



**UNIVERSIDAD MICHOACANA
DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



MCIA
Maestría en Ciencias
en Ingeniería Ambiental
UMSNH

**FACULTAD DE BIOLOGÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**

**PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS
EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

**Propuestas de Nuevas Estrategias de Valoración para los
Sistemas Lóticos del Estado de Michoacán**

TESIS

que para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

presenta la

I.Q. Arianna Cristal Ortiz Sánchez

Director de Tesis:

Doctor en Ciencias en Recursos Bióticos. Ricardo Miguel Pérez Munguía

Co-directora de Tesis:

Maestra en Ciencias en Ingeniería Ambiental. Idolina Molina León

Morelia, Michoacán, Febrero del 2014

RESUMEN

PROPUESTAS DE NUEVAS ESTRATEGIAS DE VALORACIÓN DE LOS SISTEMAS LÓTICOS DEL ESTADO DE MICHOACÁN

Por

ARIANNA CRISTAL ORTIZ SÁNCHEZ

Febrero 2014

Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental

Dirigida por: Dr. Ricardo Miguel Pérez Munguía

El agua es un recurso importante para el desarrollo tanto económico y social de un país, por lo que el cuidado de su calidad y disponibilidad han sido un tema recurrente en todos los ámbitos; encontrando así que los sistemas de evaluación y valoración de la calidad del agua se han ido transformando a lo largo del tiempo, siendo más específicos al área de estudio evaluada. En este proyecto se diseñó un índice de calidad óptimo a partir de los datos de 13 sitios la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua (RENAMECA) que se encuentran dentro del Estado de Michoacán y la provincia del eje Neovolcánico, durante un periodo de once años (2001-2011), analizando 35 variables inicialmente. Los datos fueron procesados e imputados para poder realizar el diseño del índice. Se realizaron análisis estadísticos básicos, análisis de correlación, comparación de medias (prueba de Tukey – Kramer) para hacer una primera selección de las variables del lugar de estudio y de esta manera conformar la base del índice de calidad óptimo. Técnicas estadísticas multivariadas, incluyendo análisis cluster (AC), análisis de componentes principales (ACP) y análisis de discriminantes, fueron utilizadas para encontrar las variables más significativas del sistema en particular, encontrando que cinco variables en conjunto pueden clasificar los sitios en categorías de calidad del agua: conductividad eléctrica, turbiedad, color, demanda química de oxígeno y cloruros. Este índice de calidad del agua óptimo fue calibrado con datos de variables fisicoquímicas y biológicas de los sitios de la red hidráulica superficial de la parte sur-sureste del municipio de Morelia Michoacán, demostrando que ofrece buenos resultados de clasificación para otros sitios dentro del área de estudio.

Palabras Clave: Calidad del Agua, Índices de valoración, Sistemas Lóticos, Imputación de Datos

ABSTRACT

PROPOSED NEW VALUATION STRATEGIES FOR LOTICS SYSTEMS MICHOACAN STATE

By

ARIANNA CRISTAL ORTIZ SÁNCHEZ

February 2014

Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental

Directed by: Dr. Ricardo Miguel Pérez Munguía

Water is important for both economic and social development of a country, so care quality and availability have been a recurring theme in all areas, finding that systems evaluation and assessment of quality water have been transformed over time, being more specific to the area of study evaluated. In this project, a quality index optimal was designed based on data from 13 sites the Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua (RENAMECA) that are within the Michoacan state and province Neovolcánico axis, during the period of eleven years (2001-2011) analyzing 35 variables initially. The data were processed and imputed to perform the design of the index. Basic statistical analysis, correlation analysis, comparison of means (Tukey - Kramer) was performed to make a first selection of the variables of the study site and thus form build the basis the index of quality optimal. Multivariate statistics technical, including cluster analysis (CA), principal component analysis (PCA) and discriminant analysis was used to find the most significant variables on the particular system, finding that five variables together can classify sites by quality water: electrical conductivity, turbidity, color, chemical oxygen demand and chlorides. This quality index optimal water was calibrated with data from physicochemical and biological variables of the sites of the surface water network in the south-southeast of the town of Morelia Michoacan, showing that provides good classification results for other sites within the area of study.

Key Words: Quality Water, Valuation indices, Lotic systems, Data imputation.

AGRADECIMENTOS

A la **UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO**, en particular al **PROGRAMA DE LA MAESTRÍA EN CIENCIAS EN INGENIERIA AMBIENTAL** y a las **FACULTADES DE INGENIERIA QUÍMICA, BIOLOGIA E INGENIERIA CIVIL** por el apoyo en la realización del proyecto.

A la **COMISIÓN NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA** por su apoyo en el programa y en el proyecto.

A la **COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA** en especial al Departamento de Calidad del Agua por proporcionar los datos de la RENAMECA los cuales son la base fundamental de todo el proyecto.

A mi Director y Co-directora de tesis, **Dr. Ricardo Miguel Pérez Munguia y M.C. Idolina Molina León** por su apoyo, disposición y dirección del proyecto.

A los integrantes de la mesa de revisión del proyecto **Dr. Raúl Cortés Martínez, Dr. Medardo Serna Gonzales** y en especial a **Dr. José Apolinar Cortes** por su dedicación y compromiso.

A **Luis Gustavo Garfias Chavez, Gerardo Valades Bejar, Olga Carolina Nakamura Reyes y Juan Rangel Camarena** por transmitirme sus conocimientos y siempre estar presente en el proyecto apoyándome en todos los aspectos, compartiendo su tiempo, experiencias y especial motivación.

Agradecimiento y dedicación a mi familia en especial a mi madre **Ernestina Sánchez Benitez** por ser mi motor de vida y mi ejemplo de generosidad, fe y amor más grande.

A mis amigos por hacer más fáciles los ratos de estrés, en especial a mi amiga y compañera de travesía **Maria Eugenia Vega Fárfan** por ser un ejemplo de nobleza y fortaleza.

LISTA DE FIGURAS

Número de figura	Descripción	Página
2.2.1	Pirámide de objetivos para el mejoramiento de la calidad del agua (CONAGUA, 2002).	11
2.2.2	Obtención y procesamientos de datos de la información (Elaboración propia)	14
4.1.1	Localización del área de estudio	46
5.2.1	Resumen de eliminación con base a correlaciones, variabilidad y dependencia	67
5.2.1.1	Tendencia anual de los carbonatos, bicarbonatos y alcalinidad total en el sitio Corrales	70
5.2.1.2	Gráfico del comportamiento anual de la alcalinidad total, carbonatos y bicarbonatos en los sitios con cambios significativos (AAPIED, CORR, CTZIO y PFRIJO)	71
5.2.2.1	Panorama general del comportamiento de los datos para sólidos sedimentables	76
5.2.2.2	Comparación entre sitios con base a sólidos sedimentables con la prueba de Tukey – Kramer ($p = 0.05$)	77
5.2.2.3	Comparación entre años con base a sólidos sedimentables con la prueba de Tukey – Kramer ($p = 0.05$)	78
5.2.2.4	Panorama general del comportamiento de los datos para sulfatos en sitios con diferencias significativas en el tiempo	79
5.2.3.1	Comparación entre sitios con base al ion sodio con la prueba de Tukey – Kramer ($p = 0.05$)	82
5.2.3.2	Comparación con prueba de Tukey – Kramer ($p=0.05$) para a) épocas del año b) estación del año	83
5.3.1	Función de Calidad para Coliformes Fecales de la NSF (Fernández et al., 2005)	90
5.3.2	Distribución de coliformes fecales con los valores entre 0 y 10 000 NMP/100ml	92
5.3.3	Grafica del comportamiento de la Temperatura del agua en los sitios	94
5.3.4	Función de Calidad propuesta para Temperatura	95
5.3.5	Propuesta de modificación a la función de calidad para pH de Montoya (1991)	96
5.3.6	Función de calidad de Montoya (1991) para Nitrógeno Amoniacal	98
5.3.7	Función de calidad para Nitratos por la NSF, ICA Montoya, Pratti y WQI European	99
5.3.8	Función de calidad del ICA NSF para Nitratos	100
5.3.9	Función de Calidad de Montoya (1991) para Cloruros	101

5.4.1.1	Dendograma de los sitios de la RENAMECA de acuerdo al nuevo índice de calidad	107
5.4.2.1	Grafica SCREE de los componentes de los datos de la RENAMECA	109
5.4.2.2	Comportamiento de oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno por sitio de la RENAMECA	116
5.4.3.1	Ordenamiento de los sitios. a) Utilizando como variable categórica la conductividad eléctrica. b) Utilizando como variable categórica la demanda química de oxígeno	119
5.4.3.2	Actividad agrícola cerca al cauce del Río El Silencio	124
5.4.3.3	Impactos de la actividad ganadera cerca al cauce del Río El Silencio	125
5.5.1	Variación de la calidad del agua en los sitios de acuerdo al nuevo índice de calidad	127
5.5.2	Comparación entre meses con base al índice de calidad del agua optimizado con la prueba de Tukey – Kramer ($p = 0.05$)	129
5.5.3	Comparación de las categorías con base al índice de calidad del agua optimizado con la prueba de Wilcoxon / Kruskal-Wallis	130

LISTA DE CUADROS

Número de cuadro	Descripción	Página
2.2.1	Número de estaciones de la Red Nacional de Monitoreo de Calidad del Agua en diferentes años (CONAGUA, 2002).	15
2.2.2	Estaciones de la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua de acuerdo al tipo de red y área específica.	17
2.2.3	Sitos de la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua en el Estado de Michoacán	19
2.3.1	Fórmulas para la integración del índice de calidad	22
2.3.2	Aspectos y efectos de algunos parámetros en el ecosistema acuático	23
2.4.1	Resumen de los índices de calidad de mayor uso en el mundo.	29
4.1.1	Información básica de los sitios de la RENAMECA utilizados para el estudio	49
4.1.2	Normas Mexicanas para la determinación de los parámetros en laboratorio y muestreo	50
4.4.1	Categorías generales para calificar la calidad ambiental visual	57
4.4.2	Ubicación y designación de los sitios (Molina, 2011)	58
5.1.1	Sitos de la RENAMECA para sistemas lóticos en el Estado de Michoacán	59
5.1.2	Resumen de porcentaje de datos y estadística básica de las 33 variables tomadas en cuenta para el estudio	60
5.2.1	Resumen de variables eliminadas a partir de los criterios establecidos	63
5.2.2	Parámetros eliminados por falta de datos	64
5.2.1.1	Valores de correlaciones de Spearman de alcalinidad total contra carbonatos y bicarbonatos por sitio	69
5.2.1.2	Valores de correlaciones de Spearman de Durezas	74
5.2.2.1	Concentraciones de sulfatos, dureza total y cloruros en los sistemas lóticos de Michoacán pertenecientes al Eje Neovolcánico del 2001 – 2011	81
5.2.3.1	Valores de correlación de Spearman del ion sodio con los parámetros más significativos	84
5.3.1	Resumen del método de normalización de las variables	87
5.3.2	Escala de clasificación de calidad del agua NMP/100 ml	91
5.3.3	Límites máximos permisibles para Nitrógeno Total de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996	98
5.3.4	Ecuaciones para cálculo de índices de pH, Temperatura, Nitrógeno Amoniacal, Cloruros y Nitratos	102

5.3.5	Parámetros y factores de normalización modificados para el cálculo del índice de calidad de agua	103
5.3.6	Asignación de variables a cada grupo de acuerdo a su importancia.	105
5.4.2.1	Valor de las cargas de cada variable y porcentajes de varianza explicada de los primeros cuatro componentes para la épocas de precipitación y estiaje	111
5.4.2.2	Cuadro de análisis de correlación de los sitios de la RENAMECA	114
5.4.3.1	Análisis de discriminantes de acuerdo a la calidad de los sitios	118
5.4.3.2	Valores de parámetros de calidad ambiental visual y sus categorías	120
5.4.3.3	Clasificación de de acuerdo a la calidad del agua	121
5.4.3.4	Categorías de calidad del agua y calidad ambiental visual de los sitios de la RENAMECA	122

Contenido

RESUMEN	i
ABSTRACT	ii
AGRADECIMENTOS	iii
LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE CUADROS	vi
INTRODUCCIÓN	1
1.1 Generalidades	1
1.2 Objetivos	6
Objetivo General	6
Objetivos particulares.....	6
1.3 Justificación	7
1.4 Hipótesis	8
MARCO TEÓRICO.....	9
2.1 Generalidades	9
2.2 Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua (RENAMECA)	11
2.3 Aspectos importantes de los Índices de Calidad del Agua	20
2.4 Índices de calidad	29
ANTECEDENTES	38
3.1 Panorama de los índices de calidad	38
3.2 Índices de Calidad en México	44
METODOLOGÍA.....	47
4.1 Área de estudio.....	47
4.2 Índice de Calidad del Agua	53
4.3 Reducción de las variables	56
4.4 Caracterización de Calidad Ambiental Visual	57
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	61
5.1 Procesamiento de los datos.....	61
5.2 Selección de variables	64
5.2.1 Eliminación de variables redundantes.....	69
5.2.2 Eliminación de parámetros que no presentan variabilidad	77
5.2.3 Eliminación de variables obtenidas a partir de otros parámetros	84
5.3 Normalización de los parámetros	88
5.4 Reducción de variables.....	108

5.4.1 Análisis multivariado.....	109
5.4.2 Análisis multivariado de componentes principales	110
5.4.3 Análisis de discriminantes	119
5.5 Validación del Índice de Calidad.....	127
CONCLUSIÓN	133
REFERENCIAS.....	135
ANEXO A	148
Imputación de datos	148

INTRODUCCIÓN

1.1 Generalidades

El agua se considera un recurso que se renueva constantemente por medio del ciclo hidrológico, sin embargo no es infinito, por el contrario es un recurso poco abundante, se estima que apenas el 0.001% del agua en planeta (Mittermeier et al. 2010), se encuentra disponible para consumo humano. El agua dulce es esencial para la existencia humana, puesto que no solamente depende de ella en el sentido de consumo directo y satisfacción de necesidades primarias, sino que además se le utiliza en diversos campos que han permitido el desarrollo económico y social, tales como la agricultura y la industria.

Sin embargo, los distintos usos a través de prácticas mal planeadas hacen que este recurso es cada vez más escaso. La aprobación de la administración de productos químicos tóxicos, la sobreexplotación de los acuíferos, el transporte atmosférico a larga distancia de los contaminantes y la contaminación de cuerpos de agua con sustancias orgánicas que promueven la eutrofización, son algunas de las principales causas de la degradación actual de la calidad del agua en lagos y ríos, que se ven especialmente afectados.

La presencia de contaminantes en cualquier tipo de agua desequilibra el balance natural de las sustancias disueltas o suspendidas, modificando la composición del agua por lo que los organismos que habitan en ese medio pueden bioacumular contaminantes de manera directa o indirecta como resultado de su transmisión a través de la cadena alimenticia, o bien ser extirpados localmente de ambientes en los que el incremento anormal de estas partículas alcanza niveles tóxicos o se disminuyen propiedades del ecosistema que les son vitales, tales como la cantidad de oxígeno disuelto o cambios bruscos de la temperatura.

Por lo anterior, la evaluación completa y precisa de las tendencias en la calidad del agua es una necesidad urgente, con el fin de proporcionar una base para las acciones en todos los niveles (UNEP/WHO, 1996), tendientes a la recuperación y modelos de uso del recurso a largo plazo.

En los programas de monitoreo, se realizan muestreos y análisis generalmente de factores químicos, físicos y biológicos anualmente o con menor frecuencia de variables que identifiquen las variaciones de la calidad del agua. A partir de ellos se generan grandes cantidades de datos que son la base de la evaluación de la calidad del agua.

La regulación de la calidad del agua consiste en la evaluación de la contaminación de parámetros y resúmenes estadísticos sobre los cuerpos de agua que son comprensibles por científicos, sin embargo este tipo de información debe ser significativa para los gerentes y tomadores de decisiones del sector del agua que requieren saber las condiciones de los cuerpos de agua locales (Nasirian, 2007). El índice de calidad del agua es una herramienta aritmética para transformar grandes cantidades de datos de calidad del agua en un solo número obtenido de forma acumulativa (Abdul Hammeed M. Jawad Alobaidy et al., 2010). Por esta razón, los índices de calidad del agua se utiliza como un método practico para la observación y representación del problema de contaminación del cuerpo de agua (Akkoyunlu A. and Akiner M.E., 2012).

La evaluación de la calidad del agua requiere de dos componentes: medición de las variables de calidad del agua y la comparación de las medidas con puntos de referencias como directrices y objetivos para evaluar el cambio (De Rosemond S. et al., 2009). Además, cabe mencionar, que estos índices de calidad no requieren de un gran número de diferentes variables de calidad del agua para el desarrollo y validación, solo se requiere la concentración de un número limitado de parámetros de calidad (Akkoyunlu A. and Akiner M.E., 2012).

En México, como resultado de la necesidad del cuidado del agua se han establecido diversas leyes y normas para el aprovechamiento sustentable y racional del recurso hídrico, así como la prevención y control de la contaminación del agua para los diferentes usos a los cuales está destinada, entre los que se incluye la protección de la flora y la fauna acuática.

Por lo anterior, ha sido fundamental la definición de criterios con base en el conocimiento de los contaminantes, la correlación entre su presencia y los efectos que estos ocasionen en los seres vivos, así como los consumidores directos del agua, y de las especies y actividades productivas que dependan de este recurso (DOF, 1989).

De esta manera, se realizó el Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89, que sirve para calificar los cuerpos de agua como aptos para ser utilizados como fuente de abastecimiento de agua potable, en actividades recreativas con contacto primario, para riego agrícola, para uso pecuario, en la acuicultura, o para la protección de la vida acuática. Estos criterios, establecen los límites permisibles para cada uso, tomando en cuenta varios parámetros químicos, fisicoquímicos y biológicos, cuya valoración y modos de análisis se encuentran normados de manera particular.

Para garantizar el cumplimiento de no exceder estos límites la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) ha puesto en operación el Programa Nacional de Monitoreo de Calidad del Agua, para el cual se diseñó la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua (RENAMECA) en la cual se ubicaron sitios estratégicos en el sistema hidrográfico del país, y así generar datos que permitan evaluar la calidad del agua en cuerpos de agua de interés nacional.

En el estado de Michoacán actualmente se encuentran 59 sitios de esta red, distribuidos en los principales cuerpos de agua de la siguiente forma (CONAGUA, 2011):

- Veintitrés sitios en ríos: Lerma, Grande de Morelia, Duero, Angulo, Balsas, Cupatitzio, El Marqués, El Silencio, Tepalcatepec, Tacámbaro, Apo, Carácuaro y Tzitzio.
- Quince sitios ubicados en Lagos: Pátzcuaro, Cuitzeo y Zirahuén.
- Doce sitios en Presas: Infiernillo y La Villita.
- Tres sitios en el Acuífero de Nueva Italia.
- Cinco sitios en la desembocadura del Río Balsas en el Océano Pacífico.

Con la finalidad de conocer de manera general las características del cuerpo de agua en esos sitios para determinar si cumplen o no con la calidad para el uso al que está destinado, en el año 1977, la extinta SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos) desarrolló un modelo matemático denominado Índice de Calidad del Agua (ICA) de particular uso en México, el cual con base en la ponderación de los parámetros más importantes evaluaba de manera sencilla, rápida y de fácil interpretación las condiciones del agua en el momento del muestreo.

El ICA de manera porcentual, describe el cuerpo de agua en estudio considerando la máxima puntuación a aquellas columnas en las que el 100% sea agua pura y la mínima en las que toda el agua se encuentra contaminada, tomando como referencia intervalos que dependían del uso al que estaba destinado, si cumplía o no con la calidad requerida. Sin embargo, este Índice aunque es preciso, únicamente valora la calidad del agua en términos de contaminación orgánica y no reconoce otras formas de contaminación así como la calidad general de los ecosistemas acuáticos, especialmente es ríos y arroyos, los que han sido frecuentemente utilizados para el transporte de desechos urbanos, industriales y agrícolas.

En este sentido, desde el 2005, la autoridad del agua (CONAGUA), ha venido implementando la valoración de las columnas de agua superficiales, empleando únicamente tres variables: Demanda Biológica y Química de Oxígeno (DBO₅ y DQO), así como los Sólidos Suspendidos Totales (SST), al mismo tiempo que está buscando

otras formas de valoración, como es el uso de los macroinvertebrados bentónicos (CONAGUA, 2012).

Los índices de calidad tienen que ser desarrollados teniendo en cuenta las propiedades locales y el estado de contaminación de los ecosistemas (Akkoyunlu A. and Akiner M.E., 2010). En el caso de Michoacán, se cuenta con datos históricos de por lo menos diez años de los sitios de monitoreo en ecosistemas lóticos, que serán los objetos del presente estudio, siendo estadísticamente los suficientes para clasificar los sitios de la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua y generar una evaluación de los parámetros más importantes que mejor definan la calidad del agua de manera costo-eficiente.

De esta manera el desarrollo de un ICA proporcionará una estimación rápida y precisa de la calidad de la columna del agua, reducirá factores de importancia (tiempo y costo) y servirá como herramienta para el establecimiento de estrategias de manejo del recurso hídrico. Así, en el presente estudio, tiene como objetivo importante el de reducir un gran número de parámetros a un subconjunto más pequeño, fácilmente utilizable y que tenga una relación costo/beneficio eficiente. Sin embargo, representará solo el inicio de una propuesta de la metodología de la evaluación de la calidad del agua, formando parte de un proceso iterativo de constante desarrollo y mejora del mismo.

“Todos los índices de calidad tienen una u otra limitación y la búsqueda de la más completa sigue siendo un desafío” (Lumb A. et al., 2011)

1.2 Objetivos

Objetivo General

Proponer un Índice de Calidad del Agua, que permitan valorar de manera costo/beneficio eficiente la calidad del agua superficial en sistemas lóticos de la provincia del Eje Neovolcánico en el Estado de Michoacán.

Objetivos particulares

- Establecer una propuesta de modificación del índice de calidad del agua (ICA) utilizado en México basada en el comportamiento estadístico de las variables de calidad del agua medidas para el área de estudio en el periodo 2001-2011.
- Integrar las variables de importancia ambiental y sanitaria en un nuevo modelo numérico para calcular el índice de calidad del agua.
- Determinar el conjunto mínimo de variables que aplicadas al nuevo modelo numérico expresen mejor la calidad del agua para los sitios de monitoreo seleccionados (índice de calidad del agua optimizado).
- Calibrar el nuevo índice de calidad con otros sitios de estudio.
- Integrar los resultados en la propuesta final de evaluación de la calidad del agua.

1.3 Justificación

La cantidad de agua pura en una columna de agua ha sido la variable a medir para valorar la calidad de ésta, de tal manera que se puedan expresar los posibles usos de la misma. Sin embargo, en la naturaleza no existen cuerpos de agua que contengan en sus columnas aguas puras, puesto que los ciclos relacionados con el ciclo hidrológico, tales como los del fósforo, nitrógeno y carbono, además de la dilución de las rocas o bien el intercambio catiónico que ocurre entre la columna de agua y los materiales del suelo y subsuelo, en su conjunto proveen de partículas que al ser disueltas en las columnas le confieren distintas cualidades. Estos cambios en las columnas se ven íntimamente ligados con el sostenimiento de la vida, ya que los procesos biológicos dependen no solamente de la presencia de agua, sino que se incluyen a los iones y partículas disueltas para que tales procesos ocurran, entre otros la producción a partir de la fotosíntesis y con ello el sostenimiento de las cadenas tróficas, en general el metabolismo de los seres que habitan las aguas epicontinentales se encuentra vinculado en distinto grado con los materiales disueltos y suspendidos en la columna de agua.

Además otros usos del agua también dependen de la presencia de estos materiales, como son el riego, el abastecimiento de agua potable y usos no consumptivos, por lo que es importante restablecer la valoración de la calidad del agua, no únicamente en el sentido de medir el grado de contaminación, como ocurre con el protocolo de valoración normalizado, sino que además se consideren aspectos que permitan valorar con principios ecológicos los usos potenciales del agua superficial. Por lo anterior, es de suma importancia desarrollar modelos para evaluar la calidad de las aguas enfocado a características específicas de cada lugar puesto que las condiciones de la calidad del agua dependerán de varios factores que se presentan de manera diferente en cada zona, región o país; y que además estos modelos tengan la cualidad de ser herramientas de valoración con relaciones de costo/beneficio eficientes.

1.4 Hipótesis

Siendo las características de la calidad del agua resultado tanto de los efectos de la contaminación como de los procesos hidráulicos involucrados en los ecosistemas lóticos particulares de un área determinada y tomando en cuenta que el Índice de Calidad del Agua no involucra condiciones ambientales de estos sistemas acuáticos. Entonces, se espera que un grupo de variables integren un índice de calidad del agua informativo y costo/beneficio eficiente de los sistemas lóticos.

MARCO TEÓRICO

2.1 Generalidades

El agua se considera como uno de los recursos de mayor importancia y fundamental para el desarrollo de la vida, formando parte de los cuatro recursos básicos en que se apoya el desarrollo (agua, aire, tierra y energía). Este recurso hídrico es el compuesto más abundante, cubriendo tres cuartas partes de la superficie terrestre encontrándose en mayor proporción como agua salada que como agua dulce, además esta última está inmovilizada en forma de nieve, glaciares o como hielo en ciertas zonas de la superficie terrestre (Jimenez B. E., 2001). La forma en que se encuentra el agua en el planeta es muy diversa, sin embargo, tanto los diferentes estados de agregación como los variados tipos de cuerpos en que se presenta el agua se encuentran interconectados a través del ciclo hidrológico.

Con lo que respecta a los cuerpos de agua, se encuentran tres tipos de masas de agua con diferentes propiedades hidrodinámicas (UNESCO/WHO/UNEP, 1996):

- Ríos.- Son corrientes unidireccionales con flujos altos que presentan velocidades entre los 0.1 a 1 metros por segundo. Su caudal varía en función del tiempo, situación climática y patrón de drenaje; presentan mezcla vertical continua que dependerá de las corrientes predominantes y las turbulencias en el río.
- Lagos.- Presentan velocidades de corrientes bajas, entre 0.001 y 0.01 metros por segundo (valores en la superficie del cuerpo de agua), por lo tanto sus tiempos de residencia van de un mes hasta varios cientos de años. Estos cuerpos presentan procesos de mezclado vertical los cuales dependerán de las condiciones climáticas así como de la profundidad del lago.
- Aguas subterráneas.- Se caracterizan por patrones de flujo más constantes en términos de dirección y velocidad. Estas velocidades comúnmente se encuentran en intervalos de 10^{-10} a 10^{-3} y dependerán de la porosidad y permeabilidad del material geológico por donde se muevan.

Estos tipos de cuerpos de agua son las principales fuentes de abastecimiento para las actividades antropogénicas como es el caso de la agricultura, ganadería e industria las cuales funcionan con base a la disponibilidad del mismo, por lo que se considera como un pilar en el crecimiento socioeconómico de un país. Por lo anterior, el agua ha sido manipulada por el hombre, lo que ha alterado el equilibrio del ciclo hidrológico, su disponibilidad y la calidad del mismo; esta última se debe principalmente al uso de los cuerpos de agua como cuerpos receptores de desechos de actividades antropogénicas.

Con motivo de vigilar tanto su disponibilidad y calidad del agua con la visión de un manejo sustentable, se han desarrollado diversos programas, en particular aquellos que realizan evaluaciones completas y precisas de las tendencias de la calidad del agua, esto con la finalidad de conocer el estado actual y un panorama a futuro del mismo. A partir de esto, surge la tarea de realizar monitoreos con el motivo principal de generar bases de datos las cuales son indispensables para las evaluaciones.

De acuerdo a la Organización Internacional de Normalización (ISO por sus siglas en inglés) se define monitoreo como un proceso programado de muestreo, medición y el posterior registro o señalización, o ambos, de diversas características del agua, con la finalidad de evaluar objetivos específicos. Sin embargo, la evaluación de la calidad del agua es un proceso complejo en el cual el monitoreo es el principio o la base de la evaluación de la calidad de un cuerpo de agua. Una vez realizado el planteamiento de un monitoreo de diversas variables en una región es necesario llevar a cabo un análisis de las muestras recolectadas en campo y a partir de este análisis se generará la información necesaria para plantear estrategias y programas para el cuidado del recurso hídrico, así como identificar los problemas a resolver ya sea a corto, a mediano o a largo plazo. El planteamiento de un programa de monitoreo ha sido adoptado por varios países, en los que se encuentra incluido México con su Programa de Monitoreo de la Calidad del Agua y el establecimiento de una Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua como se explica a continuación.

2.2 Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua (RENAMECA)

Como se mencionó antes, el cuidado del recurso hídrico es de vital importancia en la actualidad por lo que es necesario realizar estrategias de administración o gestión del mismo. Bajo este esquema, se puede hablar de actividades y objetivos en donde la meta final será el control y mejoramiento de la calidad del agua (figura 2.2.1). En México, como parte de estas estrategias se formuló un Programa de Monitoreo de la Calidad del Agua.



Figura 2.2.1 Pirámide de objetivos para el mejoramiento de la calidad del agua (CONAGUA, 2002)

Este Programa Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua tiene sus orígenes en el año de 1974 y surge a partir de la necesidad de administrar la calidad del agua con la ayuda de la generación de información. Este primer programa de observación sistemática de la calidad del agua de las aguas nacionales comprendía 239 estaciones

para la toma de muestras, repartida en 14 regiones o zonas de trabajo, cada una con su respectivo laboratorio (CONAGUA, 2002).

La Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua consiste, como su nombre lo dice, en el monitoreo del agua en diferentes sitios ubicados en todo el país abarcando tanto muestreo, análisis y generación de información para el control, como el manejo y mejora de la calidad del agua en los sistemas acuáticos; esta red ha estado administrada desde sus inicios por la Oficina Central, actualmente la Gerencia de Calidad del Agua (Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua), de la Subdirección General Técnica de la Comisión Nacional del Agua y tiene como objetivos principales:

- Evaluar las tendencias de la calidad del agua a nivel nacional, regional o por localidad.
- Valorar el desempeño y cumplimiento de la regulación con la finalidad de controlar la contaminación de los cuerpos de agua.
- Identificación de problemas asociados a contaminantes específicos (metales pesados y compuestos orgánicos) presentes en los sistemas acuáticos.
- Hacer cumplir la normatividad establecida por la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), Ley de Aguas Nacionales (LAN) y el Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales (RLAN).
- Generar información para cumplir con los acuerdos y compromisos internacionales.

En este último, de acuerdo al marco legal y al ámbito de acción de la Comisión Nacional del Agua se ha detectado que los requerimientos de información de calidad del agua con los que debe cumplirse, no solo en el ámbito internacional sino también a nivel nacional, regional o local. Dichos requerimientos son los siguientes:

- I. Internos.- Estos requerimientos deberán responder a las necesidades de la tarea administrativa de las aguas en el país y corresponden en términos generales a dos tipos. El primero son los de estado regional y nacional de la calidad de las aguas del país; y el segundo corresponde a los relacionados con el control de la contaminación.

II. Sectoriales.- A nivel federal, se cumplirá con los siguientes requerimientos:

- Sistema Nacional de Información Ambiental operado por Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Actividades de ordenamiento ecológico y los programas de control de sustancias tóxicas prioritarias a cargo del Instituto Nacional de Ecología.
- Información de calidad del agua en actividades de la Subsecretaría de Pesca y en la Secretaría de Salud en el área de salud ambiental.

Además, cada estado presenta sus propios requerimientos de información a nivel estatal y municipal, estos coordinados por las Gerencias Regionales.

III. Sociales.- Es obligación llevar a cabo un monitoreo permanente de las aguas del país de acuerdo al reglamento de la Ley de Aguas Nacionales en su artículo 154; y es derecho público conocer esta información (capítulo II Derecho a la Información Ambiental, Artículo 159 bis de la LGEEPA).

IV. Por acuerdos internacionales (OCDE, GEMS/UNEP).- Como parte de los compromisos existentes se encuentra el de generar información de calidad del agua para el programa de monitoreo global (GEMS/Water) administrado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y con la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico.

V. Por acuerdos fronterizos.- En el país se debe de cumplir con compromisos tanto de la frontera norte como en el sur. En la frontera norte se lleva el cumplimiento del acuerdo del Programa Frontera XXI en los cuales se realiza el monitoreo de los siguientes ríos: Nuevo, Colorado, San Pedro, Santa Cruz y Bravo. En la frontera del sur, se establecieron tres estaciones sobre los cuerpos transfronterizos Río Hondo y Arroyo Azul como parte del acuerdo con el Gobierno de Belice.

Por otro lado, el proceso que sigue el programa de monitoreo de la calidad del agua es el que se muestra en la figura 2.2.2, siendo una de las partes fundamentales

del programa, los laboratorios que tiene como actividades principales el muestreo, mediciones directas de los parámetros así como determinaciones analíticas (volumétricas, gravimétricas, espectrofotométricas UV-VIS, microbiológicas y toxicológicas). La información generada por cada laboratorio se procesa en ACCESS y en el Sistema de Captura de la Red Nacional de Monitoreo (SiRNM); cuyo objetivo principal de la SiRNM es contar con información actualizada, confiable y oportuna de la calidad del agua disponible en línea y almacenada en una sola base de datos.

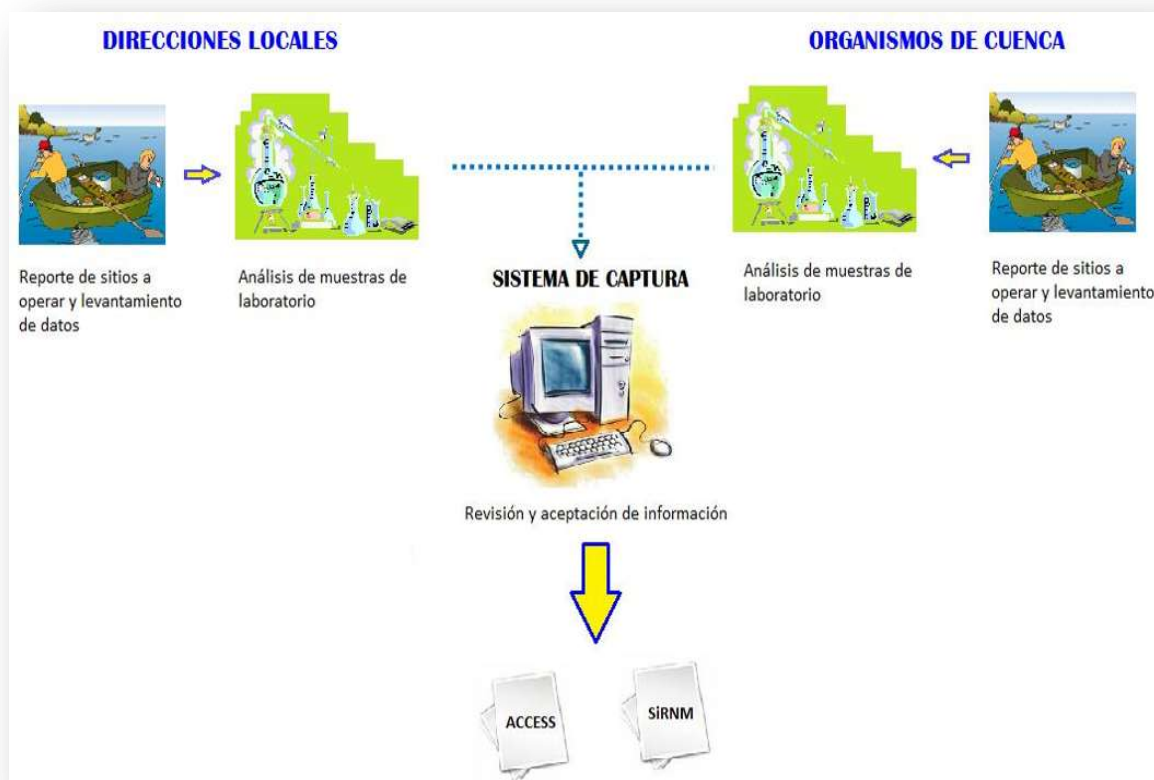


Figura 2.2.2 Obtención y procesamientos de datos de la información (Elaboración propia)

Con lo que respecta a los sitios de monitoreo, con el paso del tiempo, la RENAMECA ha crecido constantemente en el número de estaciones (cuadro 2.2.1) que se encuentran distribuidas a lo largo y ancho del país; ubicados en cuerpos de agua superficiales, zonas costeras y en aguas subterráneas. Con lo que se refiere a la cantidad y tipo de variables analizadas, éstas se fueron ajustando continuamente en

función de las capacidades y posibilidades analíticas de cada región, presentando una variación entre cinco a 56 parámetros medidos, siendo los más comúnmente medidos los cloruros, conductividad, alcalinidad, pH y dureza total.

Cuadro 2.2.1. Número de estaciones de la Red Nacional de Monitoreo de Calidad del Agua en diferentes años (CONAGUA, 2002)

Año	Número de estaciones
1974	239
1982	420
1988	786
1995	803
1996	732
1997	729
1998	743
1999	672
2000	744
2001	1 014
2002	892
2004	964
2007	1 014

En el año 2011, la RENAMECA contaba con 1 815 sitios, repartidos en 13 laboratorios ubicados en organismos de Cuenca y 15 direcciones locales; los cuales reportan las mediciones de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos; y en algunos casos adicionalmente a estos parámetros, a partir del 2005 se llevan a cabo monitoreos biológicos en algunas regiones del país utilizando índices de biodiversidad con organismos bentónicos (CONAGUA, 2012)

Los sitios de la RENAMECA incluyen sub-redes divididas en tres áreas específicas. Las áreas específicas son: aguas superficiales, zonas costeras y aguas

subterráneas. Con lo que respecta a las sub-redes, están conformadas por las siguientes cuatro redes:

- ❖ Red Primaria.- Es el componente esencial y permanente de la RENAMECA, su objetivo es la generación de información descriptiva a largo plazo de los cuerpos de agua más importantes de país; ya sea por el uso de sus aguas, impactos potenciales o por su sensibilidad a la contaminación.

- ❖ Red Secundaria.- Su estrategia de implementación parte del análisis de los sitios de la red primaria. La red secundaria es un componente flexible, el cual se asocia a fuentes con un impacto en particular, como una descarga o grupo de descargas residuales. En el caso de que en un sitio permanezca el efecto monitoreado, se analizará la posibilidad de proponer una estación permanente y por lo tanto la estación pasará a formar parte de la red primaria.

- ❖ Estudios Especiales.- Este es el componente que fortalece el diseño de las redes primaria y secundaria, además de darle apoyo científico a las actividades de monitoreo permanentes del programa. Consiste en estudios detallados sobre un problema muy puntual ya sea un contaminante o un efecto.

- ❖ Red de Referencia.- Es un componente permanente para las aguas subterráneas, cuyo objetivo es la caracterización hidrogeoquímica de los acuíferos. Esta información generada servirá para la prevención de la contaminación de tipo difuso a mediano y largo plazo.

En el cuadro 2.2.2 se presentan la distribución de los sitios de la RENAMECA en las diferentes áreas y sub-redes en el año 2011.

En el caso particular del Estado de Michoacán, la RENAMECA está conformada por diferentes sitios ubicados tanto en ríos como en lagos distribuidos en todo el Estado (cuadro 2.2.3).

Cuadro 2.2.2 Estaciones de la Red Nacional de Medición de Calidad del Agua de acuerdo al tipo de red y área específica

Red	Área	Sitios (número)
Red primaria	Cuerpos superficiales	256
	Zonas costeras	78
	Aguas subterráneas	174
Red secundaria	Cuerpos superficiales	318
	Zonas costeras	44
	Aguas subterráneas	38
Estudios especiales	Cuerpos superficiales	268
	Zonas costeras	50
	Aguas subterráneas	502
Red de referencia		87
	Total	1815

Fuente: Atlas Digital del Agua México 2012.

Finalmente, una vez obtenidos los datos de monitoreo, con el fin de evaluar la calidad o el grado de contaminación del agua se han desarrollado diferentes índices de calidad tanto generales como específicos que más adelante se explicaran a detalle. Sin embargo, es importante mencionar que a partir de año 2004 la Comisión Nacional del Agua dejo de reportar la calidad del agua con base al ICA (índice de calidad del agua) utilizando únicamente como indicadores de calidad del agua la demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno y sólidos suspendidos totales, utilizando los dos primeros para la estimación de la materia orgánica en los cuerpos de agua como

resultado del vertido de aguas residuales urbanas lo cual disminuye la cantidad de oxígeno disuelto que afectara de manera considerable a los ecosistemas acuáticos. Los sólidos suspendidos totales de igual manera pueden tener su origen en la contaminación por aguas residuales, o bien, por procesos de erosión hídrica (CONAGUA, 2012).

Cuadro 2.2.3. Sitos de la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua en el Estado de Michoacán

TIPO DE RED	SITIO	REGIÓN HIDROLÓGICA	CUENCA	SUBCUENCA	CUERPO DE AGUA	AÑO DE INICIO
Primaria Aguas Superficiales	El Gigante	Lerma-Santiago	R. Lerma-Toluca	A. Cachiví	Río Lerma	1999
	Corrales	Lerma-Santiago	R. Lerma-Chapala	R. Angulo-Briseñas	Río Lerma	1999
	Yurécuaro	Lerma-Santiago	R. Lerma-Chapala	R. Angulo-Briseñas	Río Lerma	1999
	Cointzio	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Cuitzeo	Río Grande de Morelia	1999
	Río Grande de Morelia	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Cuitzeo	Río Grande de Morelia	1999
	La Estanzuela	Lerma-Santiago	R. Lerma-Chapala	R. Duero	Río Duero	1979
	Puente Capirio	Balsas	R. Tepalcatepec-Infiernillo	R. Tepalcatepec	Río Tepalcatepec	1982
	La Pastoría	Balsas	R. Tepalcatepec-Infiernillo	R. El Marqués	Río El Marqués	1999
	Los Pinzanes	Balsas	R. Tacámbaro	R. Tacámbaro	Río Tacámbaro	1999
Secundaria Aguas Superficiales	Villa Jiménez	Lerma-Santiago	R. Lerma-Chapala	Río Angulo	Río Angulo	1979
	Puente El Frijolar	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Cuitzeo	Río Grande de Morelia	2001
	Puente La Aldea	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Cuitzeo	Río Grande de Morelia	1981
	Aguas Abajo La Piedad	Lerma-Santiago	R. Lerma-Chapala	R. Angulo-Briseñas	Río Lerma	1979
	Rodilla del Diablo	Balsas	R. Tepalcatepec-Infiernillo	R. Cupatitzio	Río Cupatitzio	1981
	Hidrométrica CFE	Balsas	R. Tepalcatepec-Infiernillo	R. Cupatitzio	Río Cupatitzio	1981
	Lago Zirahuén	Balsas	R. Tepalcatepec-Infiernillo	R. Cupatitzio	Lago de Zirahuén	1999
	El Silencio	Balsas	R. Tepalcatepec-Infiernillo	L. de Zirahuén	Río El Silencio	2001
	Puente el Marqués	Balsas	R. Tepalcatepec-Infiernillo	R. El Marqués	Río El Marqués	2006
Referencia Aguas Subterráneas	Pozo Capirio	Balsas	R. Tepalcatepec-Infiernillo	R. El Marqués	Acuífero Nueva Italia	2000
	Pozo Gámbara	Balsas	R. Tepalcatepec-Infiernillo	R. El Marqués	Acuífero Nueva Italia	2000
	Pozo Sarabia	Balsas	R. Tepalcatepec-Infiernillo	R. El Marqués	Acuífero Nueva Italia	2000
Estudios Especiales Aguas Superficiales	Seno Quiroga	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Pátzcuaro	Lago de Pátzcuaro	2001
	Cuello del Lago	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Pátzcuaro	Lago de Pátzcuaro	2001
	Área de Islas	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Pátzcuaro	Lago de Pátzcuaro	2001
	Seno Erongarícuaro	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Pátzcuaro	Lago de Pátzcuaro	2001
	Seno Janitzio	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Pátzcuaro	Lago de Pátzcuaro	2001
	Janitzio-Pátzcuaro	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Pátzcuaro	Lago de Pátzcuaro	2001
	Muelle Principal	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Pátzcuaro	Lago de Pátzcuaro	2001
	Chehuayo	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Cuitzeo	Lago de Cuitzeo	2001
	Frente Cuitzeo	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Cuitzeo	Lago de Cuitzeo	2001
	Mariano Escobedo	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Cuitzeo	Lago de Cuitzeo	2001
	La Ortiga	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Cuitzeo	Lago de Cuitzeo	2001
	Iramuco	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Cuitzeo	Lago de Cuitzeo	2001
	Estación Queréndaro	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Cuitzeo	Lago de Cuitzeo	2001
	Vaso Poniente	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Cuitzeo	Lago de Cuitzeo	2001
	La Palma	Lerma-Santiago	L. de Pátzcuaro-Cuitzeo y L. de Yuriria	L. de Cuitzeo	Lago de Cuitzeo	2001

2.3 Aspectos importantes de los Índices de Calidad del Agua

Un índice de calidad del agua consiste en una expresión simple de la combinación de un número de parámetros, los cuales sirven como una medida de calidad del agua y puede ser representado por un número, intervalo, descripción verbal, un símbolo o un color (Fernández et al., 2005 a). La ventaja del índice radica en la facilidad interpretativa que representa, por lo que es usada como una herramienta para transmitir la información de la calidad del cuerpo de agua de una forma sencilla de interpretar para cualquier usuario.

