrero 2017. En el Sitio 1 los valores reportados fueron 6,56 - 10,92 mg.l<sup>-1</sup>, en el Sitio 2 fueron 9,20 - 10,71 mg.l<sup>-1</sup>, para el Sitio 3 los valores fueron 9,82 - 24,25 mg.l<sup>-1</sup> y en el Sitio 4 registrados valores de 9,00 - 15,57 mg.l<sup>-1</sup> (Figura 37). El valor promedio de DBO<sub>5</sub> determinado durante este estudio fue 12,00 mg.l<sup>-1</sup> ( $\pm 5,57$  y CV = 46,00%), para los cuatro Sitios muestreados.



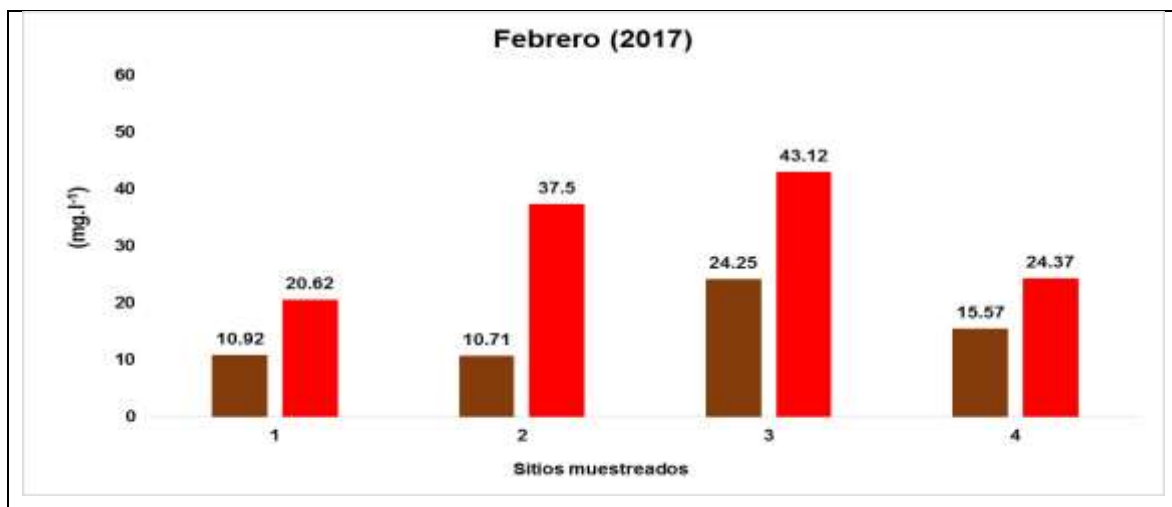


Figura 37. Concentraciones de DBO<sub>5</sub> y DQO en las aguas del río Tipitapa, octubre 2016 y febrero 2017.

La Figura 37 presenta información la cual permite clasificar nuestro ecosistema lotico el río Tipitapa, como un ecosistema con calidad de agua deficiente y en estado eutrófico; según el valor promedio determinado en DBO<sub>5</sub> (12,00 mg.l<sup>-1</sup>) (Tabla 21).

Tabla 21. Sistema de Clasificación para Ecosistemas Fluviales

DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Calidad del Agua	Estado Trófico
< 3,00	Muy Buena	Ultra oligotrófico
3,00 - 5,00	Buena	Oligotrófico
5,00 - 9,00	Moderada	Mesotrófico
9,00 - 15,00	Deficiente	Eutrófico
> 15,00	Muy Mala	Hipertrófico

Referencia: (E.A, 2003)

En el río están incidiendo parámetros (Turbidez, Color, Sedimentos que transportan cantidades de Nitrógeno y Fósforo, entre otros) así como una fuente de contaminación puntual, los cuales podrían estar incidiendo en algunos Sitios del río perturbando la calidad hídrica o las características de sus aguas desde el punto de vista físicos, químicos y posiblemente a largo plazo biológicamente.

Las impurezas de características químicas deben su origen a contaminantes orgánicos e inorgánicos. Donde estos contaminantes ocasionan la disminución del oxígeno en ecosistema teniendo incidencia en los valores de  $\text{DBO}_5$  como se aprecia en la Figura 37 y Tabla 21, producto de la degradación biológica de una diversidad de compuestos. La degradación biológica de sustancias orgánicas produce ácidos grasos, carbohidratos y aminoácidos entre otros; y las sustancias inorgánicas en el caso de metales, puede ser procedente de materiales particulados como arcillas, limos y sedimentos; existe un sistema colmatado de aguas grises el cual es una fuente de contaminación y traerá consigo la presencia de microorganismos como: bacterias y agentes patógenos que encontrara el habitat adecuado en las aguas del río.

### 9.2.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

El rango de concentración registrado para la DQO en octubre 2016 fue de 32,64 a 52,85  $\text{mg.l}^{-1}$  y en febrero 2017 fue 20,62 - 43,12  $\text{mg.l}^{-1}$ . Las concentraciones mínimas y máximas correspondieron a las del Sitio 1 con un promedio de 36,74  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 22,79$  y  $\text{CV} =$ ). Los valores promediados del resto de sitios presentaron un comportamiento homogéneo temporal y espacial en las dos épocas del año, en el Sitio 2 fueron de 41,29  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 5,36$  y  $\text{CV} =$ ), en el Sitio 3 se reportaron valores de 41,77  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 1,91$ ) y en el Sitio 4 los valores fueron de 28, 51  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 5,85$  y  $\text{CV} =$ ) (Figura 37). Según, Custodio & Llamas, (2001); para la DQO el valor que se considera óptimo para aguas no contaminadas es  $< 15,00 \text{ mg.l}^{-1}$ , en todos los sitios del área de estudio se reportaron valores de DQO mayores, para este estudio el valor promedio que se registró en el río para DQO fue 37,08  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 8,02$  y  $\text{CV} = 22,00\%$ ).

En la Tabla 22 se presenta el Índice de Biodegradabilidad (DQO/DBO<sub>5</sub>) de cada sitio muestreado en las dos épocas este permitió establecer la posible característica del xenobiótico más activo en el sistema. Al comparar estos valores con los establecidos para Aguas Residuales Domésticas o ARD (DQO/DBO ≈ 1,5 a 2,00 mg.l<sup>-1</sup> (“agua biodegradable”)). Con los valores para Aguas Residuales Industriales o ARI (≈ 5,00 mg.l<sup>-1</sup>); todos los sitios presentan una ligera alteración en el índice para la época seca, pero en época lluviosa valores reportados son mayores, al ser comparados con las ARI, el más notable fue el Sitio 1 con un IB = 8,06.

Tabla 22. Valores determinados para el Índice de Biodegradabilidad (IB) relación DQO/DBO<sub>5</sub>

Sitio muestreados	Época de muestreo	Índice de Biodegradabilidad (DQO/DBO <sub>5</sub> )
1	Octubre 2016	8,06
	Febrero 2017	1,89
2	Octubre 2016	4,90
	Febrero 2017	3,50
3	Octubre 2016	4,12
	Febrero 2017	1,78
4	Octubre 2016	3,63
	Febrero 2017	1,57

*Observación: Según, Sánchez Ramos (2015) Aguas Residuales Industriales (ARI): ≈ 5,00 mg.l<sup>-1</sup>*

Otro factor de interés es el coeficiente de relación entre los valores DBO<sub>5</sub>/DQO el cual establece una idea de la naturaleza del contaminante orgánico que está presente. Así un cociente DBO<sub>5</sub>/DQO < 0,20 determina la influencia de contaminantes orgánicos no biodegradable probablemente vertido de tipo inorgánico (aguas residuales industriales), mientras que si es superior a > 0,60 predominan contaminantes orgánicos biodegradable procedentes de vertidos de origen orgánico (aguas residuales urbanas, residuos de ganado o industria alimenticia) (Tabla 22) (Flores, 2019; ULPGC, 2019).

Tabla 23. Índices de la relación de DBO<sub>5</sub>/DQO, en los sitios muestreados

Sitio muestreados	Época de muestreo	Coficiente (DBO <sub>5</sub> /DQO)
1	Octubre 2016	0,12
	Febrero 2017	0,53
2	Octubre 2016	0,20
	Febrero 2017	0,29
3	Octubre 2016	0,24
	Febrero 2017	0,56
4	Octubre 2016	0,28
	Febrero 2017	0,64
<b>Observación: Contaminación Inorgánico (&lt;0,20); Contaminación Orgánica (&gt;0,60)</b>		

Al calcular y comparar la relación del tipo de contaminación con los valores reportados de DBO<sub>5</sub>/DQO (Tabla 32), en el río se ha determinado que el Sitio 1 y 4 presentan contaminaciones de carácter inorgánico y orgánico. Las concentraciones reportadas para DBO<sub>5</sub> (12,00 mg.l<sup>-1</sup>) y una DQO (37,08 mg.l<sup>-1</sup>), en el río Tipitapa no indican por el momento un fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales o industriales que impida la utilización de sus aguas río abajo, ya que el humedal de Tisma hasta el momento ha actuado como un área de amortiguamiento de este efecto contaminante.

Estos valores que nos están indicando un determinado nivel de la contaminación en las aguas del río, podría tener su origen por la intervención humana o natural debido a que en sus riveras se han establecido barrios o asentamientos urbanos y las características geológicas de la zona. La incidencia de carteristas naturales puede estar relacionada por la presencia de determinadas sustancias en el agua sin que intervenga la acción humana, teniendo orígenes muy diversos. Ahora la contaminación antropogénica o humana, está ligada a las consecuencias de actividades agropecuarias, posiblemente de industria artesanal y los factores domésticos, siendo estas por su naturaleza las más graves debido a la gran variedad de contaminantes que genera e implementan el ecosistema como zona descarga de los desechos que producen. Ejemplo de pluma de contaminación

permanente tenemos el sistema colmatado de las pilas sépticas que descargan sus aguas crudas en el río Tipitapa ( Figura 38, 39, 40 y 41).



*Figura 38. Efluente del Sistema colmatado, que descarga en el río Tipitapa, Barrio La Villa Tipitapa, 2018 (N:1349143, E:599608 a 53 msnm)*



*Figura 39. Pilas de tratamiento colmatadas que tienen su afluente en el río Tipitapa, Barrio La Villa, Tipitapa, 2018 (N:1349143, E:599608 a 53 msnm)*



Figura 40. Vista panorámica de los posible estresores ambientales marcado con un pinche (color amarillo) ubicado en la rívera noroeste del río Tipitapa y cerca del Sitio 1 (N: 1347636; E:603499), (Fuente: Google Earth).

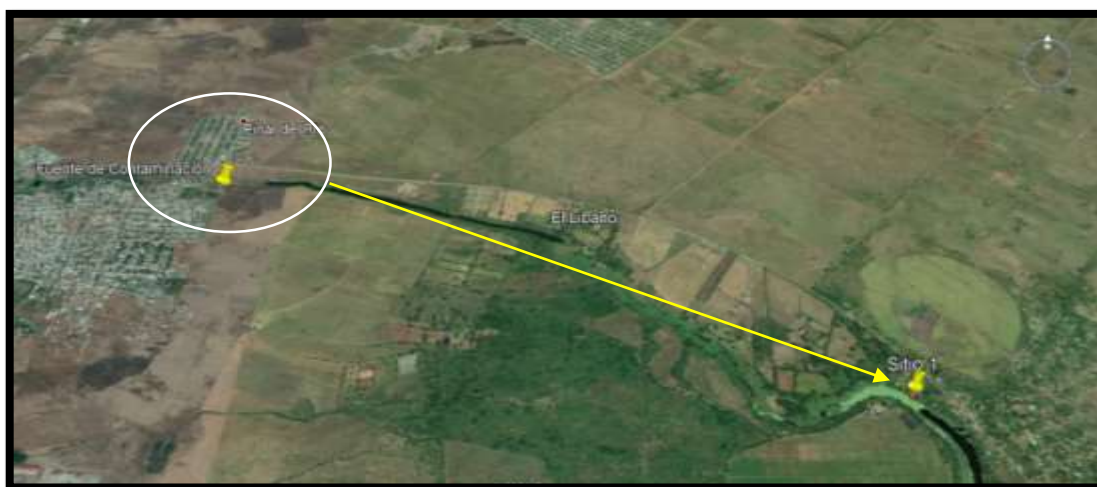


Figura 41. Ubicación de la posible fuente contaminante que tiene incidencia en el Sitio 1, localizado a distancia de 3,85 Km (N: 1347636; E:603499), (Fuente Google Earth).

### 9.3 El Carbono Orgánico Disuelto (COD)

El rango de concentración registrado para la COD en octubre fue 7,33 a 18,30  $\text{mg.l}^{-1}$ , y para febrero fue 2,53 a 14,00  $\text{mg.l}^{-1}$ . La concentración más bajas registrada en octubre 2016 se presentó en el Sitio 1 con 7,33  $\text{mg.l}^{-1}$ , los demás sitios presentaron valores muy similares entre sí, el promedio para este periodo fue de 15,16  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $\pm 5,26$  y  $\text{CV}=34,72\%$ ). En febrero los valores reportados presentaron un comportamiento heterogéneo temporal y espacial en este periodo, siendo el Sitio

1 el valor más alto 14,00 mg.l<sup>-1</sup> y el más bajo se reportó en el Sitio 4 registrándose una concentración de 2,532 mg.l<sup>-1</sup>. En general el promedio registrado para este periodo fue de 8,08 mg.l<sup>-1</sup> ( $\pm$  5,26 y CV= 60,87%) (Figura 42).

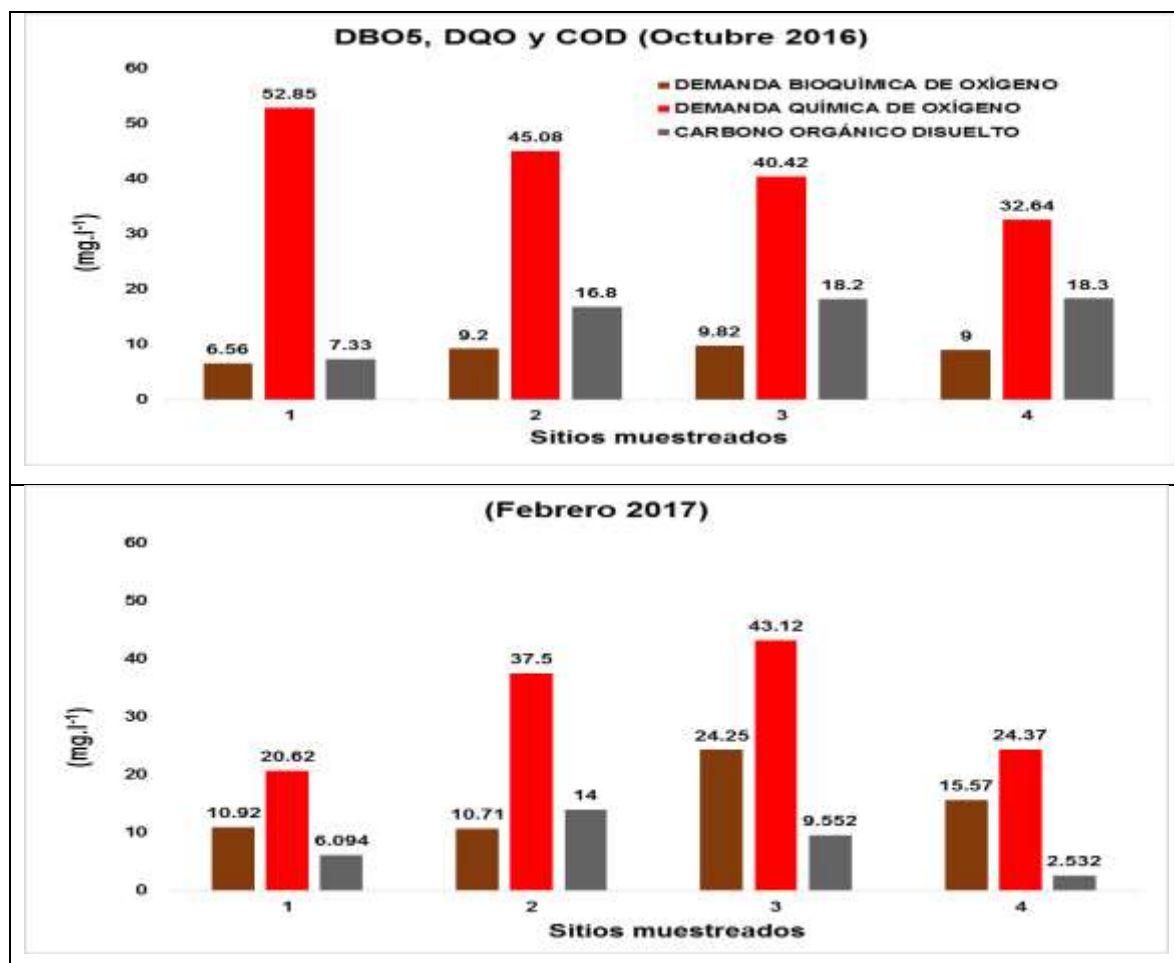


Figura 42. Concentraciones de DBO<sub>5</sub>, DQO y COD en las aguas del río Tipitapa, octubre 2016 y febrero 2017

El Carbono Orgánico puede agruparse en dos categorías: detrítico y carbono orgánico particulado de la biota. El carbono orgánico detrítico comprende el Carbono Orgánico Disuelto (COD) y el Carbono Orgánico Particulado Detrítico (COP-detrítico) (Roldán G. , 1986). Estudios realizados por Alcocer, et al (2014), plantearon que el fitoplancton es una fuente importante de COD por lo que se espera que durante los florecimientos Fito- planctónicos, donde hay incremento en la cantidad de COP (indicador de la biomasa fitoplanctónica), se libere una cantidad



significativa de COD el cual constituye una fuente importante de alimento vía el circuito microbiano (bacterias y protozoos), el COD está asociado al florecimiento de *Nodularia spumigena* (algas – verde azules); reportándose concentración de COD que varían de 3,7 a 4,9 mg.l<sup>-1</sup> lo cual dependerá de la época de florecimiento Fito-plantónico.

En el caso del río Tipitapa en ambas etapas de muestreos las concentraciones reportadas en octubre 2016 (15,16 mg.l<sup>-1</sup>) y febrero 2017 (8,08 mg.l<sup>-1</sup>) indican una amplia producción de COD el cual se puede observar en los florecimientos algales y macrofitas que se han proliferado en el río (Figura 43). Lo anterior sugiere que el florecimiento de *N. spumigena* (aumento de COP) es fuente importante COD lo que constituyen un aporte de carbono relevante para la red trófica vía circuito microbiano, cuando el cuerpo de agua se encuentra en un estadio más oligotrófico.



Figura 43. Florecimientos de Macrofitas en el Sitio 1 conocida como Lechuga de Agua (*Pistia Stratio*) y Jacinto de Agua (*Eichhornia Crassipes*), en el río Tipitapa

Según Wetzel, (2001), por término medio, la concentración de carbono orgánico de los ríos es de unos 7,00 mg.l<sup>-1</sup>, con una razón disuelto/particulado en torno a 3:1.

### 9.4 Hidroquímica del río Tipitapa

La composición química de las aguas de una cuenca dependen de tres factores fundamentales: la climatología, la geología de la región y el tipo de actividades humanas que en ella se desarrollan (Riera & Morguί,1990). La calidad de algunas fuentes de agua puede variar significativamente de acuerdo a la época del año (seca a lluviosa), la toma de muestras en esto periodos de tiempo pueden reflejar los diferentes comportamientos del ecosistema. Los parámetros que determinan la calidad del agua de riego se dividen en tres categorías: químicos, físicos y biológicos. La clasificación hidroquímica de las aguas del río Tipitapa son presentadas en el diagrama de Piper (Figura 44 y 45).

