

**Instituto Tecnológico de Costa Rica
Universidad Estatal a Distancia
Universidad Nacional de Costa Rica
Doctorado en Ciencias Naturales para el Desarrollo**



**MODELO DE PREDICCIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA
EN RÍOS BASADO EN ÍNDICES E INDICADORES DEL
RECURSO HÍDRICO Y EL ENTORNO SOCIO AMBIENTAL**

**Tesis sometida a consideración del tribunal evaluador como
requisito para optar al grado de Doctor en Ciencias Naturales para
el Desarrollo, con énfasis en Gestión y Cultura Ambiental.**

Guillermo de Jesús Calvo Brenes.

**Universidad Estatal a Distancia, San José, Costa Rica
Noviembre, 2013**

**Instituto Tecnológico de Costa Rica
Universidad Nacional de Costa Rica
Universidad Estatal a Distancia**



**MODELO DE PREDICCIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA
EN RÍOS BASADO EN ÍNDICES E INDICADORES DEL
RECURSO HÍDRICO Y EL ENTORNO SOCIO AMBIENTAL**



**Trabajo de graduación sometido a consideración del tribunal
evaluador como requisito para optar al grado de Doctor en
Ciencias Naturales para el Desarrollo, con énfasis en Gestión y
Cultura Ambiental.**

**Estudiante
Guillermo de Jesús Calvo Brenes.**

**Tutor:
Freddy Araya Rodríguez, PhD.**

**Universidad Estatal a Distancia, San José, Costa Rica
Noviembre, 2013**

**Instituto Tecnológico de Costa Rica
Universidad Nacional de Costa Rica
Universidad Estatal a Distancia**



**MODELO DE PREDICCIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN RÍOS
BASADO EN ÍNDICES E INDICADORES DEL RECURSO HÍDRICO Y
EL ENTORNO SOCIO AMBIENTAL**

**Trabajo sometido a consideración del Tribunal Evaluador como
requisito para optar al grado de Doctor en Ciencias Naturales para
el Desarrollo, con énfasis en Gestión y Cultura Ambiental.**

**Guillermo de Jesús Calvo Brenes.
Sustentante**

Tribunal Examinador

Luis Fernando Zúñiga Umaña, PhD; quien preside.
Representante SEP-UNED

Jorge Camacho Sandoval, PhD
Asesor de Tesis

Wagner Peña Cordero, PhD
Asesor de Tesis

Lidia Mayela Hernández Rojas, PhD
Representante por la coordinación del DOCINADE

Freddy Araya Rodríguez, PhD
Director de Tesis.

Noviembre, 2013

Dedicatoria

A mi Dios: “Toda buena dádiva y todo don perfecto descende de lo alto, del Padre de las luces, en el cual no hay mudanza ni sombra de variación”.

A mis padres Víctor Calvo y Berta Brenes, quienes me enseñaron con su ejemplo, la importancia de la honradez, el esfuerzo y la perseverancia.

A mi esposa Silvia Fernández, por ser parte y colaboradora de mis proyectos de vida. A mis hijos Laura y Daniel Calvo, quienes son fuente de inspiración para seguir luchando en esta vida.

Agradecimiento

Al Dr. Freddy Araya por ser mi director de tesis, quien ha estado a mi lado en los momentos importantes de este proyecto, por sus sabios consejos y dirección.

Al Dr. Jorge Camacho, quien fue pieza fundamental en la parte estadística, uno de los aspectos más importantes de este trabajo.

Al Dr. Jesús Mora, por su ayuda en el campo y su compañía, durante las largas jornadas de trabajo, que fueron necesarias para recolectar toda la información requerida para la culminación de esta tesis.

Al máster Julio Moraga, de la UNA, quien me capacitó y asesoró pacientemente a lo largo de un año en otro aspecto importante de este trabajo: el análisis de imágenes satelitales multiespectrales.

A la Vicerrectoría de Investigación y Extensión del ITCR, así como a CONARE, sin cuyo constante apoyo y financiamiento, no hubiera sido posible llevar a cabo este proyecto.

A los centros de investigación y personal del CEQIATEC y CIPA del ITCR, del CIMAR de la UCR y del Laboratorio de Análisis Ambiental de la UNA, por el apoyo dado en los distintos análisis de laboratorio y al Instituto Meteorológico Nacional, por la información meteorológica suministrada.

A la Fundación Neotrópica, cuyo personal siempre me ha apoyado en aspectos de logística y asesoría técnica.

A mis asistentes, Laura Robleto y Giovanna Chacón, así como a otras colaboradoras, quienes han sido parte de este proyecto y cuyo apoyo en ciertos análisis de laboratorio, fue de vital importancia.

Índice de contenido

Resumen	xi
Abstract	xii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Justificación del trabajo	1
1.2 Problema	6
1.3 Hipótesis	6
1.4 Novedad científica	6
1.5 Objetivos	6
1.5.1 Objetivo general	6
1.5.2 Objetivos específicos	6
2. PERSPECTIVA TEÓRICA SOBRE EL RECURSO HÍDRICO	7
2.1 Concepto de desarrollo sostenible	7
2.2 Cuencas	10
2.3 Bosques	13
2.4 Sector agrícola	14
2.5 Población	20
2.6 Ríos	25
2.7 Indicadores e índices de calidad del agua	31
2.8 Modelos matemáticos y la calidad del agua	40
2.9 Calibración y validación de los modelos	47
2.10 Alcances y limitaciones del modelo	48
3. METODOLOGÍA	52
3.1 Ubicación de las áreas de estudio	52
3.2 Evaluación de los indicadores de la calidad del agua	55
3.3 Cálculo del índice de calidad del agua (ICA)	58
3.4 Parámetros meteorológicos	61
3.5 Variables poblacionales y del entorno	64

3.6 Análisis estadístico	71
3.7 Generación del modelo	72
3.8 Validación del método	73
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	75
4.1 Análisis de la calidad del agua	75
4.1.1 Análisis del Índice Holandés	75
4.1.2 Cálculo del SI	77
4.1.3 Análisis del ICA-2a-León	81
4.1.4 Análisis del ICA-2b-León	82
4.1.5 Análisis del ICA-4a-León	84
4.1.6 Análisis del ICA-2c-Gmo	85
4.1.7 Análisis del ICA-2d-Gmo	87
4.1.8 Análisis del ICA-4a-León	89
4.2 Generación del modelo	91
4.2.1 Datos de densidad poblacional	91
4.2.2 Datos de cobertura de la tierra	92
4.2.3 Análisis estadístico de componentes del modelo	94
4.3 Validación del modelo	103
4.3.1 Validación del ICA-2d-Gmo	103
4.3.2 Validación del ICA-4b-Gmo	105
5. CONCLUSIONES	110
6. RECOMENDACIONES	112
7. BIBLIOGRAFÍA	113

Lista de Cuadros

Cuadro 1	Clasificación de la calidad del agua, según el código holandés de colores	28
Cuadro 2	Clasificación de la calidad de agua en el GAM, por el modelo holandés	29
Cuadro 3	Clasificación de la contaminación de los efluentes por parámetro	30
Cuadro 4	Asignación de puntaje para PSO, DBO ₅ y del N-NH ₄ ⁺ , según el Índice Holandés de Valoración de la calidad del agua	37
Cuadro 5	Clasificación numérica de las variables según la metodología del Índice Holandés de Valoración	38
Cuadro 6	Clasificación de la calidad del agua en función del puntaje obtenido	39
Cuadro 7	Clasificación de los cuerpos de agua, según el uso potencial y el tratamiento que requieran	40
Cuadro 8	Cuencas y microcuencas seleccionadas para el estudio	53
Cuadro 9	Posición de los puntos de muestreo en el GAM y la Península de Osa	56
Cuadro 10	Niveles de concentración permitidos para varios indicadores, según cada clase de calidad del agua	60
Cuadro 11	Localización de cada una de las estaciones de muestreo	62
Cuadro 12	Localización geográfica de los distintos puntos de muestreo	74
Cuadro 13	Calidad del agua, según el índice Holandés de valoración en las zonas muestreadas	76
Cuadro 14	Fórmulas para el cálculo del subíndice (Sli) para varios	

indicadores de la calidad del agua	80
Cuadro 15 Grado de ponderación (W_i) para cada indicador de calidad del agua	82
Cuadro 16 Calidad del agua, según el ICA 2a-León de valoración en las zonas muestreadas	83
Cuadro 17 Calidad del agua, según el ICA 2b-León de valoración en las zonas muestreadas	84
Cuadro 18 Calidad del agua, según el ICA 4a-León de valoración en las zonas muestreadas	85
Cuadro 19 Calidad del agua, según el ICA 2c-Gmo de valoración en las zonas muestreadas	86
Cuadro 20 Determinación del W_i para los indicadores del ICA-2d-Gmo	88
Cuadro 21 Calidad del agua, según el ICA 2d-Gmo de valoración en las zonas muestreadas	89
Cuadro 22 Indicadores seleccionados por el método de regresión para el ICA-4b-Gmo	90
Cuadro 23 Calidad del agua, según el ICA 4b-Gmo de valoración en las zonas muestreadas	91
Cuadro 24 Densidad poblacional en áreas cercanas a los puntos de muestreo expresada en habitantes/km ²	92
Cuadro 25 Cobertura del suelo en cada uno de los puntos de muestreo	93
Cuadro 26 Determinación del coeficiente de determinación ajustado en cada ICA utilizando 3 criterios en la eliminación de los “outliers”.	94
Cuadro 27 Datos importantes de cada uno de los predictores para ICA-2d-Gmo	

	generados usando el método STEPWISE en SPSS con un R^2 ajustado de 83.9%.	100
Cuadro 28	Datos importantes de cada uno de los predictores para ICA-4b-Gmo generados usando el método STEPWISE en SPSS con un R^2 ajustado de 80.0%.	102
Cuadro 29	Clasificación de la calidad del agua en cada punto de muestreo empleando el ICA-2d-Gmo por medio del análisis de cada indicador en los ríos	104
Cuadro 30	Clasificación de la calidad del agua en cada punto de muestreo empleando el modelo de predicción para el ICA-2d-Gmo por medio de variables socio ambientales	105
Cuadro 31	Clasificación de la calidad del agua en cada punto de muestreo empleando el ICA-4b-Gmo por medio del análisis de cada indicador en los ríos	106
Cuadro 32	Clasificación de la calidad del agua en cada punto de muestreo empleando el modelo de predicción para el ICA-4b-Gmo por medio de variables socio ambientales	107
Cuadro 33	Clasificación de la calidad del agua en cada punto de muestreo empleando el ICA-4b-Gmo por medio del análisis de cada indicador en los ríos	108
Cuadro 34	Clasificación de la calidad del agua en cada punto de muestreo empleando el modelo de predicción para el ICA-4b-Gmo por medio de variables socio ambientales	108

Lista de Figuras

Figura 1	Ejemplo de una corriente de orden 4	11
Figura 2	Representación del ciclo del agua	14
Figura 3	Uso global anual de agua por sector en los años 1900-2000	19
Figura 4	Consumo de agua por sector en Costa Rica (2000)	20
Figura 5	Crecimiento poblacional en Costa Rica desde el año 1940	21
Figura 6	Mapa que incluye el Gran Área Metropolitana	22
Figura 7	Desarrollo urbanístico de la ciudad de San José y Heredia por anillos	23
Figura 8	Corte transversal de la Cuenca del Tárcoles del Gran Área Metropolitana	25
Figura 9	Ubicación de las zonas de muestreo en el GAM y la Península de Osa en Costa Rica	53
Figura 10	Microcuencas seleccionadas pertenecientes a las cuencas del Tárcoles y el Reventazón	54
Figura 11	Subcuencas seleccionadas pertenecientes a la Península de Osa	55
Figura 12	Distribución de los niveles de lluvia en la Cuenca del Río Tárcoles	61
Figura 13	Uso de los polígonos de Thiessen para el cálculo de precipitación pluvial promedio	64
Figura 14	Delimitación de secciones de microcuencas utilizando herramientas en ArcGIS	67
Figura 15	Ejemplo de una corriente de orden 4	69

Figura 16	Rangos de pendientes que forman parte de la Cuenca del Tárcoles	70
Figura 17	Método de cálculo para la determinación de la pendiente	71
Figura 18	En el punto Agres-3 se observa presencia de detergentes	77
Figura 19	Comportamiento de las fórmulas de cálculo del SI utilizando las fórmulas propuestas por varios autores	78
Figura 20	Clasificación de la calidad del agua por clases	81
Figura 21	Comportamiento de la cobertura riparia con la calidad del agua	97
Figura 22	Cambio en la forma de la curvatura de la cobertura riparia al transformar la variable	98
Figura 23	Gráficos de normalidad que muestran que se cumple el criterio de normalidad	101
Figura 24	Gráficos de distribución de residuos que muestran que el criterio de homocedasticidad se cumple relativamente bien	101
Figura 25	Gráficos de normalidad en el modelo generado	102
Figura 26	Gráficos de homocedasticidad del modelo desarrollado	103

Abreviaturas usadas en el documento

CCBP	Coeficiente de correlación bivariado de Pearson
CCPP	Coeficiente de correlación parcial de Pearson
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno medida a los 5 días
FIV	Factor de inflación de la variable
ICA	Índice de calidad del agua
GAM	Gran Área Metropolitana
N-NH ₄ ⁺	Nitrógeno amoniacal
OD	Oxígeno disuelto
ONG	Organización no gubernamental
PSO	Porcentaje de saturación de oxígeno
SD	Sólidos disueltos
SPSS	Programa de cómputo Statistical Package for Social Science para análisis estadístico
SST	Sólidos suspendidos totales
ST	Sólidos totales

Resumen

El modelo de desarrollo que la humanidad ha adoptado en las últimas décadas no ha sido efectivo para llevar bienestar a las distintas comunidades en el mundo, lo cual se evidencia en la actualidad por la grave situación ecológica y social en que vivimos. Existen ciertas actividades de poblaciones humanas y características de su entorno que contaminan el recurso hídrico superficial de las cuencas. Los procesos que lleven a un desarrollo sostenible deben incluir crecimiento económico, social y cultural, en armonía con la naturaleza, cuyo fin último genere un mayor nivel de desarrollo humano en el presente y a futuras generaciones. Es menester, por tanto, renovar el capital biótico y abiótico como condición de sostenibilidad. Dentro de este capital está el agua, cuyo uso es el mejor indicador del grado de desarrollo social y económico de un país.

El objetivo del presente trabajo fue desarrollar un modelo estadístico para predecir la calidad del agua superficial utilizando únicamente variables del entorno socio ambiental en microcuencas. Personal que labora con programas tanto de gestión ambiental como ordenamiento territorial, contarán con una herramienta confiable y de fácil interpretación.

Las zonas de estudio seleccionadas para la creación del modelo fueron microcuencas que forman parte del Gran Área Metropolitana (GAM) y la Península de Osa. Fue necesario desarrollar primeramente, una escala porcentual de rangos de contaminación del agua que estuviera relacionada con las clases establecidas en el Reglamento para la Clasificación y Evaluación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales de Costa Rica. Con esta información fue posible desarrollar nuevas fórmulas de cálculo para la estandarización de los distintos indicadores, de acuerdo con las condiciones ambientales y regulatorias del país. Esta estandarización fue necesaria para poder evaluar otros índices de calidad del agua (ICAs) no contemplados en el reglamento nacional.

Durante el desarrollo del modelo estadístico matemático, se analizaron varios indicadores e índices de la calidad del agua superficial. Además, se investigó la

relación que existe entre estos índices con variables de poblaciones humanas y su entorno. Finalmente, una vez desarrollado el modelo de predicción, se llevó a cabo su validación para determinar su grado de confiabilidad.

Se encontraron diferencias importantes en la sensibilidad de diferentes ICAs para valorar la contaminación de los ríos, lo cual corrobora lo indicado por otros investigadores en el sentido de que no existe un índice de uso universal. Se seleccionó el índice codificado como ICA-4b-Gmo, que fue diseñado durante esta investigación, por ser el más sensitivo y representativo del grado de contaminación de los ríos evaluados.

Se obtuvo un modelo de predicción de la calidad de las aguas basado en variables del entorno socio ambiental, cuyo coeficiente de determinación fue de un 80,0% y su validación demostró que es un buen predictor con una desviación estándar de 11%.

Abstract

The development model adopted by humanity in the last decades has not been effective to bring welfare to people around the world, which is evidenced by our social and ecological imbalance. Human activities as well as environmental characteristics contaminate the superficial hydric resources in basins. Sustainable development includes economic, social and cultural development, in harmony with nature, which means a superior human development now and for future generations. It is, therefore, necessary to renew the biotic and abiotic resources as a primary condition for development. Among all those resources, the water represents the best indicator of social and economic development for a country.

The objective of the investigation was to develop a statistical model for predicting the surface water quality based on social and environmental variables in watersheds. Personnel that work with environmental and territorial management will have a useful tool of easy interpretation as well as reliability.

The areas selected for the model development were watersheds located in the Great Metropolitan Area and the Península of Osa. Besides, it was necessary to develop a range scale related to water class classification of our regulation. That made possible to establish mathematical calculation for quality water variables to become standardized according to environmental conditions and country regulations. Several WQIs including two new ones developed during the research, were analyzed. It was also necessary to propose new mathematical calculations for standardizing the values among different water quality indicators.

For the statistical model development, several water quality indicators and indexes were analyzed. Besides, the relationship among social and environmental variables was investigated. Once developed the model, the validation process was carried out to determine the degree of reliability.

It was found important sensitivities in relation to contamination degrees among the different WQIs used, that agrees with the statement that there is no universal WQI. One of the WQI proposed was selected which is very sensitive to contamination of the rivers and it represents very well those values according to data field.

It was obtained a prediction model based in social and environmental variables in which the determination coefficient is 80.0% and the validation stage showed it as being a good predictor model with a standard deviation of 11% as range variability and statistical acceptability.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Justificación del trabajo

El uso del agua es el mejor indicador del grado de desarrollo social y económico de un país. Es un componente esencial no solo para la conservación de la vida, sino también para la conservación de la flora y fauna en una región, lo que representa, en algunos casos, el atractivo turístico de la zona. Su conservación y su calidad están vinculadas prácticamente a todas las actividades económicas y sociales en forma ineludible, así como a la salud de la población. La Organización Mundial de la Salud ha dicho que el 80 % de las enfermedades del mundo se debe a problemas con el agua (AyA, 2003; OMCO, 2010; FAO, 2011).

Una de las causas relacionadas con el deterioro de la calidad de las aguas, según reconocen expertos nacionales, es la poca atención a la problemática de las aguas residuales en las zonas urbanas costarricenses, donde las acequias y quebradas son utilizadas como receptores de tales efluentes (AyA, 2003). Advierten que el país estará enfrentando una emergencia hídrica en los próximos años, si no se toman ahora las medidas preventivas para evitarlo (Dobles, 2008). Tal pronóstico se debe en parte a los niveles altos de contaminación que sufren los distintos cuerpos de agua y al uso no planificado que se hace del recurso hídrico sin que medie el control adecuado (Estado de la Nación, 2003).

En la actualidad, el GAM alberga alrededor de un 70% de la población de todo el país (Dobles, 2008). Siglos atrás se caracterizó por ser una zona montañosa compuesta de bosques nativos, suelos altamente ricos para la conservación de la biomasa y una biodiversidad alta, tanto en su flora como su fauna. La introducción de especies no nativas dio paso a su explotación agrícola en gran escala, que fueron actividades clave en el desarrollo económico, social y cultural de la Costa Rica de antaño. Posteriormente, esta actividad agrícola fue decreciendo, mientras el interés de la nación se centró en el crecimiento del sector manufacturero y de servicios. El abandono de las actividades agrícolas y las tierras, ha provocado que estas se

conviertan en asentamientos humanos, cada vez mayores en los últimos 70 años, donde el crecimiento de la población ha sido exponencial (IICA, 2006; Plihom, 2009; Sánchez, 2009; Stiglitz y Charlton, 2008).

Antes del 2012, Costa Rica no contaba con un plan de desarrollo urbano, ni organizado ni sostenible, nuestros ecosistemas han cambiado debido a la explotación comercial de especies no nativas y la constante expansión de asentamientos humanos (Astorga, 2008). La reforestación que se ha generado en alguna medida ha sido efectuada con el uso de plantas no nativas, alterando la biodiversidad en la flora y fauna (Baltodano, 2008; Rojas, 2005). Nuestras cuencas hidrográficas no se protegen adecuadamente y el 96% de las aguas residuales del país no reciben tratamiento convencional alguno (Astorga, 2008). Tampoco existe un mecanismo preventivo para controlar la contaminación y una vez detectado el problema, es difícil de solucionar. Las actuales poblaciones urbanas, así como las actividades agrícolas e industriales, contaminan las cuencas hidrográficas seriamente (Barrantes, 2005; Ramírez, 2003).

Aún poblaciones como Osa, situada en el Pacífico Sur, caracterizada por una densidad poblacional muy baja y una biodiversidad exuberante, no escapan a esta realidad propia de todo el país. Recientemente se dieron enfrentamientos entre empresas desarrolladoras ubicadas en esta zona, el Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE), el Tribunal Ambiental y la Municipalidad de Osa, con el subsecuente cierre de infraestructuras ya construidas (Pujol, 2008).

Investigaciones efectuadas en el pasado sobre la calidad de las aguas, se basaron en el análisis de indicadores de calidad medidos directamente en los cuerpos de agua. No consideraron la influencia de las variables poblacionales en asentamientos humanos y su entorno, tales como la conservación de suelos forestales y bosques fluviales, la estabilización de las riberas riparias y el uso de la tierra en actividades agrícolas, entre otros; ni el efecto que estos tienen sobre la calidad de las aguas.