Por otro lado, de acuerdo a Ball and Church (1980), los diferentes tipos de índices de calidad de agua se dividen en cuatro grupos que a su vez se dividen en categorías orientadas a su uso:

- I. Se aplica a tensores e incluye dos categorías:
 - Los indicadores en la fuente: usada en fuentes difusas
 - Los indicadores en un punto diferente a la fuente: reporta la calidad del agua generada por las fuentes difusas.
- II. Mide la capacidad de estrés
 - Medidas simples como indicadores: incluyen atributos y componentes individuales del agua que sirven como indicadores.
 - Los indicadores basados en criterios o estándares: son los que relacionan las medidas de calidad del agua con los niveles estándar o normales que han sido determinados para su preservación y usos adecuados del agua.
 - Los índices multiparámetro: formulados a partir de las opiniones colectivas o individuales de expertos.
 - Los índices multiparámetro empíricos: se establecen con propiedades estadísticas de las mediciones de calidad del agua.
- III. Incluye los indicadores desarrollados específicamente para lagos.
- IV. Referidos a las consecuencias de la calidad del agua.
 - Indicadores de la vida acuática: basados en la capacidad de tolerancia de la biota acuática a varios contaminantes y condiciones.

- Indicadores del uso del agua: evalúa que tan adecuada puede ser para usos como el abastecimiento y la agricultura.
- Indicadores basados en la percepción: son determinados por las opiniones del público y los usos de los cuerpos de agua.

Los índices de calidad del agua son utilizados para mejorar o simplificar la información de la calidad del cuerpo de agua, sin pretender remplazar la información existente además de que el índice se desarrolla dependiendo del uso que se le dará a esté. En un estudio desarrollado por Landwehr y Deininger (1976) seguido del estudio de Ott (1978) se revisaron los ICA y los índices ambientales describiendo que dentro de sus principales usos son:

- Manejo de Recursos
- Clasificación de áreas
- Aplicación de normatividad
- Análisis de la tendencia
- Información pública
- Investigación científica

De acuerdo al estudio de Van Helmond y Breukel (1997), en el cual recopiló información de 28 índices, menciona que los índices de calidad se componen de tres pasos consecutivos para su elaboración que son:

- I. Selección de los parámetros a evaluar, los cuales deben ser consistentes.
- II. Asignación de un subíndice a cada parámetro.
- III. Agregación de los subíndices mediante la aplicación de la fórmula de agregación.

La asignación de pesos específicos tiene el riesgo de introducir un grado de desequilibrio en la evaluación, pero es importante la asignación racional y unificada de dichos pesos en función del uso potencial del agua (Walsk y Parker, 1974) y de la importancia que implique el aumento o disminución de su concentración (Ott, 1978).

Para el último paso que menciona Van Helmond y Breukel (1997), la elección de la ecuación para obtener el índice de calidad en su mayoría emplea una de las ecuaciones del cuadro 2.3.1:

Cuadro 2.3.1. Fórmulas para la integración del índice de calidad

Nombre de la Fórmula	Ecuación
Promedio No Ponderado	$ICA = 1/n \sum_{i=1}^n qi$
Promedio Aritmético Ponderado	$ICA = \sum_{i=1}^n qi wi$
Promedio Geométrico No Ponderado	$ICA = \left[\prod_{i=1}^n qi \right]^{1/n}$
Promedio Geométrico Ponderado	$ICA = \left[\prod_{i=1}^n qi \right]^{wi}$
Subíndice Mínimo	$ICA = \min(q_1, q_2, \dots q_n)$
Subíndice Máximo	$ICA = \max(q_1, q_2, \dots q_n)$
Promedio no Ponderado Modificado	$ICA = \frac{1}{100} \left(\frac{I}{n} \sum_{i=1}^n qi \right)^2$
Promedio Ponderado Modificado	$ICA = \frac{1}{100} \left(\frac{I}{n} \sum_{i=1}^n qiwi \right)^2$

Fuente: Van Helmond y Breukel, 1997.

Existe gran diversidad de índices, es por eso que es importante para la elaboración de un índice, decidir qué tipo de índice será utilizado así como el posible uso que tendrá este dependiendo de las necesidades del usuario.

Los índices de calidad reflejan la degradación del ecosistema con base a cambios de las características nativas del ecosistema con respecto a sus componentes físicos, químicos y biológicos del sistema lótico. El paso inicial para la elaboración de un

índice de calidad de acuerdo a Van Helmond y Breukel (1997) es la selección de las variables. Existe una gran diversidad de parámetros que han sido tomados en consideración para la formulación de un índice de calidad; algunos de los más comúnmente utilizados se explican a continuación (cuadro 2.3.2). (Butturini A. et al., 2009), (Manahan E.S., 2007), (Weber-Scannell y Duffy, 2007), (Camargo y Alonso, 2006), (Gobierno de Australia, 2000), (CCME, 1999), (Henry J. et al., 1999) y (Catalán J, 1969).

Cuadro 2.3.2. Aspectos y efectos de algunos parámetros en el ecosistema acuático

Parámetro	Aspectos importante/efectos en el ecosistema
Oxígeno disuelto	Es la cantidad de oxígeno libre en el agua y su presencia es vital para la vida acuática puesto que de él depende la existencia de la vida acuática, además de ser importante en los procesos de fotosíntesis, oxidación-reducción, solubilidad de minerales y descomposición de la materia orgánica. Las cantidades de concentración pueden variar dependiendo del ecosistema acuático.
Demanda biológica de oxígeno	Es la disponibilidad biológica de materia orgánica que se encuentra presente en el agua; valores altos de este parámetro indica que se requerirán concentraciones elevadas de oxígeno disuelto, disminuyendo así el disponible para la biota acuática, lo cual provoca efectos letales para los organismos que dependen del oxígeno para su óptimo funcionamiento.
Demanda química de oxígeno	Es una estimación indirecta de los materiales oxidables presentes en el agua cualquiera que sea su origen (orgánico o mineral). Al igual que la demanda biológica de oxígeno, un valor alto de este parámetro refleja altas demandas de oxígeno disminuyendo el disponible para los organismos, provocando la pérdida de peces y

	biota acuática.
--	-----------------

Cuadro 2.3.2. Continuación

Parámetro	Aspectos importante/efectos en el ecosistema
Turbiedad	Es la reducción de la transparencia de un líquido causada por material sin disolver. Dicha reducción afecta la disponibilidad de la luz y con esto a productores primarios y la capacidad fotosintética de organismos. También afecta la temperatura, biodiversidad y en algunos casos provoca asfixia en peces al incrustarse partículas en las branquias.
Color	Este parámetro dependerá de la capacidad del cuerpo de agua para absorber diferentes radiaciones del espectro visible las cuales se pueden transformar en energía dentro del sistema en forma de calor. Puesto que la presencia de color está dada por sustancias disueltas o suspendidas, estas impiden el paso de la luz afectando la fotosíntesis y la productividad primaria.
Conductividad eléctrica	Es la capacidad que posee el cuerpo de agua a transportar corriente. Alta conductividad eléctrica interviene en la presión osmótica influyendo en la absorción tanto de nutrientes y agua por la planta. Otro efecto es que alta concentración de iones disminuye la cantidad de oxígeno disuelto en el cuerpo de agua necesario para la vida acuática.
Temperatura	El funcionamiento de los ecosistemas acuáticos está regulado en gran medida por este parámetro, además varios de los procesos químicos y físicos son considerablemente sensibles a los cambios de temperatura. En el caso de los organismos, una manifestación

	de la temperatura inadecuada en el agua afectara a sus patrones de crecimiento, metabolismo, reproducción, movilidad y migración.
pH	Se utiliza universalmente para definir condiciones de acidez o alcalinidad de una solución. Cambios en este parámetro afectan las funciones fisiológicas de la biota, provocando mortandad por el aumento de toxicidad de varios contaminantes (ej. Aluminio, cianuro y amonio) e influye en las reacciones que ocurren dentro del cuerpo de agua favoreciéndolas, afectando así a otros parámetros indirectamente.

Cuadro 2.3.2. Continuación

Parámetro	Aspectos importante/efectos en el ecosistema
Coliformes fecales/totales	Se conforma por un grupo de microorganismos que refleja la calidad bacteriológica del agua. La presencia de coliformes en el cuerpo de agua es un indicador de fuentes de descarga orgánica y contaminación biológica, que en caso de ingerirla, provoca enfermedades como la tifoidea, paratifoidea, gastroenteritis, hepatitis y poliomielitis.
Sólidos disueltos totales	Son una medida indirecta de las sales inorgánicas disueltas. El incremento de la salinidad afecta a las comunidades bióticas limitando su biodiversidad y excluye a las especies menos tolerantes; y en el caso de las plantas acuáticas algas y bacterias, disminuye la productividad, limita la fijación del nitrógeno y elimina las especies sensibles.
Sólidos	

suspendidos totales	Dependiendo de la naturaleza del cuerpo de agua los sólidos suspendidos tienden a formar sedimentos que disminuyen la profundidad del lago o del río, además de afectar influenciar en la turbidez en algunos casos en donde no se logran sedimentar.
Fósforo total	Generalmente se presentan en forma de fosfatos que son sales o esteres de ácido fosfórico. Es considerado el nutriente esencial para todos los organismos siendo el menos abundante y el que más limita la biodiversidad. Este nutriente es capaz de estimular el desarrollo de macro y microorganismos fotosintéticos de forma ordenada o desmedida. Un desarrollo desmedido incrementa la biomasa y materia orgánica, disminuye la biodiversidad y cambios en la biota dominante, disminución de especies sensibles y contribuye a la turbiedad.

Cuadro 2.3.2 Continuación

Parámetro		Aspectos importante/efectos en el ecosistema
Nitrógeno total	Nitritos	Son considerados como una etapa intermedia en el ciclo del nitrógeno, son muy reactivos y pueden actuar como un agente oxidante y reductor, por lo que solo se encuentran en condiciones de baja oxigenación. La presencia de nitritos en los cuerpos de agua es indicador de contaminación y de bajas concentraciones de oxígeno disuelto, ya que no es común encontrarlo en concentraciones mayores a 0.1 mg/L en caso de ser ingerido, después de la absorción de nitrito en los tejidos, este reacciona con el ion ferroso de la desoxihemoglobina y forma metahemoglobina en la cual el hierro se encuentra en su estado férrico, por lo que es incapaz de transportar oxígeno.

	Nitratos	Es considerada al igual que los fosfatos como uno de los nutrientes primordiales para muchos organismos fotosintéticos. Un incremento desmedido de este compuesto ocasiona un aumento de los organismos autótrofos impidiendo la oxigenación natural del cuerpo de agua y eutroficación en aguas superficiales; este cambio incrementa la demanda bioquímica de oxígeno, cambia la composición de especies, se acortan las cadenas alimenticias, disminuye la claridad del agua y la entrada de luz generando zonas anóxicas en mayor cantidad.
	Nitrógeno amoniacal	El amoniaco es uno de los componentes transitorios en el agua el cual se ve influido por la actividad biológica, es un producto natural de la descomposición de compuestos orgánicos nitrogenados. La presencia de amoniaco libre o ion amonio se considera como una prueba química de contaminación reciente y peligrosa. Las especies más susceptibles al ion amonio son los peces, en los que si se sobrepasa determinada concentración produce pérdida del equilibrio, hiperexcitabilidad, reducción del crecimiento, represión del sistema inmune, aumento en la tasa de respiración y cambios patológicos.

Cuadro 2.3.2 Continuación

Parámetro	Aspectos importante/efectos en el ecosistema
Cloruros	Son sales presentes en los cuerpos de agua ya sea originado de forma natural o por actividades antropogénicas. Un contenido elevado interfiere en el desarrollo y crecimiento vegetal. Además, los peces y comunidades acuáticas no sobreviven a concentraciones altas, siendo los invertebrados más sensibles en

	el caso de toxicidad aguda.
Dureza	Se define como la concentración de todos los iones metálicos no alcalinos presentes, principalmente calcio y magnesio. Afecta la osmorregulación de los peces. Sin embargo, en agua dulce ayuda a la disminución de la toxicidad de los metales pesados, ya que a medida que aumenta la dureza esta compite con los metales para la ingesta de algunos organismos dándole preferencia a iones calcio y magnesio.
Alcalinidad	La alcalinidad es la capacidad del agua para neutralizar ácidos. Este parámetro está formado principalmente por los carbonatos y bicarbonatos presentes en el cuerpo de agua por lo que proporciona los carbonatos necesarios para realizar la fotosíntesis de las plantas acuáticas. Además por su capacidad de amortiguamiento reduce el impacto negativo que las sustancias acidas pueden llegar a tener en la biota y en las reacciones que dependan del pH.
Sulfatos	Los sulfatos son sales presentes en el cuerpo de agua originadas de la precipitación y procesos de mineralización. Son importantes para el crecimiento de las plantas y para el metabolismo proteico. A concentraciones altas puede llegar a ser tóxico.
Grasas y aceites	Son compuestos orgánicos constituidos principalmente por ácidos grasos de origen animal y vegetal; y en ocasiones hidrocarburos de petróleo. Las grasas y aceites forman una capa en la superficie del cuerpo de agua la cual impide el intercambio de oxígeno en la superficie, por lo que disminuyen considerablemente los niveles de oxígeno disuelto en el agua.

Cuadro 2.3.2 Continuación

Parámetro	Aspectos importante/efectos en el ecosistema
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	Son aquellas moléculas que poseen la capacidad de formar una sal de color azul al reaccionar con el azul de metileno, poseen gran tamaño y son ligeramente solubles en solución acuosa. Las SAAM afectan la transferencia y disolución del oxígeno entre la superficie y el aire dificultando la autodepuración de las corrientes de agua. Si el detergente está formado de un compuesto fosfatado este actúa como nutriente el cual puede llegar a provocar eutroficación en el cuerpo de agua.

2.4 Índices de calidad

Por las diferentes condiciones que existen de una región a otra es difícil generalizar un índice de calidad en todo el mundo, sin embargo existen índices los cuales son utilizados en varios lugares por su facilidad de uso así como su adaptabilidad con la normatividad local. A continuación se describen los índices de calidad de agua más utilizados para adaptarlos a las condiciones particulares del lugar (cuadro 2.4.1).

Cabe mencionar que el ICA-NSF es uno de los índices más utilizado, adecuado y respetado en los Estados Unidos, sin embargo ha sido criticado por no representar adecuadamente la calidad del agua de todas las áreas del país (Díaz L.A., 2010). En Kumar y Alappat (2009) menciona que el ICA-NSF no representa la opinión de los expertos convocados por Rober Brown para la elaboración del índice, concluyendo que el autor del índice no da una explicación detallada de la asignación de los valores de ponderación y no toma en cuenta la opinión de los expertos al seleccionar la respuesta “no incluido” para la generación del índice.

Cuadro 2.4.1. Resumen de los índices de calidad de mayor uso en el mundo

Índice	País	Descripción	No.	Parámetros	Método de Normalización	Fórmula de Agregación
Índices de calidad del agua						
National Sanitation Foundation (NSF)	Estados Unidos	Basado en la estructura del índice de Horton y fundamentado en la metodología de Delphi. Consistió en tres etapas en donde se combinó la opinión de un panel de 142 expertos en el tema de calidad del agua los cuales de 35 variables propusieron cuales debieran ser incluidas en el índice así como su propuesta de curvas de fusión y pesos de cada variable.	9	DBO ₅ , oxígeno disuelto, temperatura, coliformes fecales, pH, nitratos, turbiedad y sólidos disueltos totales	Diagrama	Promedio ponderado
Canadian Council Ministers of Environment (CCME)	Canadá	Compara los valores de cada parámetro con un punto de referencia (objetivo) generalmente obtenido de una norma o guía de calidad del agua y se conforma por tres factores: • Alcance.- Es la cantidad de parámetros que no cumplen con los valores objetivo a menos una vez. • Frecuencia.- Representa la cantidad por la cual los datos no cumple con los objetivos. • Amplitud.- Es la cantidad de datos por la cual los datos no cumplen los objetivos.	Arriba de 47	Los parámetros considerados originalmente son: cobre, amonio, oxígeno disuelto, pH, DBO ₅ , coliformes fecales, cadmio, mercurio, conductividad, sólidos suspendidos, plomo y arsénico	Fórmulas	Raíz cuadrada de la sumatoria

Cuadro 2.4.1 Continuación

Índice	País	Descripción	No.	Parámetros	Método de Normalización	Fórmula de Agregación
Índices de calidad del agua						
Simplificado de Calidad del Agua (ISQA)	España	Se desarrolló para las cuencas de Cataluña planteando una clasificación de la calidad del agua para seis usos específicos del agua destacando el uso para abastecimiento del consumo humano.	5	Temperatura, DQO, material suspendido o sólidos suspendidos, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica	Categorías	Multiplica la temperatura por la sumatoria de las cuatro variables restantes
Dinius	Estados Unidos	Se formuló con la colaboración de un panel de siete reconocidos expertos en el tema, estableciendo los valores límites y medidas aconsejables de acuerdo al uso al que este destinado el recurso. Este índice considera cinco usos: consumo humano, agricultura, pesca, vida acuática, industrial y recreación.	12	DBO ₅ , porcentaje de saturación de oxígeno, pH, nitratos, temperatura, coliformes fecales, coliformes totales, alcalinidad, dureza, cloruros, conductividad y color.	Ecuaciones	Promedio ponderado
Abastecimiento Público (IPA-CETESB)	Brasil	Se desarrolló por la Compañía de Tecnología y Saneamiento Ambiental (CETESB), el cual se calcula mediante el producto de la ponderación de los resultados del índice de calidad de agua (adaptación del ICA-NSF) y el índice de sustancias tóxicas. Este último incluye el número de cianobacterias y pruebas genéticas como el Test de Ames.	Arriba de 10	Temperatura, pH, oxígeno disuelto, DBO ₅ , sólidos totales, turbiedad, coliformes fecales, nitrógeno total, fósforo total y parámetros tóxicos y organolépticos.	Curvas	Promedio ponderado

Cuadro 2.4.1. Continuación

Índice	País	Descripción	No.	Parámetros	Método de Normalización	Fórmula de Agregación
Índices de calidad del agua						
Universal de la Calidad del Agua (UWQI)	Unión Europea	Fue desarrollado en Europa con estándares de la Comunidad Europea para facilitar el uso en los países que la conforman. Este índice está destinado a valorar la calidad del agua de un uso específico (suministro de agua potable).	12	Cadmio, cianuro, selenio, mercurio, arsénico, fluoruro, nitratos, DBO ₅ , oxígeno disuelto, fósforo total, pH y coliformes totales.	Ecuaciones	Promedio aritmético ponderado
Oregón (OWQI)	Estados Unidos	Fue originado a partir de la metodología de Delphi. Sus variables fueron elegidas de un conjunto de variables compiladas de la literatura para después ser ponderadas por su importancia estadística de acuerdo a un panel de expertos.	8	Temperatura, oxígeno disuelto, pH, sólidos totales, demanda química de oxígeno, coliformes fecales, amonio con nitratos y fosforo total.	Ecuaciones	Raíz cuadrada de la media armónica
Prati	Italia	Define que el parámetro más importante para la calidad fisicoquímica del agua es el oxígeno disuelto y define cinco estados de contaminación del agua: no contaminado, aceptable, ligeramente contaminado, contaminado y altamente contaminado.	8	Oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno, demanda biológica de oxígeno, pH, sólidos suspendidos, amoniaco, nitratos y cloruros.	Fórmulas	Sumatoria no ponderada

Cuadro 2.4.1. Continuación

Índice	País	Descripción	No.	Parámetros	Método de Normalización	Fórmula de Agregación
Índices de calidad del agua						
Washington	Estados Unidos	Este índice incluye un factor de penalización, el cual se usa para reducir la probabilidad de que una variable de valor bajo influya de manera considerable sobre el promedio.	8	Temperatura, oxígeno disuelto, coliformes fecales, pH, sólidos suspendidos, turbidez, nitrógeno total y fósforo total.	Ecuaciones	Ecuación cuadrática
Índices de contaminación del agua						
ICOTEMP	Colombia	Este índice está enfocado a la evaluación de las descargas y vertimientos en las aguas naturales.	1	Temperatura	Ecuación	Lectura directa
ICOMO	Colombia	Mide la contaminación por materia orgánica y se encuentra conformado por la medición de tres variables.	3	Demanda bioquímica de oxígeno, coliformes totales y porcentaje de saturación de oxígeno	Ecuaciones	Promedio aritmético
ICOTRO	Colombia	Se calcula de acuerdo a la concentración de fósforo total en mg/l definiendo el estado trófico del ecosistema.	1	Fósforo total	Intervalos	Lectura directa
ICO-pH	Colombia	Mide la contaminación por variaciones del pH	1	pH	Diagrama y ecuación	Lectura directa
ICOSUS	Colombia	Indica la contaminación por sólidos suspendidos	1	Sólidos suspendidos	Diagrama y ecuación	Lectura directa
ICOMI	Colombia	Mide la contaminación por mineralización	3	Conductividad eléctrica, dureza total y alcalinidad total.	Ecuaciones	Promedio aritmético

Cuadro 2.4.1. Continuación

Índice	País	Descripción	No.	Parámetros	Método de Normalización	Fórmula de Agregación
Índices de calidad del agua en México						
Montoya (1997)	México	Se formuló a partir de la revisión de 8 índices de calidad empleados para evaluar el grado de impacto de los ecosistemas. Expresa en porcentaje el grado de contaminación del agua, siendo el único que tiene connotaciones legales y es empleado para establecer normas de descargas.	18	Oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, coliformes totales, coliformes fecales, color, turbiedad, alcalinidad total, dureza total, cloruros, conductividad eléctrica, pH, grasas y aceites, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales, nitratos, nitrógeno amoniacal, fosfatos y detergentes.	Fórmulas	Promedio ponderado

Cuadro 2.4.1. Continuación

Índice	País	Descripción	No.	Parámetros	Método de Normalización	Fórmula de Agregación
Índices de calidad del agua en México						
León (1998)	México	Adapta y modifica el modelo de Dinius por medio del método de Delphi de encuestas. Establece seis intervalos de calidad del agua: excelente aceptable, levemente contaminada, contaminada, fuertemente contaminada y excesivamente contaminada. Además en función de la clasificación e establecen criterios de uso.	15	Diferencia de temperatura, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, pH, solidos suspendidos totales, coliformes fecales, coliformes totales, nitratos, amonio, fosfatos, fenoles, alcalinidad total, dureza total y cloruros	Fórmulas	Promedio geométrico ponderado

Fuente: Torres et al., 2009; Fernández et al., 2005; Fernández et al.2004

En los últimos años, el constante desarrollo de diversos modelos de Índices de Calidad del Agua ha logrado realizar varios índices que han sido formulados con objetivos propios (Stambuk-Giljanovc, 1999), de esta manera se pueden encontrar ICA'S especiales para cada cuenca, región, estado o para todo un país. En Sudáfrica (Cooper et al., 1994) y Australia (Richardson, 1997) realizaron revisiones con la finalidad de encontrar un índice para sus estuarios.

En 2006 se publica un documento que contiene un análisis comparativo de varios indicadores de la calidad del agua (Jiménez y Vélez, 2006), donde se señala que tan diferente pueden llegar a clasificar los índices a un mismo lugar evaluado, esto ocasionado por la diferente metodología de aplicación.

Años más tarde se realizó una revisión de diferentes índices de calidad del agua (ICA NSF, ICA Dinius, ICA CETESB, ICA Rojas, ICAUCA, CCME-WQI, DWQI, UWQI, ISQA y IAP) identificando que los índices que se basan en ecuaciones de tipo multiplicativo presentan mayor sensibilidad a variaciones en la calidad del agua ante los índices que utilizan ecuación de aditivas. Los parámetros mayormente empleados para la evaluación del recurso hídrico destinado para el consumo humano en los ICA presentados son el oxígeno disuelto y el pH, seguido por la DBO₅, los nitratos, los coliformes fecales, la temperatura, la turbiedad y los sólidos disueltos totales. Los índices CCME-WQI y DWQI presentan estructuras de cálculo que permiten una evaluación más explicativa e integral de la calidad del agua, ya que consideran la variación en el tiempo y espacio y permiten la comparación de los parámetros que los conforman con la normatividad vigente de acuerdo con el uso evaluado favoreciendo así su aplicación en condiciones particulares (Torres P., 2009).

En Latinoamérica se han realizado estudios comparativos de 30 Índices de Calidad del Agua, que toman como base su estructura matemática, similitud de parámetros y comportamiento frente a un mismo número de datos (Fernández et al., 2004).

Valcarcel L. et al. (2010) establecen que los índices de calidad del agua tienen un aspecto en común, su metodología básica para elaborarlos: selección de parámetros, determinación de los valores para cada parámetro (subíndices) y la

determinación del índice por la agregación de los subíndices. Se hace una revisión rápida del índice CCME-WQI por ser un índice de los más flexibles, el cual se puede evaluar con un solo punto y en caso de tener más puntos la conclusión será más general y se perderá información de la posible variabilidad que se presenta entre cada punto de muestreo, caso similar ocurre cuando se trata de datos anuales incompletos los cuales son completados con datos de otros años. Aunque no se especifica un número máximo de parámetros, se recomienda que se empleen como mínimo cuatro parámetros que tengan al menos cuatro muestreos. La selección de los parámetros debe ser crítica para garantizar el resultado.

ANTECEDENTES

3.1 Panorama de los índices de calidad

El Índice de Calidad del Agua (ICA) tiene sus inicios en la década de los años sesenta. Horton y Liebman (1965 y 1969 respectivamente) son los pioneros en la generación de una metodología para el cálculo del ICA. Este consideraba más de 35 variables de contaminación, con lo que se utilizaron técnicas básicas de agrupamiento como: las aritméticas y las multiplicativas, y una ponderación a partir de la asignación de pesos específicos a los parámetros de acuerdo a su mayor o menor importancia (Brown, 1970).

Los parámetros utilizados varían en cada estudio; se ha demostrado que por lo menos 30 índices de calidad son de uso común en todo el mundo y consideran un número de variables entre 3 y 72, usando por lo menos tres de los siguientes parámetros: oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno o demanda química de oxígeno, nitrógeno amoniacal, fosfatos, nitratos, pH y sólidos totales (Fernández y Solano, 2005).

Sin embargo, por la variación del tipo de región, es común encontrar investigaciones en las cuales realizan la adaptación de un índice de calidad del agua a las condiciones particulares de un cuerpo de agua, lo que permite conocer de una forma más acertada su calidad (Torres P. et al., 2009). De tal manera que la asignación de los subíndices que se le asocian a cada una de las variables, se seleccionan de acuerdo a las condiciones específicas del río, para así determinar una medida de lo que sería el máximo asignable a una variable según las condiciones particulares (Behar R. et al., 1997). Es por lo anterior, que se han propuesto adaptaciones y modificaciones en función de las condiciones particulares tomando como modelos aquellos índices más flexibles.

Tal es el caso del índice de calidad de Rojas O. (1991) quien propone una modificación al ICA-NSF, ajustado a las condiciones del Río Cauca en Colombia. En este índice propuesto, se realizaron análisis del comportamiento de los parámetros, encontrando así que los nitratos y fosfatos eran despreciables por las bajas concentraciones determinadas en el río. Por otro lado se notó que la temperatura no

debía de tomarse en cuenta en el índice debido a que no existen descargas que puedan alterar significativamente la temperatura. De tal manera que se propuso un índice de tipo multiplicativo, ponderando cada uno de los siguientes parámetros: oxígeno disuelto, coliformes fecales, pH, demanda bioquímica de oxígeno, turbiedad y sólidos totales. Para completar el estudio se planteó una clasificación de la calidad del agua del Río Cauca, de acuerdo con el valor del índice propuesto, considerando como abastecimiento humano el principal uso del río.

Sumado a lo anterior, se desarrolló la metodología para la elaboración de un ICA particular para el Río Cauca en el tramo Salvajina-La Virginia, esto con los datos de monitoreo de 19 estaciones ubicadas en dicho río en el periodo 1993/2002. Esta investigación parte de un análisis de sensibilidad de los parámetros e identifica aquellos que presentan un mayor Efecto Relativo (ER), estableciendo que los parámetros que debían ser incluidos en el ICAUCA son coliformes fecales y totales, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, turbiedad, pH, sólidos totales, nitrógeno total, fósforo total y color; siendo estos parámetros limitante de manera directa o indirecta para uso del recurso hídrico para abastecimiento de consumo humano, agrícola y pecuario. Por ser más sensibles las ecuaciones de tipo multiplicativo se optó por estas para el ICAUCA, asignando el peso relativo de acuerdo al análisis de sensibilidad y para la normalización de las variables se consideraron las curvas y/o ecuaciones reportadas por la literatura para los diferentes índices aplicados al Río Cauca.

El ICA-NSF es muy utilizado para adaptarlo a las condiciones particulares de una región, por lo que no solo ha sido aplicado en Colombia. En el año 2002, la Compañía de Tecnología de Saneamiento Ambiental de Brasil (CETESB) modificó este índice de tipo multiplicativo, ajustándolo a las condiciones específicas de los ríos del Estado de Sao Paulo. Esta modificación consistió en cambiar los parámetros de nitratos y fosfatos por nitrógeno total y fósforo total respectivamente, manteniendo las mismas funciones para el cálculo de las calidades particulares por parámetro y las ponderaciones específicas. Además, se propuso una nueva escala de clasificación de la calidad de los ríos con el valor del índice obtenido, considerando que es para uso de abastecimiento humano.

No obstante, existen aquellos índices de calidad formulados de acuerdo a estudios particulares desarrollados en un área o para evaluar un problema en específico. En el índice de calidad de Curcic y Comic (2002) formulan un criterio utilizando ecuaciones simples para estimar la calidad del agua, utilizando cinco parámetros microbiológicos con características propias del reservorio de Gruza, Yugoslavia. Otro estudio se desarrolló en el Río Paraná, Brasil en el que reportaron que el agua de los efluentes: el Anta Gorda, Brinco y Jirau fue considerada de buena calidad utilizando el índice de calidad del agua y los valores promedio de: coliformes fecales, pH, turbidez, sólidos disueltos totales, temperatura, dióxido de carbono, nitratos, alcalinidad y materia orgánica en sus estudios (Tomazoni J.C. et al., 2003).

ShiowMey L. et al. (2004) elaboraron un ICA para aguas superficiales de Taiwán basado en 13 variables cada una con escalas numéricas en relación con el grado de calidad. Las variables se clasifican en tres aspectos: compuestos orgánicos, partículas y microorganismos. El índice global se compone de la media geométrica de los tres aspectos definidos y multiplicado por tres coeficientes que reflejan los grados de calidad de la temperatura, pH y la toxicidad respectivamente. Finalmente con la función nueva se realizó un caso de estudio en el Río Keya.

Shahperi R. et al. (2011) realizaron un estudio en el río Lunchoo en Malasia en el cual como parte del proyecto se utilizó un índice de calidad del agua propuesto por el Departamento del Medio Ambiente para evaluar el estado de la calidad del agua. Para valorar la calidad del agua este índice se basa en la carga orgánica y la designación de su uso de acuerdo a la normatividad de Malasia. Consta de seis parámetros: oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, nitrógeno amoniacal, sólidos suspendidos y pH.

Por otro lado, el continuo desarrollo de los índices de calidad a dado lugar a encontrar nuevas formulaciones de los mismos. Por lo que a partir del análisis de datos de calidad del agua en un periodo de tiempo determinado, se genera una propuesta de un índice de calidad propio del lugar de donde se obtuvo la información, encontrando aquellas variables que resulten más representativas de la zona de estudio.

Esta clase de análisis la desarrollaron Bordalo A.A. et al. (2006) quienes evaluaron la calidad del agua en el río Duero (el cual forma parte de dos países Portugal y España). Formulan una modificación al índice de calidad del agua de Escocia de nueve parámetros (temperatura, pH, conductividad, saturación de oxígeno, sólidos suspendidos, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, amoníaco y coliformes fecales) en un periodo de diez años (1992-2001) valorándolo mensualmente en tres sitios de monitoreo mostrando que la calidad del agua es entre media y de pobre calidad. En este estudio también se concluyó que dependiendo de la localización del sitio existen diferentes parámetros que son responsables de la disminución de la calidad: alta conductividad y bajo contenido de oxígeno, y contaminación por coliformes fecales aguas abajo.

Abrahão R. et al. (2007) evalúan la calidad del agua entre enero de 1992 y diciembre del 2004 en cinco estaciones en el golfo de Messuré ubicado en el noroeste de Brasil el cual recibe descargas industriales con base a los parámetros: oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, pH, turbidez, color, temperatura y coliformes fecales; los índices de calidad del agua utilizados fueron el índice de calidad del agua objetivo (WQIOBJ) y la adaptación del índice de calidad del agua de Bascaron los cuales presentan tendencias similares entre ellos y son adecuados para evaluar los impactos generados por los efluentes.

Alobaidy A. M.J et al. (2010) propusieron un índice de calidad del agua para el río Tigris en Bagdad partir de la base de datos de la alcaldía, en un periodo que abarca entre febrero del 2002 a diciembre del 2008, en el cual se tomaron en cuenta 13 parámetros: pH, alcalinidad, turbidez, sólidos disueltos totales, dureza, ion calcio, ion magnesio, cloruros, sulfatos, amoníaco, fluoruros, hierro y aluminio. Además formularon una ecuación para el cálculo de la eficiencia de una planta de tratamiento con base al índice propuesto.

Un estudio de importancia mundial es el de Srebontnjak T. et al. (2011) quienes formularon un primer esfuerzo global para la presentación de informes y estimación de calidad del agua con base a cinco parámetros de calidad comúnmente reportados: oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, pH,

concentración de nitrógeno total y fósforo; tomando en consideración la base de datos global de calidad de agua (GEMStat). Además, demuestra como la imputación por *hot-deck* de valores perdidos puede ampliar la cobertura geográfica e informar mejor a los tomadores de decisiones sobre el recurso hídrico.

En general, los parámetros físicos y químicos que son considerados en un índice de calidad del agua son similares, lo que los diferencia es la forma en que los valores de los parámetros son estadísticamente integrados e interpretados (Abdul Hammeed M. Jawad Alobaidy et al., 2010). Una herramienta que ha sido utilizada en los últimos años para la evaluación de las condiciones en que se encuentra la calidad del agua son los métodos multivariados. El uso de métodos estadísticos para probar y seleccionar indicadores para su uso en métodos multivariados han aumentado de manera constante en la última década, pero los procesos y pruebas utilizadas siguen siendo muy variables (Stoddard J.L. et al., 2008).

En este sentido, el Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente y la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA) en colaboración con la Universidad de la República de Uruguay presentaron en el 2008 el informe final de la “Evaluación ecológica de cursos del agua y biomonitorio” indica la metodología con la cual se generó el ICA-Sta. Lucía (DINAMA, 2008), la cual consiste en un análisis de componentes principales (ACP) en donde los tres primeros factores explicaron el 80.3% de la variación total de los datos. Las variables utilizadas fueron: Oxígeno disuelto, pH, alcalinidad, conductividad, sólidos suspendidos, nitratos, amoníaco, nitrógeno total, fósforo reactivo soluble y fósforo total, de las cuales solo el pH presenta correlaciones altas. Posteriormente se realizó un análisis de agrupamiento basado en los tres primeros factores del ACP en el cual se identificaron cuatro grupos extremos bien definidos (mejor calidad, menor calidad e intermedios) con base en variables fisicoquímicas del agua. Estas variables se normalizaron a partir de la media de los grupos de los de los extremos (menor y mayor calidad) que definieron los límites inferior y superior, estableciendo intervalos comprendidos entre dichos límites y distribuyendo proporcionalmente entre los rangos restantes, sin embargo se debe de ser crítico en el uso de los intervalos y apegado a la normatividad existente. Finalmente el ICA-Sta. Lucía quedo definido por las siguientes variables y su respectiva ponderación:

$$ICA - Sta. Lucía = \frac{3 OD + 3 Conductividad + 2 Fósforo Total + 1 Nitratos + 1 SST}{10} \quad (3.1.1)$$

En la cuenca del Rio Grande en Argentina Moraña L. B. et al. (1999) proponen la evaluación de la calidad del agua con dos campañas de muestreo una en octubre de 1998 y otra en febrero 1999 utilizando el análisis de componentes principales e identificando las diferencias significativas que existían entre las dos diferentes regiones de la Cuenca, esto a partir de la determinación de las siguientes variables: pH, conductividad, turbidez, sólidos totales, sólidos suspendidos, alcalinidad, dureza, cloruros, sulfatos, hierro, carbonatos, bicarbonatos, calcio y magnesio. El análisis permitió reducir estas once variables originales a dos componentes que explicaban el 82.51% de la variación total. El primer componente explicó el 62,33% de la variación total de los datos y está definido por su relación directa con los valores de dureza, conductividad, concentraciones de bicarbonatos, cloruros y sulfatos, consideradas éstas como las variables que mayor información aportan al componente; el segundo componente explicó el 20.18% de la variación total y estuvo definido por su relación inversa con los sólidos totales, suspendidos y turbidez, siendo las variables que mayor información aportan. El primer componente sintetizó la situación topográfica y estructural de los suelos tanto como la incidencia de las macro condiciones ambientales sobre la calidad intrínseca del agua, en cambio, el segundo mostró la incidencia que tiene las variaciones que ocurren entre los dos periodos del ciclo hidrológico en la carga de materia en suspensión.

Finalmente Debels et al. (2005) realizan una modificación al índice de calidad del agua para el rio Chillan en Chile con datos de 18 sitios de monitoreo con el fin de valorar la variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua. En este estudio se propone la reducción de los nueve parámetros así como los costos asociados, dicha reducción se realizó con la ayuda del análisis de componentes principales obteniendo así las variables que definirán el índice simplificado (conductividad, temperatura, pH, oxígeno disuelto y demanda química de oxígeno). Las diferencias observadas entre los diferentes índices de calidad propuestos se evaluaron utilizando la prueba de Wilcoxon.

3.2 Índices de Calidad en México

Para los sistemas lóticos en México se han realizado estudios en la cuenca Lerma-Chapala en el cual se adapta y modifica el modelo de Dinius (León L.F., 1991). De manera similar, en el estado de Tabasco se estableció un ICA regionalizado en función de 28 variables temporales; y que por tratarse de una región tropical se seleccionaron nueve variables que fueran de mayor importancia para la región (De la Mora Orozco C. et al., 1997).

En estudios particulares más recientes, se propone un ICA de tipo multiplicativo basado en el modelo Brown y con la intervención de un panel de expertos se definieron los seis intervalos de estado de calidad de agua (excelente, aceptable, levemente contaminada, contaminada, fuertemente contaminada y excesivamente contaminada) para cada uso al que se destina el recurso. Los parámetros utilizados para este ICA son (ordenados de mayor a menor peso): coliformes fecales, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, coliformes totales, fosfatos, cloruros, grado de acidez/alcalinidad, dureza como CaCO_3 , alcalinidad como CaCO_3 , nitratos, demanda química de oxígeno, amonios, diferencia de temperatura, sólidos suspendidos y fenoles. Este índice fue aplicado a tres estaciones de monitoreo de la cuenca del Lerma entre los años de 1976 a 1988, en algunos casos puede haber escases de datos completos de un monitoreo, por lo que la metodología de estimación del ICA considera que al faltar el valor de alguno de los parámetros, su peso específico se reparte en forma proporcional entre los restantes incluyendo el operador multiplicativo en el momento de estimar el ICA (León L., 2000)

Jesús A. A. et al. (2006) desarrollaron modelos cuadráticos y cúbicos que permiten efectuar predicciones sobre el avance del grado de contaminación de una manera rápida, segura y sencilla en diferentes tiempos, a partir de un análisis de regresión múltiple entre el ICA y los ocho parámetros de calidad (oxígeno disuelto, coliformes fecales, pH, demanda bioquímica de oxígeno, nitratos, fósforo total, turbidez y sólidos disueltos totales) para posteriormente elaborar diagramas de dispersión para identificar los patrones de comportamiento y obteniendo así los modelos matemáticos que definirán la calidad del agua en la Cuenca de Amajac,

Estado de Hidalgo.

En lo que corresponde al manejo del recurso hidráulico por las autoridades, desde 1974 el Gobierno Federal opera el Programa de la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua (RENAMECA) en cumplimiento del artículo 154 del Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales, sin embargo en los inicios este carecía de un programa de revisión, presentó problemas con el crecimiento no planeado del número de sitios de monitoreo, así como el uso de estrategias de monitoreo que solo iba enfocada a la caracterización química e intensiva del agua en tiempo y espacio (CONAGUA, 2010).

En 1996 la Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua (GSCA) inició la implementación de un nuevo rediseño de la red nacional de monitoreo con el objetivo de realizar monitoreos sistemáticos y permanentes de la calidad de las aguas nacionales y generar información de calidad del agua para uso de la comisión nacional del agua, los usuarios y la sociedad en general. Los resultados obtenidos de los monitoreos se evalúan con el ICA propuesto por CONAGUA a partir de 18 parámetros fisicoquímicos en los que se encuentran la demanda bioquímica de oxígeno, potencial de hidrogeno, coliformes fecales, sólidos suspendidos, fosfatos, nitratos, grasas y aceites, sustancias activas al azul de metileno, color, turbiedad, nitrógeno amoniacal, cloruros, alcalinidad, coliformes totales, dureza total, conductividad eléctrica, sólidos disueltos y temperatura (CONAGUA, 2010)

En los últimos años se ha implementado la estimación de la calidad del agua tomando como referencia solamente tres parámetros: sólidos suspendidos totales, demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno (CONAGUA 2010), los cuales no tienen ninguna justificación teórica, además de que no reflejan la calidad ambiental de las condiciones particulares del sitio evaluado y se eliminan los parámetros importantes para la determinación de la cantidad de nutrimentos en el cuerpo de agua. Este sistema de estimación es usado a nivel nacional, sin tomar en consideración que la forma de evaluar la calidad del agua puede variar de una región a otra.

En la actualidad los índices se presentan como una opción viable para interpretar las variables involucradas en un programa de monitoreo, sin embargo no

existe un indicador universal que limite la aplicación de ciertos indicadores a regiones con problemas ambientales específicos (Samboni et al., 2007).

Los sistemas lóticos del Estado de Michoacán, no cuentan con propuestas particulares de indicadores de calidad del agua por lo que en el siguiente estudio se desarrollará una propuesta de valoración con índice de calidad del agua a partir de los datos históricos de la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua pertenecientes a la zona del eje neovolcánico en el Estado de Michoacán en el periodo comprendido del año 2001 a la primera campaña de monitoreo del 2012.

METODOLOGÍA

4.1 Área de estudio

El área de estudio está localizada en el eje neovolcánico dentro del Estado de Michoacán en la parte oeste de la República Mexicana, al sur de la altiplanicie mexicana y al nororiente del estado de Michoacán entre las latitudes $18^{\circ} 50'$ - $20^{\circ} 28'$ N y longitudes de $102^{\circ} 35'$ - $100^{\circ} 15'$ O (figura 4.1.1).

