



**UNIVERSIDAD DE
COSTA RICA**

**Facultad de Ciencias Básicas
Escuela de Química**


**Trabajo Final de Graduación sometido a la consideración de la Comisión de
Trabajos Finales de Graduación para optar por el grado de
Licenciado en Química**

**“Caracterización fisicoquímica de las aguas superficiales de la
cuenca del río Rincón en la Península de Osa, Puntarenas,
Costa Rica”**

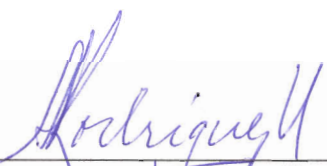
Wilson Beita Sandí

**Ciudad Universitaria Rodrigo Facio, San Pedro de Montes de Oca
Diciembre 2008**


“Este Proyecto de Graduación fue aceptado por la Comisión de Trabajos Finales de Graduación de la Escuela de Química de la Universidad de Costa Rica, como requisito parcial para optar por el grado de Licenciado en Química”



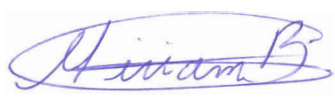
M. Sc. Carlos Herrera Ramírez
Director Escuela de Química




M. Sc. Alexis Rodríguez Ulloa
Director Proyecto de Graduación




M. Sc. Marco Barahona Palomo
Asesor Proyecto de Graduación
Escuela Centroamericana de Geología



M. Sc. Miriam Barquero Quirós
Asesora Proyecto de Graduación
Escuela de Química



M. Sc. Jenaro Acuña González
Tribunal Examinador
Escuela de Química



Wilson Beita Sandí
Sustentante

DEDICATORIA

A mi familia por su apoyo incondicional: Daisy, Elmer, Gerardo, Olman, Reiner y Guiselle.

¡Gracias!

AGRADECIMIENTOS

A Dios por darme el regalo de la vida.

Al M. Sc. Marco Barahona, M. Sc. Jenaro Acuña, M. Sc. Alexis Rodríguez y M. Sc. Miriam Barquero
por su apoyo, dedicación y acertadas recomendaciones.

A la Dra. Elizabeth Carazo y al personal del CICA que colaboró en este proyecto.

 TABLA DE CONTENIDOS

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
TABLA DE CONTENIDOS	V
INDICE DE CUADROS.....	VII
INDICE DE FIGURAS.....	IX
INDICE DE ABREVIATURAS.....	XII
RESUMEN	XIII
PALABRAS CLAVES:.....	XIII
CAPITULO I	1
ANTECEDENTES	2
CUENCA DEL RÍO RINCÓN	3
ZONAS DE VIDA.....	4
CLIMA.....	6
GEOLOGÍA REGIONAL	7
JUSTIFICACIÓN	8
OBJETIVOS	8
OBJETIVO GENERAL.....	8
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	8
CAPITULO II.....	9
METODOLOGÍA.....	9
ESTACIONES DE MUESTREO	10
MUESTREO.....	12
CAPITULO III.....	13
QUÍMICA DEL AGUA SUPERFICIAL	13
GENERALIDADES	14
CONDUCTIVIDAD.....	15
POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH).....	15
OXÍGENO DISUELTO.....	16
ION SODIO	19
SULFATOS	19
CLORUROS	20
NITRATOS.....	21
BICARBONATO.....	23
POTASIO.....	23
CALCIO.....	23
MAGNESIO	24
NUTRIMENTOS.....	24
FÓSFORO.....	25

CAPITULO IV.....	28
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	28
ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	29
CLASIFICACIÓN HIDROGEOQUÍMICA.....	31
RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS	35
POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH).....	36
CLORURO	38
NITRATOS.....	39
FOSFORO.....	40
CALCIO.....	41
MAGNESIO	42
CONDUCTIVIDAD	43
SULFATOS	45
SODIO Y POTASIO.....	46
BICARBONATO.....	48
TEMPERATURA.....	49
OXÍGENO DISUELTO.....	49
MAPAS DE CALIDAD DE AGUA.....	51
CAPITULO V.....	56
CONCLUSIONES	56
REFERENCIAS.....	59
ANEXO.....	62
ANEXO 1: DIAGRAMAS HIDROGEOQUÍMICOS.....	62
ANEXO 2: RESULTADOS DE ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS	75
ANEXO 3: ANÁLISIS ESTADÍSTICO	79

INDICE DE CUADROS

Cuadro I. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación CHO (Dic 04 – Sep 05).	29
Cuadro II. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación RNA (Dic 04 – Sep 05).	75
Cuadro III. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación RYA (Dic 04 – Sep 05).	75
Cuadro IV. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación QBN (Dic 04 – Sep 05).	76
Cuadro V. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación QSN (Dic 04 – Sep 05).	76
Cuadro VI. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación QAB (Dic 04 – Sep 05).	77
Cuadro VII. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación RNB (Dic 04 – Sep 05).	77
Cuadro VIII. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación RYB (Dic 04 – Sep 05).	78
Cuadro IX. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación RNM (Dic 04 – Sep 05).	78
Cuadro X. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación PVN (Dic 04 – Sep 05).	79
Cuadro XI. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación TQP (Dic 04 – Sep 05).	79

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Estaciones de muestreo en la cuenca del río Rincón en la Península de Osa, diciembre 2004 – septiembre 2005.....	11
Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos analizados en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón, Península de Osa.....	12
Tabla 3. Clasificación trófica para aguas Canadienses (CCME, 2005).....	27
Tabla 4. Análisis de varianza de un factor.....	31
Tabla 5. Clasificación geoquímica de las aguas de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.....	33

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Vista panorámica del Golfo Dulce en la Península de Osa (Tomada por Wilson Beita, Diciembre 2004).	2
Figura 2. Distribución del área de la cuenca del río Rincón en sub-cuencas.....	3
Figura 3. Ubicación geográfica de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.....	4
Figura 4. Zonas de vida de Costa Rica, según el sistema de clasificación de Holdridge.	5
Figura 5. Hietograma para los períodos 1942-1954, 1964-1973 y 1998-2004 (Estación Rincón de Osa No. 10039).	6
Figura 6. Unidades litológicas aflorantes en el área de estudio (DGMP, 1982).....	7
Figura 7. Sub-cuencas que componen la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.	10
Figura 8. Estaciones de muestreo en la cuenca del río Rincón, Diciembre 2004 – Septiembre 2005.	11
Figura 8. Gráfico de probabilidad normal de los datos de pH medidos en la cuenca del río Rincón.	30
Figura 10. Diagrama de Piper de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.....	32
Figura 11. Diagrama de Piper de las aguas superficiales de la estación RNA.	33
Figura 12. Relación entre los iones calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.....	34
Figura 13. Relación entre los iones sodio y bicarbonato en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.	34
Figura 14. Variación de la dureza total en las aguas superficiales del la cuenca del río Rincón.....	36
Figura 15. Variación del pH en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.	37
Figura 16. Relación del pH de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón con las concentración de bicarbonato.	38
Figura 17. Variación de las concentraciones de cloruro en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.....	39
Figura 18. Variación de la concentración de nitratos en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón a través de las temporadas de muestreo.....	40
Figura 19. Variación de las concentraciones de fósforo total en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón a través de las temporadas de muestreo.	41
Figura 20. Variación de la concentración de calcio en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.....	42
Figura 21. Variación de la concentración de magnesio en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.....	43
Figura 22. Variación de la conductividad eléctrica en las aguas de la cuenca del río Rincón.	44
Figura 23. Relación entre la conductividad y el calcio en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.....	44
Figura 24. Relación entre la conductividad y el bicarbonato en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.....	45
Figura 25. Variación de la concentración de sulfatos en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.....	46
Figura 26. Variación de la concentración de potasio en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.....	47
Figura 27. Variación de la concentración de sodio en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.....	47
Figura 28. Variación de las concentraciones de bicarbonato en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.....	48
Figura 29. Variación de la temperatura en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.	49

Figura 30. Variación de las concentraciones de oxígeno disuelto en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.....	50
Figura 31. Mapa de caracterización de la dureza total en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.....	51
Figura 32. Mapa de caracterización de la alcalinidad en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.....	52
Figura 33. Mapa de caracterización de la conductividad en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.	53
Figura 34. Mapa de caracterización del fósforo total en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.....	54
Figura 35. Mapa de caracterización del oxígeno disuelto en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.	55
Figura 36. Diagrama de Piper para la estación TQP.....	62
Figura 37. Diagrama de Piper para la estación QAB.....	63
Figura 38. Diagrama de Piper para la estación QBN.....	63
Figura 39. Diagrama de Piper para la estación CHO.....	64
Figura 40. Diagrama de Piper para la estación PVN.....	64
Figura 41. Diagrama de Piper para la estación PVN.....	65
Figura 42. Diagrama de Piper para la estación RNB.....	65
Figura 43. Diagrama de Piper para la estación RNM.....	66
Figura 44. Diagrama de Piper para la estación RYA.....	66
Figura 45. Diagrama de Piper para la estación RYB.....	67
Figura 46. Diagrama de Piper para la estación QSN.....	67
Figura 47. Diagrama de Piper para la estación TQP.....	68
Figura 48. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón, en la península de Osa.....	68
Figura 49. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Aguabuena, en la península de Osa.	69
Figura 50. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Banegas, en la península de Osa.	69
Figura 51. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Chocuaco, en la península de Osa.....	70
Figura 52. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Pavón, en la península de Osa.....	70
Figura 53. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Rincón cuenca alta, en la península de Osa.	71
Figura 54. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Rincón cuenca baja, en la península de Osa.	71
Figura 55. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Rincón cuenca media, en la península de Osa.	72
Figura 56. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Riyito cuenca alta, en la península de Osa.....	72
Figura 57. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Riyito cuenca baja, en la península de Osa.....	73
Figura 58. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca quebrada sin nombre, en la península de Osa.....	73
Figura 59. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca tanque principal, en la península de Osa.....	74

Figura 60. Relación entre las concentraciones de sodio y bicarbonato en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón, en la península de Osa.....	74
--	----

INDICE DE ABREVIATURAS

1. CCREM: Canadian Council of Resource and Environment Ministers (actualmente CCME).
2. CICA: Centro de Investigación en Contaminación Ambiental.
3. Criterio de Concentración Continua: estimado de la máxima concentración de una sustancia en la superficie del agua a la cual una comunidad acuática puede ser expuesta indefinidamente sin causar algún efecto.
4. Criterio de Máxima Concentración (CCM por sus siglas en inglés): estimado de la máxima concentración de una sustancia en la superficie del agua a la cual una comunidad acuática puede estar expuesta brevemente sin causar algún efecto
5. LCA: Laboratorio de Calidad de Aguas.
6. SST: Sólidos Suspendidos Totales.
7. USEPA: United States Environmental Protection Agency.

Beita S., W. 2008. Caracterización fisicoquímica de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa, Puntarenas, Costa Rica. Proyecto de Graduación de Licenciatura en Química, Universidad de Costa Rica, San Pedro, San José, Costa Rica.

RESUMEN

Este proyecto se desarrolló en la cuenca del río Rincón en la península de Osa, una de las regiones geológicas más antiguas de Costa Rica. En ella afloran unidades de roca ígnea y sedimentaria, además de sedimentos recientes. En general, se caracteriza por su topografía abrupta y quebrada. La cuenca del río Rincón tiene una densidad poblacional de alrededor de 30 habitantes por km², un área total de 209,8 km² y el río una longitud de 29 km, posee varios tributarios entre ellos el río Riyito, el río Pavón y una gran cantidad de pequeñas quebradas entre las cuales están Aguabuena y Banegas. En esta zona se halla un gran número de hábitats tropicales, predominantemente bosque muy húmedo-Tropical hasta el bosque muy húmedo-Premontano transición a basal. El objetivo principal planteado para este estudio consistió en conocer la calidad química de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa. Para ello se seleccionaron 11 sitios de muestreo distribuidos en el área del estudio y en cada uno de ellos se tomaron seis muestras a lo largo de la época seca, la de transición y la lluviosa del año 2004 - 2005. Las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón se caracterizaron por presentar una temperatura promedio de 26,8 °C y una concentración promedio de oxígeno disuelto de 7,7 mg O₂/L. Las aguas de la cuenca se clasifican como aguas moderadamente suaves. El ámbito de valores de pH medidos en la cuenca estuvo entre 6,62 y 8,17, con una variación promedio de 0,5 unidades. La conductividad promedio en la cuenca fue 161,8 µS/cm. El ámbito de concentraciones de bicarbonato fue de 54,3 mg HCO₃⁻/L a 160,8 mg HCO₃⁻/L. Según la clasificación de Piper las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón son bicarbonatadas cálcicas. En general, se puede considerar que las actividades humanas que se dan en la cuenca no han tenido un impacto negativo sobre la calidad del agua y más bien las concentraciones de los principales parámetros fisicoquímicos medidos, representan condiciones geogénicas de la cuenca, probablemente por la densidad poblacional.

PALABRAS CLAVES:

Agua superficial, calidad del agua, Costa Rica, cuenca hidrográfica, ecosistema acuático, hidrología Península de Osa, Puntarenas, química del agua, recursos hídricos.

CAPITULO I

INTRODUCCIÓN

ANTECEDENTES

En el estudio de ecosistemas naturales, muchas variables cambian simultáneamente con el tiempo y la ubicación con muy pocas oportunidades de controlarlas. En la medida en que se puedan medir tantas variables como sea posible que describan el sistema, es posible que se pueda entender sus interacciones y establecer la sostenibilidad ambiental (Jonnalagada et al., 2001).

Con una belleza escénica impresionante (Fig. 1) la Península de Osa se ubica en la provincia de Puntarenas, en el Pacífico Sur de Costa Rica. Con una altitud máxima de 782 msnm, se caracteriza por una topografía abrupta y quebrada.



Figura 1. Vista panorámica del Golfo Dulce en la Península de Osa (Tomada por Wilson Beita, Diciembre 2004).

La actividad de extracción de oro de placeres, que durante muchas décadas se dio en la Península de Osa, tanto de manera artesanal como de manera industrial (Vargas, 1989), provocó un impacto sobre la calidad del agua y los bosques cuya magnitud no ha sido sistemáticamente evaluada.

Un estudio anterior (Umaña, 1998) caracterizó de manera regional algunos parámetros fisicoquímicos y biológicos del agua superficial de algunos ríos que desembocan en el Golfo Dulce, incluidos dos puntos en el río Rincón. El estudio de la calidad del agua de esta zona es de interés, debido al potencial turístico que ofrece la región y a los procesos de minería y de

deforestación que ha experimentado (Herrera, 1985). La densidad poblacional en esta cuenca es de alrededor de 30 habitantes por km² y la mayoría utiliza el agua para consumo humano, ganadería y parte para agricultura.

CUENCA DEL RÍO RINCÓN

La cuenca del río Rincón se encuentra en los cantones de Osa y Golfito de la provincia de Puntarenas; entre las coordenadas Lambert 507 500 – 522 400 N y 272 500 – 298 800 E de las hojas del Instituto Geográfico Nacional (IGN): Rincón, Golfo Dulce, Llorona y Sierpe. Tiene un área total de 209,8 km² (Rosero et al., 2002) y para efectos de este proyecto la cuenca se dividió en 11 sub-cuencas cuyas áreas se muestran en la Figura 2. El río Rincón una longitud de 29 km, posee varios tributarios entre ellos el río Riyito, el río Pavón y una gran cantidad de pequeñas quebradas entre las cuales están las quebradas Aguabuena y Banegas (Fig. 3). Su punto más alto es el cerro Rincón (780 msnm) y el más bajo, el nivel del mar. Al norte limita con los cerros Chocuaco y la fila Ganado y al este con el Golfo Dulce (en la desembocadura del río Rincón).

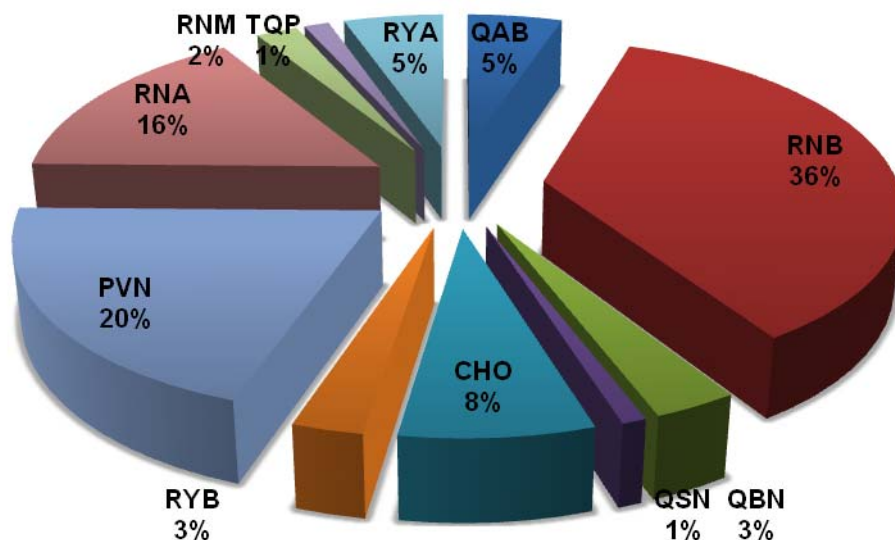


Figura 2. Distribución del área de la cuenca del río Rincón en sub-cuencas.

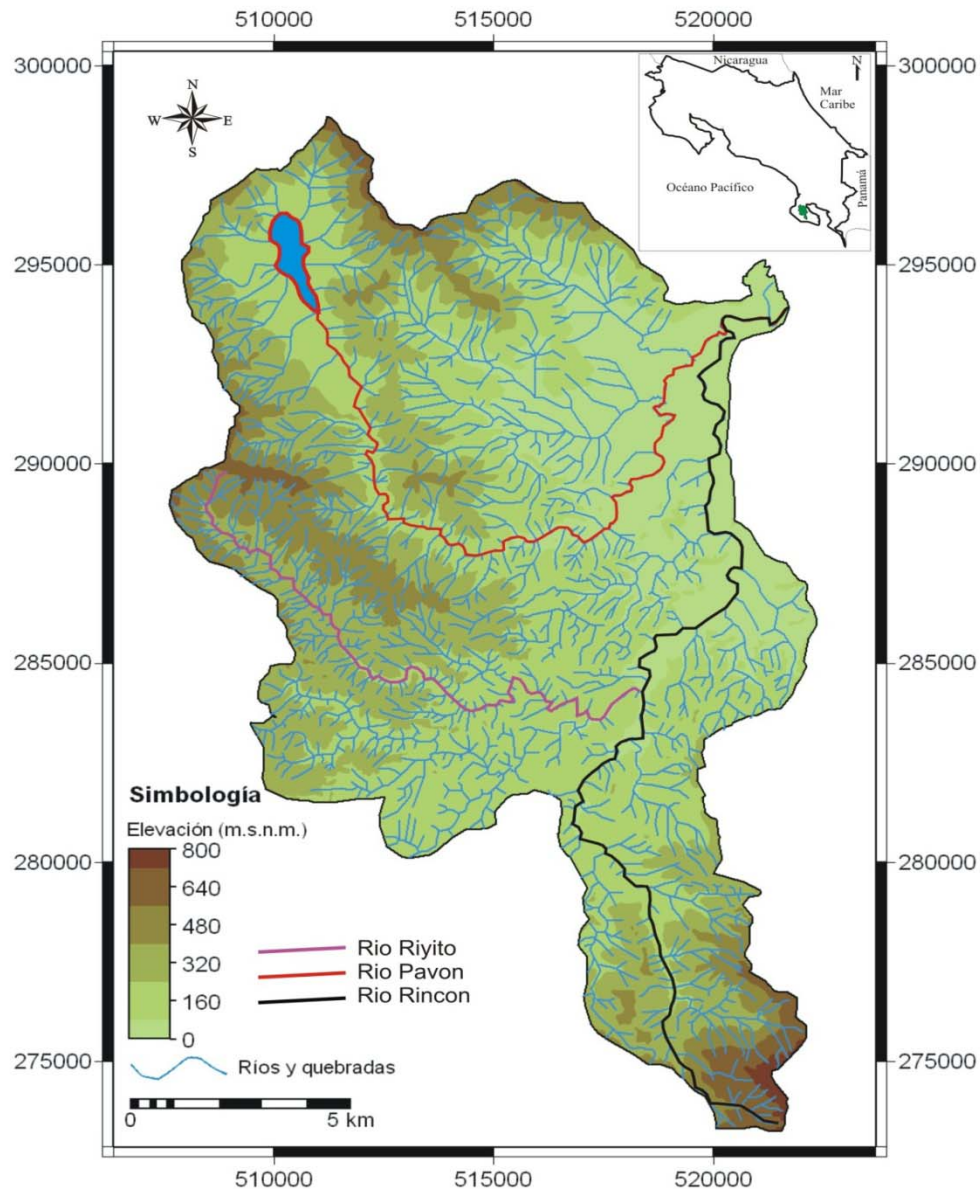


Figura 3. Ubicación geográfica de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.

ZONAS DE VIDA

En la Península de Osa se halla un gran número de hábitats tropicales, con zonas de vida según Holdridge (1982) desde el bosque muy húmedo-Tropical (50 % de la península), donde se encuentra la mayor parte del área protegida, hasta el bosque muy húmedo-Premontano transición a basal que cubre el 20% de la península (Fig. 4). Estos bosques son las últimas formaciones muy húmedas que aún existen en el pacífico Centroamericano. Estudios recientes (Rosero et al., 2002) muestran la complejidad de estos bosques, que presentan afinidades florísticas tanto con bosques

de Mesoamérica como de Sudamérica ocupan el tercer lugar en riqueza de especies en comparación con 89 sitios Neotropicales analizados.

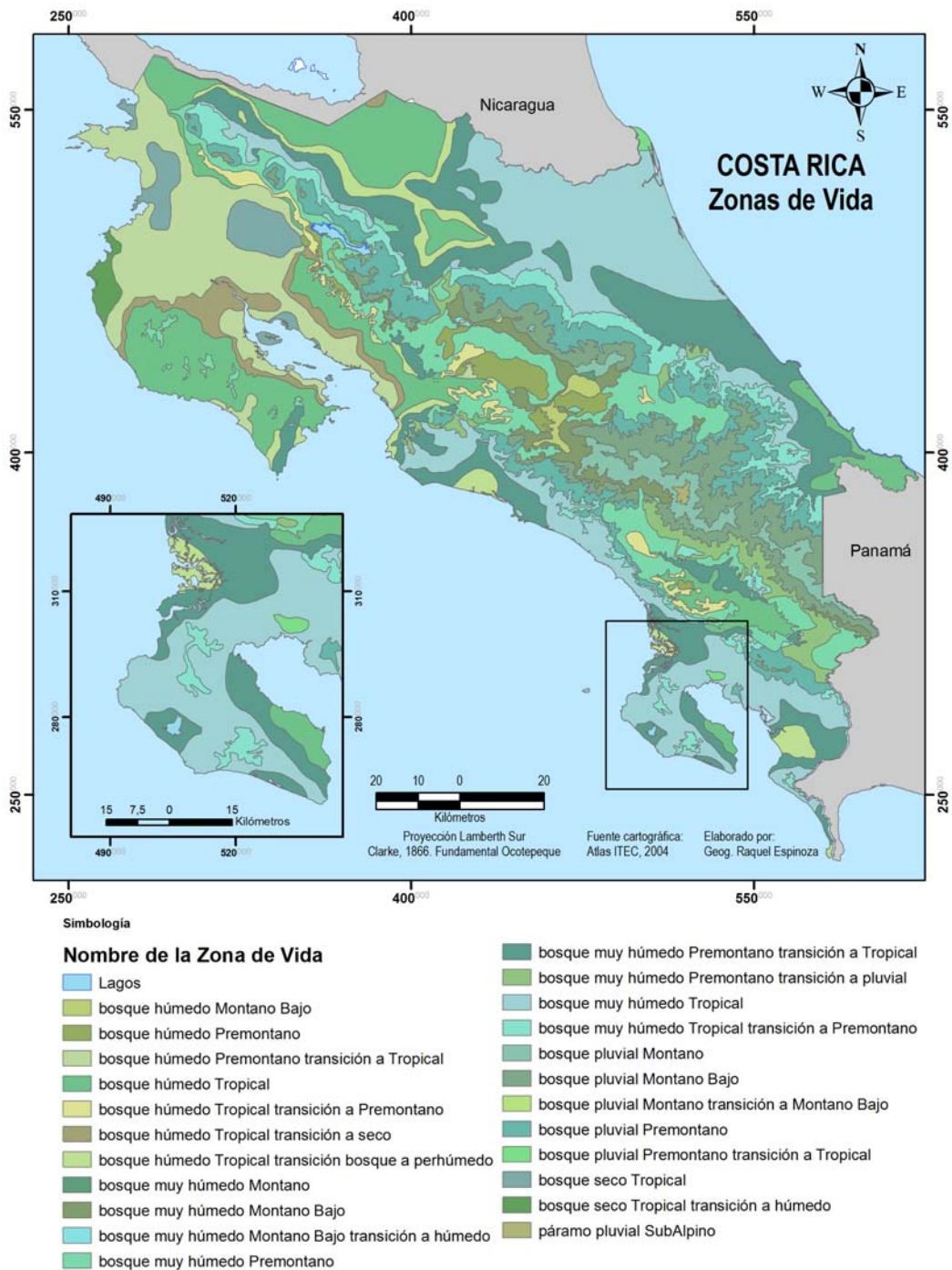


Figura 4. Zonas de vida de Costa Rica, según el sistema de clasificación de Holdridge.

Kapelle et al. (2002), muestran que la gran parte de la cuenca presenta un bosque tropical denso siempreverde latifoliado basal bien drenado, con parches de matorral tropical denso arbolado siempreverde, premontado bien drenado dominado por gramíneas y herbazal tropical denso/ralo siempreverde premontano bien drenado, dominado por gramíneas.

CLIMA

Dentro de la cuenca del río Rincón se encuentra únicamente la estación Rincón de Osa, estación No. 10039 del Instituto Meteorológico Nacional (IMN), la cual tiene registros de precipitación para los periodos 1942-1954, 1964-1973, 1998-2004. La precipitación promedio anual en la zona varió entre 3 500 mm y 5 500 mm (Fig. 5) durante estos periodos, con las zonas más lluviosas en la zona montañosa central y menos lluviosa hacia las zonas bajas próximas al Golfo Dulce.

Según Barrantes et al. (1985), la temperatura promedio anual varía entre 22,5 °C y 30,0 °C, con máximas que varían desde los 25,0 °C hasta los 32,5 °C; y mínimas entre 20,0 °C y 22,5 °C. En la cuenca del río Rincón el clima que predomina es de tipo muy húmedo, muy caliente, con una estación seca corta; en la cumbre del cerro Rincón, el clima es muy húmedo, caliente, con una estación seca corta (Herrera, 1985).

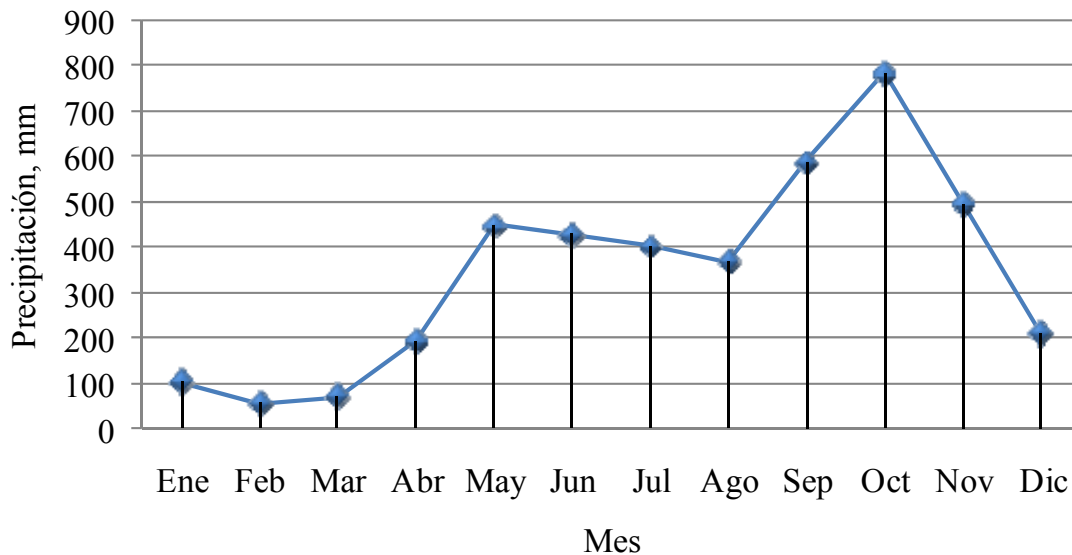


Figura 5. Hietograma para los periodos 1942-1954, 1964-1973 y 1998-2004 (Estación Rincón de Osa No. 10039).

GEOLOGÍA REGIONAL

La Península de Osa es una de las regiones geológicas más antiguas de Costa Rica (2×10^6 años). En ella afloran unidades de roca ígnea y sedimentaria, además de sedimentos recientes (Barrios et al., 1998). Las rocas ígneas extrusivas fueron formadas en un ambiente volcánico submarino; las rocas sedimentarias presentes son de composición silícea o carbonatada (Fig. 6). Todas estas formaciones geológicas han sido afectadas por el tectonismo de la región, lo que ha causado fracturamiento y callamiento (Denyer, 2000). Esta condición, es ideal para la formación de acuíferos en formaciones rocosas que de otra manera serían malas almacenadoras y conductoras de agua.

Cerca de la costa y en los valles aluviales, se encuentran depósitos granulares recientes los cuales en general se comportan como acuíferos. La interacción agua-roca dentro de los acuíferos altera las características químicas del agua subterránea, lo cual se refleja en la conductividad, la dureza y la concentración de diferentes iones mayores.