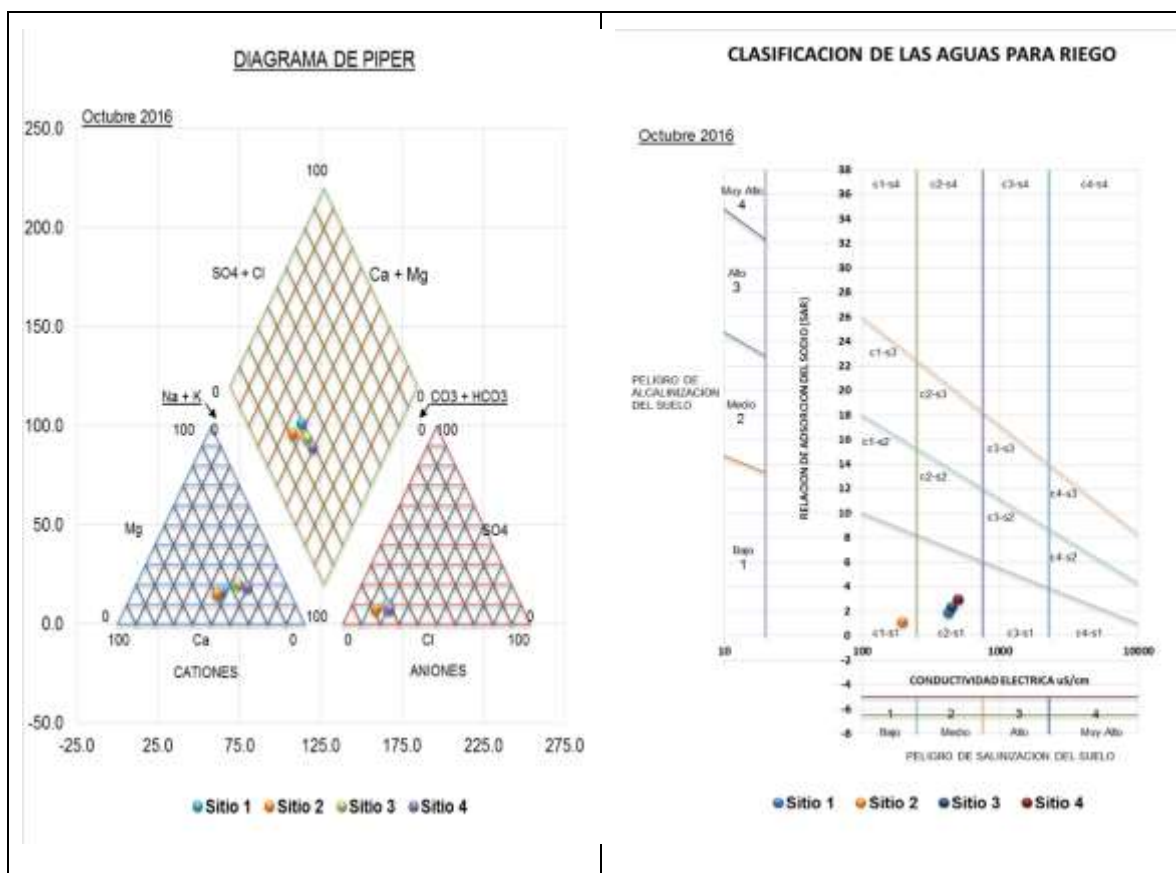


Figura 44. Diagrama de Hidroquímico de Piper y RAS para octubre 2016.

El diagrama hidroquímico de Piper (Figura 44 y Figura 57 en Anexo E) indica que las aguas de los Sitios 1, 2 y 3 presentaron en octubre 2016, características Bicarbonatadas-Sódicas ( $\text{HCO}_3\text{-Na}$ ) y el Sitio 4, cercano al lago Cocibolca; presento una característica Bicarbonatada-Cálcica-Magnésica ( $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$ ) característica muy similar a las aguas de su vecino cuerpo de agua, reafirmando de esta forma la alta presencia del ion Bicarbonato en las aguas de la zona de inter lagos. Las características hidroquímica de los Sitios 1, 2 y 3 pueden estar vinculadas a aguas que pueden provenir del lago Xolotlán o aguas de descarga regional, aguas subterráneas maduras del provenientes del acuífero Las Sierras. El tipo hidroquímico del río Tipitapa y la laguna de Tisma se caracterizan por ser del tipo Bicarbonatada Sódica, con tendencia a Cloruradas. La naturaleza hidroquímica que presentan ambos cuerpos de agua manifiesta que lago Xolotlán aporta significativamente a su alimentación (Zamorio, 2018). En el caso del Sitio 4 su acercamiento a la zona de desembocadura del río al lago Cocibolca podría tener incidencias en sus aguas ya que este, muestra un tipo Bicarbonatado Cálcico Sódico (Zamorio, 2018).

Estas aguas se clasifican en aguas de baja peligrosidad de alcalinización del suelo y con un peligro de salinización de bajo a medio, clasificándolas como:

- ✓ Agua de baja salinidad, apta para el riego en todos los casos. Inconvenientes en suelos de muy baja permeabilidad.
- ✓ Agua de salinidad media, apta para el riego. Cultivos tolerantes a la salinidad.
- ✓ Agua con bajo contenido en sodio, apta para el riego en la mayoría de los casos (Figura 44).

El comportamiento hidroquímico del río Tipitapa febrero 2017, según el diagrama hidroquímico (Figura 45) indicó que las aguas de los Sitios 1, 2 y 3 tienen características Bicarbonatadas-Sódicas ( $\text{HCO}_3\text{-Na}$ ) y el Sitio 4 características de Bicarbonatadas-Cálcicas-Magnésicas ( $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$ ).

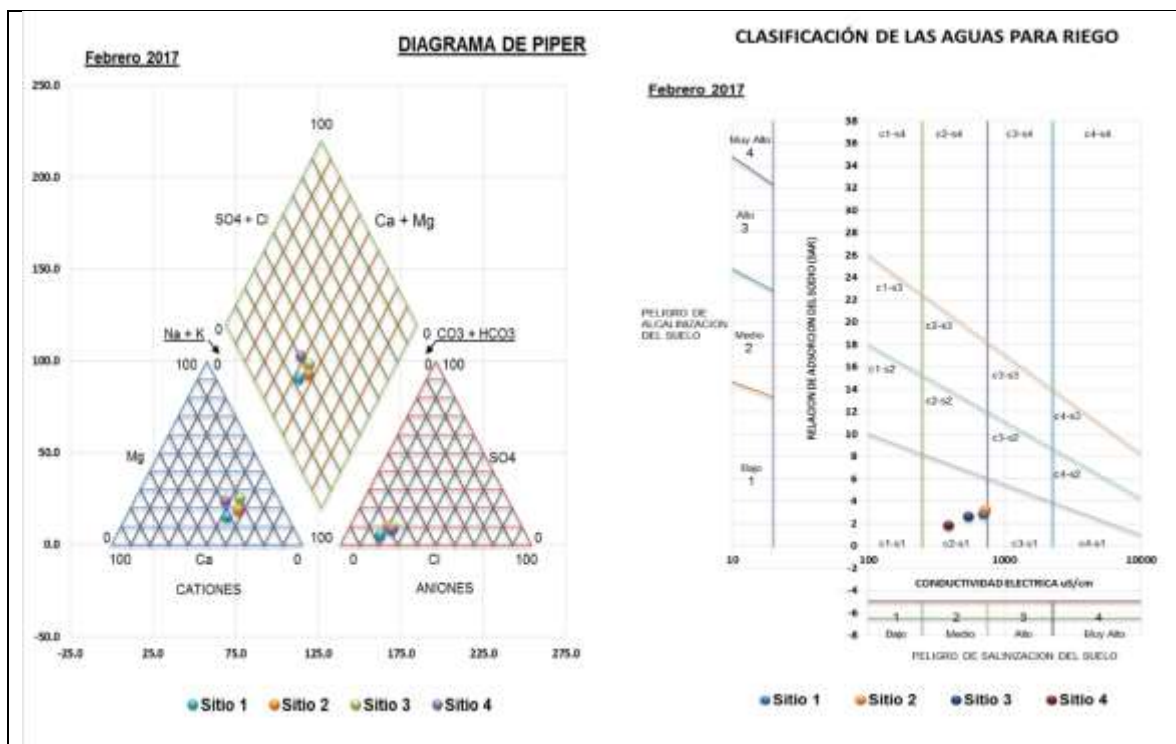


Figura 45. Diagrama Hidroquímico de Piper y RAS para febrero 2017.

En este periodo el río también mantuvo su clasificación igual que en el periodo de octubre 2016, aguas de baja peligrosidad de alcalinización del suelo y con un peligro de salinización de bajo a medio, clasificándolas como:

- ✓ Agua de salinidad media, apta para el riego. Cultivos tolerantes a la salinidad.
- ✓ Agua con bajo contenido en sodio, apta para el riego en la mayoría de los casos. (Figura 45).

Como las características químicas del agua que se utilizan para riego están influenciadas por las concentraciones del contenido de sales en el agua, las que se ven reflejadas en parámetros como la CE/STD (Conductividad Eléctrica / Sólidos Totales Disueltos), RAS (Relación de Adsorción de Sodio), la Alcalinidad y la Dureza del agua se realizó una evaluación según estos parámetros permitiendo comparar el comportamiento de las aguas del río en ambos periodos de muestreos realizados (Tabla 24 y 25).

Tabla 24. Evaluación del RAS para octubre 2016

Parámetros	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
<b>octubre 2016</b>				
Sodio (Na) meq.l <sup>-1</sup>	1,926	0,827	2,349	2,946
Magnesio (Mg) meq.l <sup>-1</sup>	0,680	0,280	0,880	0,920
Calcio (Ca) meq.l <sup>-1</sup>	1,500	0,720	1,120	1,800
Bicarbonato (HCO <sub>3</sub> <sup>-2</sup> ) meq.l <sup>-1</sup>	2,721	1,639	3,320	3,640
STD (mg.l <sup>-1</sup> )	<b>269,8</b>	<b>145,46</b>	<b>289,71</b>	<b>314,23</b>
CE (dS.m <sup>-1</sup> )	<b>0,419</b>	<b>0,197</b>	<b>0,442</b>	<b>0,495</b>
RAS	<b>1,845</b>	<b>1,170</b>	<b>2,349</b>	<b>2,526</b>

Tabla 25. Evaluación del RAS para febrero 2017.

Parámetros	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
<b>febrero 2017</b>				
Sodio (Na) meq.l <sup>-1</sup>	3,652	4,028	2,971	1,844
Magnesio (Mg) meq.l <sup>-1</sup>	1,040	1,340	1,400	0,920
Calcio (Ca) meq.l <sup>-1</sup>	2,240	1,740	1,100	1,100
Bicarbonato (HCO <sub>3</sub> <sup>-2</sup> ) meq.l <sup>-1</sup>	5,541	5,121	3,761	2,680
STD (mg.l <sup>-1</sup> )	<b>435,65</b>	<b>447,16</b>	<b>316,62</b>	<b>215,42</b>
CE (dS.m <sup>-1</sup> )	<b>0,696</b>	<b>0,719</b>	<b>0,540</b>	<b>0,387</b>
RAS	<b>2,852</b>	<b>3,246</b>	<b>2,657</b>	<b>1,835</b>

Los valores reportados para la CE, STD y RAS en la Tabla 24 y 25, fueron cotejados con los valores de referencia para *Parámetros de calidad del agua de riego* (Tabla 26) donde se puede observar que en ambos periodos las variables a evaluar no presentaron ningún grado de restricción para su uso, con respecto al RAS en el periodo de octubre 2016 en ningún Sitio muestreado se observó un riesgo y en el periodo de febrero 2017 presento condiciones de leve a moderado solamente en el Sitio 2 muestreado, lo que permite clasificar la calidad de las aguas del río Tipitapa para fines agrícolas.

Tabla 26. Parámetros de calidad del agua de riego para uso agrícola (Nakayama, 1982; Ayers y Wescot, 1985).

Parámetros de Calidad	Unidades	Ninguno	Leve a Moderado	Severo
Salinidad				
Conductividad Eléctrica (CE)	dS.l <sup>-1</sup>	< 0,70	0,70 - 3,00	> 3,00
Sólidos Totales Disuelto (STD)	mg.l <sup>-1</sup>	< 450	450 - 2000	> 2000
Efecto de Iones específicos				
Relación de Adsorción de Sodio (RAS)		< 3,0	3,0 - 9,0	> 9,0
Sodio (Na <sup>+</sup> )	meq.l <sup>-1</sup>	< 5,00	5,00 - 10,00	> 10,00
Bicarbonato (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	meq.l <sup>-1</sup>	< 1,50	1,50 - 8,50	> 8,50
Cloruros (Cl <sup>-</sup> )	meq.l <sup>-1</sup>	< 4,00	4,00 - 10,00	> 10,00
Manganeso (Mn <sup>+2</sup> )	mg.l <sup>-1</sup>	< 0,10	0,10 - 1,50	> 1,50
Hierro (Fe <sup>+2</sup> )	mg.l <sup>-1</sup>	< 0,50	0,50 - 2,00	> 1,50

Según, la Tabla 26; en el análisis hidroquímico que se realizó en este estudio se determinó que las aguas del río Tipitapa, presentan un bajo riesgo de RAS, así como también presentó valores óptimos en relación a mili equivalentes por litro de agua (meq.l<sup>-1</sup>) en cationes y aniones, en el caso de la CE y los STD presentaron condiciones de leve a moderada, por lo que las características fisicoquímicas de las aguas del río, muestran condiciones adecuadas para la irrigación de los cultivos en los cuales son implementadas.

#### 9.5 Materia Orgánica Total (MOT) en sedimentos

La concentración promedio reportada para MOT en octubre 2016 fue de 11,59 % ( $\pm$  1,217 y CV= 10,50); indicando que en periodos lluviosos la presencia de sedimento con características orgánicas es mayor en el río Tipitapa. Para febrero 2017 los valores de MOT fueron 5,67 % ( $\pm$  1,99 y CV=35,23%), reportándose el porcentaje de MOT más bajo en el Sitio 4 con 2,68%; en el caso de los demás Sitios (1 al 3) se reportaron valores de 6,50 a 6,80% (Figura 46).

Estas variaciones en porcentaje del material orgánico puede estar relacionado con la fácil movilidad y transferencia del sedimento orgánico en época lluviosa lo que ocasiona aumento fluvial del río, las escorrentías producidas por las lluvias de invierno, tienden a transportar todo el material alóctono (orgánico e inorgánico), suelos, material orgánico suelto y sedimentos que procede de la parte alta de la cuenca y producidas en la ribera del río el que posteriormente es trasladado al cauce principal.

Mientras que en época seca al disminuir la intensidad de las lluvias el flujo del río regresa a su normalidad permitiendo que el sedimento de poca movilidad el mayor densidad granulométrica se deposite en el lecho del río es el sedimento mineralizado como el franco-limoso, arenoso o rocoso. Los análisis de granulometría realizados al lecho del río indican que este presenta características: Franco-Limoso para los Sitios 1, 2 y 4; para el Franco–Arcilloso-Limoso, solamente se caracterizó el Sitio 3 (Figura 50 y 51, Anexo D).

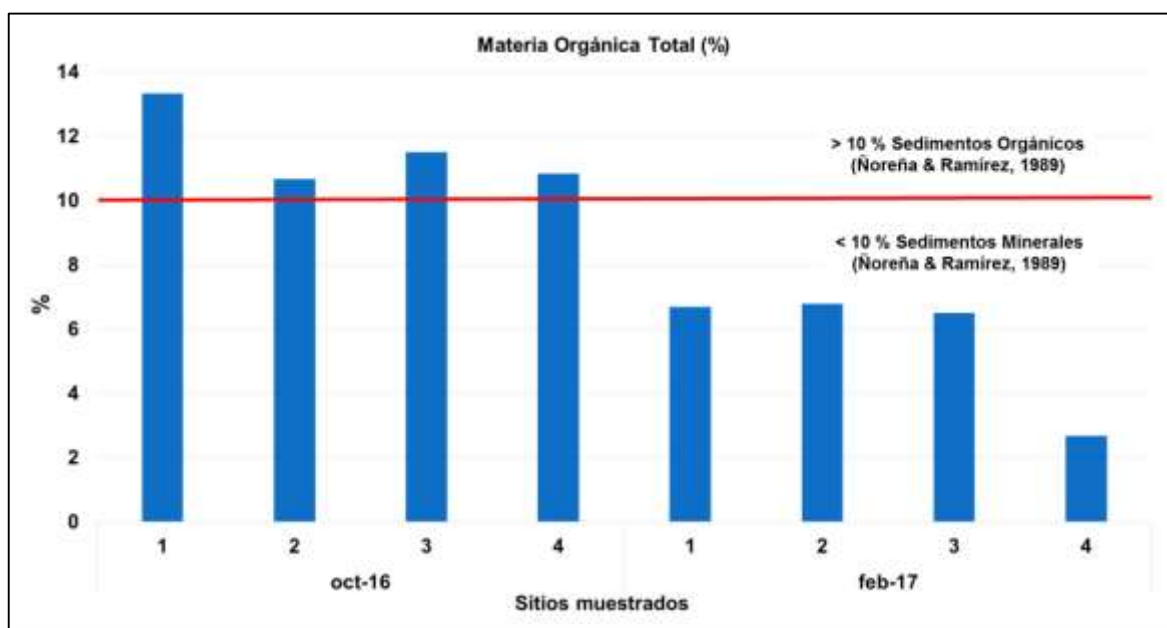


Figura 46. Porcentaje de Materia Orgánica Total, octubre 2016 y febrero 2017

Muy frecuentemente, al hablar de materia orgánica se entiende que se trata de materia orgánica muerta o detritus, ya que para la fracción viva se utiliza el término

biomasa. La materia orgánica muerta representa la mayor parte de la energía química presente en los ecosistemas. La descomposición de la materia orgánica representa, la vía de mineralización en los ecosistemas fluviales.

En el análisis a los sedimentos del río Tipitapa para octubre 2016 se detectó la presencia del Endosulfan I, pp-DDT, pp-DDE, pp-DD, Clorotanolil y Propiconazole en todos los Sitios (ver Figura 52), este último compuesto cuya fórmula química es :  $C_{15}H_{17}Cl_2N_3O_2$ ; tiene la función de fungicida utilizado para el control de plagas en el plátano, frijol y trigo, entre otros granos básicos, además fue el de mayor presencia en los Sitios 1, 3 y 4, la que puede estar relacionada con el contenido de materia orgánica transportada de las zonas de cultivo en época lluviosa, la materia orgánica juega un papel importante en la retención o movilidad de los compuestos fitosanitarios una vez que ingresa al suelo.

En febrero 2017 se presentaron los mismos compuestos antes mencionados en menor concentración (ver Figura 52), evidenciándose que el Propiconazole fue el fitosanitario más detectado en los Sitios de muestreo, su mayor concentración fue reportada el Sitio 4 y también se determinó otro residuo de plaguicida el Endrin Aldehído en concentraciones bajas. La presencia de estos fitosanitarios podrían ser producto de las características que tienen en la fase sólida al ser retenido con mayor fuerza por los coloides orgánicos (materia orgánica) e inorgánicos (arcillas) del suelo.

Estas características permite a los plaguicidas ser transportados por el agua, en un (erosión hídrica), depositándose en zonas sedimentarias del ecosistema fluvial por la acción de los detritus, donde son degradados por microorganismos en sus respectivos analitos (o residuos de plaguicidas). La hidrólisis se destaca como un importante proceso donde los plaguicidas interactúan con el agua. La reacción puede tener lugar en la fase acuosa o con las formas absorbidas en las superficies de fase sólida. Por lo que en los sedimentos orgánicos es más factible encontrar



residuos de residuos de compuestos fitosanitarios por el arrastra y la gran cantidad de material alóctonos procedente de las cuenca que es llevado por escorrentías en periodos de lluvia.

#### 9.6 Índice de Estado Trófico según Toledo *et al.*, 1984

En el río Tipitapa se observó un aumento en la producción de macrofitas como lirios y lechugas de agua (Figura 47), lo que indica que las concentraciones de nutrientes como fósforo y nitrógeno los cuales tienen una relación NT:PT (5:1), siendo el fósforo el nutriente limitante, hasta el momento se ha observado una fuerte incidencia en el cuerpo de agua.



Figura 47 Florecimientos de Macrofitas en el Sitio 1 (N: 1347636; E:603499) conocida como Lechuga de Agua (*Pistia Stratio*) y Jacinto de Agua (*Eichhornia Crassipes*), en el río Tipitapa

### 9.6.1 Índice de Estado Trófico de Toledo et al, (1984) del río Tipitapa

Tabla 27. Valores Promedio para determinar el IET en el río Tipitapa ver cálculos en Anexo D (Tablas 56 a 65).

Sitios Muestreados	Promedio del Índice de Estado Trófico (IET)	
	Octubre 2016	Febrero 2017
1	81,39	80,35
2	79,84	70,44
3	73,66	62,29
4	74,75	60,93

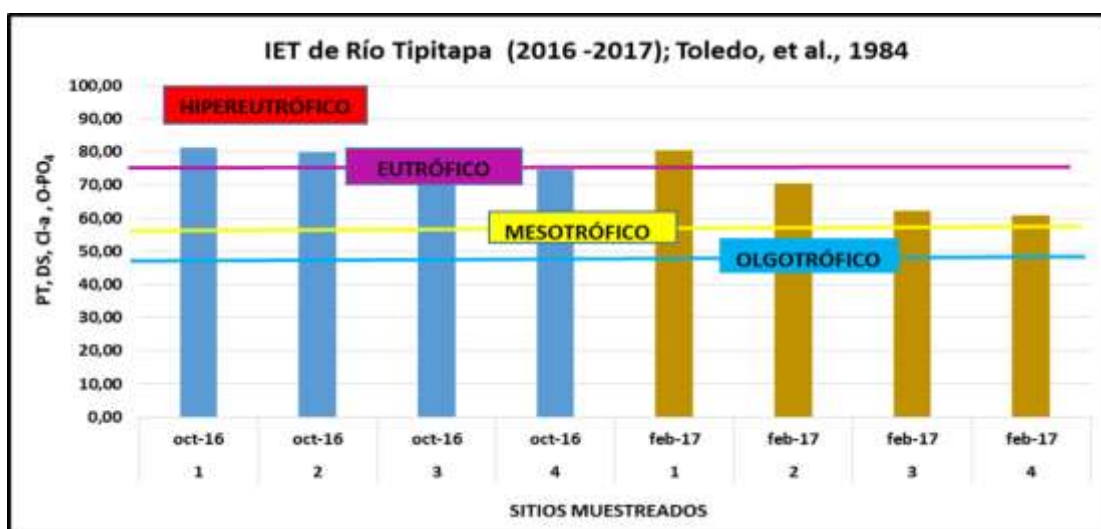


Figura 48. IET según Toledo, et al., 1984, ver cálculos en Anexo D (Tablas 56 a 65).