Las cuencas hidrográficas así como las subcuencas y microcuencas, son unidades geográficas que se caracterizan por coleccionar el agua de lluvia y canalizarla hacia un

río principal (FAO, PRORURAL, MAGA, CIPREDA, UICN, 2013). La microcuenca es el área lógica para planificar el uso y manejo de los recursos naturales con el fin de lograr sostenibilidad. En este espacio ocurren las interacciones más fuertes entre el uso y manejo de los recursos naturales (acción antrópica) y la reacción del ambiente (FAO, AECID, CENTA y MAG El Salvador, 2013). Los cambios en el uso de los recursos naturales, aguas arriba tiene una repercusión, positiva o negativa, en la cantidad y la calidad, aguas abajo (Dourojeanni, Jouravlev and Chávez, 2002; Sánchez, 2009; FAO, 2011).

Una de las metodologías estadísticas que goza de una alta confiabilidad y aplicación, prácticamente en cualquier campo del conocimiento y que ha tenido un auge importante con el advenimiento del uso de la computadora, ha sido el análisis de regresión multivariable (Montgomery, Peck and Vining, 2012; Acuña, 2011). Montgomery (2012) afirma que es quizás, la herramienta estadística más ampliamente utilizada. Esta metodología permite verificar la posible relación estadística entre una variable dependiente o respuesta en función de varias variables independientes o predictoras, además de determinar su grado de confiabilidad. No existe restricción en cuanto al número de variables predictoras, pero la variable respuesta debe ser única.

Un índice tiene la particularidad de agrupar una serie de indicadores de calidad en un solo valor, cuya aplicación resulta conveniente con esta metodología estadística. El empleo de un ICA como variable respuesta se vuelve una condición necesaria cuando se desarrollan modelos de regresión multivariable. Por otra parte, las variables predictoras son representadas por distintas variables ambientales que tengan incidencia en la calidad de las aguas (León, 1992).

Un modelo estadístico debe ser elaborado con el menor número posible de variables predictoras para que el modelo sea parsimonioso (Camacho, 2009; Acuña, 2009) y a su vez, debe ser lo suficientemente representativo de la realidad que se desea modelar (Blenkner, 2008). La confiabilidad del modelo se corrobora por su verificación en dos procesos distintos: la comprobación de la adecuación del modelo y por su validación (Montgomery *et al*, 2012). Además, la ecuación del modelo debe

incluir el error de estimación, que es una medida de la variabilidad del modelo, así como la desviación estándar.

Un aspecto importante para la elaboración de un modelo, es que los datos de campo utilizados, correspondan a rangos de trabajo lo más amplios posibles, para cada una de las variables. Esta condición posibilita la aplicación del modelo en microcuencas no estudiadas, siempre y cuando se cumpla que los datos de campo de la nueva zona de estudio, correspondan a valores anteriormente usados para la creación del modelo de predicción, según cada variable ambiental (Montgomery *et al*, 2012). Otra verificación preliminar importante, antes de utilizar el modelo en una microcuenca nueva, es la de evaluar la calidad de las aguas por un período de tiempo de varios meses, así como la recolección de las variables del entorno socio ambiental. Con esta información, es posible comparar los valores predichos utilizando el modelo, con los valores observados o reales, y la diferencia entre uno y otro debe de estar dentro del error de estimación y de la desviación estándar, para usar con confianza el modelo.

En esta investigación se evaluó el efecto de poblaciones humanas y el entorno sobre la calidad de las aguas, con el objeto de generar un modelo de predicción. Se seleccionaron distintas microcuencas que a su vez se subdividieron en las zonas alta, media y baja. Cada una de estos puntos de muestreo representa unidades individuales de análisis, cuya particularidad es que ofrecen una mayor homogeneidad entre los datos de cada variable, caso contrario a la condición presentada por la microcuenca en su totalidad. De esta forma se logra una mayor robustez y confiabilidad durante el desarrollo del modelo.

También se analizaron varios índices de calidad debido a que no existe un ICA de uso universal. Un índice desarrollado para una región en particular, puede mostrar una sensibilidad diferente en otra región, debido a diferencias regulatorias y ambientales. Además, los indicadores fisicoquímicos que se requieren para el cálculo de un ICA, han sido seleccionados en tipo y cantidad, por cada autor proponente de un índice particular. Por otra parte, existe diversidad de criterios para la selección de aquellos indicadores que se consideren como los más importantes.

Es por esta razón que se debe generar un modelo de predicción para cada ICA evaluado y efectuar un análisis cuidadoso de los resultados obtenidos en cada caso para que, de esta forma se pueda escoger uno de ellos.

El beneficio del modelo es que permite predecir la calidad del agua considerando algunas características de la población urbana, ciertas actividades específicas y su entorno. La simulación en el cambio de estas variables ambientales posibilita conocer variaciones en la calidad de las aguas, en el futuro cercano o lejano. El uso adecuado de esta herramienta por parte de las instituciones públicas y privadas para la toma de decisiones en la generación de planes de ordenamiento territorial sobre las distintas coberturas de la tierra, permitirá el desarrollo de zonas como la de Osa y de sus habitantes; en los ámbitos económico, social, turístico, agrícola y comercial; lo cual mejorará la calidad de vida en la zona, con un mínimo deterioro del ambiente.

El desarrollo sostenible del país planificado a través de políticas locales y nacionales, permitirá un desarrollo desde un punto de vista económico, social y ambiental permitiendo un desarrollo integral equilibrado para las generaciones actuales y futuras, sin agotar la capacidad sustentadora de la Tierra. Otras zonas que ya adolecen de una serie de problemas ambientales, tales como el GAM, podrán igualmente usar la herramienta para establecer las acciones concretas que permitan revertir el gran deterioro que sufren nuestros ríos y el latente peligro de contaminar nuestros suministros de agua potable.

Finalmente es importante enfatizar que, tanto el empleo de un ICA como el uso de un modelo, no pretende sustituir el monitoreo y verificación de la calidad de las aguas en función de cada indicador en particular, en tiempo presente. Pero el uso de herramientas predictoras por parte de tomadores de decisiones y público en general, se convierte en una importante alternativa que permite valorar el efecto que distintos usos de la tierra tienen sobre la calidad del agua en el futuro.

1.2 Problema

Ciertas actividades de poblaciones humanas y las características de su entorno contaminan el recurso hídrico superficial de las cuencas hidrográficas al no existir un plan de desarrollo sostenible.

1.3 Hipótesis

Las características de la población humana, ciertas actividades y su entorno, determinan la calidad de las aguas superficiales lo que posibilita implementar un plan de desarrollo sostenible.

1.4 Novedad Científica

Desarrollar un modelo que permita predecir la calidad del agua superficial considerando índices e indicadores del recurso hídrico relacionados con la población y su entorno para un desarrollo sostenible.

1.5 Objetivos

1.5.1 Objetivo General:

Desarrollar un modelo para predecir la calidad del agua superficial basado en variables del entorno socio ambiental en microcuencas del país.

1.5.2 Objetivos específicos:

- 1. Determinar los estados de la calidad del agua superficial de las microcuencas mediante sistemas de índices e indicadores fisicoquímicos, microbiológicos y el análisis del entorno socio ambiental.**
- 2. Diseñar un modelo que correlacione la calidad de las aguas superficiales con variables del entorno socio ambiental.**
- 3. Validar el modelo generado que permita un desarrollo sostenible con relación a los recursos hídricos.**

2 PERSPECTIVA TEÓRICA SOBRE EL RECURSO HÍDRICO

2.1 Concepto de desarrollo sostenible

El modelo de desarrollo que la humanidad ha adoptado en las últimas décadas no ha sido efectivo para llevar bienestar a las distintas comunidades en el mundo, lo cual se evidencia en la actualidad por la grave situación ecológica y social en que vivimos (Tarabini-Castellani, 2008). En el plano ecológico está la deforestación, la contaminación de agua, aire y suelos, el agotamiento de acuíferos y reservas de agua, la degradación de suelos, la extinción de especies y la degradación de paisajes, que dan prueba de la insostenibilidad de dicho modelo. En el plano social, los países han visto en años recientes, el incremento en los niveles de pobreza en mayor o menor grado. Aún los países desarrollados han sufrido tal incremento. La extinción de culturas originarias, es parte del problema cultural de nuestra sociedad actual; los rasgos culturales de países y regiones se han venido perdiendo producto de la transculturación y la dominación cultural en un mundo globalizado. Los criterios económicos propuestos por los países industrializados han provocado falta de equidad en la distribución de las riquezas a nivel mundial. Los desequilibrios ambientales experimentados por los países industrializados, fueron trasladados a los países en desarrollo, que dependen de la explotación y exportación de recursos naturales como actividad económica de desarrollo. Además, la explosión demográfica así como el incremento en los niveles de vida y los niveles de consumo, han agudizado dicha crisis en la región (Novo, 2006).

El modelo de desarrollo actual basado en un modelo de economías de mercado mide los niveles de desarrollo y los niveles de pobreza en función de la renta de las personas, pero sin tomar en cuenta las asimetrías que existen en cuanto a la distribución de las riquezas. Además, es importante diferenciar entre el concepto de pobreza de renta y pobreza de capacidades. Si bien existe una relación intrínseca entre ambos términos, es claro que un objetivo prioritario como factor de desarrollo, debe ser el de generación de capacidades de los individuos, tanto materiales como

inmateriales. Este concepto es particularmente importante en zonas rurales donde esas capacidades les permiten tener actividades de subsistencia en el ámbito alimentario y en la medida que dichas capacidades les permita vivir una vida digna y autosuficiente. Este aspecto nos lleva a mirar otra realidad; comunidades en el mundo rural que poseen tierras, sistemas de producción alimentaria y recursos que les permiten cubrir sus necesidades básicas sin tener que acudir en forma esencial al mercado (Novo, 2006). Si bien estas comunidades pueden no tener una renta como ingreso, sí poseen una riqueza en bienes intangibles y generan formas ecológicas y sostenibles de supervivencia.

Superar modelos de desarrollo empleados por siglos, basados en la producción y el consumo, representa un gran reto. Implica un cambio en principios y valores lo cual puede generarse a través de la educación ambiental. El desarrollo, para aproximarse a la sostenibilidad, requiere de un cambio en valores y criterios que rigen las prioridades en la explotación de los recursos, en la asignación de los beneficios y en los niveles de consumo (Tarabini-Castellani, 2008).

El desarrollo sostenible es un término en el que todavía no existe consenso y es imperativo definirlo, pues si no conocemos claramente el fin buscado, sería difícil trazar correctamente el camino que debemos seguir. El informe Brundland lo define como aquel desarrollo que nos permite satisfacer nuestras necesidades, sin comprometer las necesidades de generaciones futuras. Otra perspectiva ampliada incorpora conceptos nuevos como lo son los procesos sociales, políticos y económicos, con constricciones en lo ecológico y ético. También se ha introducido el aspecto cultural, político, social y económico dentro de un concepto más generalizado de desarrollo sostenible. En otros tratados también se habla de justicia social, equilibrio justo, equidad y distribución de la riqueza (ONU, 1992).

El desarrollo sostenible es un proceso que abarca crecimiento económico, social y cultural, cuyo fin último genere un mayor nivel de desarrollo humano, así como una ampliación de las capacidades y libertades de las personas. El término insertado de “desarrollo humano” tiene un enfoque humanista y se refiere a la satisfacción de las

necesidades básicas del desarrollo: erradicación de la pobreza, extensión de la educación, asegurar la nutrición y el logro de niveles sanitarios adecuados.

Es menester renovar el capital biótico y abiótico como condición de sostenibilidad, para lo cual debemos reducir el consumo de recursos naturales, incentivar el uso de energías renovables; el reducir, reciclar y/o reutilizar los bienes consumidos; el uso de modelos de agricultura sostenible; la gestión sostenible de los bosques; la restauración de los sistemas degradados; así como cambiar los niveles de consumo de alimentos y uso de energías limpias o renovables.

El economista Herman Daly (Novo, 2006) establece como límites de sostenibilidad, los siguientes criterios en la producción de materias primas y energías:

- para una fuente renovable, los niveles de consumo no deben ser superiores a su tasa de reposición.
- para una fuente no renovable, el nivel de consumo no puede ser mayor a la tasa de sustitución por un recurso renovable.
- para un contaminante, la tasa de emisión no puede ser superior a su nivel de reciclado, absorción o neutralización.

La era actual se plantea la necesidad de un nuevo modelo de desarrollo basado en tres áreas: la sociedad, el ambiente y la economía, teniendo como eje transversal la cultura. En ese sentido, la educación ambiental viene a tomar una relevancia importante en este proceso (Novo y Murga, 2008). Este debe ser un proceso continuo y permanente, orientado a la construcción y producción de conocimientos; al desarrollo de hábitos, habilidades y actitudes, así como a la formación de valores que conduzcan a la armonía entre los seres humanos, la sociedad y la naturaleza; todo esto dentro de un contexto económico, social y cultural (Roque, 2003). La Asamblea General de las Naciones Unidas ha hecho un llamado a gobiernos, sociedades civiles, organizaciones no gubernamentales (ONG's), empresarios y otros, para que los recursos en educación se canalicen para la preparación y formación hacia este nuevo modelo sociocultural (Novo y Murga, 2008).

2.2 Cuencas, subcuencas y microcuencas

La gran presión que ejercen factores de índole social, económico, estructural y político sobre los recursos naturales, han obligado a la búsqueda de nuevas estrategias para mitigar el deterioro y agotamiento acelerado de los suelos, el agua, el clima y la biodiversidad (Sánchez, 2009). Los problemas observados a nivel mundial tienen dos componentes: el natural y el antropogénico. La influencia antropogénica en actividades como el desarrollo urbano, el agrícola, el industrial, así como el incremento en el consumo del recurso hídrico, juntamente con los procesos naturales como lo es la precipitación pluvial y la erosión, han venido degradando las aguas superficiales y su potencial uso (Artorga, 2008).

El ordenamiento de nuestro entorno considera al agua como el elemento integrador del análisis socioeconómico y eje central para la toma de decisiones; no como un elemento aislado, sino integrado a los ecosistemas (Dourojeanni, 2002; Sánchez, 2009). La disponibilidad de agua y la calidad de vida de las poblaciones situadas en las partes bajas dependen de todo lo que suceda dentro de los límites de la cuenca (Dourojeanni, 2002).

La precipitación representa un estímulo a nivel de cuenca cuya respuesta es el escurrimiento en su salida. Entre el estímulo y la respuesta ocurren una serie de fenómenos que están controlados por las características geomorfológicas de la cuenca y su urbanización. Dichas características se clasifican en dos tipos (Aparicio, 2009):

- ✓ las que condicionan el volumen de escurrimiento: el área de la cuenca y el tipo de suelo.
- ✓ las que condicionan la velocidad de respuesta: orden de corrientes, pendiente de la cuenca y los cauces.

La corriente principal de una cuenca es la que pasa por la salida de la cuenca (cuenca exorreica). Al resto de corrientes dentro de la cuenca que se unen paulatinamente a la principal, se les llama tributarias. Entre más corrientes tributarias tenga una cuenca, mayor es su respuesta a la precipitación (Figura 1).

Otros indicadores del grado de bifurcación son la densidad de corrientes D_s , definida como el número de corrientes perennes o intermitentes por unidad de área; y la densidad de drenaje D_d , que es la longitud de corrientes por unidad de área.

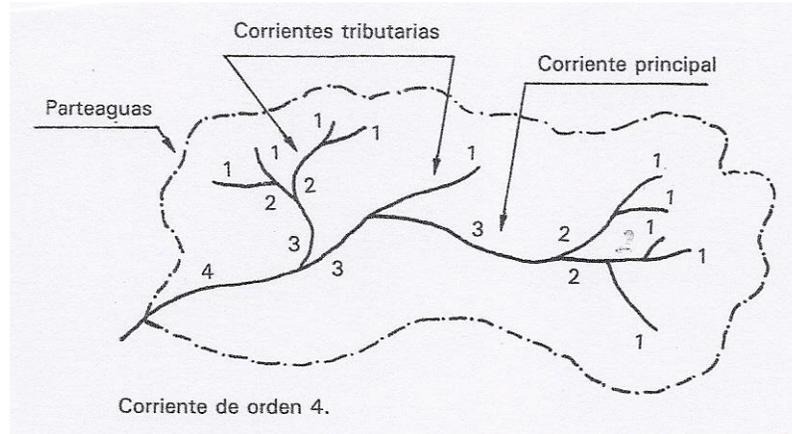


Figura 1. Ejemplo de una corriente de orden 4.

Fuente: Aparicio, 2009.

La permeabilidad del suelo, la cobertura boscosa y la pendiente del cauce principal se consideran indicadores de respuesta (Aparicio, 2009).

La cuenca hidrográfica es una unidad geográfica conformada por un río principal y por todos los territorios comprendidos entre la naciente y la desembocadura de este río. Incluye específicamente todas las tierras y ríos menores que aportan agua al río principal. La cuenca hidrográfica se define como el territorio, región o zona; cuya característica principal es la recolección del agua de lluvia en su superficie (si fuera impermeable), la cual escurre hacia un cauce común. De esta forma, el agua acumulada desemboca en un afluente más grande, una laguna o el mar (Sánchez, 2009; Aparicio, 2009). La subcuenca, por otro lado, se define como el territorio que drena hacia el cauce principal de una cuenca. Esta a su vez, está conformada por una serie de microcuencas, que se definen como el territorio que drena sus aguas hacia un curso principal de una subcuenca (FAO *et al.*, 2013b).

La identificación de las unidades geográficas naturales es importante para el manejo de los recursos naturales. El manejo integral de las cuencas representa un aspecto

fundamental en la conservación del ambiente. La cuenca es la unidad proveedora de los servicios ambientales como la producción de agua, la recarga de mantos acuíferos, el control de inundaciones y la sedimentación, así como la captura de carbono. Por ejemplo, la sedimentación altera el curso de los ríos y afecta grandes extensiones de tierra agrícola y asentamientos humanos, debido a las inundaciones. La fauna silvestre también se ve amenazada debido a los cambios en su hábitat original y a la reducción del oxígeno disuelto. También regulan el clima, la belleza escénica y el mantenimiento de la biodiversidad y la producción de materiales; de las cuales el ser humano es el principal usuario y demandante (Sánchez, 2009). Tanto las subcuencas como las microcuencas pueden ser consideradas como unidades geográficas, aunque de menor tamaño que las cuencas, para efectos de gestión de los recursos naturales.

La cuenca se caracteriza por ser un territorio mayor a las 50 000 Ha, las subcuencas cubren una superficie de 5 000 a 50 000 Ha, las microcuencas entre los 3 000 – 5 000 Ha y cuando las condiciones orográficas lo permiten, estas últimas pueden ser menores a las 3 000 Ha. La cuenca alta corresponde a la zona donde nace el río, el cual se desplaza por una gran pendiente. La cuenca media es la parte de la cuenca en la cual hay un equilibrio entre el material sólido que llega traído por la corriente y el material que sale, donde visiblemente no hay erosión. La cuenca baja es la parte de la cuenca en la cual el material extraído de la parte alta se deposita en lo que se llama cono de deyección. Existen tres tipos de cuencas: las exorreicas, que drenan sus aguas al mar o al océano; las endorreicas, que desembocan en lagos, lagunas o salares y que no tienen comunicación o salida fluvial al mar y las arreicas, cuyas aguas se evaporan o se filtran en el terreno antes de encauzarse en una red de drenaje (Sánchez, 2009).

Un aspecto importante a recalcar es la naturaleza unidireccional de las interrelaciones e interdependencias entre los usos y usuarios del agua en una cuenca o microcuenca. Lo que ocurra aguas arriba casi siempre tiene repercusiones, sean estas positivas o negativas, en la calidad del agua de las zonas bajas (Dourojeanni *et al*, 2002). La microcuenca es el ámbito lógico para planificar

el uso y manejo de los recursos naturales en la búsqueda de la sostenibilidad de los sistemas de producción y los diferentes medios de vida. Es en este espacio donde ocurren las interacciones más fuertes entre el uso y manejo de los recursos naturales (acción antrópica) y el comportamiento de estos recursos (reacción del ambiente). Ningún otro ambiente que pudiera ser considerado (municipio, cantón, caserío, finca, cooperativa, sector) guarda esta relación de forma tan estrecha y tangible (FAO *et al*, 2013).

De esta manera, cuando se busca conciliar e integrar los objetivos de producción y protección de los recursos naturales, la selección de la microcuenca, como ámbito de planificación de las acciones, resulta la mejor opción técnica y estratégica para introducir cambios en los sistemas. Una acción ligada al uso y manejo de la tierra que se realice en la microcuenca, normalmente presenta un impacto medible a corto, mediano o largo plazo, ya sea positivo o negativo, sobre la recuperación o deterioro del suelo, el balance de biomasa y la cobertura vegetal, la fauna, la cantidad y calidad del agua, entre otras variables (FAO *et al*, 2013).

2.3 Bosques

La relación existente entre los bosques y el agua se entiende mejor a través del concepto de cuenca hidrográfica, término utilizado con respecto al manejo de los recursos naturales, fundamentalmente agua, suelo y vegetación. Una cuenca hidrográfica ordenada adecuadamente, con una densidad apropiada de árboles en las partes altas y una agricultura ecológica de ladera, incrementa la infiltración, lo que genera un mayor almacenamiento de agua en el suelo (Sánchez, 2009). Las prácticas del uso de la tierra en las zonas superiores de la cuenca están estrechamente ligadas a la calidad del agua y su posible uso, aguas abajo, por medio del ciclo hidrológico (FAO, 2001).

La cantidad y la calidad de las aguas de una cuenca dependen de la ordenación de los bosques de montaña. El tipo de cobertura vegetal con relación a su composición específica –edad y tipo de árbol, estratificación –altura y forma de las hojas,

densidad –número de árboles por unidad superficial, así como las características del suelo, son elementos que se deben considerar si se desea influir en las características de las aguas de una cuenca (Sánchez, 2009).