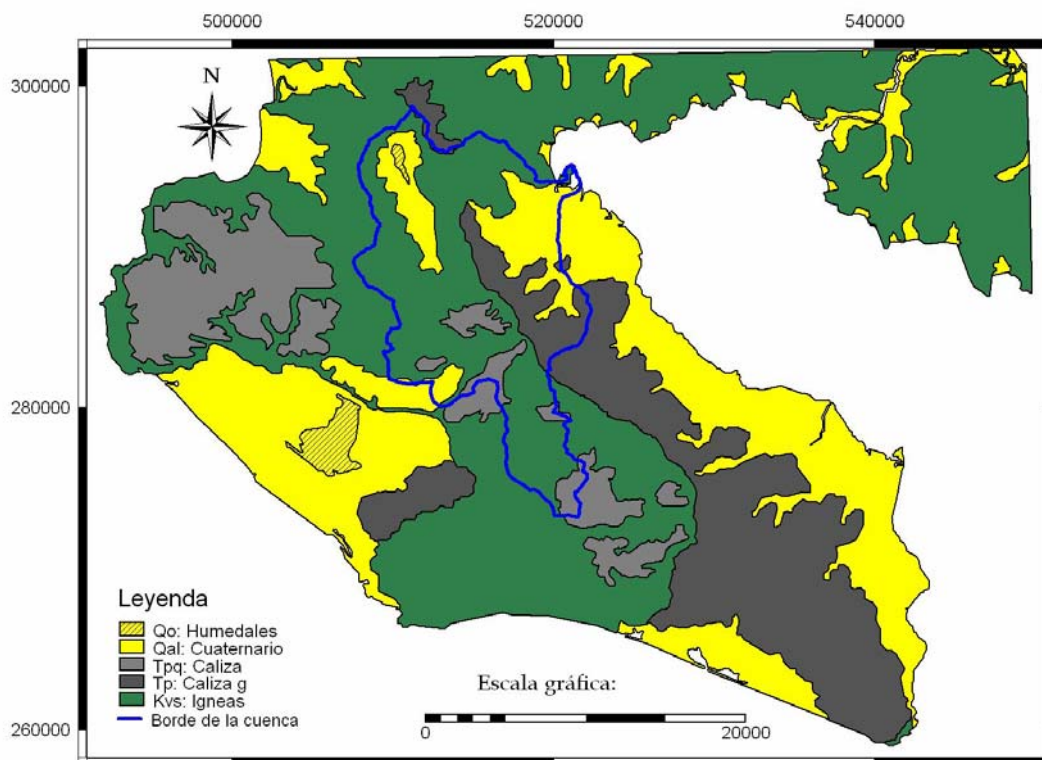


Figura 6. Unidades litológicas aflorantes en el área de estudio (DGMP, 1982).

JUSTIFICACIÓN

En las últimas década Costa Rica han experimentado un deterioro en la calidad de sus ríos, las principales causas de este detrimento coinciden con un aumento de la densidad poblacional asociado a la ausencia de políticas de planificación urbana y a la falta de alcantarillado y de tratamiento de aguas residuales. El impacto que las actividades de origen antrópico han tenido en la Península de Osa parece ser diferente al ocurrido en el gran área metropolitana por lo que la información que se genere puede ser usada como referencia para compararla contra la de otros ríos de Costa Rica y al mismo tiempo establecer metas de recuperación y de conservación de cuerpos de agua superficiales.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Conocer la calidad química de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Visitar el área de estudio.
2. Definir las estaciones de muestreo de las aguas superficiales.
3. Establecer los parámetros fisicoquímicos que caracterizan la calidad del agua superficial.
4. Definir el plan de muestreo de acuerdo con un cronograma.
5. Recolectar y transportar las muestras de agua al laboratorio.
6. Analizar las muestras.
7. Evaluar estadísticamente la información de los análisis realizados y los medidos in situ.
8. Comparar los valores obtenidos con los establecidos en el Reglamento de Evaluación y Clasificación de cuerpos de Agua Superficiales de Costa Rica y con los de Canadá y los de los Estados Unidos.
9. Sistematizar la información fisicoquímica por medio de mapas de calidad.

CAPITULO II

METODOLOGÍA

ESTACIONES DE MUESTREO

Con base en una gira de reconocimiento y con información de las hojas cartográficas, la cuenca del río Rincón se dividió en 11 sub-cuencas (Fig. 7) y en cada una de ellas se estableció una estación de muestreo, cuyos códigos se muestran en la tabla 1.

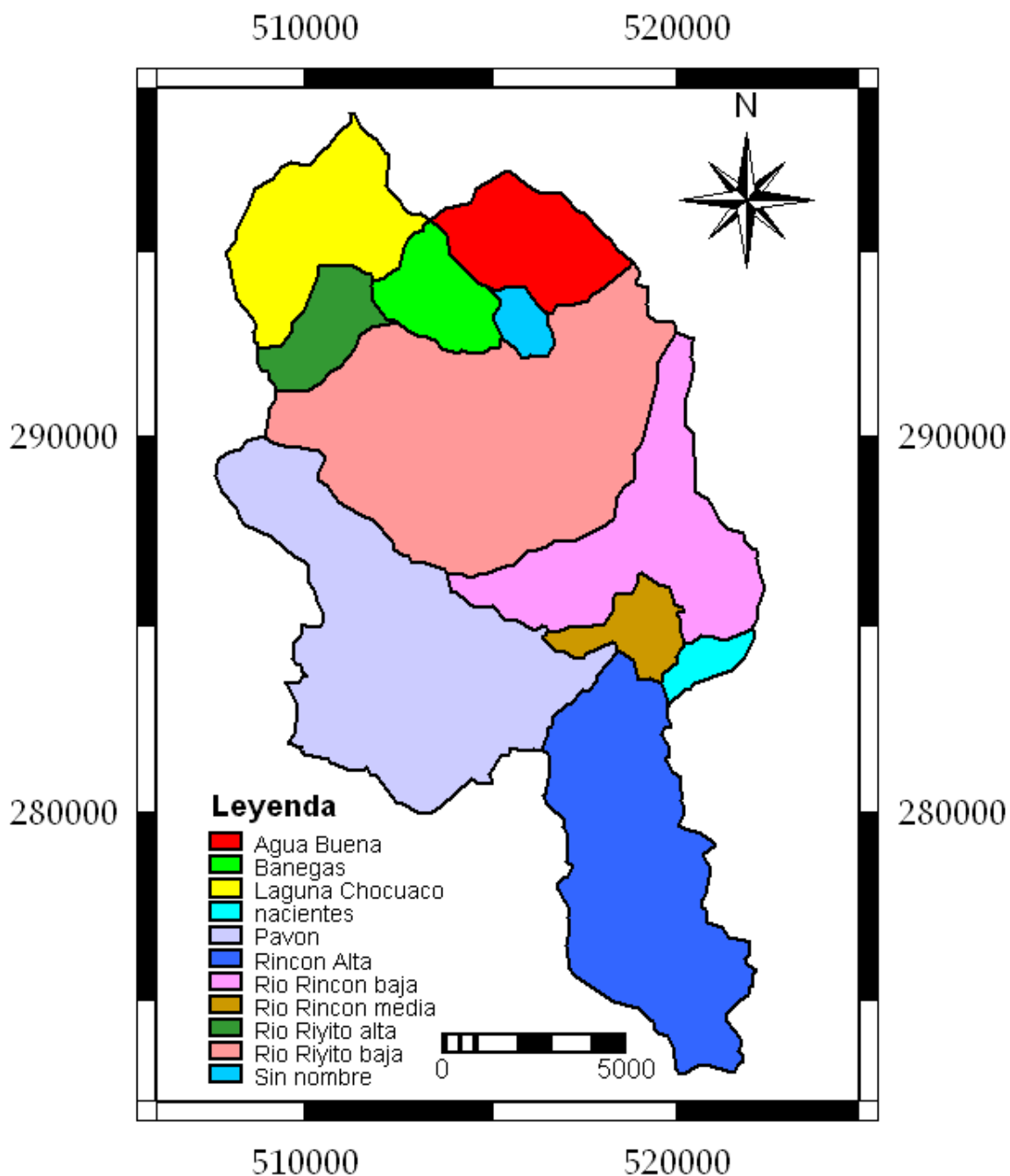


Figura 7. Sub-cuencas que componen la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.

Tabla 1. Estaciones de muestreo en la cuenca del río Rincón en la Península de Osa, diciembre 2004 – septiembre 2005.

Estación	Nombre	Código
1	Laguna Chocuaco	CHO
2	Río Riyito (Cuenca Alta)	RYA
3	Quebrada Aguabuena	QAB
4	Río Rincón (Cuenca Baja)	RNB
5	Río Riyito (Cuenca Baja)	RYB
6	Río Rincón (Cuenca Media)	RNM
7	Río Rincón (Cuenca Alta)	RNA
8	Río Pavón	PVN
9	Quebrada Banegas	QBN
10	Quebrada Sin Nombre	QSN
11	Tanque Principal	TQP

Los sitios de muestreo seleccionados en cada una de las sub-cuencas (Fig. 7), se muestran en el siguiente mapa (Fig. 8):

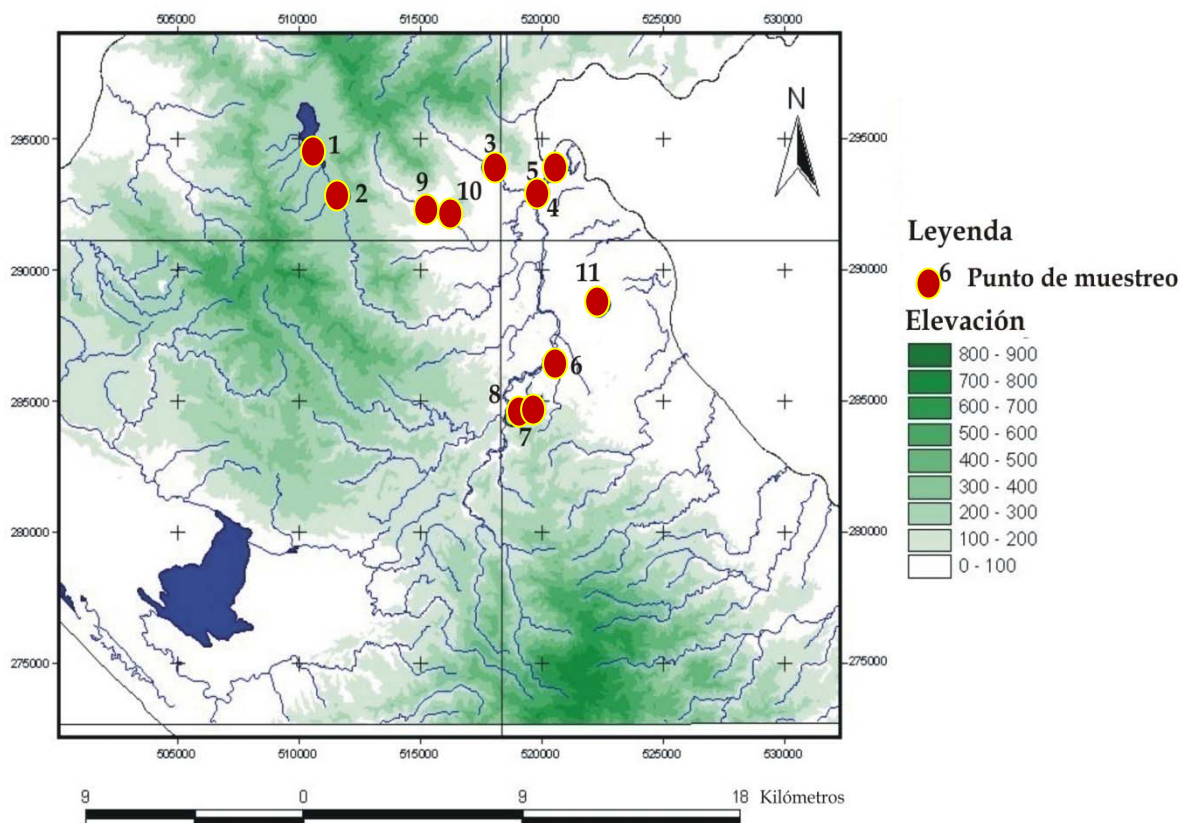


Figura 8. Estaciones de muestreo en la cuenca del río Rincón, Diciembre 2004 – Septiembre 2005.

MUESTREO

Se recolectaron y analizaron 60 muestras de agua a los largo de seis muestreos, entre el 14 de diciembre del 2004 y el 14 de septiembre del 2005.

Las muestras fueron almacenadas con hielo durante la gira de recolección y el transporte al laboratorio. Las botellas fueron rotuladas para su identificación y una vez en el laboratorio, se almacenaron en un cuarto frío a 4 °C.

ANÁLISIS Y METODOLOGÍA

Las muestras fueron analizadas en el Laboratorio de Calidad de Aguas del Centro de Investigación en Contaminación Ambiental (CICA) con procedimientos normalizados (Eaton et al., 1998) y acreditados bajo los lineamientos de la norma INTE-ISO/IEC 17025:2000. Se seleccionaron y realizaron los análisis fisicoquímicos indicados en la tabla 2:

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos analizados en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón, Península de Osa.

Parámetro	Método
Alcalinidad Parcial, mg CO ₃ ²⁻ /L	Volumetría ácido – base
Alcalinidad Total, mg HCO ₃ ⁻ /L	Volumetría ácido – base
Calcio, mg Ca ²⁺ /L	Volumetría complejométrica con AEDT
Cloruros, mg Cl ⁻ /L	Cromatografía de intercambio iónico
Conductividad, µS/cm	Conductimetría
Dureza Total, mg CaCO ₃ /L	Volumetría complejométrica con AEDT
Fósforo Total, mg P/L	Fosfovanadato y digestión asistida con microondas
Magnesio, mg Mg ²⁺ /L	Volumetría complejométrica con AEDT
Nitratos, mg NO ₃ ⁻ /L	Cromatografía de intercambio iónico
Oxígeno Disuelto, mg O ₂ /L	Medidor de Oxígeno Disuelto
pH, pH	Potenciometría
Potasio, mg K ⁺ /L	Fotometría de emisión de llama
Sodio, mg Na ⁺ /L	Fotometría de emisión de llama
Sólidos Suspendidos Totales, mg/L	Gravimetría
Sulfatos, mg SO ₄ ²⁻ /L	Cromatografía de intercambio iónico
Temperatura, °C	Termómetro de inmersión parcial

CAPITULO III

QUÍMICA DEL AGUA SUPERFICIAL

GENERALIDADES

Los ríos son sistemas dinámicos que modifican su naturaleza a lo largo de su curso, debido a cambios en las condiciones físicas tales como las pendientes y la geología de su lecho (Bellos et al., 2005). La química del agua superficial en cualquier punto refleja importantes influencias: litológicas, atmosféricas, climáticas y antropogénicas, por lo que es fundamental poder identificar y cuantificar estas influencias.

La alteración de la calidad de un cuerpo de agua es un problema que debe ser atendido de manera integral. No obstante en algunas ocasiones, por razones de costos, sólo se realizan mediciones biológicas y no químicas. Estas evaluaciones, sobretodo de macroinvertebrados bentónicos, son ampliamente usadas en Norteamérica y algunas regiones de Europa (Azrina et al., 2006).

En la clasificación de la calidad del agua de un río se comparan los valores medidos de la concentración de un parámetro fisicoquímico o biológico, con los estándares de calidad establecidos en algún instrumento legal, y definidas de acuerdo con criterios de uso del agua (Kowalkowski et al., 2006).

Algunos países han desarrollado esquemas, basados en el análisis de su condición química y biológica, para establecer y dar seguimiento a la calidad de sus cuerpos de agua. Ejemplos de estos instrumentos de evaluación son los índices de calidad (ICA) que son además usados para establecer las condiciones necesarias para proponer políticas de gestión y conservación (Chang et al., 2001).

Los ICA emplean una metodología que consiste en una ponderación específica sobre una lista de variables particulares, uno de los pioneros fue el propuesto por Horton (1965), por otro lado una metodología bastante establecida es la propuesta por la Fundación Nacional de Saneamiento (NSF por sus siglas en inglés) (Ott, 1978). Los primeros ICA desarrollados incluían nueve variables (oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, coliformes fecales, pH, nitratos, fosfatos, temperatura y turbiedad) y demostraron ser muy útiles para establecer de manera integral las condiciones de la calidad del agua y así proponer metas de utilización (Chang et al., 2001). Sin embargo, en la actualidad han ocurrido ligeras variaciones de conceptos.

A continuación se detallan los principales parámetros fisicoquímicos empleados en la clasificación de la calidad del agua superficial de la Cuenca del río Rincón.

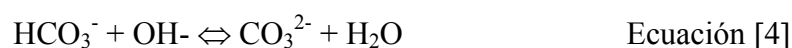
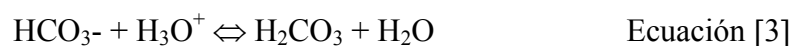
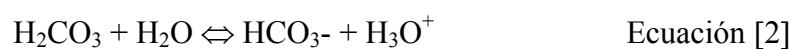
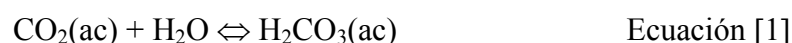
CONDUCTIVIDAD

La conductividad es una medida de la capacidad del agua de conducir una corriente eléctrica. Es sensible a las variaciones de sólidos disueltos, principalmente de sales minerales. Para un cuerpo de agua en específico, se relaciona con los sólidos totales disueltos y con los iones mayoritarios (Chapman, 1996). La conductividad de la mayoría de las aguas dulces naturales se encuentra entre los 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a los 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$; aunque, por supuesto depende del tipo de geología. En zonas con influencia marino costera los valores pueden ir desde los 125 $\mu\text{S}/\text{cm}$ hasta los 2200 $\mu\text{S}/\text{cm}$; mientras que en lagos y reservorios las conductividades son por lo general más bajas (ANZECC, 2000).

POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH)

El pH es controlado por el balance entre el dióxido de carbono, los iones bicarbonato y carbonato, así como los ácidos húmicos y fúlvicos. La mayoría de las aguas naturales tienen un pH en el ámbito de 6,5 a 8,0 y es controlado principalmente por el sistema carbonato – bicarbonato (Stumm & Morgan, 1996). Sin embargo, existen aguas húmicas ácidas, cuyo ámbito de pH de 5,0 a 6,0 y es controlado por la concentración natural de materia orgánica en lugar del sistema de amortiguamiento de carbonato-bicarbonato. La mayoría de las aguas tienen cierta capacidad de amortiguar (o resistir) los cambios de pH. Esta capacidad es a menudo medida en términos de la alcalinidad del sistema. En los ríos esta capacidad se debe sobretodo, a la presencia de iones bicarbonato (HCO_3^-), aportados al sistema por la disolución de rocas y suelos (Drever 1988, Stumm & Morgan 1996).

Cuando la capacidad de amortiguamiento es muy baja pueden presentarse cambios en el ámbito de pH muy importantes. Por ejemplo, en un cuerpo de agua donde haya una alta productividad primaria durante el día, el fitoplancton puede consumir el CO_2 disuelto a una tasa mayor con la que se reemplaza desde la atmósfera, lo que provoca un desequilibrio entre las concentraciones de CO_2 y HCO_3^- , incrementando el pH, como se muestra en las Ecuaciones [1] a [4]:



Durante la noche la productividad primaria baja y aumenta la tasa de intercambio de CO₂ atmosférico, restableciéndose el valor de pH.

En aguas de ríos no contaminados los valores de pH varían entre 6,0 - 8,5 y su determinación es importante, ya que tiene una gran influencia en muchos sistemas biológicos. Valores superiores o inferiores a este ámbito producen limitaciones en el desarrollo y fisiología de los organismos acuáticos, en general y en la biota de los humedales en particular.

Los cambios del pH en el agua pueden ocurrir por diversas razones, una de ellas la constituyen las prácticas agrícolas que conducen a la lixiviación de aniones hacia el subsuelo, más allá de la zona de las raíces. Típicamente los nitratos, aunque también bicarbonato, cloruros, sulfatos y aniones orgánicos, son lixiviados en asociación con cationes (calcio, magnesio y potasio), dejando un exceso de iones H⁺ en la superficie del suelo, que luego por escurrimiento son transportados al flujo de agua. Otro fenómeno que provoca acidificación de las aguas es la lixiviación del aluminio del suelo por ácidos fuertes que lo transportan hasta el agua, y ahí en caso de que sean aguas naturalmente ricas en materia orgánica (por ejemplo ácidos húmicos), se complejará el aluminio y se liberará los iones H⁺, lo que genera una reducción en el valor del pH del agua.

Los cambios de pH en ecosistemas acuáticos deben ser medidos debido a que cuando se presentan valores bajos de pH, pueden ocurrir efectos adversos sobre peces e insectos acuáticos (CCME, 1999), que afectan sus funciones fisiológicas. De acuerdo con Alabaster & Lloyd (1982) no se presentan efectos letales sobre peces de aguas dulces en un ámbito de pH de 5 a 9; sin embargo, sí se han reportado efectos crónicos a valores menores a 5, sobre todo con efectos dañinos sobre huevos y larvas (ANZECC, 2000). La pérdida de poblaciones de peces ha sido atribuida a fallas en la puesta de huevos y a una disminución en la eclosión (CCME, 1999). Por otro lado, también aguas con niveles de acidez bajo, tienen un impacto en las comunidades de macroinvertebrados, debido sobretodo a una disminución en las fuentes de alimentos (e.g. epilíton).

OXÍGENO DISUELTO

El oxígeno disuelto es uno de los parámetros más importantes para la vida acuática y la ecología de los ríos. Puede ser removido o agregado al agua por varios procesos fisicoquímicos o reacciones biológicas. Cuando las concentraciones de oxígeno caen abajo del nivel de saturación, el déficit se compensa por la transferencia de gas desde la atmósfera a través de la superficie y cuando las concentraciones son superiores al nivel de saturación, la sobresaturación se reduce por la

transferencia desde la columna de agua al aire. Tales interacciones son controladas por el diferencia de las presiones parciales en la fase gaseosa y de las concentraciones en la fase líquida. La transferencia de oxígeno en aguas naturales depende de la mezcla interna y la turbulencia debido a los gradientes de velocidad y a las fluctuaciones, temperatura, viento, cataratas, pantanos, rápidos y películas superficiales (Lopes, 2005).

El oxígeno es esencial en organismos aeróbicos para el sistema de transporte de electrones hacia la mitocondria. La insuficiencia de oxígeno en la mitocondria genera reducción en la energía celular y la subsecuente pérdida del balance iónico en los fluidos circulatorios y celulares. Si la insuficiencia persiste, ocurre la muerte, aunque algunos animales poseen rutas metabólicas anaeróbicas, las cuales pueden retrasar la letalidad por periodos cortos de tiempo (minutos a días). La anaerobiosis está bien desarrollada en algunos organismos bentónicos, tales como bivalvos, moluscos y poliquetos; pero no en otros grupos, como peces y crustáceos (Hammen, 1976). No hay evidencia de que cualquier ser vivo que habite aguas costeras o estuarinas puedan vivir en condiciones anaeróbicas.

Un cuerpo de agua que tenga un nivel de oxígeno disuelto abajo de 3 mg O₂ / L es considerado hipóxico. El bajo contenido de oxígeno o depleción del oxígeno por lo general resulta de la combinación de una alta productividad biológica y un intercambio de agua reducido (Dai et al., 2006).

Algunos animales acuáticos se han adaptado a cortos periodos de hipoxia y anaerobiosis, tomando más oxígeno y transportándolo más efectivamente a las células y a la mitocondria, lo cual significa que ventilan sus superficies respiratorias más intensamente e incrementan su ritmo cardiaco. Si a pesar de estas repuestas no se logra mantener el pH sanguíneo, la capacidad de transporte de oxígeno decrece. Un comportamiento temprano puede ser moverse rápido hacia aguas más oxigenadas. Sin embargo, si la hipoxia persiste, los animales pueden reducir el nado y la alimentación, lo cual reducirá su necesidad de energía y por tanto de oxígeno.

La reducción motora puede hacer al organismo acuático más tolerante a corto tiempo, pero no soluciona el problema a largo plazo. La disminución en la locomoción aumenta la vulnerabilidad a depredadores y la reducción de la alimentación afecta el crecimiento (Thursby et al., 2000).

SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

El material suspendido en las aguas está compuesto por arcilla, arena, plancton y otros organismos microscópicos; su ingreso a los cuerpos de agua surge, entre otros factores de la erosión del terreno por prácticas agrícolas y del acarreo de material durante la escorrentía de las aguas de lluvia. Los sólidos pueden adherir en su superficie nutrientes y diferentes tipos de contaminantes como residuos de plaguicidas; además, pueden afectar la penetración de la luz en los cuerpos de agua y en el incremento de temperatura debido a la absorción de la radiación (Chapman, 1996). La concentración de sólidos suspendidos totales (SST) corresponden a la fracción de los sólidos totales que quedan retenidos en un filtro de 0,45 μm de tamaño de poro. Según Chapman (1996), los SST son una variable que debe ser considerada en los estudios de aguas de ríos, para estimar su dinámica.

El Reglamento para la Evaluación y Clasificación de Cuerpos de Agua Superficiales de Costa Rica (MINAE & MINSA, 2007) establece un valor de 10 mg/L para la conservación y desarrollo de la vida acuática.

TEMPERATURA

La temperatura es un parámetro físico descriptivo de un sistema que caracteriza el calor, o transferencia de energía térmica, entre ese sistema y otros. Desde un punto de vista microscópico, es una medida de la energía cinética asociada al movimiento aleatorio de las partículas que componen el sistema. Afecta tanto los procesos físicos (volatilización, solubilidad de sales y gases, estratificación de estanques), como los procesos químicos (pH, equilibrio de ionización, velocidad de reacción) (Osorio et al., 2000).

La temperatura del agua también influye los procesos fisiológicos de los organismos, tales como la respiración microbiana, que es responsable, en gran parte, de la autopurificación que ocurre en los cuerpos de agua (Chapman, 1996). Altas temperaturas favorecen una mayor tasa de crecimiento, lo cual permite que cierto tipo de biota alcance poblaciones significativas. Bajo condiciones naturales la temperatura del agua que fluye varía entre 0° C y 30°C; sin embargo, los valores recomendados para la conservación de la vida acuática dependerán del caso en particular de que se trate, debido a que la temperatura depende entre otros factores: de la hora del día y época del año, condiciones del tiempo, flujo y profundidad de la corriente.

ION SODIO

Las concentraciones de ion sodio en aguas naturales superficiales varían de manera considerable dependiendo de las condiciones geológicas locales, descargas de aguas residuales y en algunos países del uso estacional de sal en carreteras. Los valores pueden oscilar entre 1 mg Na⁺/L o menos a 10 mg Na⁺/L. La Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006) establece un límite de 200 mg/L en el agua de consumo humano. Algunas aguas superficiales, incluyendo aquellas que reciben descargas de aguas residuales tienen valores de concentración debajo de los 50 mg/L. Aunque las aguas subterráneas pueden exceder los 50 mg Na⁺/L.

La sodificación de suelos (natural o antropogénica) provoca efectos negativos sobre la producción y la productividad de cultivos porque deteriora sus propiedades físicas. Este deterioro se manifiesta en una drástica disminución en la conductividad hidráulica o en la tasa de infiltración del agua en el suelo y puede ser difícil de corregir porque requiere la utilización conjunta de enmiendas, grandes volúmenes de agua y complicados sistemas de drenaje (Guerrero, 2004).

La acumulación del sodio en el suelo tiene dos efectos principales; en primer lugar si es absorbido como ión, al acumularse es tóxico para las plantas y si es absorbido por las arcillas, sustituye al calcio y al magnesio, lo que provoca cambios en la estructura que afectan la permeabilidad del suelo y el crecimiento de las plantas.

El peligro de sodificación depende de la concentración relativa y absoluta de los cationes en el agua, de los cuales los principales son el calcio, el magnesio y el sodio. Si la proporción de sodio es alta, es mayor el problema, pero si predomina el calcio y magnesio, es menor.

SULFATOS

El azufre es un elemento no metálico que se encuentra en numerosos minerales, incluyendo pirita (FeS), barita (BaSO₄), epsomita (MgSO₄·7H₂O), yeso (CaSO₄·2H₂O) y rocas sedimentarias. Cuando el azufre hexavalente se combina con oxígeno, forma el ion sulfato (SO₄²⁻) que es estable y fácilmente soluble en agua, a excepción de los sulfatos de plomo, bario y estroncio que precipitan. Las fuentes naturales del azufre incluyen: volcanes, descomposición y combustión de materia orgánica y sales marinas. Los sulfatos pueden ser usados como fuente de oxígeno por algunas bacterias que convierten el sulfato a HS⁻ o H₂S bajo condiciones anaeróbicas.

Los sulfatos son descargados al ambiente acuático a través de las aguas residuales. La quema de combustibles fósiles es también una fuente importante de sulfuro a la atmósfera. La mayoría de las emisiones provocadas por el hombre a la atmósfera, cerca del 95 %, son en forma de SO_2 .

Las descargas de aguas residuales de industrias que usan sulfatos y ácido sulfúrico y por deposición atmosféricas. En aguas naturales no contaminadas, comúnmente las concentraciones de sulfato disuelto varía de 2 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$ a 80 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$, aunque las fluctuaciones estacionales son muy normales en la mayoría de los ríos.

No se han reportado en la literatura importantes casos de toxicidad por sulfato en organismos acuáticos, incluyendo peces y musgos acuáticos. De acuerdo con la Normativa Canadiense, la concentración máxima permisible de sulfatos para vida acuática en aguas de río es de 100 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$, siendo el valor de concentración de alerta de 50 mg/L (Ministerio del Ambiente, 2006).

CLORUROS

El cloruro se encuentra distribuido en la naturaleza, sobre todo en forma de sales solubles en agua, como cloruros de sodio (NaCl) y potasio (KCl). Las mayores cantidades de cloruro en el ambiente se encuentran en los océanos. Los cloruros de potasio, calcio y magnesio pueden ser más tóxicos para organismos acuáticos que el de sodio (Benoit & Stephan, 1988)

La aplicación de sal (NaCl) en las carreteras para evitar accidentes de invierno, en países donde nieva, representa una de las principales fuentes de contaminación antropogénica. Otras fuentes de cloruros corresponden a la disolución de depósitos de minerales que lo contienen, drenajes de agua de riego, lixiviaciones difusas, escorrentía de terrenos agrícolas, etc.

En aguas naturales, las concentraciones típicas de cloruro están en el orden de 1 mg/L a 100 mg/L. El cloruro es un elemento esencial para la biota terrestre y acuática y debido a su alta solubilidad presenta pocas reacciones de precipitación y solubilización, por lo que su patrón de distribución está relacionado con el movimiento del agua (Osorio et al., 2000). Su alta movilidad también le permite atravesar las membranas celulares y estar involucrado en el mantenimiento de la presión osmótica y el balance iónico del agua.