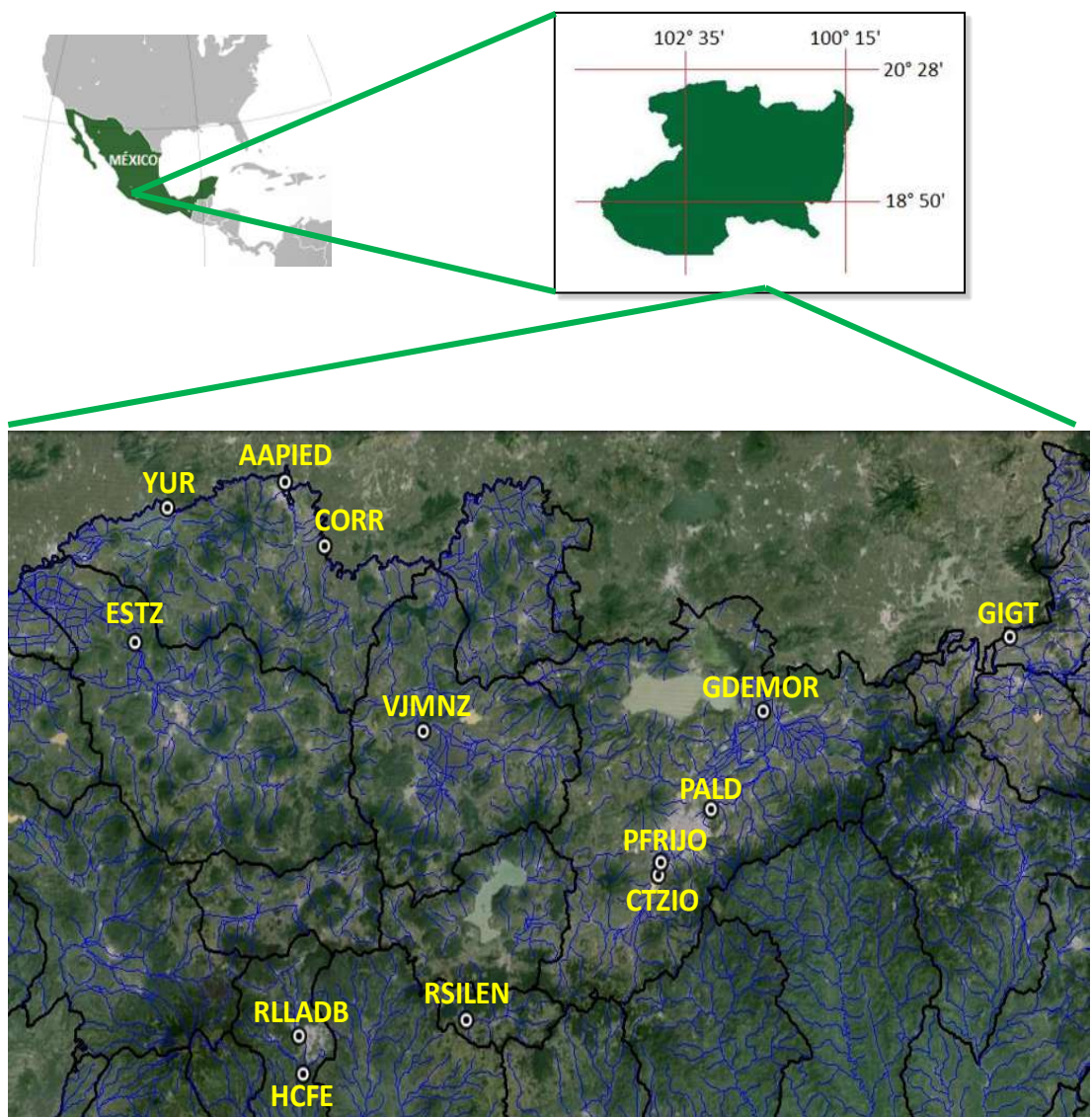


Figura 4.1.1. Localización del área de estudio

El eje neovolcánico tiene una longitud de 300 km y una anchura aproximada de 130 km, siguiendo líneas estructurales en dirección Noroeste Sureste; se formó por la aparición de numerosos conos volcánicos, contando con la presencia de lomeríos, sierras de origen volcánico, pequeñas llanuras y valles entre las que se destacan las sierras de Angangueo, Ucareo, Mil Cumbres y Otzumatlán.

Dentro del estado de Michoacán este sistema está representado por la Sierra de Tancítaro, que conecta en el Noroeste con la de Peribán y se enlaza con las sierras de San Ángel y Tarécuaro, por el este con las de Paracho y Carapan; además cuenta con elevaciones orográficas como: Tancítaro, Patambán (Tangancícuaro), cerro del Quinceo (Morelia), Tzirate (Quiroga), volcán San Andrés (Cd. Hidalgo). Este tipo de relieve le confiere fuertes y ricos contrastes ambientales, intensa actividad tectónica y clima variado.

En el caso particular del área de estudio el clima que predomina principalmente es el templado subhúmedo, sin embargo, en las regiones altas el clima que se presenta es cálido húmedo. La época de precipitaciones es en verano (claramente marcadas), y en general enero es el mes donde hay menos lluvias contra julio donde las precipitaciones son abundantes; la media anual es de 850 mm (INEGI 2012).

La distribución geográfica de la temperatura disminuye de sur a norte y siempre en relación con la altitud, registrándose las temperaturas más frías en enero y las más calientes en mayo. El área de estudio tiene una temperatura media anual de 20 °C, con temperaturas mínimas en enero y máximas en los meses de abril y mayo de 8 °C y 31 °C respectivamente. Los valores más bajos corresponden a las zonas montañosas (INAFED, 2012).

A diferencia de otros estudios de calidad de agua este se realizó en una región en donde se encuentra una parte de cuatro cuencas diferentes (Tepalcatepec – Infiernillo, Lerma – Chapala, Lerma Toluca y Lago de Pátzcuaro - Cuitzeo - Lago de Yuriria) pero con el mismo origen geológico ya que una porción de cada cuenca forma parte del eje neovolcánico, en donde el tipo de suelo se originó a partir de las cenizas volcánicas, encontrando en el área de estudio dos tipos de suelos

principalmente: vertisol que es rico en elementos como silicio, calcio y magnesio; y andosol en el cual se asocia a pocas cantidades de óxidos de silicio, hierro y aluminio (INEGI, 2012).

Los sitios de monitoreo de la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua (RENAMECA) que se utilizaron para este estudio se presentan a continuación (cuadro 4.1.1) con sus correspondientes coordenadas e información básica.

Cuadro 4.1.1. Información básica de los sitios de la RENAMECA utilizados para el estudio

Región Hidrológica	Cuenca	Cuerpo de Agua	Sitio de Monitoreo	ID	Longitud	Latitud	Altitud
Región Lerma-Santiago-Pacífico	R. Lerma Toluca	Río Lerma	El Gigante	GIGT	100° 27' 10.5"	19° 58' 23.0"	1955
	Lerma - Chapala		Corrales	CORR	101° 56' 23.7"	20° 15' 04.4"	1677
			Aguas Abajo La Piedad	AAPIED	102° 01' 53.8"	20° 22' 45.0"	1672
			Yurécuaro	YUR	102° 16' 52.7"	20° 20' 40.6"	1535
		Río Duero	La Estanzuela	ESTZ	102° 22' 20.3"	20° 07' 09.9"	1556
		Río Angulo	Villa Jiménez	VJIMNZ	101° 45' 03.2"	19° 55' 22.6"	1991
	Lago de Patzcuaro-Cuitzeo y Lago de Yuriria	Río Grande de Morelia	Cointzio	CTZIO	101° 15' 36.6"	19° 37' 51.4"	1982
			Puente El Frijolar	PFRIJO	101° 15' 19.7"	19° 39' 39.1"	1891
			Puente La Aldea	PALD	101° 08'	19° 44'	1886

					05.3"	02.0"	
			Río Grande de Morelia	GDEMOR	101° 00' 18.5"	19° 53' 30.2"	1838
Región Balsas	Rio Tepalcatepec - Infiernillo	Río Cupatitzio	Rodilla del Diablo	RLLADB	102° 04' 29.9"	19° 25' 46.9"	1716
			Hidrométrica CFE	HCFE	102° 04' 10.7"	19° 21' 38.1"	1539
		Río El Silencio	El Silencio	RSILEN	101° 42' 43.2"	19° 25' 35.6"	2138

Los datos de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos fueron proporcionados por la Comisión Nacional de Agua Delegación Michoacán y se refieren a las campañas de la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua, recopilados de cada tres meses o cada cuatro meses dependiendo del sitio monitoreado. El periodo que abarcan los datos proporcionados es a partir de los años 2001 a 2011, dando un total de 575 conjuntos de datos disponibles para la construcción del nuevo Índice de Calidad de Agua propuesto. Por lo anterior, se verificó la calidad y confiabilidad de los datos, corroborando que fueron obtenidos a partir de los métodos normalizados en México (cuadro 4.1.2) para cada uno de los parámetros.

Cuadro 4.1.2. Normas Mexicanas para la determinación de los parámetros en laboratorio y muestreo

PARÁMETRO	Norma Mexicana
Muestreo	NMX-AA-003-1980
Sólidos Sedimentables	NMX-AA-004-SCFI-2000
Grasas y Aceites	NMX-AA-005-SCFI-2000
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2000
pH	NMX-AA-008-SCFI-2000
Oxígeno Disuelto	NMX-AA-012-SCFI-2001
Nitrógeno Kjendal	NMX-AA-026-SCFI-2001
Demanda Bioquímica de Oxígeno	NMX-AA-028-SCFI-2001
Fósforo Total	NMX-AA-029-SCFI-2001
Demanda Química de Oxígeno	NMX-AA-030-SCFI-2001
Sólidos y Sales Disueltas	NMX-AA-034-SCFI-2001
Acidez y Alcalinidad	NMX-AA-036-SCFI-2001
Turbiedad	NMX-AA-038-SCFI-2001
Sustancias Activas al Azul de Metilo	NMX-AA-039-SCFI-2001
Coliformes Totales y Fecales	NMX-AA-042-1987

Cuadro 4.1.2. Continuación

PARÁMETRO	Norma Mexicana
Color	NMX-AA-045-SCFI-2001
Dureza Total	NMX-AA-072-SCFI-2001
Cloruros	NMX-AA-073-SCFI-2001
Sulfato	NMX-AA-074-1981
Nitratos	NMX-AA-079-SCFI-2001
Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000
Nitritos	NMX-AA-099-1987

Para el cumplimiento de los objetivos se proponen los métodos siguientes. Contando con los datos crudos obtenidos por los laboratorios de la Dirección Local Michoacán de los sitios de la Red Nacional Medición de la Calidad del Agua de la CONAGUA, así como los programas, información y ecuaciones del ICA tomados para la valoración de la calidad del agua en México. Se definen los siguientes pasos para la propuesta de una herramienta costo eficiente de monitoreo de la calidad del agua.

4.2 Índice de Calidad del Agua

Los índices de calidad del agua pueden variar su estructura dependiendo de las condiciones particulares de la región en donde se utilice así como la finalidad con la que este se use. Sin embargo, aunque existan diferentes índices de calidad de agua en todo el mundo estos se basan principalmente en el seguimiento consecutivo de los pasos siguientes (Fernández et al., 2004):

- Selección de los Parámetros.- Esta puede llevarse a cabo con la apreciación de los expertos, agencias o autoridades relacionadas (metodología de Delphi). En el caso de este trabajo la selección de las variables, considera como aspecto fundamental la disponibilidad de los datos, por lo que se tomó como el primer criterio de eliminación. A partir de las variables con datos completos se realizó una preselección de las variables que es posible eliminar con base a tres criterios:

- ❖ Variabilidad.- Se realizaron pruebas de comparación de medias con métodos paramétricos y no paramétricos (dependiendo de la distribución de los datos) para identificar si la variable podría categorizar por sitios, años, época y estación; entre más categorías defina mejor es la variable.
- ❖ Correlaciones.- Se consideraron con alta correlación aquellas variables que se encuentran relacionadas entre ellas con valores de correlaciones altos entre 1 y 0.90, eligiendo este intervalo para asegurar su fuerte correlación puesto que unas variables presentan un comportamiento logarítmico; además esta relación fue fundamentada con la bibliografía (Butturini A. et al., 2009), (Manahan E.S., 2007), (Weber-Scannell y Duffy, 2007), (Camargo y Alonso, 2006), (Gobierno de Australia, 2000), (CCME, 1999), (Henry J. et al., 1999) y (Catalán J, 1969). La eliminación de estas variables es importante ya que pueden estar presentando información redundante.
- ❖ Dependencia.- Aquí se identificó si la variable es independiente (fue obtenida en laboratorio) o dependiente (obtenida por cálculo en función de una u otras variables).

➤ Los análisis de correlaciones y comparaciones de medias con el método de Tukey y Kramer se realizaron con ayuda del paquete estadístico de JMP 8 (SAS Institute 2008) el cual realiza todas las pruebas estadísticas necesarias para evaluar los criterios de forma univariada. Estos análisis se hicieron con la finalidad de conocer el comportamiento univariado de cada una de las variables y así conocer su comportamiento en el tiempo, en los sitios y extraer toda la información necesaria para llegar a la decisión de si es posible su eliminación. Finalmente aquellas variables que no fueron eliminadas se tomaron en cuenta para el siguiente paso de desarrollo de un índice de calidad de agua.

- Normalización de los Parámetros.- Este paso tiene el propósito de transformar cada parámetro a una escala adimensional para así poder integrarlas. Esta normalización se realizó de acuerdo a tres procedimientos diferentes:

- ❖ Percentiles.
- ❖ Modificaciones a las ecuaciones de normalización del ICA de Montoya (1991).
- ❖ Uso directo de las ecuaciones de normalización del ICA de Montoya (1991).

Los percentiles se estructuraron con incrementos de diez en diez (percentil) a partir del valor mínimo hasta llegar al valor máximo. Como cada variable presenta una tendencia y comportamiento diferente fue necesario hacer una revisión bibliográfica de las diferentes categorías, curvas y ecuaciones que se proponen en diversos índices para la normalización de las variables. Dentro de los índices tomados en consideración para comparar los valores y comportamiento de la variable con base a su calidad, se encuentra el índice de la Fundación Nacional de Saneamiento (NSF), índice de calidad de Oregon, Índice de Montoya, indicadores de la Comisión Nacional del Agua, índice de Pratti, índice de calidad de la Unión Europea (WQI European), índices de contaminación (Colombia) e Índice de calidad para el Rio Des Moines, dándole prioridad a aquellos que tuvieran similitud en la distribución de los datos, valores máximos y mínimos, normatividad y aquellos que han sido utilizados en estudios dentro del país. En el caso de las modificaciones al ICA de Montoya, se tomó en cuenta el mismo comportamiento de la variable con respecto a su calidad, los cambios son propuestos en los valores límites de los dos extremos (valor para la mejor calidad y valor para la calidad nula) estos de acuerdo a la normatividad, comportamiento estadístico de la variable en el área de estudio y a los valores propuestos por otros índices.

- Ponderación o asignación de los pesos de cada parámetro.- Para la ponderación de los parámetros se realizó una comparación de los pesos asignados por diferentes índices que presentan la característica de ser

adaptables a las condiciones particulares de cada área, aquellos que son utilizados en México y los que la normatividad vigente les da mayor importancia de acuerdo a la CE-CCA-001/89 y NOM-001-SEMARNAT-1996.

- Elección de la expresión matemática para el cálculo del índice.- Para la elección de la expresión o fórmula de agregación, de acuerdo a Van Helmond y Breukel (1997) los índices emplean en su mayoría una de las ecuaciones mostradas en el cuadro 2.3. Se puede observar que existe una gran variedad de fórmulas de agregación, en este aspecto de acuerdo a revisiones de las diferentes fórmulas, se llegó a la conclusión de que la media aritmética ponderada (Stojda y Dojlido, 1983) y la modificación por la suma ponderada (Couillard y Lefebvre, 1985) ofrecen mejores resultados de la calidad del agua en términos generales (House, 1989). En aquellas muestras donde se presenta mayor variabilidad se recomienda utilizar la media geométrica ponderada; y si además presentan valores bajos es mejor utilizar la media armónica o su cuadrado (Cude, 2001).

4.3 Reducción de las variables

Una vez integrado el modelo numérico del nuevo índice de calidad, se inició la propuesta de la reducción de las variables para encontrar aquellas variables que mejor definan el sistema. La reducción y selección de las variables extraídas de las muestras de campo se realizó con la ayuda de los análisis multivariados de los cuales como primer análisis se utilizó un análisis de agrupamiento (cluster) con el método Ward usando todas las variables para obtener los grupos y las jerarquías de los mismos respecto al análisis de todas las variables en conjunto.

Un segundo análisis fue el que se realizó con base en Análisis de Componentes Principales (ACP) en donde se siguieron las recomendaciones de Bengraine y Maethaba (2003) y se realizaron los pasos consecutivos presentados a continuación para la obtención de las variables representativas del análisis.

1. Se realizó un primer ACP en el paquete estadístico JMP 8 (SAS Institute, 2008) tomando todas las variables y los 13 sitios de monitoreo del estudio.
2. Se hizo un segundo análisis sin incluir aquellos parámetros que mostraban poca variabilidad en el primer ACP puesto que se encuentran bajo el límite de detección del análisis y crean ruido en análisis posteriores.
3. Finalmente, se realizó un tercer análisis para confirmar las variables que presentaran mayor representatividad en cada uno de los componentes con mayor porcentaje de varianza.

Un último análisis multivariado utilizado para la reducción de variables fue el de análisis de discriminantes, con el cual se encontraron las variables que son capaces de clasificar a los sitios de acuerdo a su calidad y se permitió verificar el porcentaje de muestras mal clasificadas respecto a la categorización de calidad. El método utilizado para el análisis de discriminantes fue el lineal, el cual se utilizó para evaluar el conjunto de variables y obtener un número reducido de parámetros. Una vez encontrado, se aplicó el método cuadrático puesto que se contaba con una gran cantidad de datos y pocas variables. De las variables categóricas utilizadas para el análisis de discriminantes se formaron las categorías a partir de un análisis de distribución de la variable, definiendo cada cuartil como una categoría, teniendo así cuatro categorías diferentes. Todos estos análisis se realizaron con el paquete estadístico de JMP v.8 (SAS Institute, 2008).

4.4 Caracterización de Calidad Ambiental Visual

Este método se utilizó para generar categorías comparativas con las ya obtenidas con los análisis multivariados y como método de validación del nuevo índice de calidad del agua. La calidad ambiental visual estima la calidad con base a los componentes de la estructura del hábitat que disipan energía. Este método se encuentra basado en el protocolo de Barbour et al. (1999) el cual consta de 13 criterios de evaluación que califican un tramo representativo del río correspondiente a 40 veces el ancho del cauce cuya valoración dependerá de la topografía del lugar ya sea gradiente alto (pendiente mayor al 3%) o gradiente bajo (pendiente menor al

3%). Las variables que se miden de acuerdo al estado más probable de la misma son:

1. Sustrato disponible para la epifauna.- Es la cantidad y variabilidad de sustratos disponibles para el asentamiento de macroinvertebrados, se califica en ambos gradientes.
2. Embebimiento.- Se define como la cantidad de sustratos que se encuentran cubiertos por partículas finas o por algas filamentosas (gradiente alto).
3. Caracterización del sustrato de los estanques.- Califica la heterogeneidad del fondo de los estanques (gradiente bajo).
4. Patrones de velocidad-profundidad.- Evalúa la presencia de cuatro patrones de velocidad/profundidad: suave-somero, suave-profundo, rápido-somero y rápido-profundo. Esta variable es característica de los ríos de montaña (gradiente alto).
5. Variabilidad de los estanques.- Esta variable es característica de los ríos de planicie (gradiente bajo). Evalúa la presencia de cuatro patrones: estanques pequeños-someros, estanques pequeños-profundos, estanques grandes-someros y estanques grandes-profundos.
6. Gradiente de sedimentación.- Aplica para ambos gradientes y califica la acumulación anómala de sedimentos.
7. Estatus del flujo.- Considera la forma como la corriente toca las riveras, se califica en ambos gradientes.
8. Alteraciones del canal.- Se refiere a la presencia de modificaciones y/o alteraciones en el canal como resultado de obras construidas por el hombre (ambos gradientes).
9. Frecuencia de rabiones.- Califica la frecuencia en que se presentan los rabiones en el tramo del río en estudio. Se califica para gradiente alto.
10. Sinuosidad del canal.- Califica la tasa entre la longitud de la línea de máxima profundidad y la longitud del canal en línea recta (gradiente bajo).
11. Estabilidad de las riveras.- Es la proporción que ocupan las evidencias de erosión y/o fallas en las riveras del tramo del río en estudio (ambos gradientes).

12. Protección vegetal de las riveras.- Se refiere a la proporción de las riveras del cauce que se encuentran cubiertas con vegetación riverense nativa (ambos gradientes).
13. Ancho de la zona de vegetación riparia.- Estima el ancho de la zona de amortiguamiento proporcionado por la vegetación nativa de la zona riparia en ambas riveras (ambos gradientes).

A cada una de las variables anteriores se le asigna un puntaje de acuerdo a las condiciones de degradación del lugar de estudio, la suma de total de puntos indica la calidad ambiental visual del cauce clasificándolas en cuatro categorías: óptimo, subóptimo, marginal y pobre (cuadro 4.4.1).

Cuadro 4.4.1. Categorías generales para calificar la calidad ambiental visual

Categoría	Calificación
Óptimo	200-166
Subóptimo	165-113
Marginal	112-60
Pobre	59-0

Finalmente con las variables propuestas para la reducción se evaluó la calidad del agua para los sitios de Molina León (2011) con la finalidad de verificar su aplicabilidad (cuadro 4.4.2). De tal forma que se comparó el modelo de calidad del agua optimizado con los resultados que obtiene el autor. Además se realizó la prueba de Wilcoxon/Kruskal-Wallis con una $F < 0.05$ para evaluar el comportamiento de las categorías propuestas. Con este índice de calidad del agua optimizado se redujo el número de variables utilizadas por lo que su relación de costo/beneficio fue menor.

Cuadro 4.4.2. Ubicación y designación de los sitios (Molina, 2011)

Sitio	Nombre	Altitud (msnm)	Latitud	Longitud
S1	Las Viboritas	1964	19° 40' 27"	101° 08' 58"
S2	Aguas debajo de las adjuntas del Río Chiquito	2004	19° 40' 18"	101° 08' 47"
S3	Golondrinas	2004	19° 39' 58"	101° 08' 35"
S4	El Infonavit	2058	19° 39' 52"	101° 08' 28"
S5	Descarga del Río Bello	2058	19° 38' 57"	101° 08' 04"
S6	Aguas arriba de la descarga del Río Bello	2073	19° 38' 27"	101° 08' 16"
S7	Arroyo San Miguel	2140	19° 36' 27"	101° 07' 22"
S8	El Venadario	1982	19° 35' 06"	101° 07' 31"
S9	Río Paredones	1982	19° 35' 15"	101° 06' 32"
S10	Cañón "El Oasis"	1883	19° 34' 59"	101° 05' 56"

Todos los análisis de correlaciones, análisis de datos aberrantes (*outliers*), regresiones, pruebas de Tukey – Kramer y Wilcoxon/Kruskal-Wallis, univariados y estadística básica se desarrollaron con ayuda del paquete estadístico JMP v. 8.0 (SAS Institute, 2008) ya que proporciona todas las herramientas necesarias para llevarlos a cabo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Procesamiento de los datos

El estudio parte de los datos proporcionados por la CONAGUA de la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua. De los cuales se cuenta con la información inicial de quince sitios (cuadro 5.1.1) de los sistemas lóticos en el Estado de Michoacán en los que se reporta la determinación de 35 variables fisicoquímicas y bacteriológicas (temperatura del agua, pH de campo, oxígeno disuelto, pH de laboratorio, conductividad eléctrica, turbiedad, color, sólidos totales, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales, sólidos sedimentables, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, grasas y aceites, sustancias activas al azul de metileno, dureza total, dureza de calcio, dureza de magnesio, alcalinidad total, fosfatos, orto fosfatos, nitratos, nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitrógeno kjeldahl, nitritos, sulfatos, cloruros, carbonatos, bicarbonatos, ion calcio, ion magnesio, ion sodio, coliformes fecales y totales), con datos de las variables de años desde 1979 para algunos sitios como Aguas Abajo La Piedad y unos más recientes como en el Puente el Marqués del 2004; ambos hasta el monitoreo del 2011. Como los datos de los años no eran homogéneos se hizo un recorte en el número de años totales a utilizar dejando un periodo del 2001 al 2011 y se eliminaron dos sitios del análisis (La Pastoría y Puente El Marqués) los cuales se encontraban con altitudes bajas y ya fuera del eje neovolcánico.

Cuadro 5.1.1 Sitios de la RENAMECA para sistemas lóticos en el Estado de Michoacán

Sitios de Monitoreo		
El Gigante	Villa Jiménez	Rodilla del Diablo
Corrales	Cointzio	Hidrométrica CFE
Aguas Abajo La Piedad	Puente El Frijolar	Río El Silencio
Yurécuaro	Puente La Aldea	La Pastoría
La Estanzuela	Río Grande de Morelia	Puente El Marqués

A partir de este recorte, se cuenta con un total de 13 sitios con datos de 33 variables cada uno, dos variables menos que la matriz inicial, esto debido a que al realizar el recorte de años, ya no se tenían datos para coliformes totales y sustancias activas al azul de metileno y fueron eliminadas de la matriz con la que se trabajó en este estudio. En el cuadro 5.1.2 se presenta un resumen de la estadística básica de las 33 variables así como la cantidad de datos disponibles con los que se cuenta.

Cuadro 5.1.2. Resumen de porcentaje de datos y estadística básica de las 33 variables tomadas en cuenta para el estudio

	% Datos existentes	Promedio	Desviación Estándar	Valor Máximo	Valor Mínimo
T AGUA	92.69	19.80	3.37	35	11
PH CAMPO	81.80	7.39	0.51	9	6
OD	99.83	4.51	3.08	16.2	0
PH LAB	97.62	7.60	0.41	9.55	6.3
COND. ELECT.	99.83	456.58	340.62	2350	109.2
TURBIEDAD	89.46	59.06	108.87	1600	0.1
COLOR	91.67	158.63	228.28	2000	1
ST	98.98	414.28	285.87	2372	34
SST	98.47	104.24	150.64	2040	0
SDT	98.47	311.61	234.76	1612	2
SS	99.15	0.33	0.57	8	0
DBO ₅	98.30	19.41	23.52	146.99	0
DQO	98.81	31.89	39.46	336	0
G Y A	73.81	6.93	7.18	67.16	0
DZA TOTAL	100.00	114.75	61.86	439.2	35.53
DZA Ca	100.00	69.13	45.16	341.6	19.42
DZA Mg	99.66	45.83	27.43	227.9	4.3
ALC TOTAL	99.83	145.49	85.07	460	47.544

Continuación. Cuadro 5.1.2.

	% Datos existentes	Promedio	Desviación Estándar	MAX	MIN
PO ₄ ⁻	16.33	2.10	2.75	19.43	0.0144
PO ₄ ORTO	0.34	0.63	0.03	0.65	0.607
NO ₃ ⁻	74.32	0.61	0.98	11.28	0.001
N ORG	28.91	1.02	2.99	28.524	0
NH ₃	81.29	2.14	3.34	19.6	0
NTK	24.49	3.14	5.65	43.183	0
NO ₂ ⁻	3.57	0.63	0.70	3.211	0.04
SO ₄ ⁻	97.45	43.67	43.02	334.334	1.56
Cl ⁻	99.83	36.86	55.89	653.24	0.272
CO ₃ ⁻	99.32	2.95	10.52	130.5	0
HCO ₃ ⁻	99.32	141.69	83.41	460	0
Ca ⁺⁺	99.66	27.43	18.00	136.64	0.44
Mg ⁺⁺	99.49	11.31	7.93	112.55	0.5591
Na ⁺	97.11	52.78	56.70	392.04	0
COL FECALES	90.14	207288	923867	10500000	0

Sin embargo, como se observa en el cuadro 5.1.2 los datos de las 33 variables son incompletos en los diferentes sitios, por lo que se desarrolló una metodología para la imputación de los datos (ANEXO A).

Como resultado de la imputación (ANEXO A) se tienen:

- Dos variables con el 100% de sus datos originales (dureza total y dureza de calcio).
- Se eliminó la variable pH de campo ya que informaba lo mismo que pH de laboratorio, y este último contaba con la mayor cantidad de datos

(81.8% de datos para pH de campo y 97.62% de datos para pH de laboratorio).

- Grasas y aceites, nitratos y nitrógeno amoniacal no fueron imputadas por el tipo de comportamiento de cada una de las variables, por lo que para próximos análisis se propuso realizar un recorte de la matriz quitando los datos faltantes de cada una de la variable por lo que generaron tres matrices diferentes recortadas para cada una, con la finalidad de rescatar la mayor información posible de las variables.
- Cinco variables sin imputar, puesto que sobrepasan el límite del 30% de datos faltantes (fosfatos, orto fosfatos, nitrógeno orgánico, nitrógeno kjeldahl y nitritos.
- Y veintidós variables imputadas con la metodología propuesta.

Finalmente la matriz con la que se trabajó para el primer paso de la propuesta del índice de calidad del agua (selección de las variables) consta de la información de trece sitios, en un periodo del 2001 al 2011 y 32 variables para cada monitoreo (588 monitoreos).

5.2 Selección de variables

La selección de variables es el primer paso para la elaboración de un índice de calidad (Fernández, 2004), pueden elegirse de dos a n-parámetros del total de variables que se tienen disponibles, tomando en cuenta para ello la información existente, criterios de tiempo, criterios de un experto, localización y su importancia como estándar de calidad (Samboni et al., 2007). Una de las metodologías comúnmente utilizadas es la de Delphi, la cual depende de la apreciación y opinión de un grupo de expertos y autoridades del agua. Un claro ejemplo de este tipo de metodología es el índice de calidad que se obtuvo para la Fundación Nacional de Saneamiento (NSF por sus siglas en inglés) en donde 142 científicos decidieron cuáles parámetros debían ser incluidos.

A lo largo del tiempo se han desarrollado métodos diferentes para el cálculo de los índices de calidad, cada uno de ellos toma en cuenta parámetros físicos y químicos similares, sin embargo la forma en que son estadísticamente integrados e interpretados es diferente (Stambuck-Giljanovc, 1999). Dunette (1979) recomienda

seleccionar los parámetros de acuerdo a las cinco categorías más comúnmente reconocidas: nivel de oxígeno, eutrofización, aspectos de salud, características físicas y sustancias disueltas; siendo el oxígeno disuelto y el pH los parámetros de mayor uso.

En el campo biológico, la selección de los bioindicadores considera que, serán eficaces en la medida que puedan discriminar sitios poco o nada perturbados, conocidos como condiciones de referencia con aquellos sitios impactados (Segnini, 2003). Este mismo criterio puede ser aplicado para la generación de índices de calidad del agua con base en parámetros fisicoquímicos, además de considerar que una variable debe de proporcionar información única y que es preferible contar con variables obtenidas con procedimientos normados de laboratorio que calculadas indirectamente a partir de un conjunto de variables.

Los criterios utilizados para la eliminación de los parámetros en este estudio fueron: porcentaje de datos faltantes, correlaciones (variables redundantes), sin variabilidad y forma de obtención (en laboratorio o por cálculo a partir de otras variables). De acuerdo a estos criterios las variables eliminadas son las que aparecen en el cuadro 5.2.1.

Cuadro 5.2.1. Resumen de variables eliminadas a partir de los criterios establecidos

Criterios de eliminación	Variables eliminadas
Por falta de datos	• Fosfatos • Orto fosfatos • Nitrógeno orgánico • Nitrógeno kjeldahl • Nitritos
Variables redundantes	• Bicarbonatos • Carbonatos • Dureza de calcio • Dureza de magnesio • Ion calcio • Ion magnesio

Cuadro 5.2.1. Continuación

Criterios de eliminación	Variables eliminadas
Sin variabilidad	• Sólidos Sedimentables • Sulfatos
Obtenidas a partir de otros parámetros	• Ion sodio • Sólidos totales

Como se mencionó en la metodología este estudio toma como primer criterio la disponibilidad de los datos con respecto a la variable. Para los parámetros que tienen un porcentaje mayor al 30% de datos faltantes no fue posible su imputación puesto que el conjunto de datos no es representativo de la variable y no se tomaron en cuenta para la propuesta del índice de calidad del agua (cuadro 5.2.2.).

Cuadro. 5.2.2. Parámetros eliminados por falta de datos.

	% Datos faltantes	Promedio	Desviación Estándar	Valor Máximo	Valor Mínimo
G Y A	26.19	6.93	7.18	67.16	0.00
PO₄⁻	83.67	2.10	2.75	19.43	0.01
PO₄ ORTO	99.66	0.63	0.03	0.65	0.61
N ORG	71.09	1.02	2.99	28.52	0.00
NTK	75.51	3.14	5.65	43.18	0.00
NO₂⁻	96.43	0.63	0.70	3.21	0.04

Existen variables cercanas a un valor de 30% de datos faltantes como es el caso de nitratos y grasas y aceites. Los nitratos al igual que nitrógeno amoniacal son variables no imputadas puesto que presentan una distribución de datos en intervalos pequeños en comparación con las otras variables (entre 0 - 11.28 para nitratos y 0 - 19.6 para nitrógeno amoniacal) y tienen un comportamiento exponencial de la variable en relación con su calidad en donde para un incremento de 1 mg/L puede significar una baja de calidad de hasta 10%, así que cometer un error en la imputación de estas variables sería perjudicial para los próximos análisis y en los resultados; sin embargo por ser dos de las variables comúnmente utilizadas

en los índices de calidad para representar los nutrimentos en un sistema lógico es imposible prescindir de su información dentro de la propuesta del índice. De esta forma cuando sea necesario utilizar estas dos variables en los análisis, con la finalidad de utilizar datos completos, la matriz será recortada dejando solo aquellas fechas de muestreo en los sitios en donde se cuentan con datos completos sin imputar de nitratos y nitrógeno amoniacal.

La otra variable que presenta porcentajes de datos faltantes cercanos al 30% son las grasas y aceites. Las grasas y aceites son compuesto orgánicos constituidos principalmente por ácidos grasos de origen animal y vegetal, encontrar este tipo de sustancias presentes en el agua se debe más por origen antropogénico que de forma natural (Ramos et al., 2003) ya sea como residuo de mantenimiento en diversos sectores (automotriz e industria de transformación) o encontrando su origen en descargas de aguas domésticas por su uso común en hogares. Por ser un parámetro que tiene su origen antropogénico la cantidad de mg/L que se encuentra en el cuerpo de agua está en función del tipo de actividades que se desarrollan a sus alrededores, por lo que los valores dependerán de sucesos concretos y puntuales.

Para las grasas y aceites no se cumple lo mismo que para el caso de los nitratos. Los nitratos aun con la falta de datos tienen la particularidad de estar distribuidos aleatoriamente, comportamiento que no sucede con las grasas y aceites. Los datos faltantes en grasas y aceites tienen patrones de omisión de dos tipos aleatorio y univariado (Medina y Galván, 2007). El problema principal de la imputación de esta variable está en la imputación de sus datos con comportamiento univariado, puesto que faltan todos los datos para todos los sitios de los años 2009, 2010 y 2011, dando un total de por lo menos 3 años completos faltantes contando solo con ocho años a los que aún tienen datos faltantes de orden aleatorio. El contar con datos faltantes de años completos reduce las opciones de métodos de imputación. Si se formulará un método de imputación basado en medias para este parámetro se vería afectado su comportamiento anual. Una opción de imputación es tomando otras fuentes de información externa. Sin embargo, por tratarse de una variable que refleja cambios puntuales es necesario contar con fechas y sitios muy

semejantes, pero esta información no ha sido reportada para esta área de estudio. Es por esto que no es posible la imputación de la variable.

La importancia de este parámetro para la evaluación de la calidad del cuerpo de agua tiene su explicación en la afectación que tiene esta en variables importantes como lo es el oxígeno disuelto influyendo directamente en él limitando la entrada del oxígeno proveniente del aire por intercambio con la superficie del agua. Otra de las variables que se ve afectada son las sustancias sedimentables puesto que sufren aportaciones por los aceites que se sedimentan cubriendo el fondo del cuerpo de agua interfiriendo en áreas de desarrollo de las especies acuáticas y la fotosíntesis (Ramos et al., 2003). Por lo anterior, no es posible prescindir de esta variable, por lo que su uso se limitó a utilizar solo los datos del 2001 al 2008 para sus próximos análisis univariados y multivariados.

Una vez eliminadas aquellas variables con datos faltantes, las variables restantes de esta primera eliminación son: temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, turbiedad, color, sólidos totales, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales, sólidos sedimentables, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, grasas y aceites, dureza total, dureza de calcio, dureza de magnesio, alcalinidad total, nitratos, nitrógeno amoniacal, sulfatos, cloruros, carbonatos, bicarbonatos, ion calcio, ion magnesio, ion sodio y coliformes fecales; a estas variables se les aplicó un segundo criterio de eliminación para realizar el último recorte de la cantidad de variables para el índice de calidad, dicho criterio consta de tres valoraciones: correlaciones, variabilidad y forma de obtención.

Al aplicar este criterio de valoración se encontraron variables que cumplen con los máximos de todos los criterios además de ser dependientes (alcalinidad total) y otras con el mínimo e independientes (sólidos suspendidos totales y grasas) como se muestra en la figura 5.2.1. En este sentido, las variables que se analizaron para su posible eliminación fueron aquellas que presentan una combinación de las valoraciones negativa (dentro del triángulo rojo). No obstante, variables como la conductividad no se eliminaron puesto que su posición en la tabla está en función de su correlación con otras variables dado a que esta es una variable que engloba

parámetros que se relacionan con las sales como dureza, alcalinidad, sólidos disueltos y no con variables específicas que demuestren una relación concreta.

Otras variables que no se eliminaron, aunque está dentro de las relaciones negativas, es demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y demanda química de oxígeno (DQO). La demanda química de oxígeno presenta poca capacidad de categorizar y alta correlación, esta correlación es con la demanda bioquímica de oxígeno, que aunque se relacionan fuertemente, explican dos fenómenos diferentes; por un lado la DQO explica oxidación química y la DBO explica la degradación biológica (DQO y DBO₅ respectivamente), por lo que no se puede prescindir de ninguna de ellas. Sin embargo, esto es para análisis univariado; otro escenario puede presentarse en los próximos análisis multivariados.

Por otro lado los sólidos sedimentables, que aunque no muestran relaciones negativas, tienen diferencias entre épocas y estaciones que pueden ser causadas por valores aberrantes por lo que es importante un análisis más detallado para valorar si se seleccionará la variable para la propuesta del índice. A continuación se presenta el análisis de las variables eliminadas.

Dependiente Independiente		Valor máximo de correlación con una o varias variables			
		1-0.90	0.89-0.80	0.79-0.70	< 0.70
Número de variables significativas	1	Alcalinidad Total DQO Dureza de Calcio		Dureza de Magnesio	Coliformes Fecales
	2	Dureza Total Ca ⁺ Mg ⁺ Na ⁺ HCO ₃ Conductividad	Sulfatos		CO ₃ pH Temperatura
	3	DBO ₅ SDT	Sólidos Totales Cloruros	Turbidez	OD SS
	4			Color	SST Grasas y Aceites

Figura 5.2.1. Resumen de eliminación con base a correlaciones, variabilidad y dependencia

5.2.1 Eliminación de variables redundantes

Existen variables fisicoquímicas que se encuentran relacionadas directa e indirectamente y que además se pueden calcular a partir de otras variables ya definidas, ya que están en función directa de otras variables en las cuales para obtener la cantidad presente en el agua se determinan a partir de la suma de otras variables como es el caso de los sólidos totales con sólidos disueltos y sólidos suspendidos, alcalinidad total con carbonatos y bicarbonatos, y finalmente dureza total con dureza de calcio y dureza de magnesio. Por lo que tener diferentes variables que informan lo mismo sería repetir información que pueda afectar análisis estadísticos posteriores, de ahí la importancia de reducir las variables redundantes en el estudio.

El análisis de redundancia de esas variables, se realizó a partir de la correlación para cada sitio, empleando el método paramétrico de pares (Parwise), con el límite de $P > 0.05$ y el coeficiente no paramétrico de correlación de Spearman cuya salida ofrece el valor de probabilidad de Rho. Además de este análisis, se estudió de manera univariada cada una de las variables para rescatar la mayor información posible de cada una antes de ser eliminada. Los resultados de estos análisis se presentan a continuación.

Alcalinidad

La alcalinidad es la capacidad del agua para neutralizar ácidos o aceptar protones, por lo tanto es el principal sistema amortiguador del agua dulce además de que desempeña un papel importante en la productividad de cuerpos de agua naturales sirviendo como una fuente de reserva para la fotosíntesis. Las especies químicas que contribuyen a la alcalinidad son: dióxido de carbono, silicatos, bisilicatos, boratos, monoboratos, bboratos, fosfatos, monofosfatos y bifosfatos; estos compuestos son encontrados en aguas subterráneas, residuales agrícolas e industriales principalmente, además que las cantidades en las que se encuentran naturalmente son poco significativas.

Las especies que tienen un mayor aporte a la alcalinidad del agua natural son los bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos. Es por esto que de acuerdo a la norma mexicana para determinar la alcalinidad (NMX-AA-036-SCFI-2001) se obtiene de la

suma de la alcalinidad a la fenolftaleína (carbonatos), la alcalinidad al anaranjado de metilo (bicarbonatos) y los hidróxidos presentes.

$$\text{Alcalinidad Total} = \text{Carbonatos} + \text{Bicarbonatos} + \text{Hidróxidos} \quad (5.2.1.1)$$

En el caso de los sitios de monitoreo de la RENAMECA tomados para este estudio, la alcalinidad está en función de carbonatos y bicarbonatos únicamente, ya que no se ha reportado alcalinidad provocada por hidróxidos presentes en los cuerpos de agua, así que los análisis de correlación se realizaron para estas dos variables únicamente y por sitio, esto con la finalidad de identificar si se seguía el mismo comportamiento de manera individual. A continuación se presenta el resumen de las correlaciones obtenidas para alcalinidad con carbonatos y bicarbonatos para cada sitio (cuadro 5.2.1.1.).

Cuadro 5.2.1.1. Valores de correlaciones de Spearman de alcalinidad total contra carbonatos y bicarbonatos por sitio

	Alcalinidad		
	vs		
	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ⁻	
	R	R	p
AAPIED	0.9343	0.3294	0.0254
CORR	0.8742	0.3415	0.0202
CTZIO	0.9754	0.3863	0.0073
ESTZ	0.9732	-0.1936	0.1974
GDEMOR	0.9985	0.073	0.6298
GIGT	0.9726	0.0145	0.9238
HCFE	0.952	0.1662	0.2927
PALD	0.9913	0.1008	0.2715
PFRIJO	0.9903	0.3888	0.0083
RLLADB	0.7888	0.2791	0.0604
RSILEN	0.9998	0	0
VLLAJMNZ	0.99	0.172	0.2425
YUR	0.9836	0.2455	0.0926

Se puede observar que para los bicarbonatos, los cuales tienen una distribución normal de sus datos, todos los sitios presentan correlaciones con valores de R mayores al 0.79; esto se debe principalmente a que como la determinación de los bicarbonatos depende directamente del pH, el pH de todos los sitios no sobrepasan valores entre 6.5 y 8.0 y es en este intervalo en donde esta variable se encuentra presente en mayor cantidad, además de que en los cuerpos de agua las reacciones de disociación que suceden, así como los equilibrios del ecosistema acuático favorecen a la presencia de bicarbonatos; solo en casos puntuales donde se presentan valores propios de carbonatos, como es el caso del sitio de Corrales donde a partir del año 2008 se presenta un aumento de la presencia de este ión (figura 5.2.1.1).