Tabla 28. rango de valores propuestos por Toledo, et al., (1984)

Valores propuestos por Toledo, et al., (1984)		
Rangos	Estado Trófico	Color según estado
< 44	Oligotrófico	Cyan
44 - 54	Mesotrófico	Yellow
55 - 74	Eutrófico	Magenta
> 74	Hipereutrófico	Red

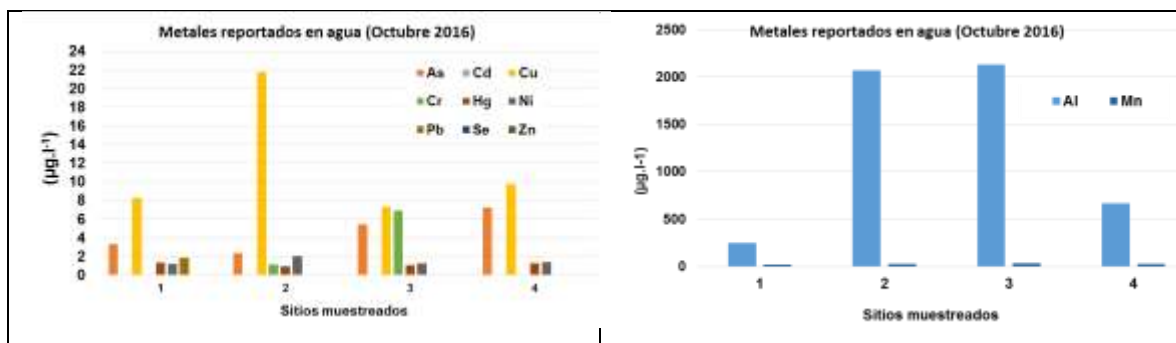
El promedio calculado del IET en base a los cuatro parámetros indicados en la ecuación de Toledo *et al.*, (1984), clasifican las aguas del río Tipitapa en un estado de Eutrófico a Hipereutrófico, resultando la última condición más evidente durante el mes de octubre 2016.

Este escenario sugiere el ingreso de material y/o sustancias nutritivas de manera constante para ambas fechas de muestreo, esto implica una degradación en la calidad de las aguas en el ecosistema lotico, como consecuencia de la permanente incidencia antropogénica y eventuales descargas directas de los sedimentos cargados con nutrientes que en su mayoría proceden de las zonas agrícolas aledañas, esta condición se ve reflejada en la proliferación de macrofitas (Figura 47) a lo largo del río, el aumento de poblados en su entorno y la constante degradación de las partes altas de la cuenca, incidirán a futuro sobre el sistema lotico.

## 9.7 Contaminantes metálicos en aguas y sedimentos

### 9.7.1 Metales en Agua

De los doce metales pesados que fueron analizados en las aguas colectadas en los cuatro puntos de muestreo, se detectaron los siguientes: Aluminio (Al), Arsénico (As), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Manganeso (Mn), Mercurio (Hg), Níquel (Ni) y Plomo (Pb), (Figura 49), el resto presentaron valores menores al límite de detección; los valores de referencia según la Directriz Canadiense (CCME, 2008) para protección de la vida acuática se observan en la Tabla 29.



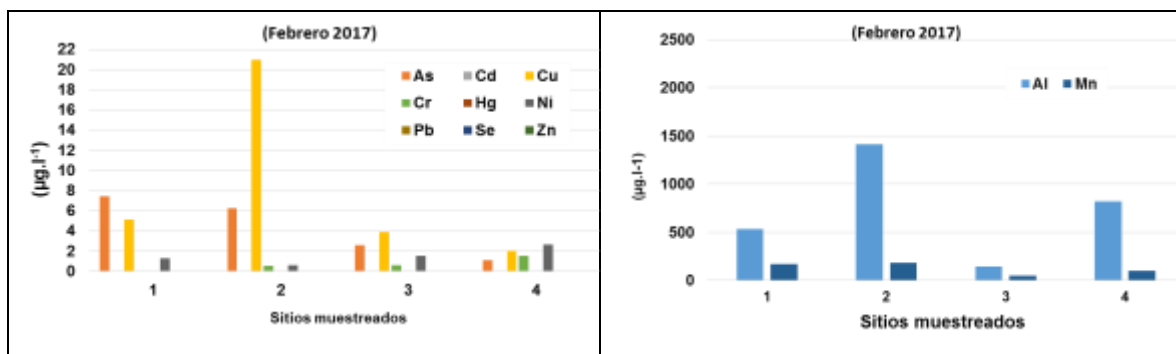


Figura 49. Metales reportados en Agua, octubre 2016 y febrero 2017, para Al y Mn se representó en otra escala, debido a las altas concentraciones reportadas.

### Aluminio

La CWQG (2008), establece que la concentración de Al no debe exceder  $100,00 \mu\text{g.l}^{-1}$  en aguas con un pH mayor que 6,5; los cuatro sitios muestreados presentaron un rango de pH 8,00 a 8,89; el elemento metálico (Al) fue reportados en todos los Sitios en ambas épocas de muestreo variando entre 246,88 a  $2\ 047,50 \mu\text{g.l}^{-1}$ . En octubre 2016 su presencia fue determinada en los Sitio 2 y 3 registrando las sus mayores concentraciones, en los Sitios 1 y 4 fueron menores las concentraciones reportadas (Figura 49), todos los Sitios muestreados reportaron valores por encima de la norma canadiense. Igual sucedió en algunos Sitios al compararse con otras como la Norma CAPRE ( $200 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) y la Normativa ambiental de INAA 1998 ( $1\ 000 \mu\text{g.l}^{-1}$ ).

La lluvia puede disolver el aluminio del suelo y las rocas trasladándolo de esta forma a lagos, arroyos y ríos, es común encontrarlo de forma natural en concentraciones de hasta  $2\ 000 \mu\text{g.l}^{-1}$  (ECOFLUIDOS INGENIEROS, 2012). En el ambiente acuático, el Al actúa como un agente tóxico en animales invertebrados y que respiran por branquias, como los peces, al causar la pérdida de iones de plasma y hemolinfa que conducen a una falla osmorreguladora. Solo unos pocos estudios han examinado la toxicidad de Al dependiente del pH circumneutral (6,5 – 7,5) y superior, porque la mayoría del trabajo de Al ha sido motivado por preocupaciones relacionadas con la acidificación.

El aluminio es relativamente insoluble a un pH de 6 a 8, pero la solubilidad del Al aumenta en condiciones más ácidas y alcalinas, en presencia de ligandos complejos y a temperaturas más bajas (Driscoll y Postek, 1996). Las condiciones alcalinas de las aguas del río Tipitapa favorecen la dilución, el Al en condiciones acuosas está compuesto por especies de hidroxialuminicas inorgánicas ( $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_3$  y  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ), cuya proporción varía con el pH. También forma complejos inorgánicos con  $\text{F}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  ambos iones presentes en el río Tipitapa reportándose concentraciones promedio entre 0,395 y 24,05  $\text{mg.l}^{-1}$ ; respectivamente, estas formaciones también varían con factores como el pH, la concentración de los ligandos inorgánicos, la fuerza iónica y la temperatura del agua.

El aluminio forma complejos tanto débiles como fuertes con material orgánico como los ácidos húmicos y fúlvicos que tienden a mantener el Al en solución pero lo hacen menos tóxico para los organismos (Gensemer & Playle, 1999). El río Tipitapa está caracterizado por presentar altos índices de COD, BQO, DBO indicadores de material biodegradable y una condición eutrófica a hipertrófica, lo que favorece la formación de ácidos húmicos y fúlvicos.

#### Arsénico (As)

Se registraron valores para As entre un rango de 1,06 a 7,44  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , siendo el Sitio 2 el que reporto los valores más altos (Figura 49). Pero ninguno presento concentraciones mayores a los establecidos en la Norma CWQG, (2008) para la vida acuática que es 50,00  $\mu\text{g.l}^{-1}$  y los establecidos por la Norma CAPRE el cual es 10,00  $\mu\text{g.l}^{-1}$ .

La presencia del As esta habitualmente asociado a los depósitos de sulfuros, siendo muy abundante en las fajas piríticas (Moreno Grau, 2003). Los sulfuros masivos volcanogénicos (VMS) agrupan a un conjunto de depósitos minerales caracterizados por la presencia de concentraciones masivas de sulfuros (fundamentalmente pirita) formados en o cerca del fondo marino y en relación

espacial con rocas volcánicas, las que incluyen comúnmente zonas de alimentación hidrotermales, según (Solomon, 1976; Franklin *et al.*, 1981; Lydon, 1988; Large, 1992), citado en (Tornos, 2008).

También puede formar compuestos orgánicos, en los que puede presentarse en los dos estados de oxidación ( $\text{As}^{+3}$  y  $\text{As}^{+5}$ ). Puede metilarse por acción de las bacterias y otros seres vivos en sedimentos y aguas naturales. En las aguas superficiales y subterráneas el As inorgánico tiende a adsorberse en la materia en suspensión, sedimentos, y fracción solida del suelo especialmente a las arcillas, óxidos de hierro, óxidos de aluminio, compuestos de manganeso y materia orgánica (Moreno Grau, 2003).

#### Cobre (Cu)

Los valores reportados para Cu presentaron un rango de 2,00 a 21,76  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , siendo el Sitio 2 el que reporto los valores más altos (Figura 49). En los cuatro sitios muestreados se presentaron concentraciones mayores a los establecidos en la norma, donde el valor de referencia para Cu es 2,00  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , según CWQG (2008). Aunque este valor no supera a los establecidos en normas como Norma CAPRE (2000,00  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) y la Normativa ambiental de INAA 1998 (200,00  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ). El Cu es un elemento esencial (nutriente) ampliamente distribuido en la naturaleza, las sales de Cu poseen efectos fungicidas y alguicidas (Moreno Grau, 2003).

#### Cromo (Cr)

Los valores reportados para Cr presentaron un rango de 0,54 a 6,89  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Figura 49), teniendo un comportamiento heterogéneo en la mayoría de los sitios, siendo en octubre 2016 el que registro las mayores concentraciones, en el Sitio 3 se reportó la mayor concentración 6,89  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , los valores reportados en el Sitio 2 fueron 1,15  $\mu\text{g.l}^{-1}$  y en los Sitios 1 y 4 los valores fue menores al límite de detección de Cr ( $< 0,46 \mu\text{g.l}^{-1}$ ). En febrero 2017 el Sitio 2 reportó una concentración de 0,54  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , el

Sitio 3 fue  $0,60 \mu\text{g.l}^{-1}$  y en el Sitio 4 fue  $1,51 \mu\text{g.l}^{-1}$ , en el Sitio 1 se reportaron concentraciones menores al límite de detección de Cr ( $< 0,46 \mu\text{g.l}^{-1}$ ).

El Sitio 3 en octubre 2016 es el único que sobrepasa la norma de referencia para Cr ( $2,00 \mu\text{g.l}^{-1}$ ), según CWQG (2008). Aunque este valor no supera a los establecidos en normas como Norma CAPRE ( $50,00 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) y la Normativa ambiental de INAA 1998 ( $50,00 \mu\text{g.l}^{-1}$ ). Para el caso del Cr (VI) los valores reportados son menores al límite de detección para Cr (VI) ( $< 7,00 \mu\text{g.l}^{-1}$ ). Los pocos datos disponibles indican que la toxicidad aguda del Cr (VI) disminuye a medida que aumenta la dureza y el pH (EPA, 1986).

#### Manganeso (Mn)

Los valores reportados para Mn presentaron un rango de  $28,53$  a  $182,87 \mu\text{g.l}^{-1}$ , teniendo un comportamiento heterogéneo en los cuatro sitios. Registrando los valores mayores en tres Sitios del río Tipitapa para febrero 2017 registrando valores de  $167,96 \mu\text{g.l}^{-1}$  en el Sitio 1; con  $182,87 \mu\text{g.l}^{-1}$  en el Sitio 2 y  $101,95 \mu\text{g.l}^{-1}$  en el Sitio 4 (Figura 49). El Mn se comporta análogamente al hierro, en su forma primaria está ligado a magmas básicos y de acidez media, y puede ser fraccionado y transportado mediante soluciones acuosas (hidrotermales). Por intemperismo se logra la separación y posterior migración del elemento hasta su sedimentación química, ya que el Mn es fácilmente soluble en aguas que contengan  $\text{CO}_2$  (Roy, 1992).

Este elemento no tiene un valor guía de máximo admisible para la vida acuática, en las normas CWQG (2008). Pero se reporta un valor de referencia guía por la UNESCO/WHO/UNEP (1996) de  $10,00 \mu\text{g.l}^{-1}$  para ríos prístinos, por lo que las concentraciones del río Tipitapa son superiores a los reportados en esta guía. Aunque comparándolas con otras fuentes de referencia como Norma CAPRE ( $500,00 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) y la Normativa ambiental de INAA 1998 ( $500,00 \mu\text{g.l}^{-1}$ ), estas concentraciones no superan a los establecidos en ellas y no representaría alguna afectación para la población.

### Mercurio (Hg)

La presencia de este elemento fue muy evidente en octubre 2016 reportando valores en un rango de 0,96 a 1,33  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , teniendo un comportamiento homogéneo en los cuatro sitios muestreados (Figura 49). En febrero del 2016 las concentraciones reportadas fue menores al LD ( $< 0,09 \mu\text{g.l}^{-1}$ ). Siendo el mes de octubre en que la mayoría de sitios presentaron concentraciones mayores a los establecidos en la norma de referencia para Hg ( $0,10 \mu\text{g.l}^{-1}$ ), según CWQG (2008). Incluyendo al comparándolas con otras fuentes como Norma CAPRE ( $1,00 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) y la Normativa ambiental de INAA 1998 ( $1,00 \mu\text{g.l}^{-1}$ ), estas concentraciones superan a las establecidas en ellas lo que representaría un riesgo de afectación para la población, ya que es altamente bioacumulativo en la ictiofauna, la dieta de la población aledañas al río Tipitapa es a base de peces como: Guapote, Tilapia y Mojara.

El Hg como la mayoría de los contaminantes, cuando es liberado dentro del medioambiente acuático, es depositado en la parte superior de los sedimentos. El Hg en los sedimentos forma complejos y por acción microbiana puede metilarse formando MeHg ( $\text{Hg}^{+2} \rightarrow \text{MeHg}$ ), el que es asimilado por la cadena trófica. El Hg ya sea gaseoso o en forma de partículas puede ser depositado de 100 a 180 km de distancia de las fuentes de emisiones, transportado por aire o sedimentos, los que son depositados en fuentes naturales de agua, siendo captados por peces e incorporándose de esta manera en la cadena trófica (Albert A., 1997).

### Niquel (Ni)

Las concentraciones reportadas para Ni presentaron un rango de 0,42 a 2,62  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , según la norma CWQG (2008) el valor de referencia para Ni es  $65,00 \mu\text{g.l}^{-1}$ , por lo que en la mayoría de sitios no se presentaron valores que superen al establecido para la protección de la vida acuática. Incluyendo al comparándolas con otras fuentes como Norma CAPRE ( $50,00 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) y la Normativa ambiental de INAA 1998 ( $500,00 \mu\text{g.l}^{-1}$ ).



## Plomo (Pb) y Zinc (Zn)

En el caso de los elementos Pb y Zn los valores registrados no exceden los valores guías de la norma CWQG (2008), siendo estos 2,00  $\mu\text{g.l}^{-1}$  y 30,00  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , respectivamente, por lo que la presencia de estos no representa ningún peligro a la vida acuática (Figura 49).

Tabla 29. Valores de referencias para agua según la norma Canadian Water Quality Guidelines (CWQG, 2008)

Metales en agua ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	Norma CWQG (CCME, 2008)	Segundo Valor de referencia	*Dureza Total ( $\text{mg.l}^{-1}$ )
<b>Al</b>	100,00		
<b>As</b>	50,00		
<b>Cd</b>	0,80	1,30	120-180
<b>Cu</b>	2,00		
<b>Cr</b>	2,00		
<b>Hg</b>	0,10		
<b>Ni</b>	65,00	110,00	120-180
<b>Pb</b>	2,00	4,00	120-180
<b>Se</b>	1,00		
<b>Zn</b>	300,00		

Nota: Valores de referencia para algunos metales en agua según la Directriz Canadiense (CCME, 2008) para protección de la vida acuática.

N.N.= No Normado; \*Depende del pH o Dureza

En el río Tipitapa los metales que superan los valores de referencia según la Directriz Canadiense (CCME, 2008) para protección de la vida acuática, Norma CAPRE (1994) y la Normativa ambiental de INAA (1998), son: Aluminio, Cobre, Cromo y Mercurio. En el caso del Manganeseo la única fuente de referencia es la guía de UNESCO/WHO/UNEP (1996), la cual indica que este elemento es superior al valor guía de referencia propuesto para ríos prístinos.

### 9.7.2 Metales en Sedimentos

Para las muestras de sedimento se reportaron valores en diez de los doce metales pesados que se determinaron en los seis puntos de muestreo, siendo estos: Aluminio (Al), Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Manganeseo (Mn), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), Plomo (Pb) y Zinc (Zn) (Figura 50). Ochos de estos elementos encontrados en sedimentos también fueron reportados en agua, exceptuando Cd y Zn, para valores de referencia se implementaron las Directrices Canadienses para la calidad de sedimentos para la protección de la vida acuática, CSQG (1999), Tabla 30. No se encontró referencia para el Al y Mn.

Tabla 30. Valores de referencias para sedimento según la norma Canadian Sediment Quality Guidelines (CSQG, 1999)

Metales en Sedimentos ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Norma CSQG, CCEM (1999)	
	ISQG (1999)	PEL (1999)
<b>Al</b>	SR	SR
<b>As</b>	5,90	17,00
<b>Cd</b>	0,60	3,50
<b>Cu</b>	35,70	197,00
<b>Cr</b>	37,30	90,00
<b>Mn</b>	SR	SR
<b>Hg</b>	0,17	0,486
<b>Ni</b>	SR	36
<b>Pb</b>	35,00	91,30
<b>Zn</b>	123,00	315,00

*ISQG: Directrices Provisionales de calidad para Sedimentos*

*PEL: Niveles de afectación más probable*

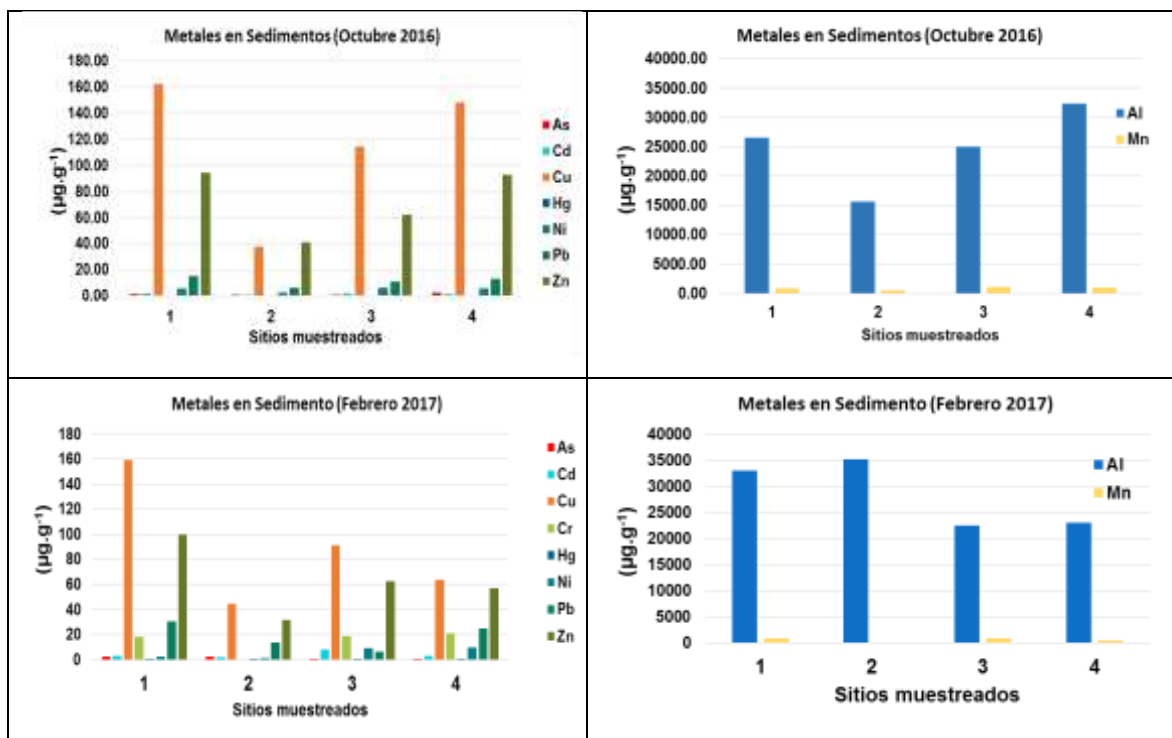


Figura 50. Metales reportados en Sedimento, octubre 2016 y febrero 2017, para Al y Mn se representó en otra escala

### Aluminio (Al)

Los valores registrados para el Al presentaron un rango de 15 579,70 a 35 0990,00  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  y para el Mn fue 138,26 a 1 039,33  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Figura 50), en los cuatro sitios muestreados pero no se dispone de un valor de referencia que permita evaluar el comportamiento de este estos elementos en el área de estudio para esta matriz. El Al es el elemento metálico más abundante en la Tierra, y constituye aproximadamente el 8,00% de la superficie terrestre, está presente en casi todas las rocas en forma de aluminio silicatos (arcillas) (ECOFLUIDOS INGENIEROS, 2012).