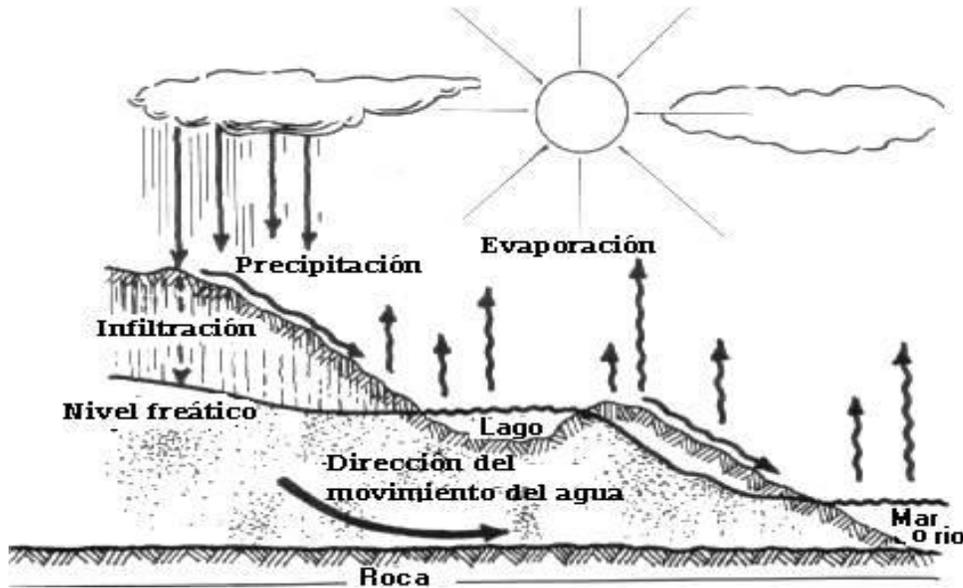


Figura. 2 Representación del ciclo del agua.

Fuente: Endupar, 2009.

La calidad y volumen de agua de un río está influenciada por fenómenos hidrológicos complejos (Figura. 2) que dependen del tipo de árboles del bosque, la edad del bosque, la época del año, la textura, estructura o presencia de materia orgánica en el suelo, así como la pendiente y profundidad del mismo. Los distintos tipos de árboles muestran diferencias en sus niveles de evapotranspiración, así como en la cantidad de agua requerida para la formación de la biomasa. Sin árboles no hay retención de lluvia, por tanto, se reduce la tasa de infiltración y se incrementa el escurrimiento superficial (Astorga, 2008). La deforestación, el sobrepastoreo y el exceso de cultivo, usualmente conlleva incrementos en la erosión y la escorrentía (FAO, 2001). Los principales parámetros que intervienen en la conversión de la lluvia en escorrentía son: área de la cuenca; altura total de la precipitación; características generales de la cuenca como su forma, pendiente y vegetación; distribución de la lluvia en el tiempo y la distribución espacial de la lluvia (Aparicio, 2009).

La topografía del suelo es un factor relacionado con la erosión del suelo: cuanto mayor es la pendiente de la tierra así como su longitud, mayor será la erosión del suelo como consecuencia de una mayor escorrentía. Las pendientes largas incrementan la escorrentía y, por ende, una mayor erosión del suelo (FAO, 2011). La lluvia es uno de los factores climáticos más importantes que afectan el grado de erosión. El volumen y la velocidad de la escorrentía dependen de la intensidad, la duración y la frecuencia de la lluvia, siendo la intensidad el más importante.

La profundidad del suelo varía de unos pocos centímetros a varios metros. Este es un factor limitante para el desarrollo de raíces, la disponibilidad de nutrientes y humedad, influyendo sobre la capacidad de infiltración del suelo. Los suelos poco profundos pueden ser más propensos a la erosión.

La proporción relativa de las fracciones de arena, limo y arcilla es llamada la textura del suelo. La forma en que se unen las partículas así como su granulometría, constituyen la textura. Una buena estructura implica una buena porosidad, continuidad y estabilidad del suelo. La granulometría del suelo es una propiedad dinámica y varía con las prácticas de cultivo (FAO, 2011). La textura se relaciona con procesos erosivos donde interviene la escorrentía así como la capacidad del suelo de absorber la precipitación pluvial. Las fracciones finas tienden a ser plásticas y adhesivas; por otra parte, partículas gruesas favorecen que el suelo sea más permeable (Hernández, 2010).

Los sólidos en suspensión provienen de procesos de malas prácticas agrícolas que acentúan la erosión de los suelos tales como el arado, la labranza, la deforestación, el sobrepastoreo, entre otros. Existe una relación lineal entre los sólidos disueltos y la conductividad (Guerrero, 2011).

Aunque su cálculo no es fácil, es factible predecir el volumen de agua que una hectárea de tierra puede generar fundamentado en la teoría del balance hidrológico. Para ello es necesario conocer la precipitación media anual (P), la interceptación o volumen de precipitación que incide sobre el follaje, ramas y tallos, y que no alcanza el suelo sino que se pierde por evaporación (I_n), la infiltración que es agua que

penetra la superficie del suelo y es retenida como agua capilar o higroscópica (Inf), el agua proveniente del escurrimiento superficial el cual se mide en la salida de la cuenca (E), el agua evaporada desde el suelo o a través de la transpiración de las hojas (Evt) y el agua que percola hacia los mantos acuíferos (R) (Sánchez, 2009). Esta relación de factores se expresa como sigue:

$$P = In + Inf + E + Evt + R \quad (1)$$

El análisis cuidadoso de esta fórmula y la experiencia en campo indican que no es suficiente con mantener una buena cobertura de vegetación boscosa, sino que la interceptación del agua de lluvia por el follaje y las pérdidas por evapotranspiración, son factores que limitan el caudal en los ríos y mantos acuíferos (Ríos, Cárdenas, Andrade, Ibrahim, Jiménez, Sancho, Ramírez, Reyes, and Woo, 2007; Robledo, 2005).

La precipitación en forma de lluvia o nieve, es la mayor entrada de agua al sistema hidrológico de una cuenca. Su ocurrencia, distribución, cantidad, intensidad y duración, afectan el escurrimiento superficial, contenido de humedad del suelo, pérdida de nutrientes y distribución de especies (Sánchez, 2009).

La recarga de mantos acuíferos varía dependiendo si la zona tiene una buena cobertura boscosa, o se trata de campos dedicados a actividades agrícolas. Así, se ha reportado que zonas cubiertas con bosques, el aporte de la lluvia total a la recarga del acuífero oscila entre un 40% hasta un 74%. Mientras que las zonas dedicadas a cultivos aportan un 15-17% del total de las lluvias. Incrementos en la cobertura arbórea contribuyen a disminuir la escorrentía superficial con la consecuente disminución de la erosión hídrica. La combinación de zonas dedicadas a pastizales puede ser mejorada con la presencia de árboles, lo cual se puede combinar con explotación maderable en forma sostenible. Por otra parte, la cobertura arbórea, más que la herbácea, contribuye a incrementar la infiltración en el suelo (Ríos et al, 2007 y Robledo, 2005).

El tipo de cultivo en actividades agrícolas, afecta el grado de erosión que se experimente: al bosque se le asigna un grado relativo de erosión de 1, mientras que el pasto muestra un valor de 16, el banano es de 124, el café sin sombra es de 220, el tomate es de 1004 y la papa o la cebolla de 1370 (Guerrero, 2011). De esta forma, el tipo de cobertura tiene relación directa con la erosión y, consecuentemente, con los sólidos suspendidos, los sólidos totales y la turbiedad.

El incremento de la eficiencia de infiltración del agua de lluvia es de vital importancia en el balance hídrico, favoreciendo a los cultivos, y por otro lado, mejorando la recarga hídrica. Los sistemas silvopastoriles proveen un beneficio hidrológico pues favorecen la infiltración y disminuyen la escorrentía superficial, ayudando a la recarga de mantos acuíferos y evitando la erosión y desgaste de suelos (Ríos *et al*, 2007). Este aspecto es de especial importancia en suelos con relativa alta pendiente, como ocurre en la mayoría del suelo costarricense que es de tipo montañoso.

Estudios llevados a cabo en plantaciones de café muestran una evapotranspiración máxima de un 37% del total de la lluvia incidente, donde el suelo estaba cubierto de cobertura viva de añil rastrero. Suelo sin cobertura presentó una evapotranspiración de un 20%; el menor valor se obtuvo cuando el suelo estaba cubierto de hojarasca de guamo (11% del total de la lluvia). Los investigadores concluyen que la mejor economía del agua en regiones secas o con períodos deficientes en lluvias se logra con un suelo con cobertura vegetal en descomposición (Robledo, 2005). En cafetales se ha detectado una retención de un 56% de la lluvia por la parte aérea de la planta; un 44% llega a la superficie del suelo, del cual un 38% se infiltra y un 6% se va como escorrentía (Robledo, 2005).

El mantenimiento de vegetación riparia es de suma importancia pues provee soporte al curso de los ríos, reducción de la erosión, estabilización de sedimentos, recarga de acuíferos, estabilización de crecidas de ríos por lluvias y se constituyen en barreras naturales de protección y control de inundaciones; además, generan zonas de baja turbulencia y sombra para el desarrollo de vida acuática (Cross, 2007).

2.4 Sector agrícola

El GAM es una zona que siglos atrás se caracterizó por ser montañosa, compuesta de bosques nativos, suelos altamente ricos para la conservación de la biomasa y una biodiversidad alta, tanto en su flora como su fauna. La introducción de especies no nativas como la caña, el cacao y el café en esta zona de ricos suelos, dio paso pronto a su explotación agrícola en gran escala, actividad clave en el desarrollo económico, social y cultural de la Costa Rica de antaño.

La dirección tomada por el sector agropecuario fue similar al adoptado por países desarrollados, donde la actividad agrícola ha venido decreciendo abruptamente en comparación con el sector manufacturero y de servicios. El gobierno se enfocó a la reconversión industrial del país descuidando al sector agrario. Además, la baja competitividad de nuestros agricultores medianos y pequeños, dentro de un mercado globalizado y controlado por los precios en bolsa, ha generado el abandono de las actividades agrícolas (Vargas, 2013). Las tierras han pasado a ser parte de los cada vez mayores asentamientos humanos, sobre todo en los últimos 70 años, donde el crecimiento de nuestra población ha sido exponencial (IICA, 2006; Plihom, 2009; Sánchez, 2009; Stiglitz y Charlton, 2008)

Esta situación ha generado una revaloración de la actividad rural o reconversión de actividades, donde el agricultor ahora combina otras actividades comerciales y de servicios con la agricultura para subsistir. La ayuda del gobierno al sistema agrario se ha limitado a promocionar el cultivo de uno o varios productos entre los agricultores en todo el territorio nacional. Al final, ha resultado desastroso para ellos, por carecer de un adecuado conocimiento del mercado, un acompañamiento técnico apropiado y un apoyo oportuno. El gobierno se ha limitado, únicamente, a motivar el endeudamiento de los agricultores (Plihom, 2009; Sevares, 2008, Stiglitz et al, 2008; Tarabini, 2008; IICA, 2006).

El crecimiento en las actividades agrícolas e industriales ha afectado negativamente la calidad del agua superficial y subterránea en las últimas décadas (Gerencia regional de recursos naturales y gestión del medio ambiente, 2009).

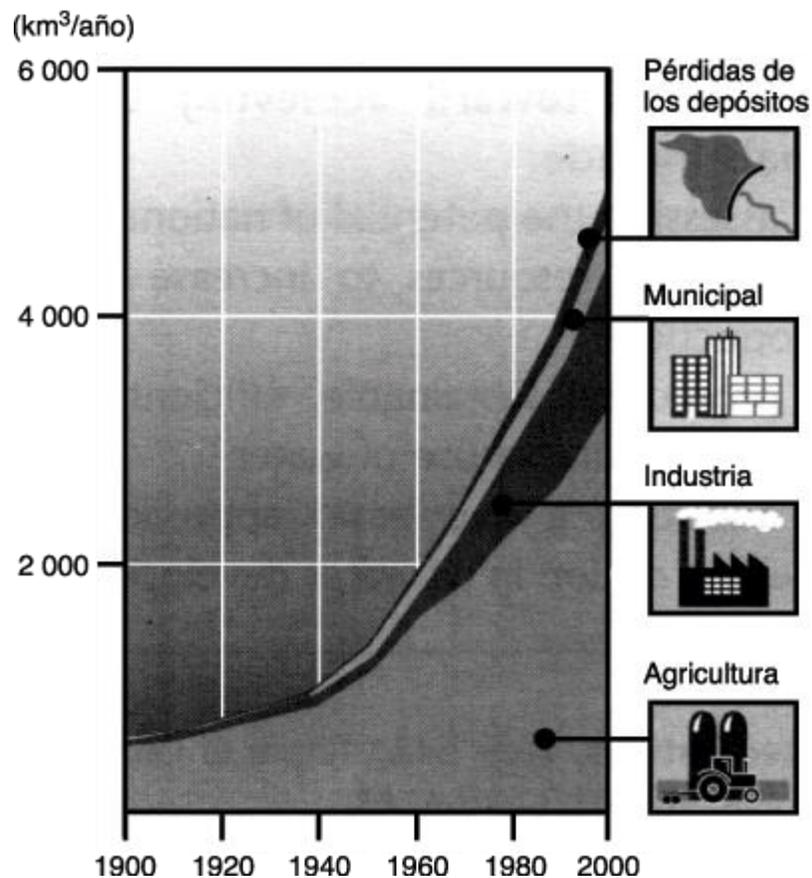


Figura 3. Uso global anual de agua por sector en los años 1900-2000.
Fuente: FAO, 2001.

El consumo de agua varía significativamente entre un sector y otro: la agricultura es el mayor usuario del agua extraída (69%), seguido por la industria (21%) y, finalmente, por el uso doméstico (8%) (FAO, 2010). Del agua que se utiliza en riego, la mitad es evaporada y transpirada por las plantas; el resto que es extraída pero no consumida regresa a los ríos, se infiltra en los suelos y es almacenada en mantos acuíferos. Usualmente, esta agua retornada es de inferior calidad, con relación a la extraída (FAO, 2010). Por otra parte, hasta el 90% del utilizado para uso doméstico, regresa como agua residual.

La Figura 3 muestra las diferencias en consumo entre el uso municipal, el industrial y el agrícola. Este se ha ido incrementando a lo largo de los años (FAO, 2001). En el año 2000, el consumo de agua en Costa Rica fue de 2.68 km³/año, lo que

representa 619 m³/persona/año. La Figura 4 muestra la distribución porcentual del consumo de agua, con respecto a los principales sectores en el país (The world's water, 2009)

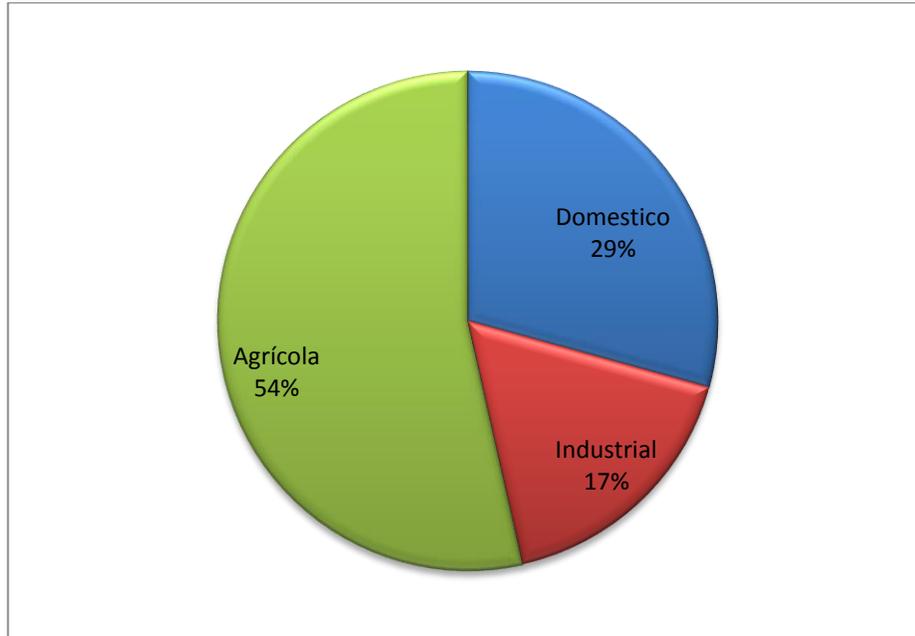


Figura 4. Consumo de agua por sector en Costa Rica (2000)

Fuente: World'sWater, 2009.

2.5 Población

Uno de los grandes problemas ecológicos que afronta el planeta en nuestra era es el acelerado crecimiento de la población. Durante la mayor parte de la estancia del Hombre en la tierra, el crecimiento poblacional ha sido relativamente lento y sin mayores consecuencias para la sostenibilidad de la tierra. Así, durante el período del año 10 000 AC al 500 AC, la población pasó de 5 millones a 100 millones de habitantes; en el 1300 DC alcanzó los 500 millones y a principios de los 1800 era de 1 000 millones. Pero en el año 1987, se registraban 5 000 millones de habitantes y en la actualidad hay casi 7 000 millones de habitantes (Estrada, 2009).

Otro fenómeno que se ha presentado en las últimas décadas ha sido la migración de los habitantes de zonas rurales hacia las grandes ciudades. En el año 1950, el

25% de la población mundial residía en zonas urbanas; en la actualidad, esa cifra es cercana al 50% (Estrada, 2009). El crecimiento rápido de la población que han experimentado ciudades como Sao Paulo o Bangkok; han sobrepasado el número de empleos y viviendas; generando una serie de problemas sociales, económicos y ambientales de difícil solución para los gobiernos. Consecuentemente, muchas personas viven en las favelas del Brasil o en las villas de miseria de Argentina, en condiciones de extrema pobreza (Estrada, 2009).

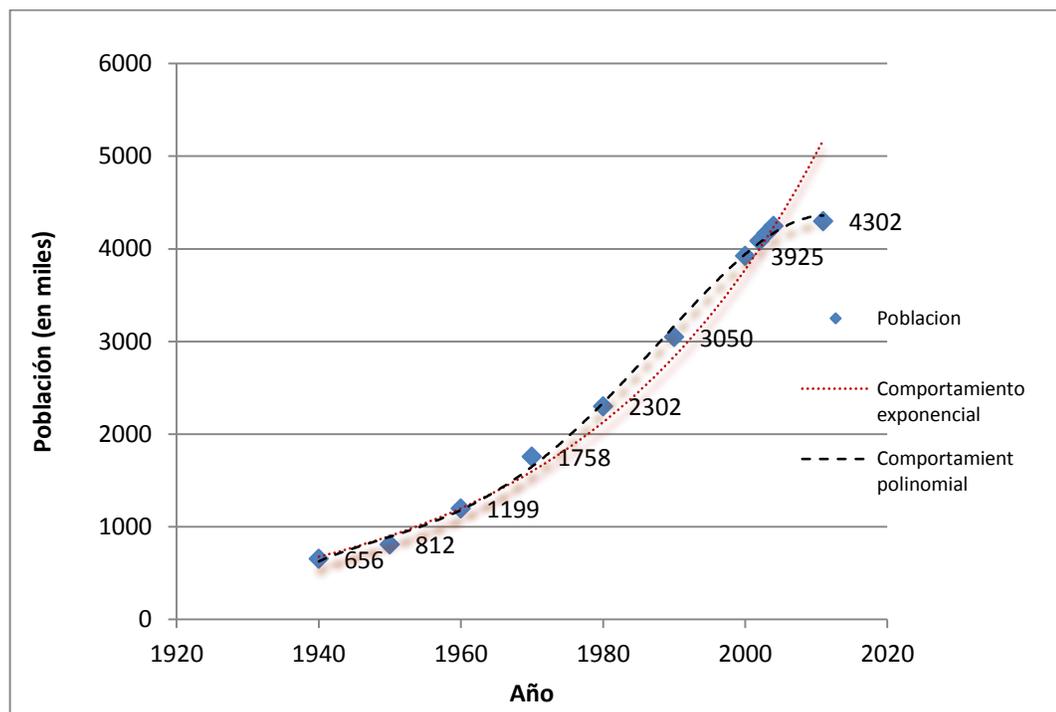


Figura. 5. Crecimiento poblacional en Costa Rica desde el año 1940.

Fuente: INEC, 2008 y 2011.

El problema de la contaminación del agua es similar en todos los países, en menor o mayor medida. El incremento en la población conlleva a la deforestación de los bosques para usos agrícolas, explotación maderera o desarrollo urbanístico, en todo el mundo. Usualmente se puede observar que zonas con mayor densidad poblacional, experimentan mayores niveles de contaminación (Baltodano, 2008).

El crecimiento poblacional del país, desde el año 1940, ha sido exponencial (Figura 5), excepto en los datos del 2002 al 2011, que presentan claramente una

disminución en el ritmo de crecimiento poblacional (INEC, 2008 y 2011). De mantenerse el ritmo en el crecimiento demográfico y el subsecuente incremento en los niveles de consumo que se registran en la población, habrá un reto adicional para las municipalidades y demás instituciones autónomas, principalmente por el incremento en el desecho de residuos sólidos y las aguas residuales tanto domésticas como industriales (Sevares, 2008).

Los últimos censos efectuados en el país muestran que, aproximadamente, el 70% de la población se ubica en las provincias de San José, Heredia, Alajuela y Cartago (Dobles, 2008).

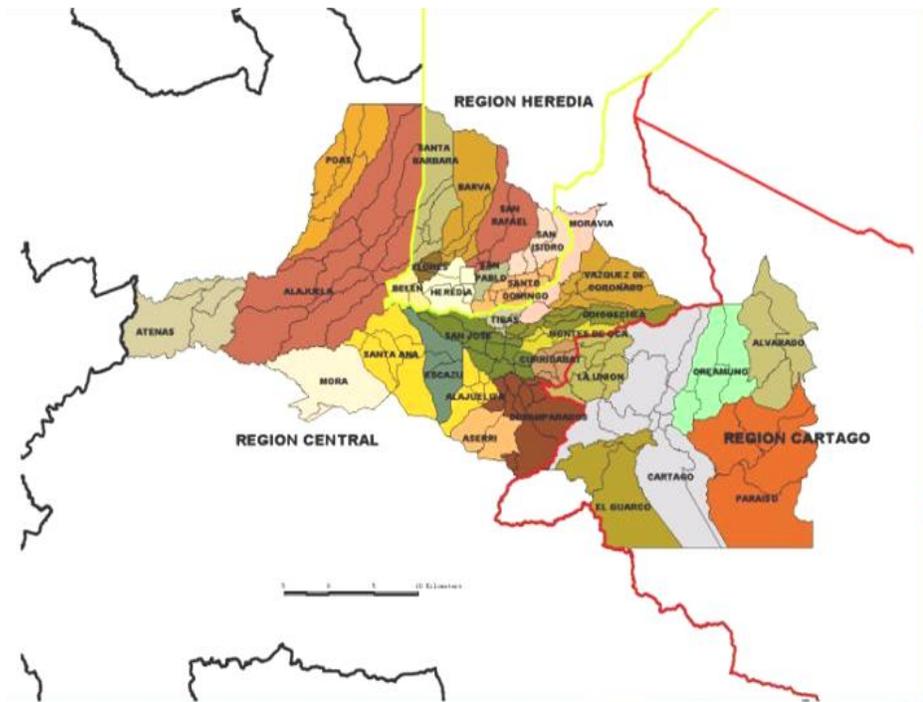


Figura 6: Mapa que incluye el Gran Área Metropolitana.