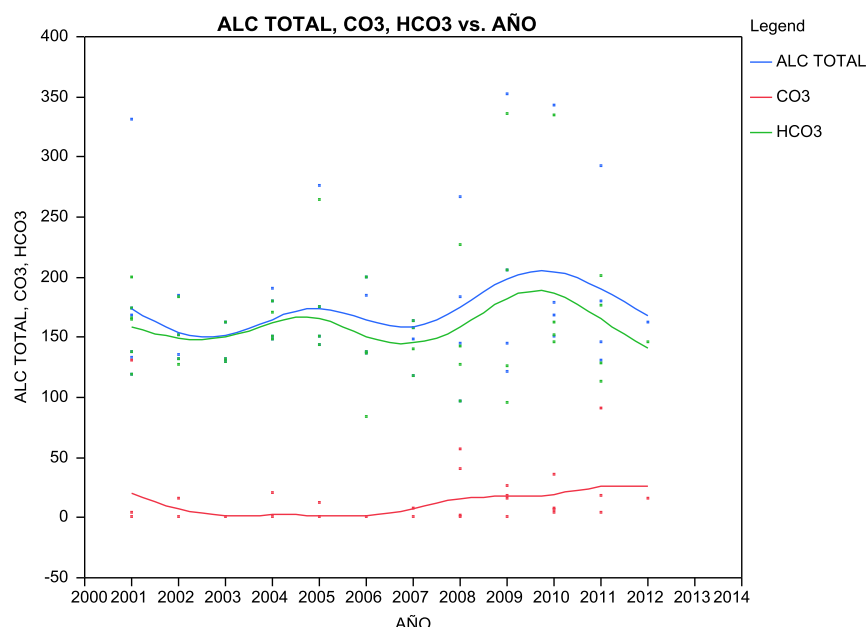


Figura 5.2.1.1. Tendencia anual de los carbonatos, bicarbonatos y alcalinidad total en el sitio Corrales

Por otro lado los carbonatos por ser una variable no paramétrica se obtiene el valor de correlación con el método de Spearman con su correspondiente valor de **p**. A partir de los valores obtenidos de la correlación de Spearman se obtiene que no existe relación entre los carbonatos y la alcalinidad total en la mayoría de los sitios, donde los valores de correlación son menores de 0.25 (ESTZ, GDEMOR, GIGT, HCFE, PALD, RLLADB, RSILEN, VLLAJMNZ y YUR) y probabilidades mayores al 5% de tolerancia para aceptar la relación significativa. Existen sitios en los cuales la

probabilidad es menor al 5%, por lo que la correlación entre estas dos variables es significativa; estos valores de correlación se encuentran entre 0.32 y 0.39 que aunque son correlaciones muy bajas, el porcentaje de confiabilidad es alto por su bajo valor de **p**. Por lo anterior, se graficaron las variables para cada sitio que presentó correlaciones significativas (AAPIED, CORR, CTZIO y PFRIJO) con la finalidad de evaluar el comportamiento de las variables ahora en función del tiempo (figura 5.2.1.2)

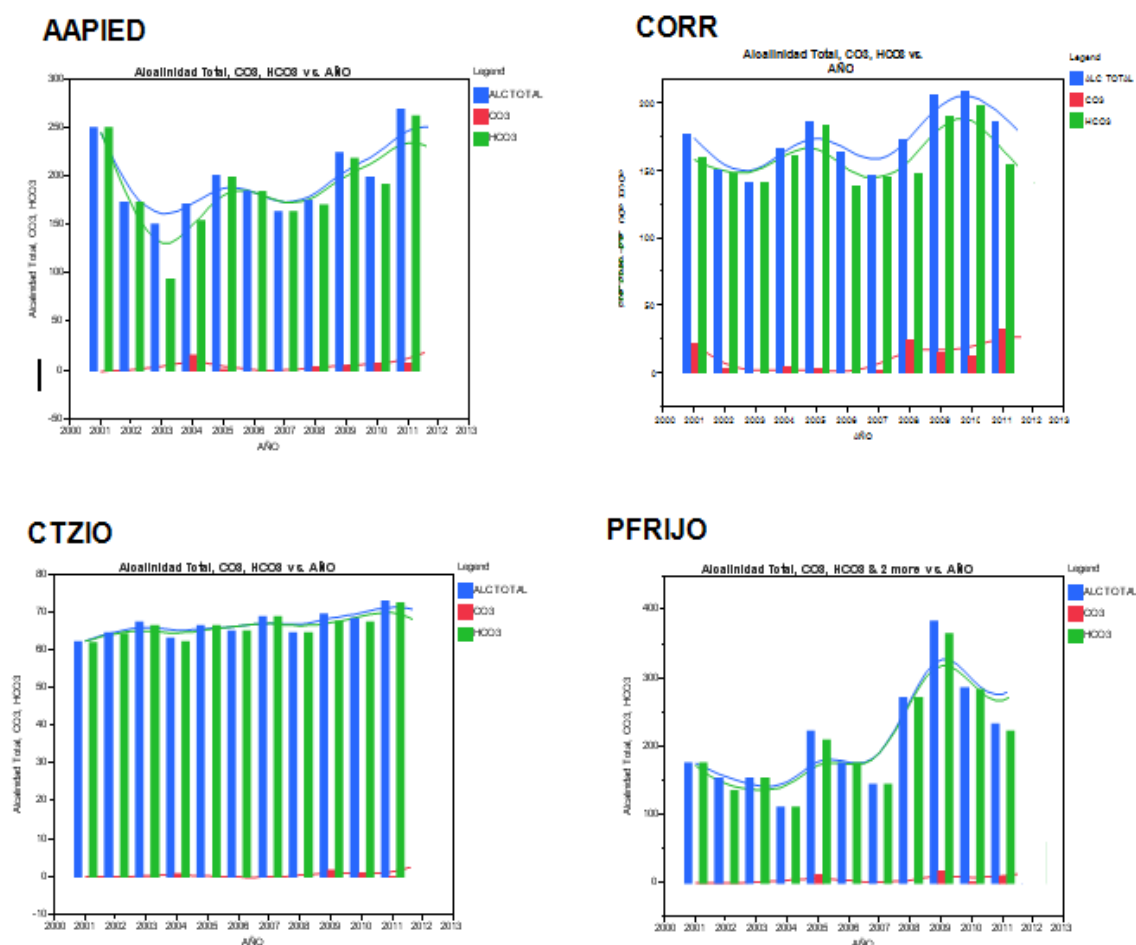


Figura 5.2.1.2. Gráfico del comportamiento anual de la alcalinidad total, carbonatos y bicarbonatos en los sitios con cambios significativos (AAPIED, CORR, CTZIO y PFRIJO)

En la figura 5.2.1.2 se muestra que la aportación a la alcalinidad total no está dada solo por los bicarbonatos, si no también presenta una aportación significativa

de los carbonatos en estos sitios. No obstante, la presencia de carbonatos no siempre han estado presentes en los sitios, de acuerdo al gráfico se puede observar que desde el año 2008 (AAPIED y CORR) y 2009 (CTZIO y PFRIJO) el aumento de carbonatos en los sitios ha estado presente. Este fenómeno puede deberse a dos razones principalmente: la primera puede ser a consecuencia del lavado de las rocas en presencia de lechos ricos en minerales carbonatados, que a su vez se ve afectada por actividades antropogénica tales como la agricultura, la cual remueve la capa superior del suelo promoviendo el aumento de la erosión del mismo y poniendo a disposición más fácilmente las sales carbonatadas, que con ayuda de la lluvia acelera el proceso de lixiviación natural. La segunda razón se debe a la temperatura del agua, ya que el carbonato de calcio es uno de los pocos compuestos en los que la solubilidad de la sal aumentara con disminuir la temperatura de la solución; así, en época de invierno existirá mayor solubilidad de los carbonatos. Además un factor sumado a los anteriores es el agua provocada por la lluvia ácida la cual puede incrementar la lixiviación de los suelos.

Por lo que para identificar si el aumento de carbonatos en los últimos años es causado por alguna de las razones antes mencionadas o realmente no hay diferencia significativa en épocas y estaciones, se realizó un análisis de comparación de medias con el método de Wilcoxon (por ser una variable no paramétrica) el cual arrojó que solo para el sitio AAPIED existe diferencia significativa en estiaje 1(16 Noviembre – 15 de Febrero), sin embargo la temperatura del agua oscila entre 15°C - 22°C por lo que la solubilidad no puede variar de una manera importante provocando un aumento en la presencia de carbonatos. Es por lo anterior, que el resultado de la prueba de comparación de medias de épocas y de estaciones del año, no explica las variaciones en los últimos años; por lo que dichas variaciones se pueden deber a las actividades que realizan en la zonas cercanas a los puntos de monitoreo, como lo son agricultura y ganadería intensiva que originan una remoción acelerada del suelo y su temprana erosión como sucede en los sitios de AAPIED, CORR y PFRIJO afectando de forma mínima. Cabe mencionar que en el sitio de CTZIO los valores de carbonatos presentes son muy bajos, sin sobrepasar los 8 g/L por lo que los impactos son nulos, que no generan evidencia de alguna afectación.

Dureza Total

La dureza del agua se define como la concentración de todos los cationes metálicos no alcalinos presentes como iones de calcio, estroncio, bario, magnesio, manganeso y se expresa en equivalentes de carbonato de calcio y constituyen un parámetro muy significativo en la calidad del agua. Sin embargo los iones que mayor aporte tienen a la dureza del agua son los iones calcio y magnesio ya que de acuerdo a la norma mexicana (NMX-AA-072-SCFI-2001) medición de la dureza total se obtiene empleando indicadores visuales que reaccionan en presencia de estos dos iones.

Para poder calcular la dureza total del agua es necesario conocer la dureza de calcio y magnesio por separado. Como no siempre se cuenta con un análisis completo de agua, se puede recurrir a la medición de la dureza por calcio y restar esta de la dureza total para obtener la dureza por magnesio.

$$\text{Dureza total} - \text{Dureza de Calcio} = \text{Dureza de Magnesio} \quad (5.2.1.2)$$

Esto da buenos resultados porque la mayor parte de la dureza en aguas naturales corresponde a estos dos iones.

La presencia de estos iones se ve influenciada por el origen de la cuenca, puesto que los iones presentes en el cuerpo del agua llegan por procesos de meteorización principalmente. En los sitios de monitoreo utilizados en este estudio se realizó un análisis detallado de la correlación entre las siguientes variables: dureza total, dureza de calcio, dureza de magnesio, ion calcio e ion magnesio; esto con el fin de la eliminación de las variables redundantes. A continuación se presenta el resumen de resultados de las correlaciones entre las variables (cuadro 5.2.1.2.).

Cuadro 5.2.1.2. Valores de correlaciones de Spearman de Durezas

	Dureza Total		Dureza de Calcio	Dureza de Magnesio	
	vs		vs	vs	
	Dureza de Calcio	Dureza de Magnesio	Ion Calcio	Ion Magnesio	
AAPIED	0.8575	0.8299	0.9324	0.9886	
CORR	0.8794	0.7732	1	0.9791	
CTZIO	0.4092	0.7945	0.8912	0.9999	
ESTZ	0.6319	0.773	0.9417	0.8851	
GDEMOR	0.7582	0.7977	0.9969	0.9481*	0.0001
GIGT	0.6855	0.8051	0.9995	0.9997	
HCFE	0.5848	0.8249	0.7489	0.8515	
PALD	0.7475	0.8399	0.9078	0.9999	
PFRIJO	0.9137	0.4584	0.9464	0.865	
RLLADB	0.647	0.7687	1	0.9999	
RSILEN	0.5227	0.8289	0.9251	0.9211	
VLLAJMNZ	0.932	0.9619	1	0.9999	
YUR	0.8528	0.8797	0.9999	0.9994	

*El ion magnesio en el sitio río grande de Morelia se realizó con pruebas no paramétricas por su comportamiento no normal con una p de 0.0001

Las variables utilizadas para este análisis tienen comportamiento normal para todos sus sitios excepto el ion magnesio para el sitio Río Grande de Morelia (GDEMOR), en el cual se obtuvo el valor con un método no paramétrico.

De acuerdo con los resultados visualizados en el cuadro 5.2.1.2 los valores de correlación entre la dureza de calcio y el ion calcio son mayores a 0.75 encontrando sitios en donde la correlación es igual a la unidad. Caso similar sucede entre las variables dureza de magnesio y el ion magnesio en donde la correlación más baja tiene un valor de 0.85 llegando a valores de 0.9999. Estos resultados demuestran la relación que existe entre estas variables, y que de acuerdo a su forma de estimarlos se esperaba que estuvieran relacionados de forma contundente. Por lo anterior es posible eliminar el ion calcio y el ion magnesio del análisis.

En el análisis de la dureza total con la dureza de calcio y magnesio nos refleja que la mayor correlación es con la dureza de magnesio en los sitios: CTZIO, HCFE, RSILEN, ESTZ, RLLADB, PALD y GIGT; estos sitios tienen en común que

comparten su fisiografía y se encuentran en el mismo tipo de suelo (excepto el sitio ESTZ). Por otro lado los sitios en los que se tiene mayor correlación entre la dureza total y la dureza de calcio son: AAPIED, PFRIJO y CORR; además existen sitios en los que la correlación no se encuentra contundentemente definida con un elemento y tienen correlaciones similares como es el caso de los sitios de VLLAJMNZ y YUR. Por lo anterior no es posible generalizar que la variación de la dureza total se debe solo a un tipo de dureza (calcio o magnesio) ya que los sitios pertenecen a dos tipos diferentes de suelos y están expuestos a diferentes tipos de usos. Sin embargo, de acuerdo a la bibliografía consultada (Torres et al., 2009; Fernández et al., 2005; Fernández et al. 2004) se puede identificar que en los indicadores de calidad se utiliza la dureza total como un parámetro indicador el cual es la suma de las dos durezas que nos representa la medición de dos elementos diferentes pero que comparten mecanismos de formación y especie química (cationes). Es por esto que es posible tomar en cuenta para la elaboración del índice solo la dureza total, no obstante si se requiere de una información más detallada para explicar algunos de los fenómenos que suscitan en el sitio o realizar una evaluación más específica se recomienda el análisis particular de la variable y analizar las dos durezas por separado.

5.2.2 Eliminación de parámetros que no presentan variabilidad

En análisis estadísticos existen variables que no muestran cambios significativos con respecto de otra variable nominal, lo que permite deducir que esta no es una variable que permita clasificar o demostrar diferencias que sean capaces de separar observaciones, y que más que ayudar al análisis pueden llegar a perjudicarlo interfiriendo en el mismo. Es por esto que para la selección de las variables otro paso que se realizó previo a la estandarización de los datos es la eliminación de los parámetros que no muestran variabilidad para que de esta manera se cuente con las variables más representativas del sistema.

Para la eliminación de estas variables se realizaron análisis de varianza con la prueba de Tukey – Kramer (SAS Institute, 2008) en la cual se toma un nivel de

significancia $P < 0.05$. Esta prueba permitió evaluar cuales son las variables que no demuestran significancia entre sitios y en tiempo, encontrando como resultado la eliminación de los siguientes parámetros.

Sólidos Sedimentables

Por definición los sólidos sedimentables son aquellas partículas más densas que se encuentran dentro del cuerpo de agua, las cuales por el movimiento o turbulencia de la corriente en los sistemas lóticos se mantienen dispersas dentro del agua por la fuerza de arrastre sedimentando rápidamente por la acción de la gravedad en cuanto la masa de agua se mantiene en reposo.

En un panorama inicial para el área de estudio se encontraron valores altos en sitio como PALD y valores bajos en RLLADB, encontrando que los otros 11 sitios tienen valores de medias entre 0.09 y 0.48. Sin embargo, se pudo observar de la figura 5.2.2.1 que existen puntos fuera del conjunto de datos por lo que se realizó un análisis de datos aberrantes (*outliers*) multivariados con el método de Mahalanobis para eliminar las observaciones (campañas de monitoreo por sitio) que pudieran estar causando ruido en el análisis y agrupando las variables de una manera errónea.

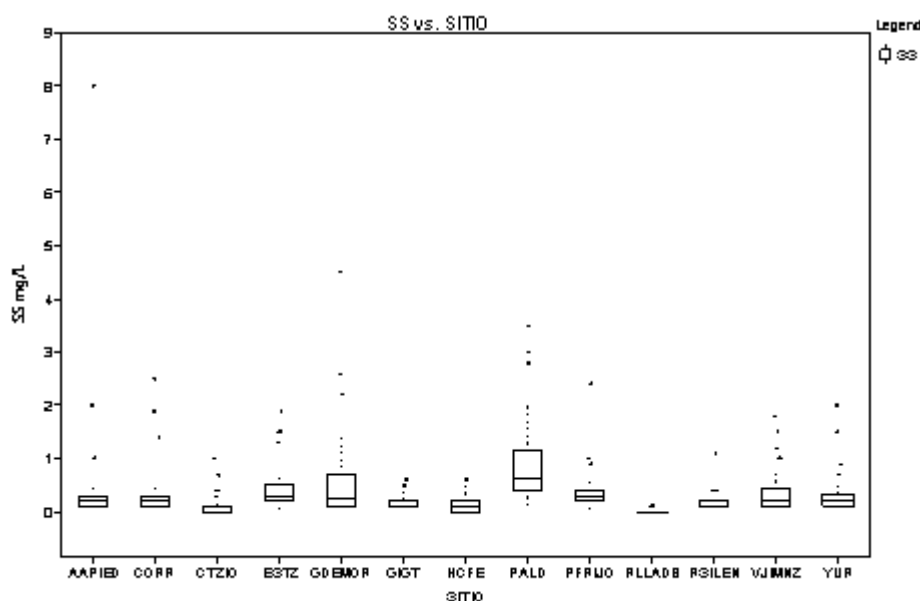


Figura 5.2.2.1. Panorama general del comportamiento de los datos para sólidos sedimentables

Como el método de Mahalanobis se basa en la distancia que existe entre el punto y la media multivariada, se realizaron pruebas de eliminación, eliminando primero aquellos puntos que presentaran mayor distancia continuando hasta llegar con aquellos que se encontraran muy cercanos a la media multivariada. Siguiendo esta metodología se desarrollaron análisis de Tukey – Kramer para cada una de las pruebas observando que cuando se eliminaban los *outliers* el análisis de varianza manifestaba que los sólidos sedimentables no demuestra una diferencia significativa en los sitios por lo que esta variable no puede agrupar a los sitios con base a la naturaleza de sus datos. Cabe mencionar que los únicos sitios que son completamente diferentes entre ellos son PALD el cual tiene valores más altos de este parámetro esto se puede deber a que se encuentra localizado cerca del corredor industrial (Ciudad Industrial) de la Ciudad de Morelia y es cuerpo receptor de las escorrentías de los alrededores y directo de descargas residuales, y del lado extremo inferior de los valores de sólidos sedimentables se encuentra el sitio de la RLLADB que se encuentra a escasos metros de un manantial (figura 5.2.2.2).

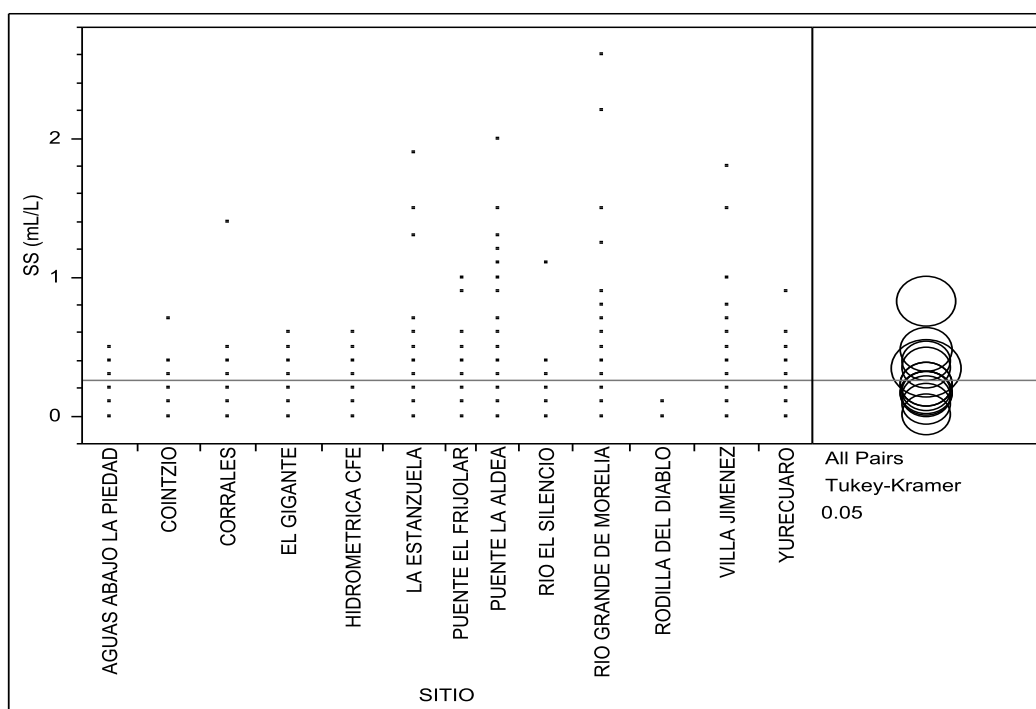


Figura 5.2.2.2. Comparación entre sitios con base a sólidos sedimentables con la prueba de Tukey – Kramer (p = 0.05)

Por otro lado se realizó el mismo análisis de varianzas para el caso del comportamiento de los sólidos sedimentables a lo largo del tiempo en el que de igual manera no hay prueba significativa que presente una variabilidad a lo largo del tiempo (figura 5.2.2.3).

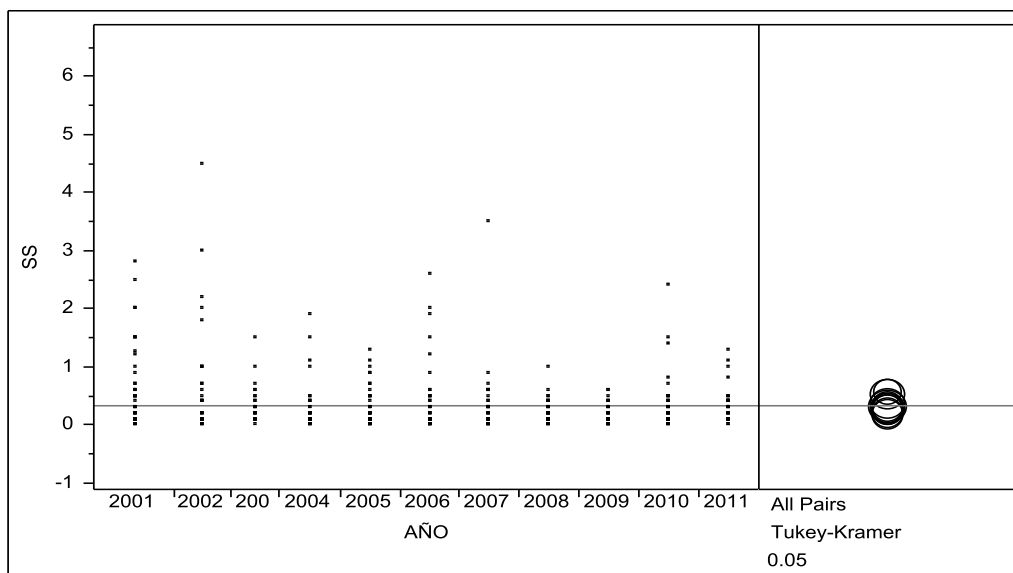


Figura 5.2.2.3. Comparación entre años con base a sólidos sedimentables con la prueba de Tukey – Kramer ($p = 0.05$)

Sulfatos

Los sulfatos son aniones inorgánicos disueltos en el agua los cuales pueden formar sales con el sodio, potasio, magnesio y otros cationes. El sulfato se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza y pueden estar presentes en las aguas naturales en concentraciones que van desde unos pocos hasta varios cientos de miligramos por litro (EPA, 2009), esto dependiendo de factores como la lixiviación constante del suelo así como las actividades humanas entre ellas destaca la agricultura y residuos industriales que puedan contener compuestos azufrados.

Para iniciar el análisis de esta variable se realizaron pruebas de varianza con la matriz completa con la finalidad de conocer si existían variaciones significativas a lo largo del tiempo, en las diferentes estaciones y épocas así como si esta variable es capaz de categorizar a los sitios, todos estos análisis se hicieron con la prueba de comparación de medias de Tukey - Kramer. En el análisis del comportamiento de los sulfatos a lo largo del tiempo en el periodo comprendido del 2001 al 2011 sin la

eliminación de los *outliers*, se observó que existen diferencias demostrativas solo entre los años 2009 con el valor más alto de la media y 2003 con el valor más bajo de la media los demás años presentan comportamientos combinados entre ellos sin poder clasificar más grupos; esta clasificación fue consistente aun eliminando los *outliers* con las diferentes pruebas a partir de las distancias de Mahalanobis (como se realizó para sólidos sedimentables) demostrando la confiabilidad del análisis.

Adicional a este análisis se ejecutó uno para cada sitio en particular encontrando que solo cinco sitios mostraban diferencias significativas entre sus años (figura 5.2.2.4), de los cuales solo el sitio PALD tiene su máximo valor de la media en el año 2009 y su mínimo valor de la media en el año 2003, por lo cual sus valores de concentraciones altas y bajas de sulfatos hacen una diferencia significativa entre los años en el análisis global. En el sitio de AAPIED tiene su valor máximo de la media en el año 2011 y el mínimo en el 2003 compartiendo con las categorías de la matriz completa solo este último. Los otros sitios aunque presentan diferencias entre sus años (categorizando solo la clase de máximo valor de la media y el mínimo valor de la media sin diferencias entre las medias intermedias) no se asocian a las mismas diferencias que presenta la matriz completa.

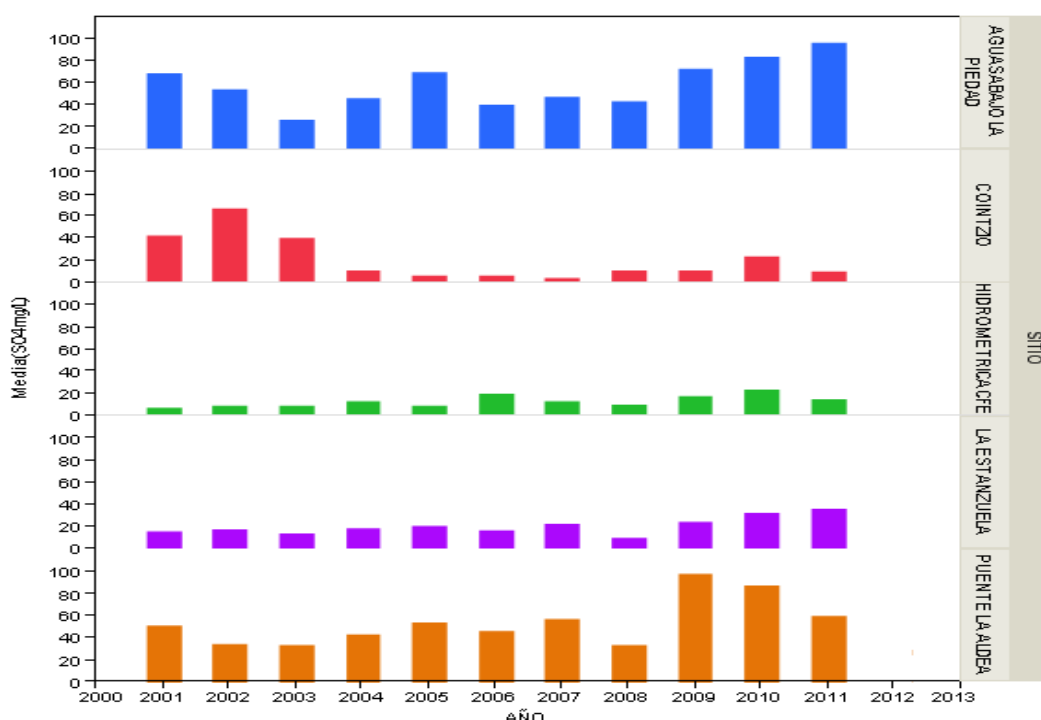


Figura 5.2.2.4. Panorama general del comportamiento de los datos para sulfatos en sitios con diferencias significativas en el tiempo

Con lo que respecta a las épocas y estaciones, cuando se valoró la matriz completa, se presentaron diferencias entre la época de precipitación 2 (16 de agosto al 15 de noviembre) y la de estiaje 1 (16 de noviembre al 15 de febrero) sin embargo al eliminar los *outliers* más alejados de la media multivariada se perdió dicha diferencia por lo que esta diferencia estaba dada solo por los puntos considerados fuera del conjunto de datos (*outliers*).

Para explorar la posibilidad de eliminar la variable sulfatos se realizaron análisis de correlaciones encontrando que esta se correlaciona con la conductividad eléctrica ya que es una sal que aporta conductividad ($R = 0.8715$) y siendo que los sólidos disueltos totales son un porcentaje de la conductividad eléctrica también se relaciona con valores de correlación de 0.8622. Otras de las variables con las cuales existen valores de correlación altos son el ion calcio y el ion sodio (0.7538 y 0.8239 respectivamente) puesto que los sulfatos se encuentran en la naturaleza asociados a estos cationes en compuestos como sulfato de sodio y sulfato de calcio esto dependiendo del suelo que se tiene a los alrededores del sitio. En un análisis más profundo de las relaciones de los valores de ion calcio y el ion sodio con los sulfatos se encontró que a concentraciones altas de sulfatos, este aporte es ocasionado por compuestos asociados al ion sodio (sulfato de sodio) debido al uso de este compuesto en la industria química (como desecante), en la fabricación de la celulosa y es un porcentaje considerable en la composición de detergentes formando parte de las actividades humanas (Herrera G.M. et al., 2005).

Los datos de monitoreo de sulfatos en el área de estudio muestran que la región no tiene altas concentraciones ambientales de sulfatos. En la actualidad no existen criterios federales de calidad del agua para la protección de la vida acuática de agua dulce para sulfatos; la OMS propone para aguas de consumo humano tengan concentraciones de sulfato que no rebasen los 500 mg/L, recomendando notificar a las autoridades si se rebasa este valor, además que los sulfatos presentan un sabor apreciable a partir de los 250 mg/L contribuyendo simultáneamente a la corrosión de los sistemas de distribución del agua (OMS, 2003), sin embargo estos valores están dados para agua destinada a su potabilización. Con lo que respecta a la concentración del sulfato en agua de uso general la EPA de Illinois e Iowa (EPA, 2009) propone remplazar el valor estándar

de 500 mg/L con una ecuación que se encuentra en función de los cloruros y la dureza esto para el agua que se utiliza para el ganado y la protección a la vida acuática debido a que la toxicidad de los sulfatos depende de las concentraciones de estas dos variables; de esta manera encontraremos valores de 500 mg/L de sulfato cuando se tengan concentraciones bajas tanto de cloruros y dureza o combinación de un parámetro bajo y el otro alto, y un máximo de 2000 mg/L de sulfatos para condiciones en donde se encuentren valores altos tanto de cloruros y dureza.

Para el área donde se llevó a cabo el estudio se presentan valores de sulfatos por debajo del mínimo de concentración permitida para la protección a la vida acuática (propuestas por la EPA de Illinois e Iowa) encontrando niveles de sulfato que pueden variar entre 1 y 335 mg/L (cuadro 5.2.2.1) y con valores de dureza significativos los cuales ayudan a mitigar la toxicidad del sulfato para la vida acuática al igual que el ion cloruro (OMS, 2003).

Cuadro 5.2.2.1. Concentraciones de sulfatos, dureza total y cloruros en los sistemas lóticos de Michoacán pertenecientes al Eje Neovolcánico del 2001 – 2011

Parámetro	Valor Mínimo	50 Percentil	90 Percentil	Valor Máximo
Sulfatos (mg/L)	1.56	37.89	82.56	334.33
Dureza Total (en mg/L de CaCO₃)	35.53	100.5	194.34	439.2
Cloruros (mg/L)	0.27	21.32	72.72	653.24

Siendo el sulfato un tóxico que no entra dentro de la categoría de los metales pesados sino más bien una sal común necesaria para la vida en ciertas concentraciones, que se diluye en el cuerpo de agua con bastante rapidez y no es bioacumulable (OMS, 2003), además de tener concentraciones del ion que no llegan a valores considerables para ser tóxicos (de acuerdo con los estudios realizados por la EPA con especies consideradas más sensibles al sulfato) y contar con cuerpos de agua ligeramente duros que aminoran la toxicidad del ion (EPA, 2009).

5.2.3 Eliminación de variables obtenidas a partir de otros parámetros

La forma de obtener los parámetros puede ser dos diferentes: determinadas experimentalmente en el laboratorio o indirectamente a partir de otras variables. En el caso de las variables que son obtenidas de manera indirecta se puede encontrar con información poco explicativa que resume el comportamiento de sus variables involucradas, por lo que en ocasiones será una mejor opción tenerlas reportadas independientemente.

Ion sodio

Todas las aguas naturales contienen algo de sodio ya que es muy soluble en agua y encontrándose en mayores cantidades en cuerpos de agua costeros por la intrusión salina.

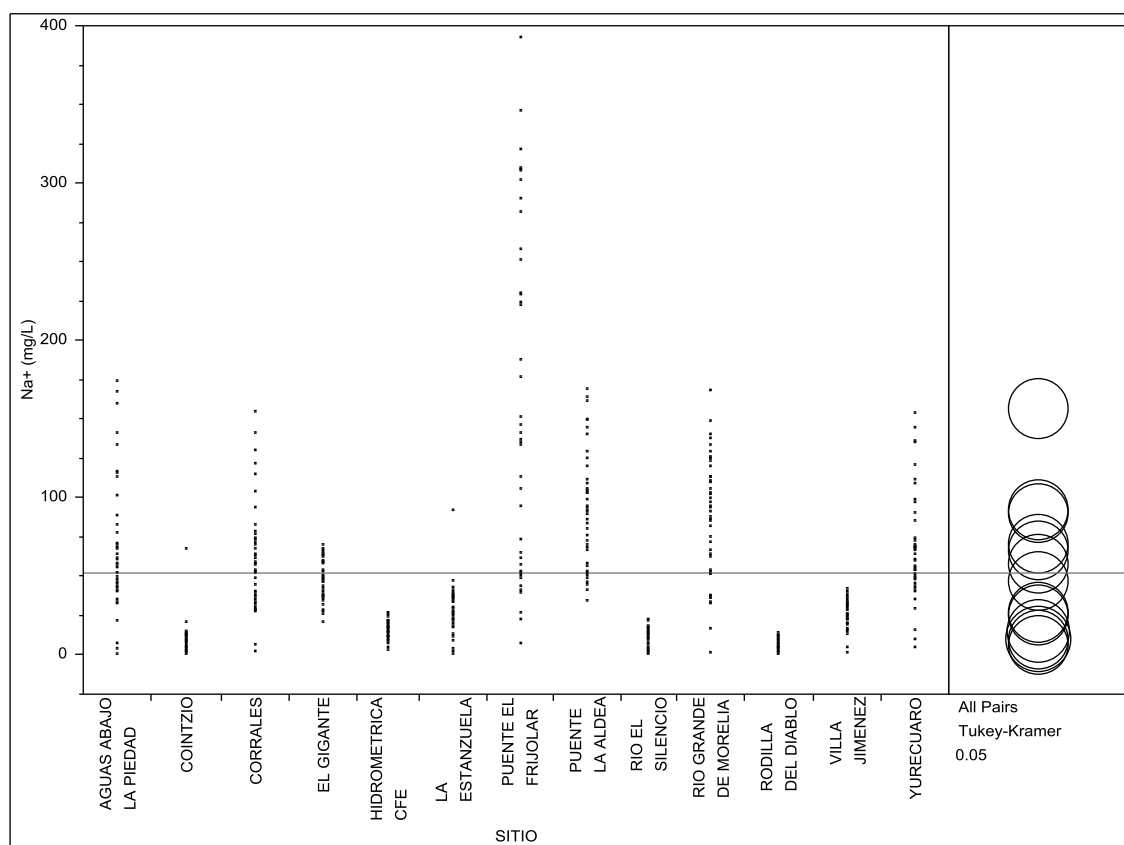
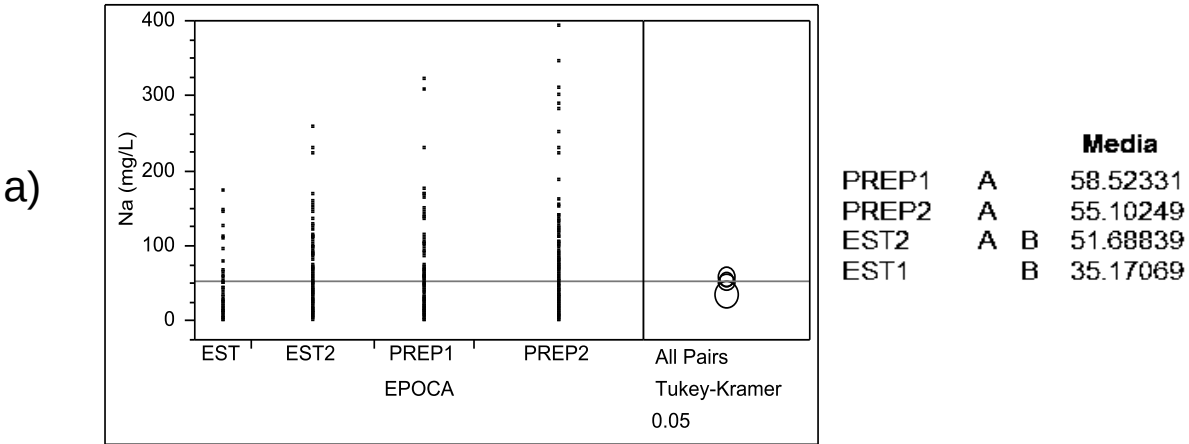


Figura 5.2.3.1. Comparación entre sitios con base al ion sodio con la prueba de Tukey – Kramer ($p = 0.05$)

En el caso del área de estudio los sitios no se encuentran en zonas costeras por lo que se esperaban valores de sodio bajos sin embargo en un panorama general del comportamiento del ion sodio por sitios (figura 5.7) se puede identificar que existen sitios en donde los valores promedio son mayores a 55 mg/L de concentración del ion sodio como sucede en AAPIED, CORR, PALD, GDEMOR, YUR y finalmente PFRIJO siendo el sitio en donde se encuentran los valores más altos de las concentraciones del ion sodio con valores desde los 6 mg/L a los 400 mg/L.

La relación que presentan estos sitios mencionados es que se encuentran dentro de núcleos agrícolas o son cuerpos receptores de aguas residuales, que de acuerdo a la Organización Mundial de la Salud, las concentraciones de sodio en las aguas superficiales naturales varían considerablemente dependiendo de las condiciones geológicas y las descargas de aguas residuales (OMS, 1996). Además en un análisis de comparación de medias, con el método de Tukey – Kramer, entre los valores del ion sodio en las distintas épocas del año y otro con las estaciones del año se identificó que existen diferencias significativas entre las épocas de precipitaciones donde es mayor la concentración de sodio que en la época de estiaje, y no mostrando diferencias entre las estaciones del año (figura 5.2.3.2), esto se debe a la época de lluvias que ayuda al lavado del suelo y al arrastre del material suelto hasta el cuerpo de agua.



b)

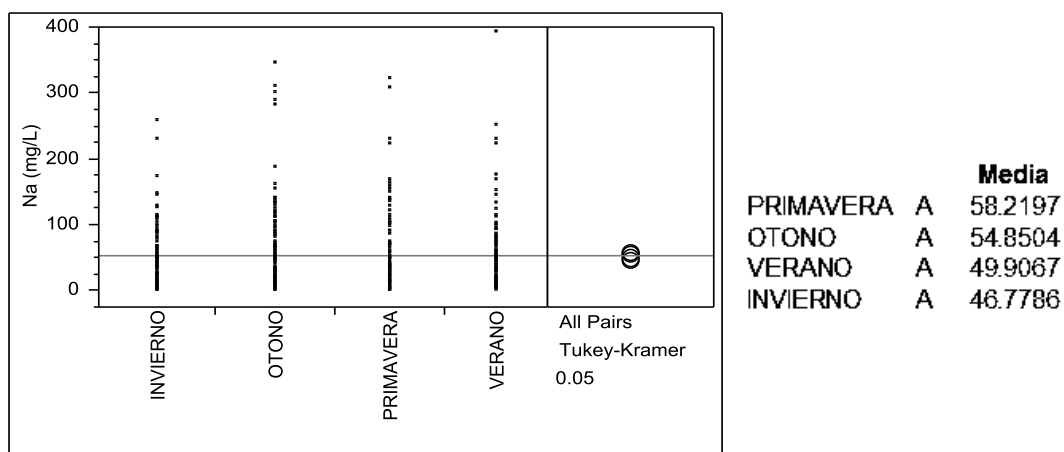


Figura 5.2.3.2. Comparación con prueba de Tukey – Kramer ($p=0.05$) para a) épocas del año b) estación del año

El ion sodio no se encuentra por si solo en el cuerpo de agua, este es solo el catión de un compuesto que en la mayoría de los casos es cloruro de sodio y en ocasiones sulfato de sodio esto dependiendo de la geología del sitio. Por lo cual, se encuentra relacionado con variables asociadas directamente como son los cloruros, los sulfatos y aquellas variables que son medidas globales de sales como lo es la conductividad eléctrica y la dureza. Para conocer las relaciones numéricas que presenta el ion sodio con otras variables se realizó un análisis de correlaciones con el método de Spearman con toda la matriz de datos, arrojando valores significativos presentados en el cuadro siguiente (cuadro 5.2.3.1).

Cuadro 5.2.3.1. Valores de correlación de Spearman del ion sodio con los parámetros más significativos

			R
Ion sodio	vs	Cond. elect.	0.9486
		Sólidos Totales	0.7826
		Sólidos disueltos totales	0.8864
		Sulfatos	0.8239
		Cloruros	0.8095

De acuerdo a los valores de los resultados del análisis de correlación el ion sodio se relaciona con correlaciones de 0.8239 y 0.8095 con sus aniones asociados (sulfatos y cloruros respectivamente), por lo que se confirmó que la aportación de iones sodio al cuerpo de agua viene dado por compuestos de cloruro de sodio y sulfato de sodio.

Para el caso de los sólidos totales y sólidos disueltos totales es importante mencionar que uno es parte del otro, es decir, los sólidos totales estas definidos por la suma de los sólidos suspendidos totales y sólidos disueltos totales principalmente, por lo cual se esperaba que estuviera relacionado con la dos variables y más fuertemente con los sólidos disueltos ya que esta puede medir algunas de las sales disueltas dentro del cuerpo de agua. Por otro lado la relación que existe entre la conductividad eléctrica y el sodio es muy alta llegando a un porcentaje mayor del 90%, esto se debe a la forma en que es calculada la variable del ion sodio. La obtención de los valores de la concentración del ion sodio, de acuerdo a la CONAGUA Delegación Michoacán, son a partir de procedimientos indirectos, ya que no se mide en laboratorio si no es obtenida por una relación con la conductividad eléctrica que se obtiene a partir de que el ion sodio es la centésima parte del valor de la conductividad eléctrica menos la aportación de los iones calcio y magnesio. De acuerdo a los análisis, se propuso eliminar la variable de posteriores valoraciones ya que se encuentra calculado directamente de otras variables y categoriza los sitios de la misma forma que la conductividad eléctrica, rescatando aquella información que pueda servir para la explicación de los siguientes análisis.

Sólidos Totales

El termino sólido es ampliamente utilizado para la mayoría de los compuestos que están presentes en las aguas naturales y permanecen en un estado sólido después de la evaporación (OMS, 1996). De estos sólidos totales son calculados indirectamente, estos son la suma de dos parámetros: sólidos suspendidos totales y sólidos disueltos totales.

$$\text{Sólidos Totales} = \text{Sólidos Suspendidos Totales} + \text{Sólidos Disueltos Totales} \quad (5.2.3.1)$$

Siendo los sólidos suspendidos totales el material no filtrable que tienen tamaño de partícula que no es capaz de filtrarse y es retenida en el filtro, y los sólidos disueltos totales que corresponde al residuo filtrado. A su vez cada uno está formado de “sólidos fijos” y “sólidos volátiles” que representan aquellos sólidos que permanecen después de ser sometidos a determinadas temperaturas y los que se volatilizan en dicho procedimiento respectivamente. Las últimas determinaciones son llevadas a cabo de manera menos frecuente.

Los sólidos totales, como ya se mencionó, se calculan indirectamente al igual que la dureza total sin embargo la diferencia con esta variable es que los sólidos totales suman dos variables que miden material diferente. Los sólidos suspendidos miden aquella materia que se encuentra suspendida que en la mayoría de los casos es material orgánico y por otro lado los sólidos disueltos miden el material iónico que se disolvió en el agua. Por lo que utilizar una variable que incluye dos parámetros completamente diferentes implicaría eliminar información que serviría como explicación de varios procesos tanto orgánicos como geológicos. Es por eso que no será utilizada la variable de sólidos totales y se preferirá utilizar las variables por separado (sólidos disueltos totales y sólidos suspendidos totales) para próximos análisis.

5.3 Normalización de los parámetros

El avance continuo de los índices de calidad ha sido desarrollado por diferentes instituciones y autoridades del agua en todo el mundo, por lo que la diversidad de éstos es considerable. Cada uno de los índices de calidad se han elaborado tomando en cuenta diferentes criterios ya sea para selección de las variables, normalización y ponderación de los parámetros, así como la elección de la fórmula de agregación. Por lo que es posible encontrar diferentes escalas y criterios como adaptaciones de los mismos índices a una región específica.