La presencia de concentraciones elevadas o fluctuantes puede tener un efecto adverso en las funciones fisiológicas normales de los organismos acuáticos, lo que causa disrupturas en la

regulación de la presión osmótica, y eventualmente interfiere con el crecimiento y la reproducción. No obstante, debido a que la mayoría del cloruro es excretado del tejido animal por medio de los riñones u órganos renales equivalentes, los potenciales efectos por bioacumulación son muy bajos (Nagpal et al., 2003).

La toxicidad del cloruro puede estar afectada por diferentes variables, entre ellas: la concentración de oxígeno disuelto, la temperatura. El tiempo de exposición y la presencia de otros contaminantes pueden influenciarla. Sin embargo, a la actualidad no se han encontrado referencias de estudios sistemáticos que evalúen con precisión la influencia de estas variables sobre su toxicidad.

La legislación Canadiense actual no cuenta con una norma de cloruros para la protección de organismos acuáticos de agua dulce. Sin embargo, la legislación de Columbia Británica establece un valor de concentración de 364 mg Cl⁻/L (Ministerio del Ambiente, 2006), concentración a la cual una comunidad acuática puede ser expuesta indefinidamente sin causar algún efecto perjudicial. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos por su parte establece un valor de CCC de 230 mg Cl⁻/L y un CMC de 860 mg Cl⁻/L (USEPA, 2006) y especifica claramente que estos valores corresponden cuando el cloruro está asociado al sodio y excluye plantas acuáticas, ya que estas muestran una amplia ámbito de sensibilidad al cloruro.

NITRATOS

Los mayores componentes del ciclo del nitrógeno son: nitrógeno (N₂), nitrógeno orgánico, amonio, nitrito y nitrato. En aguas naturales la cinética de la transformación del nitrógeno orgánico a amonio, nitritos y nitratos es dependiente de la temperatura.

Durante la respiración de las algas y su posterior muerte, una fracción del nitrógeno celular vuelve al ciclo del nitrógeno en forma de amonio. La fracción remanente se recicla en forma de nitrógeno orgánico, que experimenta descomposición bacteriana y cuyo producto final es amonio (nitrificación). La desnitrificación por parte de los sedimentos en el fondo de la columna de agua puede ser uno de los principales mecanismos de pérdida en algunos sistemas. Tanto el amonio como el nitrato están disponibles para ser usado por las plantas, aunque por razones fisiológicas la forma preferida de nitrificación es el amonio (Lopes, 2005).

El nitrógeno es un elemento esencial para las plantas. Los compuestos de nitrógeno son necesarios y una parte integral de los ecosistemas acuáticos debido a que es un nutrimento esencial en la

producción fotosintética y bacteriana. Sin embargo, un suministro excesivo puede producir importantes desequilibrios nutricionales en las plantas que se traducen en crecimientos excesivos, retraso de la época de maduración, pérdida de calidad de las cosechas, etc. El exceso de nitrógeno, además de ser perjudicial para las plantas, aumenta la lixiviación de nitrato y la contaminación de las aguas subterráneas.

El nitrógeno se transporta a través de sus formas orgánicas e inorgánicas como consecuencia de las condiciones ambientales y de acciones microbianas. En ambientes acuáticos las formas predominantes son: nitratos, nitritos y amonio.

Los efectos en organismos acuáticos de estos compuestos nitrogenados pueden ser no sólo por su toxicidad sino también por la reducción del oxígeno disuelto (Nordin & Pommen, 1986).

Las principales fuentes naturales localizadas de nitratos son las rocas ígneas y la actividad volcánica. Los niveles de concentración en aguas naturales varían dependiendo de la productividad biológica; en lagos y arroyos oligotróficos, se espera que el nitrato sea menor que $0,1 \text{ mg/L NO}_3^-$ (N- NO_3). En lagos eutróficos concentraciones superiores a los $0,2 \text{ mg/L NO}_3^-$ - N tienden a estimular el crecimiento de algas. Por otro lado cuerpos de agua con niveles sobre 5 mg/L NO_3^- - N muestran una clara señal de contaminación (Nordin & Pommen, 1986).

El nitrato es altamente móvil debido a que no se liga al suelo o a partículas en el agua. Aunque es a menudo liberado en forma de sal (nitrato de sodio, nitrato de potasio o nitrato de amonio), rápidamente se disuelve y libera el ion nitrato. Durante los periodos de lluvia, el nitrato que no es absorbido por las plantas en la superficie del suelo, viaja hacia las aguas subterráneas o superficiales. Cuando alcanza aguas con un bajo nivel de oxígeno disuelto, cierto tipo de bacterias lo convierten a nitrito y finalmente a nitrógeno gaseoso (N_2), que se escapa a la atmósfera.

El nitrato es un nutrimento esencial para las plantas, aunque en concentraciones alta puede generar un crecimiento excesivo de plantas y algas. Cuando el fitoplancton se descompone consume oxígeno y reduce su disponibilidad. Algunos invertebrados acuáticos y peces expuestos a concentraciones de nitratos, sobre todo en sus primeras etapas de vida, experimentan problemas de crecimiento, maduración lenta o menor éxito reproductivo, y bajo condiciones extremas la muerte.

No es posible recomendar un único valor de nitrato que proteja contra la eutrofización de un cuerpo de agua, debido a que depende de la abundancia de otros nutrimentos (por ejemplo amonio,

fósforo y sílice), del movimiento del agua y de la cantidad de luz disponible. Por tanto, las guías sólo son recomendaciones dirigidas a proteger los organismos acuáticos de los efectos tóxicos directos del nitrato. Según la Normativa Canadiense (CCME, 1999) el valor sugerido para la protección de la vida acuática de los efectos directos del nitrato, es de 13 mg NO₃⁻/L. Este valor es superior al propuesto en la regulación costarricense de 5 mg NO₃⁻/L para la conservación del equilibrio natural de las comunidades acuáticas y < 10 mg NO₃⁻/L para la protección de las comunidades acuáticas.

BICARBONATO

La alcalinidad es una medida de la capacidad de neutralización del agua. Indica la presencia de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos y menos significativamente de boratos, silicatos, fosfatos y sustancias orgánicas. Se expresa como equivalentes de carbonato de calcio (CaCO₃). La composición de las especies de la alcalinidad depende del pH, la composición mineral, la temperatura y la fuerza iónica; sin embargo, normalmente se interpreta como una función de los carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos (McNeely et al., 1979).

Su presencia en las aguas naturales es importante ya que contribuye a mantener el balance iónico y a evitar propiedades corrosivas o incrustantes, raramente excede los 500 mg CaCO₃/L.

Para proteger la vida acuática, las guías estipulan que la alcalinidad se debe mantener a los niveles naturales propios del área, sin variaciones drásticas.

POTASIO

En aguas naturales las concentraciones de potasio son menores a 10 mg K⁺/L, aunque puede aumentar por depositación atmosférica, escorrentía de terrenos agrícolas e influencia de drenajes de irrigación.

Dado que son elementos esenciales, para la nutrición de las plantas, su presencia en el agua es beneficiosa.

CALCIO

El calcio es un metal alcalino térreo y uno de los cationes más abundantes en aguas subterráneas y superficiales. Es fácilmente disuelto de las rocas ricas en minerales que lo contienen como calcita

y dolomita, por el agua de escorrentía o de lluvia. Las sales de calcio, junto con las de magnesio, provocan la dureza del agua.

La presencia de calcio en aguas naturales varía de acuerdo con la proximidad a la fuente natural. Típicamente se encuentra en concentraciones menores a 15 mg Ca^{2+}/L , mientras que en aguas cercanas a rocas carbonatadas pueden estar en el ámbito de 30 mg Ca^{2+}/L a 100 mg Ca^{2+}/L . Las aguas residuales contribuyen de manera importante a las concentraciones de calcio en las aguas superficiales. La lluvia ácida puede incrementar el lixiviado de los iones calcio del suelo.

El calcio es esencial para la nutrición humana. También ayuda a mantener la estructura de las células de las plantas y es deseable en aguas de riego debido a que mejora la estructura del suelo. Las altas concentraciones de calcio en el agua no son dañinas para la mayoría de los organismos acuáticos y puede más bien reducir la toxicidad en peces de algunos compuestos químicos.

MAGNESIO

El magnesio está presente en las aguas como ion Mg^{2+} y junto con el calcio, provoca la dureza del agua. Proviene principalmente de los minerales ferromagnésicos y de algunas rocas que contienen carbonatos. Se encuentra también en la clorofila, en diferentes compuestos organometálicos, en materia orgánica y es un elemento esencial para los seres vivos. Las concentraciones naturales varían entre 1 y hasta 100 mg/L, dependiendo del tipo de roca de que provenga. Aunque, el magnesio es empleado en procesos industriales, el aporte de las aguas residuales en magnesio a las concentraciones totales en aguas superficiales, es relativamente bajo.

El Reglamento para la Evaluación y Clasificación de Cuerpos de Agua Superficiales de Costa Rica (MINAE & MINSA, 2007) establece un valor de 8,7 mg Mg^{2+}/L para la conservación y desarrollo de la vida acuática.

NUTRIMENTOS

En aguas relativamente tranquilas, como lagos y lagunas, la presencia de nutrientes (fósforo y nitrógeno) es un factor crítico, por su potencial para desequilibrar el ecosistema y originar fenómenos de eutrofización antropogénica (Pérez, 2004). Las plantas acuáticas, algas y lirios, van a proliferar debido a la presencia de un exceso de estos elementos nutritivos, que actúan como fertilizantes y cuya principal fuente es la escorrentía agrícola. Esta proliferación genera una cantidad grande de masa vegetal en la capa superficial del agua y su posterior acumulación sobre

las riberas. Cuando las plantas mueren, se hunden y en su descomposición consumen el oxígeno disuelto en el agua, lo que provoca condiciones anaeróbicas.

FÓSFORO

El fósforo es un macronutriente esencial; es acumulado por amplia variedad de seres vivos. Tiene un papel importante en la construcción de los ácidos nucleicos y en el almacenamiento y uso energético en las células. En aguas no impactadas, es fácilmente utilizado por las plantas y convertido a las estructuras celulares por acción fotosintética (Holmes, 1996).

Es considerado como el principal nutrimento a considerarse en el control del grado de eutroficación de un ecosistema acuático, ya que influye directamente en el crecimiento de las algas y por tanto puede afectar la actividad productiva primaria del agua (Iqbal et al., 2006).

Naturalmente se encuentra como fosfatos (ortofosfatos, fosfatos condensados y fosfatos enlazados orgánicamente) (Iqbal et al., 2006). En aguas frescas no contaminadas se encuentra en bajas concentraciones. Los ortofosfatos y los fosfatos condensados provienen de la aplicación de fertilizantes en suelos para cultivos agrícolas. Los fosfatos orgánicos son formados por procesos biológicos. Por otro lado, las formas inorgánicas del fósforo son principalmente fosfatos enlazados a hierro y calcio (Aminot, 1996).

La descomposición de algas acuáticas y el consumo nocturno de oxígeno durante los procesos de respiración, generan descensos en los niveles de oxígeno y potencialmente producen la muerte de peces. En algunos sistemas de aguas dulces, el afloramiento de cianobacterias en particular es un síntoma prominente de eutrofización. En ocasiones el afloramiento de cierto tipo de cianobacterias en aguas usadas para abrevadero puede ocasionar la muerte de ganado (Iqbal et al., 2006).

Es difícil encontrar guías para la regulación de los niveles recomendados de fósforo en aguas naturales, puesto que no es un elemento tóxico y es también un nutrimento requerido y limitante en las aguas naturales, ya que en bajas concentraciones estimula la productividad acuática.

Para un cuerpo de agua en particular, se debe considerar una lista de factores que afectan la naturaleza del fósforo como contaminante: uno de ellos es las amplias variaciones en los niveles de fósforo total en las aguas naturales, debido a la región y a diferencias específicas en las condiciones locales, tales como: la geología, el tipo de suelo, la química del agua, la densidad de

población. También, sobresale el hecho de que el detrimento en la calidad del agua como un efecto indirecto del fósforo, se debe como se ha mencionado al crecimiento de algas y a las depleciones en las concentraciones del oxígeno disuelto.

Los efectos en la productividad primaria son modificados por factores naturales que atenúan la luz, por ejemplo el carbono orgánico disuelto o la turbiedad y modifican por tanto la alta productividad cuando hay concentraciones altas de fósforo.

Algunos sistemas tienen niveles bajos de fósforo total y pueden ser descritos como oligotróficos. Otros sistemas tienen naturalmente altas concentraciones de fósforo total y se describen como eutróficos. Debido a estos motivos no es posible establecer un único valor guía para fósforo total. En su lugar, se proponen en general sistemas de referencia para el manejo de un sitio específico, basados principalmente en enfoques ecoregionales.

Las ecoregiones denotan áreas de similitud general en ecosistemas y en el tipo, calidad y cantidad de recursos ambientales y son diseñadas para servir como una estructura espacial para la investigación, el establecimiento, el manejo y el monitoreo de ecosistemas y componentes de ecosistemas. Tienen aplicación en las necesidades inmediatas de las agencias ambientales (por ejemplo USEPA, Environment Canada) para seleccionar sitios de referencia e identificar aguas de alta calidad, desarrollar criterios fisicoquímicos y biológicos para una eco-región y el manejo integral de ecosistemas (Bailey, 1980).

El enfoque ecoregional usa ámbitos de concentraciones de fósforo deseadas para un sistema específico de aguas naturales. El ámbito apropiado se determina de acuerdo con la información de la línea base y los objetivos o metas de manejo para el sistema. Si los niveles de fósforo en el sistema exceden en 50% el nivel de la línea base o del límite superior del ámbito, puede haber problemas ambientales (CCME, 2005). Los ámbitos de concentraciones de fósforo en lagos y ríos canadienses son los que se muestran en la tabla 3. La legislación ambiental de Manitoba (Williamson, 2002) es clara al definir que se deben evitar concentraciones en las cuales se promueva el crecimiento de plantas flotantes, hongos o bacterias.

Tabla 3. Clasificación trófica para aguas Canadienses (CCME, 2005).

Estado Trófico	Fósforo Total (mg P/L)
Ultra-Oligotrófico	< 0,004
Oligotrófico	0,004 – 0,010
Mesotrófico	0,010 – 0,020
Meso-Eutrófico	0,020 – 0,035
Eutrófico	0,035 -0,100
Hiper eutrófico	> 0,100

CAPITULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Los resultados de los análisis fisicoquímicos medidos en la estación CHO, durante el período de estudio, se muestran en el Cuadro I. Los resultados para las 10 estaciones de muestreo restante se muestran en el Anexo.

Cuadro I. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación CHO (Dic 04 – Sep 05).

Variable	Promedio	Desv. Est.	Mínimo	Máximo
Alcalinidad Parcial, mg CO ₃ ²⁻ /L	1,6	0,0	1,6	1,6
Alcalinidad Total, mg HCO ₃ ⁻ /L	84,1	6,1	76	92,66
Calcio, mg Ca ²⁺ /L	14,0	3,0	8,93	17,06
Cloruros, mg Cl ⁻ /L	0,63	0,0	0,63	0,63
Conductividad, μS/cm	133,9	9,1	123	149,8
Dureza Total, mg CaCO ₃ /L	66,5	6,7	58,2	77
Fósforo Total, mg P/L	0,0222	0,0066	0,013	0,031
Magnesio, mg Mg ²⁺ /L	7,6	1,3	5,9	8,83
Nitratos, mg NO ₃ ⁻ /L	0,8	0,0	0,8	0,8
Nitritos, μg NO ₂ ⁻ /L	4,5	2,5	1,6	8
Oxígeno Disuelto, mg O ₂ /L	1,4	1,7	0	4,7
pH, pH	6,89	0,34	6,64	7,58
Potasio, mg K ⁺ /L	0,89	0,0	0,89	0,89
Sodio, mg Na ⁺ /L	1,8	1,2	0,3	2,98
Sólidos Suspendidos Totales, mg/L	8,0	0,0	8	8
Sulfatos, mg SO ₄ ²⁻ /L	1,1	1,0	0,67	3,02
Temperatura, °C	26,2	0,9	25,4	27,5

En primer lugar, con la información obtenida se quiso responder dos preguntas fundamentales, que permitieran el análisis y comparación de estos datos con respecto a la calidad del agua para su uso en la conservación y preservación de la vida acuática. Las preguntas fueron: ¿Existió diferencia estadísticamente significativa al 95 % de confianza entre las mediciones realizadas en una misma estación de muestreo? ¿Existió diferencia estadísticamente significativa al 95 % de confianza entre las mediciones realizadas, de un mismo parámetro, en las distintas estaciones de muestreo?.

Con el propósito de responder estas preguntas, se verificó que las diferentes mediciones presentaron una distribución normal (Ver Anexo). Seguidamente, se realizó un análisis de varianza (ANDEVA) de un factor. El ANDEVA ofrece una prueba para determinar si se acepta o rechaza una hipótesis nula, bajo la suposición de que los errores están normalmente distribuidos, para lo cual se realizó un gráfico de probabilidad (Fig. 8). Si los datos se ajustan a una línea recta se acepta el supuesto.

Para establecer las hipótesis nula (H_0) y alternativa (H_a) para el modelo de medias, se consideró que hay 11 estaciones de muestreo, entonces:

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_{11}$$

$$H_a: \text{No todas las } \mu_i \text{ son iguales}$$

Es decir, si se acepta H_0 entonces el valor medio del pH (por ejemplo) es igual para cada estación, en caso contrario se acepta H_a ; el valor medio del pH (por ejemplo) no es igual para cada estación.

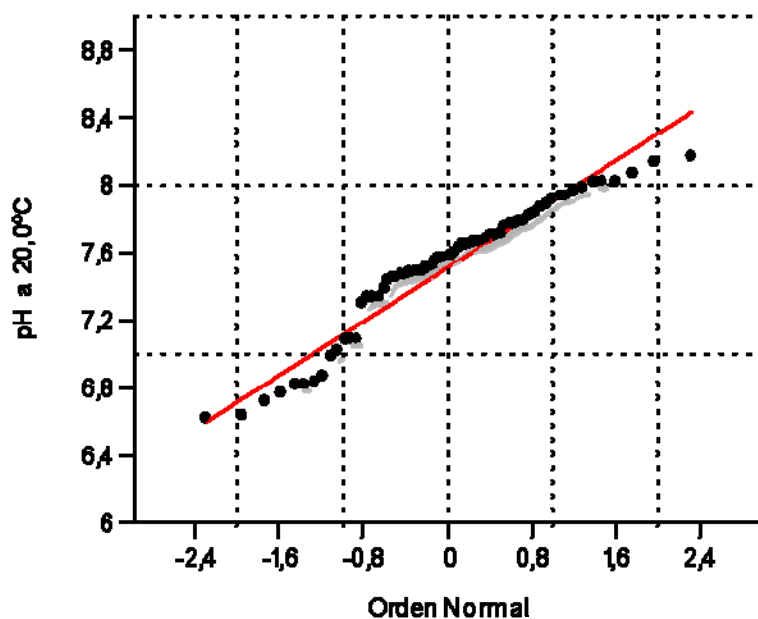


Figura 9. Gráfico de probabilidad normal de los datos de pH medidos en la cuenca del río Rincón.

Si el valor de la probabilidad (p) es mayor al nivel de significancia (0,05), se acepta H_0 . Los resultados de este análisis estadístico, se tabulan en la tabla 4. En la mayoría se rechaza la hipótesis nula; excepto en el caso del potasio y el nitrato, cuyos valores son menores al límite de cuantificación del método empleado en el Laboratorio de Calidad de Aguas.

Tabla 4. Análisis de varianza de un factor.

Parámetro	Probabilidad (Temporada)	Probabilidad (Estación)	Probabilidad (Tabulada)
Bicarbonato	0,34	0,00	0,05
Calcio	0,81	0,00	0,05
Cloruros	0,19	0,00	0,05
Conductividad	0,67	0,00	0,05
Dureza Total	0,23	0,00	0,05
Fósforo	0,30	0,58	0,05
Magnesio	0,022	0,00	0,05
Nitratos	0,080	0,53	0,05
Nitritos	0,00	0,91	0,05
pH	0,42	0,00	0,05
Potasio	0,00	0,00	0,05
Sodio	0,55	0,00	0,05
SST	0,54	0,20	0,05
Sulfato	0,90	0,00	0,05
Temperatura	0,049	0,00	0,05

CLASIFICACIÓN HIDROGEOQUÍMICA

Con el propósito de obtener una clasificación geoquímica de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón y poder relacionarla con la geología e hidrología de la zona, se elaboraron diagramas de Piper. Se consideraron los cationes principales: calcio, magnesio, sodio y potasio y los aniones: cloruro, sulfato y bicarbonato. Debido a que las concentraciones de nitrato se encontraban por debajo del límite de cuantificación del método de análisis empleado en el Laboratorio de Calidad de Aguas, no se tomó en consideración. Una vez que se ha construido el diagrama, se nombra el agua por el anión y catión que se encuentren de manera mayoritaria. En la Figura 10 se muestra el diagrama de Piper que contiene las once estaciones de muestreo seleccionadas en la cuenca del río Rincón.

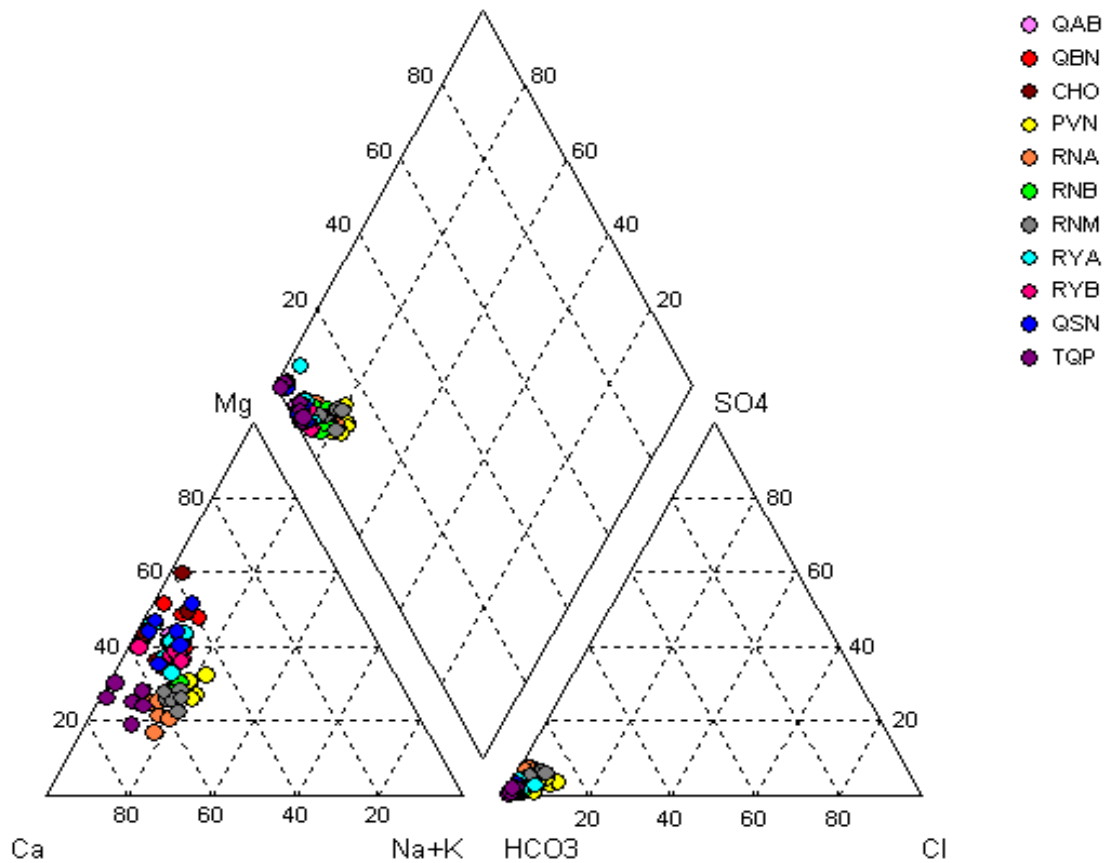


Figura 10. Diagrama de Piper de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.

En el triángulo inferior izquierdo (Fig. 10) se muestran los valores de concentración (en porcentaje) de los cationes y en el derecho los aniones, para explicar mejor estas observaciones se ha incluido en la Figura 11 un diagrama de Piper para las muestras de agua de la estación RNA; no obstante, un detalle de cada una de las estaciones se puede observar en el Anexo. Del diagrama de la Figura 11 se concluye que alrededor de un 80 % de los cationes corresponde a calcio y un 20 % a magnesio; mientras que en los aniones un valor cercano a un 100 % es bicarbonato, por lo que con base en esta clasificación el agua del río Rincón en la parte alta de la cuenca es bicarbonatada cálcica. El mismo argumento se consideró en la clasificación el resto de estaciones seleccionadas y concluir que toda las aguas de la cuenca son de este mismo tipo.

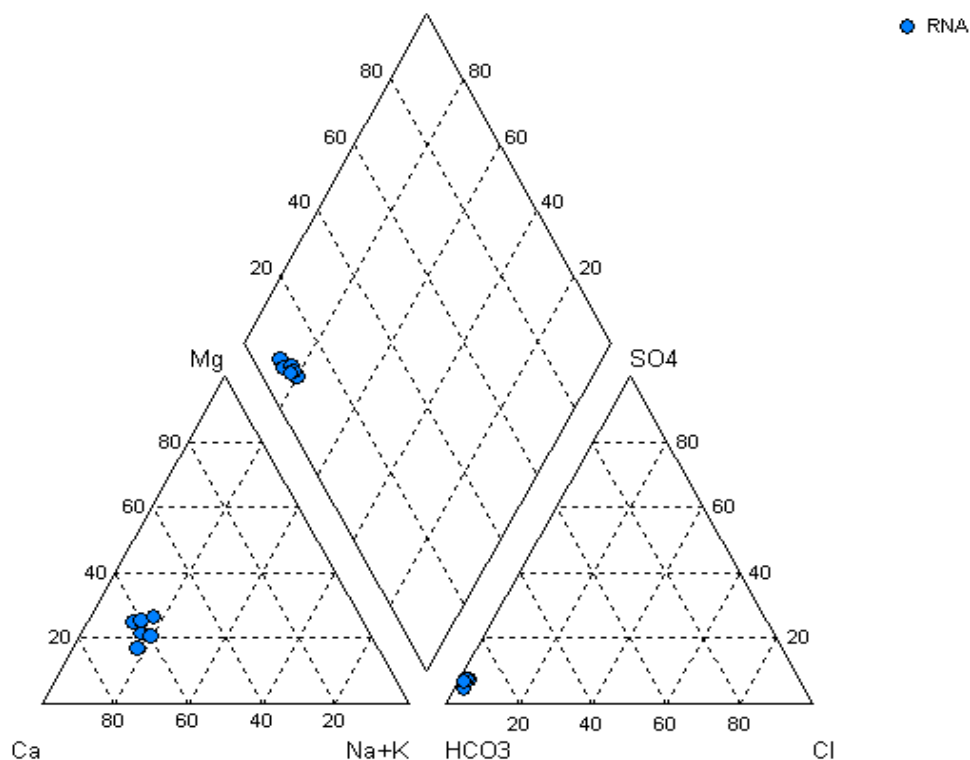


Figura 11. Diagrama de Piper de las aguas superficiales de la estación RNA.

En la tabla 5 se muestra el resumen de la clasificación geoquímica de las aguas de la cuenca del río Rincón.

Tabla 5. Clasificación geoquímica de las aguas de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.

Subcuenca	Clasificación
CHO	Bicarbonatada cálcica
RYA	Bicarbonatada cálcica
QAB	Bicarbonatada cálcica
RNB	Bicarbonatada cálcica
RYB	Bicarbonatada cálcica
RNM	Bicarbonatada cálcica
RNA	Bicarbonatada cálcica
PVN	Bicarbonatada cálcica
QBN	Bicarbonatada cálcica
QSN	Bicarbonatada cálcica
TQP	Bicarbonatada cálcica

La clara relación que existe en las aguas superficiales de la zona en estudio, entre el bicarbonato y el calcio, se observa la Figura 12, es claro notar que hay una dependencia lineal entre ambos iones, no así entre el bicarbonato y el sodio por ejemplo (Fig. 13).

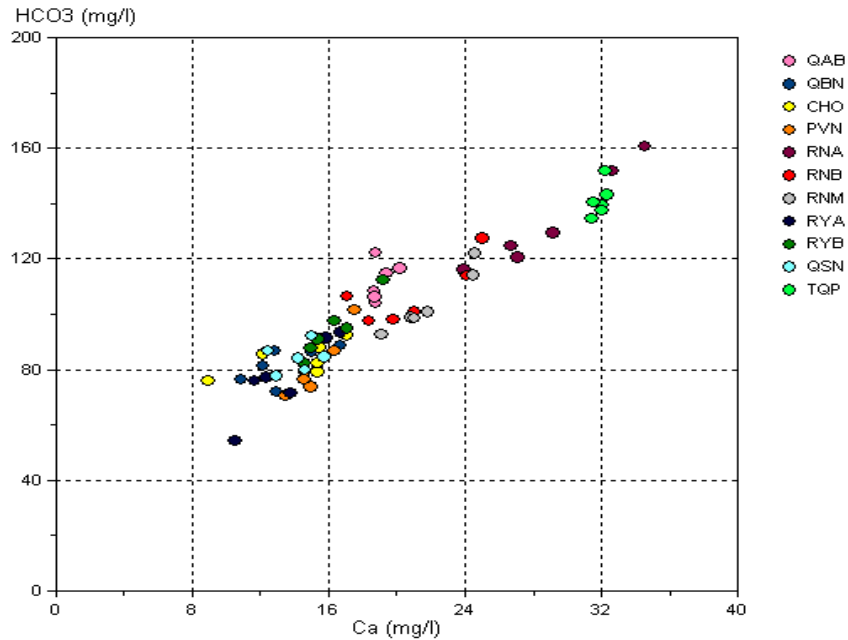


Figura 12. Relación entre los iones calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

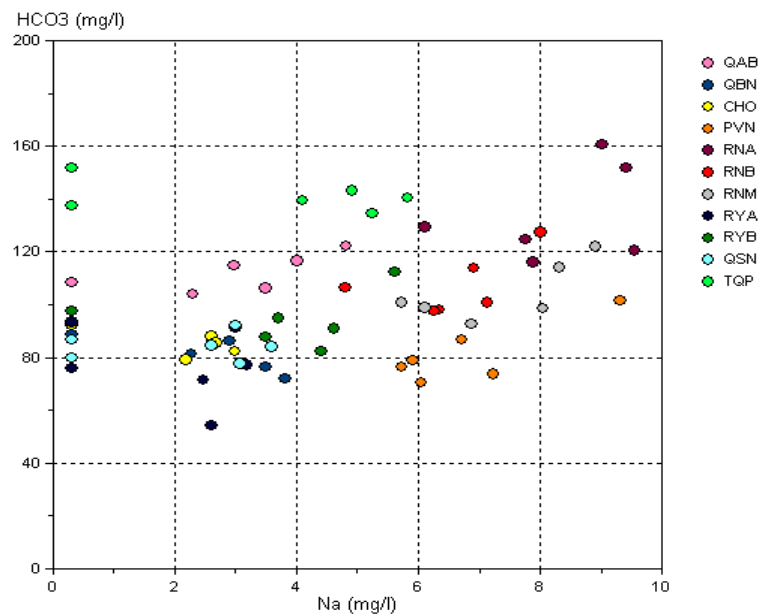


Figura 13. Relación entre los iones sodio y bicarbonato en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS

La clasificación de la calidad del agua de un río se basa generalmente en la comparación de los valores medidos de la concentración de un parámetro específico con los valores límites definidos bajo un instrumento legal apropiado. Los estándares de calidad para un río, se basan en los usos que se le dan al cuerpo de agua.