Fuente: Congreso Nacional del Recurso Hídrico, 2003.

Esta región constituye el GAM, la cual históricamente se ha venido desarrollando urbanísticamente en anillos concéntricos poblacionales, dos de los cuales se desarrollaron alrededor de San José, y el otro alrededor de la ciudad de Heredia (Figura 7). Las grandes extensiones de bosque que representaba tierra de alta calidad se fue reemplazando por cultivos agrícolas (como el café y la caña)

alrededor de los poblados, los que eventualmente fueron sustituidos por poblaciones cada vez más densas.

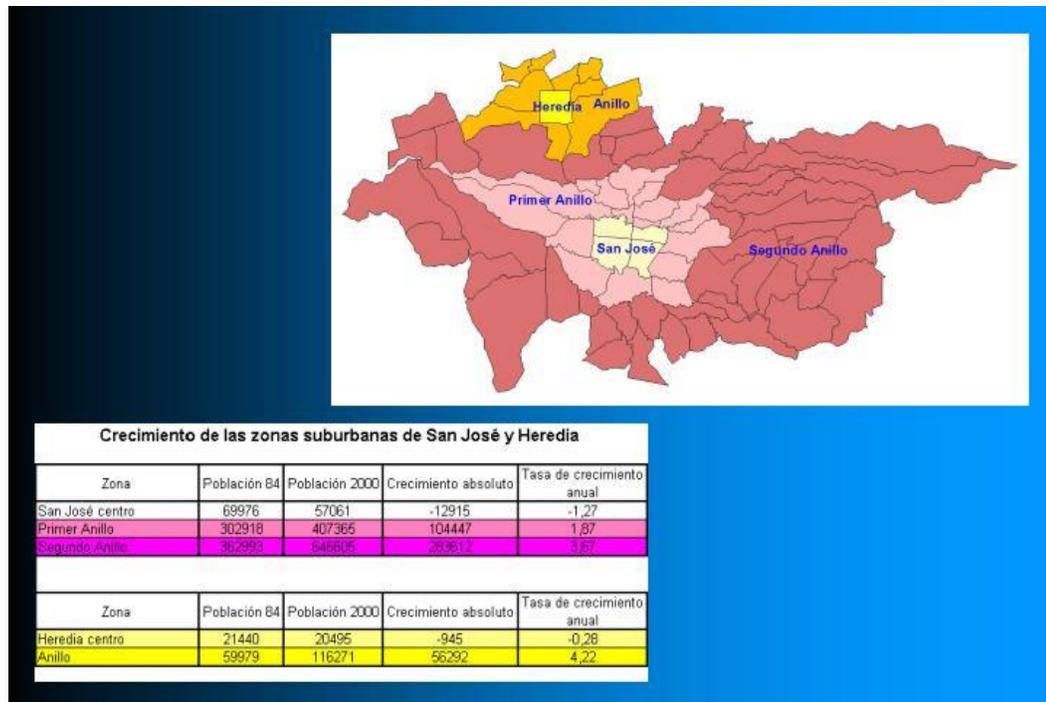


Figura.7. Desarrollo urbanístico de la ciudad de San José y Heredia por anillos.

Fuente: Congreso Nacional del Recurso Hídrico, 2003.

El crecimiento urbanístico altera las características hidrológicas de la cuenca, las características de su vegetación y suelo, debido al incremento de superficies impermeables. La escorrentía de aguas superficiales ocurre cuando el nivel de infiltración del suelo es sobrepasado por el nivel de la lluvia. El urbanismo incrementa la cantidad de aguas que ingresan a los ríos y disminuye la calidad de esas aguas. Estos impactos son causados por la disminución de la infiltración, y por lo tanto, la habilidad del suelo de asimilar los contaminantes; además, se incrementa el transporte de sedimentos y de materia orgánica (Cross, 2007).

La relación entre incremento de superficies impermeables -tales como edificaciones, carreteras, aceras- y el aumento de escorrentía es directa: un incremento de un 10-20% en superficies impermeables en un área, conlleva a un incremento en un 200% en escorrentía; un aumento de un 35-50% en impermeabilidad genera un aumento

de un 300% en escorrentía; un incremento de un 75-100% corresponde a un incremento de más de un 500%, respectivamente. Se considera que una impermeabilización de menos de un 10% tendrá un efecto no significativo en aguas superficiales cercanas (Cross, 2007).

El desarrollo convencional se enfoca principalmente en la recolección y remoción de las aguas de lluvia. Un mejor manejo estaría enfocado a la protección de zonas forestales a través de desarrollo en “clusters”, desarrollo de áreas impermeables por debajo de un 20%, uso de barreras de detención en caso de tormentas, protección de vegetación riparia y a evitar la construcción en zonas con pendientes grandes. Recientemente se está promoviendo el “Desarrollo de Bajo Impacto”; basado en promover infiltración antes que a la remoción de las aguas de lluvia; con prácticas como el uso de compostaje en suelos, pavimento permeable, cosecha de agua de lluvia, almacenamiento de agua de lluvia y techos verdes. Algunos países y gobiernos locales tienen programas destinados a utilizar agua de lluvia almacenada para uso en inodoros, irrigación, así como la reducción de zonas impermeables (Cross, 2007).

Dado que el GAM se ubica dentro de un valle, esta situación presenta el problema particular de que todo el valle actúa como un embudo gigantesco que recoge las aguas superficiales dirigiéndolas a las principales cuencas de la región (Figura 8). La deforestación causada en el pasado, primero por el desarrollo agrícola en la zona, y luego por el desarrollo urbanístico, ha venido incrementando los niveles de erosión del suelo lo que promueve la movilización de contaminantes hacia las zonas bajas del valle.

En las zonas altas, la filtración de contaminantes por lixiviación amenaza la calidad de los acuíferos, fuente importante de agua potable para la región. La pendiente pronunciada de estos suelos, promueve una erosión mayor, así como el movimiento de grandes volúmenes de sedimentos, pérdida de la biota acuática y el incremento de inundaciones en las zonas bajas. Este fenómeno es cada vez más frecuente, en parte causado por el efecto del cambio climático (Astorga, 2008). La ampliación de nuevas vías de transporte ya generó la primera señal de alerta al destruirse la capa

protectora rocosa de uno de los más importantes mantos acuíferos de nuestro país, durante los trabajos de construcción de una de las carreteras.

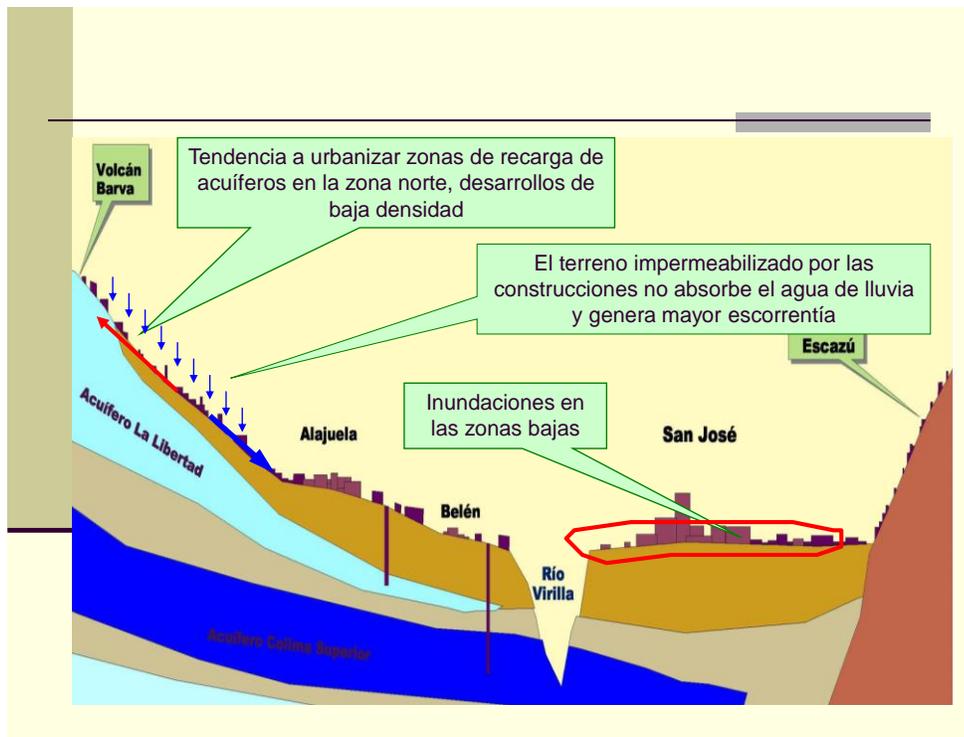


Figura 8: Corte transversal de la Cuenca del Tárcoles del Gran Área Metropolitana.
Fuente: Congreso Nacional del Recurso Hídrico, 2003.

2.6 Ríos

El uso del agua es el mejor indicador del grado de desarrollo social y económico de un país. El agua es un elemento esencial no solo para la preservación de la vida, sino también para la conservación de la flora y fauna en una región, lo que representa, en algunos casos, el atractivo turístico de la zona. Es un recurso finito: únicamente el 2.5 % del total de agua del planeta es dulce; de ese 2.5 %, el 70% es hielo, un 30% está en el subsuelo y únicamente un 1% es superficial (Sánchez, 2009).

La cantidad total de agua fresca que existe actualmente en el mundo puede satisfacer todas las necesidades de la raza humana si la misma estuviera uniformemente distribuida y fuera accesible (FAO, 2001; Nas, Bayram, Nas, and

Bulut, 2008). Diferentes regiones del mundo enfrentan distintos tipos de problemas asociados a la disponibilidad del recurso, su uso y control. Su conservación y su calidad están estrechamente vinculadas prácticamente a todas las actividades económicas y sociales en forma ineludible, así como a la salud de la población. Hay una relación directa entre la pobreza y el nivel de desigualdad al acceso al agua potable: a mayor desigualdad, hay mayor pobreza (Astorga, 2008).

La Organización Mundial de la Salud ha dicho que el 80% de las enfermedades del mundo se debe a problemas con el agua (AyA, 2003; OMCO, 2010; FAO, 2011). El agua, necesaria e indispensable para sostener la vida, también es portadora de enfermedades y muerte. La tifoidea, el cólera, la disentería, la diarrea y la hepatitis infecciosa, son cinco enfermedades que se transmiten por agua contaminada o por lavar alimentos, utensilios y manos en ella (OMS, 2009). La malaria y la fiebre amarilla son enfermedades transmitidas por vectores que se crían en el agua (OMS, 2011).

Costa Rica es un país privilegiado por la cantidad de ríos y mantos acuíferos que posee. Desafortunadamente, los niveles de contaminación de los ríos que atraviesan zonas de alta densidad poblacional, son altos (Calvo y Mora, 2008). Durante los últimos diez años, Costa Rica ha logrado notables avances en la expansión del acceso a los servicios de abastecimiento de agua, pero el sector enfrenta desafíos significativos debido a la reducida cobertura de los servicios de alcantarillado, la deficiente calidad del servicio y el bajo nivel de recuperación de costos (Astorga, 2008). En la actualidad, las aguas residuales domésticas son descargadas al alcantarillado sanitario o pluvial y, en última instancia, directamente a los cuerpos de agua superficial. La Cuenca del Río Tárcoles recibe 3 200 litros/segundo de aguas residuales sin tratar, lo que equivale a 276 millones de litros diarios (Astorga, 2008).

Se desconoce exactamente el número de mantos acuíferos y su condición, la cantidad de pozos existentes, el volumen de agua que se extrae o el número de empresas que tienen plantas de tratamiento de aguas residuales (Astorga, 2008; Calvo y Mora, 2007b). De acuerdo con el SENARA (2006), los acuíferos Barba y

Colima tienen aproximadamente una recarga de 9 720 litros/segundo y su extracción es de 9 870 litros/segundo, generando un déficit (Astorga, 2008). Se reporta que en el 73.8% del territorio nacional, los acuíferos tienen una vulnerabilidad alta o muy alta. No se perciben los recursos económicos de un 44% de los grandes usuarios del agua, porque se les permite explotar pozos pagando montos ínfimos (ABT Associattes, 1999). El Instituto Nacional de Acueductos y Alcantarillados (AyA) estima que existen unos 15 000 pozos en el GAM de los cuales únicamente 5 334 (33%) están autorizados (Astorga, 2008).

Los datos existentes muestran que la cobertura de la población con agua para consumo humano, al 2010 se estimaba en un 100%, siendo un 89.5% el correspondiente a cobertura para agua de calidad potable, considerando todo el territorio nacional. En el caso de AyA, que concentra sus servicios dentro del GAM y cuya cobertura representa al 50% de la población de todo el país, el 98.8% del agua que suple es de tipo potable. En las zonas rurales, la cobertura de agua potable es de un 71.6%. Con relación a servicios sanitarios, el 24.1% tiene acceso a red de alcantarillado y el 72.3% utilizan tanque séptico (AyA, 2011). El 97% de la población rural tiene acceso a un tanque séptico o letrina. Las únicas ciudades que cuentan con planta de tratamiento para las aguas residuales provenientes de vertidos domésticos son: Cañas, Liberia, Santa Cruz, Nicoya, El Roble y Pérez Zeledón, que representan apenas un 4% (Estado de la Nación, 2008).

Dos de las principales cuencas del país, los ríos Tárcoles y Reventazón, donde se asienta casi el 70% de la población, reciben las aguas residuales sin tratar provenientes de las ciudades de San José, Heredia, Alajuela y Cartago (Dobles, 2008). Los problemas de contaminación en las subcuencas se deben a las descargas de desechos líquidos y sólidos, principalmente de tipo doméstico e industrial. Menos del 10% de las empresas llevan a cabo un tratamiento previo antes de descargar sus aguas a un cuerpo receptor. Se estima que de las 3 500 industrias que están ubicadas en las áreas de influencia del río Virilla, solo el 5% posee una planta de tratamiento. Allí van a dar 250 000 metros cúbicos de agua al día sin tratar, lo que representa el 96% de las aguas residuales recolectadas por las

municipalidades (Dobles, 2008). Estas subcuencas presentan un alto crecimiento poblacional, no poseen un sistema adecuado para el manejo de las excretas y sus habitantes presentan niveles altos de mortalidad por diarrea y morbilidad alta por hepatitis (Pérez y Alvarado, 2003).

La cuenca del Río Grande de Tárcoles, ha sufrido un grave proceso de deterioro en la calidad de sus aguas (Calvo y Mora, 2008). Aunque esta contaminación es superficial, terminará afectando paulatinamente los cuerpos subterráneos usados en el suministro de agua para consumo humano, debido a la relación intrínseca que existe entre ambas.

Uno de los métodos recomendados en el Reglamento para la Clasificación y Evaluación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales en el país, es el Índice de Valoración Holandés. Se requiere el análisis de tres indicadores de calidad del agua y de acuerdo con el valor obtenido para cada parámetro, se asigna el puntaje ponderado por medio de valores numéricos de concentración previamente establecidos (Cuadro 1).

Cuadro 1. Clasificación de la calidad del agua, según el Código Holandés de colores

CLASE	PROMEDIO DE PUNTOS	CÓDIGO DE COLOR	INTERPRETACIÓN DE CALIDAD
1	3	AZUL	SIN CONTAMINACIÓN
2	4 – 6	VERDE	CONTAMINACIÓN INCIPIENTE
3	7 – 9	AMARILLO	CONTAMINACIÓN MODERADA
4	10 – 12	ANARANJADO	CONTAMINACIÓN SEVERA
5	13 - 15	ROJO	CONTAMINACIÓN MUY SEVERA

Fuente: MINAE, 2007

Un estudio llevado a cabo en el 2006 en la Cuenca del Río Tárcoles y el Reventazón, mostró el grado de contaminación en varios de los puntos muestreados (Calvo y Mora, 2007a, 2007b, 2008). Se evidenció la correlación que existe entre el nivel de densidad poblacional con relación a los niveles de contaminación encontrados. El

Cuadro 2 presenta la clasificación de cada uno de los puntos de muestreo por coloración en función del mes en estudio.

Cuadro 2. Clasificación de la calidad de agua en el GAM, por el Modelo Holandés

RIOS MUESTREADOS	ZONA	DENSIDAD POBLACIONAL	MES					
			Enero	Feb	Mar	Abr	May	Jun.
Tiribi-1	1	alta	moderado	severa	severa	moderado	moderado	moderado
María Aguilar	1	alta	moderado	muy severa	muy severa	muy severa	muy severa	severa
Tiribi-4	1	alta	moderado	severa	severa	severa	muy severa	moderado
Torres	1	alta	moderado	severa	muy severa	muy severa	muy severa	severa
Virilla-3	1	alta	moderado	moderado	severa	muy severa	severa	moderado
Virilla-1	1	alta	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Reventado	4	baja-media	incipiente	moderado	severa	muy severa	severa	severa
Purires	4	baja-media	incipiente	moderado	moderado	moderado	severa	severa
Agua Caliente	4	baja-media	incipiente	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Poas	3	baja	incipiente	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado
Alajuela	3	baja	incipiente	moderado	severa	moderado	moderado	moderado
Tizate	3	baja	incipiente	moderado	severa	moderado	moderado	moderado
Grande S.Ramon	3	baja	incipiente	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado
Virilla 6	3	baja	incipiente	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Virilla 5	2	media	severa	moderado	severa	muy severa	severa	moderado
Bermudez	2	media	severa	severa	severa	severa	severa	severa
Ciruelas	2	media	severa	severa	severa	severa	severa	severa
Segundo	2	media	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Uruca	2	media	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado

NIVELES DE CONTAMINACION:

■ ninguno
 ■ incipiente
 ■ moderado
 ■ severa
 ■ muy severa

Fuente: Calvo, G. y Mora J. 2007c

En general se observa que puntos de muestreo con baja densidad poblacional presentan niveles de contaminación entre “incipiente” a “moderada”. Poblaciones con densidad baja-media presentan un rango de contaminación entre “incipiente” a “severa”. Zonas con densidad media son predominantemente contaminadas en un nivel “severo” y las que son de densidad alta, presentan contaminación “severa” o “muy severa”. Existe una correlación positiva entre la densidad poblacional y el grado de contaminación de los efluentes. También se puede inferir que en la época más seca en el período de estudio, los niveles de contaminación son mayores (Calvo y Mora, 2008).

Al segregar la clasificación de los ríos en cada uno de sus componentes se observa que el grado de contaminación es diferente en cada uno de los parámetros que forman parte del Modelo Holandés (Cuadro 3).

Cuadro 3. Clasificación de la contaminación de los efluentes por parámetro

Ríos investigados	Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L)						Porcentaje de Saturación de Oxígeno (%)						Nitrógeno Amoniacal (mg/L)					
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun
Tiribí-1	severa	severa	severa	severa	severa	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
María Aguilar	severa	severa	severa	severa	severa	severa	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Tiribí-4	severa	severa	severa	severa	severa	severa	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Torres	severa	severa	severa	severa	severa	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Virilla-3	severa	severa	severa	severa	severa	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Virilla-1	severa	severa	severa	severa	moderado	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Reventado	severa	moderado	severa	severa	severa	severa	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Purires	severa	severa	severa	severa	severa	severa	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Agua Caliente	severa	moderado	severa	severa	severa	severa	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Poas	severa	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Alajuela	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Tizate	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Grande S. Ramón	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Virilla 6	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Virilla 5	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Bermudez	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Ciruelas	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Segundo	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado
Uruca	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	ninguno	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado

NIVELES DE CONTAMINACION:

■ ninguno
 ■ incipiente
 ■ moderado
 ■ severa
 ■ muy severa

Fuente: Calvo, G. y Mora J. 2007c

Así se infiere que los valores de porcentaje de saturación de oxígeno (PSO), asociados al OD, en la mayoría de los puntos muestreados oscilan entre valores correspondientes a la clasificación de “sin contaminación” hasta “moderada”. El estudio reveló que los valores de OD, de los cuales se obtienen los datos de PSO del Cuadro 3, presentan valores superiores a 5 mg/L de OD en la mayoría de los puntos de muestreo evaluados. El contenido de nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺) varía considerablemente, aunque esta variación está claramente relacionada con la densidad poblacional (Cuadro 2 y 3). Altos niveles de N-NH₄⁺ se relacionan con la presencia humana o el uso de fertilizantes. El parámetro que presenta los valores más altos de concentración corresponde a la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), los cuales se relacionan con la carga orgánica y que es directamente proporcional con la densidad poblacional, tal como se observa en los Cuadros 2 y 3 (Calvo y Mora, 2008).

La información anterior muestra que si bien la carga orgánica (DBO₅ y N-NH₄⁺) en los ríos es alta, en la mayoría de los casos, estos tienen capacidad de recuperarse,

si consideramos los buenos niveles que muestran en cuanto al oxígeno disuelto (Calvo y Mora, 2008).