Uno de los pasos para elaborar un índice de calidad del agua, el cual dependerá de las condiciones específicas y normatividad de la región, es la normalización de las variables. El concepto de normalización se refiere al proceso por el cual se estandarizan los valores de los parámetros, puesto que se encuentran

expresados en unidades diferentes por lo que es necesario igualar sus unidades para construir un índice. Para la normalización de las variables se generaron ecuaciones, curvas de normalización y categorías esto con la finalidad de cambiar el valor numérico de una variable en sus unidades obtenidas a un valor porcentual o una categoría de calidad (Fernández, 2004).

En este trabajo se establecieron tres formas de normalizar las diecisiete variables en función de su comportamiento estadístico y de acuerdo a la normatividad de cada una (cuadro 5.3.1).

Cuadro 5.3.1. Resumen del método de normalización de las variables

MÉTODO DE NORMALIZACIÓN	VARIABLE
Percentiles	• Oxígeno disuelto • Conductividad eléctrica • Turbidez • Color • SST • SDT • Demanda bioquímica de oxígeno • Demanda química de oxígeno • Grasas y aceites • Alcalinidad total • Dureza total • Coliformes fecales
Modificaciones a las ecuaciones del ICA Montoya	• pH
Uso directo de ecuaciones tomadas de otras fuentes	• Cloruros (ICA Montoya) • Nitrógeno amoniacal (ICA Montoya) • Nitratos (NSF)

Una manera de normalizar las variables, que es más frecuentemente utilizada en indicadores bióticos, son los percentiles de la distribución de valores de cada parámetros (Segnini, 2003). Este procedimiento fue aplicado por Barbour et al. (1996) en el desarrollo de un índice de integridad para los ríos de Florida en Estados

Unidos en donde se toma como sitio de referencia aquel que no ha sido perturbado por alguna actividad que dañe su equilibrio ecológico.

Parte de esta metodología fue utilizada para la primera propuesta de modificación realizada con percentiles. De las diecisiete variables seleccionadas para la propuesta del índice (temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica, color, turbidez, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, grasas y aceites, dureza total, alcalinidad total, cloruros, nitratos, nitrógeno amoniacal y coliformes fecales) se establecieron las categorías para cada una de las variables con base a los datos de monitoreo de la RENAMECA. Estas categorías van a partir de cero para identificar a los valores con la nula calidad con incrementos de diez en diez hasta llegar al máximo de cien el cual indica excelente calidad para cada parámetro.

Para definir los valores de cada percentil, fue necesario eliminar aquellos datos que se encontraban fuera del conjunto muestral multivariado. Estos puntos conocidos como *outliers* multivariados, fueron eliminados solo si cumplían con las dos condiciones:

- Ser un *outlier* en los datos de cada parámetro.
- Ser un *outlier* en el conjunto de todos los datos (como *outlier* multivariado).

Con esto se aseguró que realmente fuera un dato que afectara la distribución de los datos o modificara el valor de los extremos máximos y mínimos de cada uno de los parámetros.

De esta manera se eliminaron datos de color y turbiedad con valores de 2000 unidades Pt-Co y 1600 unidades nefelométricas de turbidez (NTU) respectivamente, valores de conductividad mayores a 2300 $\mu\text{mhos/cm}$, los valores máximos de sólidos suspendidos, sólidos disueltos totales, grasas y aceites, demanda química y bioquímica de oxígeno.

Una vez eliminados los *outliers* se establecieron los intervalos del valor para cada parámetro en los cuales presentaban diferencias con los límites máximos y mínimos establecidos por otros índices, esto dependiendo de las características propias del área de estudio particularmente geológicas. Esto debido a que la estructura y el funcionamiento de los sistemas lóticos está íntimamente relacionados con factores como la geología del sitio, tipo de vegetación y otros aspectos que operan a nivel del paisaje (Vannote et al., 1980).

La geología del área de estudio se caracteriza por tener minerales ricos en silicatos, carbonatos, calcio y magnesio, asimismo presenta valores promedio de pH ligeramente alcalino por lo que no es posible encontrar valores de dureza y alcalinidad total iguales a cero, como lo proponen algunos índices de calidad (que con valores de alcalinidad o dureza igual a cero la calidad del agua es excelente). Así mismo, contiene cantidades de carbonatos, bicarbonatos, iones calcio y magnesio disueltos en el agua de forma natural sin ser atribuidos por alguna actividad antropogénica. Teniendo valores mínimos de 35.5 mg/L para dureza y 47.5 mg/L para alcalinidad, situación que se presenta en sitios no impactados como lo es La Rodilla del Diablo. Este tipo de fenómenos no solo ha sido reportado en este estudio. De acuerdo a A. Akkoyunlu (2012) en su estudio en el lago y ríos en Turquía utiliza el índice de calidad de la Unión Europea en el cual se establece que con valores menores de 10 mg/L de ion calcio y de ion magnesio se tiene un porcentaje de 100 para cada uno, lo que significa que es de excelente calidad, mencionando así que los índices de calidad deben ser desarrollados teniendo en cuenta las propiedades locales y el estado de contaminación de los ecosistemas.

Sin embargo no todas las variables se trataron con el mismo procedimiento puesto que sus datos se distribuían de forma diferente. Por ejemplo en el caso de los coliformes fecales, esta es una variable determinada a partir del número más probable de organismos (NMP), lo cual incluye tablas estadísticas por lo que sus valores pueden ir aumentando de manera logarítmica. Por tratarse de una variable con comportamiento logarítmico, resulta complicada la asignación de percentiles para su normalización. La NSF propone la normalización de los coliformes fecales a partir de una gráfica con escalas entre 0 y 100. En donde para valores de 0 colonias/100 mililitros se tienen valores de calidad de cercanos a 100 y para valores

100 000 colonias/100 mililitros la calidad es de casi cero, siendo cero la peor o nula calidad. La figura 5.9 representa gráficamente del comportamiento logarítmico para la calidad de la variable de acuerdo a la NSF.

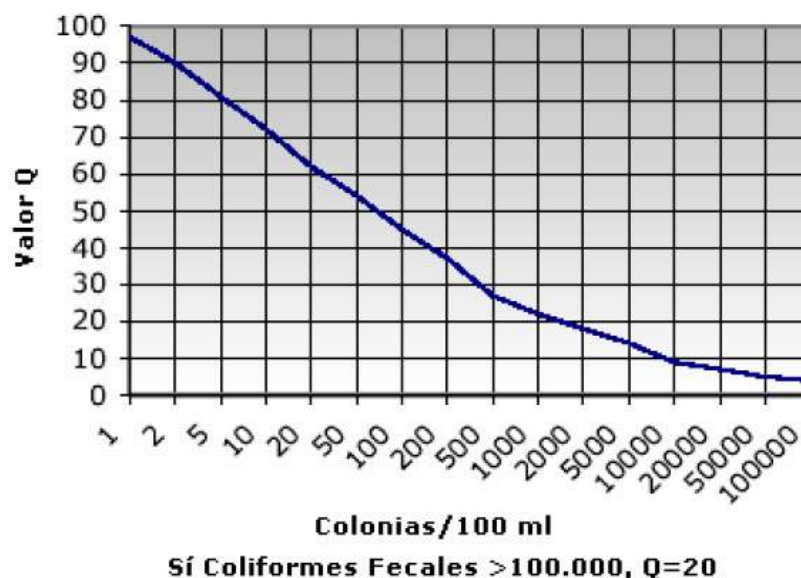


Figura 5.3.1 Función de Calidad para Coliformes Fecales de la NSF (Fernández et al., 2005)

Por otro lado el índice de calidad del agua de Oregon plantea otra estandarización de los coliformes fecales (Dunnette, 1979). En este índice para tener calidades de agua de 98 los valores del número de colonias por 100 mililitros deben ser menores a 50 y con valores mayores a 1600 colonias por 100 mililitros se tienen valores de calidad de 10. Esto referido a escalas de cero a 100 donde 100 es la mejor calidad. Valores similares presenta el índice de calidad de Idaho en el cual basa sus criterios de calidad del agua para coliformes fecales indicando que estos no excedan los 2000 organismos/100 mL.

En México, para evaluar el grado de contaminación de los coliformes fecales la Comisión Nacional del Agua establece indicadores (cuadro 5.3.2). En estos indicadores se definen categorías en las cuales con valores menores a 100 NMP/100 mL se categoriza como agua de excelente calidad y su máximo lo alcanza en valores mayores a 10 000 lo que significa que son aguas altamente contaminadas. De acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996 los coliformes fecales son indicadores de contaminación por patógenos y presentan como límites máximos permisibles para descargas vertidas a bienes nacionales valores entre 1 000 y 2 000

NMP/100 mL para promedio mensual y diario respectivamente. Estos valores definidos para su uso como riego agrícola.

Cuadro 5.3.2. Escala de clasificación de calidad del agua NMP/100 mL

Excelente	CF ≤ 100
Buena Calidad	100 < CF ≤ 200
Aceptable	200 < CF 1,000
Contaminada	1,000 < CF ≤ 10,000
Altamente Contaminada	CF > 10,000

La presencia de bacterias coliformes es un indicio de contaminación por aguas negras o desechos en descomposición ya que estas se encuentran comúnmente en plantas, suelo y animales, principalmente de sangre caliente incluyendo el ser humano. Los sitios de monitoreo de la RENAMECA son usados, en su mayoría, como cuerpos receptores de agua de desecho teniendo valores máximos de coliformes fecales de 10 500 000 en aquellos sitios que presentan alta contaminación orgánica principalmente.

El comportamiento de la calidad del agua para los coliformes fecales está definida que al aumentar el valor del NMP/100 mL irá disminuyendo la calidad. Los índices de calidad antes mencionados utilizan valores máximos de NMP/100 mL para asignar nula calidad a cantidades que van desde los 1600, 2000 hasta 100 000; y en el caso de México el valor de 10 000 esta designado para alta contaminación. Sin embargo los valores máximos reportados para el área de estudio sobrepasan dichos límites máximos de valoración. Es por esta razón que la normalización de las variables por percentiles puede ser una opción no aplicable para coliformes fecales. Esto se debe a que si se asignan percentiles, para valores de 10 000 NMP/100 mL pueden representar un 40% de calidad siendo que para las categorías de CONAGUA ya es agua altamente contaminada. Por lo que para la propuesta de normalización por percentiles solo se utilizaron los valores entre 10 000 NMP/100mL como máximo y nula calidad; y cero NMP/100 mL como valor mínimo y excelente calidad. Una vez eliminados los valores mayores a 10 000 NMP/100 mL la variable queda distribuida como se muestra en la figura 5.3.2. Después de este ajuste de valores las variable coliformes fecales, al igual que las

otras variables a las que se proponen percentiles como método de normalización, se asignaron incrementos de 10 en 10 para los percentiles quedando definidos sus valores para la normalización.

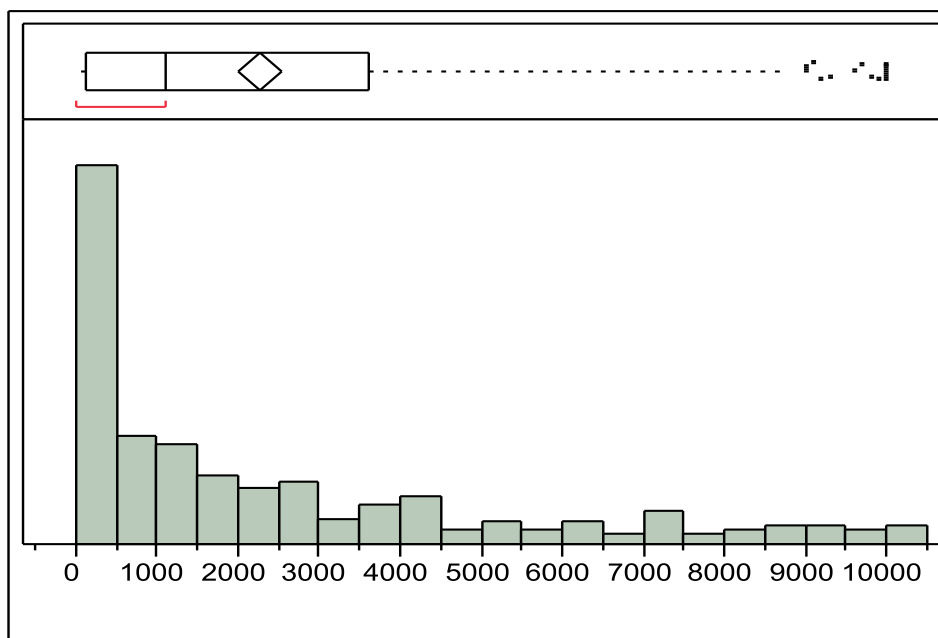


Figura 5.3.2. Distribución de coliformes fecales con los valores entre 0 y 10 000 NMP/100mL

Por otro lado, una de las variables que no es considerada de forma directa en algunos índices de calidad (como el ICA de Montoya) es la temperatura del agua. Esta se encuentra relacionada con la cantidad de oxígeno disuelto en el agua es por lo que es más común encontrarla como una variable que influye directamente en el porcentaje de saturación de oxígeno y no como una variable independiente. Por lo que también fue necesario realizar ajustes particulares a la normalización de temperatura del agua.

La temperatura de un cuerpo de agua dulce o salino dependerá de aspectos como la vegetación, las condiciones climatológicas y el grado de mezclado existente. La temperatura de la mayoría de las aguas superficiales varía de 0 a 40 °C, dependiendo de la latitud, altitud, estación del año, hora del día, flujo, profundidad y otras variables antropogénicas (Ruther F., 1965). Entonces esta es una variable en la cual influyen varios factores tanto naturales como antropogénicos. Si se toma en cuenta solo aquellos factores naturales que afectan a la temperatura

del cuerpo de agua uno de los más importantes es la incidencia de la luz del sol en el cuerpo de agua.

La capacidad del cuerpo de agua para absorber el calor emitido por los rayos del sol dependerá de elementos que ayuden o limiten el contacto con el cuerpo de agua, estos pueden ser si el clima predominante del área es cálido o frío siendo mayor la cantidad de calor almacenado por el cuerpo de agua en ambiente cálidos que en ambientes fríos, y será más fácil aumentar su temperatura al contacto con una fuente de energía, en este caso el sol. Es por eso que en los últimos años el cambio climático ha sido un tema muy estudiado y relacionado con el agua, provocando cambios de temperatura en el agua, modifica los patrones de precipitaciones, aumentando inundaciones y teniendo consecuencias sobre la calidad y escasez del agua (OMS, 2011).

Otros factores importantes en sistemas lóticos es el tiempo de residencia y la cobertura vegetal, entre mayor cobertura de árboles se encuentren alrededor del sitio más impedirá el paso de la luz provocando menor contacto con el cuerpo de agua. El área de estudio presenta climas templados subhúmedos a cálidos presentando intervalos de temperatura del agua entre los 11 y 35 °C. Las temperaturas más bajas se encuentran en el sitio de la Rodilla del Diablo (RLLADB) en el cual como se ha mencionado en otras variables se localiza cerca de un manantial y tiene vegetación la cual crea sombra sobre el cuerpo de agua la mayoría del día. En sitios como Yuridia, Corrales y Aguas Abajo la Piedad que se ubican en la zona norte del Estado de Michoacán se tienen los valores más altos de temperatura reportados para el área de estudio esto puede ser debido a su clima predominante y a la poca cubierta vegetal que presentan (figura 5.3.3).

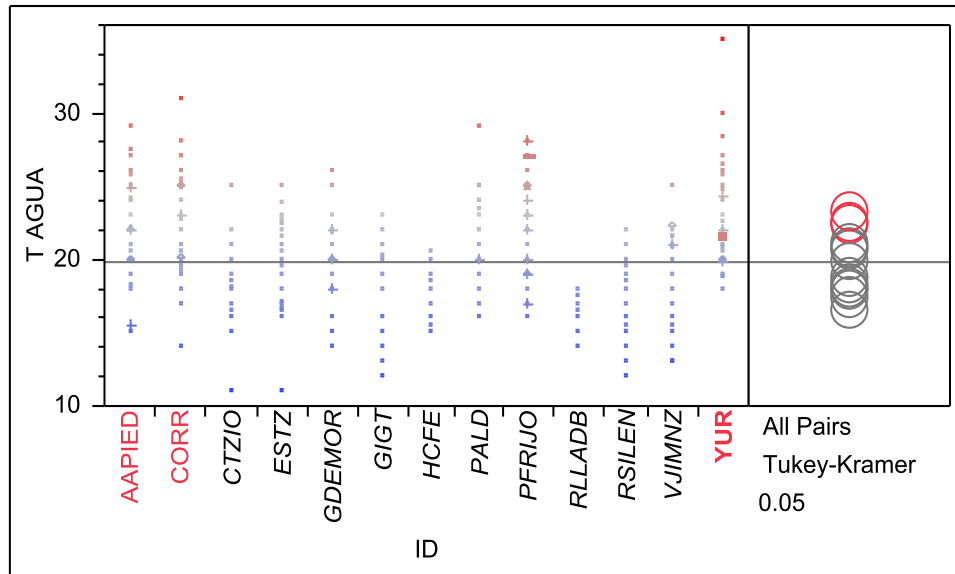


Figura 5.3.3. Gráfica del comportamiento de la Temperatura del agua en los sitios

Dado al comportamiento de esta variable las gráficas de normalización que proponen los índices como el de la NSF y Oregon no son aplicables ya que sus temperaturas con mayor calidad son a 0 y 11°C respectivamente, comportamiento que no sucede en el área de estudio. Para establecer la estandarización de la temperatura del agua se tomó en cuenta que de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996 es un parámetro normado en el que el máximo permisible para uso público urbano y protección de vida acuática es de 40 °C. Este valor se estableció como el valor de nula calidad de agua y se ajustó el máximo de calidad de acuerdo a los valores que estadísticamente son los valores característicos de los cuerpos de agua del área de estudio generándose la gráfica para la normalización de la temperatura que se muestra en la figura 5.3.4 y la ecuación para el cálculo numérico. Dado que la ecuación propuesta está basada en una parábola, es importante mencionar que el máximo de calidad se estableció para el intervalo de temperatura del agua entre los valores de 18 y 20 °C.

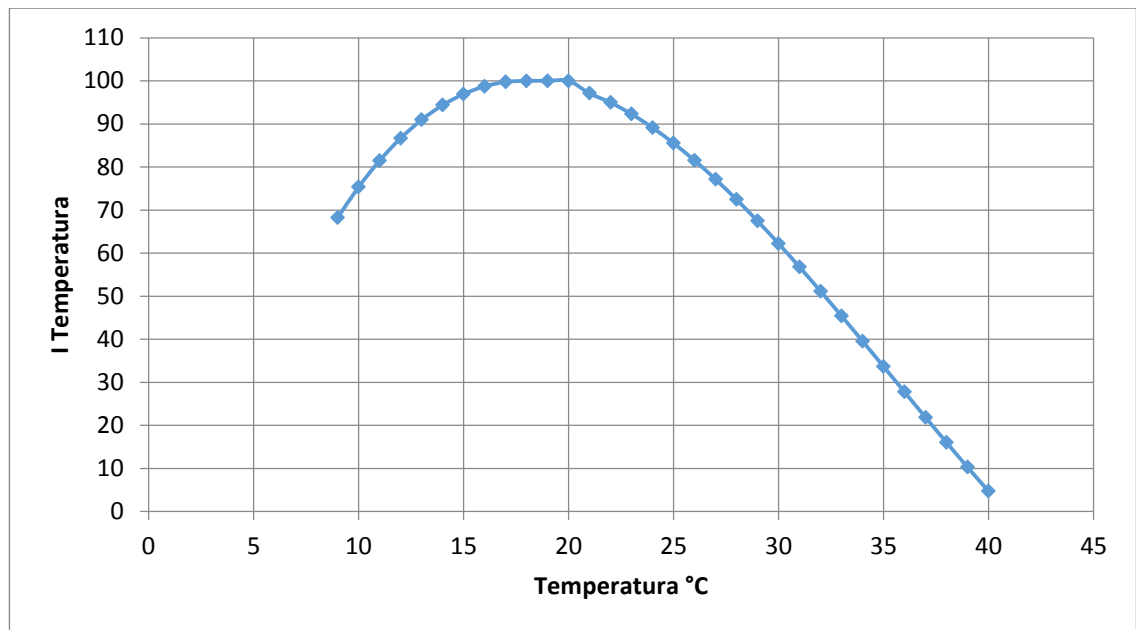


Figura 5.3.4. Función de Calidad propuesta para Temperatura

$$I_{\text{Temperatura}} = 175.6697 - 3.6038 T - 0.2119 * (T - 24.2)^2 + 0.0065 * (T - 24.2)^3 \quad (5.3.1)$$

Para el pH, se tiene que es una de las variables con mayor aplicación a los índices de calidad. Esta se encuentra en la mayoría de las aguas naturales en intervalos entre 6.0 y 8.5, aunque se pueden encontrar valores más bajos cuando presentan alto contenido orgánico o valores alto en aguas eutróficas, lagos salados o aguas subterráneas (OMS, 1996). Por lo que dependiendo de las características específicas del sitio presenta pH alcalinos o ácidos, es por lo anterior que fue importante modificar los valores de máxima calidad en función al comportamiento del área de estudio de este proyecto.

Este parámetro tiene un comportamiento bien definido, en el que se establece como su máximo de calidad (valor de ICA de 100) en intervalos entre 6.7 y 7.3 en el índice de Montoya, 7.0 y 8.0 para OWQI y 7.5 aproximadamente para ICA-NSF (por mencionar algunos); disminuyendo esta calidad de forma exponencial conforme se acerca a los extremos de los valores de pH (con valor de 1 para ácido y 14 para alcalino).

De acuerdo a los análisis que se realizaron para la selección de variables, se pudo observar que los cuerpos de agua del área de estudio son ligeramente

alcalinos por la cantidad y tipo de sales presentes, las cuales llegan al cuerpo de agua por el lavado natural del suelo que se encuentra a los alrededores del sitio monitoreado. Sumado a esto, en un análisis de la distribución de los datos de pH se tiene que los valores se encuentran distribuidos por arriba de 7.0 esto significa que es ligeramente alcalino. Por lo anterior, se propuso una modificación de la ecuación propuesta por Montoya (1991) en los límites máximos de calidad definiendo que para valores de calidad de pH igual a 100 el intervalo de pH será entre 7.0 y 7.6 (figura 5.3.5).

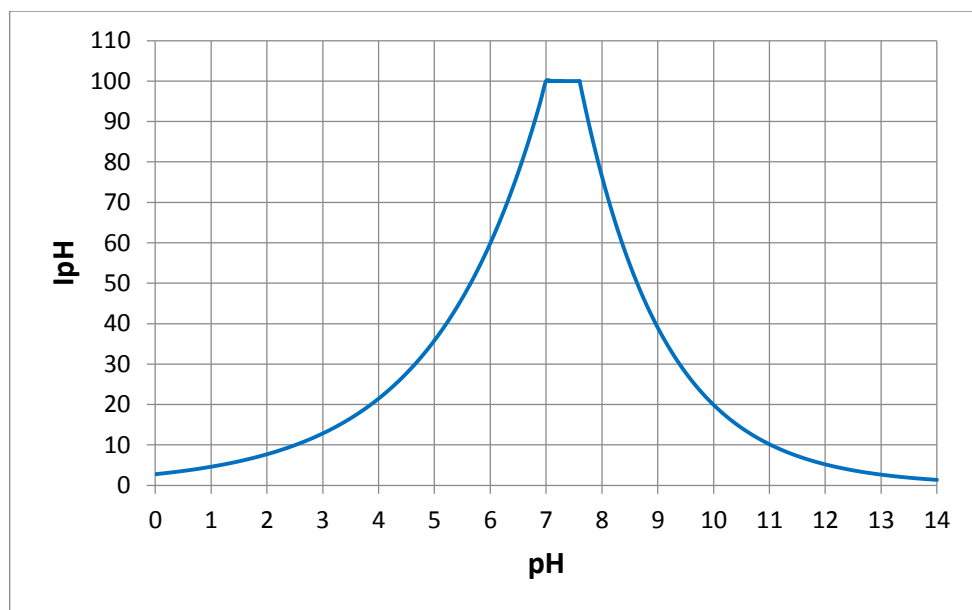


Figura 5.3.5. Propuesta de modificación a la función de calidad para pH de Montoya (1991)

Quedando las ecuaciones para el cálculo de la calidad para el pH como se muestran a continuación:

$$I = 10^{0.222857pH+0.44} \quad pH < 7.0 \quad (5.3.2)$$

$$I = 100 \quad 7.0 \leq pH \leq 7.6 \quad (5.3.3)$$

$$I = 10^{4.22 - 0.2921053pH} \quad 7.6 < pH \quad (5.3.4)$$

Para la modificación de la ecuación del pH al igual que para el uso de percentiles se contaba con información suficiente. Sin embargo, existen variables en las cuales la información con la que se contaba no era suficiente para establecer los

máximos y mínimos de calidad puesto que no se contaba con sitios de referencia para establecerlos. Estas variables son los nitratos, nitrógeno y cloruro las cuales para su normalización se tomó la decisión de utilizar una gráfica y/o fórmula de la literatura que mejor describiera el comportamiento de la variable.

En el caso de nitratos, es un parámetro comúnmente utilizado como indicador de calidad en sistemas lóticos por los ICA'S y se consideran como parte de los seis parámetros utilizados para medir el nivel de eutrofización del cuerpo de agua (Akkoyunlu, 2003; Akkoyunlu and Akiner, 2010; Morkoc et al., 1998). Por otro lado el nitrógeno amoniacal, que aunque no es usado en índices a los que comúnmente se les aplica adaptaciones como es el de la NSF, es utilizado en índices como el de Montoya. No obstante, se utiliza en menor cantidad de índices en comparación con los nitratos. La normalización de estos parámetros usualmente se realiza por separado, sin embargo se pueden encontrar índices como el Índice de Calidad del Agua de Oregon (OWQI) y el Índice de Calidad del Agua para El Río Des Moines (DRM WQI) en donde la evaluación se hace con la suma de los nitratos con el nitrógeno amoniacal asignando porcentajes de calidad a las dos variables en conjunto.

En este estudio se trataron las variables por separado, siguiendo el modelo de estandarización del Índice de Calidad de Agua de Montoya para el nitrógeno amoniacal y el ICA NSF para nitratos. Estas dos variables al igual que los cloruros, las cantidades de sus valores máximos no representan un estado de deterioro alto por lo que no se tiene el límite máximo y una variabilidad que permita establecer percentiles para la normalización de las variables. Sumado a esto, cabe mencionar que ninguno de estos dos parámetros esta normado para los cuerpos de agua dentro de la NOM-001-SEMARNAT-1996 en la cual solo se encuentra el Nitrógeno Total como parámetro normado con las siguientes cantidades para sistemas lóticos (cuadro 5.3.3).

Cuadro 5.3.3. Límites máximos permisibles para Nitrógeno Total de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996

Parámetro en (mg/L)	Uso en riego agrícola		Uso público urbano		Protección a la vida acuática	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25

P.M.=Promedio mensual

P.D.= Promedio diario

La Organización Mundial de la Salud (OMS) menciona que las concentraciones totales de amoniaco medidos en las aguas superficiales son menores a 0.2 mg/L pero que no pueden llegar a concentraciones superiores a 2 y 3 mg/L, si llega a estas concentraciones, podría tomarse como un indicador de contaminación orgánica debido a las aguas residuales domésticas, residuos industriales y escurrimiento de fertilizantes. El nitrógeno amoniacal se normalizó de acuerdo a la ecuación propuesta por Montoya (1997) dándole prioridad por ser el índice más utilizado en México (figura 5.3.6).

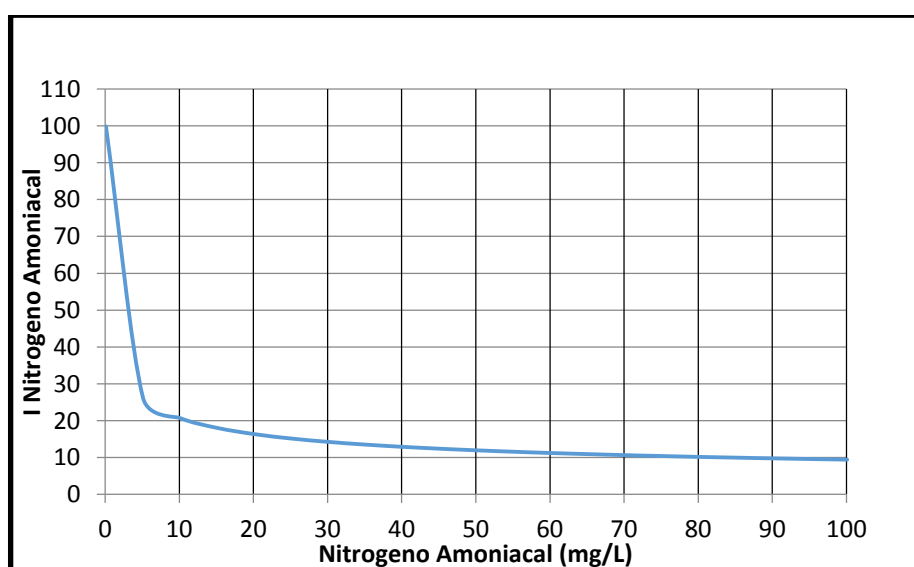


Figura 5.3.6. Función de calidad de Montoya 1997 para Nitrógeno Amoniacal

$$I \text{ Nitrogeno Amoniacal} = 45.8[N - NH_3]^{-0.343} \quad (5.3.5)$$

Si nitrógeno amoniacal < 0.103 I nitrógeno amoniacal = 100

Para nitratos la OMS establece que las aguas naturales rara vez superan los 0.1 mg/L, en caso de ser influidas por actividades humanas se pueden tener concentraciones de nitratos arriba de 5 mg/L lo cual indica contaminación desechos humanos o animales, o escurrimiento de fertilizantes. Se pueden encontrar casos extremos de contaminación con concentraciones cercanas a los 200 mg/L y se propone como límite máximo recomendado para agua potable 50 mg/L de nitrógeno en forma de nitratos.

En el caso de los nitratos existen más propuestas para la normalización del parámetro que para nitrógeno amoniacal. En la figura 5.3.7 se puede observar el comportamiento de diferentes índices de calidad para la normalización de nitratos, dichos índices son considerados de común uso para la adaptación a otras regiones diferentes a las que fueron diseñados.

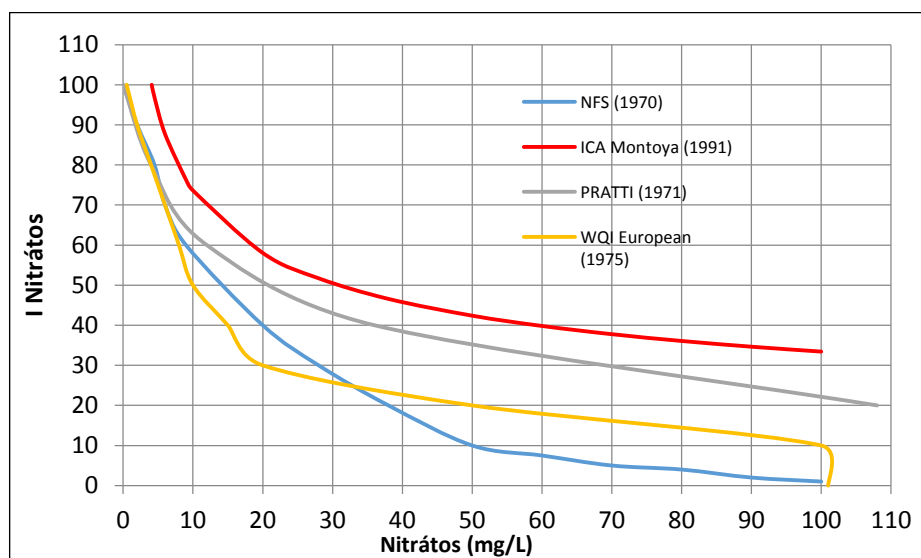


Figura 5.3.7. Función de calidad para Nitratos por la NSF, ICA Montoya, Pratti y WQI European

Como se ha hecho con otros parámetros, para la elección de la estandarización se le da prioridad al Índice de Montoya por ser es de uso común en México. No obstante, de acuerdo a la figura 5.3.7 se observa que es un índice que se encuentra por encima de los demás esto debido a que a diferencia de los otros no marca como límite de nula calidad un valor de 100 mg/L como propone el índice de la NSF y el índice de calidad del agua de Europa (WQI European); y para

cantidades mayores a 108 mg/L son consideradas como la categoría altamente contaminada en el índice de Pratti (1971).

Es por eso que para su estandarización se eligió una curva de la NSF para nitratos, ya que el comportamiento de la calidad de los nitratos presenta su nula calidad en 100 mg/L y su curva tiene un decrecimiento ligeramente constante hasta llegar a los 50 mg/L con una calidad de 10%, siendo esta concentración la máxima permisible para consumo humano establecido por la OMS (figura 5.3.8).

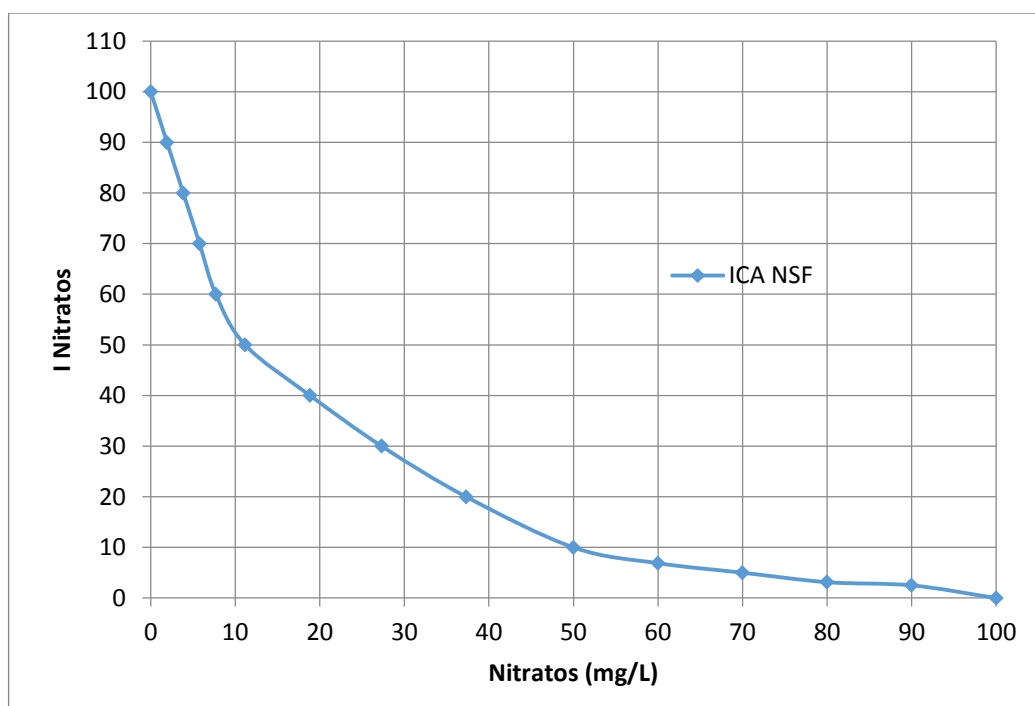


Figura 5.3.8. Función de calidad del ICA NSF para Nitratos

En cloruros, de acuerdo a la OMS el ion cloruro se incorpora a las aguas superficiales por la erosión de algunas rocas sedimentarias, efluentes industriales, aguas residuales y por actividades como la agricultura. Las concentraciones de cloro en aguas muy limpias son generalmente inferiores a 10 mg/L y en ocasiones con valores menores de 2 mg/L. Si se tienen concentraciones más altas, en la mayoría de las ocasiones, son por atribuciones de descargas de agua residual, por lo que a menudo en evaluaciones de calidad de agua es un indicador de contaminación doméstica (OMS, 1996). En México, es un parámetro que no se encuentra normado dentro de la NOM-001-SEMARNAT-1996 por lo que resulta imposible marcar los límites de mala calidad y buena calidad con normatividad del

país. Para la estandarización de los cloruros existen diferentes modelos, para este estudio se utilizó como base el que fue desarrollado por Montoya (1991) puesto que se desarrolló en condiciones geográficas similares a las del área de estudio, tiene connotaciones legales (Fernández, 2004) y es el índice de calidad del agua propuesto por las autoridades del agua en México (figura 5.3.9). Cabe mencionar que la razón por la cual no se realizó la modificación de la normalización por percentiles es porque los valores de cloruros tienen intervalos entre 0.3 a 353.6 mg/L por lo que el valor máximo no representa una cantidad que pueda tomarse como de nula calidad, además los cloruros reducen su toxicidad al aumentar la presencia de dureza en el agua y aumentan con la presencia de sulfatos; variando los criterios de toxicidad de cloruros en relación a estas dos variables y al tiempo de exposición ya sean agudas o crónicas (EPA, 2009).

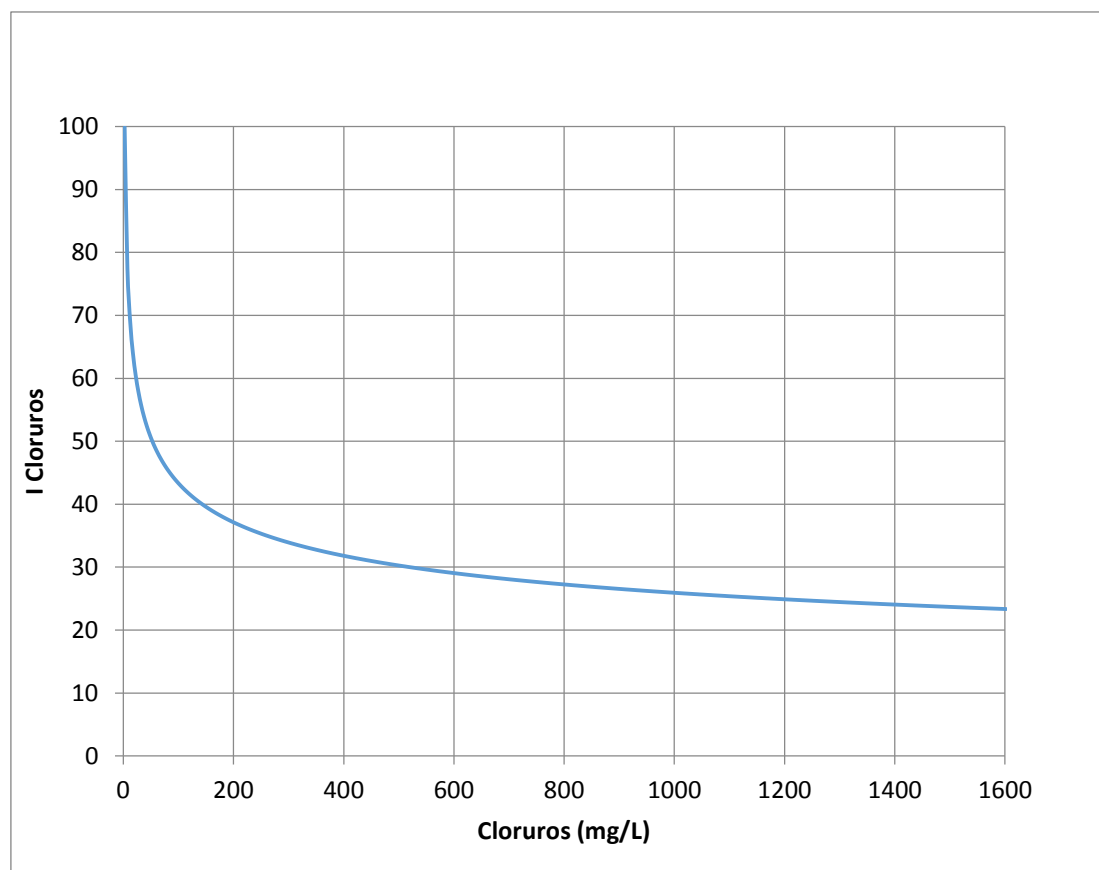


Figura 5.3.9. Función de Calidad de Montoya (1991) para Cloruros

$$I \text{ Cloruros} = 121 [Cl]^{-0.223} \quad (5.3.6)$$

$$\text{Si Cloruros} < 2.36 \quad I \text{ Cloruros} = 100$$

Finalmente los cuadros 5.3.4 y 5.3.5 muestran el resumen de los factores de estandarización con percentiles y las ecuaciones para la normalización, esto para las diecisiete variables utilizadas en este estudio.

Cuadro 5.3.4. Ecuaciones para cálculo de índices de pH, Temperatura, Nitrógeno Amoniacal, Cloruros y Nitratos

PARÁMETRO	ECUACIÓN
pH	$I = 10^{0.222857pH+0.44} \quad pH < 7.0$ $I = 100 \quad 7.0 \leq pH \leq 7.6$ $I = 10^{4.22 - 0.2921053pH} \quad 7.6 < pH$
TEMPERATURA	$I = 175.6697 - 3.6038 T - 0.2119 * (T - 24.2)^2 + 0.0065 * (T - 24.2)^3$ $I = 100 \quad 18 \leq T (^{\circ}C) \leq 20$
NITRÓGENO AMONIAAL (mg/L)	$I = 45.8[N - NH_3]^{-0.343} \quad (\text{Montoya, 1991})$
CLORUROS (mg/L)	$I = 121 [Cl]^{-0.223} \quad (\text{Montoya, 1991})$
NITRATOS (mg/L)	Curva del ICA NSF (figura 5.16)

Cuadro 5.3.5. Parámetros y factores de normalización modificados para el cálculo del índice de calidad de agua

VARIABLE	UNIDADES	FACTOR DE NORMALIZACIÓN										
		100	90	80	70	60	50	40	30	20	10	0
OD	mg/L	> 8.1	≤ 8.1	≤ 7.4	≤ 7.0	≤ 6.2	≤ 5.0	≤ 4.0	≤ 3.0	≤ 2.0	≤ 0.6	≤ 0.1
CE	μs/cm	≤ 144	≤ 173	≤ 228	≤ 294	≤ 371	≤ 435	≤ 537	≤ 657	≤ 836	≤ 2224	> 2224
TURBIDEZ	NTU	≤ 3.1	≤ 4.4	≤ 7.4	≤ 15	≤ 26	≤ 39	≤ 64	≤ 87	≤ 160	≤ 630	> 630
COLOR	Pt-Co	≤ 6.3	≤ 20	≤ 40	≤ 60	≤ 100	≤ 110	≤ 160	≤ 200	≤ 450	≤ 1800	> 1800
SST	mg/L	≤ 12	≤ 22	≤ 32	≤ 40	≤ 55	≤ 77	≤ 110	≤ 160	≤ 226	≤ 675	> 675
SDT	mg/L	≤ 97	≤ 125	≤ 156	≤ 204	≤ 252	≤ 314	≤ 368	≤ 436	≤ 553	≤ 1496	> 1496
DBO ₅	mg/L	≤ 0.8	≤ 3.4	≤ 6.1	≤ 8.1	≤ 10.3	≤ 14.0	≤ 19.2	≤ 30	≤ 48.5	≤ 126	> 126
DQO	mg/L	≤ 2.0	≤ 5.2	≤ 10.1	≤ 15	≤ 19.2	≤ 24	≤ 32	≤ 50	≤ 79	≤ 231	> 231
NO ₃ (NSF)	mg/L	0	≤ 1.923	≤ 3.846	≤ 5.769	≤ 7.692	≤ 11.154	≤ 18.846	≤ 27.308	≤ 37.308	≤ 50	> 100
GRASAS y ACEITES	mg/L	≤ 1.1	≤ 2.7	≤ 3.5	≤ 4.5	≤ 5.4	≤ 6.5	≤ 7.5	≤ 9.4	≤ 13.4	≤ 38.2	> 38.2
ALCALINIDAD	mg/L CaCO ₃	≤ 61	≤ 69	≤ 82	≤ 104	≤ 123	≤ 142	≤ 170	≤ 206	≤ 262	≤ 439	> 439
DUREZA	mg/L CaCO ₃	≤ 54	≤ 65	≤ 76	≤ 87	≤ 100	≤ 115	≤ 127	≤ 151	≤ 191	≤ 347	> 347
COLIFORMES FECALES	NMP/100 mL	≤ 11	≤ 80	≤ 230	≤ 700	≤ 1110	≤ 1900	≤ 2815	≤ 4100	≤ 7000	≤ 10 000	> 10 000

Una vez concluido el proceso de normalización de las variables se continuó con el desarrollo del índice de calidad de acuerdo a los pasos propuestos en la metodología. Por lo que el siguiente paso de la generación de un índice de calidad del agua es la asignación de pesos a cada una de las variables (Fernández, 2004) la cual debe de tomar en consideración aspectos como la opinión de los expertos así como la importancia del parámetro como un indicador de la calidad del agua (Del Río, 1986).