DUREZA TOTAL

Las fluctuaciones en la dureza de las aguas superficiales en la cuenca del río Rincón y sus tributarios se muestran en la Figura 14. La estación RNA estuvo caracterizada por valores de concentración altos de dureza (122,8 mg CaCO₃/L) y al igual que la mayoría de las otras estaciones, estos valores se presentaron en la época seca (febrero); no obstante, presentó la mayor variabilidad ($s = 14,9$ mg CaCO₃/L). Las aguas captadas en el tanque principal (estación TQP) también estuvieron caracterizadas por valores altos, no obstante presentaron una baja variabilidad ($s = 6,1$ mg CaCO₃/L).

La época lluviosa se caracterizó por presentar los valores más bajos de dureza, RYA presentó el mínimo (42,4 ppm CaCO₃), aunque como se observa en la Figura 14 algunos pequeños tributarios del río Riyito (RYA) mostraron la misma tendencia. Los valores de la dureza total durante el periodo de estudio en la cuenca del río Rincón presentó un mínimo de 42,4 mg CaCO₃/L y un valor máximo de 122,8 mg CaCO₃/L. Las aguas de la cuenca se clasifican como aguas moderadamente suaves.

No hubo diferencia estadísticamente significativa entre los resultados de las estaciones de muestreo ($p > 0,05$ y 6 g.l), pero sí hubo diferencia entre los resultados temporales ($p < 0,05$ y 10 g.l).

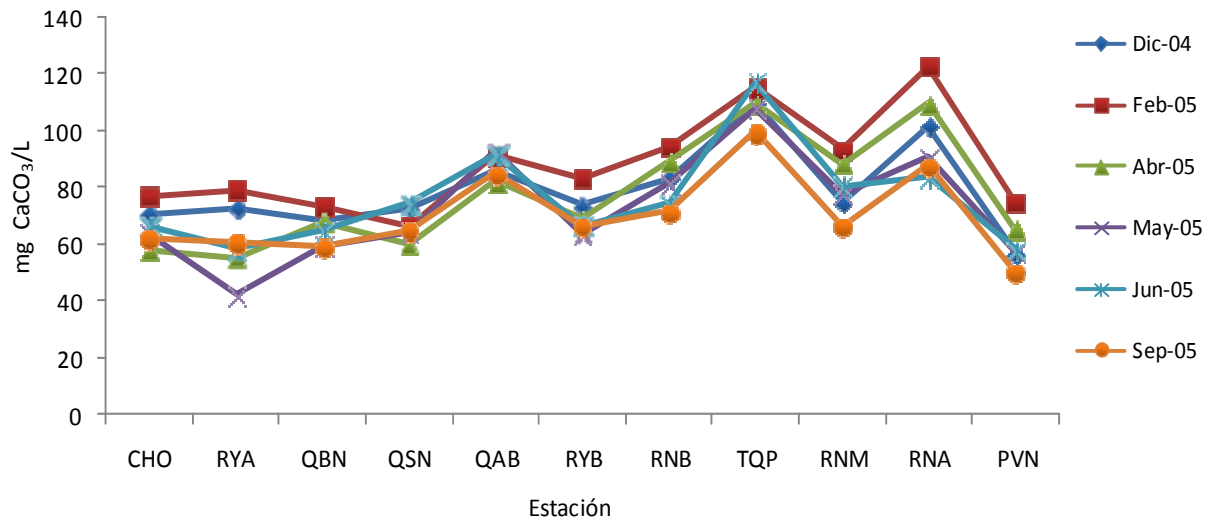


Figura 14. Variación de la dureza total en las aguas superficiales del la cuenca del río Rincón.

POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH)

Las fluctuaciones en los valores del potencial de hidrógeno (pH) de las aguas superficiales en la cuenca del río Rincón y sus tributarios se muestran en la Figura 15. El ámbito de valores de pH medidos en la cuenca se encuentra entre 6,62 (abr-05 en CHO) y 8,17 (feb-05 en RNM), con una variación promedio y máxima de 0,5 y 1 unidades de pH respectivamente.

Aún cuando las estaciones de muestreo en la cuenca alta del río Rincón (RNA) y el río Pavón (PVN), están geográficamente cercanas muestran valores promedio bastante diferentes: 8,02 y 7,68 respectivamente. El río Pavón confluye en el río Rincón, por lo que después de esta estación, este último adquiere nuevas concentraciones de sustancias químicas disueltas y muestra valores promedio que corresponden al promedio entre ambas estaciones, es así que en la cuenca media del río Rincón (RNM) el valor de pH es 7,95.

La comparación de las mediciones de pH con las concentraciones de bicarbonato (Fig. 16) muestra una relación directa entre ambos parámetros, lo que puede sugerir que las aguas de la cuenca del río Rincón pueden estar controladas por un sistema de amortiguamiento del tipo bicarbonato / carbonato, sobre un sistema de ácidos húmicos y fúlvicos.

De acuerdo con las normativas de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos y de la provincia de la Columbia Británica de Canadá en materia de vida acuática, se recomienda que el ámbito de pH se encuentre entre 6,5 y 9; un ámbito más estrecho (6,5 a 8,5) se indica en el Reglamento para la Evaluación y Clasificación de Cuerpos de Agua Superficiales de Costa Rica (MINAE & MINSA, 2007).

Los valores de pH medidos en las aguas de la cuenca del río Rincón, durante el periodo de estudio, se encuentran dentro del ámbito recomendado en las diferentes normativas ambientales de 6,5 a 8,5 (Fig. 15).

No hubo diferencia estadísticamente significativa entre los resultados estacionales ($p > 0,05$ y 6 g.l), pero sí hubo diferencia entre los resultados temporales ($p < 0,05$ y 10 g.l).

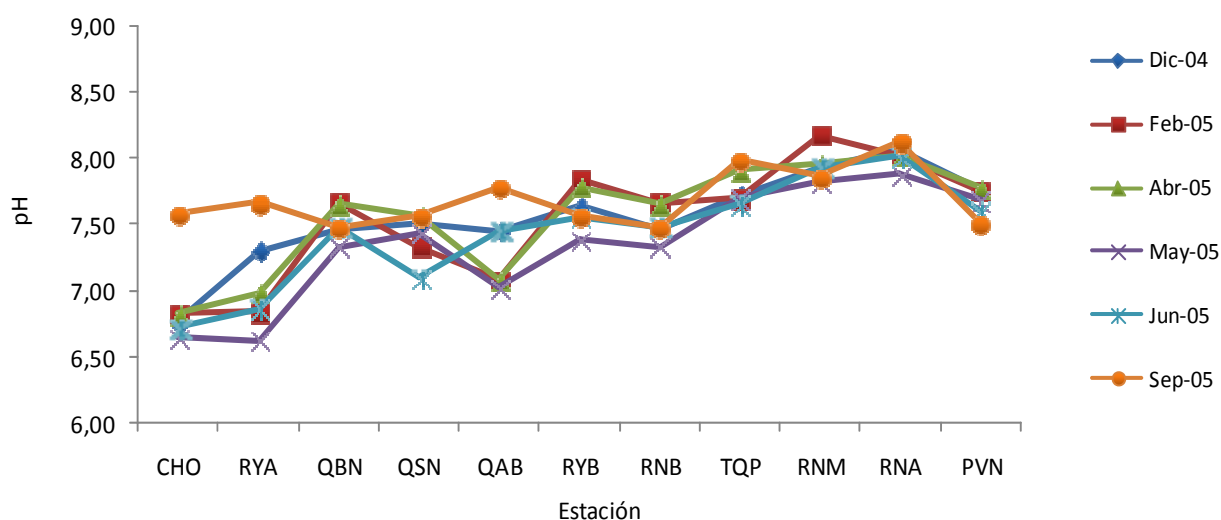


Figura 15. Variación del pH en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

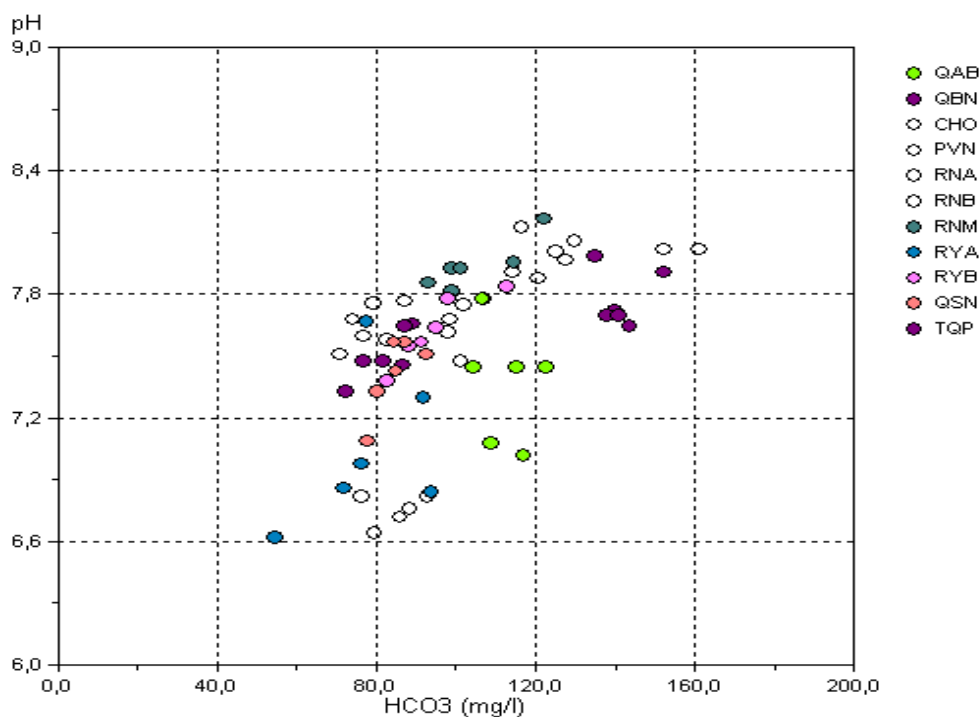


Figura 16. Relación del pH de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón con las concentración de bicarbonato.

COLORURO

Las concentraciones de cloruros en la mayoría de las estaciones se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método de análisis que se empleó en su determinación, que fue 0,63 mg Cl/L. Un caso particular es los ríos Rincón y Pavón, ambos presentaron las mayores concentraciones.

El río Pavón (PVN) con valores más altos que el río Rincón en la parte alta de la cuenca (RNA), mientras que en la parte media, muestra valores promedio entre ambas estaciones. Por otro lado, el agua del tanque principal (TQP) que es representativa de las nacientes, presentó concentraciones cuantificables, pero más bajas que el río Rincón y el Pavón. La laguna Chocuaco (CHO) no presentó niveles de cloruro cuantificables, en ninguna época del año; sin embargo, el río Riyito que la desagua tuvo concentraciones mayores al límite de cuantificación sobre todo en los meses más lluviosos. No obstante, estos valores estaban muy por debajo de los indicados en el Reglamento de Clasificación de Cuerpos de Agua de Costa Rica (MINAE & MINSA, 2007) que

es de 100 mg Cl⁻/L para la conservación del equilibrio y la protección de las comunidades acuáticas. Por otro lado, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, 2006) establece un valor CCC de 23 mg Cl⁻/L, un valor definido en términos de la concentración de cloruro máxima que se puede encontrar en el agua superficial, a la cual las comunidades acuáticas puede ser expuestas de manera continua sin causar efectos adversos.

No hubo diferencia estadísticamente significativa entre los resultados estacionales ($p > 0,05$ y 6 g.l), pero sí hubo estadísticamente significativa entre los resultados temporales ($p < 0,05$ y 10 g.l).

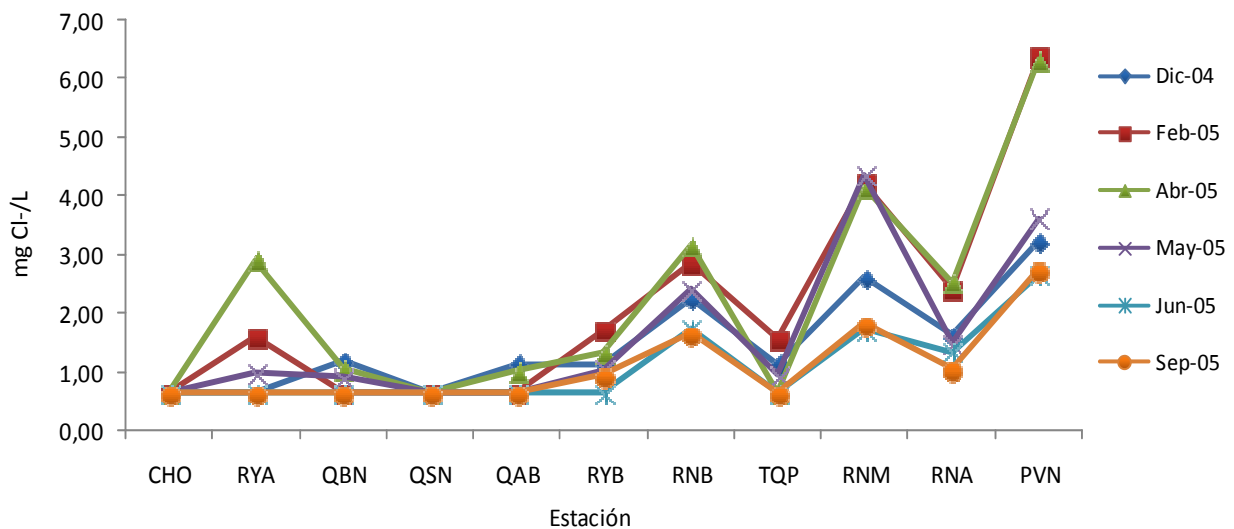


Figura 17. Variación de las concentraciones de cloruro en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

NITRATOS

Los resultados del análisis de nitratos en las agua de la cuenca del río Rincón determinados en el período de estudio, comprendido entre diciembre del año 2004 y septiembre del 2005, no fueron cuantificables; excepto en QAB y RNA que estuvieron cercanos a los 2 mg NO₃⁻/L (Fig. 18).

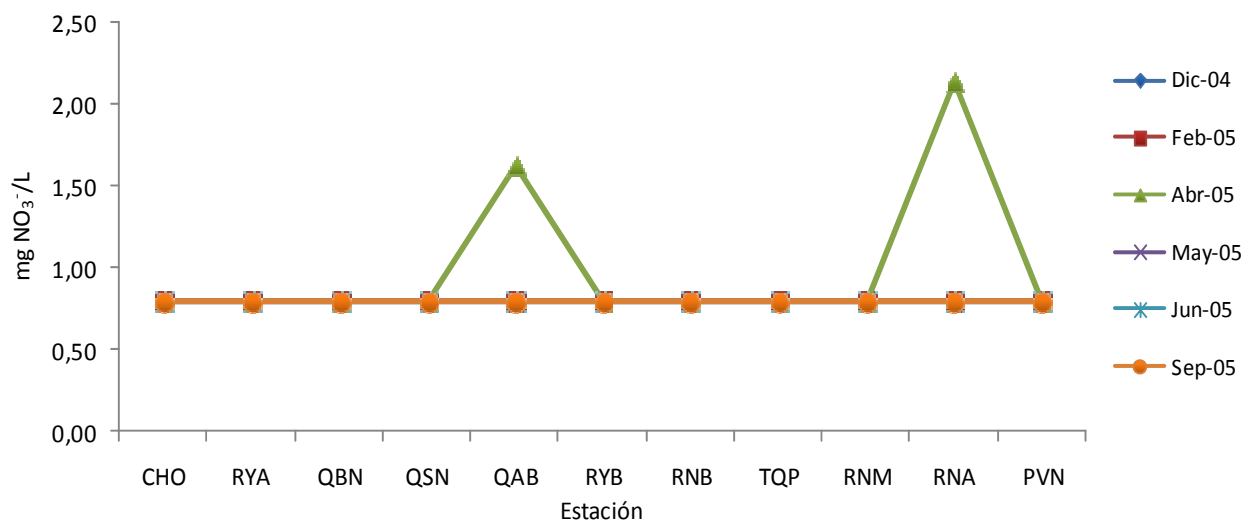


Figura 18. Variación de la concentración de nitratos en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón a través de las temporadas de muestreo.

FOSFORO

Las fluctuaciones en las concentraciones de fósforo total en las aguas superficiales en la cuenca del río Rincón se muestran en la Figura 19. Todos los sitios de muestreo estuvieron caracterizados por presentar bajas concentraciones de fósforo ($< 0,0013$ mg P/L).

Aunque la estación QBN mostró una concentración máxima (0,0115 mg P/L) en el mes de septiembre; no obstante, no alcanzó los 0,050 mg P/L. Esta situación pudo deberse, a que durante los periodos de lluvia al aumentar el flujo de agua, la disponibilidad y la distribución espacial de los niveles de fósforo pueden aumentar también, por la escorrentía de los suelos y la re-suspensión del material depositado en el lecho del río. No obstante, las concentraciones máximas de fósforo medidas fueron datos aislados; por lo que, no tiene mucha relevancia como si lo hubiese tenido el hecho de que se presentaran concentraciones altas por periodos prolongados de tiempo. Es importante destacar que las medidas aisladas proporcionan una base muy pobre para el establecimiento de la condición trófica de un ecosistema acuático. Son realmente el seguimiento sistemático el que da la base para las estimaciones de las consecuencias biológicas del fósforo.

Por otro lado, aguas con un bajo impacto o ausentes de ellas, usualmente presentan una relación de N:P mayor que (25 – 40):1, mientras que las más impactadas tienen relaciones N:P de menos de 10:1; en todos los casos al realizar estos cálculos las relaciones fueron superiores a 40:1.

Aunque, el límite de cuantificación del método de análisis de fósforo total del Laboratorio de Calidad de Aguas no fue suficientemente bajo para establecer una clasificación trófica de las aguas, sí se pudo determinar que la condición durante el período del estudio dista de una situación eutrófica (Figura 19). Y lo más importante, las ligeras variaciones presentadas no fueron estadísticamente significativas tanto entre los resultados estacionales ($p > 0,05$ y 6 g.l) como temporales ($p > 0,05$ y 10 g.l).

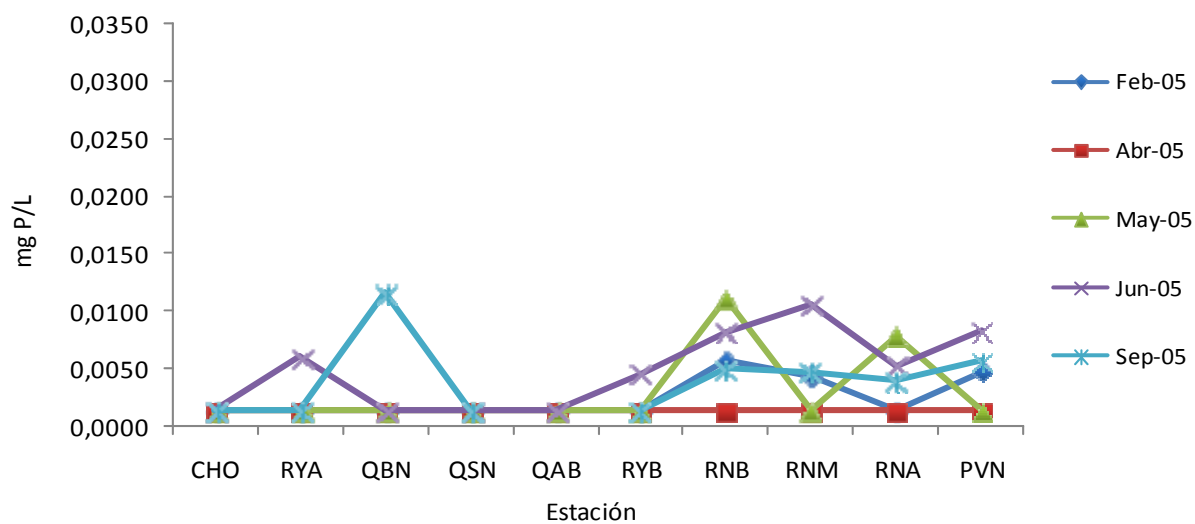


Figura 19. Variación de las concentraciones de fósforo total en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón a través de las temporadas de muestreo.

CALCIO

Los resultados de las mediciones de calcio se muestran en la Figura 20. El ámbito de concentraciones fue de 8,93 mg Ca^{2+}/L a 34,5 mg Ca^{2+}/L . La parte alta de la cuenca presentó los valores más altos (RNA), mientras que en la laguna Chocuaco (CHO) y los afluentes del río Riyito (QSN, QBN) se midieron las menores concentraciones de calcio (Fig. 20).

Los valores obtenidos en las aguas de la cuenca del río Rincón, durante el periodo de estudio, se encontraron dentro del ámbito de concentraciones recomendado de acuerdo con las diferentes normativas ambientales.

No hubo diferencia estadísticamente significativa entre los resultados obtenidos en una misma temporada de muestreo ($p = 0,81$ y $g.l = 5$); sin embargo, las variaciones entre estaciones de muestreo sí fueron estadísticamente significativas ($p = 0,0001$ y $g.l = 10$).

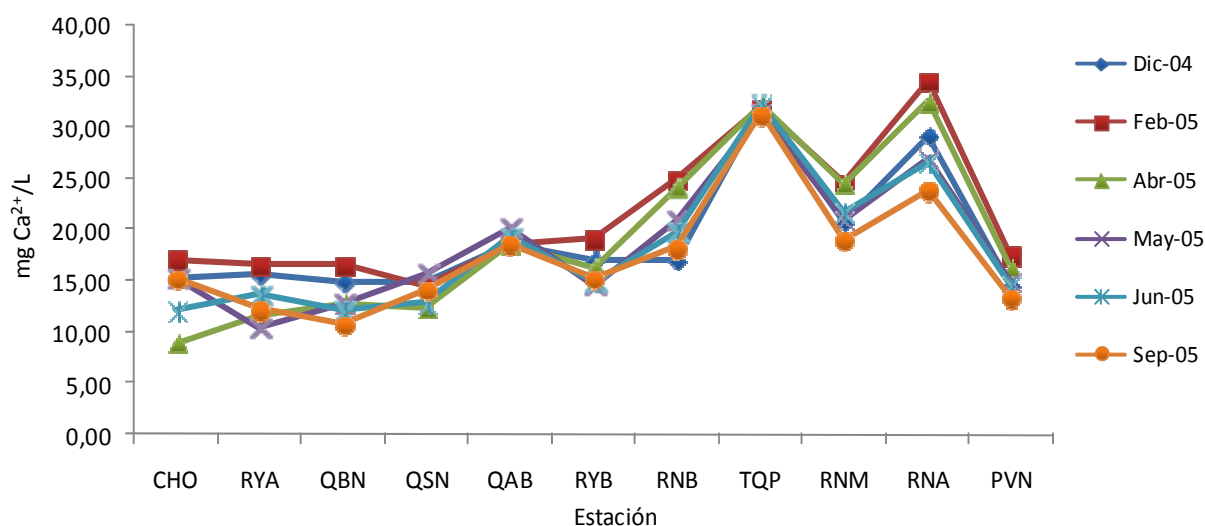


Figura 20. Variación de la concentración de calcio en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

MAGNESIO

Los resultados de los análisis de magnesio se muestran en la Figura 21. El ámbito de concentraciones fue de 3,92 mg Mg²⁺/L a 10,87 mg Mg²⁺/L, la concentración promedio fue de 7,3 ppm Mg²⁺ con una desviación estándar de 1,6 ppm Mg²⁺. La estación de muestro QAB mostró la mayor concentración promedio 9,87 ppm mg Mg²⁺/L. En general las concentraciones obtenidas se encontraron dentro de los ámbitos de concentraciones naturales, y no representan ningún impacto en la conservación y preservación de la vida acuática.

Las variaciones obtenidas para una misma temporada de muestreo ($p = 0,022$ y $g.l = 5$) como las variaciones entre estaciones de muestro sí son estadísticamente significativas ($p = 0,0001$ y $g.l = 10$).

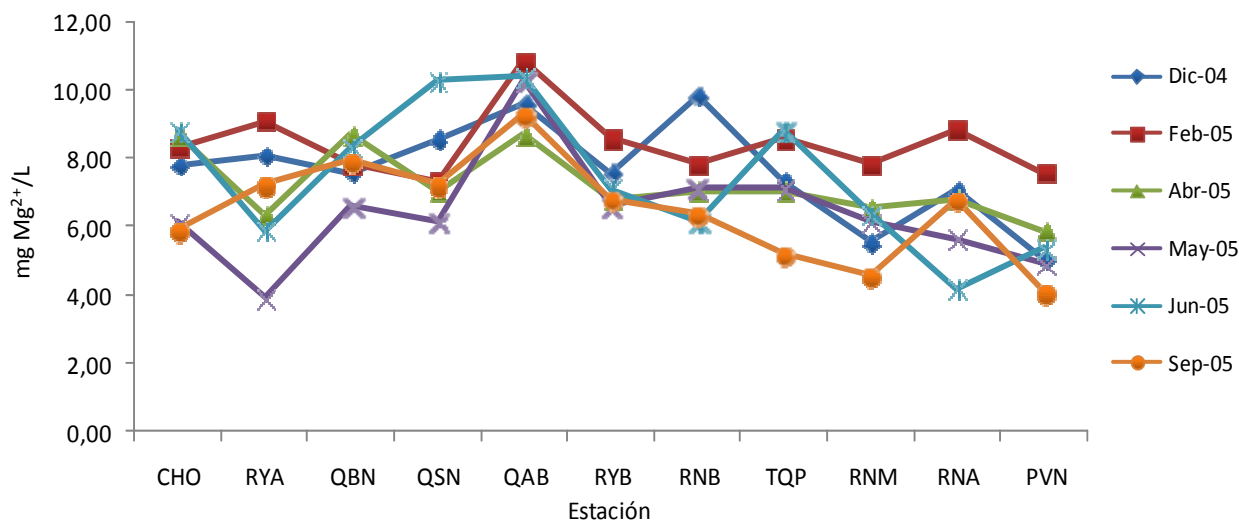


Figura 21. Variación de la concentración de magnesio en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

CONDUCTIVIDAD

El análisis de las medidas de conductividad eléctrica obtenidas en diferentes puntos de la cuenca del río Rincón, durante el periodo de estudio, presentaron el comportamiento indicado en la Figura 22. La conductividad promedio medida en las aguas superficiales de la cuenca en estudio fue de $161,8 \mu\text{S}/\text{cm}$, con un ámbito desde $92,7 \mu\text{S}/\text{cm}$ hasta $249,6 \mu\text{S}/\text{cm}$. La conductividad promedio más baja ($122,3 \mu\text{S}/\text{cm}$) correspondió a las mediciones realizadas en RYA, ligeramente por debajo del CHO, QBN y QSN. Mientras que el promedio de mediciones más altas fueron las de TQP; con un promedio de $219,4 \mu\text{S}/\text{cm}$. Por su parte el río Rincón en la parte alta de la cuenca (RNA) presentó valores muy cercanos a TQP. Cuando las aguas del río Rincón se mezclan con las del Pavón (PVN), el primero obtiene características de ambos; así la conductividad en la estación RNM fue de $179,9 \mu\text{S}/\text{cm}$, un valor medio entre los medidos en la parte alta y los medidos en PVN ($141,3 \mu\text{S}/\text{cm}$).

No hubo diferencia estadísticamente significativa entre los resultados obtenidos en una misma temporada de muestreo ($p = 0,81$; $\alpha = 0,05$; $g.l = 5$); sin embargo, las variaciones entre estaciones de muestro sí fueron estadísticamente significativas ($p = 0,0001$; $\alpha = 0,05$; $g.l = 10$).