2.7 Indicadores e índices de calidad del agua

La contaminación es la alteración nociva del estado natural de un medio como consecuencia de la introducción de un agente totalmente ajeno a ese medio (contaminante), causando inestabilidad, desorden, daño o malestar en un ecosistema, en un medio físico o en un ser vivo. El contaminante puede ser una sustancia química, una sustancia extraña o una forma de energía, y otras veces una sustancia natural. Existen muchos agentes contaminantes entre ellos las sustancias químicas (como plaguicidas, cianuro, herbicidas y otros), los residuos urbanos, el petróleo o las radiaciones ionizantes. Todos estos pueden producir enfermedades, daños en los ecosistemas o el medioambiente. Además, existen muchos contaminantes gaseosos que juegan un papel importante en diferentes fenómenos atmosféricos, como la generación de lluvia ácida, el debilitamiento de la capa de ozono, el calentamiento global y, en general, en el cambio climático. El incremento de agentes contaminantes en las aguas es cada vez mayor debido a actividades antropogénicas. Cada año se registran más de 1000 nuevos contaminantes en las aguas producto de la actividad industrial (Nas et al., 2008; Calvo, 2013).

La determinación de la calidad de un cuerpo de agua usualmente conlleva el análisis de una cantidad grande de indicadores. Estos se expresan en diferentes magnitudes y unidades, que difieren entre sí y con diferente comportamiento, en términos de su relación concentración-impacto (Abassi, 2009). Los indicadores son datos estadísticos o mediciones de una cierta condición, cambio de la calidad o del estado de lo que se evalúa. Si varios indicadores se integran de forma que generan un solo valor, se les denomina índices (FAO, 2001). Por tanto, un índice es usado para sintetizar una gran cantidad de información de muchas variables o indicadores, que se transforman en una sola variable y que es fácil de entender e interpretar.

Esa facultad de los índices de cuantificar, simplificar una cantidad grande de datos a un solo valor y comunicar información compleja, es lo que los ha hecho un medio

efectivo para comunicar información (Swarnee y Tyagi, 2007; León, 1992). Para que un índice sea práctico, debe de reducir una cantidad grande de indicadores a una forma más simple, proceso en el cual algo de la información se sacrifica. Sin embargo, un buen diseño del índice conlleva a que el valor suministrado por el índice sea representativo de la calidad del agua y de su tendencia (León, 1992). Los índices ayudan a tener un mejor entendimiento en asuntos referentes a la calidad del agua por parte del público y los tomadores de decisiones (Cude, 2001).

Los índices de calidad del agua han sido desarrollados para proporcionar una herramienta simple y concisa que sirve de apoyo en la gestión del recurso hídrico. Sin embargo, no proveen información definitiva sobre la calidad del agua para sus distintos usos, por lo cual se deben verificar los datos de cada indicador; sean químicos, físicos, biológicos o microbiológicos; tampoco pueden evaluar todos los peligros a la salud (Cude, 2001). Un índice puede ser representado por un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o un color (Fernández y Solano, 2007).

Torres *et al* (2009) y García (2012) recalcan las ventajas y limitaciones que presenta el uso de los índices. Dentro de las ventajas, se mencionan los siguientes:

- ✓ permiten mostrar la variación espacial y temporal de la calidad del agua
- ✓ son útiles en la evaluación de la calidad del agua para usos generales
- ✓ facilitan una fácil interpretación de los datos a los usuarios
- ✓ identifican tendencias de la calidad del agua y áreas problemáticas
- ✓ permiten priorizar evaluaciones de calidad del agua más detalladas
- ✓ mejoran la comunicación con el público y aumentan su conciencia sobre las condiciones de calidad del agua
- ✓ ayudan en la definición de prioridades con fines de gestión
- ✓ proporcionan un resumen de los datos
- ✓ son métodos simples, concisos y válidos para expresar la importancia de los datos generados regularmente en el laboratorio

Por otra parte, Torres *et al* (2009) hacen referencia a sus limitaciones:

- ✓ no proporcionan información completa sobre la calidad del agua
- ✓ pueden ser subjetivos y sesgados en su formulación

- ✓ no son de aplicación universal debido a las diferentes condiciones ambientales que presentan las cuencas de una región a otra
- ✓ se basan en generalizaciones conceptuales que no son de aplicación universal
- ✓ no pueden evaluar todos los riesgos presentes en el agua
- ✓ algunos científicos y estadísticos tienden a rechazar y criticar su metodología, lo que afecta la credibilidad de los ICA como una herramienta para la gestión

Además, los índices pueden presentar tres limitaciones: ambigüedad, eclipsado y rigidez. Problemas de ambigüedad se presentan cuando los indicadores muestran una calidad de agua aceptable, pero el índice muestra algo diferente. El eclipsado se da cuando el índice es incapaz de reflejar una calidad baja indicado por uno o más indicadores, dada la buena calidad de otros indicadores. La rigidez ocurre cuando al introducir una nueva variable para el cálculo del índice, se provoca que el valor del índice calculado tome valores inferiores (Swarnee y Tyagi, 2007).

A pesar de las desventajas que los índices puedan tener; sus ventajas, conveniencia y simplicidad de interpretación, han hecho que su uso crezca en forma acelerada en la última década. Los que más se mencionan en la literatura, están siendo objeto de revisión y adaptación en distintos países del mundo.

Se han desarrollado varios índices y ninguno es de uso universal (Nasirian, 2007). El primero fue de Horton en 1965 y a partir de esa fecha se han desarrollado varios que se diferencian entre sí en cuanto a los indicadores que lo conforman y la expresión matemática para su cálculo (Cude, 2001 y Nasiriam, 2007). Pueden estar expresados matemáticamente como una función lineal, del tipo exponencial, funciones de poder, por mencionar algunos. El uso de demasiadas variables para el cálculo del índice, produce una reducción en su sensibilidad a los cambios en el medio (Cude, 2001).

En algunos países del mundo y especialmente en Europa, se han incorporado el uso de clasificaciones de fauna bentónica o invertebrados, como una opción más (Gabriel, 2005; Goma, 2005; Korycinska, and Krolak. 2006; MINAE, 2007). También

se han publicado índices de calidad basados en una clasificación taxonómica en peces (Hued y Bistoni, 2005).

El desarrollo de un nuevo índice involucra usualmente 5 etapas (Fernández y Solano, 2007; de Armas *et al*, 1992; Patiño *et al*, 2013; González, 2006; SNET, 2013; García, 2012):

- a) selección de las variables o indicadores de calidad que se desean evaluar y formarán parte del nuevo índice
- b) elaboración de la expresión matemática para el cálculo del índice
- c) determinación de un factor de ponderación (W_i) para cada indicador basado en su importancia, en el caso que la expresión matemática lo contemple
- d) transformación de las unidades absolutas de medición de cada indicador a un subíndice (SI) de valores relativos adimensionales en escala de 0 a 100 (Cude, 2001; Nasiriam, 2007; León, 1992)
- e) cálculo del ICA, según la fórmula matemática y basada en la información anterior

Los puntos a y c se pueden obtener a través de entrevistas a expertos, por medio de grupos Delphi o por medio de uso de herramientas estadísticas, como lo es el uso de Análisis Estadísticos de Correlación Bivariada (Abassi, 2009; León, 1992, Fernández y Solano, 2007).

En general, los indicadores seleccionados deben tener relación con aspectos de la salud (presencia de microorganismos o metales pesados), así como aspectos físicos y químicos, que afecten la calidad del agua. Dentro de los indicadores más frecuentemente mencionados en la literatura están los coliformes fecales, pH, fosfatos, nitratos, conductividad, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos, sulfatos, cloruros, metales pesados como plomo, mercurio, cromo, dureza, alcalinidad, turbiedad y color; por mencionar algunos (Cude, 2001; de Armas *et al*, 1992; León, 1992; RIOCAUCA *et al*, 2004; González *et al*, 2013; Torres *et al*, 2009; Patiño *et al*, 2013).

El cálculo del subíndice (SI) ha sido derivado a partir de curvas de regresión lineales y no lineales originalmente desarrolladas por Dunnette en 1980 (Cude, 2001). Cude, Nasiriam, Dinius, Walski and Parker, así como Stoner, son algunos de los proponentes de varias fórmulas de cálculo del SI. Abbasi presenta tanto los gráficos como las fórmulas correspondientes para el cálculo del SI para un grupo importante de parámetros de calidad del agua (Abassi, 2009; Cude, 2001; León, 1992). García (2012) menciona cuatro metodologías generales para estandarizar los indicadores a valores SI:

- ✓ experiencia propia: basada en el criterio del autor.
- ✓ método Delphi: considera el promedio de la opinión de varios expertos.
- ✓ ecuaciones matemáticas: curvas construidas a partir de una fórmula matemática o viceversa.
- ✓ normatividad: generada a partir de los valores recogidos en diferentes normativas.

Es importante indicar que las fórmulas de cálculo propuestas por los distintos autores provocan comportamientos diferentes del SI con relación a la concentración del indicador. Estas diferencias se ven reflejadas en la sensibilidad del cálculo del índice, al clasificar la calidad del agua de un río, dando como resultado valores que no corresponden a la realidad. De ahí la importancia de llevar a cabo un estudio exhaustivo de las distintas propuestas, para seleccionar aquel tipo de cálculo del SI que se ajuste de la mejor forma posible a la zona en estudio, sus características particulares del entorno socio ambiental y a un uso particular del agua, además de la normativa existente en la región, relacionada a indicadores de calidad del agua.

Existen varias expresiones matemáticas para el cálculo del ICA. Una de las primeras fórmulas usadas desde tiempo atrás es la correspondiente a la fórmula (2). Este índice fue desarrollado y utilizado por Horton (1965) y Brown (1970), cuya fórmula de cálculo es utilizada aún en la actualidad. El valor de ponderación para cada indicador se puede obtener por encuesta a expertos, reunión con expertos (tipo Delphi) o por medio de información obtenida a través del análisis de Correlación Bivariada, como la de Pearson. Posteriormente se genera una serie de factores tal

que la sumatoria de los mismos sea igual a 1. A este tipo de fórmula se le conoce como cálculo para el promedio ponderado aritmético (Cude, 2001).

$$ICA = \sum_{i=1}^n Sli * Wi \quad (2)$$

donde:

Sli es el subíndice de cada indicador

Wi es el valor de ponderación para cada indicador según su importancia.

En el año 1994 se propuso una fórmula para el cálculo de un promedio cuadrado armónico no ponderado que supone una mejora de fórmulas anteriores, agregando una mayor sensibilidad a los cambios y tratando cada variable con igual ponderación con respecto al resto.

$$ICA = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{SI^2}}} \quad (3)$$

donde:

Sli es el subíndice de cada indicador

n es el número total de indicadores utilizados en el cálculo.

Las fórmulas que contemplan el uso de la ponderación en sus variables permiten que estas sean sensibles a cambios en aquellas variables altamente ponderadas. Por otra parte, se vuelven insensibles a cambios de variables menormente ponderadas que podrían ser relevantes pero que son ocultadas cuando las variables altamente ponderadas presentan valores cerca del ideal (Cude, 2001). Algunos investigadores consideran que es más importante sensibilidad a los cambios de cualquier variable, que sensibilidad a los cambios de aquellas variables con mayor ponderación (Cude, 2001).

Las dos fórmulas anteriores requieren del cálculo del subíndice SI con el fin de transformar la medición absoluta de cada indicador, que usualmente presentan magnitudes y unidades diversas, a un valor adimensional en una escala porcentual.

En general, una mayor concentración de un indicador en el río implica una, mayor contaminación y la tendencia del SI calculado es hacia valores cercanos al 0. Los valores del SI deben estar relacionados con los niveles de permisibilidad reportados en el reglamento. Información parcial de datos de permisibilidad se muestran en el Cuadro 10. Excepción al comportamiento antes mencionado lo muestran el oxígeno disuelto, el porcentaje de saturación de oxígeno, el pH y la alcalinidad.

Uno de los índices adoptados en Costa Rica para medir la calidad de las aguas superficiales es el Índice Holandés de Valoración de la Calidad para los cuerpos de agua superficiales, según decreto No. 25018-MEIC, publicado en La Gaceta 59 del 25 de marzo de 1996. El índice se basa en la obtención de un puntaje de acuerdo a tres indicadores analizados: la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), el oxígeno disuelto (OD) y el nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$). El OD es un parámetro que se mide en el campo y su valor máximo depende de la temperatura. Con la medición del OD, se puede calcular el porcentaje de saturación de oxígeno (PSO), indicador necesario para la clasificación de la calidad del agua. Por su parte, el $N-NH_4^+$ se refiere a la concentración de nitrógeno en el medio que se encuentra como amonio.

Cuadro 4. Asignación de puntaje para PSO, DBO_5 y del $N-NH_4^+$, según el Índice Holandés de Valoración de la calidad del agua

PUNTOS	PSO, %	DBO, mg/L	$N-NH_4^+$,mg/L
1	91 - 100	≤ 3	< 0.50
2	71 - 90 111 - 120	3.1 – 6.0	0.50 – 1.0
3	51 - 70 121 - 130	6.1 – 9.0	1.1 – 2.0
4	31 - 50	9.1 – 15	2.1 – 5.0
5	≤ 30 y > 130	> 15	> 5.0

Fuente: MINAE, 2007

De acuerdo con el valor obtenido para cada indicador, se asigna el puntaje correspondiente, según lo indica el Cuadro 4. La calidad, en términos de estas variables, se pondera con una puntuación la cual es el resultado de sumar el puntaje individual de cada indicador evaluado, según el Cuadro 4 (MINAE, 2007). Posteriormente se clasifica la calidad del agua al comparar esta ponderación con la información del Cuadro 5.

Cuadro 5. Clasificación numérica de las variables según la metodología del Índice Holandés de Valoración

CLASE	PROMEDIO DE PUNTOS	CÓDIGO DE COLOR	INTERPRETACIÓN DE CALIDAD
1	3	AZUL	SIN CONTAMINACIÓN
2	4 – 6	VERDE	CONTAMINACIÓN INCIPIENTE
3	7 – 9	AMARILLO	CONTAMINACIÓN MODERADA
4	10 – 12	ANARANJADO	CONTAMINACIÓN SEVERA
5	13 - 15	ROJO	CONTAMINACIÓN MUY SEVERA

Fuente: MINAE, 2007

Otro índice de valoración de la calidad, aceptado en Costa Rica, es el “Biological Monitoring Working Party” (MINAE, 2007), el cual ha sido modificado para su uso en nuestro país (BMWP-CR). Es un índice que se calcula sumando las puntuaciones asignadas a los distintos taxomas encontrados en las muestras de ríos de macro invertebrados. La puntuación depende del grado de sensibilidad del invertebrado a la contaminación. La presencia de ciertos tipos de invertebrados genera un puntaje el cual se suma, su valor va de 0 hasta unos 200 puntos y de acuerdo al resultado obtenido, se presentan 6 posibles niveles de la calidad del agua.

Cuadro 6. Clasificación de la calidad del agua en función del puntaje obtenido

BMWP	CODIGO DE COLOR	NIVEL DE CALIDAD
> 120		Excelente
101-120		Buena, contaminación incipiente
61-100		Regular
36-60		Mala, contaminada
16-35		Mala, muy contaminada
< 15		Muy mala, extremadamente contaminada.

Fuente: MINAE, 2007

La cantidad de indicadores que conforman un índice nuevo, debe reducirse al máximo permisible y debe estar compuesto por aquellos que expliquen la calidad de las aguas en grado significativo (Abassi, 2009; León, 1992). Usualmente constan de unos 10-15 indicadores y su naturaleza puede variar entre un ICA y otro. Asimismo, se debe evitar el uso de indicadores que son redundantes entre sí, así como la existencia de covarianza entre los mismos (León, 1992).

El Reglamento para la Clasificación y Evaluación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales divide en cinco clases los posibles usos que se le pueda dar al agua de los ríos (Cuadro 7).

Un ICA adecuadamente diseñado es una herramienta conveniente para el análisis de tendencias, advertir sobre situaciones particulares del ambiente y ayudar a los tomadores de decisiones gubernamentales en la evaluación de la efectividad de los programas regulatorios implementados.

Cuadro 7. Clasificación de los cuerpos de agua, según el uso potencial y el tratamiento que requieran

Usos \ Categorías	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Clase 5
Abastecimiento de agua para uso y consumo humano	Con tratamiento simple con desinfección	Con tratamiento convencional	Con tratamiento avanzado	No utilizable	No utilizable
Abastecimiento de agua para actividades industriales destinadas a la producción de algunos alimentos de consumo humano	Sin tratamiento previo o con tratamiento simple de desinfección	Con tratamiento convencional	Con tratamiento avanzado	No utilizable	No utilizable
Abastecimiento de agua para abrevadero y actividades pecuarias.	Sin limitaciones	Sin limitaciones	Sin limitaciones	Con limitaciones	No utilizable
Actividades recreativas de contacto primario.	Utilizable	Utilizable	No utilizable	No utilizable	No utilizable
Acuicultura.	Utilizable	Utilizable	No utilizable	No utilizable	No utilizable
Fuente para la conservación del equilibrio natural de las comunidades acuáticas.	Utilizable	No utilizable	No utilizable	No utilizable	No utilizable
Fuente para la protección de las comunidades acuáticas.	Utilizable	Utilizable	No utilizable	No utilizable	No utilizable
Generación hidroeléctrica.	Utilizable	Utilizable	Utilizable	Utilizable con limitaciones	Utilizable con limitaciones
Navegación.	No utilizable	No utilizable	Utilizable	utilizable	Utilizable
Riego de especies arbóreas, cereales y plantas forrajeras.	Utilizable	Utilizable	Utilizable	No utilizable	No utilizable
Riego de plantas sin limitación, irrigación de hortalizas que se consumen crudas o de frutas que son ingeridas sin eliminación de la cáscara.	Utilizable	Utilizable	No utilizable	No utilizable	No utilizable

Fuente: La Gaceta 178, 2007

2.8 Modelos matemáticos y la calidad del agua

Un modelo matemático es una descripción de un proceso o la predicción del resultado final de un proceso, expresado como una ecuación o conjunto de ecuaciones. Sirven para la predicción de valores futuros con base en variables predictoras, para la descripción o relación entre la variable dependiente y las distintas variables independientes o predictoras. También sirve para controlar el

comportamiento de un suceso, con base en esas variables predictoras o para la selección de aquellas variables que tienen mayor influencia en el comportamiento del modelo (Acuña, 2011).

En general, los modelos representan el entendimiento cualitativo que se ha adquirido a través de experiencia, entrenamiento, observaciones, datos experimentales en el laboratorio o en el campo, y que se integran a través de un modelo conceptual por medio de ecuaciones. En décadas recientes, se han desarrollado una serie de modelos matemáticos, pero que han sido de una cobertura y margen de acción en el tiempo bastante reducidos, por lo que su uso se ha visto limitado (Blenkner, 2008).

Un modelo de la calidad de agua es una herramienta que relaciona variables de calidad específicas del agua con procesos, por medio de una expresión o función matemática que los relaciona entre sí. Estos modelos son usualmente usados en la predicción de los cambios en la calidad del agua generados por cambios en uno o varios de los procesos correlacionados (Nas, Bayram, Nas, and Bulut, 2008). El estatus observado de un sistema en un momento en particular resulta de la interacción entre varios procesos simultáneamente, tanto naturales como antropogénicos. Influencias antropogénicas, tales como el desarrollo urbano, industrial o agrícola, con el consecuente aumento en el consumo hídrico y los procesos naturales, como lo son los cambios en la precipitación, erosión, sequías e inundaciones; generan una degradación de las aguas y pueden cambiar su uso (Nas *et al.*, 2008).

El empleo de modelos se ha incrementado recientemente debido a dos hechos: el advenimiento de las computadoras, así como la emisión de nuevas leyes y reglamentos para la protección del ambiente. En décadas recientes, se han desarrollado diferentes modelos matemáticos que permiten entender la respuesta de los ecosistemas a presiones ambientales singulares o particulares. Por otra parte, no existe un profundo conocimiento sobre la respuesta de esos ecosistemas a presiones ambientales múltiples (Blenkner, 2008).

En los modelos matemáticos, la relación entre las distintas variables se reemplaza por expresiones matemáticas simplificadas que representan el comportamiento de un sistema real. Existen varios tipos de modelos entre los que se pueden citar (Castillo, 2009):

- los modelos de simulación, que permiten determinar la respuesta del sistema frente a los diversos estímulos o entradas. Su expresión matemática más simple de este sistema es el de $Y = f(x)$
- los modelos de optimización, que permiten considerar las distintas opciones que conforman el sistema y seleccionar aquella que optimiza el uso de los recursos a un mínimo posible. Su expresión es de $\min \Sigma \text{ costo}$
- los modelos estocásticos o aleatorios, que tienen un componente desconocido por lo que el resultado posible está delimitado dentro de un rango, cuya ocurrencia está sujeta a un factor de probabilidad. Se expresa como $x = \bar{x} \pm \xi$ donde el último término representa la desviación probabilística con respecto a la media
- los modelos paramétricos, son aquellos en los que se desconoce los valores que puede tener una variable por lo que para su análisis, es necesario estimar los posibles valores que puede tomar la variable y así generar un rango posible como resultado del análisis

Una de las ventajas que presentan los modelos es que ayudan a predecir cambios futuros o distintas opciones de manejo de los ecosistemas, lo que representa un ahorro en dinero. A pesar de su gran valor, los modelos no son exactos y contienen simplificaciones de una realidad muy compleja.

Los modelos matemáticos de la calidad del agua presentan una gama de aplicaciones, entre las que se pueden mencionar (Castillo, 2009):

- utilidad predictiva. El uso de estos modelos ayudan a predecir el impacto ambiental que tendrían las distintas alternativas producto de la gestión en el manejo del recurso hídrico. Además, se puede evaluar el cambio en la calidad del agua de acuerdo a los diferentes escenarios de desarrollo que podrían darse en la zona o el generado por el control a las emisiones

- utilidad como herramienta de planificación. Las políticas de manejo de la calidad del agua requieren que primero se fijen metas de calidad. Por medio del modelo es factible definir los recursos que se requieren y determinar su costo-beneficio
- caracterización y conceptualización de problemas complejos. Los modelos una vez construidos, calibrados y validados permiten una comprensión de los mecanismos involucrados en los procesos de transformación de la calidad de las aguas
- evaluación del riesgo. Los modelos permiten valorar la posible ocurrencia de eventos críticos lo que a su vez, permite establecer políticas de prevención

El esfuerzo y costo involucrado con el uso de un modelo matemático es usualmente una pequeña fracción de su costo de implementación. Es este aspecto lo que hace al modelo una herramienta atractiva para ser usada como instrumento de análisis (Nas et al., 2008). Estos se pueden generar por el método de análisis de Regresión Lineal Multivariable.