Por lo anterior, para la ponderación se dividieron las variables en cuatro grupos diferentes de acuerdo a su importancia tomando como base la revisión de la literatura de las ponderaciones de otros autores y los criterios ecológicos de calidad del agua CE-CCA-001/89 para decidir en qué grupo quedaría cada una de las variables (cuadro 5.3.6).

Para los grupos A y B (un peso ponderado igual a uno y dos respectivamente) se encuentran aquellas variables que representan el material suspendido o disuelto. El grupo B contempla aquellas variables más generales, las cuales no definen el tipo de material, si no los efectos que tiene: conducir electricidad, generar color o turbidez, y el tamaño de la partícula (sólidos suspendidos y sólidos disueltos totales). En el grupo A son aquellas variables más específicas que miden la dureza, cloruros y alcalinidad del agua. Dentro de este grupo también está el pH y la temperatura, las cuales se consideran en diversos índices como una variable de bajo peso (Torres et al., 2009; Fernández et al., 2005; Fernández et al. 2004).

En el grupo C con un valor de ponderación de tres se encuentran los nitratos, nitrógeno amoniacal y grasas y aceite. Los nitratos son nutrientes esenciales para las plantas acuáticas y el aumento de su concentraciones pueden ser provocadas por descargas de aguas residuales municipales e industriales, uso de fertilizantes nitrogenados inorgánicos, lixiviados de vertederos y de rellenos sanitarios (OMS, 1996) y es capaz de reflejar los impactos antropogénicos de diferentes fuentes; además, es importante como indicador en los posibles problemas de eutrofización que puedan presentar los cuerpos de agua en los que desemboquen, ya que considerando que los

sistemas lóticos en los cuales se desarrolló el estudio su destino es llegar a un sistema léntico, es importante el monitoreo de la cantidad de nutrientes que se descargaran en el lago; y si a estas concentraciones de nitratos se les suman altas concentraciones de nitrógeno amoniacal y ortofosfatos, se estimularía aún más el crecimiento de las plantas, con ello la fotosíntesis y respiración lo cual juega un papel importante en los procesos de autopurificación de los ríos (Jonnalagadda y Mhere, 2001). Otra variable que se incluyó en el grupo C son las grasas y aceites siendo una variable puntual cuya importancia radica en la afectación directa a otras variables, como por ejemplo disminuye el intercambio del oxígeno con el agua en la capa superficial del cuerpo de agua y es una sustancia que no se degrada biológicamente por lo que no es posible eliminarse de manera natural.

Por último, el grupo D es el grupo con las variables de mayor importancia en la calidad del agua asignando un valor de ponderación igual a cuatro. En este se encuentran variables como el oxígeno disuelto, que es una variable que promueve o limita reacciones de oxidación de nutrientes o degradación de la materia orgánica por lo que la presencia de este en el cuerpo de agua es de vital importancia en los procesos de autodepuración de un sistema lótico. Por lo anterior, varios índices coinciden que es la variable de mayor importancia para la evaluación de la calidad del agua por lo que indudablemente, junto con la demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno se encuentra en el grupo de mayor ponderación; además, de las coliformes fecales, por la importancia sanitaria que esta representa.

Cuadro 5.3.6. Asignación de variables a cada grupo de acuerdo a su importancia

GRUPO A	GRUPO B	GRUPO C	GRUPO D
Ponderación 1	Ponderación 2	Ponderación 3	Ponderación 4
• Cloruros • Dureza total • Alcalinidad • pH • Temperatura	• Turbiedad • Color • SDT • SST • Conductividad eléctrica	• Nitratos • Nitrógeno amoniacal • Grasas y aceites	• Oxígeno disuelto • DBO₅ • DQO • Coliformes fecales

Finalmente, una vez realizada la selección, normalización y asignación de pesos de ponderación a cada una de las variables, se integró la información en un modelo matemático. De acuerdo con House (1989), quien realizó una revisión de diferentes formulaciones de agregación de subíndices, el promedio aritmético ponderado modificado y la suma ponderada modificada dan mejores resultados en el proceso de agrupamiento de las variables de calidad del agua.

El método del promedio ponderado es uno de los más utilizados en los índices de calidad del agua. Esta forma de agrupación le da importancia a los puntajes, todos los parámetros son ponderados y luego multiplicados, lo que evita encubrimientos en el cálculo del valor del índice (Samboni et al., 2007). Además este método presenta la ventaja de poder adecuarse en caso de faltar una variable con la que no se cuentan con los datos para su cálculo en el índice, eliminándose del modelo sin afectar a las demás. Por lo anterior el modelo matemático utilizado para integrar la información, está basado en la siguiente fórmula:

$$ICA = \sum_{i=1}^n q_i w_i \quad (5.3.7)$$

Donde:

n = número de parámetros

q_i = escala de calidad del parámetro i (valor del parámetro normalizado)

w_i = factor de ponderación del parámetro i

5.4 Reducción de variables

El seguimiento y monitoreo de demasiados parámetros no resulta ser un proceso práctico y económico, por lo que es común encontrar criterios de calidad obtenidos mediante el uso de parámetros más predominantes o de fácil medición (Akkoyunlu y Akiner, 2012). Lo que en su conjunto representa una estrategia para reducir el número de variables que contendrá el índice propuesto:

5.4.1 Análisis multivariado

Con la finalidad de identificar como se agrupan los sitios con base al nuevo índice de calidad, se realizó un análisis de agrupamiento (cluster) con el método de Ward, utilizando las 17 variables normalizadas. El agrupamiento muestra la conformación de cuatro grupos (figura 5.4.1.1). Un primer grupo (I) está formado por los sitios con valores de calidad del agua más bajos como son PALD, GDEMOR y PFRIJO. En los grupos II y III se encuentran aquellos sitios con mediana calidad, divididos en dos grupos, que se ubican con base en la tendencia que muestran a ser sitios de menor (II) o de mayor (III) calidad; y el grupo IV, contiene a los sitios con valores altos de calidad (CTZIO, RLLADB y RSILEN).

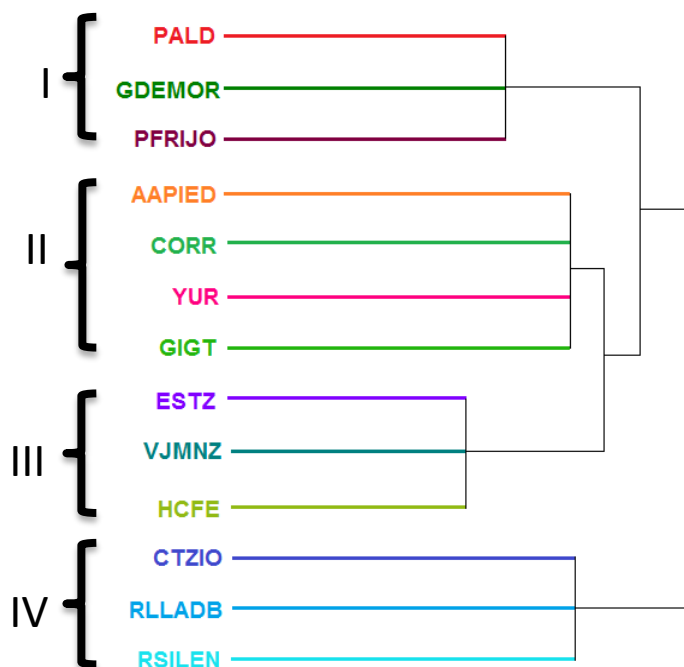


Figura 5.4.1.1. Dendrograma de los sitios de la RENAMECA de acuerdo al nuevo índice de calidad

Una característica que presentan los sitios de los dos grupos que presentan de mediana calidad de acuerdo al agrupamiento, es que comparten características similares con los sitios de mala calidad más que con los de buena calidad. Esto es

debido a que son sitios que se encuentran influenciados por las actividades antropogénicas, lo cual influye en el comportamiento de sus variables provocando que tiendan a disminuir la calidad del agua, y así llegar a un estado de deterioro como se presenta en los sitios del primer grupo.

Una vez identificados los grupos, se determinaron aquellos parámetros que presentan mayor variabilidad con la finalidad de reducir el número de variables incluidas en el nuevo índice de calidad.

En este sentido, análisis como el de componentes principales y discriminantes son métodos multivariados utilizados para la reducción de las variables, los cuales han tenido un gran desarrollo en los últimos años.

5.4.2 Análisis multivariado de componentes principales

El análisis de componentes principales es una técnica multivariada de ordenamiento, con aplicabilidad comprobada en estudios de calidad de sistemas lóticos (Bengraïne y Marhaba, 2003; Ramirez et al., 2005), en el cual se obtienen variables ortogonales tales que unas pocas explican la mayor parte de la variabilidad del conjunto de datos (Dallas, 2000). Por lo que es posible el uso de esta técnica para la reducción de las variables en este estudio.

Los resultados obtenidos del análisis de los datos de la RENAMECA arrojan que el 83.48% de la variación se explica en el porcentaje acumulado de los primeros tres componentes como se muestra en la gráfica SCREE (figura 5.4.2.1). El primer componente explica el 52.40% de la variabilidad total, en el cual la demanda bioquímica de oxígeno, la demanda química de oxígeno, la conductividad eléctrica, la alcalinidad total y los cloruros son las variables con valores de cargas positivas altos en este componente. En el segundo componente las variables que presentan cargas altas positivas son turbiedad y color, con un porcentaje de explicación del componente de 17.13%. Finalmente, el tercer componente con porcentaje de explicación de 13.95%

viene explicado por pH y oxígeno disuelto con cargas altas positiva y negativa respectivamente. De esta forma, del ACP se obtiene la reducción de diecisiete variables a nueve variables. No obstante, este análisis no toma en cuenta parámetros relacionados con los nutrientes. De las dos variables que relacionadas con estos (nitratos y nitrógeno amoniacal) ninguna de ellas presenta cargas con valores altos en los tres primeros componentes, sin embargo, aunque no sea de las cargas más altas con respecto a las otras variables, el nitrógeno amoniacal presenta mayor variabilidad en los primeros tres componentes que nitratos por lo que se eligió nitrógeno amoniacal como una décima variable que debería ser incluida en el nuevo índice debido a su importancia sanitaria. Como se observa en el cuadro 2.4, esta es una de las variables de uso común en el diseño de los índices de calidad del agua (Butturini A. et al., 2009; Manahan E.S., 2007; Weber-Scannell y Duffy, 2007; Camargo y Alonso, 2006; Gobierno de Australia, 2000; CCME, 1999; Henry J. et al., 1999 y Catalán J, 1969).

Además, los índices revisados en el cuadro 2.5, muestran su uso (Torres et al., 2009; Fernández et al., 2005; Fernández et al., 2004) ya que es un parámetro que refleja parte de la cantidad de nitrógeno en el cuerpo de agua.

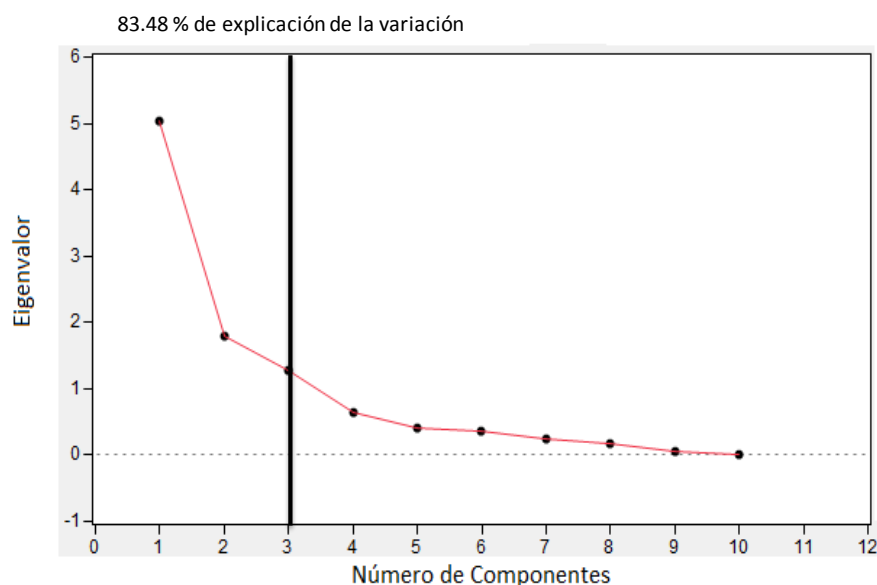


Figura 5.4.2.1. Gráfica SCREE de los componentes de los datos de la RENAMECA

Adicionalmente se realizaron Análisis de Componentes Principales por épocas (estiaje y precipitaciones). Para las dos épocas al igual que el análisis de componentes

principales de todos los monitoreos se encontró que variables como coliformes fecales, grasas y aceites, temperatura, sólidos suspendidos totales y dureza total, no aportan una alta carga ni positiva ni negativa a los componentes principales. Por otro lado, variables como turbiedad y nitrógeno amoniacal que presentaban cargas con mayor aportación en el segundo componente ya no representan variabilidad en ninguno de los componentes del análisis por época.

Las cargas de cada variable en cada componente para las épocas de precipitación y estiaje se muestran en el cuadro 5.14. De acuerdo a Liu et al. (2003) se pueden clasificar por el valor de carga en el componente en “fuerte”, “moderado” y “débil” con valores de carga mayores a 0.75, de 0.75 a 0.50 y de 0.50 hasta 0.30 respectivamente; de tal forma que para la época de precipitación se encontraron cargas positivas moderadas de las variables: conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, alcalinidad total y cloruros; este conjunto de variables se explica por la erosión y el lavado que sufre el suelo durante las lluvias, arrastrando todos los minerales y sustancias presentes a los ríos. Puesto que los sitios del área de estudio se encuentran en suelos ricos en carbonatos de calcio y magnesio (INEGI, 2012), al favorecer los procesos de erosión y lavado en la época de lluvias, la cantidad de sustancias que proporcionan alcalinidad al cuerpo de agua aumentan y con esto el pH se comporta alcalino, lo cual se ve reflejado en la carga ligeramente fuerte del valor del pH en el segundo componente. El color y los nitratos presentan una carga ligeramente fuerte positiva en el tercero y fuerte positiva en el cuarto componente respectivamente, lo cual explica la contaminación de los cuerpos de agua debido a la escorrentía superficial.

En el caso del análisis para la época de estiaje el primer y segundo componente presentan las mismas variables con cargas moderadas positivas que la época de precipitación. Sin embargo, en época de estiaje la erosión del suelo se debe principalmente a los procesos de adecuación de la tierra para actividades como la agricultura y el lavado del mismo por actividades de riego. Otra variable en donde se refleja la influencia que tiene la agricultura en el cuerpo de agua es en la cantidad de

nitratos lo cual se observó en el cuarto componente tanto para la época de estiaje como para la de precipitación. En el tercer componente de la época de estiaje el color presenta una carga fuerte negativa, lo cual es un comportamiento completamente opuesto al de la época de precipitación, el cual podría demostrar, que en la época de estiaje existe una disminución del color ya que puede existir menos arrastre de material al cuerpo de agua por la ausencia de lluvias; sin embargo, este resultado no es contundente puesto que presenta una carga moderada positiva en el segundo componente el cual tiene mayor porcentaje del total de variación que el tercer componente.

Cuadro 5.4.2.1. Valor de las cargas de cada variable y porcentajes de variación explicada de los primeros cuatro componentes para la épocas de precipitación y estiaje

	Precipitación				Estiaje			
	Comp1	Comp2	Comp3	Comp4	Comp1	Comp2	Comp3	Comp4
OD	0.271	-0.3123	-0.3266	0.0978	0.173	-0.3381	0.4782	0.1035
pH LAB	-0.0157	0.3813	0.5253	-0.4673	0.0632	0.3242	-0.5548	-0.3974
COND. ELECT.	0.3852	0.0156	0.1360	-0.1234	0.3861	0.0075	-0.1411	0.0178
Turbiedad	0.174	0.5432	-0.4059	0.0762	0.0907	0.5904	0.3967	-0.0367
Color	0.1934	0.5436	-0.3522	0.0525	0.149	0.5715	0.3532	0.011
DBO₅	0.3639	-0.1205	0.1487	0.1010	0.3695	0.0053	-0.1069	0.2517
DQO	0.3602	-0.1332	0.129	0.1269	0.3664	-0.0024	-0.1072	0.2861
Alcalinidad Total	0.3644	-0.0339	0.1505	-0.1476	0.3761	-0.0647	-0.1177	-0.0426
NO₃⁻	-0.014	0.1915	0.3820	0.8316	-0.1907	0.1294	-0.1543	0.7812

Cuadro 5.4.2.1. Continuación

	Precipitación				Estiaje			
	Comp1	Comp2	Comp3	Comp4	Comp1	Comp2	Comp3	Comp4
NH₃	0.2541	-0.2598	-0.2436	-0.0625	0.2561	-0.2874	0.2767	-0.2562
Cloruros	0.3666	0.0001	0.1974	0.029	0.3638	0.0065	-0.1562	0.0807
% Total de Variabilidad	49.98	14.74	11.68	7.98	51.02	16.32	11.07	7.24
% de Variabilidad Acumulado	49.98	64.72	76.40	84.38	51.02	67.34	78.41	85.65

Aunque existen diferencias entre las variables de la época de estiaje con la de precipitación, estas no definen características específicas para cada época, sino procesos que están afectando el equilibrio del ecosistema, los cuales se ven reflejados en el comportamiento moderado de la variación en las variables que se relacionan con la presencia de sólidos en la columna de agua, los que en orden de importancia fueron conductividad eléctrica, alcalinidad, cloruros, turbidez y color.

El nitrógeno amoniacal refleja afectaciones a los cuerpos de agua principalmente provocadas por descargas domésticas y actividades como la agricultura. Como se había mencionado anteriormente como parte de la información proporcionada por CONAGUA, las únicas dos variables relacionadas con nutrimentos con las que se contaba con mayor cantidad de datos para los análisis eran nitratos y nitrógeno amoniacal por lo cual se habían incluido hasta ahora en todos los análisis univariados. Sin embargo, en los análisis multivariados se puede observar que ninguna de las dos variables presenta un valor alto en variabilidad en los tres primeros componentes (cuadro 5.4.2.1) por lo que no muestran ser variables capaces de ordenar. No obstante, al igual que sucede con el oxígeno disuelto que no muestra variabilidad alta, los nutrimentos son parte fundamental de la formación de un índice de calidad es por eso

que son incluidos en los índices de calidad como variables representativas de los nutrimentos.

Los nitratos son compuestos que se encuentran disponibles en los cuerpos de agua de forma natural por procesos de meteorización, descomposición natural de compuestos nitrogenados por microorganismos y como producto intermedio de la incorporación del nitrógeno elemental por medio del ciclo del nitrógeno. No obstante, estas aportaciones son consideradas insignificantes en comparación a las producidas por fuentes artificiales. Estas son principalmente descargas de aguas residuales domésticas, industriales y agricultura, las que generan residuos de nitrógeno en forma de nitrógeno amoniacal que al estar disponibles en las columnas de agua son transformados a nitratos (Camargo y Alonso, 2007; Gil Rodríguez M., 2006; Harrison J.A., 2003; Avila J.P. et al., 2002).

Sin embargo, para poder llevar a cabo la asimilación natural del nitrógeno amoniacal y transformarlo en nitrato es necesario contar con condiciones de pH neutro, altas cantidades de oxígeno y con las bacterias nitrificantes que llevan a cabo el proceso. La carencia o ausencia de alguna de estas condiciones obstaculiza o imposibilita la obtención de nitratos. La concentración de oxígeno disuelto disponible en el agua es una variable necesaria para todos los procesos biológicos y oxidativos involucrados en el cuerpo de agua, por lo que la cantidad disponible para la oxidación de compuestos nitrogenados será limitada disminuyendo la presencia de nitratos. De esta manera, la medición de la concentración de nitrógeno amoniacal como parámetro de calidad, permite identificar si existen aportaciones de contaminantes por fuentes puntuales ricas en compuestos nitrogenados (agricultura y descargas domésticas) y como disminuye o aumenta su concentración, evaluando así, si las condiciones del cuerpo de agua ayudan a la asimilación de los compuestos nitrogenados.

Una vez elegido al nitrógeno amoniacal en lugar de nitratos, se concluyó con un primer análisis de componentes principales con el cual se logró reducir el número de variables, quedando así aquellas que presentan mayor variación. No obstante, de este

grupo reducido de variables, existen parámetros que presentan altas correlaciones entre ellos. Por lo que fue necesario analizar si era posible la eliminación de uno de ellos de acuerdo a los análisis estadísticos.

El cuadro 5.4.2.2, muestra las correlaciones entre cada una de las variables obtenidas del análisis de componentes principales sin los *outliers* multivariados. Se observa que las variables pertenecientes al primer componente muestran correlaciones entre ellas (demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales y cloruros). Además, dentro de ese conjunto de variables la demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno, están fuertemente correlacionadas (r^2 0.9788 prob F > 0.05), lo cual significa que tienen un comportamiento lineal dependiente.

Cuadro 5.4.2.2. Cuadro de análisis de correlación de los sitios de la RENAMECA

	OD	pH	C.E	Turb.	Color	DBO ₅	DQO	Alc. Total	NH ₃	Cl ⁻
OD	1									
pH	-0.3736	1								
C.E	0.4434	0.1287	1							
Turbiedad	0.1554	0.0305	0.2775	1						
Color	0.1457	0.0371	0.3541	0.8885	1					
DBO ₅	0.4878	0.0066	0.8196	0.1787	0.2825	1				
DQO	0.4995	-0.0227	0.806	0.1781	0.2804	0.9788	1			
Alc. Total	0.4682	0.142	0.9137	0.1909	0.2668	0.7868	0.7731	1		
NH ₃	0.595	-0.1915	0.5527	0.1127	0.1167	0.4475	0.4416	0.5605	1	
Cl ⁻	0.4084	0.105	0.8923	0.2204	0.2992	0.8233	0.8131	0.7995	0.458	1

La determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) es una simulación del proceso microbiano de autopurificación que ocurre en los ríos de forma natural; por definición la DBO₅ es la estimación semicuantitativa de la cantidad de materia orgánica fácilmente biodegradable que contiene una muestra de agua (Cárdenas, 2013) por lo que solo mide la oxidación bioquímica de la materia orgánica por los microorganismos. En cambio, la demanda química de oxígeno es una oxidación

química de todos los materiales oxidables cualquiera que sea su origen orgánico o mineral por lo que generalmente los valores de DQO son mayores a los de DBO_5 ya que es mayor el número de compuestos que son oxidados de forma química. Con lo anterior se puede identificar que estas variables parten de diferentes principios de oxidación, y si bien es cierto son variables que no explican lo mismo, la DQO es una aproximación al valor de la DBO_5 .

Estos valores de DQO están relacionados con los de DBO_5 en proporciones que varían de acuerdo a los componentes asociados a la materia orgánica en degradación (Hidalgo et al., 2003). Para los sitios de la RENAMECA, el comportamiento entre la DQO y la DBO_5 tienen una relación directamente proporcional, así como una relación inversamente proporcional con respecto al oxígeno disuelto (figura 5.4.2.2). En un análisis de comparación de medias con la prueba de Tukey-Kramer para DQO y DBO_5 se encontró que los sitios que presentan mayores valores de calidad son RLLADB y CTZIO y que los que presentan valores bajos de calidad son GDEMOR, PFRIJO y PALD, este resultado es igual para ambas variables puesto que el agrupamiento de los sitios con respecto a un análisis de medias se da de forma similar entre estas dos variables. Con el mismo análisis de medias se compararon diferencias entre año, estaciones y época obteniendo que no existen diferencias significativas entre las estaciones y el año para ninguna de las dos variables, y solo se presentan diferencias significativas entre estiaje y precipitación repitiendo el mismo agrupamiento y comportamiento similar entre las dos variables como sucedió en el análisis por sitio.

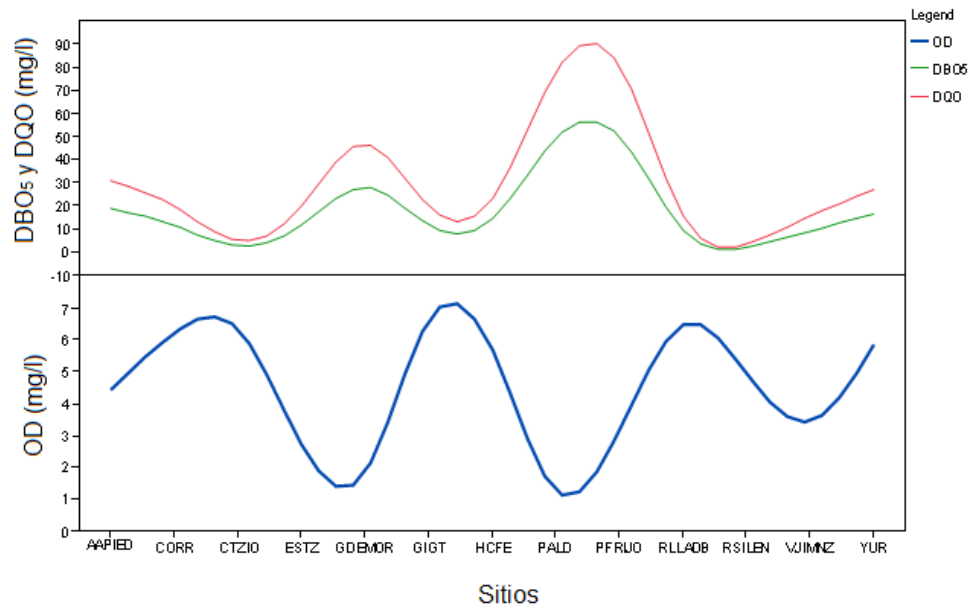


Figura 5.4.2.2.Comportamiento de oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno por sitio de la RENAMECA

Con este análisis se observó que la forma de agrupar de DQO es igual a la DBO₅ es por eso que sus valores de correlación multivariada son tan altos entre estas dos variables, por lo que los resultados que presentan estas variables respecto a su capacidad de agrupamiento y las diferencias que crean entre cada sitio son similares.

Ahora bien, Debels (2005), en su propuesta de un índice de calidad reducido (WQI_{RED}) elimina la variable DBO₅ quedándose en su lugar con DQO debido a su alta correlación, obteniendo un WQI_{RED} que no presenta diferencias estadísticas con el índice de calidad inicial con un valor de correlación entre estos dos índices de 0.97. Si el objetivo es reducir el número de variables y los costos asociados, utilizar DQO en el índice de calidad óptimo presenta ventajas sobre la DBO₅. Estas ventajas están relacionadas a cuestiones como menor tiempo invertido para obtener el valor del parámetro, fácil manipulación de la prueba analítica, menores costos del equipo y las condiciones de ensayo son más fácilmente manipulables dando resultados precisos (Heyler-Rodríguez et al., 2009; Hidalgo et al., 2003; Cisterna y Peña 2002).

De esta forma se puede prescindir de una de ellas, utilizando aquella que presente ventajas de medición y costo, y que además, tenga mayor variabilidad. Con respecto a este último criterio la DQO en el último análisis de componentes principales con las variables reducidas presenta mayor variabilidad que la DBO_5 en la mayoría de los componentes por lo que es una variable que tendrá mejor capacidad de agrupación. Además, la DQO mide toda la materia orgánica total y no solo aquella que es biodegradable, y tomando en cuenta que los cuerpos de agua considerados en este estudio son cuerpos receptores de desechos tanto industriales como domésticos, es necesario contar con un parámetro que explique sobre el material que es oxidado de forma química. Por lo que para la construcción del índice que se propone, se utilizan los valores de la DQO.

Con la eliminación de la demanda bioquímica de oxígeno un último ACP fue realizado reduciendo así a las siguientes nueve variables: oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica, turbiedad, color, DQO, N-NH_3 , alcalinidad y cloruros; siendo estas las fuentes de variación que mejor explican la variabilidad en las columnas de agua estudiadas.

5.4.3 Análisis de discriminantes

El análisis de discriminantes permite analizar si existen diferencias significativas entre grupos con respecto a un conjunto de variables, lo que permite clasificar las muestras dentro de un universo de datos en grupos excluyentes de acuerdo a una categoría, que en este caso es de acuerdo a la calidad del agua.

Con la finalidad de tener variables categóricas para poder clasificar los sitios en grupos, se utilizaron variables con valores de cargas altas en el primer componente de acuerdo a ACP (conductividad eléctrica y demanda química de oxígeno). Se definieron con base en el análisis de distribución de Y_s , cuatro categorías de calidad: “muy buena”, “buena”, “mala” y “muy mala”, para ambas variables. Realizando los análisis de discriminantes por separado, en los que dependiendo de la cantidad de datos mal

clasificados y el porcentaje de clasificación se tomó la decisión para considerar estas categorías apriorísticas.

El primer análisis de discriminantes con estas dos variables utilizadas para categorizar permitió definir en ambos casos que las variables que ayudan a formar y definir los grupos son las siguientes cinco: conductividad eléctrica, turbidez, color, demanda química de oxígeno y cloruros. Tomando en cuenta únicamente estas cinco variables se realizó otro análisis de discriminantes para evaluar la capacidad de categorización de las variables seleccionadas, cuyo resultado se resume en el cuadro 5.4.3.1, en donde se observa que el porcentaje de muestras mal clasificadas es menor al 0.5% para ambas variables por lo que no es necesario realizar una reclasificación.

Cuadro 5.4.3.1. Análisis de discriminantes de acuerdo a la calidad de los sitios

Conductividad Eléctrica				
Número de muestras mal clasificadas			1	
Porcentaje de muestras mal clasificadas			0.321	
	Buena	Mala	Muy buena	Muy mala
Buena	59	0	0	0
Mala	0	98	0	0
Muy buena	0	0	66	0
Muy mala	0	0	0	88
Demanda química de oxígeno				
Número de muestras mal clasificadas			0	
Porcentaje de muestras mal clasificadas			0	
	Buena	Mala	Muy buena	Muy mala
Buena	71	0	0	0
Mala	0	54	0	0
Muy buena	0	0	69	0
Muy mala	0	0	0	118

No obstante aunque se tomaron en cuenta dos variables diferentes y presentan diferencias en la cantidad de muestras para cada categoría, estas variables demuestran el mismo acomodo de los sitios respecto a su calidad. En la figura 5.4.3.1

se observa el gráfico de análisis de discriminantes con el acomodo de los sitios respecto a su calidad la cual mejora de izquierda a derecha.

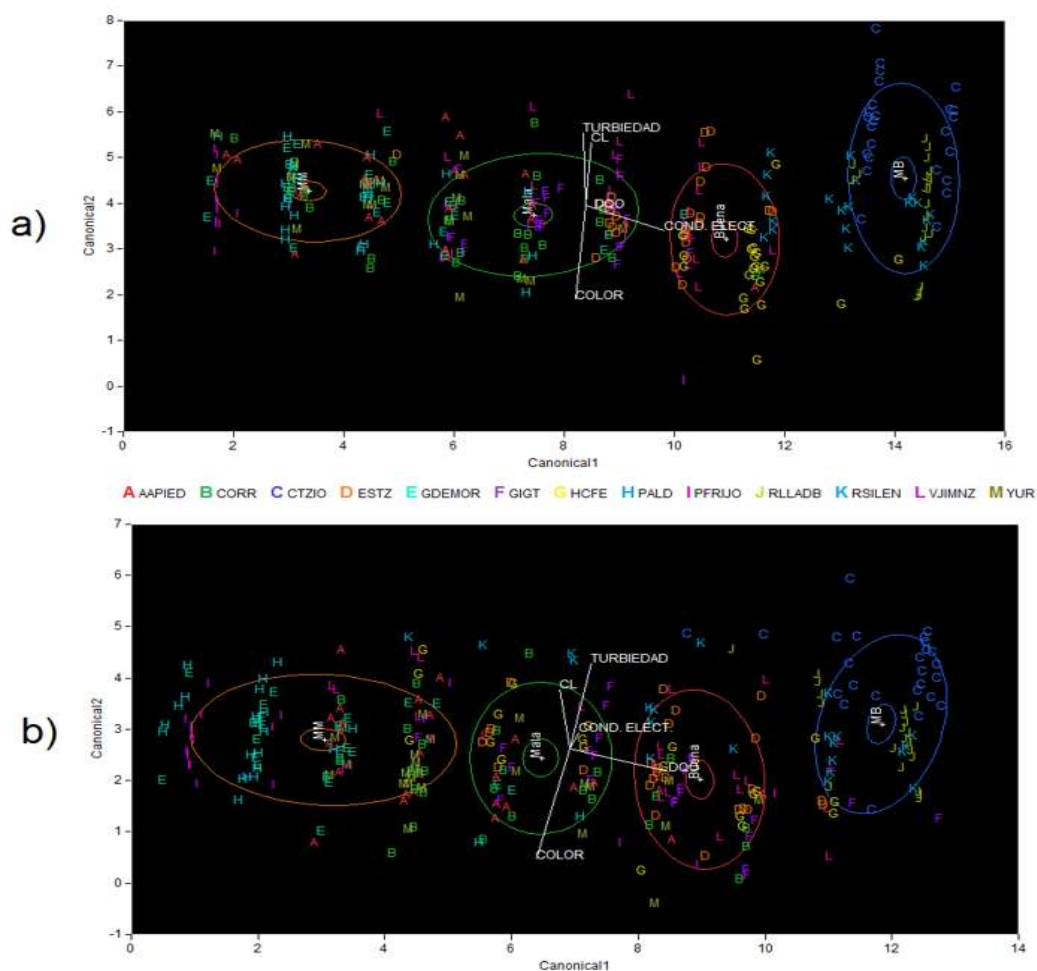


Figura 5.4.3.1. Ordenamiento de los sitios. a) Utilizando como variable categórica la conductividad eléctrica. b) Utilizando como variable categórica la demanda química de oxígeno

Para la clasificación utilizando conductividad eléctrica (figura 5.4.3.1a) como variable categórica, los sitios que se agrupan como sitios de “muy buena” calidad son CTZIO, RLLADB y RSILEN; los sitios con calidad “buena” son HCFE, ESTZ y VJMNZ; en la categoría de “mala” calidad se encuentran sitios como el GIGT, CORR y AAPIED; y finalmente para la categoría de “muy mala” calidad se encuentra los sitios PALD, PFRIJO y GDEMOR. En el caso particular del sitio de YUR, este se encontró con muestras que pertenecían tanto a la categoría de “mala” calidad como a la categoría de

“muy mala” calidad, puesto que en los últimos años se ha degradado la calidad del agua en este sitio. Otro factor que ayuda a la mejora de la calidad son los procesos de dilución en la época de precipitación que a su vez ayuda a los procesos de oxidación provocando que sitios como YUR y el GIGT ocurran muestras en donde la calidad mejora en ciertas épocas del año.

En el caso de la clasificación de los sitios utilizando la demanda química de oxígeno como variable categórica (figura 5.4.3.1b), en general, los sitios se encuentran clasificados de la misma forma que con la conductividad eléctrica. Además, al igual que la clasificación de conductividad eléctrica, los sitios YUR y GIGT repiten el mismo comportamiento puesto que son sitios de transición, en donde se está notando un cambio en la calidad de los cuerpos de agua, pasando de condiciones de buena calidad a condiciones de mala calidad.

Con la finalidad de reafirmar la clasificación de los sitios con base en estas cinco variables, se utilizó la calidad ambiental visual para comparar las categorías a las que pertenecen en ambas clasificaciones. Los sitios que se utilizaron para evaluar su calidad del hábitat (calidad ambiental visual) fueron GIGT, RSILEN, RLLADB, HCFE, AAPIED, PALD y PFRIJO; considerando que 200 puntos es la máxima calificación que se pueda asignar, se calificaron los sitios, tomando en cuenta los criterios de gradiente bajo y gradiente alto (cuadro 5.4.3.2).

Cuadro 5.4.3.2. Valores de parámetros de calidad ambiental visual y sus categorías

Tipo de gradiente	Calificación						
	Alto	Bajo	Alto	Alto	Bajo	Bajo	Bajo
Criterio/Sitio	GIGT	RSILEN	EI Pescadito (RLLADB)	HCFE	AAPIED	PALD	PFRIJO
Sustrato disponible para la epifauna	16	16	20	20	13	0	0
Embebimiento	13	-	17	15	-	-	-
Caracterización del sustrato	-	15	-	-	15	0	0

Cuadro 5.4.3.2. Continuación

Tipo de gradiente	Calificación						
	Alto	Bajo	Alto	Alto	Bajo	Bajo	Bajo
Criterio/Sitio	El Gigante	Rio El Silencio	El Pescadito (RLLADB)	Hidrométrica	Aguas Abajo La Piedad	Puent e La Aldea	Puente El Frijolar
Patrones de velocidad/profundidad	18	-	20	20	-	-	-
Variabilidad de estanques	-	11	-	-	9	0	0
Gradiente de sedimentación	15	11	17	18	12	10	10
Status del flujo	17	20	20	20	13	16	16
Alteraciones del canal	5	18	4	20	7	0	0
Frecuencia de <i>riffles</i>	18	-	-	20	-	-	-
Sinuosidad del canal	-	20	20	-	11	15	15
Estabilidad de las riberas	7	6	18	12	12	0	10
Protección vegetal de las riberas	10	6	18	12	12	2	10
Ancho de la zona de vegetación	6	6	12	20	6	4	6
Calificación total	109	129	166	177	110	47	57
Categoría	Marginal	Subóptimo	Óptimo	Óptimo	Marginal	Pobre	Pobre

A partir de las categorías obtenidas de la calidad ambiental visual, se realizó el ajuste con cuartiles para definir las categorías de calidad del nuevo índice de calidad del agua, definiendo así en cuatro categorías los intervalos del porcentaje de calificación (cuadro 5.4.3.3).

Cuadro 5.4.3.3. Clasificación de acuerdo a la calidad del agua

Categoría de Calidad	Intervalo
Muy Buena	Mayor a 80
Buena	$60 < Buena \leq 80$
Mala	$40 < Buena \leq 60$

Muy Mala	Menor a 40
----------	------------

Con estas categorías se calificaron los mismos sitios para los cuales se evaluó la calidad ambiental visual (cuadro 5.4.3.4), obteniendo que los sitios de Puente La Aldea y Puente Frijolar se encuentran dentro de la categoría de “pobre” en su evaluación de calidad ambiental visual, esto se debe principalmente a que estos dos tramos del río han sido sujetos a actividades de dragado, extrayendo materiales del fondo modificando no solo los tipos de sustratos si no todo el comportamiento natural que debiera tener el cauce, los sustratos disponibles para la epifauna y la heterogeneidad del sistema.

Cuadro 5.4.3.4. Categorías de calidad del agua y calidad ambiental visual de los sitios de la RENAMECA

Sitio/ Categoría	Calidad del agua	Calidad ambiental visual
El Gigante	Mala	Marginal
Río El Silencio	Muy Buena	Subóptimo
El Pescadito (RLLADB)	Muy Buena	Óptima
Hidrométrica	Muy Buena	Óptima
Aguas Abajo La Piedad	Mala	Marginal
Puente La Aldea	Muy Mala	Pobre
Puente El Frijolar	Muy Mala	Pobre

Sumado a lo anterior, cerca de los cauces existe evidencia de la actividad antropogénica, afectando a las riberas por la construcción de puentes, zonas industriales cercanas (Ciudad Industrial para Puente La Aldea y La Papelera en el caso de Puente El Frijolar) y el desarrollo de actividades como la agricultura en zonas cercanas al cauce y en algunas partes dentro de la zona de vegetación riparia lo que provoca la eliminación de la vegetación nativa, desestabiliza las riberas y se elimina la protección vegetal, para la adecuación del terreno para estas actividades. Estas afectaciones a la condición del cauce se ven reflejadas en la calidad del agua, puesto

que al igual que la calidad ambiental visual, presenta la categoría más baja de calidad (Muy Mala) por lo que ambas evaluaciones coinciden en su clasificación.

En los sitios que presentan calidad ambiental visual “Marginal”: El Gigante y Aguas Abajo La Piedad, la mayor afectación viene dada por acciones antropogénicas realizadas cerca del cauce. Las actividades agrícolas y la construcción de obras para el manejo del recurso hídrico afectan en mayor proporción la calidad ambiental visual en el sitio Aguas Abajo La Piedad (Río Lerma), en el cual existe una gran actividad agrícola en los terrenos cercanos al cauce por lo que se requiere extraer grandes cantidades de agua, lo cual se realiza de forma directa, afectando la diversidad ambiental y la estabilidad de las riberas; además del impacto que significan sobre la calidad del agua por aporte de agroquímicos. En el sitio El Gigante por ser un lugar con terrenos accidentados, no se encuentra evidencia de actividades agrícolas cercanas al cauce; sin embargo, las alteraciones al canal vienen dadas por construcciones de puentes, asentamientos humanos, construcción de infraestructura para abastecer las necesidades de las poblaciones cercanas y adecuación del terreno para áreas recreativas. Con lo que respecta a su calidad del agua ambas presentan una “Mala” calidad como reflejo de la alta aportación de iones al cuerpo de agua.

Por último, los sitios de Río El Silencio, Hidrométrica y El Pescadito (Rodilla del Diablo) son sitios que presentan una “Muy Buena” calidad del agua por tener baja concentración de iones y material oxidable, lo cual se ve relacionado con su calidad ambiental visual puesto que presentan las clasificaciones altas de calidad, óptima para la Hidrométrica y El Pescadito; y subóptimo para Río El Silencio. La clasificación de calidad ambiental visual de óptimo para los sitios de la Hidrométrica y El Pescadito, se debe principalmente a la buena conservación del sitio, ya que presentan altas calificaciones en los substratos disponibles para la epifauna, se encuentra todos los patrones de velocidad/profundidad bien distribuidos en el cauce, la corriente toca la ribera en su mayoría y existe la presencia constante de *riffles* en el cauce. Además, en general, presentan una protección vegetal de las riberas y estabilidad en las mismas, esto ayuda a que los iones que se puedan integrar al cuerpo del agua por escurrimiento se retenga cierto porcentaje en las vegetación tanto riparia como ribereña.

En el caso del Río El Silencio, muestra una calidad del agua “Muy Buena”, pero su calidad ambiental visual es subóptima y no óptima como se esperaría. Este fenómeno se debe principalmente a dos actividades que han afectado la calidad en los últimos años. La primera de ellas es la agricultura, sin embargo esta no demuestra tener afectaciones graves al cauce puesto que los terrenos destinados a esta actividad son pequeños y la forma de realizarla es tradicional sin el uso de maquinaria (figura 5.4.3.2).



Figura 5.4.3.2. Actividad agrícola cerca al cauce del Río El Silencio

No obstante, en este caso la actividad ganadera degrada de manera más acelerada las condiciones naturales del cauce. Al utilizar como potreros terrenos cercanos al cauce, provoca que los animales busquen su alimento y agua en el interior o cerca del mismo, lo cual afecta directamente la protección vegetal de las riberas y zonas riparias. Además el abatimiento del suelo por el paso del ganado cerca del cauce (figura 5.4.3.3), provoca la desestabilización de las riberas afectando simultáneamente las características de la corriente disminuyendo la heterogeneidad del sistema. Esta afectación que ha tenido la ganadería en el cauce aún no se ve reflejado de forma significativa en la disminución de la calidad del agua, sin embargo, si estos daños continúan, se espera que esta disminuya como consecuencia de la erosión de las riberas y los efectos del ingreso de partículas de manera lateral por pérdida de la

vegetación, incrementando el impacto en las variables que responden a los procesos de erosión y lavado de los suelos laterales al cauce; además, de los efectos que puedan presentarse en el Lago de Zirahuén al cual desemboca el Río El Silencio.

De acuerdo con todo el análisis multivariados y la asignación de categorías orientadas a la calidad ambiental visual, se definen a las variables: conductividad eléctrica, turbiedad, color, demanda química de oxígeno y cloruros como las variables que integran el índice de calidad del agua optimizado.