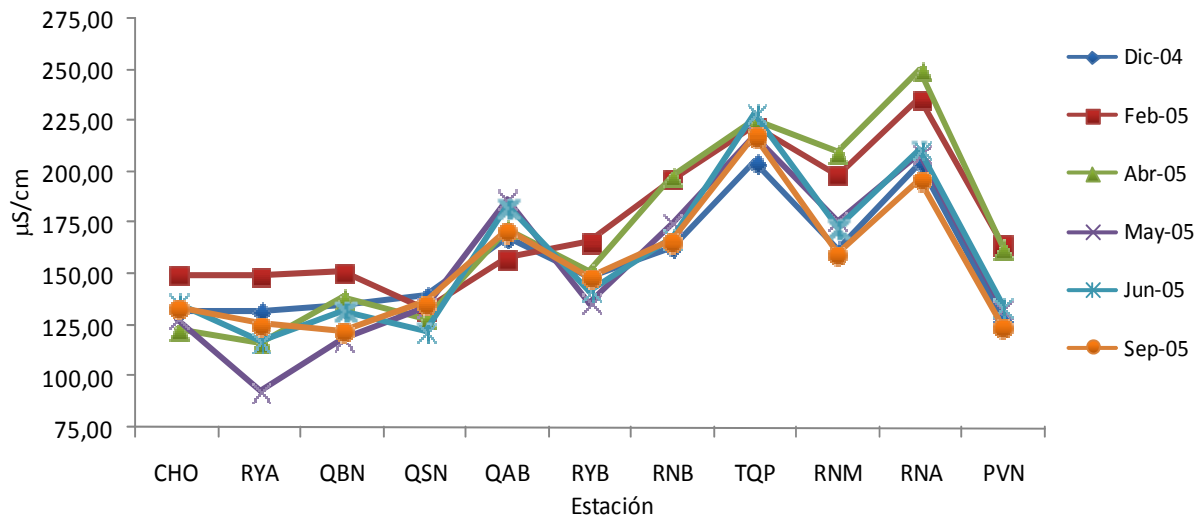


Figura 22. Variación de la conductividad eléctrica en las aguas de la cuenca del río Rincón.

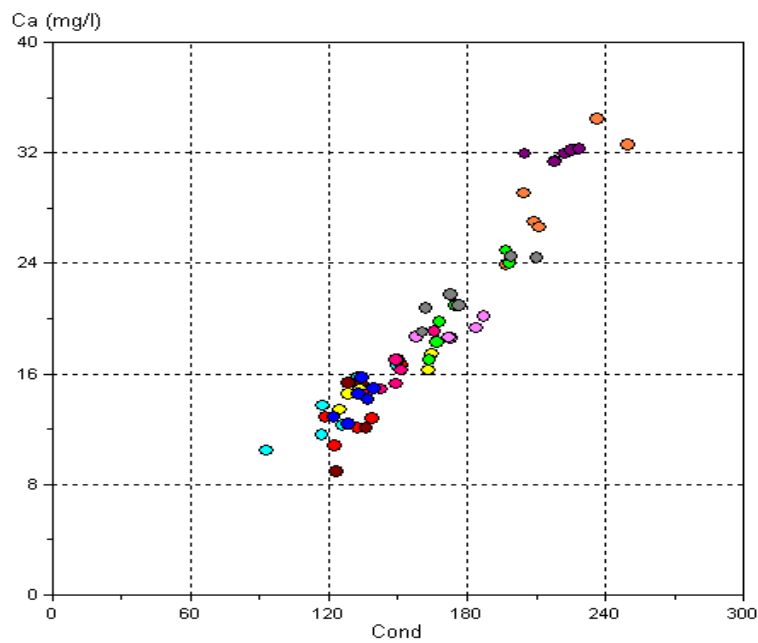


Figura 23. Relación entre la conductividad y el calcio en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

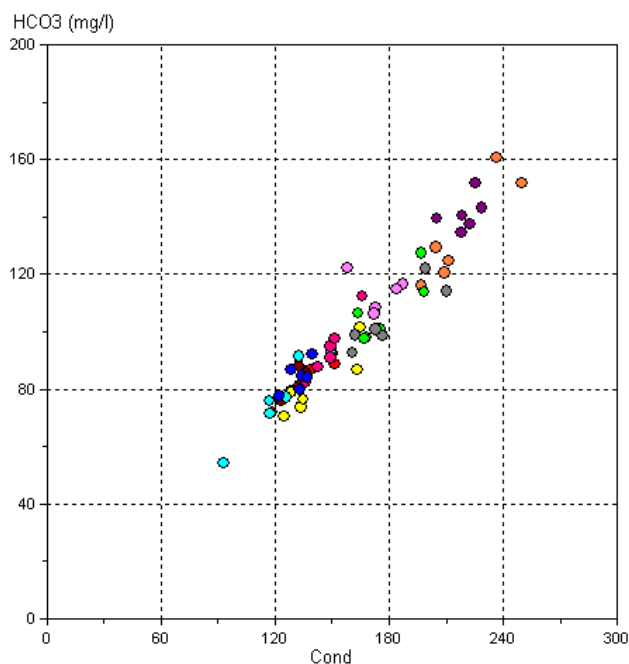


Figura 24. Relación entre la conductividad y el bicarbonato en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

SULFATOS

Los resultados de los análisis de sulfatos se muestran en la Figura 25. La mayoría de las estaciones no presentaron valores de concentración cuantificables (L.C. = 0,67 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$), el ámbito estuvo entre 0,67 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$ y 9,59 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$. La estación de muestro localizada en la parte alta del río Rincón (RNA) mostró la mayor concentración promedio 7,6 ppm SO_4^{2-} ; sin embargo, estos resultados no alcanzaron los niveles considerados como máximos permisibles, ni siquiera la concentración de alerta según la Normativa Canadiense (CCME, 1999), para la conservación de la vida acuática en aguas de río, que es de 100 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$ y 50 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$ respectivamente.

Las variaciones presentadas no fueron estadísticamente significativas para los resultados de las estacionales ($p > 0,05$ y 6 g.l); sin embargo, sí fueron las variaciones temporales ($p > 0,05$ y 10 g.l).

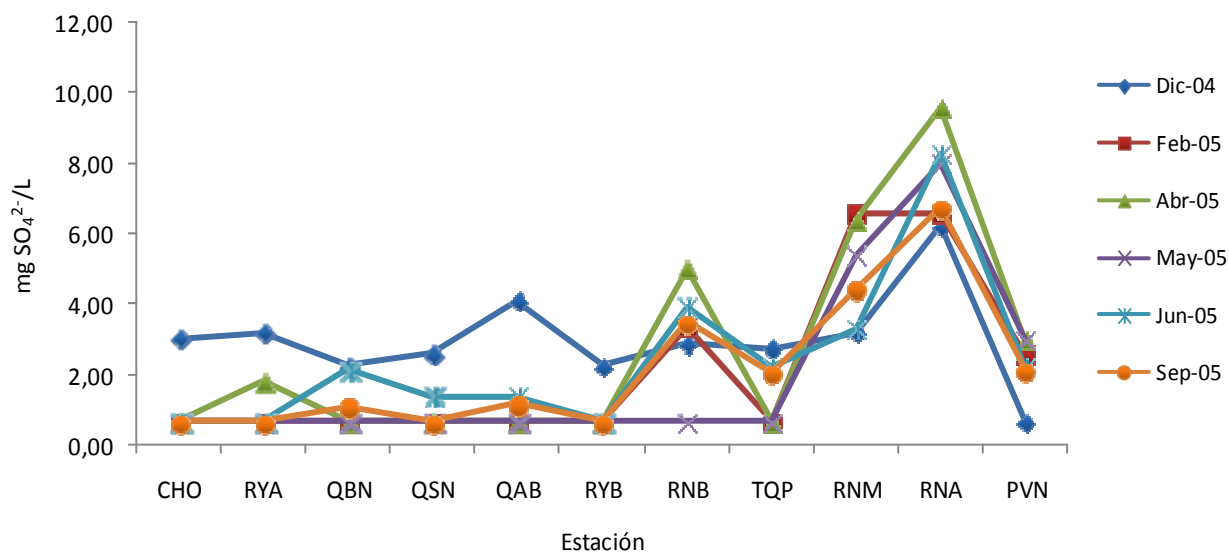


Figura 25. Variación de la concentración de sulfatos en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

SODIO Y POTASIO

Los resultados de los análisis de sodio y potasio se muestran en las Figuras 26 y 27. Mientras que por una lado, de acuerdo con el valor del límite de cuantificación del LCA (0,89 mg K⁺/L), no se determinó la presencia del ión potasio; en la mayoría de las estaciones se determinaron concentraciones de sodio mayores al límite de cuantificación (0,3 mg Na⁺/L).

El ámbito de concentraciones fue de 0,3 mg Na⁺/L a 9,54 mg Na⁺/L. La estación de muestro localizada en la parte alta del río Rincón (RNA) mostró la mayor concentración promedio 8,3 ppm Na⁺, para este parámetro en las aguas del río Pavón (PVN) se determinó una concentración promedio de 6,8 ppm Na⁺, una vez que se habían mezclado ambos cuerpos de agua, RNM mostró valores promedio (7,3 ppm Na⁺) entre ambas estaciones.

No obstante, debido a que el sodio afecta principalmente la estructura del suelo y por tanto es un factor importante en el agua de riego e incluso en aguas de consumo humano puede afectar las funciones renales, cardiacas y circulatorias. No hay referencia regulatoria o el impacto que sus concentraciones puedan tener en la conservación y preservación de la vida acuática.

Las variaciones presentadas en los resultados de sodio no fueron estadísticamente significativas para los resultados de las variaciones estacionales ($p > 0,05$ y 6 g.l); sin embargo, sí los fueron las variaciones temporales ($p > 0,05$ y 10 g.l).

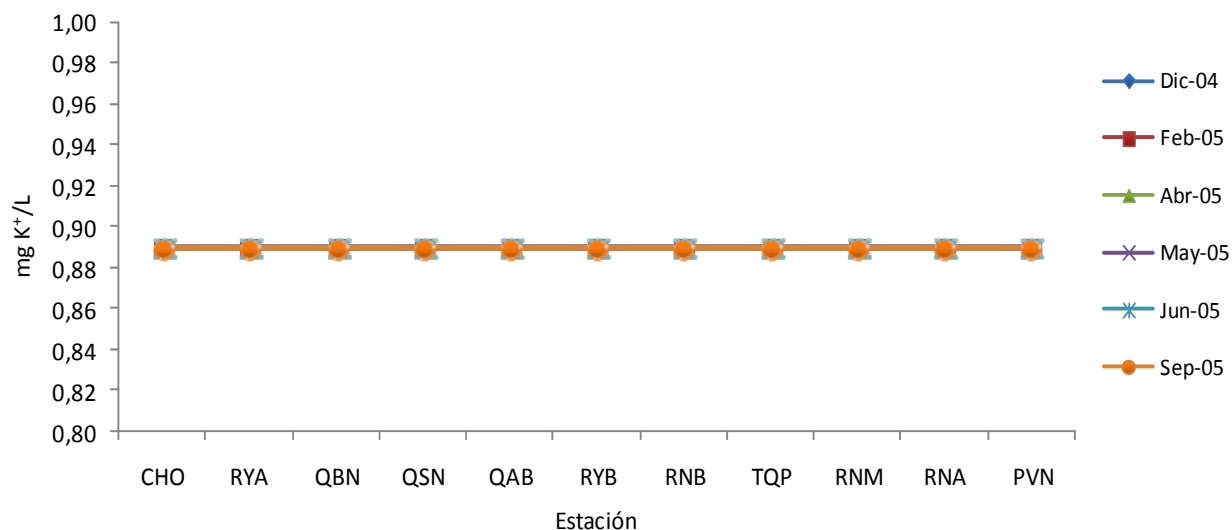


Figura 26. Variación de la concentración de potasio en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

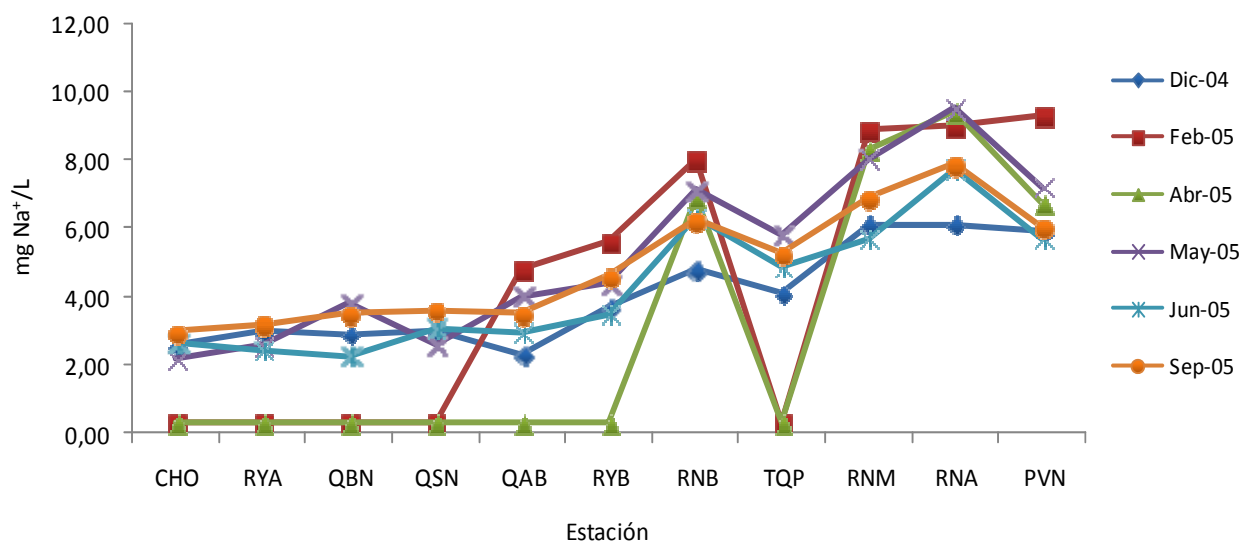


Figura 27. Variación de la concentración de sodio en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

BICARBONATO

Los resultados de los análisis de bicarbonato se muestran en la Figura 28. El ámbito de concentraciones fue de 54,3 mg HCO_3^-/L a 160,8 mg HCO_3^-/L . La estación de muestro localizada en la parte alta del río Rincón (RNA) mostró la mayor concentración promedio 134,1 mg HCO_3^-/L , para este parámetro es las aguas del río Pavón (PVN) se determinó una concentración promedio de 81,4 ppm HCO_3^- , una vez que se habían mezclado ambos cuerpos de agua, RNM mostró valores promedio (104,7 mg HCO_3^-/L) entre ambas estaciones. Las concentraciones de bicarbonato están íntimamente ligadas con la geología de la zona de estudio, que está caracterizada por las rocas aflorantes que son de tipo basáltica sedimentaria.

Las variaciones presentadas no fueron estadísticamente significativas para los resultados estacionales ($p > 0,05$ y 6 g.l); sin embargo, sí fueron las variaciones temporales ($p > 0,05$ y 10 g.l).

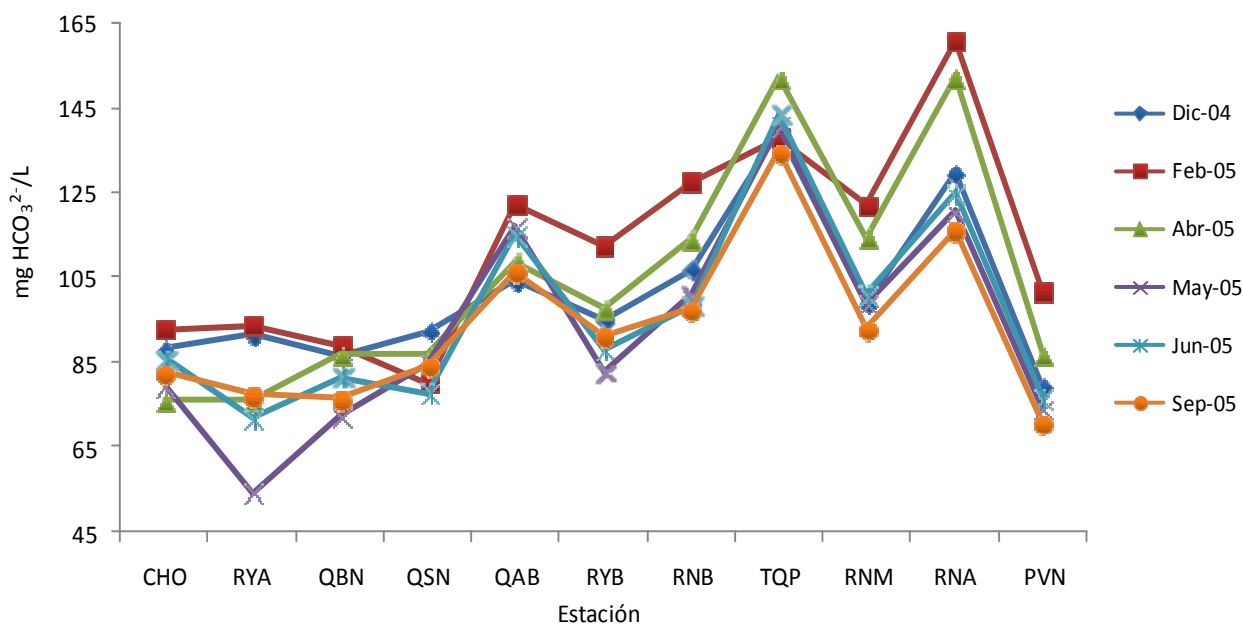


Figura 28. Variación de las concentraciones de bicarbonato en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

TEMPERATURA

Los resultados de las mediciones de temperatura se muestran en la Figura 29. El ámbito fue de 22,0 °C a 32,5 °C, con un valor promedio de 26,8 °C. Mientras que la desviación estándar promedio fue 1,3 °C, RNB presentó la mayor variación (2,5 °C) durante la temporada de estudio.

Hubo diferencias estadísticamente significativas entre los resultados obtenidos en una misma temporada de muestreo ($p = 0,81$ y $g.l = 5$) como entre estaciones de muestro ($p = 0,0001$; y $g.l = 10$).

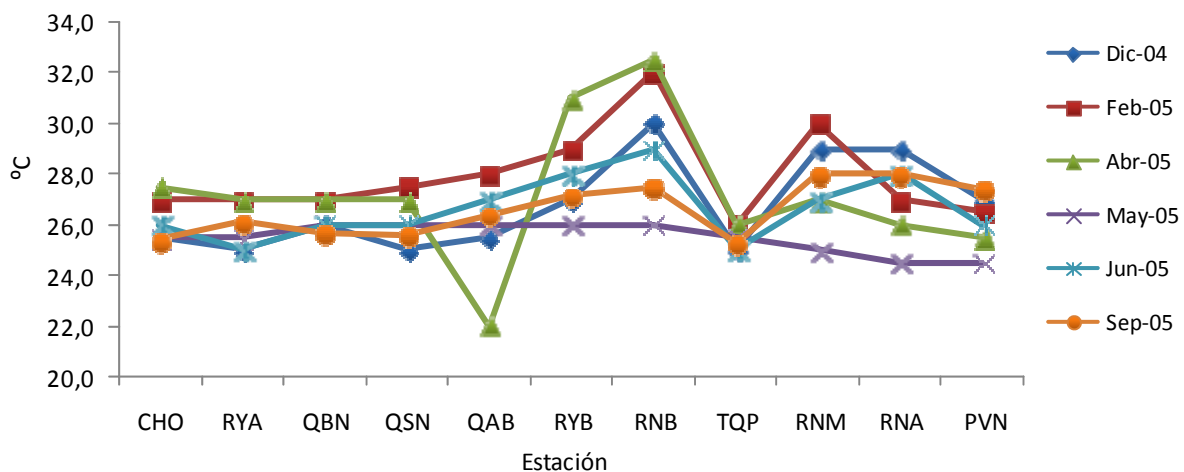


Figura 29. Variación de la temperatura en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

OXÍGENO DISUELTO

Los resultados de las mediciones de la concentración de oxígeno disuelto (OD) se muestran en la Figura 30. Los niveles de OD en la laguna Chocuaco (CHO) se encuentran cercanos a cero, debido a la ausencia de movimiento del agua; como consecuencia el río Riyito presenta niveles bastantes bajos aunque superiores CHO, gracias a la incorporación de oxígeno por el flujo turbulento del agua.

Para el resto de las estaciones el valor promedio de OD fue de 7,7 mg O₂/L suficiente para mantener y conservar la vida acuática de las especies más sensibles. No obstante QAB presentó en dos ocasiones valores abajo del ámbito recomendado de 6,5 mg O₂/L a 8,5 mg O₂/L.

En consecuencia las diferencias fueron estadísticamente significativas tanto entre los resultados obtenidos en una misma temporada de muestreo ($p = 0,81$ y $g.l = 5$) como entre estaciones de muestro ($p = 0,0001$; y $g.l = 10$).

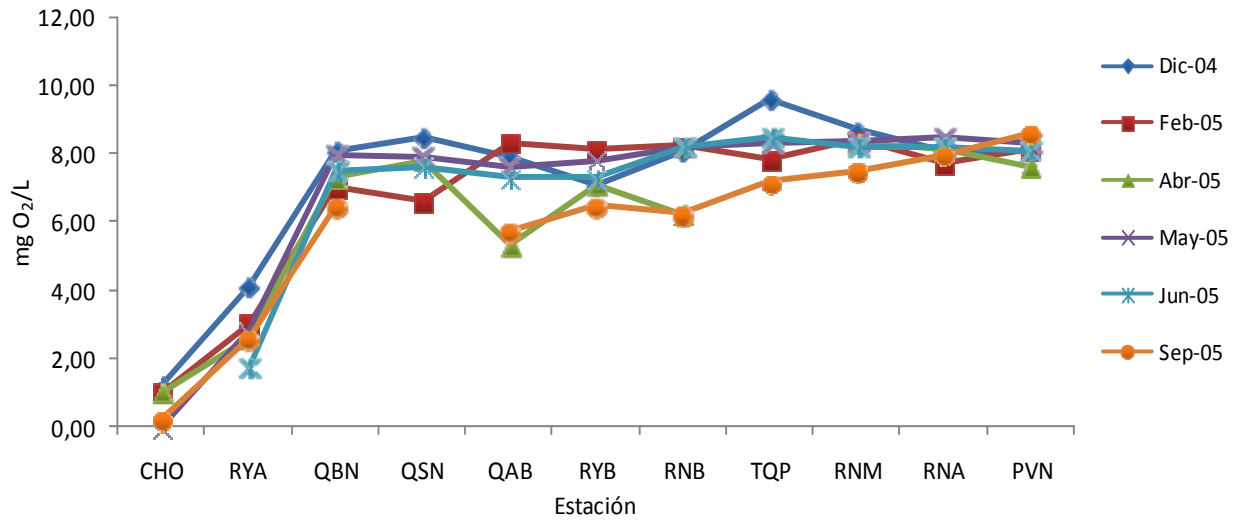


Figura 30. Variación de las concentraciones de oxígeno disuelto en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón.

MAPAS DE CALIDAD DE AGUA

En las figuras siguientes se muestran los Mapas de Calidad del Agua de la cuenca del río Rincón, los cuales fueron contruidos con toda la información fisicoquímica recabada en el período de este estudio. Se seleccionaron parámetros representativos, y se empleo la concentración o el valor promedio obtenido en cada uno de las sub-cuencas como indicador para la construcción de los mapas.

En primera instancia se creó el mapa de Dureza Total (Fig. 31) de las aguas superficiales

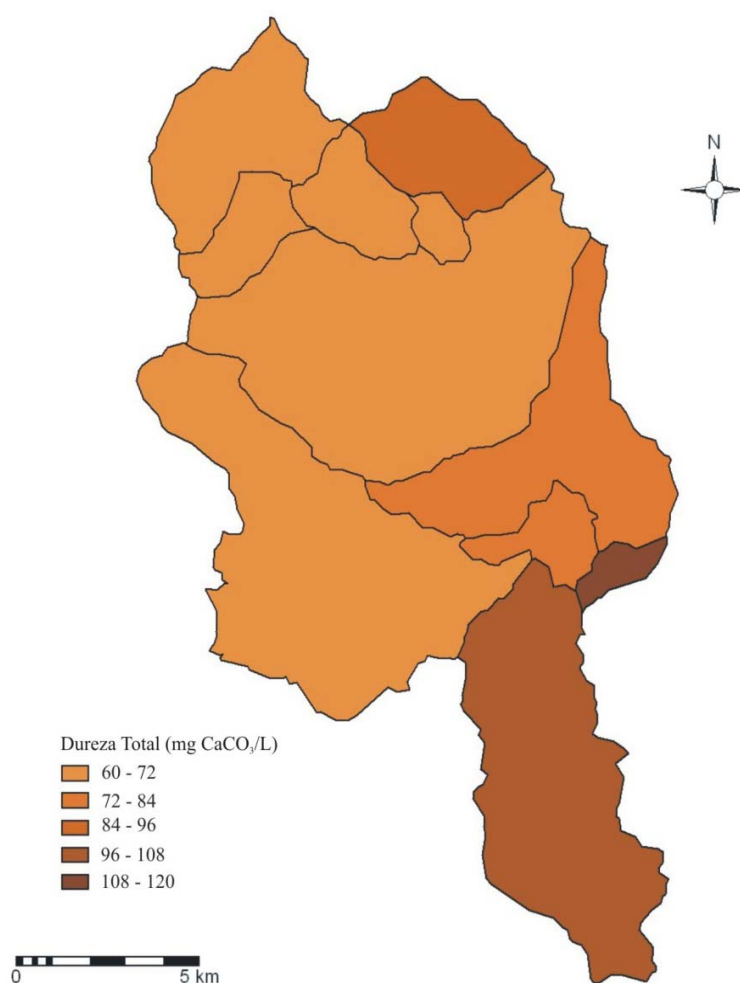


Figura 31. Mapa de caracterización de la dureza total en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.

En términos generales las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón estuvieron caracterizadas por valores bajos de carbonato de calcio (< 120 mg CaCO₃/L) pero predominantes de calcio (Ver Clasificación Hidrogeoquímica).

El mapa de alcalinidad es uno de los más interesantes, ya que representa las concentraciones de bicarbonatos disueltos en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón y que por tanto puede considerarse como una estimación de las condiciones geológicas de los depósitos de minerales. Los procesos bioquímicos y geoquímicos que ocurren sobre estos depósitos, afectan la disolución de los minerales, y en conjunto con las precipitaciones atmosféricas constituyen la litología dominante en las aguas superficiales. Por otro lado, factores como el clima, el escurrimiento, y la influencia antropogénica, que también controlan la hidroquímica de la aguas naturales, causan variaciones en las concentraciones de los minerales disueltos. En este sentido, la determinación de esta línea base reviste especial importancia por cuanto a futuro las variaciones en las concentraciones podrían emplearse como un indicador del impacto causado sobre la cuenca.

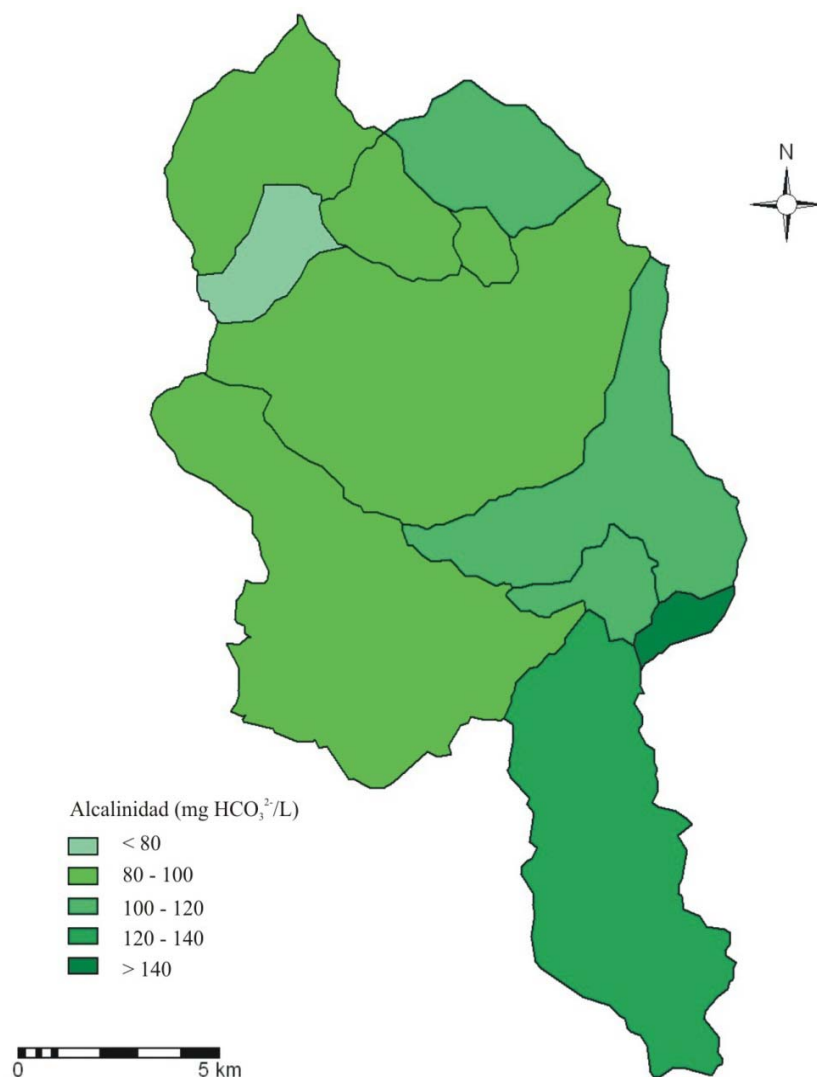


Figura 32. Mapa de caracterización de la alcalinidad en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.

La estación TQP mostró los valores más altos de conductividad con un promedio de 219,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Las variaciones de color entre las estaciones de muestro sí fueron estadísticamente significativas ($p = 0,0001$; $\alpha = 0,05$; $g.l = 10$).