La ecuación del modelo se estima utilizando lo que se conoce como Muestra de Entrenamiento (Acuña 2011), la cual consiste en n pares (x_i, y_i) entre la variable predictora y la variable respuesta. Además, durante el proceso estadístico, se debe reducir el número de variables, para que el modelo sea más parsimonioso. Existen varios programas estadísticos de cómputo que se utilizan para dicho propósito, entre los que destacan el SPSS y el MINITAB.

La robustez de la regresión se puede ver afectada por la presencia de valores influyentes que provocan un apalancamiento en el eje "y" (outliers) o en el eje "x" (punto de leverage alto). La presencia de valores influyentes importantes distorsiona el análisis de regresión y se manifiesta, además, en un menor coeficiente de determinación (R^2). Los valores influyentes se pueden detectar transformando los datos a residuales estandarizados. La prueba de falta de ajuste (lack of fit) muestra una serie de datos importantes dentro de los cuales están los residuales

estandarizados. Estos valores se evalúan por cualquiera de tres criterios: aquellos valores mayores a 2.0, los que son mayores a 2.5 y los mayores a 3.0.

Un modelo de regresión que se logre mejorar, va a mostrar un coeficiente de determinación mayor. Existen cuatro opciones para lograrlo, las cuales se analizan siguiendo el orden indicado a continuación:

- eliminar “outliers” y puntos de “leverage” altos representados por residuales estandarizados superiores a un criterio establecido.
- transformar la variable de respuesta (y), la variable predictora (x) o ambas.
- utilizar una curva de mejor ajuste, con la variable predictora en lugar de la lineal.
- conseguir más variables predictoras.

Tanto la segunda como la tercera opción tienen la desventaja del peligro de generar un modelo demasiado optimista (overfitting), además de requerir más trabajo. La curva de mejor ajuste se analiza y aplica para aquellos casos en que no se genere “overfitting”. La opción de graficación matricial (plot matricial) de MINITAB verifica la tendencia entre dos variables distintas. En aquellos casos que la relación no sea lineal, se transforman las variables predictoras con el programa CurveExpert para linealizar la curva.

La cuarta opción se aplica de último ya que la inclusión de un número cada vez mayor de variables, tiende a mejorar el valor de R^2 ajustado; sin embargo, lo que se busca es usar el menor número posible de variables para que el modelo sea más parsimonioso. Se debe hacer una reducción del número de las variables por las siguientes razones (Acuña, 2011):

- ✓ no todas las variables son igualmente importantes
- ✓ algunas variables pueden afectar la confiabilidad del modelo
- ✓ computacionalmente se trabaja mejor con un número reducido de variables
- ✓ resulta más económico y además, el modelo se hace más parsimonioso. Un modelo es más parsimonioso si logra ajustar los datos pero usando un número menor de variables

Existen cuatro métodos para la reducción de las variables; estos son: eliminación hacia atrás (“backwards”), eliminación hacia adelante (“forward”), eliminación paso a paso (“stepwise”) y el Cp de Mallows. Los tres primeros requieren de la especificación de un alfa de entrada y otro de salida; Acuña (2011) recomienda los valores de 0.05 y 0.15, respectivamente. Los dos primeros métodos adolecen del problema de anidamiento, pero da buenos resultados emplearlos todos y verificar los resultados encontrados en cada caso.

Estos métodos se ejecutan a través de varias etapas y se detienen, según los criterios dados de “entrada” y “salida”, que están relacionados con el nivel de significancia alfa. También se debe poner atención a la obtención del valor del R^2 ajustado acumulado, para decidir sobre la eliminación de variables que, aunque pueden ser aceptadas por el programa, carecen de relativa importancia para la modelación.

Esta reducción de variables la ejecuta el programa por medio de algoritmos efectuando análisis de correlaciones parciales, según se vayan valorando cada variable en forma independiente en cada una de las etapas del análisis estadístico. Por ejemplo; con el método Stepwise, cada una de las variables se va ingresando en cada etapa. En la primera etapa de valoración, ingresa la variable que tiene el CCPP mayor de todos, siempre y cuando cumpla con el alfa de ingreso; luego ingresa la segunda variable que tenga en ese momento la segunda mayor CCPP, momento en que el programa recalcula los CCPP y los valores alfa. Así se continúa, seguidamente, con otras variables en su criterio de ingreso, siempre y cuando cumplan con el alfa de ingreso. Si en algún momento particular del proceso, una variable ya ingresada cambia su alfa a un valor mayor al alfa de salida, es eliminada por el sistema pues ha reducido su nivel de correlación. Obviamente, aquellas variables cuyo alfa inicialmente superen al de salida, no son consideradas por el sistema (Acuña, 2011).

Durante el proceso de reducción de variables es necesario verificar posibles redundancias o colinealidad entre dos variables predictoras, lo cual redundaría en ambigüedad (Camacho, 2009). Para detectar tal relación se usan varias

metodologías; una de ellas es determinar el factor de inflación de la varianza (FIV) utilizando como criterio el de datos que muestren un $FIV > 10$. Además, se deben verificar los Coeficientes de Correlación Bivariados para determinar la existencia de valores cercanos a 1 entre dos variables, lo cual puede ser un indicio de colinealidad. Otro análisis que se puede efectuar es el de los valores conocidos como “eigenvalues” en los cuales valores cercanos a 0 son sinónimo de la misma situación. También, se recomienda prestar atención a valores de tolerancia menores a 0.01.

La medida de confiabilidad (bondad) del modelo se determina evaluando el Coeficiente de Determinación Ajustada (R^2 ajustado), en el cual valores igual o superiores a 75% son considerados satisfactorios (Acuña, 2011). También se deben analizar los datos relacionados con la comprobación de la adecuación del modelo y con el proceso de validación (Montgomery et al, 2012).

Un aspecto importante para la elaboración del modelo, es que los datos de campo correspondan a un rango de trabajo, lo más amplio posible para cada una de las variables consideradas. Esta condición permite la aplicación del modelo en otras microcuencas no estudiadas, siempre y cuando se cumpla que los datos que se usen como predictores estén dentro del rango de trabajo de datos que dieron origen la modelo, para cada variable (Montgomery *et al*, 2012).

La incertidumbre es un componente muy importante que debe ser incluido y considerado tanto en la toma de decisiones como para la mejora del modelo (Blenkner, 2008). Tres fuentes principales de incertidumbre deben considerarse:

- la incertidumbre que generó el procedimiento y los equipos de medición al momento de efectuar cada una de las mediciones. Este se puede determinar fácilmente a través de la desviación estándar al considerar las diferencias entre réplicas, y usualmente es relativamente pequeño.
- la incertidumbre propia del diseño experimental, que se puede calcular conociendo los valores residuales en función de las curvas de mejor ajuste.

- la incertidumbre de las mismas observaciones, la cual se hizo evidente al momento de calibrar y validar el modelo, pues habrá diferencias entre el valor calculado y el real.

El proceso de validación permite determinar el error de estimación, que congrega en un solo valor las tres incertidumbres antes mencionadas.

En la actualidad, los modelos matemáticos que se reportan en la literatura para predecir la calidad del agua, son modelos que toman en cuenta los indicadores fisicoquímicos y microbiológicos más comúnmente usados. Además, en el mejor de los casos, incluyen variables relacionadas con las características de la vegetación y la precipitación, en un lugar fijo de reducida extensión territorial (CEPIS, 2008). De ahí la novedad que tiene el desarrollo de este modelo, pues es mucho más amplio en su alcance y composición, como herramienta predictora.

Otra verificación preliminar importante antes de utilizar el modelo en una microcuenca, es la de evaluar la calidad de las aguas y su entorno, por un período de tiempo de varios meses. La comparación de los valores predichos con los observados debe de estar dentro del error de estimación y de la desviación standard, establecido para el modelo, como herramienta predictora, para usarlo con confianza.

2.9 Calibración y validación de los modelos

Los modelos de regresión son usados extensivamente para predicción o estimación, en análisis descriptivo, en la estimación de variables y también en control. Frecuentemente ocurre que el usuario del modelo es diferente al autor del mismo, por lo que es conveniente llevar a cabo procesos de validación (Montgomery *et al*, 2012).

Cuando se calibran varias variables en forma simultánea en el modelo, se corre el riesgo de que se aparte del sistema real. De ahí que el paso a seguir es comparar

el resultado dado por el modelo con el sistema real pero utilizando valores diferentes a los empleados durante el proceso de calibración (Castillo, 2009).

Montgomery (2012) distingue dos etapas: una es la comprobación de la adecuación del modelo y la otra es la validación del modelo. En el primero, se evalúan aspectos como el análisis de residuales, pruebas de falta de ajuste, la presencia de valores influenciales significativos en el eje X y Y, así como el ajuste del modelo de regresión. También en esta etapa es importante determinar la existencia de multicolinealidad entre variables independientes. En la segunda etapa, se llevan a cabo aquellas pruebas que nos confirmen si el modelo cumple su función adecuadamente.

Montgomery menciona tres técnicas diferentes para la validación de un modelo, que no necesariamente son excluyentes entre sí y más bien se pueden complementar una con otra:

- ✓ el análisis de los valores, signos y magnitudes de los coeficientes del modelo, que se complementan con la teoría, experiencia previa o simulación de resultados
- ✓ la recolección de datos nuevos para probar el modelo como predictor al compararlos con los datos reales
- ✓ la división de datos de campo en dos grupos en forma paralela, de tal modo que un grupo sirva para generar el modelo, mientras que el otro grupo se emplea para validar el modelo

2.10 Alcances y limitaciones del modelo

Un modelo es, por definición, una simplificación de una realidad compleja; sin embargo, su uso crece cada vez más con el tiempo. Una de las ventajas de los modelos es que nos ayudan a predecir cambios futuros o distintas opciones de manejo de los ecosistemas, lo que representa un ahorro en dinero. A pesar de su gran valor, los modelos no son exactos y contienen simplificaciones de una realidad muy compleja. La incertidumbre es un componente muy importante que debe ser

evaluada, incluida y considerada tanto en la toma de decisiones como para la mejora del modelo (Blenkner, 2008).

El análisis de Regresión Multivariable es una metodología estadística, útil para la creación de modelos, que goza tanto de una alta confiabilidad como de una amplia aplicación, prácticamente en cualquier campo del conocimiento y que ha tenido un auge importante con el advenimiento del uso de la computadora (Montgomery et al, 2012; Acuña, 2011). Montgomery (2012) afirma que es la herramienta estadística, probablemente, más utilizada en la actualidad.

Uno de los componentes de este modelo de predicción es el ICA, el cual sintetiza una gran cantidad de indicadores en una sola variable, fácil de entender e interpretar. Esta característica ha hecho de los índices un medio efectivo para comunicar información (Swarnee y Tyagi, 2007) de fácil interpretación (León, 1992).

Para que un índice sea práctico, debe de reducir una cantidad grande de indicadores a una forma más simple, proceso en el cual algo de la información se sacrifica. Sin embargo, un buen diseño conlleva a que el valor suministrado por el índice sea representativo de la calidad del agua y de su tendencia (León, 1992). Además, provee un mejor entendimiento en asuntos referentes a la calidad del agua por parte del público y los tomadores de decisiones (Cude, C.G. 2001).

No existe restricción en cuanto al número de variables predictoras en el modelo, pero la variable respuesta debe ser única. Un índice tiene la particularidad de agrupar una serie de indicadores de calidad en un solo valor, lo que resulta conveniente para el empleo en esta metodología estadística. El empleo de un ICA como variable respuesta se vuelve una condición necesaria para los modelos de regresión multivariable. Por otra parte, las variables predictoras pueden ser representadas por distintas variables ambientales que tengan incidencia en la calidad de las aguas.

La confiabilidad de un índice se verifica al comparar el valor obtenido en cada punto de muestreo, con relación al análisis de los valores reportados por cada indicador de calidad. El reglamento costarricense establece valores de permisibilidad para

cada indicador, de acuerdo a las distintas calidades o usos del agua. Debe existir concordancia entre la calidad reportada por cada indicador y el que nos indica un índice en forma global. Además, el uso del ICA holandés ya es un índice aceptado para Costa Rica por lo que el mismo se puede emplear como un ICA control para comparar la efectividad de otros índices.

Los ICAs sirven de apoyo en la gestión del recurso hídrico, pero no proveen información definitiva sobre la calidad del agua para sus distintos usos, por lo cual se deben evaluar los datos de cada indicador, sea químico, físico, biológico o microbiológico (Cude, 2001).

La aplicabilidad de un modelo a una microcuenca estará influenciada por la amplitud del rango de los datos de campo de cada predictor, que se usaron en su elaboración (Montgomery et al, 2012). Cuando se evalúe una zona nueva, se debe verificar que las variables predictoras del modelo que se vayan a utilizar, estén dentro del rango de trabajo usado para generar dicho modelo. De esta manera, la herramienta se usa para interpolar información y no para extrapolar, lo cual, aunque no es inviable, conlleva un mayor riesgo en el análisis.

El R^2 ajustado, la correlación entre cada variable predictora con respecto a la variable respuesta, así como la comprobación de la adecuación del modelo y el proceso de validación; son algunos de los mecanismos de análisis estadístico de que se dispone para valorar la confiabilidad de un modelo. En aquellos casos que el modelo se vaya a emplear en una zona particularmente nueva, es conveniente valorar su aplicabilidad. Para ello se evalúa la calidad de las aguas en forma directa, por un período de tiempo y se compara con el valor predicho, utilizando el modelo y sus variables predictoras, donde cualquier variabilidad detectada debe corresponder al error de estimación y la desviación estándar del modelo.

A pesar de sus limitaciones, tanto los ICAs como los modelos estadísticos siguen usándose cada vez más por las ventajas que proporcionan. Además, se debe tener presente que este tipo de herramientas va dirigido a un tipo de usuario que usualmente no tiene la capacidad de analizar y entender una cantidad grande de

datos. La etapa de verificación y validación de estas herramientas son las que nos indican la confiabilidad del modelo. Los usuarios primarios a los cuales va dirigido el uso de esta herramienta son personas que trabajan en programas de gestión ambiental, así como aquellos dedicados a labores de ordenamiento territorial.

3 METODOLOGÍA

Se analizaron varios índices de la calidad del agua superficial (ICAs) y sus respectivos indicadores, con el objeto de establecer su relación con variables del entorno socio ambiental. Las zonas de estudio seleccionadas para la creación del modelo fueron puntos de muestreo que pertenecen a microcuencas tanto del GAM como de la Península de Osa.

3.1 Ubicación de las áreas de estudio

Utilizando el criterio internacional de que las cuencas hidrográficas deben ser las unidades de planificación para el desarrollo de las comunidades (Sánchez, 2009), se seleccionaron tres cuencas para esta investigación, de las 34 que dividen a nuestro país: las cuencas del río Grande de Tárcoles, la del Reventazón y la Península de Osa (Figura 9). En el GAM vive el 70% de la población del país (Dobles, 2008), región que se ubica tanto en la cuenca del río Grande de Tárcoles como la del río Reventazón. En cambio, la cuenca de los ríos de la Península de Osa se caracteriza por su baja densidad poblacional.

Los criterios de selección de las microcuencas, que pertenecen a estas tres microcuencas, se llevó a cabo considerando las siguientes variables ambientales: densidad poblacional y habitacional, tipo de tratamiento a las aguas residuales domésticas, grado de contaminación de los ríos, textura y grado de inclinación del suelo, tipo de cobertura de la tierra, precipitación pluvial en la zona de estudio (Cuadro 8)

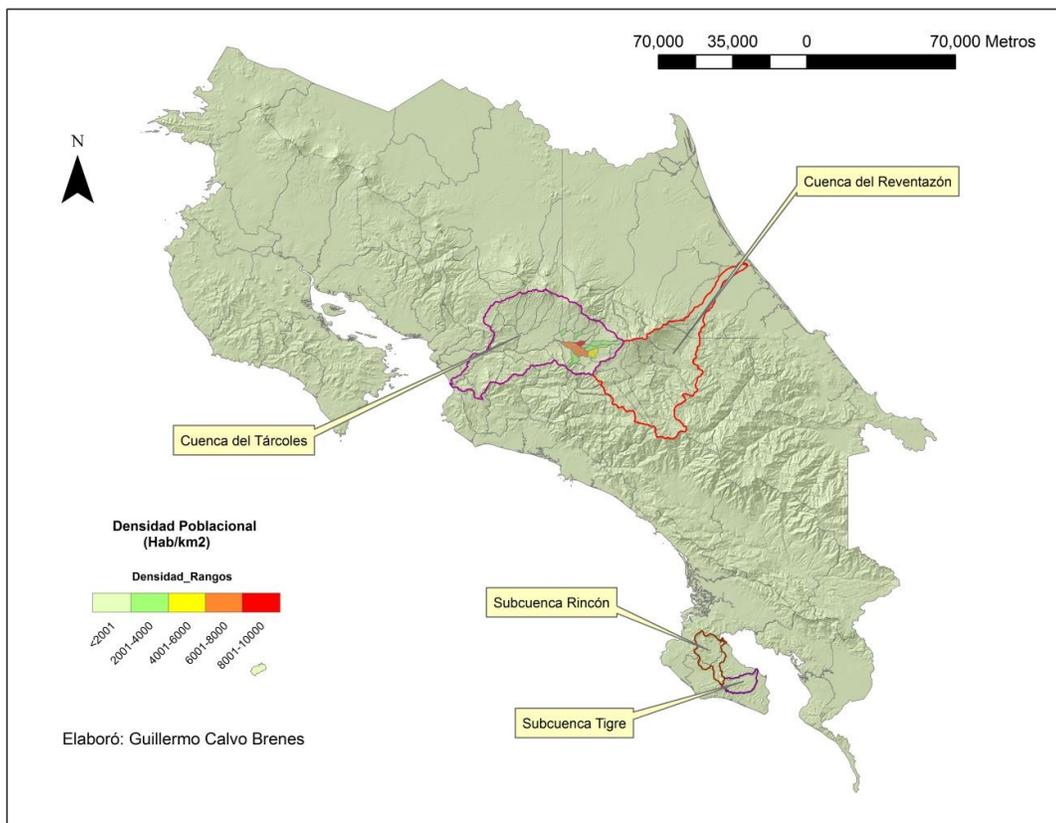


Figura 9. Ubicación de las zonas de muestreo en el GAM y la Península de Osa en Costa Rica.
Fuente: Guillermo Calvo, 2013

Cuadro 8. Cuencas y microcuencas seleccionadas para el estudio.

CUENCA	MICROCUENCA
Río Grande de Tárcoles	Río Agres
	Río Cañas
	Río María Aguilar
	Río Poás
	Río Segundo
	Río Torres
Río Reventazón	Río Birrís
	Río Purires
Ríos de la Península de Osa	Río Rincón
	Río Tigres

Otro criterio empleado es que las características ambientales que presentó cada punto de muestreo fueran diferentes entre sí y que, también, el rango de datos obtenido sea lo más amplio posible. Cada microcuenca presenta una parte alta, otra media y una baja, cuyas características ambientales son diferentes entre sí, tales como su densidad poblacional o la cobertura boscosa. Por lo tanto, resultó conveniente estudiar la zona alta, media y baja en forma individual.

Utilizando los criterios anteriores, se seleccionaron treinta puntos de muestreo distribuidos de la siguiente manera: seis ubicados en dos subcuencas de los ríos de la Península de Osa (ríos Tigre y Rincón), seis que pertenecen a la cuenca del río Reventazón (ríos Purires y Birris) y los restantes dieciocho que se encuentran dentro de la cuenca del Tárcoles (ríos Poás, Agres, María Aguilar, Torres, Segundo y Cañas). La ubicación de cada uno de estos puntos de muestreo se observa en las Figuras 10 y 11.

El monitoreo de los sitios fue por un período de 12 meses iniciando en noviembre del 2010 y finalizando en octubre del 2011.

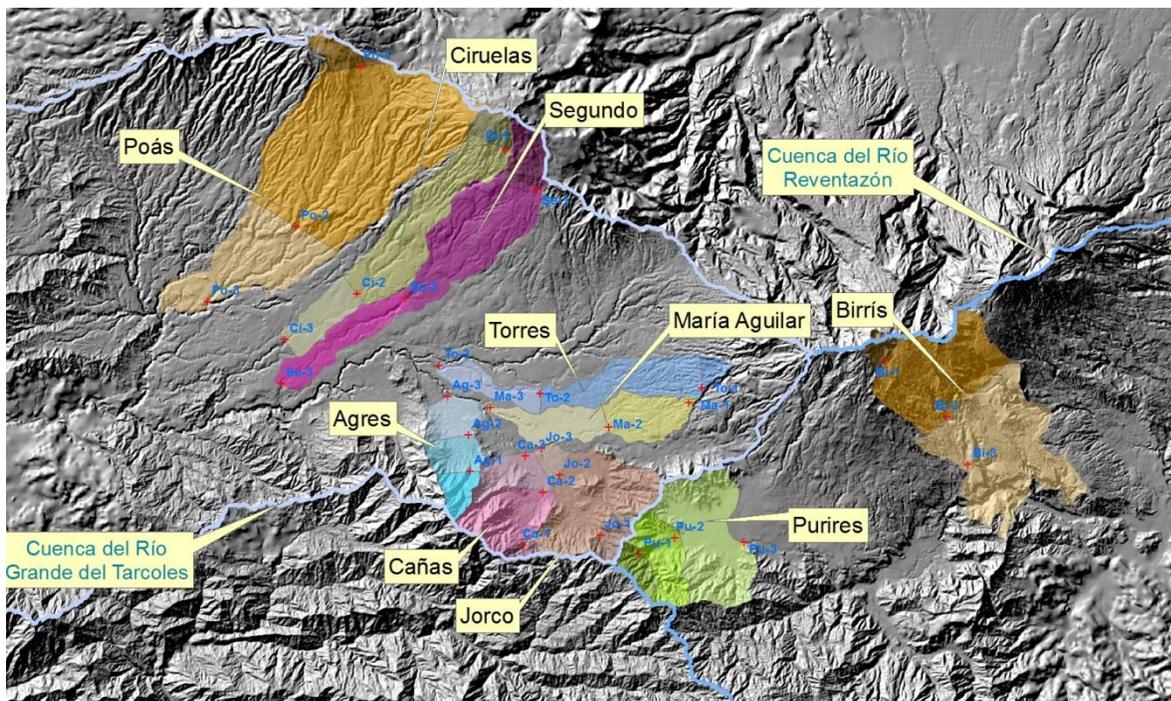


Figura 10. Microcuencas seleccionadas pertenecientes a las cuencas del Tárcoles y el Reventazón.