Figura 5.4.3.3. Impactos de la actividad ganadera cerca al cauce del Río El Silencio

5.5 Validación del Índice de Calidad

Para que un índice de calidad pueda ser utilizado de forma general es necesario que se realice una validación del mismo sobre una población distinta a aquélla en base a la cual fue elaborado. De esta forma, la validación intenta garantizar la aplicabilidad de un índice sobre distintos sitios de estudio por lo que para la validación del nuevo índice de calidad se utilizaron datos de Molina-León (2011) quien realizó una evaluación por cada mes durante un año de la calidad del agua a partir de septiembre del 2009 a agosto 2010 en los sitios de la red hidráulica superficial de la parte sureste del municipio de Morelia Michoacán (cuadro 4.4.2) el cual se encuentra dentro de la provincia del eje neovolcánico (provincia para la cual fue diseñada el nuevo índice de calidad). De la información disponible de dicho estudio, se tomaron los valores de concentración de cuatro de los cinco parámetros propuestos en la reducción de las variables, puesto que no se cuentan con datos de unidades de color, quedando solo cuatro variables a utilizar: conductividad eléctrica, turbiedad, demanda química de oxígeno y cloruros. Con estas variables se evaluó la calidad del agua la cual presenta valores entre el 60% y 96% como se observa en la figura 5.24 en donde se puede observar que los sitios que presentan más baja calidad son S1, S2, S3, S4, S5 y S6; los cuales se encuentran aguas abajo de la descarga principal de las aguas residuales que afectan al cauce en estudio, que de acuerdo a su categoría del nuevo índice de calidad son sitios clasificados como de “Buena” calidad y los sitios S7, S8, S9 y S10; que se encuentran aguas arriba de la descarga, se clasifican como sitios de “Muy Buena” calidad.

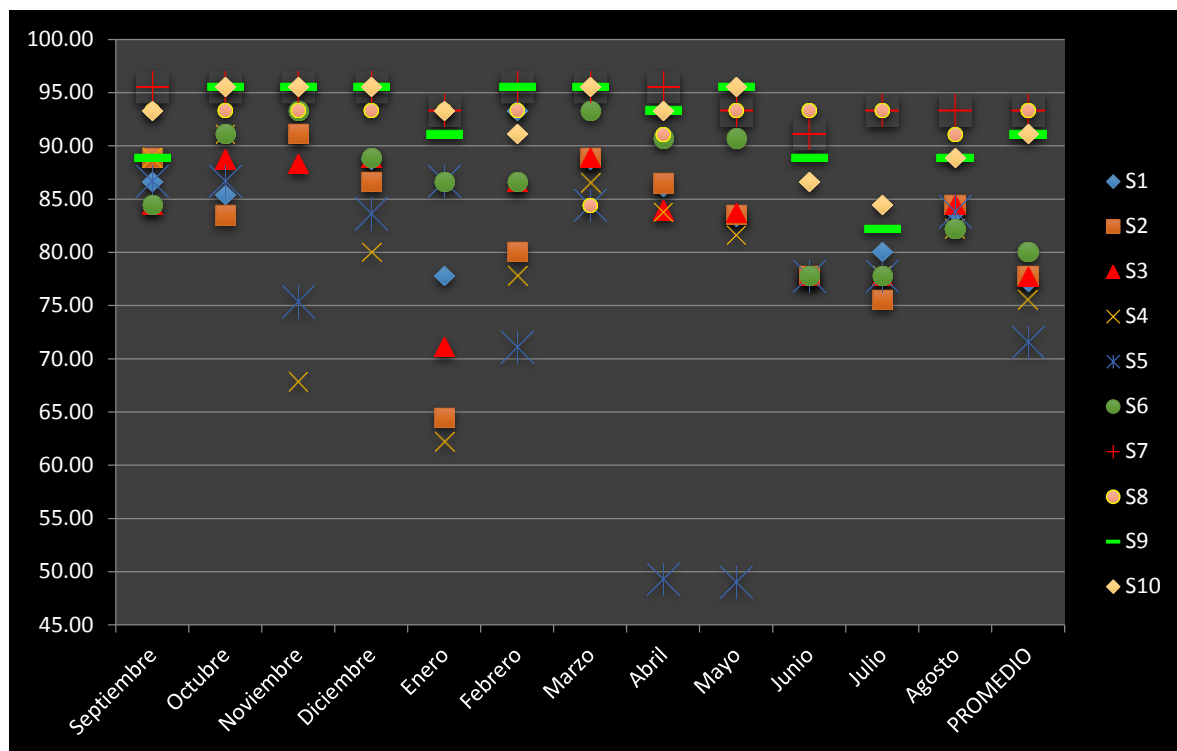


Figura 5.5.1. Variación de la calidad del agua en los sitios de acuerdo al nuevo índice de calidad

Además de la evaluación por cada mes, se obtuvo un valor promedio el cual se encuentra como la última etiqueta en el eje de las X en la figura 5.5.1 en donde se puede observar una clara separación entre los sitios de acuerdo a sus valores promedios. Esta separación se da en tres grupos, el primero de ellos (de arriba hacia abajo) se encuentran los sitios S7, S8, S9 y S10; en un segundo grupo están los sitios S6, S2, S3, S1 y S4; y finalmente el sitio que se separa de los dos grupos con una menor calidad es el sitio S5, en el cual se encuentra la descarga, por lo que se puede decir que su calidad es “Buena” con tendencia a comportarse como de “Mala” calidad.

Este comportamiento del sitio S5 se repite en el análisis de calidad ambiental visual que registró Molina-León (2011). Esta autora reporta que en lo que respecta la calidad ambiental visual la mayoría de los sitios presentan alteraciones en la vegetación riparia y ribereña, lo cual deja sin protección a las riberas afectando su estabilidad y la introducción de sedimentos al cauce; y define como sitios de calidad

óptima a los sitios S7, S8, S9, S10 los cuales de acuerdo al nuevo índice de calidad son también los sitios de máxima calidad con la categoría “Muy Buena”, después define a los sitios S1, S2, S3, S4 y S6 como sitios subóptimos que son los mismo sitios que presentan una “Buena” calidad en el nuevo índice de calidad, y finalmente el S5 presenta una calidad ambiental visual pobre lo cual se asemeja a la calificación del nuevo índice de calidad puesto que lo califica como un sitio de “Buena” calidad con tendencia a “Mala” calidad.

Esta relación del comportamiento entre ambos índices se debe principalmente al reflejo de las actividades antropogénicas, como el cambio de uso de suelo, ya sean para actividades productivas, de recreación o acondicionamiento para caminos y puentes, que impactan a las riberas removiendo la capa superficial del suelo provocando que sea más fácil arrastrarla por la actividad pluvial y también se reduce la vegetación riparia y ribereña, siendo estas un factor importante para retener las partículas que por escorrentía se incorporarían al cauce; estas partículas y sólidos se ven reflejados en las variables relacionadas con la cantidad de iones en el cuerpo de agua, las cuales están representadas en los cinco parámetros utilizados en el índice de calidad del agua optimizado. Cabe mencionar, que la afectación a las riberas y el cambio de uso del suelo a los alrededores del cauce son actividades con diferente grado de afectación en cada sitio pero se presentan en todos, por lo que la aportación de partículas al cauce es un proceso constante que se ve como un acontecimiento recurrente en todo el año sin importar la época en la que se encuentren. Esto se puede observar en la figura 5.5.1, en donde aquellos sitios que se encuentran de fácil acceso presentan valores bajos de calidad en los meses de precipitaciones siendo que se esperaría que su calidad aumentara en la época de lluvias con los procesos de dilución. Sin embargo la cantidad de partículas disponibles en las orillas y muy cercanas al cauce, ingresan de una manera más sencilla por ausencia de la protección vegetal que sirve como filtro de las escorrentías, provocando que el agua que entra al cauce se encuentre ligeramente saturada de partículas por lo que no solo entraría agua si no también partículas y material que disminuye el efecto de dilución en la época de lluvias, por lo que no hay diferencias significativas en la calidad del agua en entre los

meses del año (figura 5.5.2) teniendo al mes de octubre con la media máxima de calidad de 90.7 y al mes de enero con la media mínima de calidad igual a 81.9.

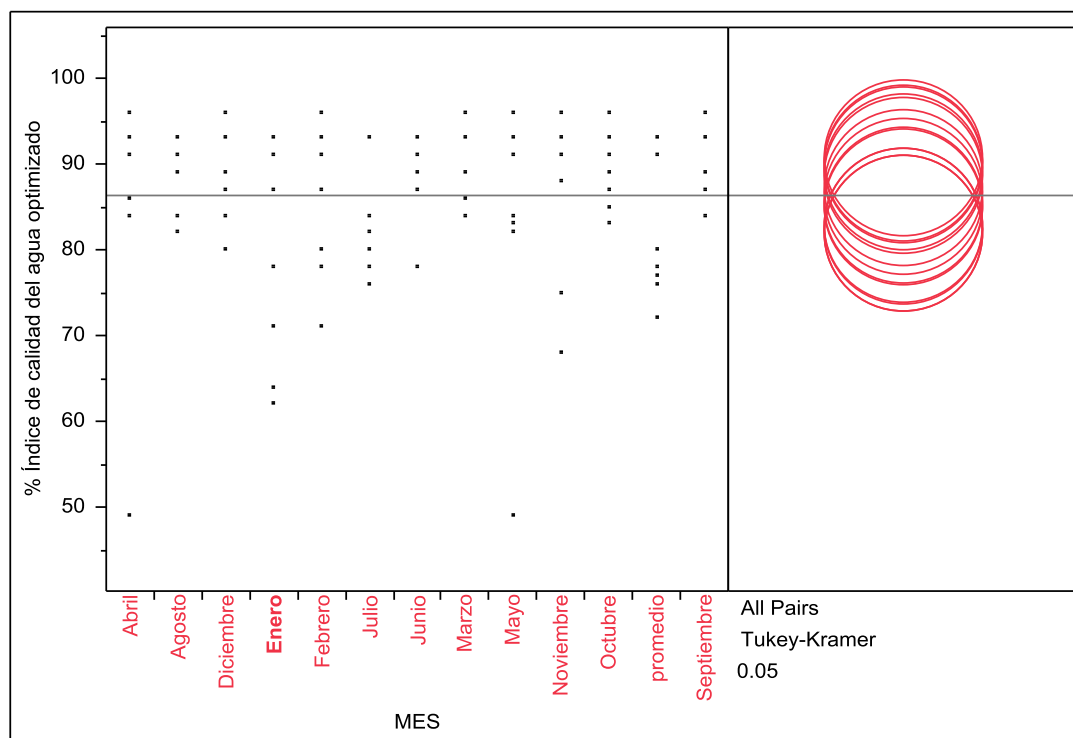


Figura 5.5.2. Comparación entre meses con base al índice de calidad del agua optimizado con la prueba de Tukey – Kramer ($p = 0.05$)

Los parámetros utilizados en el índice de calidad del agua optimizado fueron obtenidos de acuerdo a la variabilidad que presentaban en el universo de datos de los sitios de la RENAMECA por lo que representarían aquellas variables que han sufrido cambios significativos en el tiempo y espacio, siendo los procesos de degradación de las condiciones del suelo los que presentan los cambios más significativos.

Finalmente se realizó un análisis de Wilcoxon con los valores del índice de calidad del agua optimizado y las categorías asignadas encontrando que existen diferencias significativas entre las categorías con una probabilidad de 0.001 de equivocarse al asignar una categoría a un valor dado de calidad. En la figura 5.5.3 se

observa claramente que las categorías son contundentes y sus diferencias entre cada una de ellas.

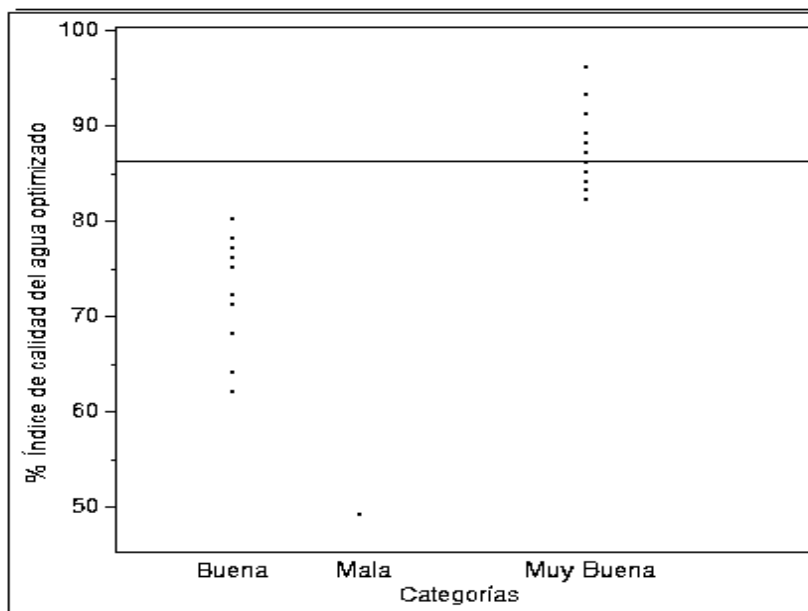


Figura 5.5.3 Comparación de las categorías con base al índice de calidad del agua optimizado con la prueba de Wilcoxon / Kruskal-Wallis

CONCLUSIÓN

Los sistemas lóticos son ecosistemas acuáticos complejos, los cuales presentan características propias que corresponden con la estructura del valle en cada región o lugar en donde se encuentren, proporcionando comportamientos únicos a cada una de sus variables fisicoquímicas, químicas y biológicas.

En este proyecto se presentó una nueva metodología para la elaboración de un nuevo índice de calidad propio de las provincia del eje neovolcánico en el estado de Michoacán, elaborado con base a la información de parámetros fisicoquímicos en 13 sitios de monitoreo de la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua de CONAGUA. A partir de esta información, se propuso la aplicación del índice al cual se le denominó índice de calidad optimizado.

El índice de calidad optimizado (ICOp) utiliza cinco parámetros para estimar el porcentaje de calidad y asignar su clasificación de calidad (Muy Buena, Buena, Mala o Muy Mala). Estos parámetros son conductividad eléctrica, turbiedad, color, demanda química de oxígeno y cloruros los cuales de acuerdo al análisis de componentes principales son las variables más explicativas que se encuentran dentro de los dos primeros componentes con un porcentaje de variación de 52.40% para el primer componente y 17.13% en el segundo componente; y que además, se demostró con el análisis de discriminantes que estas variables en su conjunto son capaces de clasificar a los sitios de acuerdo a su calidad. El índice fue validado con datos distintos de los que fue elaborado y comparado con las categorías de calidad ambiental visual, obteniendo que la clasificación de las categorías de calidad de los sitios es similar para ambos índices, con una probabilidad de 0.001 de equivocarse al asignar una categoría de calidad. Así, el índice de calidad optimizado queda integrado por la medición y normalización por percentiles (cuadro 5.12) de cinco variables fisicoquímicas las cuales se ponderan de acuerdo a su importancia y se integran con el modelo matemático del promedio ponderado.

Por lo anterior, es posible asignar una categoría de calidad a un sitio con la medición de solo cinco parámetros, lo cual permitirá dar una idea de las condiciones del mismo de manera costo-eficiente y en menor tiempo; siendo estos dos aspectos de vital importancia para la elaboración de los programas y establecimiento de prioridades en la gestión del recurso hídrico. Cabe mencionar, que el índice de calidad optimizado da una orientación acerca de la calidad del agua; sin embargo, en caso de ser necesario, se deberá realizar el análisis de otros parámetros en caso de ser necesarios o si el objetivo del estudio a realizar lo requiera.

Finalmente, puesto que las cinco variables utilizadas están relacionadas con los procesos de lavado, deterioro y cambio de uso de suelo, son actividades como la agricultura, ganadería, domésticas e industriales las que afectan de manera significativa la calidad del agua de los sistemas lóticos en el Estado de Michoacán. La evaluación de los sitios de la RENAMECA, las estaciones que presentaron una calidad “Muy Buena” son Río el Silencio, Rodilla del Diablo y Cointzio; con calidad “Buena” son Villa Jiménez, La Estanzuela y la Hidrométrica de CFE, este último con tendencia a “Muy Buena”; los sitios que presentan “Mala” calidad son Aguas Abajo la Piedad, Corrales, Yurécuaro y El Gigante; y finalmente los sitios que se clasificaron como sitios de “Muy Mala” calidad son Puente La Aldea, Río Grande de Morelia y Puente El Frijolar.

REFERENCIAS

- Abrahao, R., Carvalho, M., da Silva Junior, W. R., Machado, T.T.V., Gadelha, C.L.M. y Hernández, M.I.M. (2007). Use of Index Analysis to Evaluate the Water Quality of a Stream Receiving Industrial Effluents. *Water SA* 33:459–466.
- Agencia catalana del agua. (2003). Índices de Calidad.
- Akkoyunlu, A. y Akiner, M.E. (2010). Feasibility Assessment of data-driven Models in Predicting Pollution Trends of Omerli Lake, Turkey. *Water Resources Management* 24 (13), 3419–3436.
- Akkoyunlu, A. y Akiner, M. E. (2012). Pollution Evaluation in Streams Using Water Quality Indices: A Case Study from Turkey's Sapanca Lake Basin. *Ecological Indicators*, 18, 501-511.
- Alobaidy, A. M.J., Maulood, B. K. y Kadhem, A. J. (2010). Evaluation Raw and Treated Water Quality of Tigris River Within Baghdad by Index Analysis. *Journal of Water Resource and Protection*. 2:629-635.
- Avila, J. P., Canul, R. P. y Sansores, A. C. (2002). Análisis del ciclo del nitrógeno en el medio ambiente con relación al agua subterránea y su efecto en los seres vivos. *Ingeniería*, 6(3), 73-81.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Zinder, B. D. and Stribling, J. B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition.

- Ball, R. y Church, R. (1980). Water Quality Indexing and Scoring. Journal of the Environmental Engineering Division, American Society of Civil Engineers. pp.106, 757-771.
- Behar, R., Zúñiga de Cardozo, M. del C. y Rojas, O. (1997). Análisis y Valoración del Índice de Calidad de Agua (ICA) de la NSF: El Caso de los Ríos Cali y Meléndez. Memorias Bioindicadores Ambientales de calidad del agua. Centro de Investigación en control de contaminantes, CICIA. Universidad del Valle. Cali, Colombia.
- Bordalo, A. A., Teixeira, R. y Wiebe, W.J. (2006). A Water Quality Index Applied to an International Shared River Basin: The Case of the Douro River. Environ Manage 38: 910-920.
- Brown, R., McClelland, N., Deininger R. y Tozer, R. (1970). "A Water Quality Index- Do We Dare? Water And Sewage Works 11. 339-343.
- Butturini, A., Sabater, S. y Romaní, A. (2009). La química del agua. Nutrientes
- Cardenas, J.A. (2013). Capítulo 18: Demanda Bioquímica de Oxígeno. Universidad Distrital. Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales. [en línea] http://atenea.udistrital.edu.co/grupos/fluoreciencia/capitulos_fluoreciencia/calag_uas_cap18.pdf [consulta: julio 2013]
- Camargo, J. A. y Alonso, A. (2006). Ecological and Toxicological Effects of Inorganic Nitrogen Pollution in Aquatic Ecosystems: A Global Assessment. [en línea] Environment International Vol. 32, Issue 6. <<http://www.sciencedirect.com/science>> [consulta: febrero 2012]

Camargo, J. A. y Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Revista Ecosistemas*, 16(2).

Catalán J. 1969, Química del Agua. Editorial Blumer, España.

CCME. (1999). Canadian Council of Ministers of Environment. Canadian Environmental Quality Guidelines. [en línea] Canadá <<http://cegg-rcqe.ccme.ca/>> [consulta: noviembre 2011]

CCME. (2001). Canadian Council of Ministers of Environment. Water Quality Index Calculator 1.0 e [en línea] Canadá <http://www.ccme.ca/assets/zip/wqi_calculator_1_0_e.zip> [consulta: noviembre 2011].

CCME. (2005). Canadian Council of Ministers of Environment. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Agricultural Water Uses. [en línea] Canadá. <<http://cegg-rcqe.ccme.ca/download/en/132/>> [consulta: noviembre 2011].

CETESB. (2006). Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo, Anexo V, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo.

Cisterna, P., y Peña, D. (2002). Determinación de la relación DQO/DBO5 en aguas residuales de comunas con población menor de 25,000 habitantes en la VIII región.

CONAGUA. (2002). Comisión Nacional del Agua. Programa Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua. Versión I.I Noviembre 2002. México.

- CONAGUA. (2010). Comisión Nacional del Agua. Estadísticas del agua en México. Edición 2010. México. 2010. 46-58.
- CONAGUA. (2012). Comisión Nacional del Agua. Atlas Digital del Agua en México 2012. Sistema Nacional de Información del Agua.
- Cooper, J. A. G., Ramm, A. E. L. y Harrison, T. D. (1994). The Estuarine Health Index: a New Approach to Scientific Information Transfer. Ocean & coastal management. 25: 103-141.
- Curcic, S. and Comic, L. (2002). A Microbiological Index in Estimation of Surface Water Quality. Hidrobiología. 489:219-224.
- Dallas E. Johnson (2000) Métodos Multivariados Aplicados al Análisis de Datos. México D.F.: Internacional Thomson Editores. ISBN: 9687529903 pp 93 – 112.
- Debels, P., Figueroa, R., Urrutia, R., Barra, R., Niell, X. (2005). Evaluation of the Water Quality in the Chillan River (Central Chile) Using Physicochemical Parameters and a Modified Water Quality Index. Environmental monitoring and assessment. 110, 301 -322.
- Del Río, I. (1986). Revisión Crítica de los Indices Físico-Químicos de Calidad del Agua., Centro de Estudios Hidrográficos del Cedex, en revista Ingeniería Civil.
- De la Mora Orozco, C., Flores-Garnica, J., Ruiz-Corral, J., y García-Velasco, J. (2011). Modelaje Estocástico de la Variabilidad Espacial de la Calidad de Agua en un Ecosistema Lacustre. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 20(3), 99-108.

- De Rosemond, S., Duro, D. C. y Dubé, M. (2009). Comparative Analysis of Regional Water Quality in Canada Using the Water Quality Index. *Environmental Monitoring and Assessment*. 156(1-4), 223-240.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (1989). Acuerdo por el que se Establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. CE-CCA-001-89. México.
- Díaz, L.A. (2010). Estudio Comparativo de Índices de Calidad del Agua Mediante la Aplicación y Evaluación de un Modelo Armonizado en la Latinoamérica, Caso de Estudio Río Loa. Tesis de Maestría.
- Dinius, S.H., (1987). "Design of a Water Quality Index", W.R. Bulletin, V23, #5. 833-43.
- DINAMA (2008). Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitoreo. [en línea] Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA) y la Universidad de la Republica <<http://limno.fcien.edu.uy/pdf/informes/ConvenioDINAMAResumIntroArea.pdf>> [consulta: marzo 2011]
- Dunnette, D. (1979). A Geographically Variable Water Quality Index Used in Oregon. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. Vol. 51, pp. 53-61, 1979.
- EPA. (2009). Water Quality Standards Review: Chloride, Sulfate and Total Dissolved Solids Iowa Department of Natural Resources Consultation Package. EPA 841 – B41-99-002. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington, D.C.
- Fernández, N., Ramírez, A. y Solano, F. (2004). "Índices Fisicoquímicos de Calidad de Agua un Estudio Comparativo". *Revista BISTUA*. pp 19-30. ISSN 0120-4211.

- Fernández, N. y Solano, F., (2005). Índices de Calidad (ICAS) y de Contaminación (ICOS) del Agua de Importancia Mundial. [en línea] Colombia Universidad de Pamplona
<http://unipamplona.edu.co/unipamplona/hermesof/portallG/home_18/recursos/01_genral/documentos/12062008/icastest_capitulo2.pdf> [consulta: noviembre 2011]
- Gil Rodríguez, M. (2006). Eliminación biológica de amonio y materia orgánica en la potabilización de aguas. Revista internacional de métodos numéricos.
- Gobierno de Australia. (2000). Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality: Volume 2 Aquatic Ecosystems. [en línea]
<http://www.mincos.gov.au/publications/australian_and_new_zealand_guidelines_for_fresh_and_marine_water_quality/volume_2> [consulta: enero 2012].
- Harrison, J. A. (2003). The Nitrogen Cycle. Visionlearning.
- Henry, J. Glynn, Heinke, Gary W. (1999). Ingeniería Ambiental 2º edición, Prentice. México. ISBN 970-17-0266-2
- Herrera, G. M., González, R. G. y Cinco, M. A. M. (2005) Estudio sobre la reducción de contaminantes en aguas residuales provenientes de la industria de la celulosa y papel por métodos electroquímicos. Medio Ambiente y Desarrollo. Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente. Año 5, No. 9, 2005 ISSN: 1683-8904.
- Heyer Rodríguez L., Ventura Houle, R., Arroyo Díaz R.N., Martínez Cambor, P. y Herrera Herrera R. (2009). Demanda Química de Oxígeno y su Correlación con Índices de Calidad del Agua Biologicos. [en línea] México
<http://www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/memorias/Extenso/CA/EO/CAO-16.pdf> [consulta: enero 2013].

- Hidalgo, M. D. V., Meoni, G. S., Barrionuevo, M. A., Navarro, G., Paz, R., y de Saneamiento Ambiental, D. G. (2003). Variabilidad de la Relación DBO/DQO en Ríos de Tucuman, Argentina. In Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, 13 (pp. 1-11). AIDIS.
- Horton, R.K., (1965). "An Index Number System for Rating Water Quality", Journal of WPCF, Vol. 37.
- House, M. A. (1989). A Water Quality Index for River Management. Journal of the Institute of Water and Environmental Management 3: 336-344.
- INEGI. (2012). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. [en línea] México <<http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/mich/territorio/relieve.aspx?tema=me&e=16>> [consulta: enero 2012].
- INAFED. (2012). Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. [en línea] México <<http://www.e-local.gob.mx/work/templates/enciclo/EMM16michoacan/mediofisico.html>> [consulta: noviembre 2011].
- Jesús, A. A., Panta, E. R., Reyes, F. G., Cabañero, J. J. A., Acosta, E. H., Ayala, C. R., Saenz, E. M., Salcedo, F. P., Nicolas, E. N. y Sosa E. S. (2006). Water Quality in the Bassin of the Amajac River, Hidalgo, México: Diagnosis and Prediction.
- Jimenez, B.E. (2001). Contaminación Ambiental en México: causa, efectos y tecnología apropiada. Editorial Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMISCA. México. ISBN: 6042-X. Pp: 194.
- Jimenez, M.A y Vélez, M. V. (2006). Análisis Comparativo de Indicadores de la Calidad de Agua Superficial. Avances en Recursos Hidráulicos Octubre. Vol. 14.

- Kumar, D. y Alppat B. (2009) NSF Water Quality Index: Does it represent the experts opinion? [en línea] Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management January 2009 Vol. 13 Issue 1 <http://cedb.asce.org/cgi/wwwdisplay.cgi?168787> [consulta : abril 2012].
- Landwehr, J. M. and Deininger, R.A. (1976). A Comparison of Several Water Quality Indices. Water Pollution Control Fed. Vol. 48(5): 957-958.
- León, L.F. (1991). Índice de Calidad del Agua, ICA, Inf. # SH-9101/01, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México.
- León, L. (2000) Índices de Calidad del agua (ICA), Forma de estimarlos y aplicación en la Cuenca Lerma –Chapala. Instituto Mexicano de Tecnología del agua. México.
- Liebman, H., (1969). "Atlas of Water Quality: Methods and Practical Conditions", R. Oldenbrough, Munich.
- Liu, C. W., Lin, K. H. y Kuo, Y. M. (2003). Application of Factor Analysis in the Assessment of Groundwater Quality in a Blackfoot Disease Area in Taiwan. Science Total Environmental., 313 (1-3), 77-89.
- Lumb, A., Halliwell, D. y Tribeni, S. (2006). Application of CCME Water Quality Index to Monitor Water Quality: A Case of the Mackenzie River Basin, Canadá. Environmental Monitoring and Assessment, 13 de febrero Vol. 113 Number: 1-3
- Lumb, A., Sharma, T. C. y Bibeault, J. F. (2011). A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. Water Quality, Exposure and Health, 3(1), 11-24.

- Manahan, E. Stanley. (2007). Introducción a la Química Ambiental, Editorial Reverté, México.
- Medina, F. y Galván, M. (2007). Imputación de Datos: Teoría y Práctica. Publicaciones de las Naciones Unidas. ISSN versión electrónica 1680-8789.
- Mittermeier, R. A., Farrell, T. A., Harrison, I. J., Upgren, A. J. y Brooks, T. M. (2010). El Agua Dulce la Esencia de la Vida. CEMEX. México. 299 pp.
- Molina León, I. (2011). Evaluación de la calidad del agua de la red hidráulica superficial de la parte sur-sureste del municipio de Morelia, Michoacán: hacia un modelo de gestión. Tesis de maestría, Programa de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental. UMSNH
- Morkoc, E., Tugrul, S., Ozturk, M., Tufekci, H., Egesel, L., Tufekci, V., Okay, O.S., Legovic, T. (1998). "Trophic characteristics of the Sapanca Lake (Turkey)". Croatica Chemica Acta 71, 303–322.
- Nasirian, M. (2007). A New Water Quality Index for Environmental Contamination Contributed by Mineral Processing: A Case Study of Amang (Tin Tailing) Processing Activity. Journal of Applied Science 7 (20), 2977–2987.
- NMX-AA-036-SCFI-2001. Determinación de la acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- NMX-AA-072-SCFI-2001. Determinación de dureza total e aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- OMS. (2003). Sulfate in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza). Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/114).

- Ott, W.R. (1978). Environmental Indices, Theory and Practice, AA Science, Ann Arbor, Michigan.
- Ramos, R., Sepúlveda, R. y Villalobos, F. (2003). El Agua en el Medio Ambiente: Muestreo y Análisis". Plaza y Valdes. pp 93-96.
- Richardson, A. M., (1997). Development of an Estuarine Water Quality Index (EWQI) for New South Wales. Dissertation submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of bachelor of science (Honours), University of Sydney. pp. 148.
- Rojas, O. (1991). Índices de Calidad del Agua en Fuentes de Captación. Memorias del Seminario Internacional sobre Calidad del Agua para Consumo. ACODAL-Seccional Valle del Cauca. Cali. Colombia.
- Rosgen, D. y Silvey L. (1998). Field Guide for Stream Classification. Second Edition. Wildand Hydrology. USA.
- Ruther Franz (1965). Fundamentals of Limnology. Toronro Press University.
- Sajoj Gyawali, Kuaanan Techato, Chumpol Yuangyai y Sathaporn Monprapussorn. (2012). Evaluation of Surface Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques: A case study of U-Tapao river basin, Thailand. KMITL Science and Technology Journal. 12, 7-20
- Samboni, N., Carvajal, Y., y Escobar, J. (2007). Parámetros Fisicoquímicos como Indicadores de Calidad y Contaminación del Agua, Estado del Arte. Ingeniería e Investigación, vol. 27, pp. 172 – 181.
- SAS Institute (2008). JMP v. 8

- Segnini, S. (2003). El Uso de Macroinvertebrados Bentónicos como Indicadores de La Condición Ecológica de Los Cuerpos de Aguacorrente. *Ecotropicos Sociedad Venezolana de Ecología*. 16(2):45-63.
- Shahperi, R., Din, M. F. M., Ismail, Z., y Chelliapan, S. (2011). Prediction on Water Quality of Point-Source Pollution for Lunchoo River, Malaysia. *Environment and Natural Resources Research*, 1(1), p130.
- ShiowMey, L., ShangLien, L. y ShanHsien W., (2004). A Generalised Water Quality Index for Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96 35.
- Srebotnjaka, Tanja, Carrb, Genevieve, de Sherbininc, A. y Rickwoodd, Carrie, (2012), A Global Water Quality Index and hot-deck Imputation of Missing Data. *Ecological Indicators* 17, p. 108–119.
- Stambuk-Giljanovc. (1999). Water Quality Evaluation by Index in Dalmatia. *Elsevier Science Ltd Wat. Res.*33 (16), 3423-3440.
- Stoddard, J.L., Herlinhy, A.T.,Peck, D.V., Tarquinino, E., Hughes, R.M. y Whittier, T.R. (2008). A Process for Creating Multimetric Indices for Large-Scale Aquatic Surveys. *Journal of the North American Benthological Society*: December 2008, Vol. 27, No. 4, pp. 878-891
- Tiwari, T.N. y M. Mishra, M. (1985). A Preliminary Assignment of Water Quality Index of Major Indian Rivers. *Indian Journal of Environmental Protection*, Vol. 5, No. 4, pp. 276-279.
- Tomazoni, J.C, Bittencourt-A, V.L., Filho, R., da Mantovani-L, E.F. (2003). Water Quality of the Basin of the Rivers Anta Gorda, Brinco and Jirau- Southeast of the State of Paraná Brazil. *Sanare* 20 28.

- Torres, P., Cruz, C.H., Patiño, P.J. (2009). Índices de Calidad de Agua en Fuentes Superficiales Utilizadas en la Producción de Agua para Consumo Humano. Una Revisión Crítica. Revista Ingenierías Universidad de Medellín.
- UNEP/WHO. (1996). Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. Jamie Bartram y Richard Balance (Eds.). United Nations Environment Programme and the World Health Organization. USA. 9–15.
- UNESCO/WHO/UNEP. (1996). Water Quality Monitoring - A Guide to use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring – Second Edition. Deborah Chapman (Eds.). United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization and United Nations Environment Programme. USA. 18 - 20.
- Varcarcel, M. (1999). Principios de Química Analítica. Barcelona, Springer-verlag Ibérica, S.A. 448p.
- Van Helmond, C. y Breukel, R. (1997). Physico-Chemical Water Quality Indices. In: J.J. Ottens, F.A.M. Claessen, P.G. Stoks, J.G. Timmerman And R.C. Ward (Eds) – Monitoring, Tailor-Made II. Proceedings Of An International Workshop On Information Strategies In Water Management, Nunspeet, The Netherlands. 475-479.
- Walski, T. M. y Parker, F. L. (1974). Consumers Water Quality Index. Journal of the Environmental Engineering Division, American Society of Civil Engineers. 593-611.
- Wate Reuse Foundation. (2007). Wate Reuse Foundation. Salinity Management Guide [en línea]
http://www.salinitymanagement.org/Salinity%20Management%20Guide/Is/Is_3d.html [consulta: junio 2013]

Weber-Scannell, P. y Duffy, L. (2007). Effects of Total Dissolved Solids on Aquatic Organisms: A Review of Literature and Recommendation for Salmonid Species. [en línea] American Journal of Environmental Sciences Vol. 3, number 1 www.scipub.org/fulltext/ajes311-6.pdf [consulta: febrero 2012]

ANEXO A

Imputación de datos

Los estudios basados sobre la interpretación de datos relativos a la descripción de un fenómeno, requiere de información válida y confiable, en especial cuando se trata de valoraciones orientadas a la toma de decisiones sobre el manejo de los recursos acuáticos, dado la relevancia de estos en el desarrollo, bienestar y supervivencia de la humanidad. En este sentido, disponer de matrices completas de datos es una situación ideal, sin embargo en la práctica esto es complicado, porque no siempre se tienen las condiciones para generar los datos.

La imputación de datos es herramienta utilizada comúnmente en el llenado de datos faltantes en bases de datos de parámetros fisicoquímicos. En un estudio realizado en el relleno sanitario de Sao Giacomo – Caxias do Sul, Brasil se utilizó el software NORM para la imputación de sus datos faltantes. Para ese estudio se hizo uso de un software, sin embargo existen distintos procedimientos para sustituir la falta de observaciones. No obstante, antes de elegir alguno de ellos se recomienda analizar las distribuciones de frecuencias de las variables, así como las medidas de tendencia central, de dispersión, la asimetría y la curtosis.

Para el caso de los datos de monitoreo faltantes se desarrolló una metodología para la imputación de los datos, la cual se basó en la elección del mejor método de imputación para cada uno de los parámetros individuales de acuerdo a la siguiente metodología:

De la matriz original entregada por la CONAGUA Delegación Michoacán, fue tratada con el paquete estadístico JMP v.8 (SAS Institute 2008).

Se contó con datos de 15 sitios en sistemas lóticos de Michoacán pertenecientes a cuatro cuencas diferentes (Lerma-Chapala, Lerma Toluca, Lago de Pátzcuaro-Cuitzeo-Yuridia y Tepalcatepec-Infiernillo). A su vez estos sitios seleccionados se dividen en 8 subcuencas diferentes (Río Angulo-Briseñas, Río Duero, Río Angulo, Atlacomulco-Paso de Ovejas, Río Tepalcatepec, Lago de Cuitzeo, Río Cupatitzio y Lago de Zirahuén), por lo que se realizara un análisis de comparación de medias de cada una de sus variables para identificar si los sitios se encuentran agrupados ya sea por cuencas, subcuencas, o bien, que no tienen ninguna similitud estadística por lo que será más conveniente tratarlos independientemente por cada sitio.

Para reconocer la estadística descriptiva se aplicaron análisis univariados basados en la obtención de la media, desviación estándar, valores máximos y mínimos además de la distribución (paramétrica y no paramétrica). Una vez identificado si las variables son paramétricas o no paramétricas, se realizaron pruebas de comparación de medias (análisis de varianza); para las variables paramétricas se realizó la prueba de Tukey-Kramer entre estaciones y épocas, en la cual se toma un nivel de significancia $P < 0.05$ y para las variables no paramétricas se realizó la prueba de Wilcoxon en donde se tomara para decisión de rechazar o aceptar la hipótesis nula (la comparación de las medias es igual) el mismo nivel de significancia de la prueba de Tukey – Kramer ($P < 0.05$) Estos análisis fueron hechos utilizando como criterios:

Una vez identificada la estadística básica de cada una de las variables (ya sea por cuenca, subcuenca o sitio individual), se procederá a elegir el método de imputación a utilizar y esto dependerá de aspectos claves como la cantidad de datos faltantes, el tipo de dato faltante (si son pocos y aleatorios) y si la variable tiene alguna correlación con una variable con datos conocidos que permita completar los datos. Estos métodos son los siguientes:

- ❖ Eliminación total.- Con base en la recomendación de Medina y Galván (2007), aceptan solo aquellas variables de las que se tuviera un máximo faltante del 30%, por lo anterior, se eliminarán aquellas variables que no cumplan con este primer criterio.

❖ Tendencia Anual.- Si la cantidad de datos faltantes de la variable analizada son escasos y además son aleatorios (esto significa que falta solo un dato de una campaña de monitoreo, siendo entre tres y cuatro campañas de monitoreo por año) aproximadamente menor al 5% de datos faltantes. El método de imputación estará dado por una interpolación a partir de la tendencia anual de la variable, por lo que se procederá a graficar la variable contra el tiempo (en años) para obtener la línea de tendencia, esto utilizando el paquete estadístico JMP v.8 (SAS Institute 2008).

❖ Medias Condicionadas.- Este método de imputación será utilizado solo para aquellas variables en las cuales el porcentaje de datos faltantes sea menor al 10% y que no puedan ser llenados con tendencias anuales. Se formaran categorías para permite atenuar los sesgos y no restar variabilidad al parámetro (Medina y Galván, 2007). Las categorías que se tomaran para utilizar medias condicionadas serán valoradas de acuerdo al comportamiento de un sistema lótico. Debido a que los ríos tienen variaciones afectadas por las condiciones particulares geográficas en que se encuentran, se verificó la estadística básica de las variables con base en la cuenca, subcuenca o sitio para cada estación (primavera, verano, otoño e invierno) y época del año.

Por las variaciones que presentan algunos parámetros con la época de estiaje y lluvias para su análisis de varianza más detallado se dividieron los muestreos en cuatro épocas de acuerdo al día y mes de toma de muestra, dichas épocas son: estiaje 1 (16 de Noviembre – 15 de Febrero), estiaje 2 (16 de Febrero - 15 de Mayo), precipitación 1 (16 de Mayo - 15 de Agosto) y precipitación 2 (16 de Agosto – 15 de Noviembre). De acuerdo a lo anterior se definirán las siguientes categorías que son resultado de todas aquellas posibles combinaciones resultantes entre la época y la estación.

Categorías de combinaciones entre épocas y estaciones

Categorías	
Invierno – Estiaje 1	Verano – Precipitación 1
Invierno – Estiaje 2	Verano – Precipitación 2
Primavera – Estiaje 2	Otoño – Precipitación 2
Primavera – Precipitación 1	Otoño – Estiaje 1

❖ **Correlación.-** Con las variables a considerar se realizaron análisis de redundancia a partir de correlación, empleando el método paramétrico de pares (Parwise), con el límite de $P > 0.05$ y el coeficiente no paramétrico de correlación de Spearman, cuya salida ofrece el valor de probabilidad de Rho. Las correlaciones están dadas por las siguientes ecuaciones:

Ecuación para el cálculo del Coeficiente de Correlación de Pearson (Pairwise).

$$r = \frac{N \sum XY - (\sum X)(\sum Y)}{\sqrt{[N \sum X^2 - (\sum X)^2][N \sum Y^2 - (\sum Y)^2]}}$$

Donde:

N = Número de parejas de datos

Y, X = Variables aleatorias

Ecuación para el cálculo del Coeficiente de Correlación de Spearman

$$\rho(rho) = 1 - \frac{6 \sum D^2}{N(N^2 - 1)}$$

Donde:

N = Número de parejas de datos

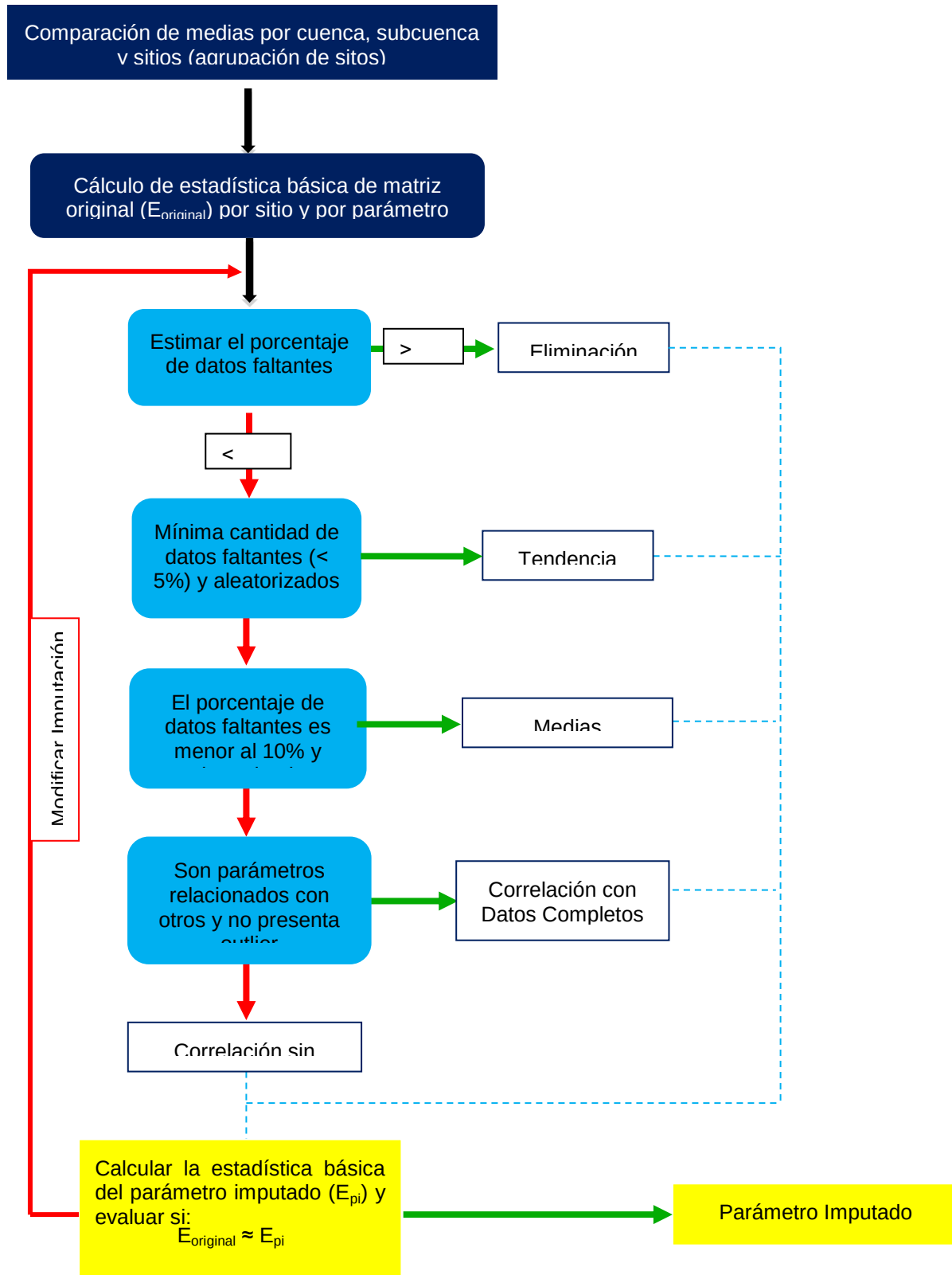
D = Diferencia entre los correspondientes estadísticos de orden x-y

Una vez identificado aquellas variables que tienen correlaciones, para el cálculo de la ecuación que mejor ajuste la correlación entre las variables, se probaran con dos opciones:

- ❖ Correlación con todos los datos
- ❖ Correlación sin outliers

Esto dependerá de cada una de las variables, ya que existirán casos en donde los datos saldrán del conjunto muestral provocando una baja correlación, por lo que la ausencia de esos outliers puede mejorar la correlación y obtener una mejor ecuación de correlación.