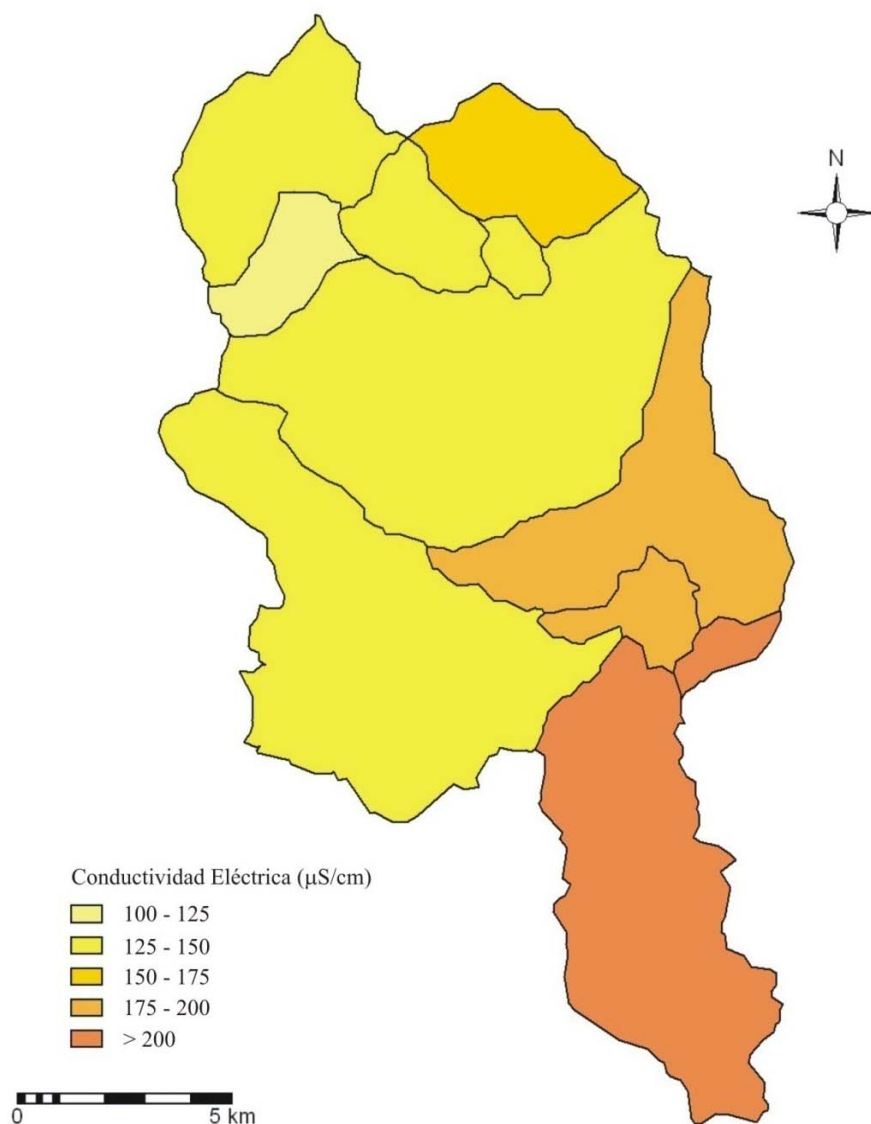


Figura 33. Mapa de caracterización de la conductividad en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.

El mapa de fósforo total muestra las fluctuaciones en las concentraciones de este nutriente fósforo en las aguas superficiales en la cuenca del río Rincón. En general las sub-cuencas estuvieron caracterizadas por valores bajos de fósforo ($< 0,0013 \text{ mg P/L}$). Las concentraciones

máximas de fósforo medidas fueron datos aislados; por lo que, no tienen relevancia como si lo hubiese tenido el hecho de que se presentaran concentraciones altas por periodos prolongados de tiempo. Las medidas aisladas no proporcionan una base para el establecimiento de la condición trófica de un ecosistema acuático.

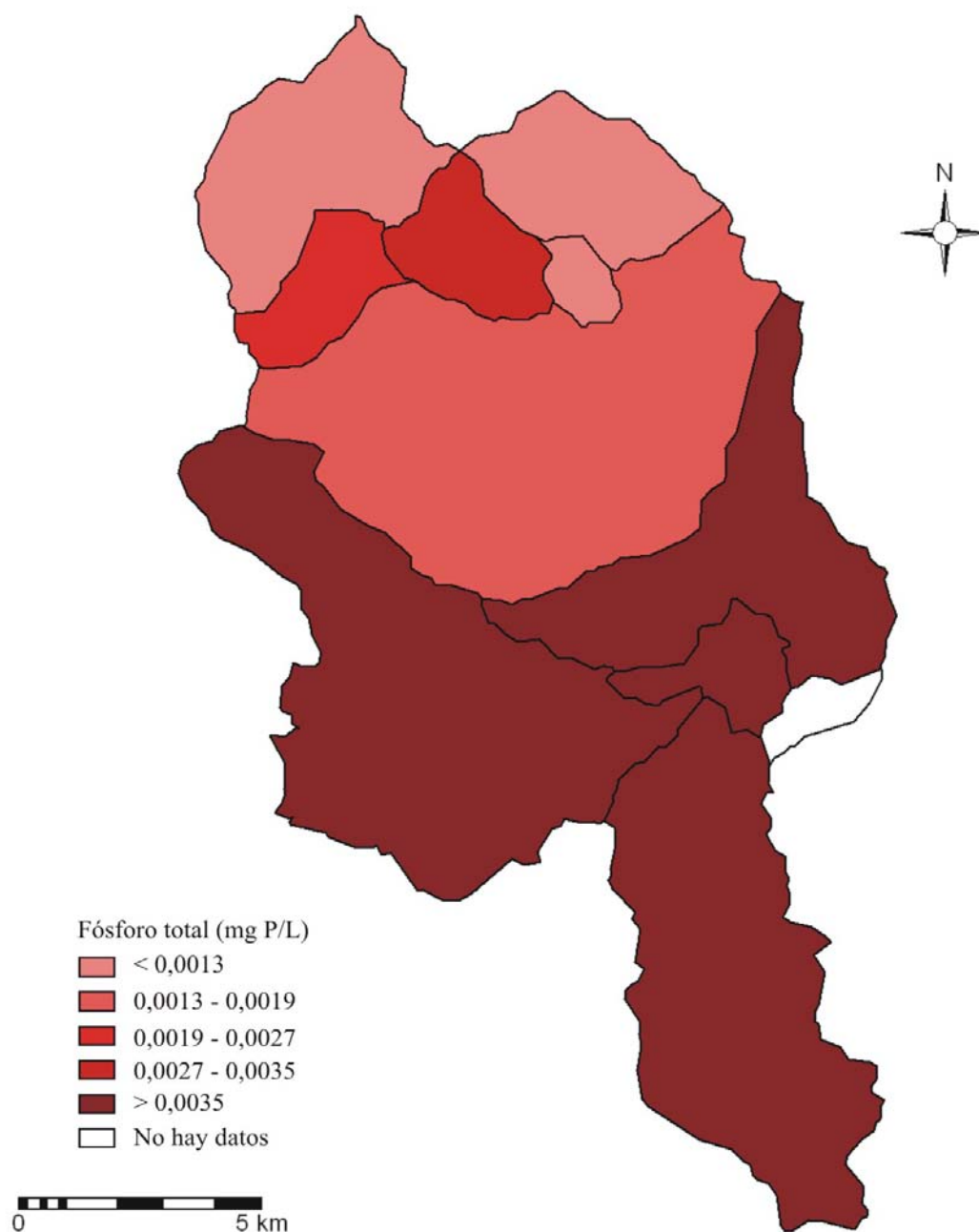


Figura 34. Mapa de caracterización del fósforo total en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.

A continuación se muestra el mapa del oxígeno disuelto, si bien es cierto las concentraciones de este parámetro pueden variar por muchos factores, fue posible determinar que en algunas estaciones de muestreo, que en este mapa representan sub-cuencas, como la laguna Chocuaco las concentraciones medidas están por debajo de 1 mg O₂/L sin importar la época del año; por otro lado, la parte alta del río Riyito presentó medidas entre de 1 mg O₂/L y de 3 mg O₂/L. El río Riyito desagua la laguna Chocuaco, conforme avanza hacia su desembocadura en el Golfo Dulce, los niveles de oxigenación alcanzan niveles normales (6,5 mg O₂/L a de 8,5 mg O₂/L).

El resto de la cuenca muestra valores apropiados para el desarrollo y la conservación de la vida acuática.

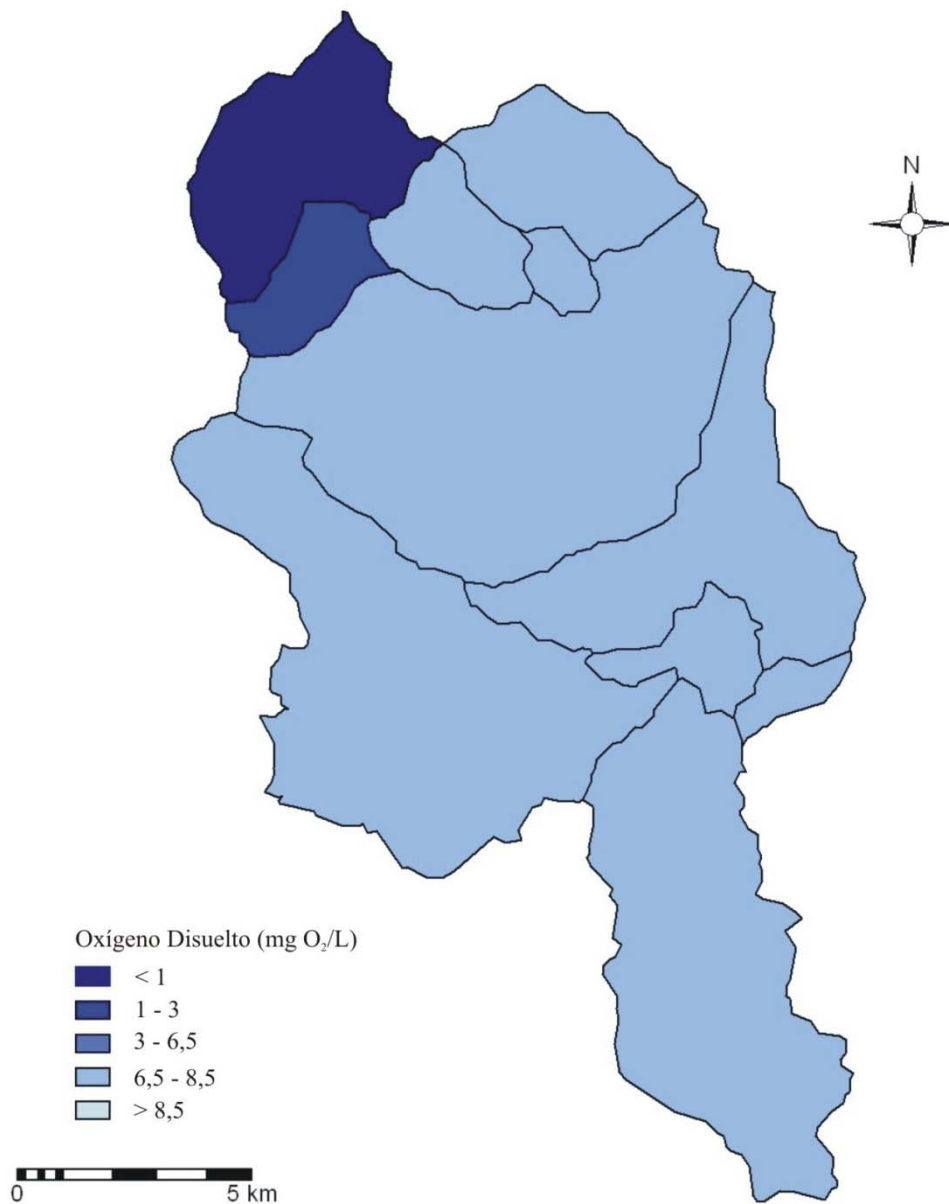


Figura 35. Mapa de caracterización del oxígeno disuelto en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón en la Península de Osa.

CAPITULO V

CONCLUSIONES

La evaluación de la calidad del agua es un valioso instrumento que puede permitir estimar la influencia que las diferentes actividades antropogénicas tienen y han tenido sobre los recursos acuáticos y al mismo tiempo puede servir para tomar acciones pertinentes para su conservación y remediación. Además, el uso apropiado de los recursos hídricos tiene una importancia estratégica para el manejo integral de la cuenca del río Rincón; así mismo el agua como elemento integrador, juega un rol fundamental en la sostenibilidad no solo ambiental sino también económica y social, en la península de Osa.

Las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón están caracterizadas por una temperatura promedio de 26,8 °C (22,0 °C a 32,5 °C). Los niveles de OD en la Laguna Chocuaco (CHO) se encontraron cercanos a cero, en el resto de las estaciones el valor promedio fue 7,7 mg O₂/L suficiente para mantener y conservar la vida acuática de las especies más sensibles. La época lluviosa se caracterizó por presentar los valores más bajos de dureza total, el valor mínimo fue 42,4 mg CaCO₃/L y el máximo 122,8 mg CaCO₃/L. Las aguas de la cuenca se clasificaron como aguas moderadamente suaves. El ámbito de valores de pH medidos en la cuenca se encuentra entre 6,62 (abr-05 en CHO) y 8,17 (feb-05 en RNM), con una variación promedio y máxima de 0,5 y 1 unidades de pH respectivamente. Los valores de pH medidos en las aguas de la cuenca del río Rincón, durante el periodo de estudio, se encontraron dentro del ámbito recomendado en las diferentes normativas ambientales de 6,5 a 8,5.

Las concentraciones de cloruros en la mayoría de las estaciones se encontraron por debajo del límite de cuantificación del método de análisis que se empleó en su determinación, que es de 0,63 mg Cl⁻/L. El ámbito de concentraciones de calcio fue de 8,93 mg Ca²⁺/L a 34,5 mg Ca²⁺/L. La parte alta de la cuenca presentó los valores más altos (RNA), mientras que en la laguna Chocuaco (CHO) y los afluentes del río Riyito (QSN, QBN) se midieron las menores concentraciones. El ámbito de concentraciones de magnesio fue de 3,92 mg Mg²⁺/L a 10,87 mg Mg²⁺/L, la concentración promedio fue de 7,3 ppm Mg²⁺ con una desviación estándar de 1,6 ppm Mg²⁺. La estación de muestro localizada en la parte alta del quebrada Aguabuena (QAB) mostró la mayor concentración promedio 9,87 ppm mg Mg²⁺/L. Por otro lado, la conductividad promedio medida en las aguas superficiales de la cuenca en estudio fue de 161,8 µS/cm, con un ámbito desde 92,7µS/cm hasta 249,6 µS/cm. La conductividad promedio más baja (122,3 µS/cm) corresponde a las mediciones realizadas en RYA, ligeramente por debajo del CHO, QBN y QSN. Mientras que el promedio de mediciones más altas fueron las de TQP; con un promedio de 219,4 µS/cm.

La mayoría de las estaciones no presentaron valores de concentración cuantificables de sulfatos (L.C. = 0,67 mg SO₄²⁻/L), el ámbito estuvo entre 0,67 mg SO₄²⁻/L y 9,59 mg SO₄²⁻/L., ni potasio (< 0,89 mg K⁺/L); el ámbito de concentraciones fue sodio fue 0,3 mg Na⁺/L a 9,54 mg Na⁺/L.

El ámbito de concentraciones de bicarbonato fue de 54,3 mg HCO₃⁻/L a 160,8 mg HCO₃⁻/L. La estación de muestro localizada en la parte alta del río Rincón (RNA) mostró la mayor concentración promedio 134,1 mg HCO₃⁻/L.

Además, mediante el análisis geoquímico de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón se determinó que los iones predominantes son el bicarbonato y el calcio (bicarbonatadas cálcicas según la clasificación de Piper). Esta línea base reviste especial importancia por cuanto a futuro las variaciones en las concentraciones podrían emplearse como un indicador del impacto causado sobre la cuenca, por factores como el clima, el escurrimiento, y la influencia antrópica. Actualmente, estas condiciones pueden considerarse como prístinas.

No se determinaron concentraciones cuantificables de nitratos durante el período de estudio, 2004-2005, siempre estuvo por debajo de 0,80 mg NO₃⁻/L, y aunque no es posible establecer una clasificación completa de la condición trófica si se puede concluir que las aguas de la cuenca del río Rincón distan mucho de una condición eutrófica(0,035 mg P/L). Y lo más importante, las ligeras variaciones presentadas no fueron estadísticamente significativas tanto entre los resultados estacionales ($p > 0,05$ y 6 g.l) como temporales ($p > 0,05$ y 10 g.l).

En general, se puede considerar que las actividades humanas que se dan en la cuenca no han tenido un impacto negativo sobre la calidad del agua y más bien las concentraciones de los principales parámetros fisicoquímicos medidos, representan condiciones geogénicas de la cuenca.

De ahí la importancia de este trabajo como punto de referencia o línea base para la calidad de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón, para la toma de decisiones para el manejo integral de la cuenca.

REFERENCIAS

- Alabaster, J. S. & R. Lloyd. 1982. *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. Butterworths, Londres, Inglaterra.
- Aminot, A. & F. Andrieux. 1996. Concept and determination of exchangeable phosphate in aquatic sediments. *Water Res.* 30: 2805–2811.
- ANZECC (Australian and New Zealand Environment Conservation Council). 2000. *An introduction to the Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality*. National Water Quality Management Strategy, Camberra, Australia.
- Azrina, M.Z., C.K Yap, A.R. Ismail, A. Ismail & S.G. Tan. 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotox. Environ. Safe.* 64: 337–347.
- Bailey, R.G. 1980. *Description of the Ecoregions of the United States*. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Ogden, Utah, EEUU.
- Barrantes, J., A. Liao & A. Rosales. 1985. *Atlas Climatológico de Costa Rica*. MAG-CORENA, San José, Costa Rica.
- Barrios, L., T. Quesada, C. Pérez, A. Alfaro, A. Calero, J. Torres, A. Cosillo, E. Aguirre, D. Rodríguez, O. Arias, Y. Fallas & D. Ríos, D. 1988. *Geología General de la Península de Osa, Costa Rica, Proyecto de Planificación del Parque Nacional Corcovado*.
- Bellos, D. & T. Sawidis. 2005. Chemical pollution monitoring of the River Pinios (Thessalia—Greece). *J. Environ. Manage.* 76: 282–292.
- Benoit, D. A. & Ch. E. Stephan. 1988. *Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Chloride*. Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, Duluth, Minnesota, EEUU.
- Berrange, J.P. 1985. *Origin of Gold from the Golfo Dulce Placer Province, Southern Costa Rica*. Circum-Pacific Council for Energy and Mineral Resources, Earth Science Series. 16: 299-304.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1999. *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. Winnipeg, Canada.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2005. *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Phosphorus*. Winnipeg, Canada.
- Chang, N., H. W. Chen & S. K. Ning. 2001. Identification of river water quality using the Fuzzy Synthetic Evaluation approach. *J. Environ. Manage.* 63: 293–305.
- Chapman, D. 1996. *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. E & FN Spon, Cambridge, Inglaterra.

- Dai, M., X. Guo, W. Zhai, L. Yuan, B. Wang, L. Wang, P. Cai, T. Tang & W. Cai. 2006. Oxygen depletion in the upper reach of the Pearl River estuary during a winter drought. *Mar. Chem.* 102: 159–169.
- Denyer, P. & S. Kussmaul. 2000. *Geología de Costa Rica. Tecnológica*, Cartago, Costa Rica.
- DGMP (Dirección de Geología, Minas y Petróleo). 1982. *Mapa geológico de Costa Rica: Hoja Golfito*, No. CR2CM-9. Ministerio de Industria, Energía y Minas, San José, Costa Rica.
- Drever, J. L. 1988. *The Geochemistry of Natural Waters: Surface and Groundwater Environments*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, Nueva Jersey, EEUU.
- Eaton, A., L. S. Clesceri, E. W. Rice, A. E. Greenberg & M. A. Franson. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. APHA, AWWA, WEF, Columbia, Washington, EEUU.
- Guerrero, J. P., I. Pla-Sentís & R. Camacho. 2004. Génesis de un suelo sódico alcalino en Chaguaramas, Venezuela. *Agronomía Trop.* 54: 433-460.
- Hammen, C.S. 1976. *Estuarine Processes: Uses, Stresses, and Adaptations to the Estuary*. Academic Press, Nueva York, Nueva York, EEUU.
- Herrera, W. 1985. *Vegetación y clima de Costa Rica*. EUNED, San José, Costa Rica.
- Holdridge, L.R. 1982. *Ecología basada en zonas de vida*. IICA, San José, Costa Rica.
- Holmes, S. 1996. *South African Water Quality Guidelines. Volume 7: Aquatic Ecosystems*. Departamento de Asuntos Hídricos y Forestales, Pretoria, Gauteng, Sudáfrica.
- Horton, R. K. 1965. An index number system for rating water quality. *J. Water Pollut. Con. F.* 37: 300 - 305.
- Iqbal, M.Z., E.J. Brown & M. E. Clayton. 2006. Distribution of phosphorus in a biologically restricted lake in Iowa, USA. *J. Hydrol.* 326: 349 - 366.
- Jonnalagada, S. B., G. Mhere. 2001. Water Quality of the Odzi River in the Eastern Highlands of Zimbabwe. *Water Res.* 35: 2371-2376.
- Kappelle, M., M. Castro, H. Acevedo, L. González & H. Monge. 2002. *Ecosistemas del Área de Conservación OSA (ACOSA)*. INBIO, Santo Domingo, Heredia, Costa Rica.
- Kowalkowski, T., Z. Radoslaw, S. Jacek & B. Bogusław. 2006. Application of chemometrics in river water classification. *Water Res.* 40: 744 - 752.
- Lopes, J.F., J. M. Dias, A. C. Cardoso & C. I. V. Silva. 2005. The water quality of the Ria de Aveiro lagoon, Portugal: From the observations to the implementation of a numerical model. *Mar. Environ. Res.* 60: 594-628.
- McNeely, R. N., V. P. Neimanis & L. Dwyer. 1979. *Water Quality Sourcebook: A guide to water quality parameters*. Ottawa, Ottawa, Canada.

- MINAE (Ministerio del Ambiente y Energía de Costa Rica), MINSA (Ministerio de Salud de Costa Rica). 2007. Decreto No. 33903-MINAE-S Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales. San José, Costa Rica.
- Ministerio del Ambiente. 2006. Water Quality: British Columbia Approved Water Quality Guidelines. Victoria, Columbia Británica, Canadá.
- Nagpal, N.K., D.A. Levy & D.D. MacDonald. 2003. Ambient water quality guidelines for chloride. Victoria, Columbia Británica, Canadá.
- Nordin, R. N. & L. W. Pommen. 1986. Water Quality Criteria for Nitrogen (Nitrate, Nitrite and Ammonia). Victoria, Columbia Británica, Canadá.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 2006. Guidelines for drinking Water Quality. Ginebra, Suiza.
- Osoño, A. & R. Céspedes. 2002. Efecto de Métodos de riego localizado en la salinidad del perfil de suelo en Vid de Mesa: Conductividad Eléctrica, Sodio, Cloro y Boro en distintos puntos del perfil. *Agric. Téc.* 60: 178-194.
- Ott, W. R. 1978. Water Quality Indices: A Survey of Indices Used in the United States. Springfield, Virginia, EEUU.
- Pérez, A.G. 2004. Evaluación de la Calidad de las Aguas de Drenaje del Sector de Riego de Tamarindo para el Manejo de Humedales en el parque Nacional Palo Verde. Tesis de Maestría, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.
- Rosero, L., T. Maltodano & R. Bonilla. 2002. Bosque y Población en la Península de Osa. *Rev. Biol. Trop.* 50: 585-598.
- Stumm, W. & J. J. Morgan. 1996. Aquatic Chemistry. Wiley, Nueva York, Nueva York, EEUU.
- Thursby, G., D. Miller, S. Poucher, L. Coiro, W. Munns & T. Gleason. 2000. Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen (Saltwater): Cape Cod to Cape Aterras. Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, Columbia, Washington, EE UU.
- Umaña, G. 1998. Characterization of some Golfo Dulce drainage basin rivers (Costa Rica). *Rev. Biol. Trop.* 46: 125.
- USEPA (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos). 2006. National Recommended Water Quality Criteria. Columbia, Washington, EE UU.
- Vargas, G. 1989. Evaluación ecológica de Impactos Ambientales en la Explotación de Oro: Casos del río Tigre y Agujas, Península de Osa, Costa Rica. *Geoistmo* 3: 81-93.
- Williamson, D. 2002. Manitoba Water Quality Standards, Objectives and Guidelines. Winnipeg, Manitoba, Canadá.

ANEXO

ANEXO 1: DIAGRAMAS HIDROGEOQUÍMICOS

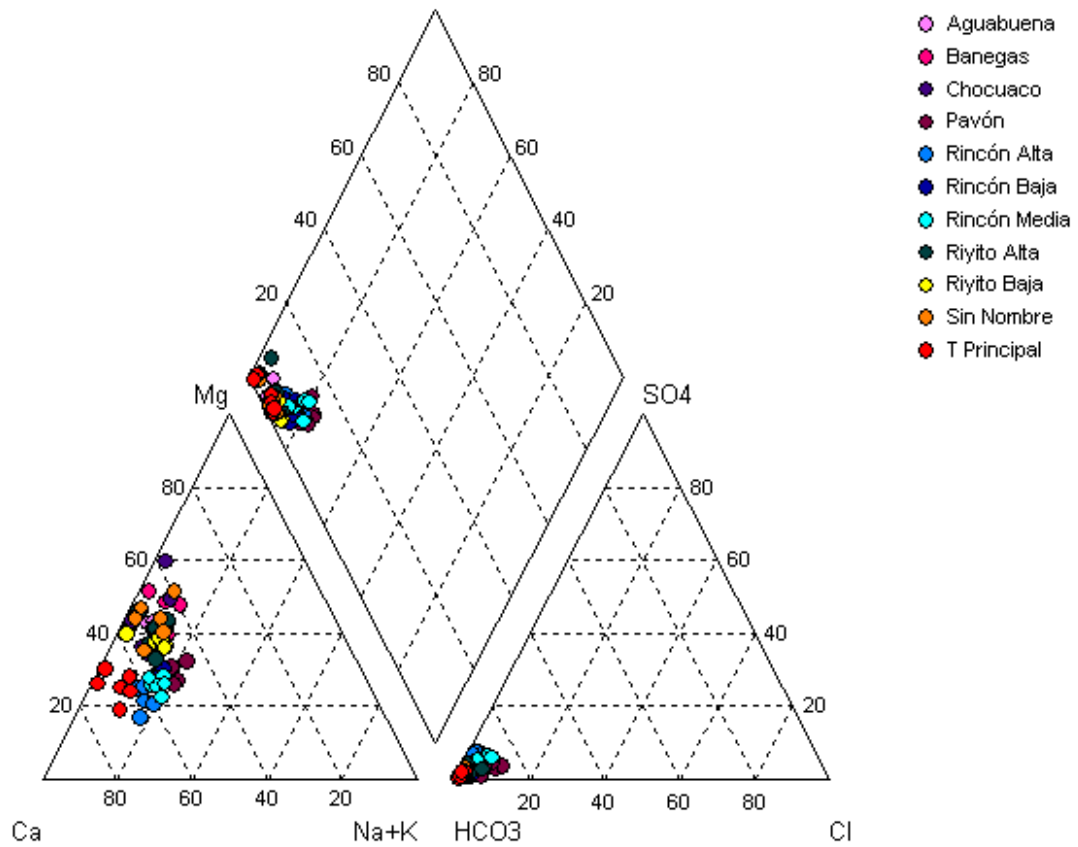


Figura 36. Diagrama de Piper para la estación TQP.

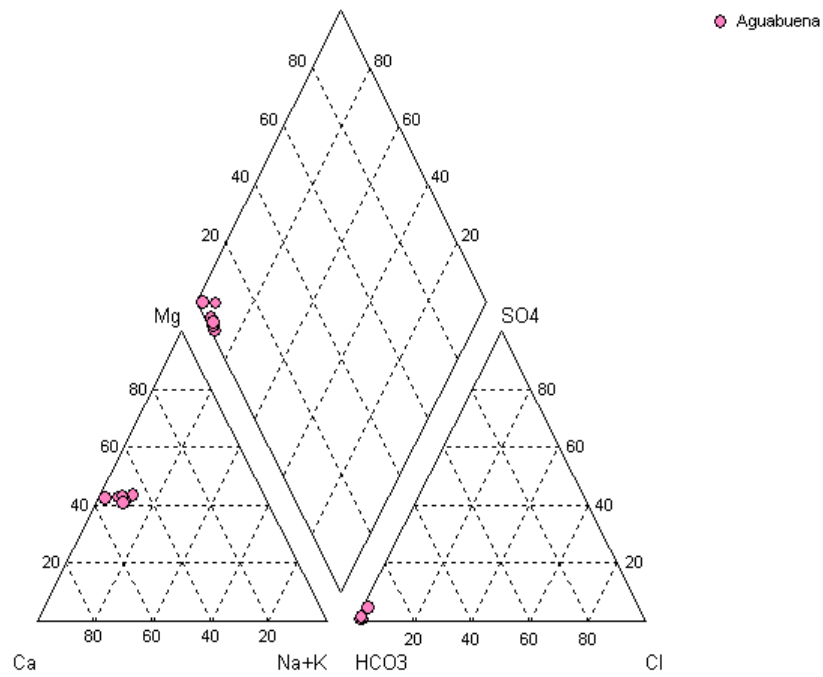


Figura 37. Diagrama de Piper para la estación QAB.

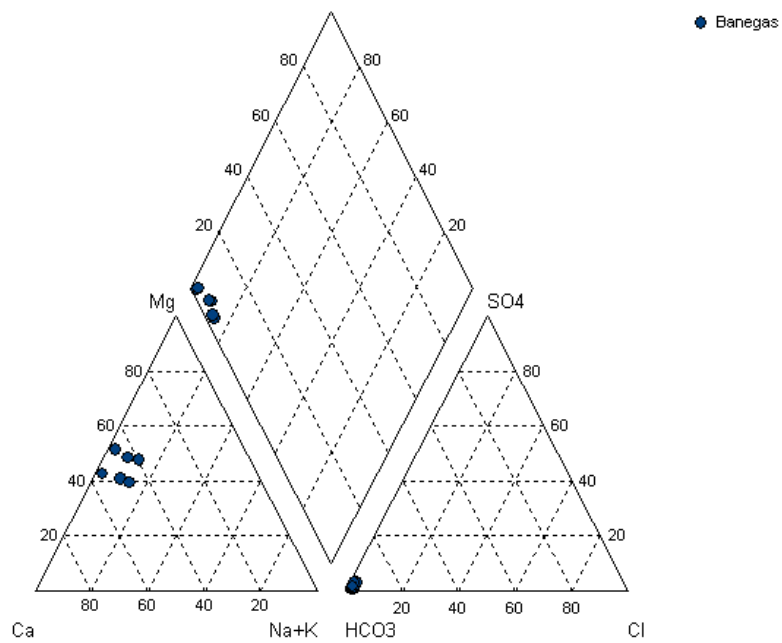


Figura 38. Diagrama de Piper para la estación QBN.