### Manganeso (Mn)

En el caso del Manganeso (Mn) los procesos hidrotermales y sedimentarios que originan estos depósitos tienen lugar en diversos regímenes tectónicos y en diferentes ambientes geoquímicos. Los depósitos hidrotermales representan menor volumen que los de tipo sedimentario. Los depósitos sedimentarios (acumulaciones

de manganeso en cuencas sedimentarias), los que se caracterizan por su carácter exógeno, por presentar cortezas de intemperismo, y por estar relacionados con procesos de erosión y diagénesis de rocas (Rodríguez-Díaz, *et al.*, 2005).

#### Arsénico (As)

Se registraron valores para As entre un rango de 0,49 a 2,58  $\mu\text{g.g}^{-1}$  en el área de estudio pero ningún valor supero el de referencia propuesto por normativa CSQG (1999) que es 5,0  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , por lo que ninguno en ningún punto se presentaron concentraciones mayores a los establecidos en la norma para As en sedimento (Tabla 30). Las fuentes del As en el medio ambiente son tanto naturales (erupciones volcánicas) como antropogénicas, su movilidad y disponibilidad en el medio ambiente depende de su estado de oxidación y de las propiedades del medio en el que se encuentra, en los suelos agrícolas los compuestos inorgánicos de As se consideran generalmente inmóviles. Se han realizado estudios para evaluar la influencia de propiedades del suelo como el pH, materia orgánica, arcilla, contenido de óxido de hierro, aluminio, manganeso y la capacidad de intercambio catiónico, ya que el As adsorbido a los óxidos de estos metales puede desorberse en condiciones reductoras como las pentavalentes en los sedimentos.

#### Cadmio (Cd)

Los valores registrados para Cd tuvieron un rango de 0,92 a 8,06  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , la norma para este elemento es de 0,60  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , según CSQG (1999). Por lo tanto en los cuatro sitios sus valores superaron los establecidos en la normativa (Figura 50).

El Cd precipita con carbonatos, arseniatos, fosfatos, oxalatos y ferrocianuros. Su movilidad y biodisponibilidad dependerá principalmente de su especie química. En comparación con otros metales pesados, es relativamente soluble en agua, siendo más biodisponibles y móviles. Su distribución en los ecosistemas acuáticos se puede predecir en base a la generalización de la composición en aguas de río; citado por (BRADL y col., 2005). En aguas con un pH entre 6,0 y 8,2 predominan

las especies carbonato ( $\text{Cd-HCO}_3^+$  y  $\text{Cd-CO}_3$ ), y en sistemas con un pH entre 8,2 y 10,0 aparece como carbonato sin carga. La formación de complejos de Cd con la materia orgánica es relativamente poca debido a la competición de otros metales como el  $\text{Ca}^+$  por los lugares de unión, siendo la adsorción el principal proceso de reacción con la materia en suspensión. En general, la movilidad y biodisponibilidad de Cd en los ecosistemas acuáticos se ve favorecida por los pH bajos, bajos niveles de dureza, bajos niveles de materia en suspensión, alto potencial redox y baja salinidad (Vicente Martorell, 2010).

### Cobre (Cu)

Los valores registrados para Cu tuvieron un rango de 37,65 a 162,20  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , pero se reportó un evento de concentración baja en octubre 2016 con 12,48  $\mu\text{g.g}^{-1}$  (Figura 50), pero en su mayoría los valores superaron al establecido en la norma para este elemento que es de 35,70  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , según CSQG (2008). En el medio ambiente el Cu tienden a formar enlaces con los componentes sólidos de los suelos y sedimentos, tendencia más evidente en este elemento que en otros cationes divalentes. Forma enlaces fuertes con la materia orgánica, por lo que tiende a asociarse con los limos y la fracción fina de los sedimentos, por lo tanto es prácticamente inmóvil en el terreno, lo que implica que se incorpore a lixiviados de compuestos orgánicos. Se adsorbe asimismo a las arcillas, óxidos, e hidróxidos de hierro y manganeso, tanto en aguas superficiales como en el subsuelo (Moreno Grau, 2003).

### Cromo (Cr)

Los valores registrados para Cr tuvieron un rango de menor al LD ( $< 0,05 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) que es el límite de detección del método hasta un valor máximo de 32,80  $\mu\text{g.g}^{-1}$  (Figura 48), pero en su mayoría los valores no superaron al establecido en la norma para este elemento que es de 37,30  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , según CSQG (2008).

### Mercurio (Hg)

Los valores registrados para Hg tuvieron en octubre 2016 reportaron un rango de menor al LD ( $<0,002 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), que es el límite de detección del método, hasta un valor máximo de  $0,190 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , este compuesto también superó la normativa para agua. En febrero el rango fue de  $0,078$  a  $0,172 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Solamente un Sitio superó lo normado en al establecido en la norma para este elemento que es de  $0,170 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , según CSQG (2008) y dos sitios en febrero 2017 prácticamente reportaron el valor guía  $0,170 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  el Sitio 3 y  $0,172 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  el Sitio 4 (Figura 50).

Los sedimentos constituyen un excelente indicador del grado de contaminación. Los análisis de sedimentos acuáticos tienen un papel especial en la valoración de la contaminación por Hg, porque sus resultados pueden revelar el estado actual de la deposición ambiental. Como el Hg tiene la capacidad de transformarse a sus formas orgánicas, se comporta como un contaminante orgánico a pesar de ser un metal. El porcentaje de materia orgánica en los sedimentos permite inferir la distribución de los metales en los ecosistemas estuarinos (Day, *et al.*, 1989).

### Plomo (Pb) y Zinc (Zn)

En el caso de los elementos Pb y Zn los valores registrados no exceden los valores guías de la norma CSQG (1999), siendo estos  $35,00 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  y  $125,00 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , respectivamente, por lo que la presencia de estos no representa ningún peligro a la vida acuática (Figura 50). En el río Tipitapa los metales que superan los valores de referencia según las Directrices Canadienses para la calidad de sedimentos para la protección de la vida acuática, CSQG (1999) son: Cadmio, Cobre y Mercurio.

## 9.8 Plaguicidas en Aguas y Sedimentos

### 9.8.1 Plaguicidas en Agua

En la matriz agua se encontraron cuatro residuos de contaminantes orgánicos (CO), estos fueron pp-DDE (C. Organoclorado), Atrazina (Herbicida), Clorotalonil y Propiconazole (Herbicidas), para los meses de octubre 2016 y febrero 2017 (Figura 51).

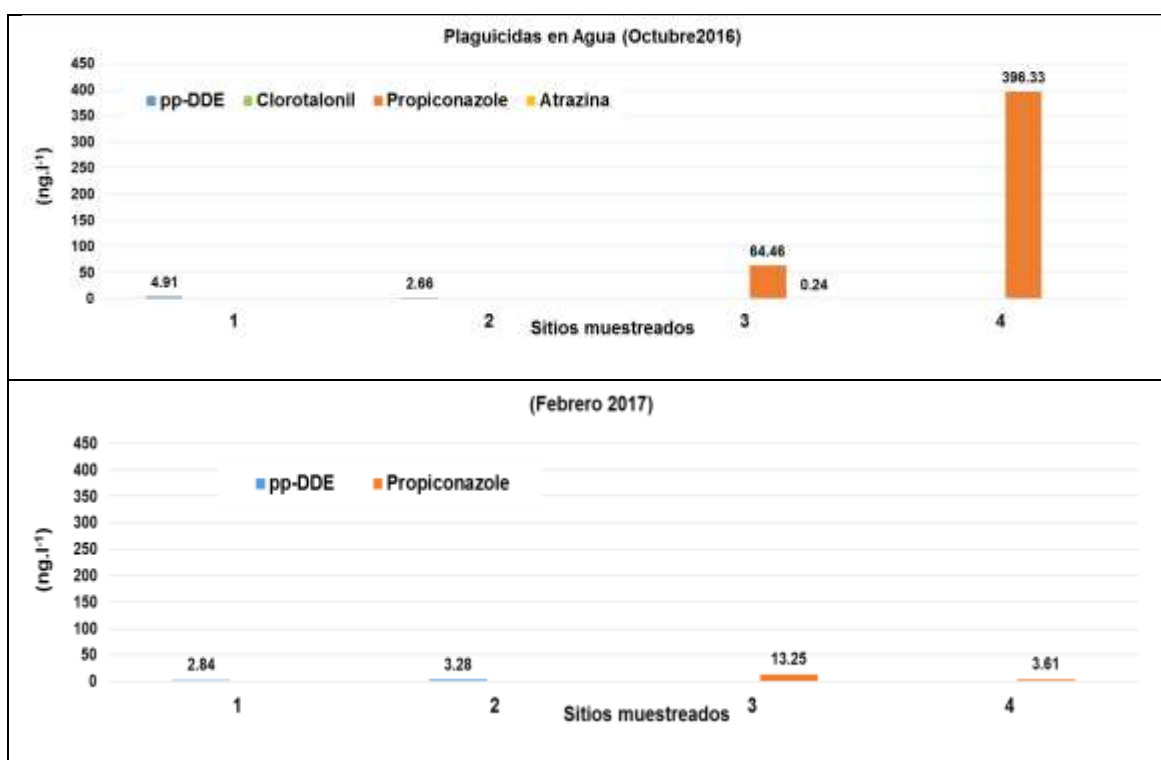


Figura 51. Plaguicidas en Agua

Para octubre 2016 los compuestos organoclorados detectados fueron el analito orgánico pp-DDE, reportándose concentraciones de 4,91 a 2,66 ng.l<sup>-1</sup> en los Sitio 1 y 2, respectivamente. Ahora en el Sitio 3, los valores reportados fueron 64,66 ng.l<sup>-1</sup> Propiconazole y 0,24 ng.l<sup>-1</sup> Atrazina; en el Sitio 4 fue el Propiconazole reportó una concentración de 396,33 ng.l<sup>-1</sup>.

En Febrero del 2017 los compuestos organoclorados detectados fueron el analito orgánico pp-DDE, reportándose concentraciones de 2,84 a 3,28 ng.l<sup>-1</sup> en los Sitio 1 y 2, respectivamente; ahora en los Sitio 3 y 4, los valores reportados fueron 13,25 y 3,61 ng.l<sup>-1</sup> para el Propiconazole, respectivamente.

### 9.8.2 Plaguicidas en Sedimentos

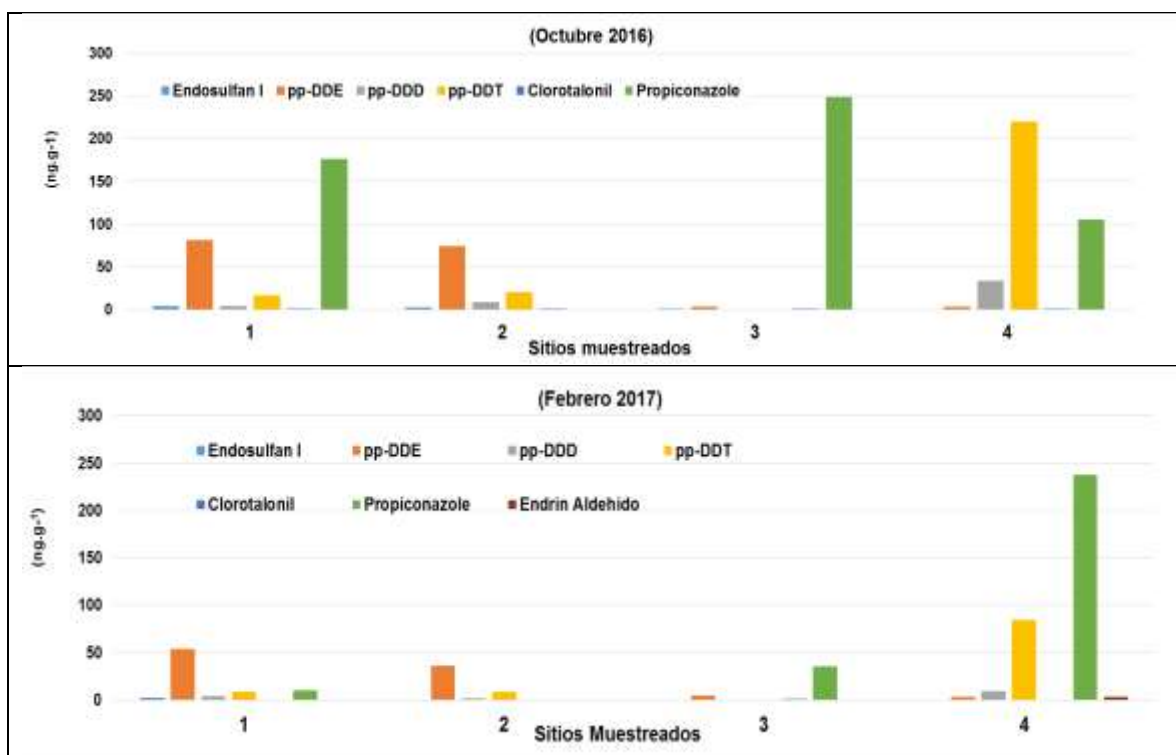


Figura 52. Plaguicidas reportados en Sedimento octubre 2016 y Febrero 2017

Para octubre 2016 en los sedimentos se detectaron los residuos de seis plaguicidas entre los que se determinó la presencia de 4 compuestos organoclorados, 1 fungicida y 1 herbicida (Figura 52).

Entre los que se encuentra el Endosulfan I del que se reportó concentraciones de 0,53 a 3,80 ng.l<sup>-1</sup> en los tres primeros sitios del río. Otros residuos de plaguicidas reportados fueron el pp-DDT y sus analitos como pp-DDE y pp-DDD. Para el pp-DDT las concentraciones fueron 16,41 a 220,14 ng.l<sup>-1</sup>, solo en el Sitio 3 no se reportó



su presencia. Para el pp-DDE fue detectado en los cuatro sitios muestreados, las concentraciones reportadas fueron 3,04 a 81,06 ng.l<sup>-1</sup>, siendo las más altas en los Sitios 1 y 2. En el caso del pp-DDD las concentraciones fueron de 4,49 a 33,79 ng.l<sup>-1</sup>, en el Punto 3 no se encontró y el Punto 4 reporto la mayor concentración. Las concentraciones reportadas del Clorotalonil fueron de 0,36 a 1,20 ng.l<sup>-1</sup>. Para el Propiconazole se reportaron concentraciones de 105,66 a 249,11 ng.l<sup>-1</sup>, solamente en el Sitio 2 no se encontró presencia de este, el Sitio 3 reportó la mayor concentración.

Para febrero 2017 en los sedimentos se detectaron los residuos de siete plaguicidas entre los que se determinó la presencia de 5 compuestos organoclorados, 1 fungicida y 1 herbicida (Figura 52). Entre los que se encuentra el Endrin Aldehído reportado únicamente en el Sitio 4 con una concentración de 3,61 ng.l<sup>-1</sup>. También se reportó nuevamente el Endosulfan I del que se reportó concentraciones de 0,1 a 2,74 ng.l<sup>-1</sup> en los tres primeros sitios del río.

Igualmente se detectaron residuos de plaguicidas para el pp-DDT y sus analitos como pp-DDE y pp-DDD. Para el pp-DDT las concentraciones fueron 8,65 a 84,82 ng.l<sup>-1</sup>, solo en el Sitio 3 no se reportó la presencia de este. Para el pp-DDE fue detectado en los cuatro sitios muestreados, las concentraciones reportadas fueron 3,32 a 54,09 ng.l<sup>-1</sup>, siendo las más altas en los Sitios 1 y 2, igual que en octubre 2016. En el caso del pp-DDD las concentraciones fueron de 2,19 a 9,33 ng.l<sup>-1</sup>, siendo el Sitio 4 el que reportó la mayor concentración y el Sitio 3 no se encontró presencia de este. Para el Clorotalonil las concentraciones reportadas fueron de 0,19 a 0,98 ng.l<sup>-1</sup>. Y las concentraciones para el Propiconazole se reportaron concentraciones de 10,6 a 237,81 ng.l<sup>-1</sup>, solamente en el Sitio 2 no se encontró presencia de este y el Sitio 4 el que reportó la mayor concentración.

### 9.9 Comportamiento de los plaguicidas en aguas y sedimentos.

Los plaguicidas son los contaminantes de origen antrópico con mayor frecuencia de aplicación en los ambientes naturales. Una vez en el ambiente, factores naturales como la biodegradación, la fotodegradación y la hidrólisis química disminuyen su persistencia y por lo tanto su ecotoxicidad. Sin embargo, algunos productos de transformación pueden tener mayor potencial de bioacumulación y de toxicidad que los compuestos parentales (Narváez Valderrama, et al., 2012).

El proceso de transporte está relacionado con el coeficiente de partición octanol/agua (Log Kow), las constantes de disociación ácida y básica (Ka y Kb), el coeficiente de partición carbono orgánico/agua (log Koc), el índice potencial de lixiviación y la presión de vapor de los plaguicidas. Estas propiedades, determinan el destino final de estas sustancias en el suelo, en el agua o en el sedimento (Jekel y Reemtsma, 2006).

En la Tabla 31, se reflejan algunas propiedades fisicoquímicas de los plaguicidas como es el coeficiente de Partición (log Kow) y el coeficiente de Adsorción (log Koc); estas propiedades permite evaluar la bioacumulación, capacidad de adsorción y la movilidad de los compuestos orgánicos que se encontraron en las aguas y los sedimentos del río Tipitapa.

Tabla 31. Plaguicidas reportados en el río Tipitapa y sus coeficientes log Kow y log Koc.

Plaguicidas	Coeficientes Partición (log Kow)	Capacidad de Bioacumulación de la sustancia (log Kow > 5,00)	Adsorción (log Koc (ml.g-1))	Índice de Adsorción (log Koc (ml.g-1)) y Clasificación	Clasificación en la movilidad del Plaguicida (Log Koc (ml.g-1))
Atrazina	2,76	No Bioacumulable	87,8	(< 99), Débil	(< 500), Extremadamente móvil
Propiconazole	3,72	No Bioacumulable	589	(100 a 599), Moderado	(500 -2000), Ligeramente móvil
Clorotalonil	3,05	No Bioacumulable	1820	(600 a 4999), Fuerte	(500 -2000), Ligeramente móvil
Endrin Aldehido	5,60	Bioacumulable	1000	(600 a 4999), Fuerte	(500 -2000), Ligeramente móvil

Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

pp-DDT	6,91	Bioacumulable	240 000	(> 5000), Muy Fuerte	(> 2000), Inmóvil
pp-DDE	6,51	Bioacumulable	> (DDT + DDD)	(> 5000), Muy Fuerte	(> 2000), Inmóvil
pp-DDD	6,02	Bioacumulable	780	(600 a 4999), Fuerte	(500 -2000), Ligeramente móvil
Endosulfan	3,55 a 3,62	No Bioacumulable	3,50	(< 99), Débil	(< 500), Extremadamente móvil
Endosulfan I	3,83	No Bioacumulable	3,55	(< 99), Débil	(< 500), Extremadamente móvil

Adaptado de Hansen 2004; Jenkins et al; IRET,1999; FAO 200; KEMI 1992

El criterio utilizado por el Convenio de Estocolmo establece que se tomarán como bioacumulables aquellas sustancias con un log Kow mayor a 5,00.

Los altos valores de log Kow y log Koc para el Endrin Aldehído, el pp-DDT y analitos (pp-DDE y pp-DDD) reportados en la Tabla 31, indican que estas sustancias tienden a tener un mayor potencial de bioacumularse en el sedimento y por lo tanto en la biota acuática del ecosistema. En contraste con el resto como la: Atrazina, Propiconazole, Clorotalonil y el Endosulfan I, los cuales presentan valores bajos de log Kow y log Koc y pueden lixiviarse e ingresar en el acuífero.

Otro factor a tomar en consideración es la materia orgánica, la capacidad de intercambio iónico del suelo y la transformación de los plaguicidas, lo que tiende a influir en su movilidad y transferencia entre compartimientos. Una interacción débil suelo-plaguicida, permite la migración de sustancias con altos valores del log Kow y del log Koc hacia cuerpos de agua a pesar de su carácter lipofílico. Por otro lado, la transformación de los plaguicidas puede favorecer la migración de metabolitos hacia la columna de agua, debido al cambio de polaridad y afinidad por el suelo. Así, la transformación es un factor determinante en la dispersión, tiempo de contacto biota-plaguicida y en la cantidad de especies acuáticas potencialmente afectadas (Arias et al., 2008).