Una vez aplicado el método de imputación se realizará un análisis de estadística básica a las matrices imputadas. Esto con la finalidad de comparar con los valores originales sin imputar con los valores imputados. El método que menos cambios produzca a los valores de la estadística descriptiva (tipo de distribución, media, desviación estándar, error estándar, asimetría y coeficiente de curtosis) será el método de imputación elegido para cada caso particular. En la siguiente figura se muestra el diagrama para la metodología de imputación de datos.



Esta metodología propuesta genero los siguientes resultados.

Como se menciona anteriormente, el análisis para la propuesta de la metodología de imputación de datos tomo en consideración quince de los sitios de la red nacional de medición de la calidad del agua en el Estado de Michoacán con un total de 1212 monitoreos, esto con la finalidad de general un panorama más completo de las variables a lo largo del tiempo, por los cambio que puedan presentar en función de la estación del año y épocas de lluvias, relaciones entre variables y dependencias de cálculo. Con esta información se generó la metodología para imputar los datos, sin embargo para este estudio se eliminó la información de aquellos sitios que no se encontraban en la zona del eje neovolcánico en el Estado de Michoacán tal es el caso del sitio La Pastoría Y Puente El Marqués y también se realizó un recorte de los años que serán utilizados para la propuesta del índice, considerando un periodo comprendido entre los años 2001 al 2011. Por lo anterior la cantidad de datos imputados utilizados en este estudio se reduce. Dando así los siguientes porcentajes de imputaciones por parámetro.

Porcentajes de imputación por parámetro

En el cuadro anterior se puede observar que el porcentaje de imputaciones que

Parámetro	% Imputacion es	Parámetro	% Imputacion es	Parámetro	% Imputacion es	Parámetro	% Imputacion es
T AGUA	7.31	ST	1.02	DZA TOTAL	0.00	CL	0.17
PH CAMPO	18.20	SST	1.53	DZA CA	0.00	CO3	0.68
OD	0.17	SDT	1.53	DZA MAG	0.34	HCO3	0.68
PH LAB	2.38	SS	0.85	ALC TOTAL	0.17	CA	0.34
COND. ELECT.	0.17	DBO5	1.70	NO ₃	25.68	MG	0.51
TURBIEDAD	10.54	DQO	1.19	NH ₃	18.71	NA	2.89
COLOR	8.33	G Y A	26.19	SO4	2.55	COL FECALES	9.86
PO ₄	83.67	N. ORG	71.09	ORTO-PO4	99.66	NTK	75.51
NO ₂	96.43						

se realizaron para las fechas utilizadas en este estudio, se reduce considerablemente a los porcentajes iniciales que tomaban en cuenta los quince sitios con todos los años que se tenían por cada sitio. Esta situación se debe a que la falta de datos se da más en los años anteriores que en los últimos 10 años además que la cantidad de años monitoreados para cada sitio es desigual, encontrando sitios con monitoreos desde 1979 (La Estanzuela) y otros desde el 2004 (Puente El Márques). Esta desigualdad de los años de monitoreo es porque el programa de monitoreo de CONAGUA aumenta sus sitios cada determinado tiempo de acuerdo a estrategias de monitoreo de la calidad del agua establecidas en el país.

El total de monitoreos considerados para el estudio fueron 588 con datos de treinta y tres variables por cada monitoreo. El recorte de datos favoreció a que variables como dureza total y dureza de calcio no se les realizara ninguna imputación ya que sus datos quedaron completos y en el caso de otras variables la cantidad de datos imputados fue mínima con porcentajes menores al 3% siendo un máximo de 17 parámetros imputados. Sin embargo variables como fosfatos, orto fosfatos, nitrógeno orgánico, nitrógeno kjeldahl y nitritos no fue posible imputar ya que tienen una falta de datos mayor al 30% propuesto como límite de cantidad de datos faltantes que son posibles imputar.

Las variables a las que se les realizó mayor número de imputaciones son color, turbiedad, temperatura del agua y coliformes fecales con porcentajes mayores al 7% sin sobrepasar las 62 imputaciones. Variables como grasas y aceites, nitratos y nitrógeno amoniacal no serán imputadas por el tipo de comportamiento que presenta la cantidad de datos faltantes, por lo que para próximos análisis estas variables serán analizadas generando una matriz recortada. Esto quiere decir que para cada variable, ya sea grasas y aceites, nitratos o nitrógeno amoniacal, se eliminarán los monitoreos donde falten los datos de cada variable en particular quedando solo datos completos originales, dando un total de tres matrices recortadas una para cada variable. Y de acuerdo a la recomendación de Medina y Galván (2007) se imputarán aquellas

variables que presenten menos del 30% de datos faltantes, esto por la poca representatividad que tendría la variable imputada de la original.

Por otro lado, puesto que el pH de campo informa exactamente lo mismo que el pH de laboratorio una de estas variables será eliminada. De acuerdo al porcentaje de datos faltantes, la cantidad de datos faltantes de pH de laboratorio es menor y será menor la cantidad de datos imputados así como la variabilidad que pueda presentar su imputación. De esta manera, se tomó la decisión de utilizar esta variable para el estudio y eliminar pH de campo de próximos análisis.

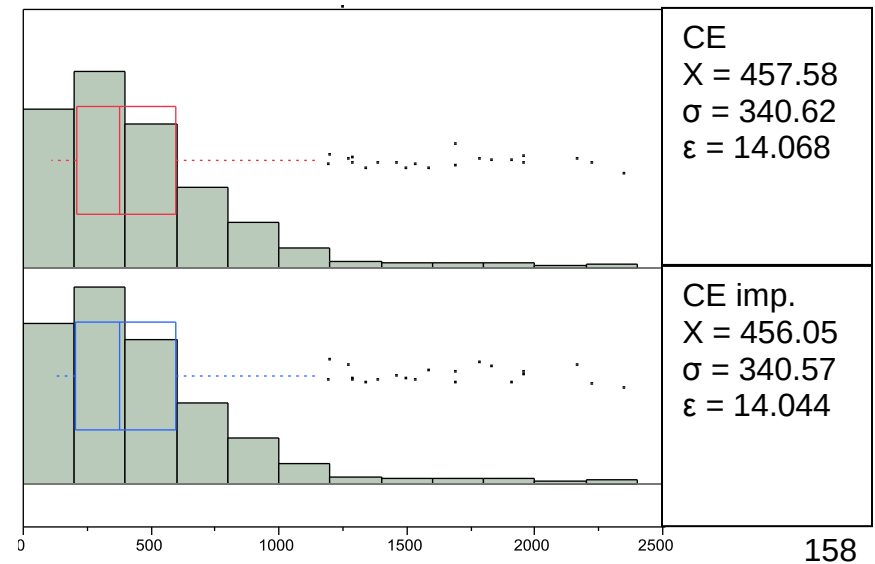
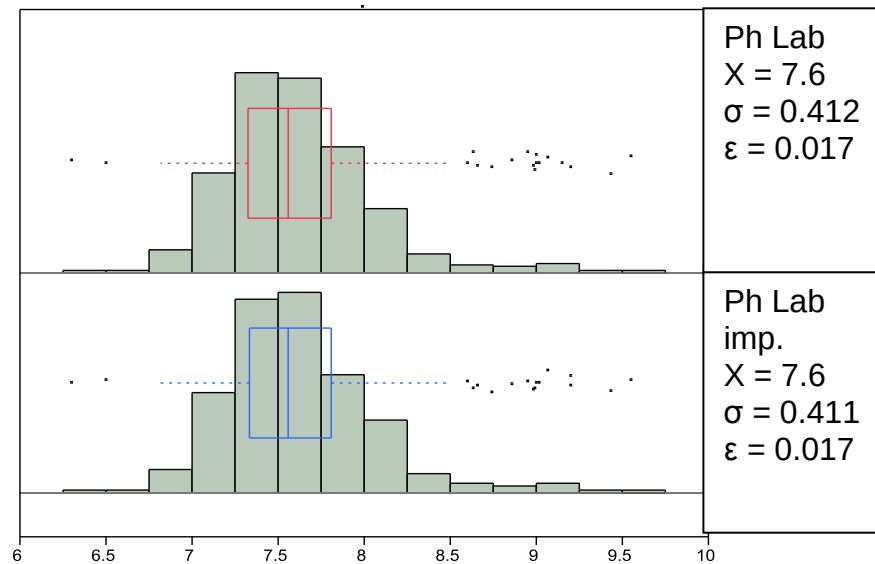
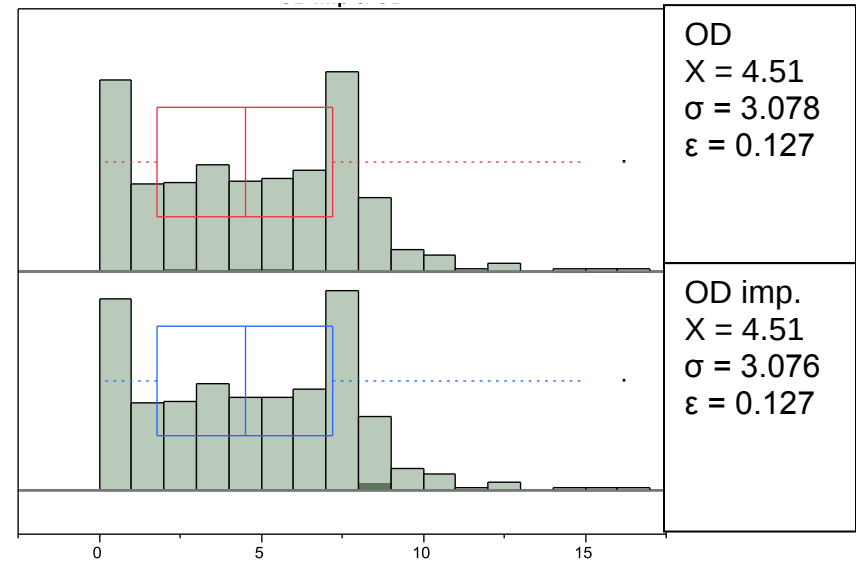
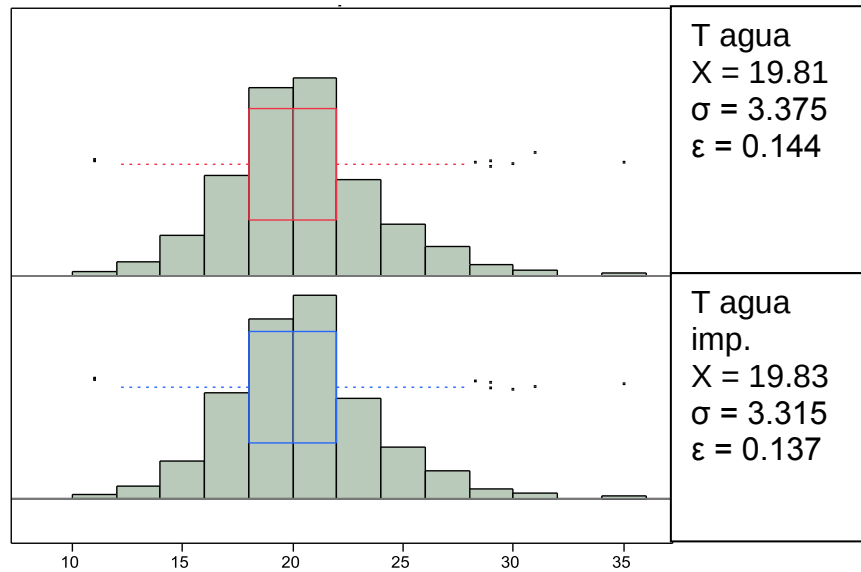
Los nitratos y nitritos tienen un comportamiento exponencial de sus datos, además presentan intervalos de valores cortos en comparación con otros parámetros por lo que la imputación de sus datos es riesgosa ya que pequeños errores pueden afectar de manera significativa el comportamiento de cada una de las variables. Por este motivo, se tomó la decisión de no imputar las variables y utilizarlas con sus datos originales; en el momento que sea necesario realizar análisis multivariados, en los cuales se necesitan datos completos y homogéneos con todas las variables, se realizara un recorte de la matriz de tal manera que queden solo los monitoreo donde se tengan datos para nitratos y nitrógeno amoniacal. En caso de ser necesario se generaran dos matrices recortadas una para cada una de las variables.

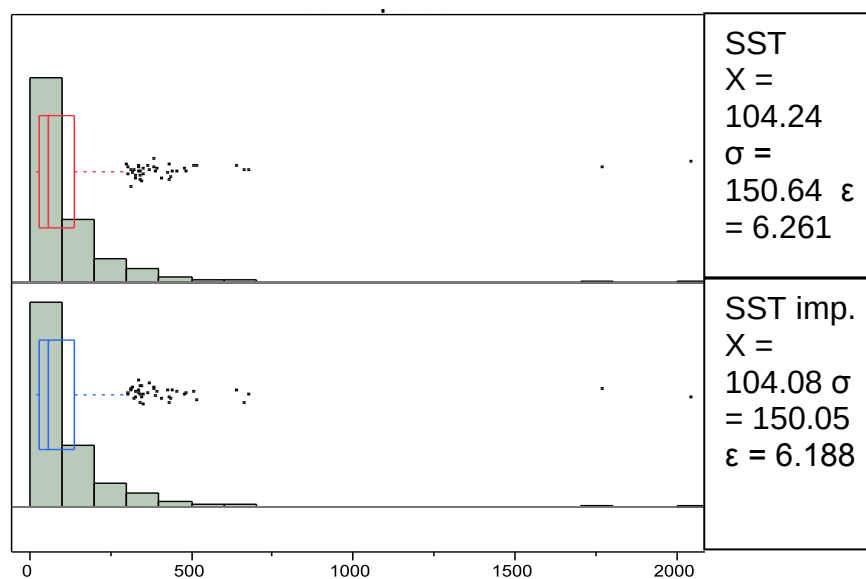
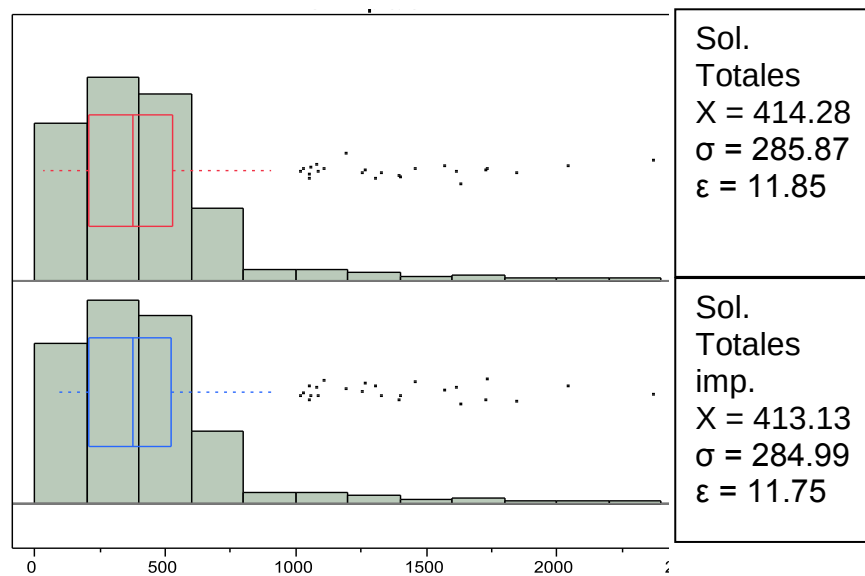
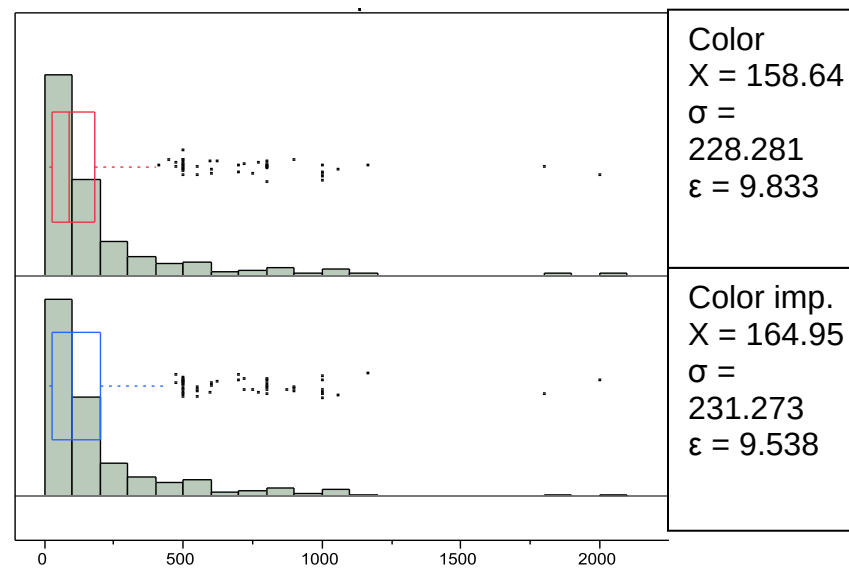
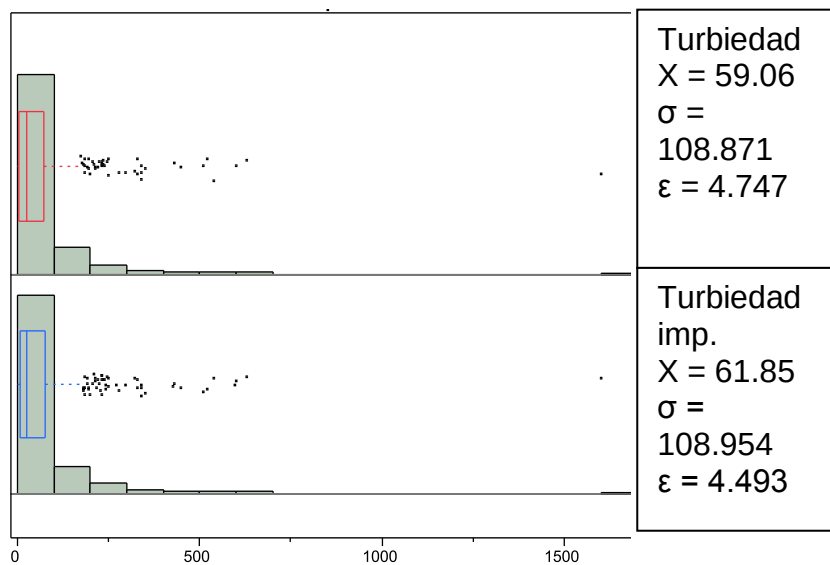
Caso similar sucede con grasas y aceites. En esta variable la falta de datos se da en los últimos tres años (2009, 2010 y 2011), por lo que realizar una imputación de tres años completos seria modificar la tendencia anual de la variable, además de que esta variable presenta la característica de ser una variable puntual, por lo que sus cambios suceden con base a un fenómeno o situación que sucede en el ambiente influenciada por las actividades antropogénica y no a procesos completos como es el caso de otras variables. Por lo anterior, al igual que nitratos y nitrógeno amoniacal, para análisis multivariados se realizara un recorte de la matriz para de esta manera poder analizarla. Para los datos faltantes aleatorios dentro de la variable que no corresponden a los años

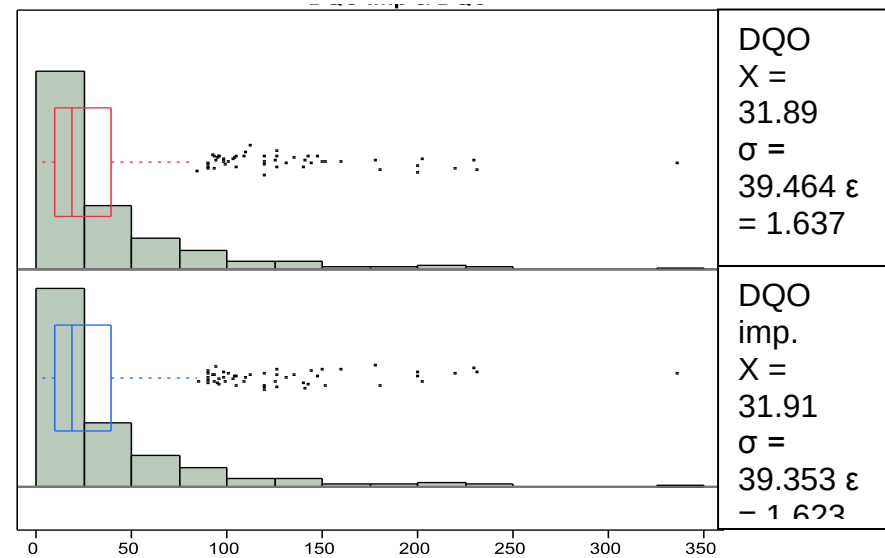
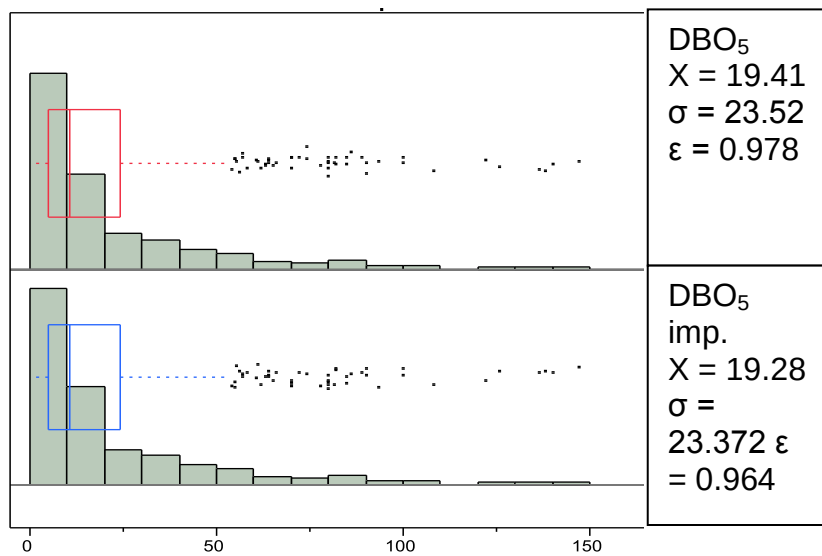
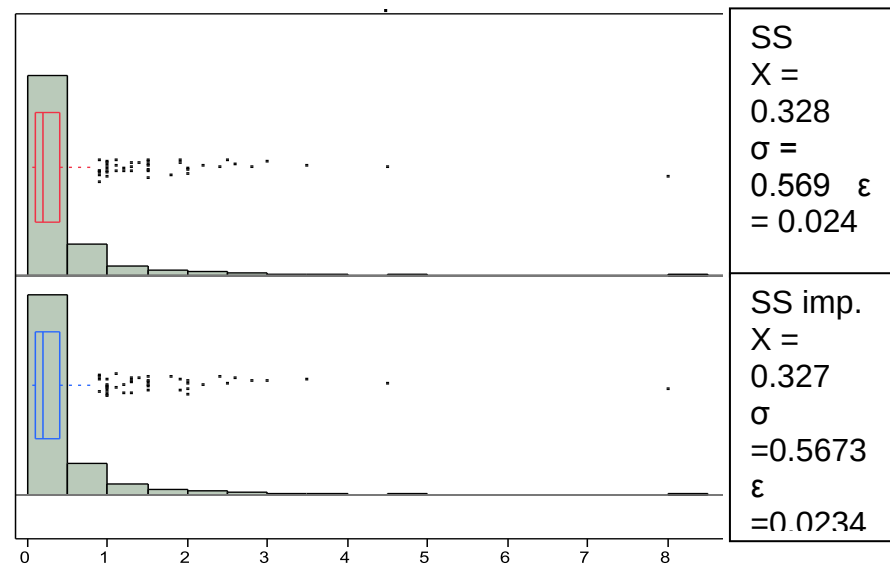
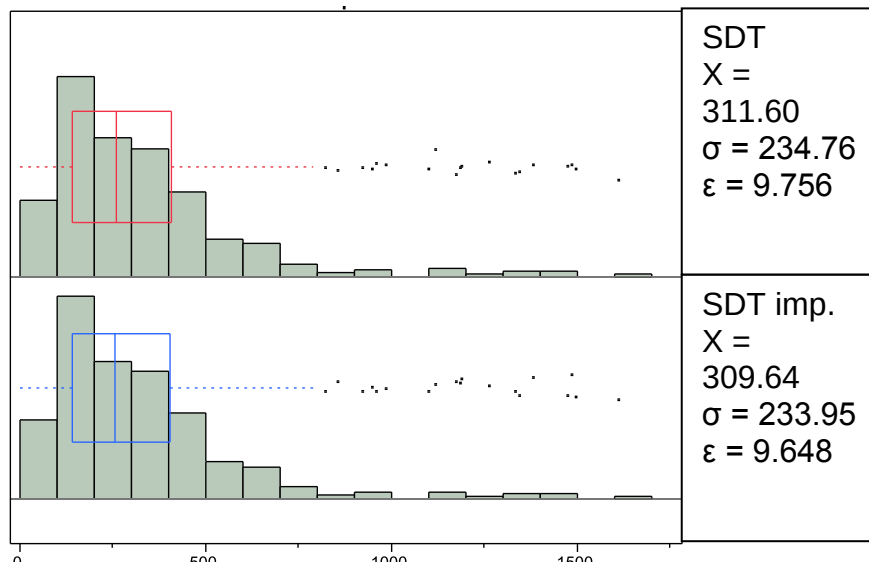
2009, 2010 y 2011, se imputaron con la misma metodología propuesta para las demás variables.

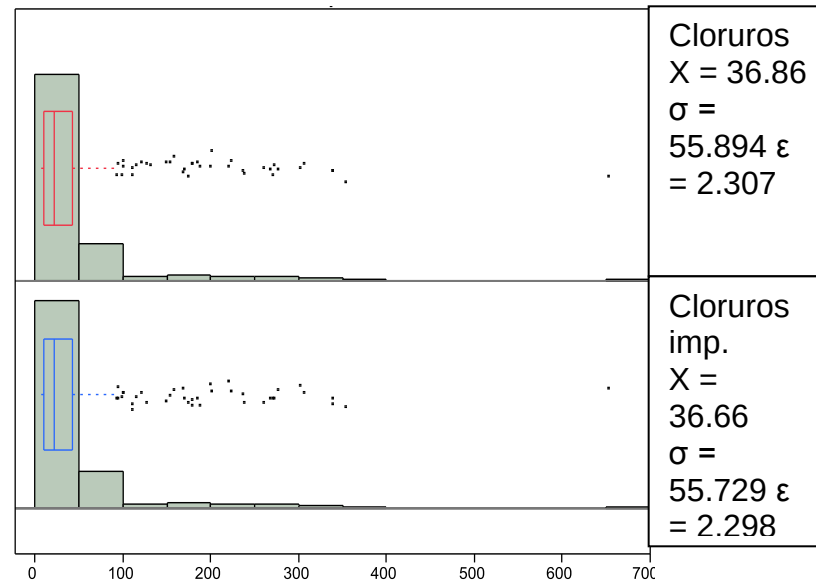
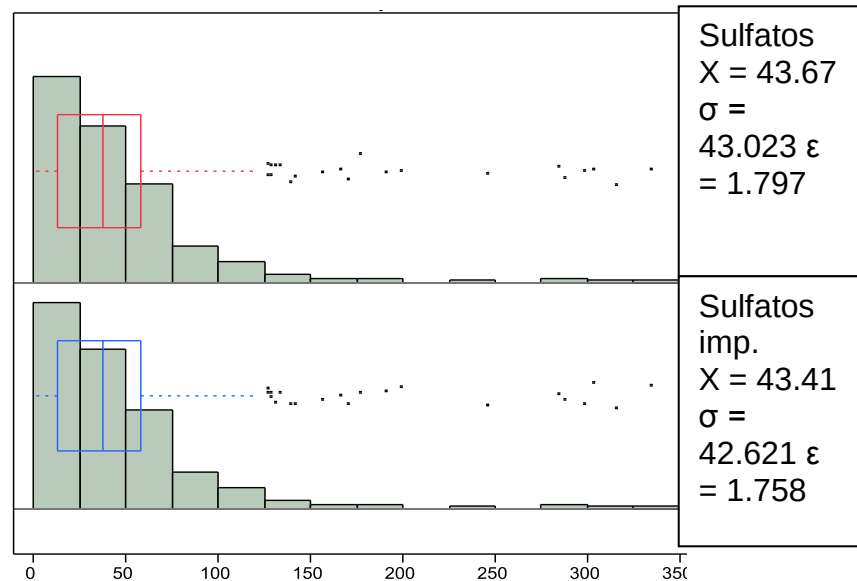
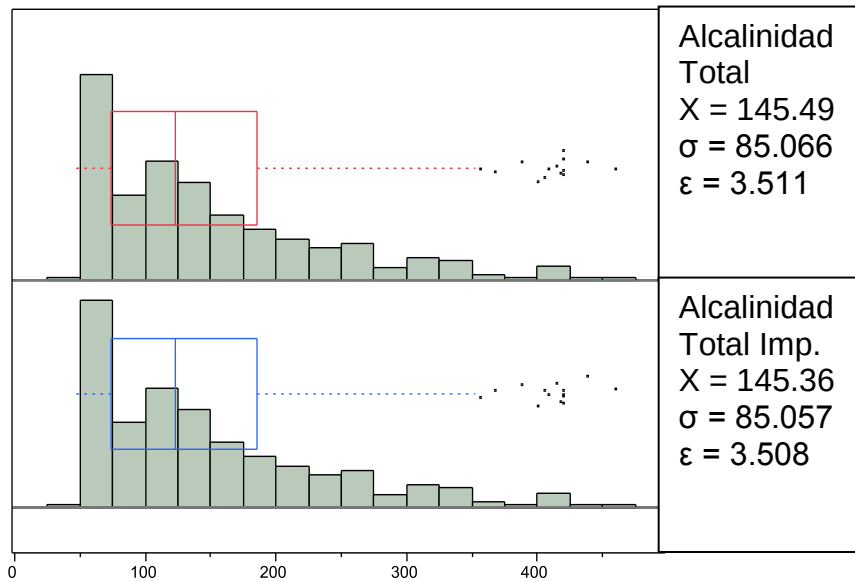
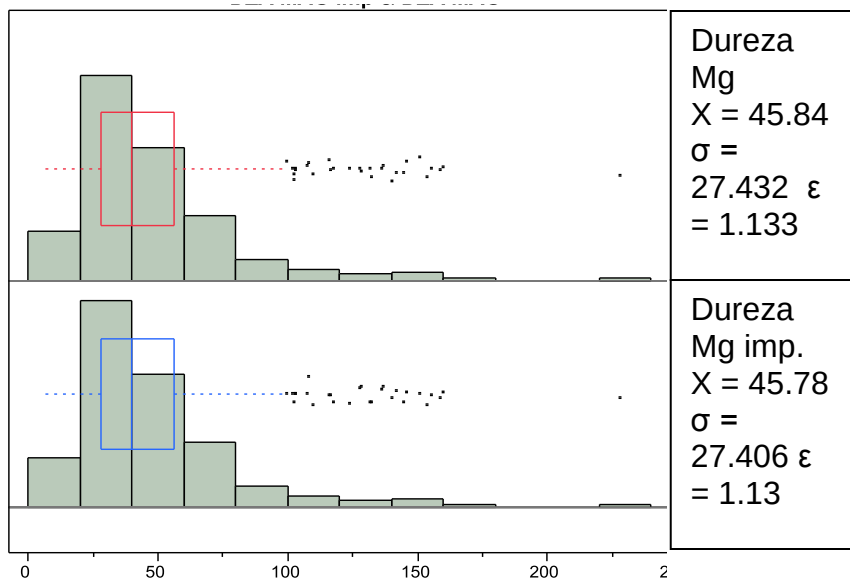
Una vez analizado la cantidad de imputaciones que se realizaron a la matriz que será utilizada en el estudio, se procedió al cálculo de la estadística básica para cada variable, comparando la estadística básica de la variable original (sin imputación) contra la variable imputada. Para esta comparación se presenta de manera gráfica cada una de las variables para tener una comparación visual de si existe un cambio de distribución, identificar más fácilmente si existe variación en la curtosis y la asimetría de cada variable. Sumada a la gráfica, también se presentan valores de la media ($\bar{X}$), desviación estándar (σ) y error estándar (ϵ).

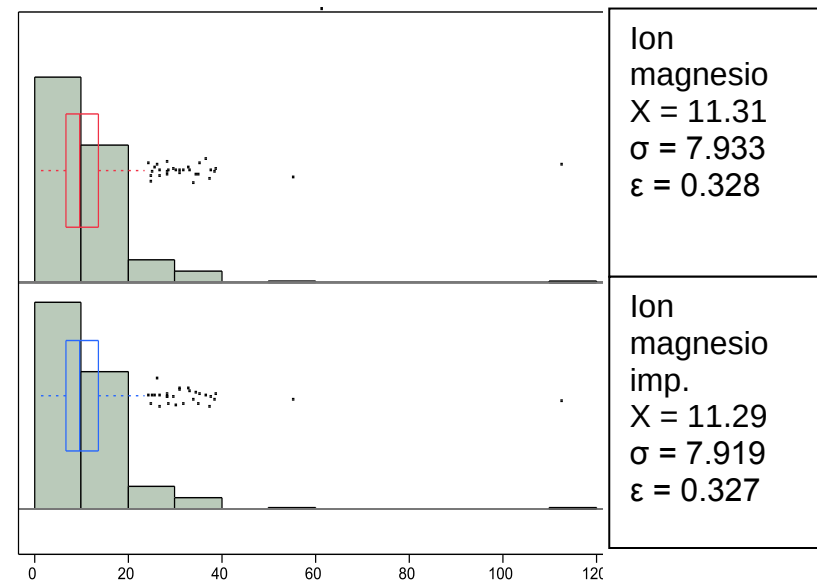
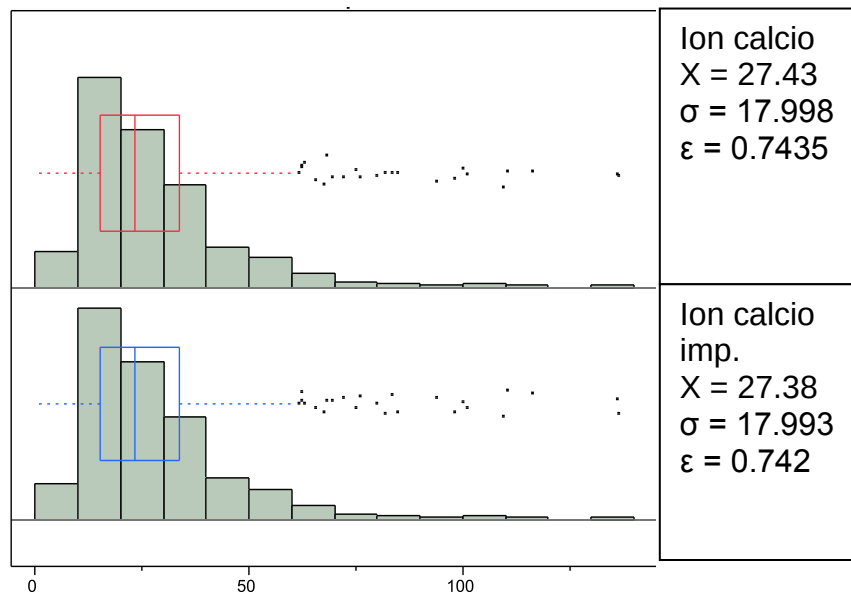
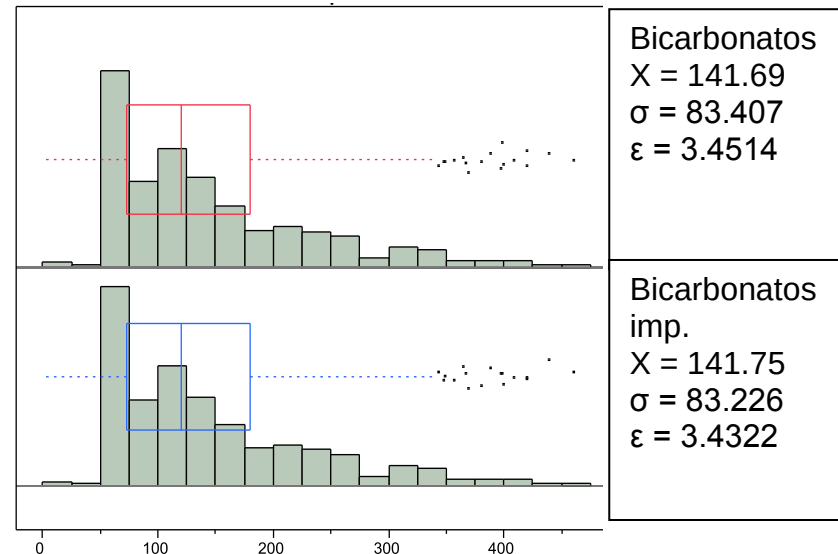
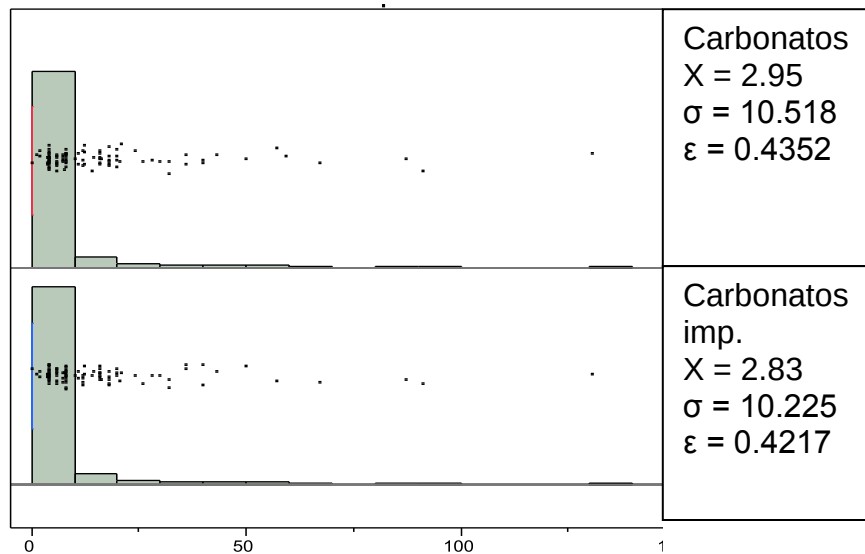
Estadística básica comparativa de los parámetros originales con los parámetros imputados

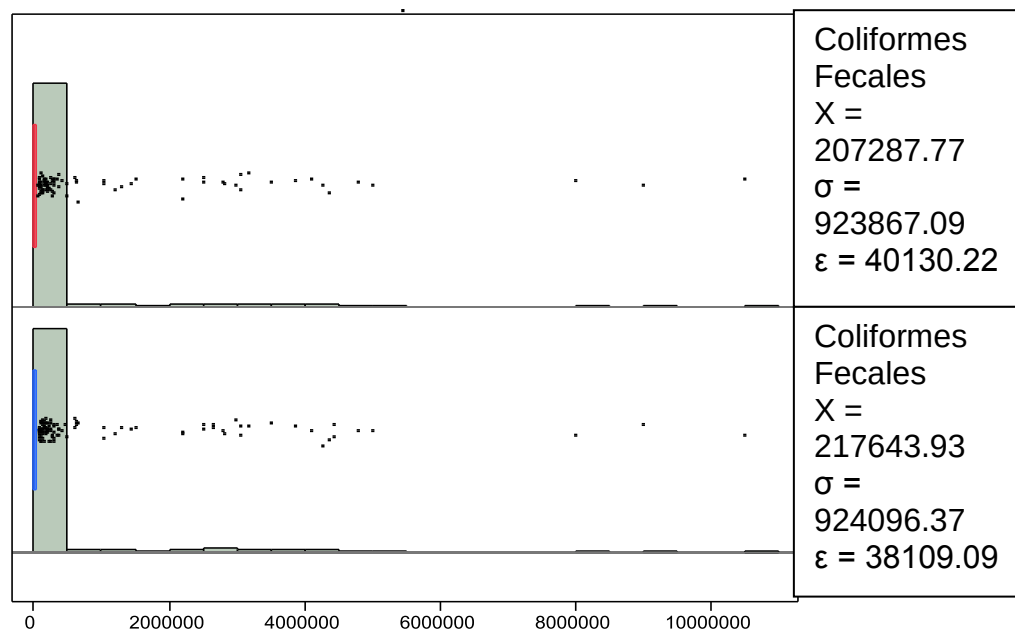
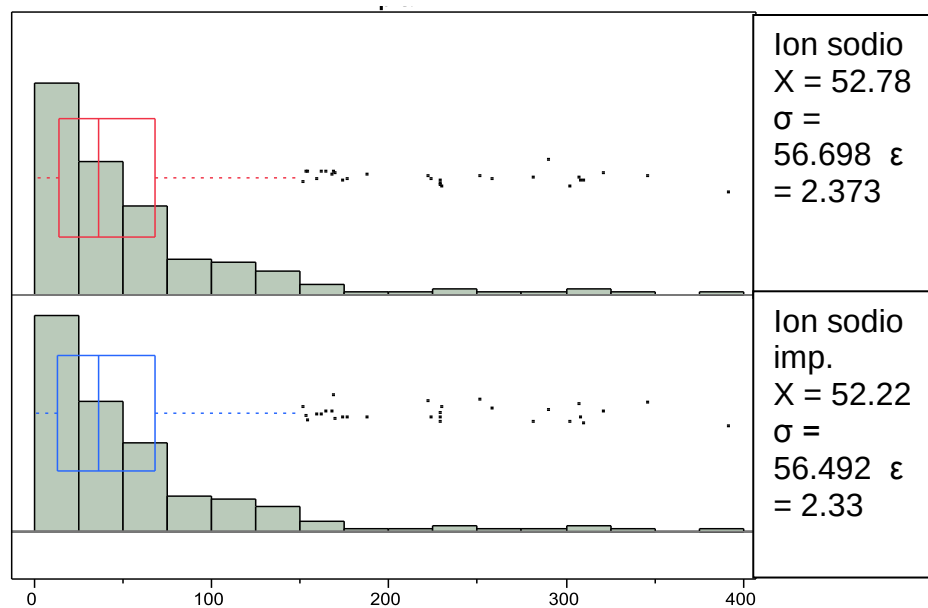












Al calcular los valores de la media estadística para ambos casos (datos originales y datos imputados) se observó que para la mayoría de las variables el valor de la media tiende a disminuir en los datos imputados. Estos valores no presentan grandes diferencias a los valores con los datos originales, en general, se tienen porcentajes de diferencias entre la media con los datos originales y la media de datos imputados menores del 1%; encontrando solo ciertas variables que superan este valor como son color, turbiedad, carbonatos y coliformes fecales, los cuales tienen porcentajes entre 4 y 5% esto debido a que la cantidad de datos imputados para estas variables fue mayor.

Por otro lado, para las diferencias entre las desviaciones estándar al realizar las imputaciones los valores de esta se reducen, esto debido a que uno de los riesgos al imputar datos con medias condicionadas es que la variables tiende a la normalización por el aumento del número de datos en el centro de la distribución (Medina y Galván, 2007). Así encontramos que los valores de la desviación estándar presentan porcentajes de diferencia negativos y menores al 1% de diferencia en la mayoría de los casos. Las únicas variables que presentan mayor porcentaje de diferencia son la temperatura del agua con 1.78%, color con 1.39% y 2.79% para carbonatos. Para los errores se obtuvieron valores menores en los datos imputados lo que aumenta las posibilidades de que la estadística de una muestra tenga una buena aproximación a la población.

Finalmente de acuerdo a las gráficas se observa que no cambia la distribución de las variables imputadas con respecto a las variables con los datos originales, por consecuencia también la curtosis y la asimetría del comportamiento de los datos permaneció constante para cada variable.