Fuente: Guillermo Calvo, 2013.

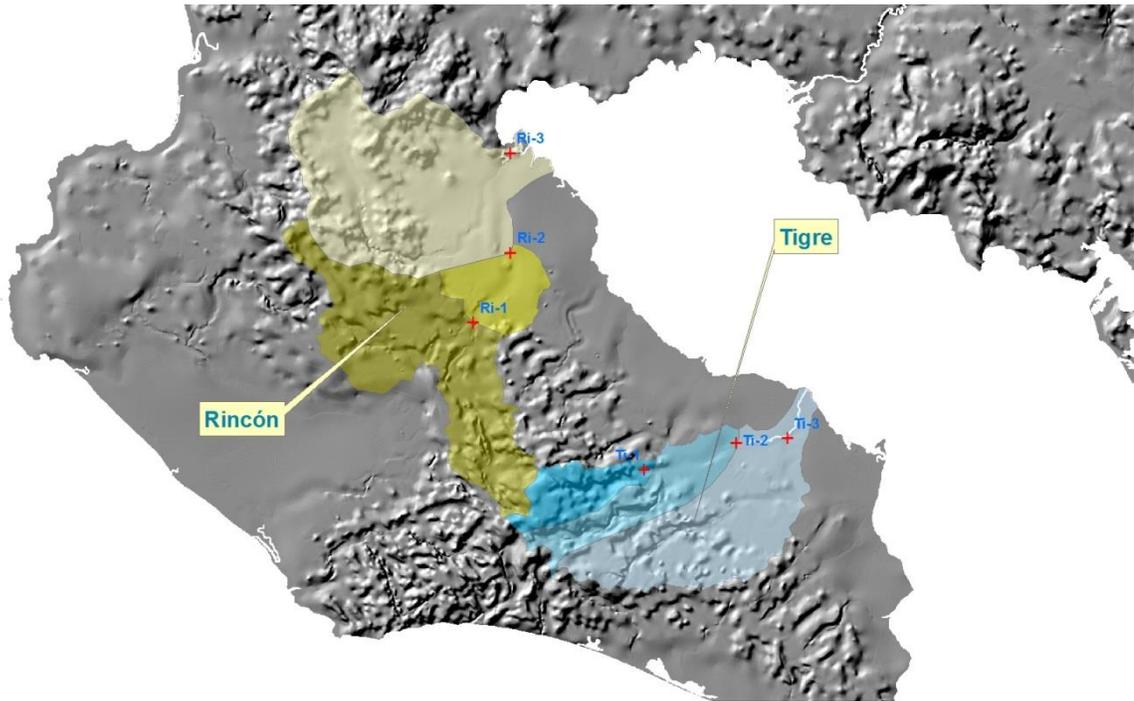


Figura 11. Subcuencas seleccionadas pertenecientes a la Península de Osa.

Fuente: Guillermo Calvo, 2013.

La georeferenciación de cada uno de los puntos de muestreo fue como se indica en el Cuadro 9.

3.2 Evaluación de los indicadores de la calidad del agua

Los indicadores que se usaron para el cálculo del ICA empleando las fórmulas 2 y 3, fueron los propuestos por León (1992), cuyas zonas de estudios tienen similitud con los ríos de Costa Rica. Estos indicadores son: oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, pH, sólidos suspendidos totales, coliformes fecales, nitratos, amoníaco, fosfatos, fenoles, alcalinidad, dureza y cloruros.

Cuadro 9. Posición de los puntos de muestreo en el GAM y la Península de Osa

Código	Ubicación	Coordenadas Geográficas		Altitud (m)	Características ambientales
		Latitud Norte	Longitud Oeste		
Ma-1	Inicial	9°52'9.47"	84° 6'11.93"	1517	Alta densidad poblacional.
Ma-2	Intermedio	9°55'2.30"	84° 2'2.80"	1152	Cobertura boscosa reducida.
Ma-3	Final	9°55'49.66"	84° 6'56.32"	1028	Alto desarrollo urbano
To-1	Inicial	9°56'38.46"	83°58'12.01"	1625	Alta densidad poblacional.
To-2	Intermedio	9°56'24.06"	84° 4'52.80"	1113	Cobertura boscosa reducida.
To-3	Final	9°57'32.32"	84° 9'2.68"	914	Alto desarrollo urbano
Se-1	Inicial	10° 4'45.95"	84° 4'59.42"	1808	Media densidad poblacional.
Se-2	Intermedio	10° 0'17.92"	84°10'25.59"	929	Cobertura boscosa media.
Se-3	Final	9°56'47.26"	84°15'34.10"	715	Actividad industrial y agrícola
Ri-1	Inicial	8°36'11.78"	83°29'48.84"	37	Baja densidad poblacional.
Ri-2	Intermedio	8°38'19.56"	83°28'40.47"	20	Cobertura boscosa alta.
Ri-3	Final	8°41'23.41"	83°28'40.95"	24	Actividad agrícola alta
Ti-1	Inicial	8°31'39.77"	83°24'32.97"	108	Baja densidad poblacional.
Ti-2	Intermedio	8°32'28.66"	83°21'43.30"	45	Cobertura boscosa alta.
Ti-3	Final	8°32'37.45"	83°20'8.77"	0	Actividad agrícola alta
Ca-1	Inicial	9°50'12.09"	84° 5'35.47"	1381	Media densidad poblacional.
Ca-2	Intermedio	9°52'21.38"	84° 4'45.98"	1135	Cobertura boscosa media.
Ca-3	Final	9°53'51.73"	84° 5'28.78"	1087	Actividad agrícola reducida
Ag-1	Inicial	9°53'12.59"	84° 7'46.89"	1417	Media densidad poblacional.
Ag-2	Intermedio	9°54'42.18"	84° 7'50.62"	1132	Cobertura boscosa media.
Ag-3	Final	9°56'18.02"	84° 8'41.97"	956	Desarrollo agrícola reducido
Po-1	Inicial	10° 9'45.85"	84°12'16.83"	1922	Media densidad poblacional.
Po-2	Intermedio	10° 3'14.06"	84°14'57.01"	920	Cobertura boscosa alta.
Po-3	Final	10° 0'10.08"	84°18'36.84"	591	Desarrollo agrícola alto
Pu-1	Inicial	9°49'49.17"	84° 0'47.12"	1481	Baja densidad poblacional.
Pu-2	Intermedio	9°50'29.70"	83°59'19.15"	1348	Cobertura boscosa alta.
Pu-3	Final	9°50'18.73"	83°56'27.08"	1337	Actividad agrícola alta
Bi-1	Inicial	9°57'44.54"	83°50'37.78"	2808	Baja densidad poblacional.
Bi-2	Intermedio	9°55'27.07"	83°48'4.68"	1593	Cobertura boscosa baja.
Bi-3	Final	9°53'30.24"	83°47'12.90"	1201	Actividad agrícola alta

Nota 1: La codificación de los puntos de muestreo es: Ma=María Aguilar, To=Torres, Se=Segundo, Ri=Rincón, Ti=Tigre, Ca=Cañas, Ag=Agres, Po=Poas, Pu=Purires, Bi=Birris.

Nota 2: El número posterior al código en cada celda de la columna titulada "código" es:
1=zona alta 2= zona media 3= zona baja.

Además, se analizaron otros indicadores para proponer un ICA nuevo. La selección de los indicadores fisicoquímicos y microbiológicos evaluados en esta tesis, se fundamentó en los estudios comparativos entre los ICAs más renombrados en la literatura, cuya revisión fue hecha por de Armas (de Armas, Rodríguez, Zayas, Fernández y López, 1992), León (1992), RIOCAUCA (RIOCAUCA, CVC, EIDEMAR

y Universidad del Valle, 2004), González (González, Caicedo, y Aguirre, 2013), Torres (Torres, Cruz, y Patiño, 2009) y Patiño (Patiño, Holguín, Barba, Cruz, Ramírez, Duque, y Baena, 2013).

El indicador microbiológico de coliformes fecales se seleccionó por ser el establecido en el reglamento (MINAE, 2007). Además, Cude (2001) reporta una correlación existente entre los coliformes fecales, los coliformes totales y la E. coli.

Los indicadores VOCs seleccionados y que corresponden a compuestos orgánicos volátiles que pueden afectar el ambiente y la salud humana, provino del criterio de experto del Laboratorio de Análisis Ambiental de la Escuela de Ciencias Ambientales de la UNA.

Los indicadores evaluados fueron los siguientes:

- indicadores fisicoquímicos. Se evaluó, cada mes, la turbiedad, el pH, el caudal, la temperatura, la conductividad, la demanda bioquímica de oxígeno, el oxígeno disuelto, el porcentaje de saturación de oxígeno, el nitrógeno amoniacal, los nitratos, los fosfatos, los sulfatos, los cloruros, los sólidos suspendidos totales, los sólidos disueltos totales, los fenoles, la alcalinidad, la dureza total, y de los metales: el contenido de plomo, cromo total, cobre, magnesio y calcio. La metodología tanto para el análisis como la toma de la muestra de estos indicadores fue la establecida en el “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005).
- indicador microbiológico. El indicador de calidad microbiológico evaluado fue el de coliformes fecales cuya metodología de análisis y de muestreo está descrito en el “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005).
- indicadores de compuestos orgánicos volátiles (VOC's). Estos son: benceno, etilbenceno, p-xileno, estireno, tolueno, m-xileno, o-xileno, isopropilbenceno, 1,3,5-trimetilbenceno, sec-butilbenceno, ter-butilbenceno, 1,2,4-trimetilbenceno, n-propilbenceno, p-isopropilbenceno, n-butilbenceno, naftaleno, 1,2-diclorobenceno, hexaclorobutadieno, 1,2,3-triclorobenceno.

3.3 Cálculo del índice de calidad del agua (ICA).

El cálculo del ICA con la fórmula 2, se efectuó utilizando los indicadores y los valores de W_i recomendados por León (1992), codificado como ICA-2a-León.

$$ICA = \sum_{i=1}^n S_{li} * W_i \quad (2)$$

donde:

S_{li} es el subíndice de cada indicador

W_i es el valor de ponderación para cada indicador según su importancia.

También se generó otro ICA (ICA-2a-Gmo) usando la fórmula 2 y los indicadores de León, pero calculado el W_i por medio de la fórmula 4. El W_i de cada variable de calidad se calculó utilizando los valores del Coeficiente de Correlación de Pearson (r), usando el programa estadístico SPSS, el cual determinó el valor de la correlación al comparar el comportamiento de cada indicador con respecto a la variación del índice.

$$W_i = \frac{r_a}{\sum_0^n r_i} \quad (4)$$

donde:

r_a es el coeficiente de correlación de Pearson de cada indicador.

$\sum_0^n r_i$ es la sumatoria de cada uno de los coeficientes de correlación.

El ICA codificado como ICA-4a-León se calculó usando la fórmula 3 y los indicadores que recomienda León (1992).

$$ICA = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{S_i^2}}} \quad (3)$$

donde:

S_{li} es el subíndice de cada indicador

n es el número total de indicadores utilizados en el cálculo.

Además, se incluyó el Índice Holandés cuyo cálculo se efectuó siguiendo el procedimiento descrito en el Reglamento para la Clasificación y Evaluación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales (MINAE, 2007).

También se propusieron dos nuevos ICAs empleando las fórmulas de cálculo 2 y 3, en las cuales se determinó el índice empleando todos los indicadores fisicoquímicos y microbiológicos ponderamos igualmente y con el apoyo de herramientas estadísticas se generó un índice más parsimonioso. Los programas de SPSS y MINITAB, permitieron eliminar aquellos indicadores que no tienen correlación estadísticamente significativa con los ICAs nuevos, y por otro lado, deja aquellos que sí la tienen. Las metodologías usadas con tal fin fueron “Stepwise” y “Cp de Mallows”. En el caso de la fórmula 2 fue necesario, además, determinar el W_i para cada indicador, siguiendo el procedimiento estadístico anteriormente descrito.

El cálculo del SI se llevó a cabo empleando las expresiones matemáticas dadas por Cude, Nasirian, Dinius, Prakash, Prati, Walski-Parker y Stoner, que detallan en forma clara y precisa la forma de calcularlos (Abbassi, 2002; Cude, 2001a; Nasirian, 2007). El comportamiento gráfico de las curvas (SI vrs concentración del indicador) se comparó con la información establecida en nuestra reglamentación y con las condiciones ambientales del país.

En los casos que las fórmulas de cálculo del SI resultaron diferentes a lo establecido por nuestra legislación, se procedió a establecer una nueva forma de cálculo. Estas se obtuvieron siguiendo el procedimiento descrito por Fernández (2007), que consistió en graficar valores prefijados de SI (%) en función de la concentración de cada indicador, considerando los ámbitos de permisibilidad indicados en el reglamento (MINAE, 2007). De esta forma, el valor inferior de permisibilidad de la clase 1 se asoció con un valor de SI=100%; al valor inferior de la clase 2 se le asignó un SI=90; al límite inferior de la clase 3 le correspondió un SI=80%; el límite inferior de la clase 4 se relacionó con un SI=50% y, finalmente, el límite inferior de la clase 5 se asoció con un valor de SI=20%, tal como se muestra en el Cuadro 10. Para los indicadores que no presentan información en el reglamento sobre los niveles de permisibilidad por clase, se consideraron los datos de campo obtenidos para generar las curvas, así como información disponible en fuentes bibliográficas internacionales disponibles (EPA, 1988; Wyoming Department of Environmental Quality, 1998; Morkens, 2000; Department of Environmental Conservation, 2011;

International Water Institute, 2004; Enderlein, 2010; EPA, 2012; EPA, 2008; Natural Resources Board, 2011).

La escala de clasificación por categorías y colores, que resulta ser una herramienta útil por su fácil interpretación, se diseñó con información del National Sanitation Foundation (NSF) y el ICA de Oregon (Universidad de Pamplona, 2013), Ott (1978), el CETESB (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, 2004), el IDEAM (2010), Gerrero (2005), la Alcaldía Mayor de Bogotá (2011), el índice de Dinius (González, Caicedo y Aguirre, 2013), así como el ICA de Rojas y el ICAUCA (Torres, Cruz y Patiño, 2009).

Cuadro 10. Niveles de concentración permitidos para varios indicadores, según cada clase de calidad del agua

Parámetros Complementarios (Unidades)	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Clase 5
Turbiedad (UNT)	<25	25 a <100	100 a 300	(1)	(1)
Temperatura (°C)	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)
Potencial de hidrógeno (pH)	6,5 a 8,5	6,5 a 8,5	6,0 a 9,0	5,5 a 9,5	5,5 a 9,5
Nitratos, NO ₃ ⁻ (mg N /L)	<5	5 a <10	10 a <15	15 a <20	>20
Demanda Química de Oxígeno (mg/L)	<20	20 a <25	25 a <50	50 a <100	100 a 300
Cloruros (como Cl) (mg/L)	<100	100 a 200	NA	NA	NA
Fluoruros (como F) (mg/L)	<1,0	1 a 1,5	NA	NA	NA
Color (Pt-Co)	2,5 a 10	10 a 100	(1)	(1)	(1)
Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	<10	10 a 25	25 a 100	100 a 300	>300
Sólidos Disueltos (mg/L)	<250	250 a <500	500 a 1000	>1 000	> 1 000
	SI = 100 %	90%	80%	50%	20%

Fuente: La Gaceta, Diario Oficial, #178, 2007

La obtención de las curvas de mejor ajuste para cada indicador en que fue necesario presentar una nueva propuesta, se hizo con la ayuda del programa de cómputo CurveExpert Version 1.34.

3.4 Parámetros meteorológicos

Se utilizó información de precipitación pluvial reportada por cada estación meteorológica, por el efecto que esta tiene en la calidad del agua (Aparicio, 2009). Con la información provista, se generaron las siguientes variables: precipitación total mensual acumulada (mm), precipitación promedio (mm), precipitación diaria (mm), precipitación acumulada durante el día anterior y el mismo día del muestreo (mm).

La información sobre la precipitación pluvial diaria (mm) durante el período de estudio, se obtuvo con la colaboración del Instituto Meteorológico Nacional (IMN).

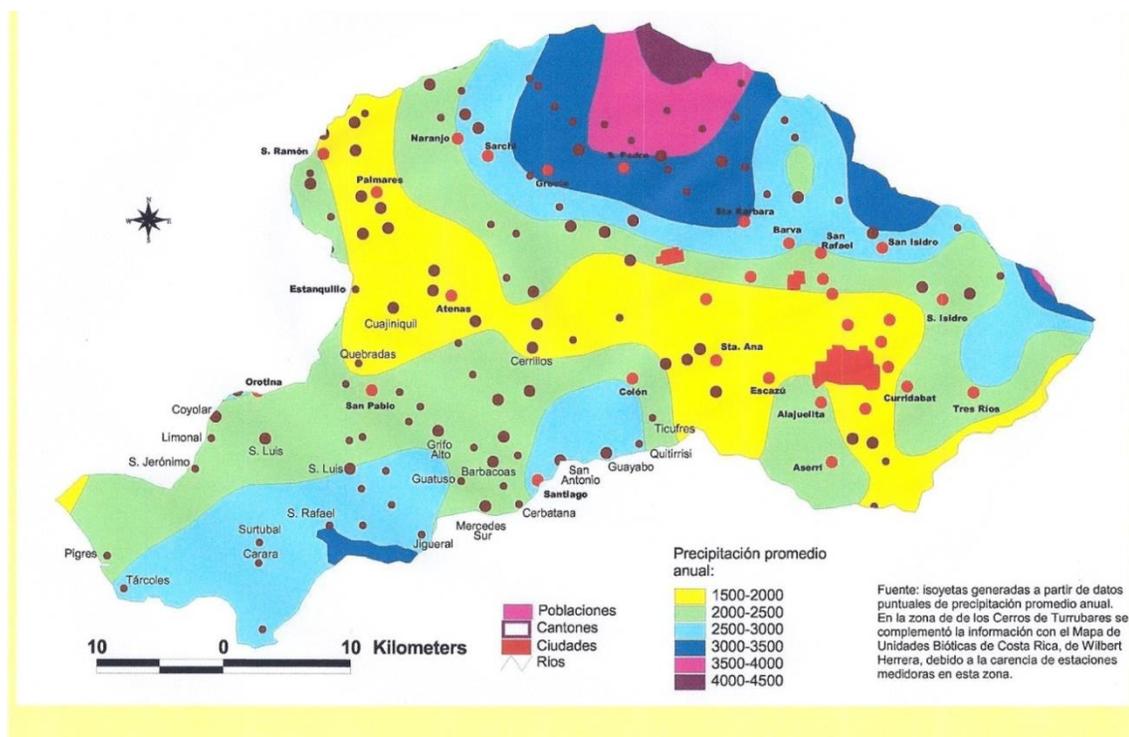


Figura 12. Distribución de los niveles de lluvia en la Cuenca del Río Tárcoles.

Fuente: Plan Nacional de Desarrollo Urbano, 2003.

El instituto suministró una base de datos, con la localización geográfica de 158 estaciones, localizadas en el GAM y en la Península de Osa, de las cuales se seleccionaron 53 estaciones; desafortunadamente, varias de ellas estaban fuera de funcionamiento.

En la Península de Osa se efectuaron mediciones de precipitación en tres puntos distintos: la Fundación Neotrópica, localizada cerca de Rincón; un puesto del IMN cerca del pueblo Dos Brazos; y en el puesto de vigilancia Los Patos del MINAE.

La ubicación geográfica de las estaciones de medición pluvial, fue la siguiente:

Cuadro 11. Localización de cada una de las estaciones de muestreo

Estación	Coordenadas Geográficas	
	Latitud Norte	Longitud Oeste
84003	10° 1'0.00"	84°20'60.00"
84134	9°56'60.00"	84°16'60.00"
84139	9°56'0.00"	84° 2'60.00"
84141	9°56'0.00"	84° 4'60.00"
84151	10° 4'0.00"	84° 9'0.00"
84177	9°52'0.00"	84° 3'60.00"
84181	9°52'60.00"	83°58'0.00"
84183	10° 1'60.00"	84°14'0.00"
84189	10° 7'60.00"	84°12'0.00"
84191	10° 0'0.00"	84°15'60.00"
84195	9°58'0.00"	84° 8'0.00"
84203	9°54'60.00"	84° 2'60.00"
Los Patos	8°34'21.30"	83°30'29.96"
Tigre	8°31'57.9"	83°23'42.9"
Fundación Neotrópica.	8°42'1.14"	83°30'48.65"

Fuente: IMN, 2011.

De acuerdo a lo reportado por el instituto, la época de invierno, correspondió a los meses de mayo hasta mediados de noviembre, durante la época de estudio. Por otra parte, la época de verano se situó entre mediados de noviembre hasta el mes de abril.

La determinación de la precipitación pluvial se llevó a cabo empleando el procedimiento de Aparicio (2009). La metodología de medición puntual se utilizó con los puntos de muestreo codificados como To-2, To-3, Se-1, Se-3, Ca-2, Ag-3, Po-1, Pu-1, Pu-2 y Pu-3. Esta consistió en asignar un único dato de precipitación pluvial al punto de muestreo y se aplicó en aquellos casos en que la estación se encontraba a una distancia relativamente corta del punto de muestreo.