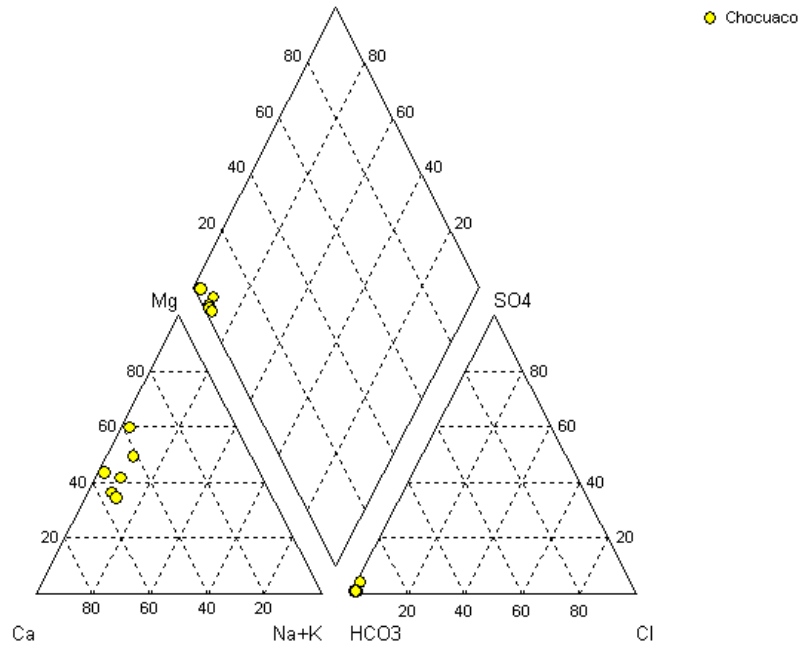


Figura 39. Diagrama de Piper para la estación CHO.

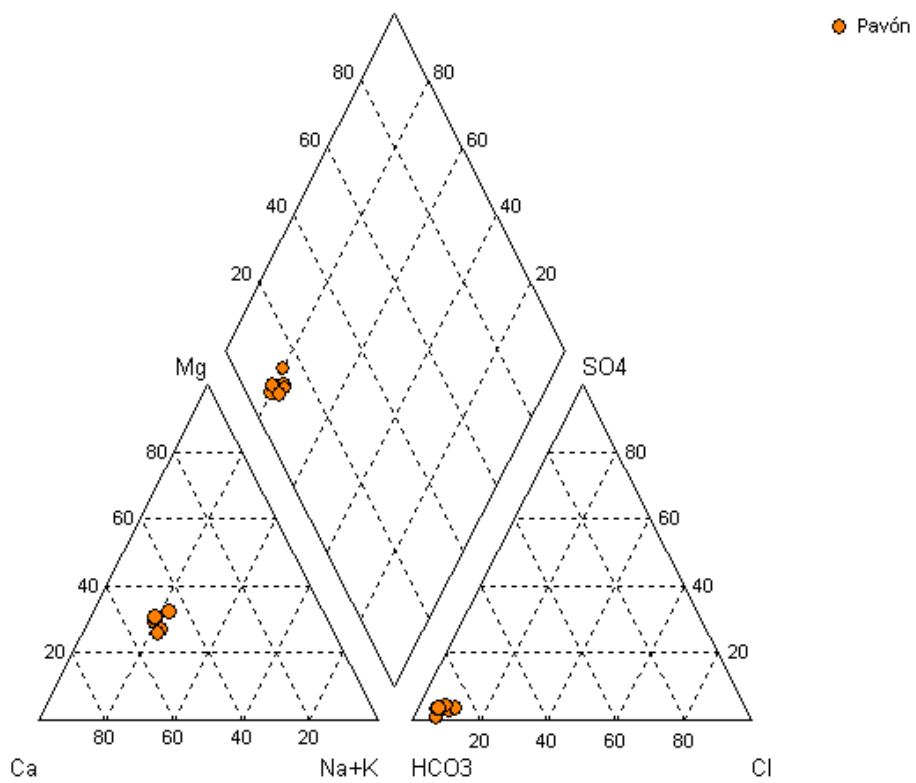


Figura 40. Diagrama de Piper para la estación PVN.

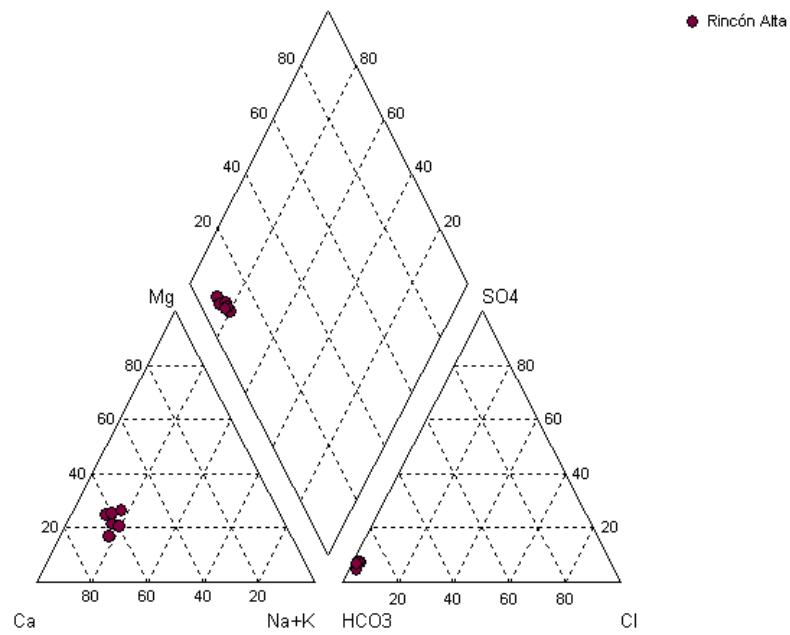


Figura 41. Diagrama de Piper para la estación PVN.

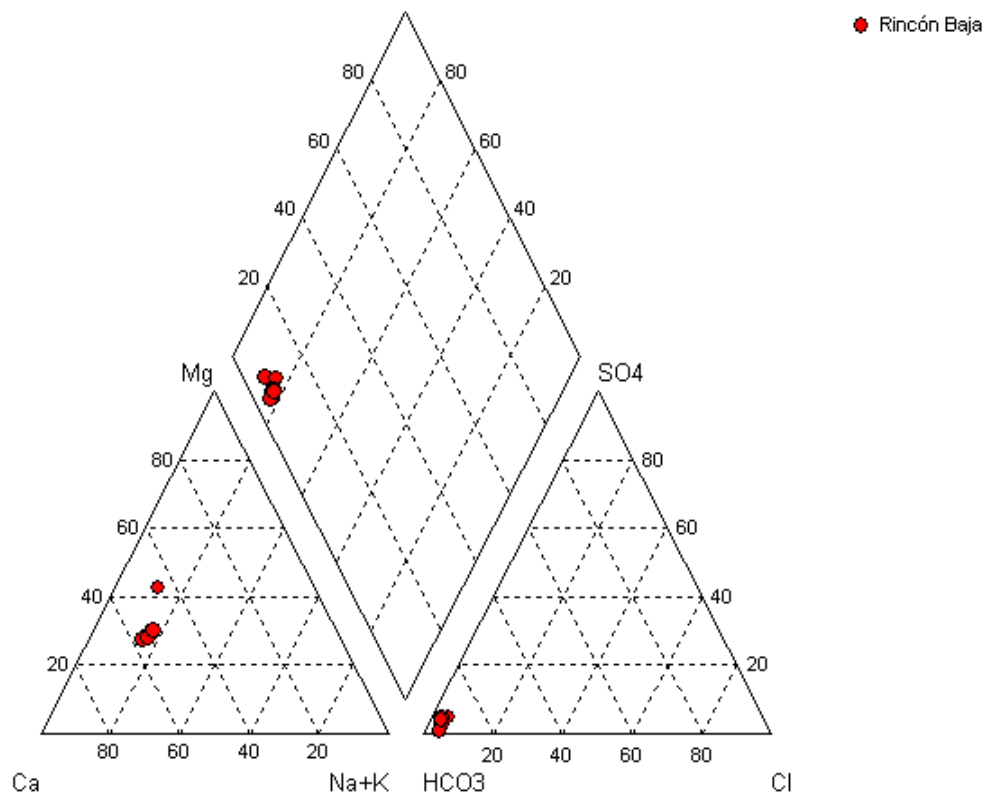


Figura 42. Diagrama de Piper para la estación RNB.

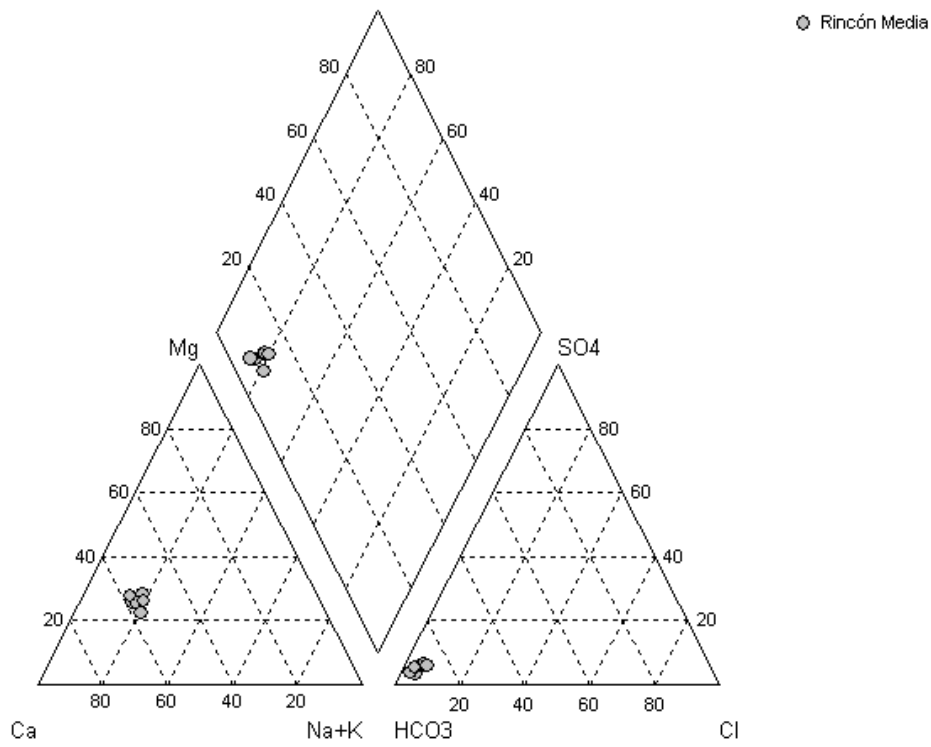


Figura 43. Diagrama de Piper para la estación RNM.

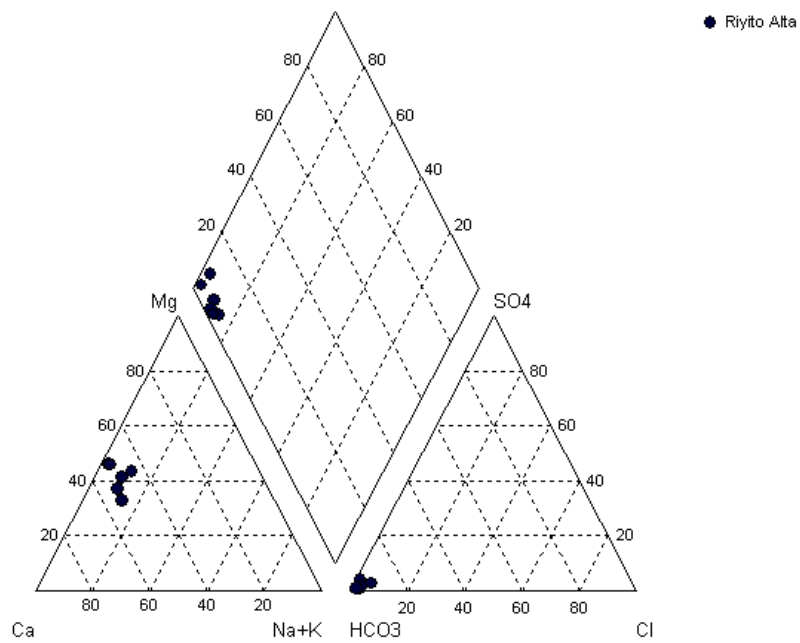


Figura 44. Diagrama de Piper para la estación RYA.

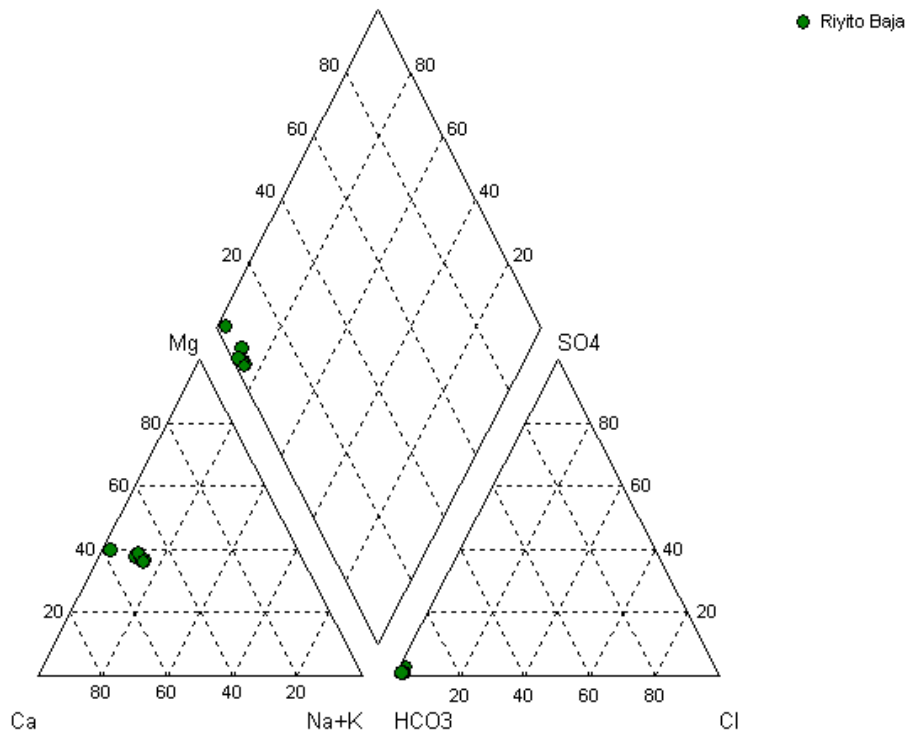


Figura 45. Diagrama de Piper para la estación RYB.

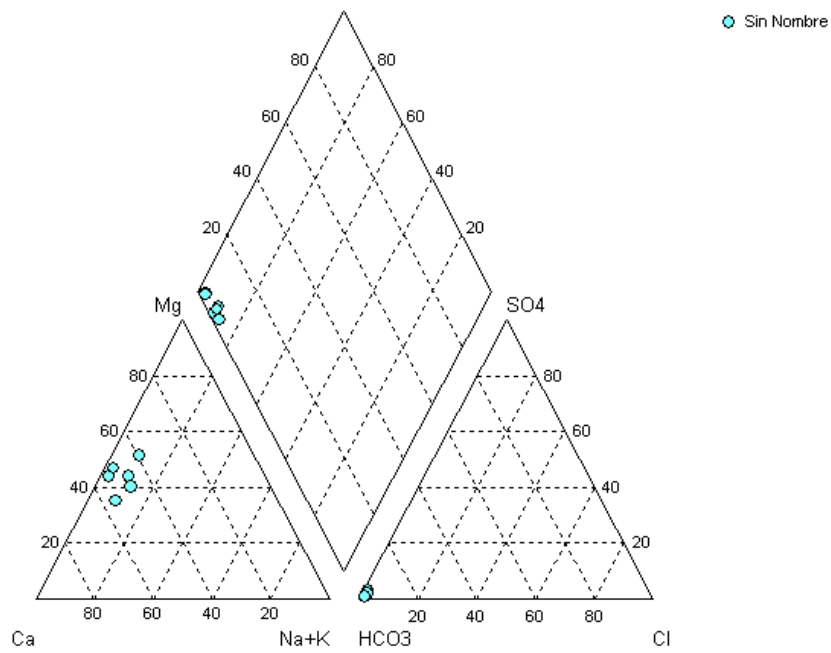


Figura 46. Diagrama de Piper para la estación QSN.

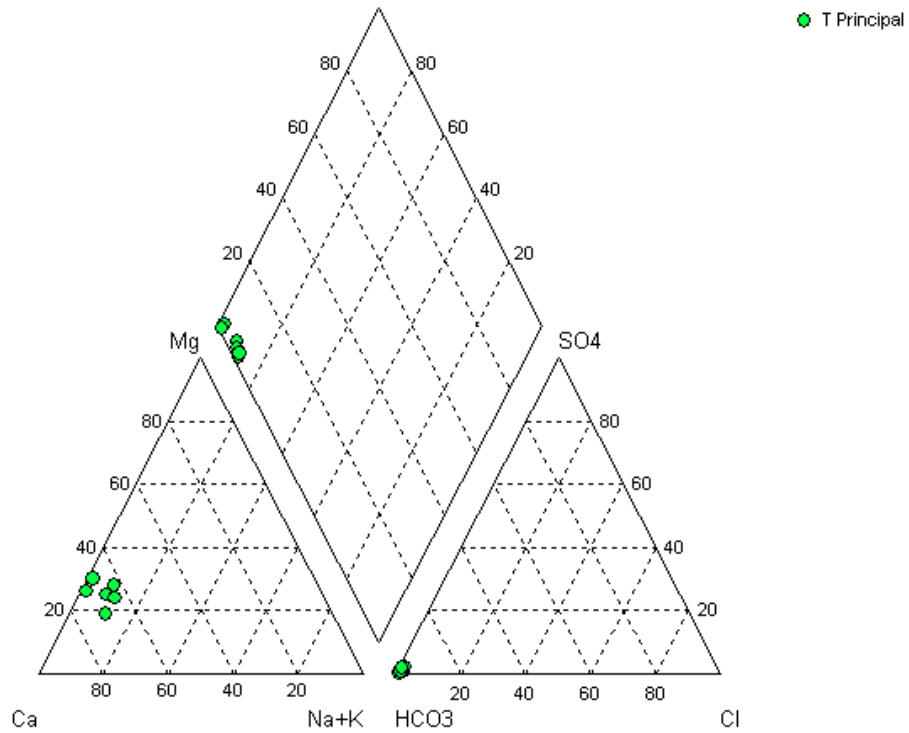


Figura 47. Diagrama de Piper para la estación TQP.

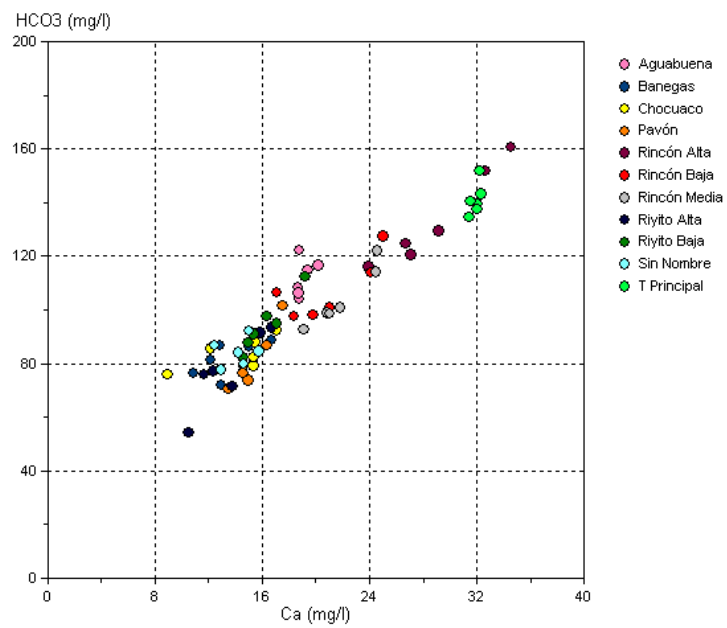


Figura 48. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón, en la península de Osa.

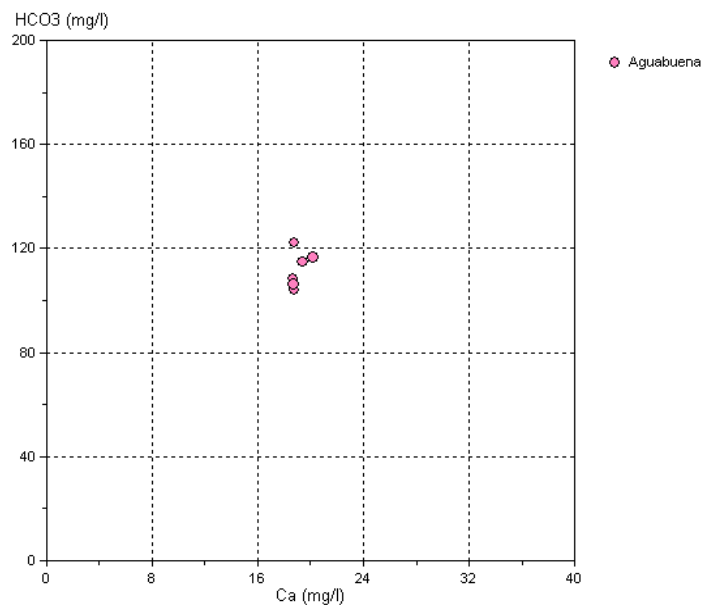


Figura 49. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Aguabuena, en la península de Osa.

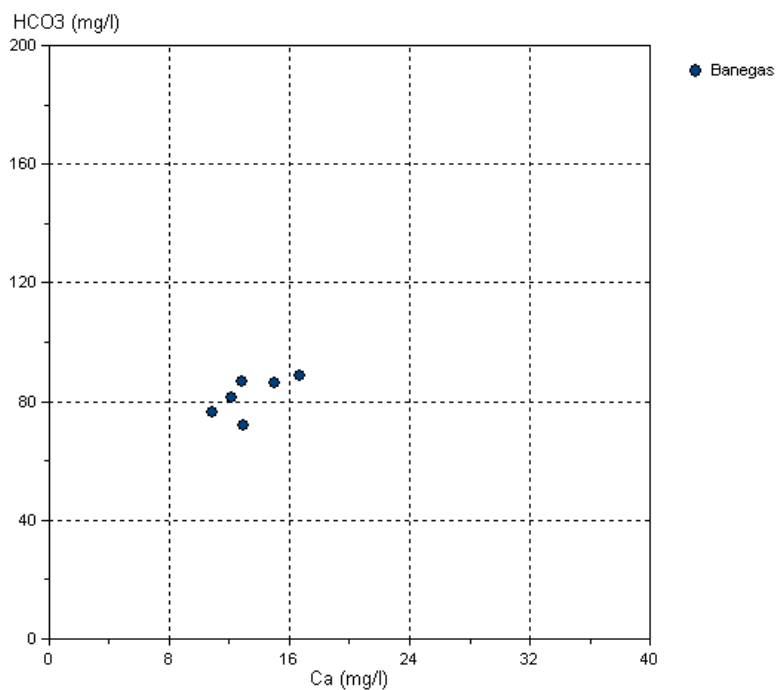


Figura 50. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Banegas, en la península de Osa.

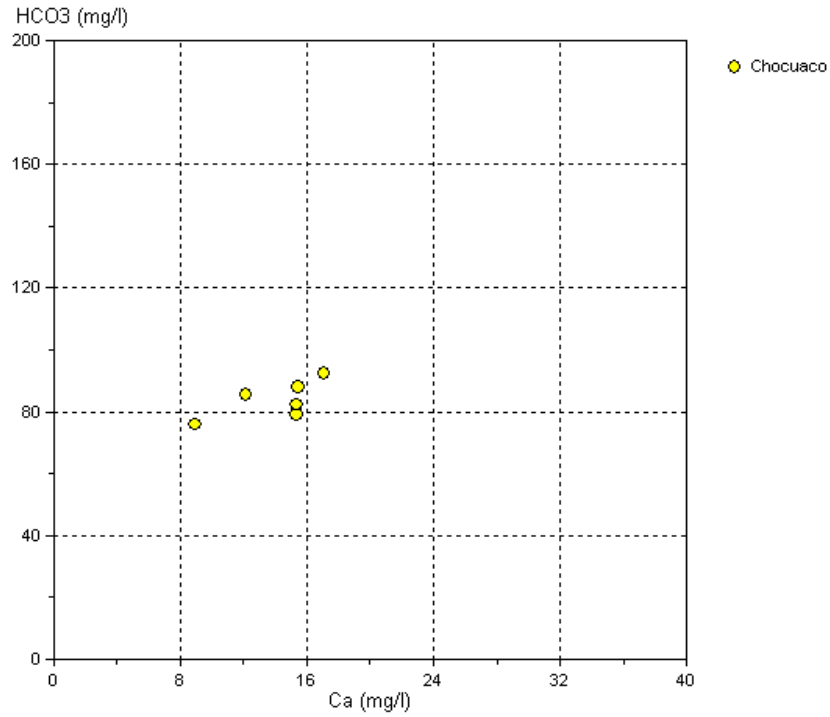


Figura 51. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Chocuaco, en la península de Osa.

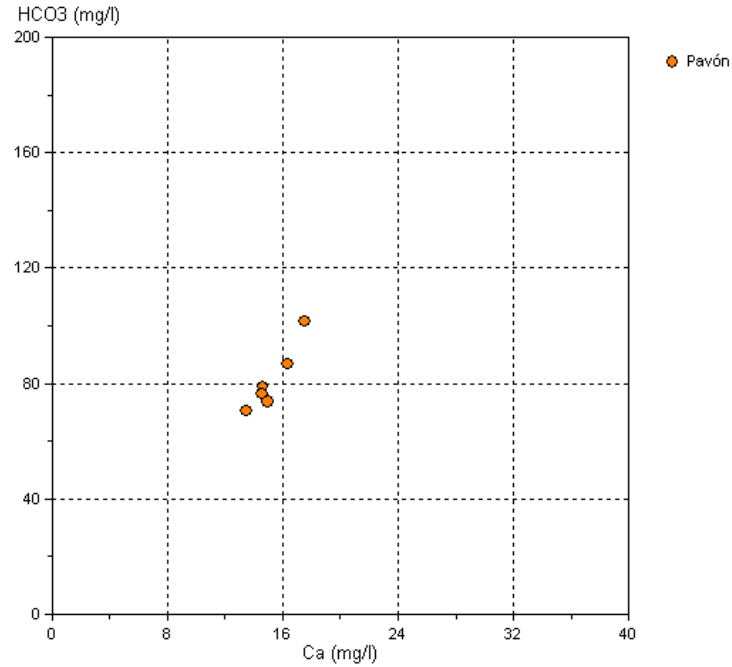


Figura 52. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Pavón, en la península de Osa.

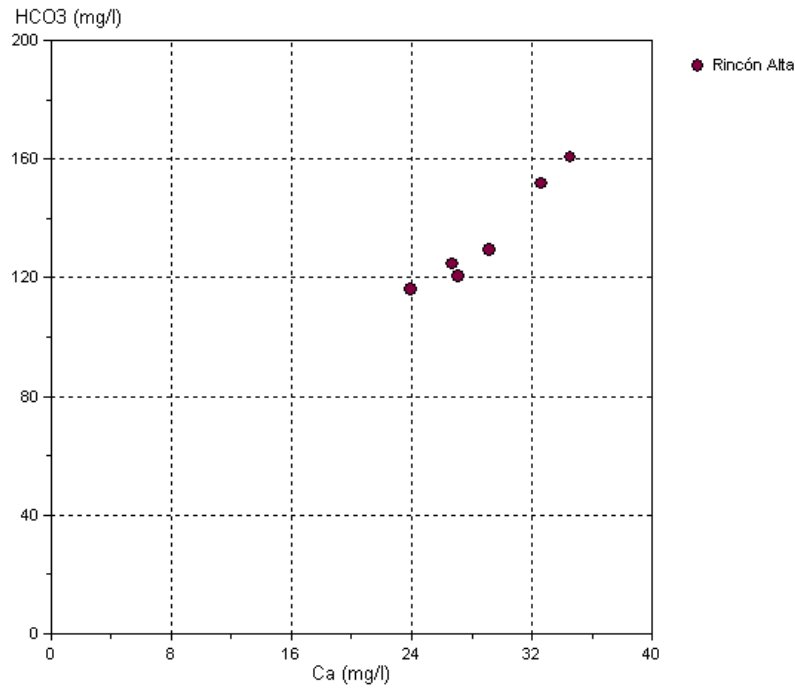


Figura 53. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Rincón cuenca alta, en la península de Osa.

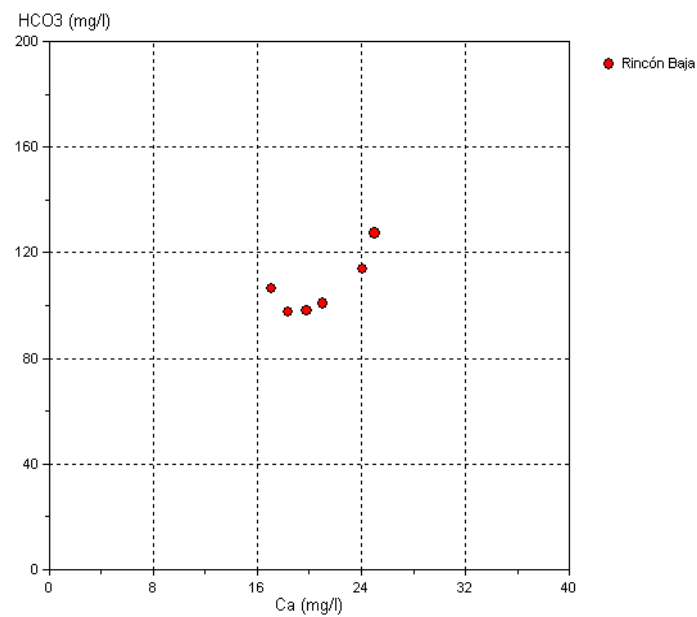


Figura 54. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Rincón cuenca baja, en la península de Osa.