En las condiciones actuales la emigración de los plaguicidas al lago Cocibolca por el río Tipitapa es poco probable que suceda, pero diferente es cuando suceden eventos climatológicos extremos ejemplo los huracanes, la transferencia de muchos xenobióticos es inevitable, en estas condiciones ni la zona de amortiguamiento del humedal de Tisma sirve de barrera contenedora, para evitar su llegada hacia el lago Cocibolca.

## **X. CONCLUSIONES**

- a) Las condiciones físicas y químicas, la BDO, DQO, COD, así como los metales y plaguicidas encontrados en los sedimentos y las aguas del río Tipitapa le infieren actualmente condiciones adecuada para la vida acuática, sin embargo la presencia de poblados cercanos al río y las actividades que estos desarrollan en su cuenca siguen siendo estresores antrópicos que pueden incidir en cambios negativos en esta calidad.
- b) El río Tipitapa contiene concentraciones acuosas de metales como Al, Cr, Cu, Mn y Hg; así como también concentraciones de Cd, Cu y Hg en sedimentos cuyos valores superan los establecidos por las Directrices Canadienses para la calidad del agua y sedimentos para la preservación de la vida acuática (CSQG (1999); CWQG, 2008).
- c) Contaminantes orgánicos de fuentes antrópicas también fueron detectados en las aguas tales como el pp-DDE, así como fungicidas y herbicidas como Propiconazole, Atrazina y Clorotalonil. Los sedimentos albergan un mayor número de estos contaminantes, siendo estos el Propiconazole, pp-DDT, pp-DDD, pp-DDE, Endrin Aldehido, Clorotanolil y Endosulfan, estos compuestos son bioacumulables y de poca movilidad.
- d) Según el índice de Riesgo de Adsorción de Sodio, las aguas del río Tipitapa son potencialmente aptas para la irrigación de cultivos, y no están influenciadas por cambios estacionales, ya que en ambas épocas se observó las mismas características ( $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$  y  $\text{HCO}_3\text{-Na}$ ) lo que las clasifica como aptas para todo tipo de riego.

- e) El río presenta una tendencia a la hipereutrofización producto de las diversas actividades antrópicas que se producen en el área, siendo las de origen agropecuario las que aportan a sus aguas altas cantidad de nutrientes como NT y PT; esto ocasiona una alteración en parámetros como DBO<sub>5</sub>, DQO, ST, MOT, COD, ocasionando la proliferación de biomasa algal y lodos; a futuro algunos sitios podrían presentar características anóxicas del ecosistema; cambiando en algunos sectores la calidad de sus aguas.

## **XI. RECOMENDACIONES**

- a) Producto de la incidencia antrópica se hace necesario, por parte de la gobernanza local, el desarrollo e implementación de un monitoreo constante del ecosistema, adicionando nuevos sitios de monitoreo. Esto permitirá presentar un escenario completo del estado y calidad hídrica del sistema lótico.
  
- b) Se recomienda que instituciones (MARENA, IPSA, Alcaldías, entre otras) vinculadas con el cuidado ambiental lleven a cabo un inventario del uso de plaguicidas en la zona, para limitar y prohibir la liberación de estas moléculas al ambiente, ya que de acumularse a través de la cadena trófica en el ecosistema llegarían a las poblaciones humanas.
  
- c) Que la academia y autoridades vinculadas al problema de contaminación que presenta el área estudiada faciliten la divulgación de estas investigaciones, para el entendimiento y búsqueda de acciones para ejecución de las mismas, las cuales contribuyan en el cuidado ambiental del ecosistema.

## XII. BIBLIOGRAFÍA

- ACUMAR. (Abril de 2009). *Criterios utilizados para la definición de los valores asociados a cada zona de uso*. Obtenido de <http://www.acumar.gov.ar/ACUsentencias/ndoza/2009abril/060409e/Anexollusos060409.pdf>
- ADAMA. (2015). *FICHA TÉCNICA DE PRODUCTOS FITOSANITARIOS, TALONIL 720 SC*. Mexico: REGISTRO: RSCO-FUNG-0309-322-008-052.
- Aiuppa, A., Brusca, L., Bellomo, S., D'Alessandro, W., & Federico, C. (2003). Natural and anthropogenic factors affecting groundwater quality of an active volcano (Mt. Etna, Italy). *Applied Geochemistry* 18 , 863–882.
- Albert A., L. (1997). *Introducción a la Toxicología Ambiental*. Mexico: OPS.
- Alcocer, J., Guzmán-Arias , A., Oseguera , L., & Escobar , E. (2014). Dinámica del carbono orgánico disuelto y particulado asociados al florecimiento de *Nodularia spumigena* en un lago tropical oligotrófico. *Estado actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus interacciones en México*, 404-411.
- Allan, I., & Stegemann, J. (2007). Modelling of Pollutant Fate and Behaviour in Bed Sediments. *Elsevier B. V.*, 263-294.
- Allan, J., & Castillo, M. (2007). *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Secaucus: Springer.
- APLVN (Agua Para La Vida Nicaragua). (5 de Octubre de 2017). Conversatorio. *Desarrollando Capacidades Locales en Zonas Rurales*. Managua, Managua, Nicaragua: APLV.
- Arriola, M. (2012). "MODELAMIENTO NUMÉRICO DE LA DINÁMICA DE FLUJO SUBTERRÁNEO DEL ACUÍFERO DE TISMA, PARA EVALUAR LA CONECTIVIDAD ENTRE LOS LAGOS XOLOTLÁN Y COCIBOLCA". Managua: UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE NICARAGUA (UNAN), CENTRO PARA LA INVESTIGACIÓN EN RECURSOS ACUÁTICOS (CIRA).
- ASAAN, A. A. (2000). *Ficha RAMSAR Sistema Lagunar de Tísma*. Managua: Asociación Ambientalista AUDUBON de Nicaragua.
- ATSDR, A. p. (2002). RESUMEN DE SALUD PÚBLICA DDT, DDE y DDD. CAS#: 50-29-3, 72-55-9, 72-54-8 , Facsímil: 770-488-4178.
- Auquilla, R. C. (2005). *Uso del suelo y calidad del agua en quebradas de fincas con sistemas silvopastoriles en la Subcuenca del Río Jabonal, Costa Rica*.



- Turrialba, CR.: CATIE. Magister Scientiae en Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas.
- Ayers, R., & Westcot, R. (1984). *Calidad del agua para la agricultura*. FAO. ROMA: FAO, 29.
- Baas, B. L., Kaplan, I. R., & Moore, D. (1960). Limits of the natural environment in terms pH and oxidant-reduction potential. *Journal Geology* 68, 243-286.
- Banco Mundial. (5 de Noviembre de 2013). *Prioridades de Política e Inversión Para Reducir la Degradación Ambiental de la Cuenca del Lago de Nicaragua (Cocibolca)*. *Los Principales Desafíos Ambientales*. Obtenido de [www.worldbank.org/lac](http://www.worldbank.org/lac).
- Barberá, C. (1989). *Pesticidas Agrícolas* (4 revisada y ampliada ed.). Omega, S.A.
- Barceló, I., Allende, I., Solís, H., Bussy, A.-L., & González, C. (2002). Determinación del estado de equilibrio de un sistema hídrico. *Revista de la Sociedad Química de México*, 46(2), 93-104.
- Bartram, J., & Ballance, R. (1996). *Water Quality Monitoring: A practical Guide to the Design of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Londres: Chapman Hill.
- Basterrechea, D. (1986). *Limnología del lago de Amatitlán*. Guatemala: Universidad de San Carlos.
- Bay, E., & Toro Yagui, J. (2007). *EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS ECOTOXICOLÓGICOS DEL CLOROTALONIL EN DOS ESPECIES DULCEACUÍCOLAS: Daphnia obtusa (CLADÓCERA) Y Gambusia affinis (CYPRINODONTIDAE)*. Valdivia: Universidad Austral de Chile.
- Bere, T. (2007). The assessment of nutrient loading and retention in the upper segment of the Chinyika River, Harare: implications for eutrophication control. *Water SA*, vol. 33, no. 2,, 279-284.
- Bermúdez, M. (2010). *CONTAMINACION Y TURISMO SOSTENIBLE*. España: CETD SA.
- Biggs, B. J. (1996). Patterns in benthic algae of streams. En R. J. Stevenson, *Algal ecology of freshwater benthic ecosystem*, (págs. 31-56). Boston: Aquatic Ecology Series. Academic Press.
- Boháček, Z. (2003). Characteristics of organic matter and contents of some ubiquitous hydrophobic organic. *Bulletin of Geosciences*, Vol. 78, No. 3, 179–204.
- Brettum, P., & Andersen, T. (2005). The use of phytoplankton as indicators of water quality. *NIVA report SNO 4818-2004*, Suppl.

- Briemberg, J. (1994). *Investigation of pesticide contamination of groundwater sources urban water distribution systems in the pacific region of Nicaragua*. Managua: INAA.
- Brown, T., E., L., Burten, B., & Murphy, P. (2009). En T. Brown, L. E., B. Burten, & P. Murphy, *Química la Ciencia Central*. (pág. 786). México: Pearson Educación. 11ª ed.
- Burone, L. (2003). Spatial distribution of organic matter in the surface sediments of Ubatuba Bay (Southeastern – Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 75 (1):, 77-90.
- Caballero, A. S. (2007). *POTENCIAL HIDROLÓGICO Y CALIDAD DE LAS AGUAS SUPERFICIALES EN LA SUBCUENCA DEL RIO OCHOMOGO*. Managua: Centro para la Investigación de Recursos Acuáticos de Nicaragua (CIRA/UNAN).
- Castillo, F. (2018). *Evaluación de la calidad ambiental del Humedal Refugio de Vida Silvestre Sistema Lagunar de Tisma, Masaya, Nicaragua*. Managua: UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA-FACULTAD DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE.
- Castro, J. J. (2002). *DETERMINACIÓN, PERSISTENCIA Y DISTRIBUCIÓN DE INSECTICIDAS DE USO AGRÍCOLA EN EL MEDIO AMBIENTE*. Madrid: UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID.
- CCME. (2016). *GUIDANCE MANUAL FOR DEVELOPING NUTRIENT GUIDELINES FOR RIVERS AND STREAMS*. Canada: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Chapman, D. (1992). *Water Quality Assessments. A Guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Gran Bretaña : UNESCO. 565 p.
- Chávez, A. R. (20 de Mayo de 2016). *Efectos Nocivos Provocados por el Uso de Plaguicidas en la Fauna Silvestre de México y sus Consecuencias Ecológicas*. Obtenido de Ambiente Ecológico: <http://www.ambiente-ecologico.com/revist54/ramire54.htm#top>
- CICOPLAFEST, C. I. (1988). *Introduccion catalogo oficial de plaguicidas*. Mexico: RAP-AL.
- CIRA. (2011). *Evaluación del Impacto de la Calidad de Agua del lago Xolotlán sobre el río Tipitapa y el área inmediata en el lago Cocibolca (Estación lluviosa, Diciembre 2010 y Estación seca, Abril 2011)*. Managua: CIRA/UNAN-Managua.

- CIRA. (2011). *EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LA CALIDAD DE AGUA DEL LAGO XOLOTLÁN SOBRE EL RÍO TIPITAPA Y EL ÁREA INMEDIATA EN EL LAGO COCIBOLCA (ESTACIÓN LLUVIOSA, DICIEMBRE 2010 y ESTACIÓN SECA, ABRIL 2011)*. Managua: CIRA/UNAN-Managua.
- CIRA/UNAN. (2014). *Proyecto regional RLA 7/019 "Developing Indicators to Determine the Effect of Pesticides, Heavy Metals and Emerging Contaminants on Continental Aquatic Ecosystems Important to Agriculture and Agro industry*. Managua: CIRA/UNAN; OIEA.
- Custodio, E., & Llamas, M. R. (2001). *Hidrología Subterránea*. Madrid: 2da. Edición ed., Vol. I. Omega.
- DANIDA. (Octubre de 1997). Plan de Acción de los Recursos Hídrico de Nicaragua. Evaluación Rápida de los Recursos Hídricos. *Volumen 1- Informe Principal*. Managua, Managua, Nicaragua: República de Nicaragua Comisión Nacional de los Recursos Hídrico y Gobierno de Dinamarca Ministerio de Relaciones Exteriores.
- De Nicola, D. (1996). Periphyton responses to Temperature at Different Ecological Levels. En B. M. Stevenson RJ, *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems* (págs. 150-181). San Diego: Academic Press.
- Delmelle, P. (2003). Environmental impacts of tropospheric volcanic gas plumes. *The Geological Society of London*, 381-399.
- DIGESA. (5 de 05 de 2016). [www.digesa.sld.pe/DEPA/informes\\_tecnicos/GRUPO%20DE%20USO%204.pdf](http://www.digesa.sld.pe/DEPA/informes_tecnicos/GRUPO%20DE%20USO%204.pdf). Obtenido de <http://www.digesa.sld.pe>
- Droppo, I. S. (1994 ). In-channel surficial fine-grained sediment laminae (Part 1): physical characteristics and formation processes. *Hydrological Processes*, 8, 101-111.
- Dudgeon, D. (2008). *Tropical Stream Ecology*. Amsterdam: ELSEVIER.
- DVA-Agro. (2014). *FICHA TECNICA PROPICONAZOLE 25 EC DVA*. Bogota: DVA DE COLOMBIA LTDA. .
- E.A. (2003). The river ecosystem classification system. *Environment Agency, U.K.*
- ECOFLUIDOS INGENIEROS, S. A. (2012). *ESTUDIIIO DE LA CALIDAD DE FUENTES UTILIZADAS PARA CONSUMO HUMANO Y PLAN DE MITIGACIÓN POR CONTAMINACIÓN POR USO DOMÉSTIICO Y AGROQUÍÍMICOS EN APURIIMAC Y CUSCO*. Lima: OPS/OMS.
- Edward, J., & Ugwumba, A. (2010). Physico-Chemical Parameters and Plankton Community of Egbe Reservoir, Ekiti State, Nigeria. *Research Journal of Biological Sciences* 5 (5):, 356-367.

- Elosegi, A., & Sabater, S. (2009). El río como ecosistema. En J. C. SERGI SABATER, *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (pág. Separata del capítulo 2). País Vasco: Fundación BBVA.
- EPA. (1986). *Quality Criteria for Watwer 1986*. Warhmgton. DC 20460: United Stater Environmental Protection Agency.
- Espinosa, E. (1978). *Concentracion de Nitratos en Aguas Subterráneas del Área Guanare - Masparro*. Proyecto Guanare-Masparro-Venezuela. CIDIAT-MOP.
- Estrada, G. M. (2011). *CALIDAD DEL AGUA Y MANEJO DE SUS DIFERENTES NIVELES PARA EL ÓPTIMO RENDIMIENTO DEL CULTIVO DEL ARROZ, EN EL VALLE DE SÉBACO, DURANTE EL PERIODO JULIO-DICIEMBRE, 2011*. Managua: Maestría Regional Centroamericana Ciencias del Agua.
- FAO. (1993). *Prevención de la contaminación del agua por la agricultura y actividades afines. Informes sobre temas hídricos 1*. Santiago, Chile: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- FAO. (1996). *Control of water pollution from agriculture*. Ongley: E.D. FAO Irrigation and Drainage Paper.
- FAO. (2014). *NICARAGUA: Implementación del Plan de Actividades del Convenio de Rotterdam (Marzo 2013 - Marzo 2014)*. Managua: GRUN, MAGFOR, MINSIA y MARENA.
- FAO-MAGFOR-MARENA. (2014). *NICARAGUA: Implementación del Plan de Actividades del Convenio de Rotterdam*. Managua: Gobierno de Reconciliación y Unidad Nacional, Nicaragua.
- Fenzel, N. (1989). *Nicaragua: Geografía, Clima, Geología y Hidrogeología*. Managua: Belem; UFPA/ INETER/INAN.
- Flores, F. C. (03 de Noviembre de 2019). *Tema 4 Contaminacion del Agua*. Obtenido de [https://www.ugr.es/~fgarciac/pdf\\_color](https://www.ugr.es/~fgarciac/pdf_color)
- Francoeur, S., & Biggs B. (2006). Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities. . *Hydrobiologia* 561 (1):, 59-69.
- Fuentes, F., & Massol-Deyá, A. (2002). *MANUAL DE LABORATORIOS - ECOLOGÍA DE MICROORGANISMOS*. San Juan: Unversidad de Puerto Rico.
- García, L. (2003). *Indicadores técnicos y evaluación de la influencia del uso de la tierra en la calidad del agua, subcuenca del Río Tascalapa Yoro Honduras*. Turrialba, CR. : Tesis Mag. Sc.; CATIE/UCR. 136 p.

- García, M., & Maza, J. (1996). Origen y Propiedades de los Sedimentos. En *Manual de Ingeniería de Ríos* (pág. Capítulo 7). Mexico: División de Estudios de Postgrado, facultad de Ingeniería, UNAM.
- Garzanti, E. A. (2008). Settling equivalence of detrital minerals and grain-size dependence of sediment composition. *Earth and Planetary Science Letters*, 273, 138–151.
- GEF-REPCar. (2009). *PLAN DE ACCIÓN MONITOREO DEL ESCURRIMIENTO DE PLAGUICIDAS AL CARIBE NICARAGUENSE*. Managua: GEF-REPCar.
- Gensemer, R., & Playle, R. (1999). The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(4), 315-450.
- Gerhardt, A. (2002). Bioindicator Species and thier use in Biomonitoring. En A. Gerhardt, *ENVIRONMENTAL MONITORING – Vol. I – LimCo International* (págs. 40-65). Ibbenbüren, Germany: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS).
- Ghosh, M., & Gaur, J. (1998). Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquat Bot.* 60 (1);, 1-10.
- Gómez, G. I. (1995). *MANUAL DE ANÁLISIS DE AGUAS*. Manizales: UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA SEDE MANIZALES.
- González, C. (2006). *Identificación de bosques y sistemas agroforestales importantes proveedores de servicios ecosistémicos para el sector agua potable en Nicaragua*. Turrialba, Costa Rica: CATIE.
- GTH-NI. (2002). *Grupo de trabajo de Humedales-Nicaragua Humedales de Nicaragua. Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano y GIZ*. Managua: GTH-NI.
- GWP. (2016). *Situación de los Recursos Hídricos en Centroamérica. Nicaragua*. Tegucigalpa: Asociación Mundial para el Agua (GWP, por sus siglas en inglés) .
- GWW. (2005). *Global Water Watch: Guía para ejecutar proyectos de monitoreo de agua con participación comunitaria*. Auburn: AL. 39 p.
- Husson, O. (2013). Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant Soil, Numero 362;*, 389–417.
- Hynes, H. B. (1970 ). *The ecology of running waters*. Toronto, Canada.: University of Toronto.