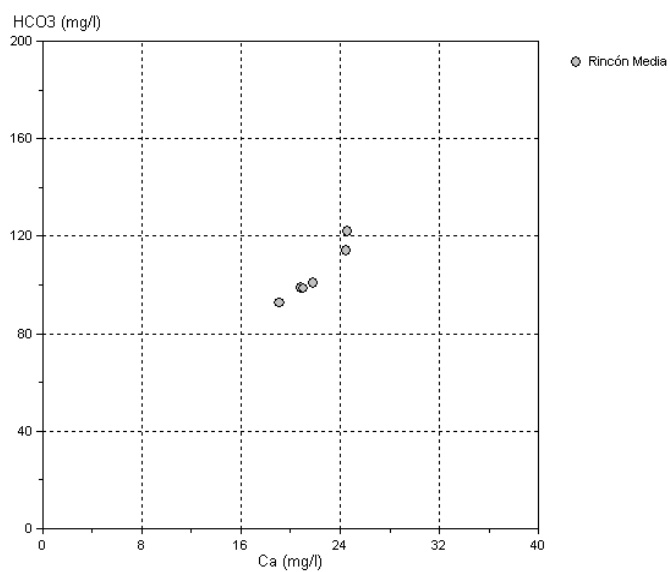


Figura 55. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Rincón cuenca media, en la península de Osa.

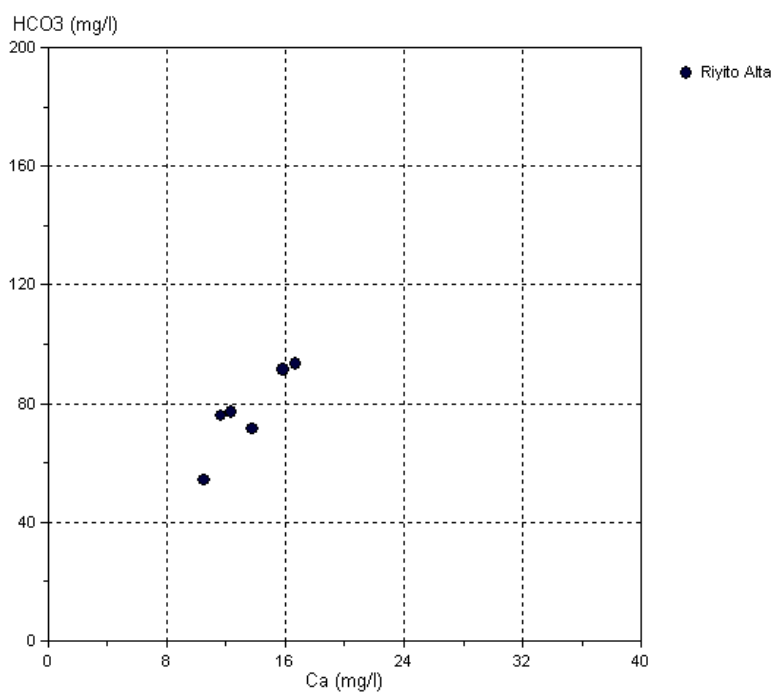


Figura 56. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Riyito cuenca alta, en la península de Osa.

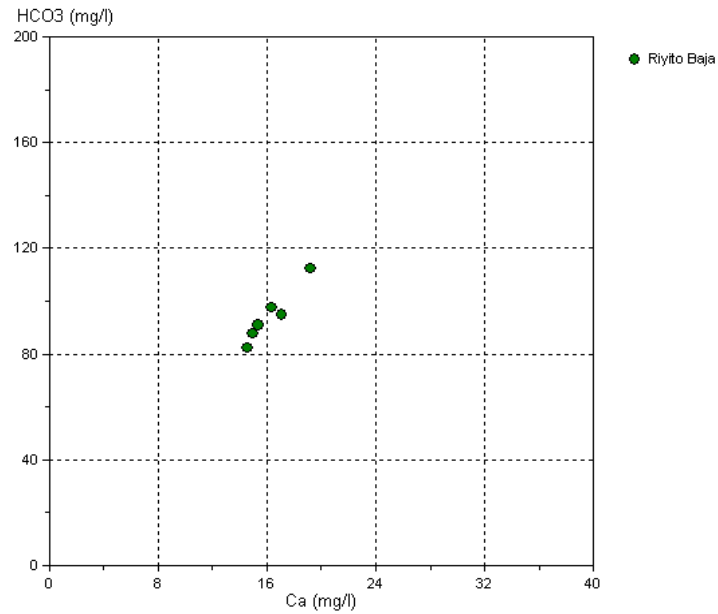


Figura 57. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca Riyito cuenca baja, en la península de Osa.

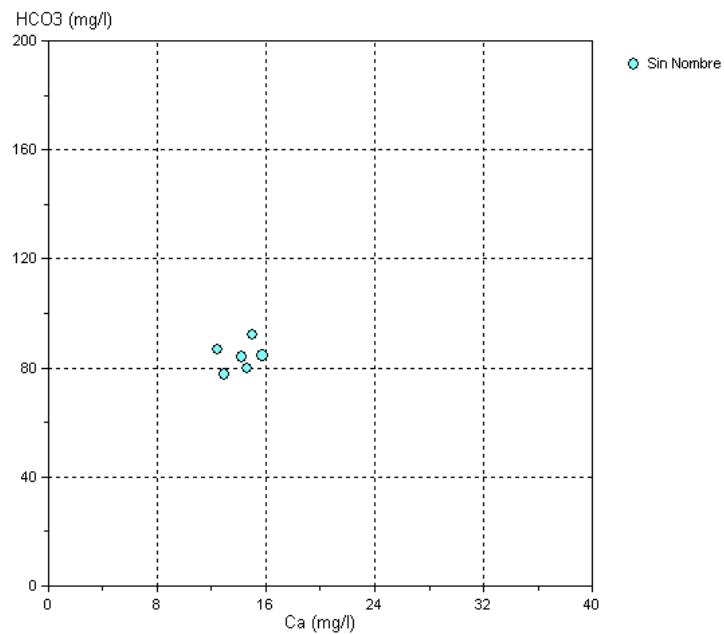


Figura 58. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca quebrada sin nombre, en la península de Osa.

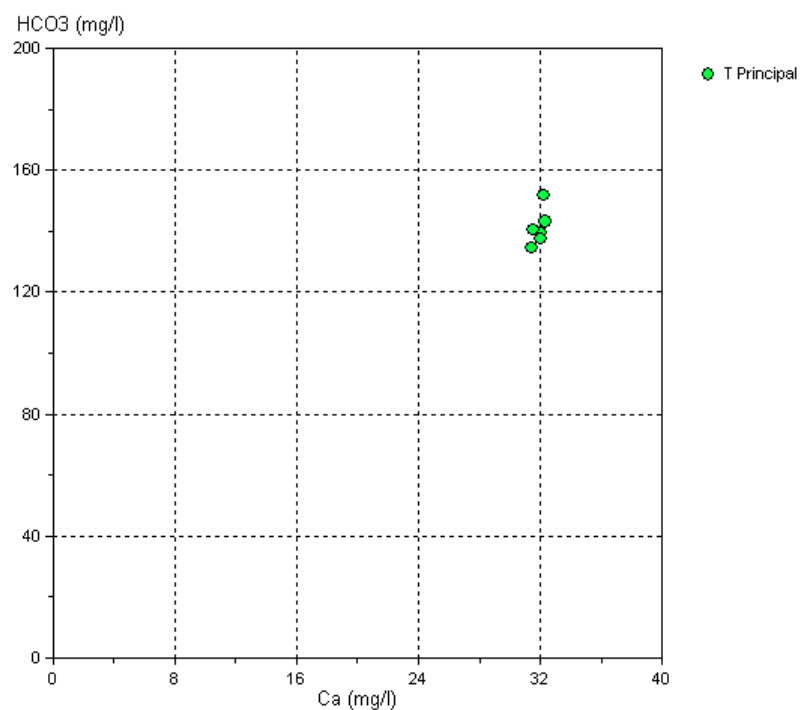


Figura 59. Relación entre las concentraciones de calcio y bicarbonato en las aguas superficiales de la sub-cuenca tanque principal, en la península de Osa.

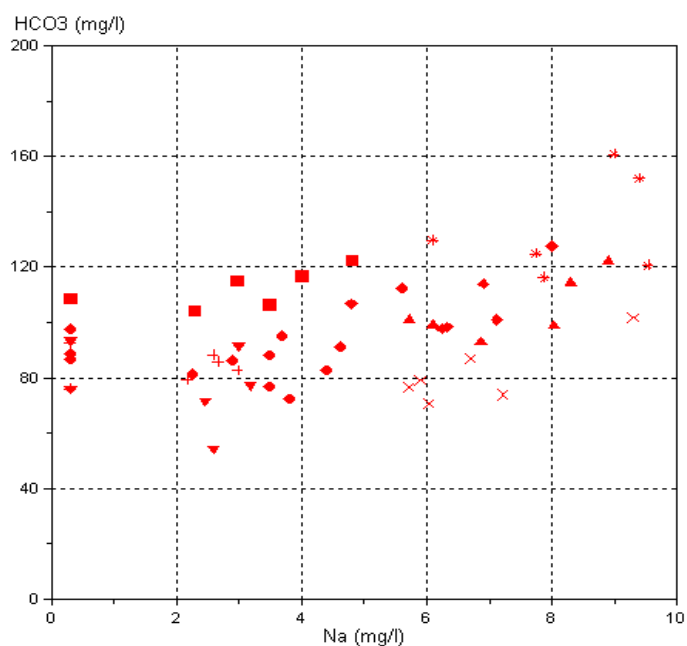


Figura 60. Relación entre las concentraciones de sodio y bicarbonato en las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón, en la península de Osa.

ANEXO 2: RESULTADOS DE ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS

Cuadro II. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación RNA (Dic 04 – Sep 05).

Análisis	Unidad	Muestreo					
		Dic-04	Feb-05	Abr-05	May-05	Jun-05	Sep-05
Alcalinidad Parcial	mg CO ₃ ²⁻ /L	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
Alcalinidad Total	mg HCO ₃ ⁻ /L	88,19	92,66	76	79,3	85,8	82,5
Calcio	mgCa ²⁺ /L	15,4	17,06	8,93	15,34	12,11	15,32
Cloruros	mgCl/L	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63
Conductividad	μS/cm	132,3	149,8	123	128,2	136	134,2
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	70,8	77	58,2	63,6	66,6	62,6
Fósforo Total	mg P/L	NA	0,013	0,025	0,031	0,02	0,022
Magnesio	mgMg ²⁺ /L	7,84	8,34	8,72	6,13	8,83	5,9
Nitratos	mgNO ₃ ⁻ /L	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
Nitritos	mgNO ₂ ⁻ /L	4,95	1,6	1,6	5,94	8	5
Oxígeno Disuelto	mgO ₂ /L	1,2	1	1	0	4,7	0,23
pH	pH a 20,0°C	6,76	6,82	6,82	6,64	6,72	7,58
Potasio	mgK ⁺ /L	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89
Sodio	mgNa ⁺ /L	2,59	0,30	0,30	2,18	2,67	2,98
SST	mg/L	NA	8	8	8	8	8
Sulfatos	mgSO ₄ ²⁻ /L	3,02	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67
Temperatura	°C	25,5	27	27,5	25,5	26	25,4

Cuadro III. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación RYA (Dic 04 – Sep 05).

Análisis	Unidad	Muestreo					
		Dic-04	Feb-05	Abr-05	May-05	Jun-05	Sep-05
Alcalinidad Parcial	mg CO ₃ ²⁻ /L	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
Alcalinidad Total	mg HCO ₃ ⁻ /L	91,56	93,56	76	54,3	71,7	77,4
Calcio	mgCa ²⁺ /L	15,81	16,64	11,64	10,49	13,72	12,33
Cloruros	mgCl/L	0,63	1,58	2,89	0,96	0,63	0,63
Conductividad	μS/cm	132,3	149,4	116,6	92,7	117,3	125,7
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	72,9	79,1	55,3	42,4	58,6	60,8
Fósforo Total	mg P/L	NA	0,013	0,025	0,031	0,0596	0,022
Magnesio	mgMg ²⁺ /L	8,09	9,1	6,36	3,92	5,88	7,26
Nitratos	mgNO ₃ ⁻ /L	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
Nitritos	μgNO ₂ ⁻ /L	7,79	1,6	1,6	8,98	6,32	6
Oxígeno Disuelto	mgO ₂ /L	4,1	3	2,6	2,8	1,7	2,6
pH	pH a 20,0°C	7,3	6,84	6,98	6,62	6,86	7,67
Potasio	mgK ⁺ /L	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89
Sodio	mgNa ⁺ /L	2,99	0,3	0,3	2,59	2,46	3,18
SST	mg/L	NA	8	8	8	8	8
Sulfatos	mgSO ₄ ²⁻ /L	3,18	0,67	1,79	0,67	0,67	0,67
Temperatura	°C	25	27	27	25,5	25	26,1

Cuadro IV. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación QBN (Dic 04 – Sep 05).

Análisis	Unidad	Muestreo					
		Dic-04	Feb-05	Abr-05	May-05	Jun-05	Sep-05
Alcalinidad Parcial	mg CO ₃ ²⁻ /L	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
Alcalinidad Total	mg HCO ₃ ⁻ /L	86,42	88,87	86,9	72,2	81,5	76,6
Calcio	mgCa ²⁺ /L	14,98	16,64	12,81	12,91	12,11	10,84
Cloruros	mgCl ⁻ /L	1,18	0,63	1,03	0,91	0,63	0,63
Conductividad	μS/cm	134,8	151,3	138,7	118,2	132,2	122,4
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	68,7	73,9	68	59,6	64,6	59,8
Fósforo Total	mg P/L	NA	0,013	0,025	0,031	0,02	0,115
Magnesio	mgMg ²⁺ /L	7,58	7,84	8,72	6,62	8,34	7,95
Nitratos	mgNO ₃ ⁻ /L	0,8	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
Nitritos	μgNO ₂ ⁻ /L	1,1	1,6	12,9	27,31	16,32	9,1
Oxígeno Disuelto	mgO ₂ /L	8,1	7	7,3	8	7,5	6,44
pH	pH a 20,0°C	7,46	7,66	7,65	7,33	7,48	7,48
Potasio	mgK ⁺ /L	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89
Sodio	mgNa ⁺ /L	2,89	0,3	0,3	3,8	2,26	3,49
SST	mg/L	NA	8	30	8	8	104
Sulfatos	mgSO ₄ ²⁻ /L	2,26	0,67	0,67	0,67	2,13	1,09
Temperatura	°C	26	27	27	26	26	25,7

Cuadro V. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación QSN (Dic 04 – Sep 05).

Análisis	Unidad	Muestreo					
		Dic-04	Feb-05	Abr-05	May-05	Jun-05	Sep-05
Alcalinidad Parcial	mg CO ₃ ²⁻ /L	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
Alcalinidad Total	mg HCO ₃ ⁻ /L	92,3	79,98	86,9	84,7	77,7	84,2
Calcio	mgCa ²⁺ /L	14,98	14,56	12,42	15,74	12,91	14,2
Cloruros	mgCl ⁻ /L	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63
Conductividad	μS/cm	139,4	132,85	128,2	134	121,9	136,7
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	72,9	66,6	60,2	64,6	74,7	65,4
Fósforo Total	mg P/L	NA	0,013	0,025	0,031	0,02	0,022
Magnesio	mgMg ²⁺ /L	8,59	7,33	7,07	6,13	10,3	7,26
Nitratos	mgNO ₃ ⁻ /L	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
Nitritos	μgNO ₂ ⁻ /L	3,9	1,6	11,2	5,94	8,84	7,2
Oxígeno Disuelto	mgO ₂ /L	8,5	6,6	7,8	7,9	7,6	2,6
pH	pH a 20,0°C	7,51	7,33	7,57	7,43	7,09	7,57
Potasio	mgK ⁺ /L	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89
Sodio	mgNa ⁺ /L	2,99	0,3	0,3	2,59	3,07	3,59
SST	mg/L	NA	8	8	8	18	22
Sulfatos	mgSO ₄ ²⁻ /L	2,57	0,67	0,67	0,67	1,38	0,67
Temperatura	°C	25	27,5	27	26	26	25,6

Cuadro VI. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación QAB (Dic 04 – Sep 05).

Análisis	Unidad	Muestreo					
		Dic-04	Feb-05	Abr-05	May-05	Jun-05	Sep-05
Alcalinidad Parcial	mg CO ₃ ²⁻ /L	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
Alcalinidad Total	mg HCO ₃ ⁻ /L	104,2	122,4	108,6	116,8	115,1	106,4
Calcio	mgCa ²⁺ /L	18,72	18,72	18,63	20,18	19,37	18,68
Cloruros	mgCl ⁻ /L	1,12	0,63	1,01	0,63	0,63	0,63
Conductividad	μS/cm	168,5	158	172,4	186,9	183,5	171,8
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	86,4	91,6	82,5	92,9	91,9	85,1
Fósforo Total	mg P/L	NA	0,013	0,025	0,031	0,02	0,861
Magnesio	mgMg ²⁺ /L	9,61	10,87	8,72	10,3	10,42	9,31
Nitratos	mgNO ₃ ⁻ /L	0,8	0,8	1,63	0,8	0,8	0,8
Nitritos	μgNO ₂ ⁻ /L	1,1	1,6	25,6	6,05	6,38	12,9
Oxígeno Disuelto	mgO ₂ /L	7,9	8,3	5,3	7,6	7,3	5,76
pH	pH a 20,0°C	7,45	7,08	7,08	7,02	7,45	7,78
Potasio	mgK ⁺ /L	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89
Sodio	mgNa ⁺ /L	2,29	4,8	0,3	4	2,97	3,49
SST	mg/L	NA	8	30	8	8	8
Sulfatos	mgSO ₄ ²⁻ /L	4,09	0,67	0,67	0,67	1,38	1,18
Temperatura	°C	25,5	28	22	26	27	26,4

Cuadro VII. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación RNB (Dic 04 – Sep 05).

Análisis	Unidad	Muestreo					
		Dic-04	Feb-05	Abr-05	May-05	Jun-05	Sep-05
Alcalinidad Parcial	mg CO ₃ ²⁻ /L	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
Alcalinidad Total	mg HCO ₃ ⁻ /L	106,7	127,5	114	101	98,3	97,7
Calcio	mgCa ²⁺ /L	17,06	25	24,06	20,99	19,78	18,31
Cloruros	mgCl ⁻ /L	2,23	2,85	3,16	2,4	1,74	1,66
Conductividad	μS/cm	163,2	196,7	198,2	174,9	167,8	166,8
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	83,3	94,7	89,3	81,8	74,7	72
Fósforo Total	mg P/L	NA	0,057	0,025	0,111	0,0817	0,049
Magnesio	mgMg ²⁺ /L	9,86	7,84	7,07	7,11	6,13	6,36
Nitratos	mgNO ₃ ⁻ /L	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
Nitritos	μgNO ₂ ⁻ /L	7,12	1,6	27,9	7,89	7,58	5,2
Oxígeno Disuelto	mgO ₂ /L	8,1	8,2	6,2	8,2	8,2	6,25
pH	pH a 20,0°C	7,78	7,97	7,91	7,48	7,68	7,62
Potasio	mgK ⁺ /L	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89
Sodio	mgNa ⁺ /L	4,79	8	6,9	7,12	6,33	6,25
SST	mg/L	NA	8	8	28	22	8
Sulfatos	mgSO ₄ ²⁻ /L	2,87	3,36	4,99	0,67	3,93	3,48
Temperatura	°C	30	32	32,5	26	29	27,5

Cuadro VIII. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación RYB (Dic 04 – Sep 05).

Análisis	Unidad	Muestreo					
		Dic-04	Feb-05	Abr-05	May-05	Jun-05	Sep-05
Alcalinidad Parcial	mg CO ₃ ²⁻ /L	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
Alcalinidad Total	mg HCO ₃ ⁻ /L	94,98	112,5	97,7	82,5	88	91,2
Calcio	mgCa ²⁺ /L	17,06	19,14	16,3	14,53	14,93	15,32
Cloruros	mgCl ⁻ /L	1,12	1,7	1,3	1,02	0,63	0,92
Conductividad	μS/cm	148,8	165,7	151	136,1	142,1	149
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	73,9	83,3	68,9	63,6	66,6	66,4
Fósforo Total	mg P/L	NA	0,013	0,025	0,031	0,0452	0,022
Magnesio	mgMg ²⁺ /L	7,58	8,59	6,84	6,62	7,11	6,81
Nitratos	mgNO ₃ ⁻ /L	0,8	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
Nitritos	μgNO ₂ ⁻ /L	15,2	1,6	27	9,2	9,2	6,2
Oxígeno Disuelto	mgO ₂ /L	7,1	8,1	7,1	7,8	7,3	6,48
pH	pH a 20,0°C	7,64	7,84	7,78	7,38	7,55	7,57
Potasio	mgK ⁺ /L	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89
Sodio	mgNa ⁺ /L	3,69	5,6	0,3	4,4	3,48	4,61
SST	mg/L	NA	8	8	22	8	8
Sulfatos	mgSO ₄ ²⁻ /L	2,26	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67
Temperatura	°C	27	29	31	26	28	27,2

Cuadro IX. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación RNM (Dic 04 – Sep 05).

Análisis	Unidad	Muestreo					
		Dic-04	Feb-05	Abr-05	May-05	Jun-05	Sep-05
Alcalinidad Parcial	mg CO ₃ ²⁻ /L	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
Alcalinidad Total	mg HCO ₃ ⁻ /L	98,93	122,1	114,4	98,8	101	92,9
Calcio	mgCa ²⁺ /L	20,81	24,55	24,45	20,99	21,79	19,06
Cloruros	mgCl ⁻ /L	2,6	4,22	4,13	4,36	1,71	1,82
Conductividad	μS/cm	161,8	198,7	209,8	176,2	172,5	160,4
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	74,9	93,7	88,3	77,7	80,8	66,4
Fósforo Total	mg P/L	NA	0,043	0,025	0,031	0,1055	0,047
Magnesio	mgMg ²⁺ /L	5,56	7,84	6,6	6,13	6,37	4,54
Nitratos	mgNO ₃ ⁻ /L	0,8	0,8	0,80	0,80	0,80	0,80
Nitritos	μgNO ₂ ⁻ /L	5,48	1,6	33,2	5,62	8,78	4,3
Oxígeno Disuelto	mgO ₂ /L	8,7	8,4	8,3	8,4	8,2	7,49
pH	pH a 20,0°C	7,93	8,17	7,96	7,82	7,93	7,86
Potasio	mgK ⁺ /L	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	1,63
Sodio	mgNa ⁺ /L	6,1	8,9	8,3	8,03	5,72	6,86
SST	mg/L	NA	8		8,0	8,0	8
Sulfatos	mgSO ₄ ²⁻ /L	3,18	6,58	6,38	5,39	3,3	4,44
Temperatura	°C	29	30	27	25	27	28

Cuadro X. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación PVN (Dic 04 – Sep 05).

Análisis	Unidad	Muestreo					
		Dic-04	Feb-05	Abr-05	May-05	Jun-05	Sep-05
Alcalinidad Parcial	mg CO ₃ ²⁻ /L	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
Alcalinidad Total	mg HCO ₃ ⁻ /L	78,99	101,7	86,9	73,9	76,6	70,6
Calcio	mgCa ²⁺ /L	14,56	17,48	16,3	14,93	14,53	13,45
Cloruros	mgCl/L	3,22	6,38	6,33	3,62	2,65	2,74
Conductividad	μS/cm	128	164,6	162,8	133,3	134,5	124,6
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	57,2	74,9	65	57,5	58,6	50,5
Fósforo Total	mg P/L	NA	0,047	0,025	0,031	0,0823	0,056
Magnesio	mgMg ²⁺ /L	5,06	7,58	5,89	4,9	5,39	4,09
Nitratos	mgNO ₃ ⁻ /L	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
Nitritos	μgNO ₂ ⁻ /L	1,1	1,6	56,1	6,38	5,72	7
Oxígeno Disuelto	mgO ₂ /L	8,1	8,1	7,6	8,3	8,1	8,61
pH	pH a 20,0°C	7,76	7,75	7,77	7,68	7,6	7,51
Potasio	mgK ⁺ /L	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89
Sodio	mgNa ⁺ /L	5,9	9,3	6,7	7,22	5,72	6,04
SST	mg/L	NA	8	8	8	8	8
Sulfatos	mgSO ₄ ²⁻ /L	0,67	2,56	2,96	2,98	2,23	2,14
Temperatura	°C	27	26,5	25,5	24,5	26	27,4

Cuadro XI. Caracterización fisicoquímica del agua superficial en la estación TQP (Dic 04 – Sep 05).

Análisis	Unidad	Muestreo					
		Dic-04	Feb-05	Abr-05	May-05	Jun-05	Sep-05
Alcalinidad Parcial	mg CO ₃ ²⁻ /L	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
Alcalinidad Total	mg HCO ₃ ⁻ /L	139,7	137,8	152,1	140,6	143,4	134,7
Calcio	mgCa ²⁺ /L	32	32	32,21	31,48	32,3	31,39
Cloruros	mgCl/L	1,12	1,55	0,63	0,94	0,63	0,63
Conductividad	μS/cm	204,9	222,1	225,1	218	228,5	217,9
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	110,3	115,5	109,7	108	117,1	100
Magnesio	mgMg ²⁺ /L	7,33	8,59	7,07	7,11	8,83	5,22
Nitratos	mgNO ₃ ⁻ /L	0,8	0,8	0,80	0,80	0,80	0,80
Nitritos	μgNO ₂ ⁻ /L	1,1	1,6	83,9	4,53	5,48	1,6
Oxígeno Disuelto	mgO ₂ /L	9,6	7,8		8,3	8,5	7,18
pH	pH a 20,0°C	7,72	7,7	7,91	7,7	7,65	7,99
Potasio	mgK ⁺ /L	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89
Sodio	mgNa ⁺ /L	4,09	0,3	0,3	5,81	4,9	5,23
Sulfatos	mgSO ₄ ²⁻ /L	2,72	0,67	0,67	0,67	2,23	2,05
Temperatura	°C	25	26	26	25,5	25	25,3

ANEXO 3: ANÁLISIS ESTADÍSTICO

A continuación se muestran los cálculos para las pruebas estadísticas realizadas:

Origen de variaciones	S. Cuadrados	g.l	Prom. Cuadrados	F	Probabilidad	Fcrítico
Alcalinidad						
Entre grupos	3099,11	5	619,8	1,17	0,3352	2,37
Dentro de los grupos	31822,69	60	530,4			
Entre grupos	28831,72	10	2883,2	26,04	0,0000	2,01
Dentro de los grupos	6090,08	55	110,7			
Calcio						
Entre grupos	100,67	5	20,1	0,46	0,8070	2,37
Dentro de los grupos	2647,07	60	44,1			
Entre grupos	2465,64	10	246,6	48,07	0,0000	2,01
Dentro de los grupos	282,11	55	5,1			
Cloruros						
Entre grupos	13,00	5	2,6	1,56	0,1857	2,37
Dentro de los grupos	100,11	60	1,7			
Entre grupos	80,79	10	8,1	13,75	0,0000	2,01
Dentro de los grupos	32,32	55	0,6			
Conductividad						
Entre grupos	4160,30	5	832,1	0,64	0,6705	2,37
Dentro de los grupos	78087,94	60	1301,5			
Entre grupos	70865,77	10	7086,6	34,24	0,0000	2,01
Dentro de los grupos	11382,47	55	207,0			
Dureza Total						
Entre grupos	2126,97	5	425,4	1,42	0,2307	2,37
Dentro de los grupos	17995,40	60	299,9			
Entre grupos	15912,52	10	1591,3	20,79	0,0000	2,01
Dentro de los grupos	4209,86	55	76,5			
Fósforo Total						
Entre grupos	0,07	4	0,0	1,25	0,3025	2,58
Dentro de los grupos	0,63	45	0,0			
Entre grupos	0,11	9	0,0	0,85	0,5787	2,12
Dentro de los grupos	0,59	40	0,0			
Magnesio						
Entre grupos	31,26	5	6,3	2,85	0,0224	2,37

Origen de variaciones	S. Cuadrados	g.l	Prom. Cuadrados	F	Probabilidad	Fcrítico
Dentro de los grupos	131,50	60	2,2			
Entre grupos	75,85	10	7,6	4,80	0,0001	2,01
Dentro de los grupos	86,91	55	1,6			
Nitratos						
Entre grupos	0,36	5	0,1	2,08	0,0801	2,37
Dentro de los grupos	2,06	60	0,0			
Entre grupos	0,34	10	0,0	0,91	0,5302	2,01
Dentro de los grupos	2,07	55	0,0			
Nitritos						
Entre grupos	4126,13	5	825,2	7,02	0,0000	2,37
Dentro de los grupos	7053,71	60	117,6			
Entre grupos	861,28	10	86,1	0,46	0,9089	2,01
Dentro de los grupos	10318,57	55	187,6			
pH						
Entre grupos	0,76	5	0,2	1,01	0,4186	2,37
Dentro de los grupos	8,99	60	0,1			
Entre grupos	7,27	10	0,7	16,09	0,0000	2,01
Dentro de los grupos	2,48	55	0,0			
Potasio						
Entre grupos	0,00	5	0,0	180,00	0,0000	2,37
Dentro de los grupos	0,00	60	0,0			
Entre grupos	0,00	10	0,0	65535,00	#¡NUM!	2,01
Dentro de los grupos	0,00	55	0,0			
Sodio						
Entre grupos	30,98	5	6,2	0,81	0,5471	2,37
Dentro de los grupos	458,88	60	7,6			
Entre grupos	359,71	10	36,0	15,20	0,0000	2,01
Dentro de los grupos	130,15	55	2,4			
SST						
Entre grupos	2368,3	9	263,1	1,31	0,2599	2,12
Dentro de los grupos	8004,8	40	200,1			
Entre grupos	677,9	4	169,5	0,79	0,5399	2,58

Origen de variaciones	S. Cuadrados	g.l	Prom. Cuadrados	F	Probabilidad	Fcrítico
Dentro de los grupos	9695,2	45	215,2			
Sulfatos						
Entre grupos	8,2	5	1,6	0,31	0,9038	2,37
Dentro de los grupos	317,2	60	5,3			
Entre grupos	261,0	10	26,1	22,29	0,0000	2,01
Dentro de los grupos	64,4	55	1,2			
Temperatura						
Entre grupos	34,0	5	6,8	2,38	0,0493	2,37
Dentro de los grupos	171,6	60	2,9			
Entre grupos	87,63	10	8,8	4,08	0,0003	2,01
Dentro de los grupos	118,02	55	2,1			