- IJC, I. J. (1980). Great Lakes Science Advisory Board. *Report of the Aquatic Ecosystem Objectives Committee*.
- INAA. (1998). *NORMATIVA AMBIENTAL. NORMA PARA LA CLASIFICACION DE LOS RECURSOS HIDRICOS*. Managua: Gobierno de Nicaragua.
- INETER & OIEA. (2011). *Informe preliminar Proyecto NIC 08/012. Estudio Caracterización Hidrogeología e Isotópica del Acuífero Tipitapa-Malacatoya en zona del Estrecho Interlagos*. Managua: INETER.
- INETER. (2010). *Identification and assessment of hydrological flows between the lakes of Managua and Nicaragua, Applying Nuclear Techniques for the Development of a Management Plan for the Watershed of the Great Lakes*. Managua: Name of OIEA - Experto Hidrogeólogo, Sergio Iriarte Díaz .
- INETER. (2014). *Cuencas Hidrográficas de Nicaragua bajo la metodología Pfafstetter*. Managua: INETER, UNI, PROATAS, GIZ y ANA.
- INTAGRI. (2017). El Uso de Ácidos para Mejorar la Calidad de Agua. *Serie Agua y Riego*.(18), 5 p. Obtenido de <https://www.intagri.com>
- IPCS. (1995). *International Programme on Chemical Safety*. Obtenido de [www.chem.unep.ch/pops/ritter/ritter.htm](http://www.chem.unep.ch/pops/ritter/ritter.htm)
- IRENA. (1981). *El agua subterránea en el área de Tipitapa-Las Banderas-San Juan-San Isidro*. Managua: Instituto Nicaragüense de Recursos Naturales y del Ambiente (IRENA).
- Kransky, J. (1995). Estudio Hidrogeológico e Hidroquímico de la Región del Pacífico de Nicaragua. Dirección de Recursos Hídricos, Dirección de Hidrogeología. *INETER*.
- Laidlaw, T., & Jackson, T. (2003). *Adopte una quebrada*. San Jose: Trad. Ramírez A.; Juárez J.
- Laws, A. E. (1981). *Aquatic Pollution*. E.U.A. : Wiley Interscience Publication. 482 p.
- Leeds, D. (1974). Catalogue of Nicaraguan Earthquakes. *Bull. Seism. Soc. America*,, 64(4): 1135-1158.
- León Velásquez, I. W. (08 de Septiembre de 2015). *Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú*. Obtenido de Medidas de Dispersión y de Forma. Estadística y Probabilidades: <https://es.slideshare.net/williamleon20/clase04-eyp>
- Leopold, L. B. (1992). *Fluvial processes in geomorphology*. New York: Dover.
- Limnology 12. (20 de Septiembre de 2009). *Oxidation-Reduction Processes in Natural Waters*. Obtenido de <http://web.pdx.edu/~sytsmam/limno/Limno09.12.Redox.pdf>

- Linares, R. M. (2007). *EVALUACIÓN AMBIENTAL DE PESTICIDAS ORGANOCLORADOS EN SEDIMENTOS DE LA LAGUNA DE CHANTUTO (CHIAPAS, MÉXICO) Y DE LA BAHÍA DE SANTANDER (CANTABRIA, ESPAÑA)*. Cantabria: UNIVERSIDAD DE CANTABRIA, ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS INDUSTRIALES Y DE TELECOMUNICACIÓN, DEPARTAMENTO DE INGENIERIA QUÍMICA Y QUÍMICA INORGÁNICA.
- MAG. (16 de Mayo de 2016). *Ministerio Agropecuario*. Obtenido de <http://www.magfor.gob.ni/estadisticas.html>
- MAGFOR & INIDE. (2013). *Departamento de Managua y sus Municipios, uso de la tierra y el agua en el sector agropecuario*. Managua: CENAGRO.
- MAGFOR. (1998). *Ley 274: Ley básica para la regulación y control de plaguicidas, Sustancias tóxicas, peligrosas y otras similares y su reglamento Decreto 49-98*. Managua: LA GACETA-20.
- MAGFOR, I. (2013). *Departamento de Masaya y sus Municipios, uso de la tierra y el agua en el sector agropecuario*. Managua: CENAGRO.
- MARENA. (2001). *Informe del Estado Ambiental en Nicaragua*. Managua.: Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales (MARENA).
- MARENA. (2004). *Inventario Nacional de Plaguicidas COP en Nicaragua*. Managua: NICARAGUA AVANZA.
- MARENA. (2004). *Sitios Contaminados con COP en Nicaragua*. Managua: NICARAGUA AVANZA.
- Margalef, R., Planas, A., Armengol, J., Vidal, A., Prant, N., Guiset, A., . . . Estrada, M. (1976). *Limnología de los embalses españoles*. Madrid: Dirección General de Obras Publicas N<sup>a</sup> 123. Ministerio de Obras Publicas.
- Marin G., R. (2003). *Fisicoquímica y Microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y Control de Calidad de Agua*. <https://books.google.es/books?id=k8blixwJzYUC&printsec=frontcover&hl=es#v=onepage&q&f=false>.
- Martinez, G. E. (2007). *Competetividad Agrícola en Centroamerica*. San Salvador: FUNDESE.
- Masís, F., Valdez, J., Coto, T., & León, S. (2008). RESIDUOS DE AGROQUÍMICOS EN SEDIMENTOS DE RÍOS, POÁS, COSTA RICA. *Agronomía Costarricense* 32 (1), 113-123.
- McGinn, A. P. (2000). *Los Contaminantes Organicos Persistentes (COP)* . Barcelona: WORLD W ATCH.

- Mcintyre, T. (2003). Phytoremediation of heavy metals from soils. . *Adv Biochem Eng Biotechnol*, N° 78, 97–123.
- Mejía, E., Rosales, F., & Rojas, J. &. (2006). Atlas de la cuenca Lerma-Chapala construyendo una visión conjunta. . [http://www2.inecc.gob.mx/emapas/download/lch\\_calidad\\_del\\_agua .pdf](http://www2.inecc.gob.mx/emapas/download/lch_calidad_del_agua.pdf). Mexico: Instituto Nacional de Ecología. .
- Metcalf, R. (1971). *Chemistry and Biology of Pesticides Pesticides in the Environment* (Vol. I). (I. Marcel Dekker, Ed.) New York: White-Stevens, R. Part I. (In Two Parts). .
- Mitchell, M., & Stapp, W. (1996). *Field Manual for Water Quality Monitoring: An Environmental Education Program for Schools*. USA: Published by Kendall/Hunt Publishing Company.
- Mitchell, M., Stapp, W., & Bixby, K. (1991). *Manual de campo de Proyecto del Río: una guía para monitorear la calidad del agua en el Río Bravo*. New México: Proyecto del Río.
- Montenegro, S. (2016). *Los Recursos Hídricos de Nicaragua*. Managua: Para que leamos, Amerisque.
- Morell, I., & Candela, L. (1998). *Plaguicidas. Aspectos ambientales, analíticos y toxicológicos*. Castelló de la Plana. España.: Publicaciones de la Universidad Jaume I (Castelló).
- Moreno Franco, D. P., Quintero Manzano, J., & López Cuevas, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS* 78, 25–33 .
- Moreno Grau, M. D. (2003). Evaluación de riesgo para la salud humana. En M. D. Grau, *TOXICOLOGIA AMBIENTAL* (pág. 199). Madrid: McGraw-Hill.
- Morillo, J. (1999). *Caracterización metálica de los sedimentos de las cuencas de los ríos Tinto y Odiel (Tesis Doctoral)*. Sevilla: Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad de Sevilla.
- Mujeriego. (1990). *Manual práctico de riego con agua residual municipal regenerada*. . Barcelona: U. P. Cataluña, Ed.
- Narváez Valderrama, J. F., Palacio Baena, J. A., & Molina Pérez, F. J. (2012). Persistencia de plaguicidas en el ambiente y su ecotoxicidad: Una revisión de los procesos de degradación natural. *Gestión y Ambiente*, 27-38.
- Narváez, J. (2012). Persistencia de plaguicidas en el ambiente y su ecotoxicidad: Una revisión de los procesos de degradación natural. *Gestión y Ambiente Volumen 15 - No. 3*, 27-38.



- Narváez, J. F., Palacio, J. A., & Molina, F. J. (2012). Persistencia de plaguicidas en el ambiente y su ecotoxicidad: Una revisión de los procesos de degradación natural. *Revista Gestión y Ambiente, Volumen 15 - No. 3*, , 27-38.
- Nilda, A. (1985). TOXICOLOGIA DE LOS INSECTICIDAS ORGANOCOLORADOS. *Bol Of Sanit Panam 98 (I)*.
- NU, N. U. (1975). *Investigaciones de agua subterráneas en la región del Pacífico de Nicaragua-Evaluación económica para el desarrollo de los recursos de agua subterráneas en el área Managua-Granada.-Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo*. New York: Naciones Unidas.
- Nush, E. (1980). Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. En A. Hydrobiology. *Beih Ergebn*.
- OAPN-UICN, U. I. (2011). *Las áreas protegidas de América Latina: Situación actual y perspectivas para el futuro*. Madrid, España: Jörg Elbers.
- OMS. (2002). *Conferencia sobre la evaluación y estrategias de Gestión de recursos hídricos en América Latina y el Caribe*. San José, CR.: Organización Mundial de la Salud (OMS). 23 p.
- Ongley, O. (30 de Septiembre de 1997). *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos*. . Obtenido de FAO: <http://www.fao.org/docrep/W2598S/W2598S00.htm>
- OPS y OMS. (2015). NICARAGUA. *Perfil de País*. Managua, Nicaragua: Organización Panamericana de la Salud (OPS) y Organización Mundial de la Salud (OMS).
- Orozco, C. P. (2005). *Contaminación Ambiental. Una visión desde la Química* (3 ed.). Madrid: Thomson Editoriales Spain Paraninfo, S.A.,.
- Ortiz, D., Yáñez, L., & Díaz-Barriga, F. (2002). *COMPORTAMIENTO AMBIENTAL DEL DDT Y DE LA DELTAMETRINA, Laboratorio de Toxicología Ambiental, Facultad de Medicina*. Potosí, Mexico: Universidad autónoma de San Luis Potosí.
- Owens, P. (2008). Sediment Behaviour, Functions and Management in River Basins. *Sustainable Management of Sediment Resources: Sediment Management at the River Basin Scale. Elsevier*, 1-29.
- Oxford. (2000). *A dictionary of chemistry*. Oxford University Press.
- Patil, P., Sawant, D., & Deshmukh, R. (2012). Physico-chemical parameters for testing of water – A review. *International Journal of Environmental Sciences, Volume 3, No.3*, , 1194-1207.

- Pérez, A., & Rodríguez, A. (2009). En *Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación*. . Costa Rica: Universidad de Costa Rica. .
- Peterson, B. J., Wollheim, W. M., Mulholland, P. J., Webster, J. R., Meyer, J. L., Tank, J. L., . . . Morrall, D. D. (2001). Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science*, 292:, 86-90.
- Pineda, V. (2012). *Granulometría y geometría de los sedimentos marinos en el área comprendida entre el Seno Reloncavi y el Golfo Corcovado*. Obtenido de <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=62412166003>.
- PNUMA, P. d. (2003). *ELIBERANDO AL MUNDO DE LOS COP: GUÍA DEL CONVENIO DE ESTOCOLMO SOBRE CONTAMINANTES ORGÁNICOS PERSISTENTES*. Ginebra: PNUMA.
- Poch, M. (2003). *Las Calidad de las Aguas* (Segunda ed.). Barcelona, España: Rubes.
- Pra Mauro, E. (1990). *Los Pesticidas y el Medio Ambiente*. Universidad de Valencia: Servei Publicacions.
- Primo, E., & Carrasco, J. (1990). *Química Agrícola II. Plaguicidas y Fitorreguladores*. . Alhambra.
- PROCONSULT. (1984). *Proyecto Agroindustrial Tipitapa - Malacatoya (Timal), Enero*. . Managua: Ingeniero S. A.
- PROCUENCAS, S. J. (2 de Junio de 2016). *PROCUENCAS RIO SAN JUAN*. Obtenido de <http://www.oas.org/sanjuan/spanish/documentos/adt/informacion/agua.html>
- Ramírez S, H., Zárate del V., P., García G., M., de la Torre V, O., Israde, I., & Meulenert Peña, Á. (2007). DISOLUCIÓN DE SÍLICE BIÓGENA EN SEDIMENTOS DE LAGOS UTILIZADOS COMO BIOINDICADORES DE CALIDAD DEL AGUA. *e-Gnosis [online] Vol. 5, Art. 4*, 1-19.
- Ramírez, J. A. (2001). Plaguicidas: clasificación, uso, toxicología y medición de la exposición. *Arch Prev Riesgos Labor* ; 4(2), 67-75.
- RAMSAR. (04 de 07 de 2016). *Servicio de Información sobre Sitios Ramsar*. Obtenido de Sistema Lagunar de Tisma: <https://rsis.ramsar.org/es/ris/1141?language=es>
- REPCar, P. R. (2010). *Informe de País Sobre Importaciones de Plaguicidas Correspondiente al Periodo 2004 – 2009, Nicaragua*. Nicaragua: REPCAR.
- Reuther, R. (2009). LAKE AND RIVER SEDIMENT MONITORING. En *ENVIRONMENTAL MONITORING, Vol. II*. (págs. TO ACCESS ALL THE 28

PAGES OF THIS CHAPTER. Visit : <http://www.eolss.net/Eolss-sampleAllChapter.aspx>). Germany: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS).

- Rodríguez-Díaz, A. A., Villaseñor-Cabral, M. G., Canet, C., Prol-Ledesma, R. M., & Camprubí, A. (2005). Clasificación de los yacimientos de manganeso y ejemplos de depósitos mexicanos e internacionales. *Boletín de Mineralogía* 16, 33 - 43.
- Roldán, G. (1986). Estudios de Limnología de cuatro ecosistemas neotropicales diferentes con especial referencia a su fauna de ephemeropteros. *Actualidades biológicas*. 9 (34);, 103-117.
- Roldán, G., & Ramírez, J. J. (2008). *Fundamentos de Limnología neotropical*. Medellín: Universidad de Antioquia.
- Roldán, P. G., & Ramírez, R. J. (2010). *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Colombia: Universidad de Antioquia.
- Rosemond, A. M. (2000). Seasonally shifting limitation of stream periphyton: Response of algal populations and assemblage biomass and productivity to variation in light, nutrients, and herbivores. *Can J Fish Aquat Sci*. 57(1);, 66-75.
- Rott, E. D. (1998). Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand River, Ontario, by means of diatoms. *Can J Fish Aquat Sci*. 55(6);, 1443-1453.
- Rotterdam, C. d. (2011). *Documento de orientación para la adopción de decisiones ENDOSULFÁN*. Rotterdam: FAO.
- Roy, S. (1992). Environments and processes of manganese deposition. . *Econ. Geol.*, 87, 1218-1236.
- Ruano, P. (2008). Paleosismología en la falla de Cofradía, Managua, Nicaragua: resultados preliminares. *Geo-Temas* 10, (ISSN: 1567-5172), 1059-1062.
- Rueda Hernández, M. (2006). Comportamiento de las condiciones fisicoquímicas y microbiológicas de la Laguna de Tisma en el año 2000 y 2005. *Universidad y Ciencia, UNAN-Managua*, 2(3).
- Sabater, S., Sabater, S., & Armengol, J. (1993). Ecología de ríos mediterráneos. *Invest. y cienc.*;, 72-79.
- Salvia, M. I. (1999.). Application of the 'snapshot' methodology to a basin-wide analysis of phosphorus and nitrogen at stable low flow. *Hydrobiologia*, vol. 410., 97-102.

- Samboni, N. (15 de Agosto de 2007). *Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua*. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=64327320>
- Sánchez Ramos, D. (2015). *INGENIERÍA AMBIENTAL. Calidad de las aguas*. Ciudad Real: Universidad de castilla - La Mancha.
- Sangchan, W. (2013). *Transport of pesticides in a river of a tropical mountainous watershed in northern Thailand*. Tailandia: UNIVERSITÄT HOHENHEIM (310), D-70593 STUTTGART, Institute of Soil Science and Land Evaluation.
- Santa Cruz, J. N. (1988). *Caracterización del recurso hídrico subterráneo con miras al riego complementario en la región NNE-Maicera típica-de la Provincia de Buenos Aires*. Buenos Aires: IICA.
- Sbihi, K. (2012). Accumulation and toxicological effects of cadmium, copper and zinc on the growth and photosynthesis of the freshwater diatom *Planothidium lanceolatum* (Brébisson) Lange-Bertalot: A laboratory study. *J. Mater. Environ. Sci.* 3 (3), 497-506.
- Senamhi. (10 de Agosto de 2007). *SERVICIO NACIONAL DE METEOROLOGÍA E HIDROLOGÍA* . Obtenido de MONITOREO DE CALIDAD DE AGUAS SUPERFICIALES EN EL PERÚ: [www.senamhi.gob.pe](http://www.senamhi.gob.pe)
- Sericano, J. W. (1990). Historical perspective on the environmental bioavailability of DDT and its derivatives to Gulf of Mexico oysters. . *Environmental Science and Technology* N°24, 1541-1548.
- Shand, C., Smith, S., Edwards, A., & Fraser, A. (2000). Distribution of phosphorus in particulate, colloidal and molecular-sized fractions of soil solution. *Water Research, Vol. 34: 4*, 1278–1284.
- Shapiro, J., Lundquist, J., & Carlson, R. E. (1975). Involving the public in Limnology: an approach to communication. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh.* 19, 866-874.
- Singh, M. R. (30 de Septiembre de 2007). *Impurities-heavy metals: IR prespective*. Obtenido de <http://www.usp.org/pdf/EN/meetings/asMeetingIndia/2008Session4track1.pdf> .
- Solomon, F. (2008). Impacts of Metals on Aquatic Ecosystems and Human Health. *Environment and Communities* , 14-19.
- Sorensen, D. L., McCarthy, M. M., Middlebrooks, E. J., & Porcella, D. B. (1977). *SUSPENDED AND DISSOLVED SOLIDS EFFECTS ON FRESHWATER BIOTA: A REVIEW*. Oregon: U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.

- SPA, S. (2014). *CLOROTALONIL 720*. Milano: Via Sempione 195-20016.
- SRH. (2010). *Atlas de Cuencas y Regiones Hídricas Superficiales de la República Argentina*. Buenos Aires: Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación.
- Stocker, H., & Seager, S. (1981). Contaminación del Agua. En *Environmental Chemistry: Air and Water Pollution* (pág. 167). Barcelona: Scott Foresman and Company, Glenview.
- Tetzaguic, C. (2002). *Monitoreo de la calidad del agua del lago de Amatitlán. Investigación del curso de Limnología y saneamiento de corrientes*. Guatemala: Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria. 44 pp.
- Tornos, A. F. (2008). La Geología y Metalogenia de la Faja Pirítica Ibérica. *Macla* 10, 13-23.
- Torres, D., & Capote, T. (2004.). Agroquímicos un problema ambiental global: uso del análisis químico como herramienta para el monitoreo ambiental. *Ecosistemas* 13 (3), 2-6.
- Tratnyek, P. G., Grundl, T. J., & Haderlein, S. B. (2011). *Aquatic Redox Chemistry*. Washington, DC: ACS SYMPOSIUM SERIES 1071.
- Trelles, G. (15 de Diciembre de 2014). DBO & DQO EFLUENTES. Obtenido de <https://es.slideshare.net>
- Tundisi, J. a.-T. (2008.). *Limnología*. São Paulo: Câmara Brasileira do Livro.
- ULPGC. (03 de Noviembre de 2019). Obtenido de <http://www2.ulpgc.es/hege/almacen/download/30/30673/tema5 analisisdeaguas.pdf>
- UNESCO/WHO/UNEP. (1996). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition*. Cambridge: E&FN Spon, an imprint of Chapman & Hall.
- Usero Fernández, J. A. (2015). Estudio de la Calidad Ambiental de los Sedimentos de la Bahía de Cádiz y Algeciras mediante un método integrado. Sevilla, España: Universidad de Sevilla. Escuela Superior de Ingenieros. Dpto. de Ingeniería Química y Ambiental.
- Vado, V., & Cuadra, J. (2012). *Informe Técnico sobre la Presencia de plaguicidas en Muestras de Agua, sedimentos y Peces, colectadas en sitios cercanos al río Tipitapa y en el Lago Cocibolca*. Managua: CIRA/UNAN.
- Vicente Martorell, J. J. (2010). *BIODISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS EN DOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS DE LA COSTA SURATLÁNTICA ANDALUZA AFECTADOS POR CONTAMINACIÓN DIFUSA*. Cádiz: Universidad de Cádiz.

- Wadleigh, C. (1968). Wastes in Relation to Agriculture and Forestry. En *Miscellaneous Publication N° 1065* (págs. 41-44). Washington, D. C.: USDA.
- Wentworth, C. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30, 377–392.
- Woodwell, G. C. (1971). DDT in the biosphere: where does it go. *Science N° 174*, 1101-1107.
- Zamorio, M. J. (2018). *Evaluación de la migración de contaminantes desde el Lago Xolotlán hacia el Lago Cocibolca*. Managua: CIRA.

### XIII. ANEXOS

#### 13.1 Anexo A. Coeficiente de Variación (CV %)

A mayor valor del coeficiente de variación (**CV**) mayor heterogeneidad de los valores de la variable; y a menor **CV**, mayor homogeneidad en los valores de la variable. Por ejemplo, si el **CV**  $\leq$  60%, significa que la media aritmética es representativa del conjunto de datos, por ende el conjunto de datos es "Homogéneo". Por el contrario, si el **CV**  $>$  60%, el promedio no será representativo del conjunto de datos, por lo que resultará "Heterogéneo" (Tabla 41) .

Tabla 32. Interpretación del Coeficiente de Variación (CV %)

Valor del Coeficiente de Variación (CV %)	Interpretación del Coeficiente de Variación (CV)	
	Variabilidad	Estabilidad
<b>CV = 0</b>	Nula	Muy Alta
<b>CV &gt; 0 a 20 %</b>	Baja	Alta
<b>CV &gt; 20 a 60 %</b>	Moderada	Moderada
<b>CV &gt; 60 a 90 %</b>	Alta	Baja
<b>CV &gt; 90 %</b>	Muy Alta	Nula

Fuente: (León Velásquez, 2015)

#### 13.2 Anexo B. Sitios muestreados, en el río Tipitapa.



Figura 53. Sitio 1

Figura 54. Sitio 2



Figura 55. Sitio 3

Figura 56. Sitio 4

### 13.3 Anexo C. Parámetros analizados en el río.

Tabla 33 Parámetros FQ analizados y método utilizado para el análisis de las muestras de agua.

Parámetros Fisicoquímicos Laboratorio de Agua Naturales	Método	Unidades	Referencias
Turbidez	2130.B <sup>1</sup>	UNT	1. American Public Health Association (APHA). (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21 st Edition Washington: APHA. 2. Thermo Orion (2008). ROSS Sodium Electrodes Instruction Manual. Model 86-11BN. USA: Thermo Orion. 3. Rodier, J. (1981). Análisis de las Aguas Naturales, Residuales y Agua de Mar. España: Ediciones Omega. 4. Crumpton, W.G., T.M. Isenhart & P.D. Mitchell. (1992). Nitrate an
pH A 25,0 °C	4500-H.B <sup>1</sup>	Unds.de pH	
Conductividad Eléctrica a 25,0 °c	2510.B <sup>1</sup>	µS.cm <sup>-1</sup>	
Solidos totales disueltos (STD)	2510.B <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	
Color verdadero	2120.B <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup> Pt-Co	
Calcio (Ca <sup>+</sup> )	3500-Ca.D <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	
Magnesio (Mg <sup>+</sup> )	3500-Mg.E <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	
Sodio (Na <sup>+</sup> )	3500-Na.D <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	
Potasio (K <sup>+</sup> )	3500-K.D <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	
Cloruros (Cl <sup>-</sup> )	4110.B <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	4110.B <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	
Sulfatos (SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> )	4110.B <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup> )	2320.B <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-1</sup> )	2320.B <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	
Dureza total (DT)	2340.C <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	



Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

Alcalinidad total (AT)	2320.B <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	organic N analisis with second-derivate spectroscopy. Limnology & Oceanography 37:907-913.
Hierro total (Fe)	3500-Fe.D <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	
Fluoruros (F)	4500-F.D <sup>1</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	Azul de Indofenol <sup>2</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	
Nitrogeno total (NT)	Segunda Derivada <sup>4</sup>	mg.l <sup>-1</sup>	

Tabla 34. Variable Físicoquímicas analizadas en el laboratorio de AR

Parámetros Físicoquímicos en Aguas Residuales (mg.l <sup>-1</sup> )	Método	Referencia
Sólidos totales (ST)	2540 B, C,D, F, E ; 5210 B, C;UV 254 nm; 4500-P E y 4500 -P BE	American Public Health Association (APHA). (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21 st Edition Washington: APHA. Bransletter A., Sletten R.S. Mentler A & Wenzel W.(1996) Estimating Dissolved Organic Carbon in Natural Waters by UV absorbance (254 mn)
Sólidos suspendidos totales (SST)		
Sólidos sedimentables (SS)		
Demanda bioquímica de oxígeno (BDO <sub>5</sub> )		
Demanda química de oxígeno (DQO)		
Carbono orgánico disuelto (COD)		
Fósforo reactivo disuelto (PRD o O-PO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> )		
Fósforo total (PT)		

Tabla 35. Metodología implementada en la determinación de Materia Orgánica Total, laboratorio de RQA.

Parámetro	Método	Rango	Referencia
Materia Orgánica Total (%)	Oxidación Humedad	0,067 – 13,63	López R. 1990, Diagnóstico de Suelo y Plantas : Método de Campo y Laboratorio. 4ta edición Madriz España
Granulometría	Método de la Pipeta de Kohn	Tamaño de partículas inferiores a los 2 mm de suelo y sedimento para determinar textura	Norma Austriaca L-1061-88 (MPON-RQA-03)

Tabla 36. Metales analizados y método utilizado para la determinación de metales en agua y sedimentos, utilizando la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA).

Metales en Agua ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) y Sedimentos ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	Instrumentación	Referencia	Metales analizados agua/sedimento
Al, As, Cd, Cu, Cr, Cr <sup>IV</sup> , Mn, Hg, Ni, Pb, Se y Zn / Al, As, Cd, Cu, Cr, Mn, Hg, Ni, Pb y Zn	EAA: VGA76, GTA 96 y AAS LLAMA (VARIAN)	E, Rothery et al., 1984 y 1988	12/10

Tabla 37. Compuestos Orgánicos (OCI's, y OP's), realizados en agua.

N° de Analitos	Compuestos Organoclorados en Agua ( $\text{ng.l}^{-1}$ )	Compuestos Organofosforados en Agua ( $\text{ng.l}^{-1}$ )	Método	Observaciones
1	Alfa-clordano	Co-ral (Coumafos)	CIRA/UNAN, 2005	Procedimiento Operativo Normalizado para Determinar Plaguicidas Organoclorados y Organofosforados en Agua PON-CO-01. MPON-CO-03
2	Gamma-clordano	Def (Tribufos)		
3	Alfa-hch	Diazinon		
4	Beta-hch	Etil-Paration		
5	Delta-hch	Etion		
6	Lindano	Forate		
7	PP-DDE	Gution (Azinfos metil)		

Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

8	PP-DDD	Malation		
9	PP-DDT	Metil-paration		
10	Heptacloro	Mocap (Etoprofos)		
11	Heptacloro-epóxido	Terbufos		
12	Aldrín	Zolone (Fosalone)		
13	Dieldrín			
14	Endrín			
15	Endrín aldehído			
16	Endrín cetona			
17	Endosulfan I			
18	Endosulfan II			
19	Endosulfan sulfato			
20	Metoxicloro			
21	Toxafeno			

Tabla 38. Compuestos Orgánicos (OCI's, y OP's), realizados en sedimentos.

N° de Analitos	Compuestos Organoclorados en Sedimentos (ng.l <sup>-1</sup> )	Compuestos Organofosforados en Sedimentos (ng.l <sup>-1</sup> )	Método	Observaciones
1	Alfa-Clordano	Co-ral (coumafos)	PNUMA, PAC (2008)	PNUMA: Guía para el muestreo, preparación y análisis de contaminantes orgánicos en muestras ambientales (agua, suelo /sedimentos y biota). Manual del Programa de Monitoreo Costero del Proyecto GEP-REPCar. PNUMA Programa Ambiental del Caribe Kingston, 2008.
2	Gamma-Clordano	Def (tribufos)		
3	Alfa-HCH	Diazinon		
4	Beta-HCH	Etil-paration		
5	Delta-HCH	Etion		
6	Lindano	Forate		
7	pp-DDE	Gution (azinfos metil)		
8	pp-DDD	Malation		
9	pp-DDT	Metil-paration		
10	Heptacloro	Mocap (etoprofos)		
11	Heptacloro-Epóxido	Terbufos		
12	Aldrín	Zolone (fosalone)		
13	Dieldrín			
14	Endrín			
15	Endrín Aldehído			
16	Endrín Cetona			
17	Endosulfan I			

Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

18	Endosulfan II			
19	Endosulfan Sulfato			
20	Metoxicloro			
21	Toxafeno			

Tabla 39. Compuestos Piretroides, Fungicidas y Herbicidas.

Plaguicidas en Sedimento	Plaguicidas en Agua	Método	Observaciones
<b>Piretroides (ng.g<sup>-1</sup>)</b>	<b>Piretroides (ng.l<sup>-1</sup>)</b>	PNUMA, PAC (2008) (Agua / Sedimentos)	PNUMA: Guía para el muestreo, preparación y análisis de contaminantes orgánicos en muestras ambientales (agua, suelo /sedimentos y biota). Manual del Programa de Monitoreo Costero del Proyecto GEP-REPCar. PNUMA Programa Ambiental del Caribe Kingston, 2008.
Cipermetrina	Cipermetrina		
Deltametrina	Deltametrina		
Cis-permetrina	Cis-permetrina		
Trans-permetrina	Trans-permetrina		
<b>Fungicidas (ng.g<sup>-1</sup>)</b>	<b>Fungicidas (ng.l<sup>-1</sup>)</b>		
Clorotalonil	Clorotalonil		
Imazalil	Imazalil		
Metolaclor	Metolaclor		
Propiconazol	Propiconazol		
<b>Herbicidas (ng.g<sup>-1</sup>)</b>	<b>Herbicidas (ng.l<sup>-1</sup>)</b>	CIRA/UNAN, 2005 (Agua) PNUMA PAC (2008) (Sedimentos)	Procedimiento Operativo Normalizado para Determinación de Herbicidas Triazinas en agua subterráneas PON-CO-07. MPON-CO-03 PNUMA: Guía para el muestreo, preparación y análisis de contaminantes orgánicos en muestras ambientales (agua, suelo /sedimentos y biota). Manual del Programa de Monitoreo Costero del Proyecto GEP-REPCar. PNUMA Programa Ambiental del Caribe Kingston, 2008.
Ametrina	Ametrina		
Atratón	Atratón		
Atrazina	Atrazina		
Cianazina	Cianazina		
Prometon	Prometon		
Prometrina	Prometrina		
Propazina	Propazina		
Secbumeton	Secbumeton		
Simazina	Simazina		
Simetrine	Simetrine		

Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

Terbutylazina	Terbutylazina		
Terbutrina	Terbutrina		

13.4 Anexo D. Resultados octubre 2016 – febrero 2017.

Tabla 40. Parámetros Fisicoquímicos reportados para octubre 2016, laboratorio de AN

Parámetros FQ	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
	Octubre 2016			
Turbidez (UNT)	25,5	221,00	46,80	56,20
pH a 25°C	8,89	8,00	8,08	8,04
Conductividad ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	419,00	197,00	442,00	494,50
Color Verdadero ( $\text{mg.l}^{-1}$ Pt-Co)	25,00	150,00	80,00	80,00
Sólidos Totales Disuelto ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	269,80	145,46	289,71	314,23

Tabla 41. Parámetros Fisicoquímicos reportados para febrero 2017, laboratorio de AN.

Parámetros FQ	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
	Febrero 2017			
Turbidez (UNT)	22,20	58,40	25,20	22,40
pH a 25°C	8,08	8,48	8,16	8,10
Conductividad ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	696,00	718,50	540,00	387,00
Color Verdadero ( $\text{mg.l}^{-1}$ Pt-Co)	20,00	25,00	20,00	10,00
Sólidos Totales Disuelto ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	435,65	447,16	316,62	215,42

Tabla 42. Variables químicas analizadas y valores reportados en octubre por el laboratorio de AN.

Parámetros analizados (mg.l <sup>-1</sup> )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
	Octubre 2016			
Sodio (Na <sup>+</sup> )	45,10	19,00	54,00	67,70
Potasio (K <sup>+</sup> )	6,67	9,34	11,34	12,14
Magnesio (Mg <sup>+2</sup> )	8,26	3,40	10,69	11,18
Calcio (Ca <sup>+2</sup> )	30,06	14,43	22,44	21,64
Cloruros (Cl <sup>-</sup> )	25,17	10,13	31,08	38,25
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0,53	< LD (0,25)	< LD (0,25)	< LD (0,25)
Sulfatos (SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> )	18,91	7,72	19,46	18,15
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup> )	16,8	2,00	2,00	14,4
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	165,99	100,00	202,59	222,11
Dureza Total (como CaCO <sub>3</sub> )	109,00	50,00	100,00	100,00
Alcalinidad Total (como CaCO <sub>3</sub> )	164,05	81,95	166,00	182,00
Alcalinidad a la Fenolftaleína	14,00	1,67	1,67	1,67
Sílice Reactivo Disuelto (Si)	36,47	31,98	40,75	35,61
Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	0,197	0,46	0,016	0,013
Hierro Total (Fe)	1,04	15,73	3,00	3,59
Fluoruros (F)	0,25	0,29	0,36	0,36
Amonio (NH <sub>4</sub> )	0,07	0,157	0,158	0,037
BALANCE IONICO DE LA MUESTRA (%)	0,93	0,48	0,40	1,54
Nitrógeno Total	2,945	2,192	1,581	1,666
Nitrógeno Total Disuelto	0,986	0,617	0,986	0,901
Nitrógeno Orgánico	0,706	0,874	0,595	0,765
Nitrógeno Total Particulado	1,959	1,575	0,706	0,745
< LD: Límite de Detección				

Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

Tabla 43. Variables químicas analizadas y valores reportados en febrero 2010, por el laboratorio de AN.

Parámetros analizados (mg.l <sup>-1</sup> )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
	Febrero 2017			
Sodio (Na <sup>+</sup> )	83,95	92,6	68,3	42,40
Potasio (K <sup>+</sup> )	15,80	20,00	9,30	6,10
Magnesio (Mg <sup>+2</sup> )	12,64	16,28	17,01	11,18
Calcio (Ca <sup>+2</sup> )	44,89	34,87	22,04	22,04
Cloruros (Cl <sup>-</sup> )	45,94	50,73	44,99	30,63
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	< LD (0,50)	< LD (0,50)	< LD (0,50)	0,94
Sulfatos (SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> )	18,60	35,76	26,25	15,58
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup> )	< LD (2,00)	14,4	< LD (2,00)	< LD (2,00)
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	338,05	312,42	229,44	163,53
Dureza Total (como CaCO <sub>3</sub> )	164,00	154,00	125,00	101,00
Alcalinidad Total (como CaCO <sub>3</sub> )	277,05	280,05	188,05	134,00
Alcalinidad a la Fenolftaleína	< LD (1,67)	12,00	< LD (1,67)	< LD (1,67)
Sílice Reactivo Disuelto (Si)	47,14	28,34	15,44	5,82
Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	< LD (0,003)	0,01	< LD (0,003)	< LD (0,003)
Hierro Total (Fe)	0,67	3,00	0,97	0,83
Fluoruros (F)	0,46	0,55	0,46	0,33
Amonio (NH <sub>4</sub> )	0,024	0,093	0,066	0,019
BALANCE IONICO DE LA MUESTRA (%)	0,77	1,02	1,17	1,73
Nitrógeno Total	1,416	1,319	0,932	0,932
Nitrógeno Total Disuelto	0,159	0,546	0,352	0,352
Nitrógeno Orgánico	1,257	0,773	0,58	0,58
Nitrógeno Total Particulado	0,831	0,781	0,58	0,58

< LD: Límite de Detección

Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

Tabla 44. *Parámetros Fisicoquímicos analizados y valores reportados en octubre 2016, por el laboratorio de AR.*

Parámetros Fisicoquímicos (mg.l <sup>-1</sup> )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
	Octubre 2016			
Sólidos totales (ST)	334,00	237,00	442,00	386,00
Sólidos totales disueltos (STD)	312,00	257,00	394,00	337,00
Sólidos suspendidos totales (SST)	22,66	70,71	48,00	48,00
Sólidos sedimentables (SSD (ml.l <sup>-1</sup> ))	< LD (0,10)	0,5	< LD (0,10)	< LD (0,10)
Demanda bioquímica de oxígeno (BDO <sub>5</sub> )	6,56	9,20	9,82	9,00
Demanda química de oxígeno (DQO)	52,85	45,08	40,42	32,64
Carbono orgánico disuelto (COD)	7,33	16,80	18,20	18,30
Fósforo reactivo disuelto (PRD u O-PO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> )	0,211	0,281	0,187	0,213
Fósforo total disuelto (PTD)	0,475	0,39	0,254	0,222
Fósforo total (PT)	0,692	0,44	0,313	0,308

< LD: Límite de Detección



Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

Tabla 45. Parámetros Físicoquímicos analizados y valores reportados en febrero 2017, por el laboratorio de AR.

Parámetros Físicoquímicos (mg.l <sup>-1</sup> )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
	Febrero 2017			
Sólidos totales (ST)	461,00	514,00	342,00	249,00
Sólidos disueltos totales (STD)	445,00	466,00	308,00	224,00
Sólidos suspendidos totales (SST)	11,25	40,66	9,35	14,00
Sólidos sedimentables (SSD (ml.l <sup>-1</sup> ))	< LD (0,10)	< LD (0,10)	< LD (0,10)	< LD (0,10)
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	10,92	10,71	24,25	15,57
Demanda química de oxígeno (DQO)	20,62	37,50	43,12	24,37
Carbono orgánico disuelto (COD)	6,094	14,000	9,552	2,532
Fósforo reactivo disuelto (PRD u O-PO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> )	0,288	0,034	< LD (0,016)	< LD (0,016)
Fósforo total disuelto (PTD)	0,314	0,059	0,089	0,023
Fósforo total (PT)	0,476	0,175	0,164	0,091
< LD: Límite de Detección				

Tabla 46. Metales como totales analizados y valores reportados en octubre 2016, por el laboratorio de CM

Metales como total en Agua (µg.l <sup>-1</sup> )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
	Octubre 2016			
Al	246,88	2074,5	2130,44	667,99
As	3,32	2,37	5,46	7,25
Cd	< LD (0,15)	< LD (0,15)	< LD (0,15)	< LD (0,15)
Cu	8,27	21,76	7,27	9,76
Cr+6	< LD (7,00)	< LD (7,00)	< LD (7,00)	< LD (7,00)
Cr	< LD (0,46)	1,15	6,89	< LD (0,46)
Mn	19,15	23,67	33,98	28,53
Hg	1,33	0,96	1,05	1,27
Ni	1,21	2,00	1,26	1,38
Pb	1,83	< LD (0,84)	< LD (0,84)	< LD (0,84)
Se	< LD (0,43)	< LD (0,43)	< LD (0,43)	< LD (0,43)
Zn	< LD (35,95)	< LD (35,95)	< LD (35,95)	< LD (35,95)

LD: Límite de Detección del Método

Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

Tabla 47. Metales Pesados analizados y valores reportados en época seca por el laboratorio de CM.

Metales como totales en Agua ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
	Febrero 2017			
Al	531,07	1415,4	146,30	821,25
As	7,44	6,27	2,56	1,06
Cd	< LD (0,15)	< LD (0,15)	< LD (0,15)	< LD (0,15)
Cu	5,15	20,92	3,85	2,00
Cr <sup>+6</sup>	< LD (7,00)	< LD (7,00)	< LD (7,00)	< LD (7,00)
Cr	< LD (0,46)	0,54	0,60	1,51
Mn	167,96	182,87	47,36	101,95
Hg	< LD (0,09)	< LD (0,09)	< LD (0,09)	< LD (0,09)
Ni	1,26	0,60	1,53	2,62
Pb	< LD (0,84)	< LD (0,84)	< LD (0,84)	< LD (0,84)
Se	< LD (0,43)	< LD (4,43)	< LD (4,43)	< LD (4,43)
Zn	< LD (35,95)	< LD (35,95)	< LD (35,95)	< LD (35,95)

LD: Límite de Detección

Tabla 48. Metales Pesados analizados y valores reportados en época lluviosa por el laboratorio de CM.

Metales como total en Sedimentos ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
	Octubre 2016			
Al	26 510,08	15 579,70	24 951,78	32 373,02
As	1,71	1,14	0,98	2,33
Cd	2,07	0,92	1,95	1,61
Cu	162,20	37,65	114,44	147,97
Cr	LD (< 0,05)	< LD (0,05)	< LD (0,05)	< LD (0,05)
Mn	880,41	528,50	1039,33	954,93
Hg	0,15	< LD (0,002)	0,09	0,19
Ni	5,67	2,51	6,18	5,48
Pb	15,02	6,09	11,07	13,24
Zn	94,20	40,99	62,21	92,62

LD: Límite de Detección

Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

Tabla 49. Metales Pesados analizados y valores reportados en época seca por el laboratorio de CM.

Metales como total en sedimentos ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
<b>Febrero 2017</b>				
Al	32 968,56	35 090, 00	22 443,46	23 017,02
As	2,11	2,58	0,97	0,49
Cd	3,05	2,05	8,06	3,07
Cu	159,36	44,32	91,1	63,43
Cr	18,26	< 0,05	18,7	20,76
Mn	900,34	138,26	898,39	551,32
Hg	0,078	0,143	0,166	0,172
Ni	2,29	1,42	8,86	9,92
Pb	30,65	13,55	6,33	24,92
Zn	99,84	31,65	62,37	56,72

Tabla 50. Análisis de MOT en Sedimentos para octubre 2016 reportados por el laboratorio de RQA.

Parámetros	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
<b>Octubre 2016</b>				
Materia Orgánica Total (%)	13,33	10,67	11,51	10,84
Clasificación Granulométrica	Franco limoso	Franco limoso	Franco arcilloso limoso	Franco limoso

Tabla 51 Análisis de MOT en Sedimentos para febrero 2017 reportados por el laboratorio de RQA.

Parámetros	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
<b>Febrero 2017</b>				
Materia Orgánica Total (%)	6,7	6,8	6,5	2,68
Clasificación Granulométrica	Franco limoso	Franco limoso	Franco arcilloso limoso	Franco limoso

Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

Tabla 52. Plaguicidas y valores reportados en agua febrero 2017, por el laboratorio de CO.

Analito en Agua (ng.l <sup>-1</sup> )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
	Febrero 2017			
pp-DDE	2,84	3,28		
Propiconazole			13,25	3,61

Tabla 53. Plaguicidas y valores reportados en agua octubre 2016, por el laboratorio de CO.

Analito en Agua (ng.l <sup>-1</sup> )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
	Octubre 2016			
pp-DDE	4,91	2,66		
Clorotalonil				
Propiconazole			64,46	396,33
Atrazina			0,24	

Tabla 54. Plaguicidas y valores reportados en sedimentos en octubre 2016, por el laboratorio de CO.

Analito en Sedimentos (ng.g <sup>-1</sup> )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
	Octubre 2016			
Endosulfan I	3,80	2,26	0,53	
pp-DDE	81,06	74,69	3,04	3,52
pp-DDD	4,49	8,92		33,79
pp-DDT	16,41	20,64		220,14
Clorotalonil	0,36	0,74	1,20	0,67
Propiconazole	176,76		249,11	105,66

Tabla 55. Plaguicidas y valores reportados en sedimentos en Febrero 2017 por el laboratorio de CO.

Analito en Sedimentos (ng.g <sup>-1</sup> )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
	Febrero 2017			
Endosulfan I	2,74	0,10	0,77	
pp-DDE	54,09	36,15	4,94	3,32
pp-DDD	4,59	2,19		9,33
pp-DDT	9,15	8,65		84,82
Clorotalonil	0,62	0,47	0,98	0,19
Propiconazole	10,6		35,7	237,81
Endrin Aldehido				3,61

### Cálculos para determinar el Índice del Estado Trófico (IET), según Toledo, et al., (1984).

Datos utilizados para calcular el Índice del Estado trófico para Octubre 2016

Tabla 56. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 1 para octubre 2016, según Toledo, et al., (1984).

Octubre 2016		
Sitio 1		
		Factor de Conversión (FC)
FRD (O-PO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> ) µg.l <sup>-1</sup>	211,00	1000
FT (PT) µg.l <sup>-1</sup>	692,00	1000
DS m	0,40	
Clorofila-a µg.l <sup>-1</sup>	308,4	
** Toledo et al, 1984		<b>Cálculos</b>
$= 10^{\{6 - [\ln (21.67 / P-PO4) / \ln 2]\}}$	IET P-PO4	92,8347
$= 10^{\{6 - [\ln (80.32 / PT) / \ln 2]\}}$	IET PT	77,8705
$= 10^{\{6 - [0.64 + \ln DS / \ln 2]\}}$	IET DS	66,8193
$= 10^{\{6 - [(2.04 - 0.695 * \ln Cl-a) / \ln 2]\}}$	IET Cl-a	88,0362
Media del Índice de Eutrofización		<b>81,39</b>

Tabla 57. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 2 para octubre 2016, según Toledo, et al., (1984).

Octubre 2016		
Sitio 2		
		Factor de Conversión (FC)
FRD (O-PO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> ) µg.l <sup>-1</sup>	281,00	1000
FT (PT) µg.l <sup>-1</sup>	440,00	1000
DS m	0,20	
Clorofila-a µg.l <sup>-1</sup>	63,64	
** Toledo et al, 1984		<b>Cálculos</b>
$= 10^{\{6 - [\ln (21.67 / P-PO4) / \ln 2]\}}$	IET P-PO4	96,9680
$= 10^{\{6 - [\ln (80.32 / PT) / \ln 2]\}}$	IET PT	73,3424
$= 10^{\{6 - [0.64 + \ln DS / \ln 2]\}}$	IET DS	76,8193
$= 10^{\{6 - [(2.04 - 0.695 * \ln Cl-a) / \ln 2]\}}$	IET Cl-a	72,2125
Media del Índice de Eutrofización		<b>79,84</b>

Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

Tabla 58. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 3 para octubre 2016, según Toledo, et al., (1984).

Octubre 2016		
Sitio 3		
		Factor de Conversión (FC)
FRD (O-PO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> ) µg.l <sup>-1</sup>	187,00	1000
FT (PT) µg.l <sup>-1</sup>	313,00	1000
DS m	0,40	
Clorofila-a µg.l <sup>-1</sup>	37,00	
** Toledo et al, 1984		<b>Cálculos</b>
= 10 <sup>*</sup> {6-[ln (21.67 / P-PO4) / ln 2]}	IET P-PO4	91,0927
= 10 <sup>*</sup> {6-[ln (80.32 / PT) / ln 2]}	IET PT	69,9367
= 10 <sup>*</sup> {6-[0.64+ln DS / ln 2]}	IET DS	66,8193
= 10 <sup>*</sup> {6-[(2.04-0.695*ln Cl-a) / ln 2]}	IET Cl-a	66,7747
Media del Índice de Eutrofización		<b>73,66</b>

Tabla 59. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 4 para octubre 2016, según Toledo, et al., (1984).

Octubre 2016		
Sitio 4		
		Factor de Conversión (FC)
FRD (O-PO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> ) µg.l <sup>-1</sup>	213,00	1000
FT (PT) µg.l <sup>-1</sup>	308,00	1000
DS m	0,36	
Clorofila-a µg.l <sup>-1</sup>	41,44	
** Toledo et al, 1984		<b>Cálculos</b>
= 10 <sup>*</sup> {6-[ln (21.67 / P-PO4) / ln 2]}	IET P-PO4	92,9708
= 10 <sup>*</sup> {6-[ln (80.32 / PT) / ln 2]}	IET PT	69,7757
= 10 <sup>*</sup> {6-[0.64+ln DS / ln 2]}	IET DS	68,3393
= 10 <sup>*</sup> {6-[(2.04-0.695*ln Cl-a) / ln 2]}	IET Cl-a	67,9110
Media del Índice de Eutrofización		<b>74,75</b>

Datos utilizados para calcular el Índice del Estado trófico para febrero 2017

Tabla 60. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 1 para febrero 2017, según Toledo, et al., (1984).

<b>Sitio 1</b>		
<b>Febrero 2017</b>		
		Factor de Conversión (FC)
<b>FRD (O-PO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) µg.l<sup>-1</sup></b>	288,00	1000
<b>FT (PT) µg.l<sup>-1</sup></b>	476,00	1000
<b>DS m</b>	0,25	
<b>Clorofila-a µg.l<sup>-1</sup></b>	96,20	
<b>** Toledo et al, 1984</b>		<b>Cálculos</b>
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[ln (21.67 / P-PO4) / ln 2]}</b>	<b>IET P-PO4</b>	97,323
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[ln (80.32 / PT) / ln 2]}</b>	<b>IET PT</b>	74,129
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[0.64+ln DS / ln 2]}</b>	<b>IET DS</b>	73,600
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[(2.04-0.695*ln Cl-a) / ln 2]}</b>	<b>IET Cl-a</b>	76,355
Media del Índice de Eutrofización		<b>80,35</b>

Tabla 61. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 2 para febrero 2017, según Toledo, et al., (1984).

<b>Sitio 2</b>		
<b>Febrero 2017</b>		
		Factor de Conversión (FC)
<b>FRD (O-PO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) µg.l<sup>-1</sup></b>	34,00	1000
<b>FT (PT) µg.l<sup>-1</sup></b>	175,00	1000
<b>DS m</b>	0,20	
<b>Clorofila-a µg.l<sup>-1</sup></b>	78,44	
<b>** Toledo et al, 1984</b>		<b>Cálculos</b>
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[ln (21.67 / P-PO4) / ln 2]}</b>	<b>IET P-PO4</b>	66,498
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[ln (80.32 / PT) / ln 2]}</b>	<b>IET PT</b>	64,123
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[0.64+ln DS / ln 2]}</b>	<b>IET DS</b>	76,819
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[(2.04-0.695*ln Cl-a) / ln 2]}</b>	<b>IET Cl-a</b>	74,309
Media del Índice de Eutrofización		<b>70,44</b>

Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

Tabla 62. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 3 para febrero 2017, según Toledo, et al., (1984).

<b>Sitio 3</b>		
<b>Febrero 2017</b>		
		Factor de Conversión (FC)
<b>FRD (O-PO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) µg.l<sup>-1</sup></b>	16,00	1000
<b>FT (PT) µg.l<sup>-1</sup></b>	164,00	1000
<b>DS m</b>	0,40	
<b>Clorofila-a µg.l<sup>-1</sup></b>	26,04	
<b>** Toledo et al, 1984</b>		<b>Cálculos</b>
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[ln (21.67 / P-PO4) / ln 2]}</b>	<b>IET P-PO4</b>	55,624
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[ln (80.32 / PT) / ln 2]}</b>	<b>IET PT</b>	63,473
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[0.64+ln DS / ln 2]}</b>	<b>IET DS</b>	66,819
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[(2.04-0.695*ln Cl-a) / ln 2]}</b>	<b>IET Cl-a</b>	63,252
Media del Índice de Eutrofización		<b>62,29</b>

Tabla 63. Parámetros utilizados para determinar el IET en el Sitio 4 para febrero 2017, según Toledo, et al., (1984).

<b>Sitio 4</b>		
<b>Febrero 2017</b>		
		Factor de Conversión (FC)
<b>FRD (O-PO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) µg.l<sup>-1</sup></b>	16,00	1000
<b>FT (PT) µg.l<sup>-1</sup></b>	91,00	1000
<b>DS m</b>	0,40	
<b>Clorofila-a µg.l<sup>-1</sup></b>	27,23	
<b>** Toledo et al, 1984</b>		<b>Cálculos</b>
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[ln (21.67 / P-PO4) / ln 2]}</b>	<b>IET P-PO4</b>	55,624
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[ln (80.32 / PT) / ln 2]}</b>	<b>IET PT</b>	57,583
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[0.64+ln DS / ln 2]}</b>	<b>IET DS</b>	66,819
<b>= 10<sup>*</sup>{6-[(2.04-0.695*ln Cl-a) / ln 2]}</b>	<b>IET Cl-a</b>	63,701
Media del Índice de Eutrofización		<b>60,93</b>



Tabla 64. Promedio de IET en los Sitios Muestreados para octubre, 2016.

Variables utilizadas para determinar el IET	Octubre 2016			
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
PO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	92,83	96,97	91,09	92,97
PT	77,87	73,34	69,94	69,78
DS	66,82	76,82	66,82	68,34
Cl-a	88,04	72,21	66,77	67,91
Valor Promedio	<b>81,39</b>	<b>79,84</b>	<b>73,66</b>	<b>74,75</b>

Tabla 65. Promedio de IET en los Sitios Muestreados para febrero 2017.

Variables utilizadas para determinar el IET	Febrero 2017			
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
PO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	97,32	66,50	55,62	55,62
PT	74,13	64,12	63,47	57,58
DS	73,60	76,82	66,82	66,82
Cl-a	76,36	74,31	63,25	63,70
Valor Promedio	<b>80,35</b>	<b>70,44</b>	<b>62,29</b>	<b>60,93</b>

### 13.5 Anexo E. Valores de referencia para calidad del agua en algunos metales

Tabla 66. Valores de referencia según la CWQG (2008).

Metales como totales en agua (µg.l <sup>-1</sup> )	Norma CWQG (CCME, 2008)	Segundo Valor de referencia	*Dureza Total (mg.l <sup>-1</sup> )	* pH
Al	100,00			> 6,5
As	50,00			
Cd	0,80	1,30	120-180	
Cu	2,00			
Cr+6	N.N.			
Cr	2,00			
Mn	N.N.			
Hg	0,10			
Ni	65,00	110,00	120-180	
Pb	2,00	4,00	120-180	
Se	1,00			
Zn	300,00			

**Nota: Valores de referencia para algunos metales en agua según la Directriz Canadiense (CCME, 2008) para protección de la vida acuática.**

**N.N.= No Normado,**

**\*Depende del pH o Dureza**

Tabla 67. Valores de referencia para metales en Sedimentos, según CSQG (1999).

Metales como totales en Sedimentos ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	Norma CSQG, CCEM (1999)	
	ISQG	PEL
Al	SR	SR
As	5,90	17,00
Cd	0,60	3,50
Cu	35,70	197,00
Cr <sup>+6</sup>	SR	SR
Cr	37,30	90,00
Mn	SR	SR
Hg	0,17	0,486
Ni	SR	36
Pb	35,00	91,30
Se	SR	SR
Zn	123,00	315,00

**ISQG: Directrices Provisionales de calidad para Sedimentos**  
**PEL: Niveles de afectación más probable**

### 13.5.1 Clasificación de las Aguas para Riego

#### CLASIFICACION DE LOS RECURSOS HIDRICOS DE ACUERDO A SUS USOS

Con el objeto de determinar la capacidad y condiciones del aprovechamiento de los recursos hidráulicos y los niveles y calidad de vertimientos tolerables para cada cuerpo de agua, se establecen seis tipos de cuerpos de agua.

Las de Tipo 2 son aguas destinadas a usos agropecuarios, estas se desagregan en dos categorías:

- Categoría 2A: Aguas para riego de vegetales destinados al consumo humano;
- Categoría 2B: Aguas destinadas para riego de cualquier otro tipo de cultivo y uso pecuario (INAA, 1998).

Tabla 68. Valores de referencia para clasificar las aguas destinada al riego de cultivos agrícolas.

<b>Categorías 2A y 2B</b>		
<b>Parámetro</b>	<b>Límite o rango máximo</b>	
	<b>mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>µg.l<sup>-1</sup></b>
Al	1,0	1000,00
As	0,05	50,00
Ba	1,00	1000,00
B	0,75	750,00
Cd	0,005	5,00
CN-	0,20	200,00
Cu	0,20	200,00
Cr	0,05	50,00
Fe	1,00	1000,00
Li	5,00	5000,00
Mn	0,50	500,00
Hg	0,01	10,00
Mo	0,005	5,00
Ni	0,50	500,00
Ag	0,05	50,00
Pb	0,05	50,00
Se	0,01	10,00
Na	200,00	200000,00
V	10,00	10000,00
Zn	5,00	5000,00
Sólidos totales disueltos	3000,00	3000000,00
Sólidos flotantes	Ausentes	Ausentes
Organofosforados y Carbamatos	0,10	100,00
Organoclorados	0,20	200,00

*Interpretación del diagrama de Arthur M. Piper (1994) y taxonomía textural del orden del suelo United States Department of Agriculture (USDA, 1977).*

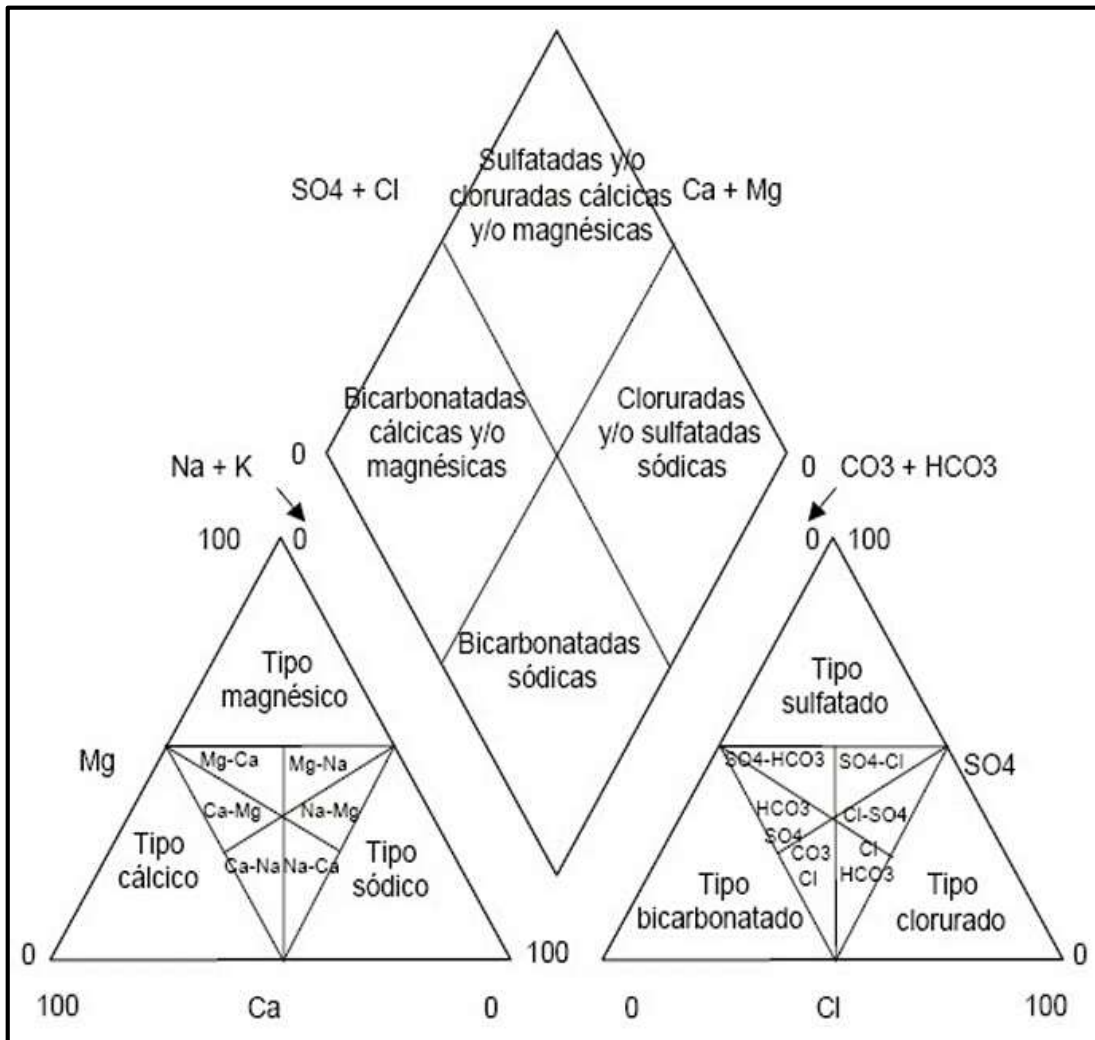


Figura 57. Clasificación Hidroquímica de las aguas para riego según diagrama de Arthur M. Piper (1994).

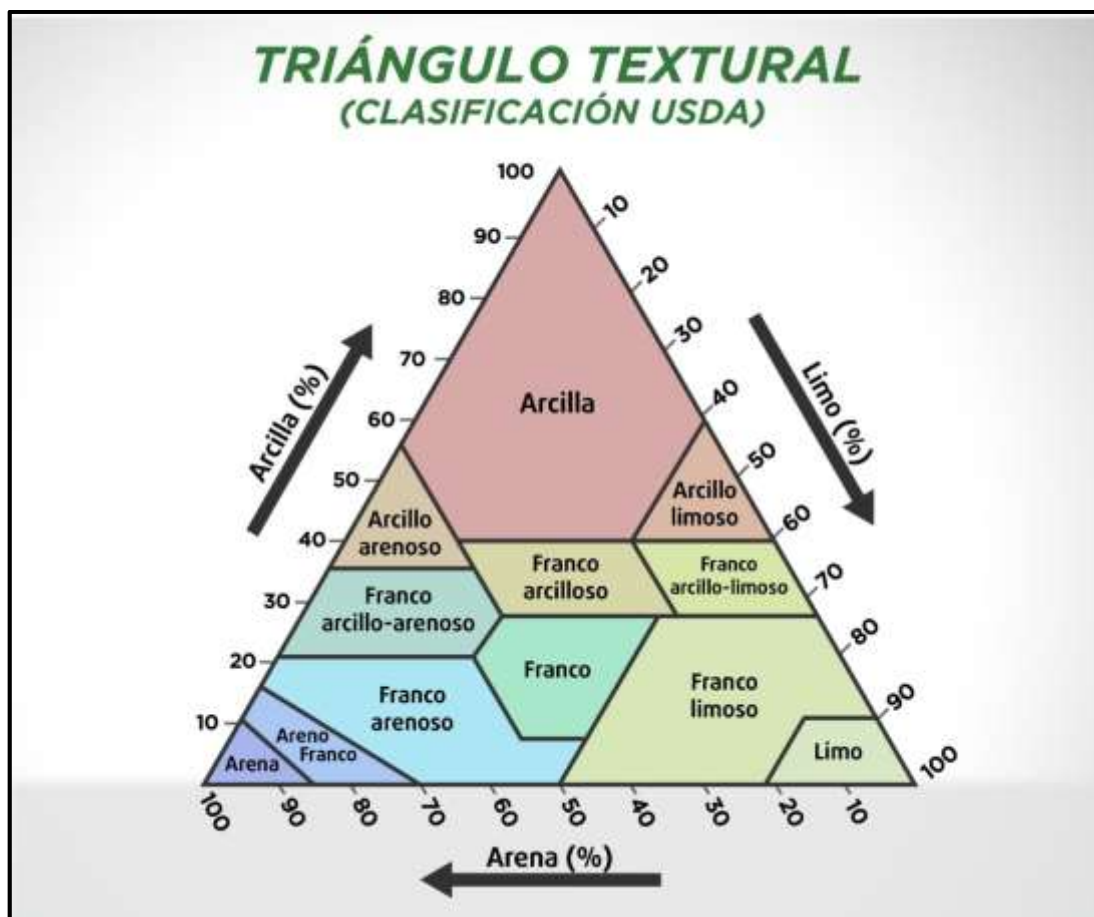


Figura 58. Triangulo de clasificación de textura de suelo y sedimento, USDA (1977). (Fuente: <https://www.inti.com.pe>).

## Residuos de Plaguicidas analizados en el río Tipitapa

Tabla 69. Grupos de plaguicidas analizado en las muestras de agua y sedimentos.

<b>Organo Clorados</b>	<b>Organo fosforados</b>	<b>Piretroides</b>	<b>Fungicidas</b>	<b>Herbicidas</b>
Alfa-clordano	Clorpirifos	Cipermetrina	Clorotalonil	Ametrina
Gamma-clordano	Co-ral (Coumafos)	Deltametrina	Imazalil	Atratón
Alfa-HCH	DEF (Tribufos)	Cis-Permetrina	Metolaclor	Atrazina
Beta-HCH	Diazinon	Trans-Permetrina	Propiconazole	Cianazina
Delta HCH	Etilparation			Prometon
Lindane	Etion			Prometrina
pp-DDE	Forate			Propazina
pp-DDD	Gution (Azinfos Metil)			Secbumeton
pp-DDT	Malation			Simazina

Presencia de contaminantes y calidad hídrica del río Tipitapa, 2016-2017

Heptachlor	Metil paration	Simetrine
Heptachlor epoxide	Mocap (Etoprofos)	Terbutylazina
Aldrin	Terbufos	Terbutrina
Dieldrin	Zolone (Fosalone)	
Endrin		
Endrín aldehido		
Endrín cetona		
Endosulfan I		
Endosulfan II		
Endosulfan sulfato		
Metoxicloro		
Toxaphen		