El método aritmético se usó con los lugares Ma-2, Ca-3 y Po-3. Este método se aplicó en aquellos casos en que no hay una estación cerca del punto de muestreo y se requiera usar la información de dos estaciones próximas al punto de interés para obtener un valor promedio. La fórmula para dicho cálculo fue la siguiente:

$$\overline{P} = \frac{1}{n} \sum_{i=0}^n P_i$$

donde,

P representa la precipitación pluvial promedio

P_i representa la precipitación pluvial de cada una de las estaciones.

El uso de los polígonos de Thiessen, se aplicó al punto Ma-3 en el cual existían tres estaciones activas que, aunque no están cerca del punto de muestreo, permiten el uso de esta metodología. El método consistió en la unión de cada una de las estaciones por líneas imaginarias formando polígonos. A la mitad de la línea entre dos estaciones, se traza una línea en ángulo recto de tal forma que el polígono queda dividido en áreas (ver Figura 14). Las distintas áreas así obtenidas, ayudan en el cálculo de un peso relativo aplicado a la precipitación pluvial en cada estación. Su sumatoria representa la precipitación promedio:

$$\overline{P} = \frac{1}{A_t} \sum_{i=0}^n A_i * P_i$$

donde,

P representa la precipitación pluvial promedio

P_i representa la precipitación pluvial de cada una de las estaciones.

A_i representa el área parcial de cada estación

A_t representa el área total o sumatoria de las distintas áreas.

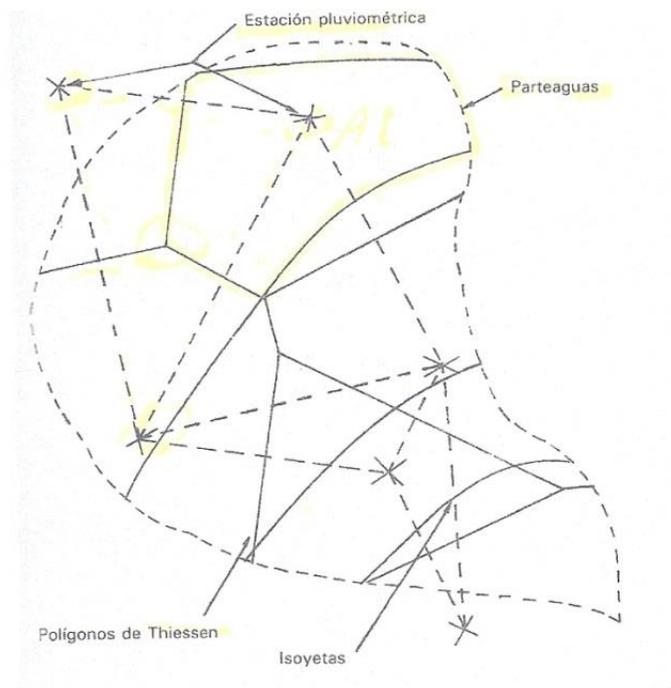


Figura 13. Uso de los polígonos de Thiessen para el cálculo de precipitación pluvial promedio

Fuente: Aparicio, 2009

En los casos de Ma-1, To-1, Se-2, Ca-1, Ag-1, Ag-2 y Po-2, no existían estaciones meteorológicas que se pudieran utilizar para asignar precipitación pluvial a esos puntos, durante el período de muestreo.

3.5 Variables poblacionales y del entorno socio ambiental

Se consideraron 33 distintas variables del entorno socio ambiental que tienen influencia sobre la calidad de las aguas, de acuerdo a información dada por Aparicio (2009), Sánchez (2009), Calvo y Mora (2007a), FAO (2000 y 2011), Guerrero (2011) y Cross (2007):

- ✓ caudal.
- ✓ precipitación (mm): total mensual, acumulada anual, promedio mensual y la acumulada de dos días durante y antes del muestreo.
- ✓ densidad: habitacional (número de casas por kilómetro cuadrado) y poblacional (número de habitantes por kilómetro cuadrado).

- ✓ presencia de sistemas de tratamiento para aguas residuales (%): alcantarillado, tanque séptico, letrina, otro sistema, no tiene sistema y tiene alguno (el cual es la suma de tanque séptico, letrina y otro)
- ✓ pendiente a lo largo del río (%): pendiente promedio, pendiente máxima y pendiente promedio del punto 1 al 3
- ✓ pendiente transversal (%): promedio y máxima
- ✓ orden de las corrientes (u)
- ✓ densidad: de las corrientes (Ds, unidades/Ha) y del drenaje (Dd, metros/Ha)
- ✓ la cobertura riparia (metros)
- ✓ la textura del suelo (%): contenido de arena (%), de limo (%), de arcilla (%) y la velocidad de infiltración del agua
- ✓ cobertura del suelo (%): uso urbano, uso en cultivos estacionales o permanentes, en pastos, en bosques o como charral-tacotal
- ✓ época del año: invierno o verano

Los datos sobre densidad poblacional (número de habitantes por kilómetro cuadrado), densidad habitacional (número de viviendas por kilómetro cuadrado) así como el tratamiento que se le hace a las aguas residuales domésticas o la recolección del mismo, se obtuvieron de bases de datos del Instituto Nacional de Estadística y Censo. El X Censo Nacional de la población y el VI de Vivienda (INEC, 2011) reportan la densidad poblacional para cada distrito en cada cantón de cada provincia del país. Se procedió a seleccionar aquellos distritos cercanos a los puntos de muestreo. En aquellos casos en que haya varios distritos influyendo en un mismo punto, se determinó la densidad poblacional como valor promedio de los datos existentes.

Las variables relacionadas con el entorno incluye la cobertura de la tierra en actividades como uso urbanístico, la agrícola, la pecuaria, la industrial, los bosques, la vegetación riparia, así como zonas deforestadas. Se usó la recomendación de Hernández (2010), en relación con el uso del suelo: uso urbano, cultivos estacionales, cultivos permanentes, pastos, bosque natural, bosque secundario y charral-tacotal. Diferencias entre tipos de bosques por medio del uso de imágenes

satelitales resulta poco preciso, por lo tanto, no se llevó a cabo en este trabajo sino que se evaluó globalmente.

La cobertura se evaluó usando imágenes satelitales, con el apoyo del software ArcGIS Info, el ArcGIS Spatial Analyst versión 10.0 y el Erdas Imaging Professional 2011. La clasificación digital automatizada de las distintas categorías se hizo a través de la Fase de Entrenamiento, la Fase de Asignación y la Fase de Verificación de Resultados. En la Fase de Asignación se utilizó el Método Supervisado para la asignación de las categorías (Palma, 2009). Esta etapa se hizo por medio del conocimiento previo del área en particular y su localización, a través de coordenadas establecidas con el apoyo de un GPS. También se verificaron los usos del suelo, con imágenes del programa Google Earth, cuya conectividad se puede dar dentro del programa Erdas. De esta forma fue posible hacer una clasificación supervisada bastante exhaustiva.

Para la determinación de los tipos de cobertura fue necesario, primero, efectuar una delimitación espacial de las microcuencas y secciones de esta por medio del uso de polígonos (imágenes tipo vector). Los polígonos de las microcuencas que pertenecen a San José, Alajuela y Heredia, se consiguieron por medio de la colaboración del MINAE.

El río Tiribí es una microcuenca que presenta una heterogeneidad en el uso de la tierra. Recibe descargas de un número importante de corrientes tributarias, provenientes del sector montañoso hacia el costado sur. Cada uno de estos tributarios es, a su vez, una microcuenca. Por su lado, el sector Norte de la microcuenca del Tiribí no está físicamente delimitado por un corta aguas con respecto a la microcuenca colindante del río María Aguilar y es un sector donde predomina el urbanismo. Las corrientes tributarias del río Cañas, río Jorco y río Agres están, cada una, bien delimitadas como microcuencas y por esa razón formaron parte del estudio. Esta separación se logró con el uso de un modelo digital de elevaciones (DEM30CR) y el empleo de herramientas de ArcGIS para tal propósito (Figura 14). El uso de esta herramienta no es perfecto, por lo que es necesario verificar la delimitación para cada uno de estas microcuencas

considerando la posición de los puntos de muestreo, el cauce del río y la delimitación por altitud que se observa también con el modelo de elevación siguiendo así el corte de las aguas sobre las cumbres. La delimitación es aproximada, pero suficientemente adecuada para el trabajo que se busca hacer.

En el caso de los polígonos de las dos microcuencas de Cartago, se logró conseguir la del río Purires a través de una fuente en el ITCR. En cambio, para el Birrís fue necesario usar las herramientas en ArcGIS, siguiendo la misma metodología empleada en el Tiribí.

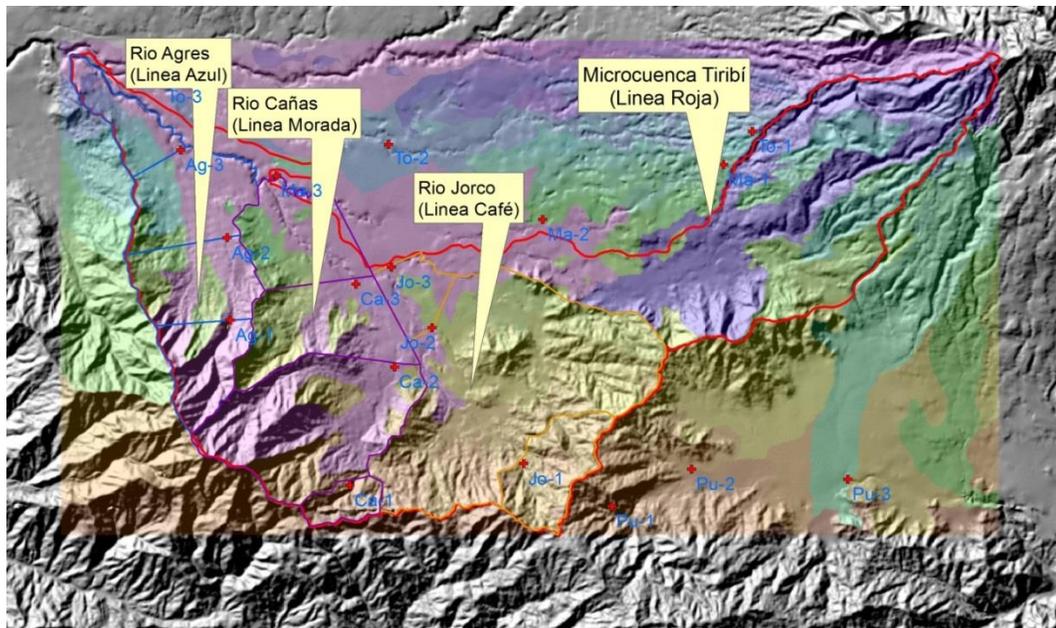


Figura 14. Delimitación de secciones de microcuencas utilizando herramientas en ArcGIS.

Fuente: Elaboración propia

Las imágenes satelitales multiespectrales se obtuvieron en el website del U.S. Geological Survey de los Estados Unidos, utilizando la herramienta USGS Global Visualization Viewer (www.glovis.usgs.gov). Se emplearon imágenes de las zonas de interés, que fueran recientes y prácticamente libres de nubosidad. En esta base de datos, se evaluaron las imágenes multiespectrales disponibles de los satélites Landsat 7, Aster, EO-1 Ali e Hyperion. Del primero, las imágenes que se pueden obtener son hasta el 2003, dado un desperfecto mecánico que sufrió el sensor. Por

otra parte, los otros satélites no tienen una cobertura territorial adecuada que cubra las zonas de estudio; y su disponibilidad en el tiempo es esporádica.

De la zona del GAM, se consiguió una imagen del satélite Lansat 5 del 13 de febrero del 2000, con una resolución de 30 metros por 30 metros (30x30). Posterior a esta fecha, las imágenes disponibles tenían alta nubosidad, lo que imposibilitó su análisis. Un proveedor local suministró una imagen de la zona del satélite RapidEye del 12 de Marzo del 2010 y con una resolución de 5x5, pero corresponde a una zona mucho menor. Para la Península de Osa se obtuvo una imagen relativamente libre de nubosidad del año 2000 y con una resolución de 30x30.

La zona riparia se analizó utilizando las imágenes satelitales generadas en el programa Google Earth. Se dividió en 10 segmentos la línea que une un punto de muestreo con otro, siguiendo el cauce principal y se determinó la longitud transversal al río en cada segmento que posee cobertura boscosa, la cual está limitada por áreas carentes de vegetación boscosa. El promedio de esos 10 valores de esa cobertura boscosa se le asignó al punto inferior, considerando el criterio señalado por la FAO (2011).

La textura del suelo se analizó para determinar su composición con relación a su contenido de arena, limo y arcilla, cuya medición se practica en partículas menores a los 2 mm. Existen distintas metodologías para dicha determinación, algunas son bastante empíricas y otras más bien sofisticadas. Se utilizó el método de Bouyoucos, que consiste en un proceso de medición basado en la velocidad de sedimentación diferenciada de la arena, el limo y la arcilla, medido a diferentes tiempos de sedimentación utilizando un densímetro ASTM 152H (g/l). El procedimiento seguido es el descrito en el Manual de Laboratorio de Edafología, usado en el Instituto Tecnológico de Costa Rica (Chavarría, 2010). Por otra parte, la variable Grado de Infiltración del suelo (pulgadas/hora), se elaboró empleando el triángulo de Clasificación de la Textura del Suelo, elaborado por el United States Department of Agriculture (USDA, 2012).

El orden de las corrientes es un indicador que consiste en determinar el número de corrientes tributarias que finalmente hacen su aporte individual a la corriente principal. Para su determinación se siguió el procedimiento indicado en el libro Fundamentos de Hidrología de Superficie (Aparicio, 2009). Dado que el número de corrientes tributarias que se contabilizan, depende de la resolución de los mapas cartográficos, se contabilizaron aquellas corrientes tributarias que se muestran en un mapa de escala de 1:50000.

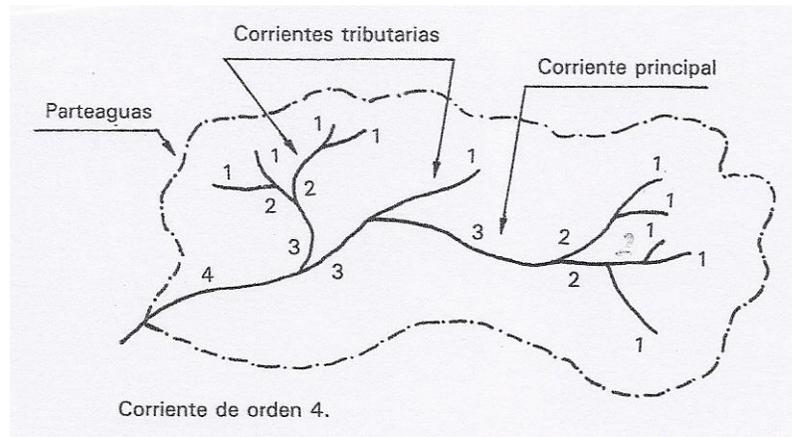


Figura 15. Ejemplo de una corriente de orden 4.
Fuente: Aparicio, 2009.

Otras variables analizadas fueron la densidad de corrientes D_s y la densidad de drenaje D_d . La primera se define como el número de corrientes perennes o intermitentes por unidad de área; mientras que la segunda, es la longitud de corrientes por unidad de área (Aparicio, 2009). Tanto el número de las corrientes como su longitud, se determinaron en un mapa, con escala de 1:50000. El área de las microcuencas se obtuvo de la base de datos que generó el programa Erdas, durante el análisis de las imágenes multispectrales. Ambas variables se calcularon de la siguiente manera:

$$D_s = \frac{N_s}{A}$$

$$D_d = \frac{L_s}{A}$$

donde,

Ns = número de corrientes perennes o intermitentes.

Ls = Longitud total de las corrientes.

A = Área de la microcuenca.

El GAM está dentro de un valle rodeado de montañas a su alrededor por lo que las pendientes en las cuencas varían en forma significativa (ver Figura 16). Existen varios métodos para su cálculo y se utilizó el de la pendiente media cuyo cálculo se efectúa determinando el desnivel entre los extremos de la corriente dividida entre la longitud medida en planta, empleando el método descrito por Aparicio (2009).

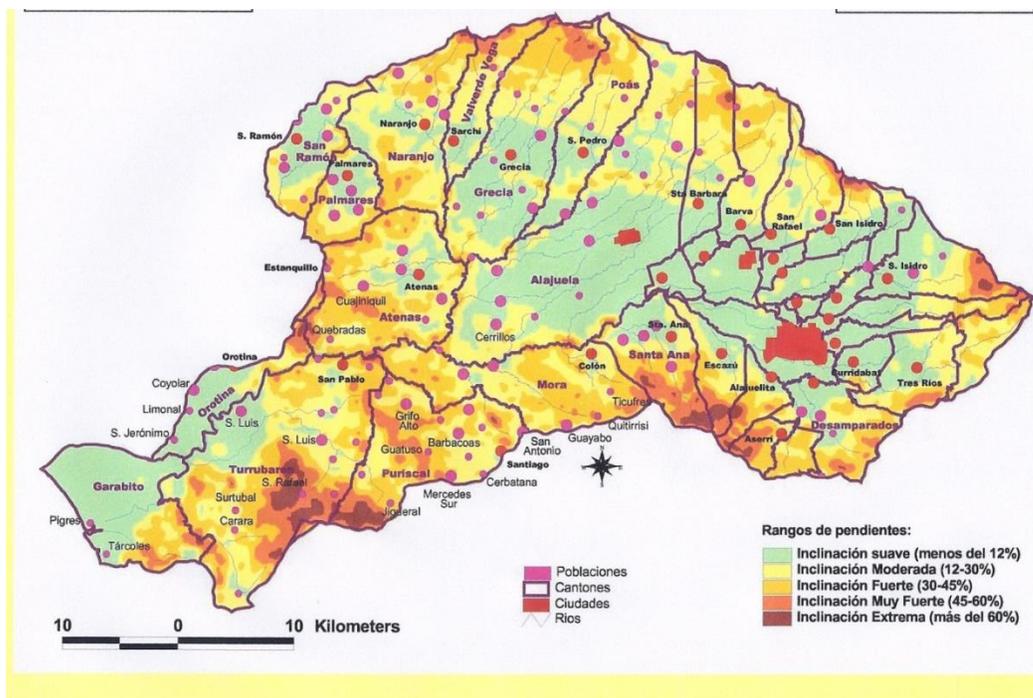


Fig. 16. Rangos de pendientes que forman parte de la Cuenca del Tárcoles.

Fuente: Plan Nacional de Desarrollo Urbano, 2003.

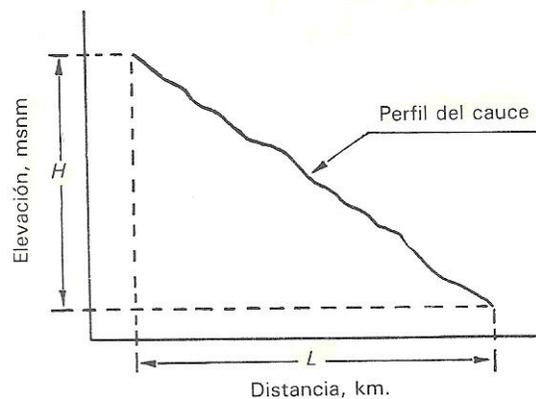


Figura 17. Método de cálculo para la determinación de la pendiente.

Fuente: Aparicio, 2009

Se calcularon las pendientes para cada punto de muestreo, siguiendo la dirección del cauce del río aguas arriba. Igualmente, se efectuaron mediciones en forma transversal al punto de muestreo, tanto el izquierdo, el derecho y el valor medio transversal. El programa Google Earth posee una función que permite determinar la pendiente promedio en forma precisa.

3.6 Análisis estadístico de componentes del modelo

Antes de iniciar el análisis estadístico con los datos obtenidos, se verificó el cumplimiento de dos supuestos: la normalidad de la variable dependiente “y” (variable de respuesta) y la homocedasticidad de las varianzas. La normalidad en “y” se probó con el análisis de los residuales e (Acuña, 2004; Camacho, 2009) y la homogeneidad de las varianzas se llevó a cabo con la prueba de Levene ($\alpha = 0.05$). En aquellos casos de incumplimiento de alguno de estos supuestos, se recurrió a la transformación de una o varias variables hasta lograr el cumplimiento de los supuestos. Existe una serie de transformaciones de las variables entre las cuales están las de tipo Y^p donde p es un múltiplo distinto de 0, $\ln(y)$, $Y^{-1/2}$, $Y^{1/2}$ y Y^{-1} , entre otros (Acuña, 2011 y Camacho, 2009). El uso de transformaciones en “y” se evaluó usando el programa de cómputo “Statistical Package for Social Science” (SPSS versión 21).

La presencia de valores influyentes se evaluó analizando los valores residuales estandarizados utilizando el programa de cómputo MINITAB que transformó cada valor de “y” como valor normal estandarizado (Z). Se generaron tres bases de datos en las cuales se eliminaron los valores influyentes, siguiendo los siguientes criterios: aquellos valores mayores a 3.0, los que son mayores a 2.5 y los mayores a 2.0. Posteriormente, con el apoyo del programa SPSS, se generaron modelos de regresión lineal multivariable para cada base de datos con reducción de variables por el método “Stepwise” y “Backward”. La bondad de cada modelo se evaluó analizando los valores del R^2 ajustado.

La verificación de linealidad entre la variable respuesta y cada una de las variables predictoras, se verificó generando una gráfica matricial que es una herramienta que dispone el programa MINITAB. En aquellos casos que la relación no fuera lineal, se transformaron las variables predictoras con el programa CurveExpert para linealizar la curva.

3.7 Generación del modelo

El modelo de regresión lineal multivariable se generó utilizando el programa SPSS. Se utilizó el comando de regresión lineal ingresando los datos de la variable respuesta (datos de ICA) y las distintas variables predictoras (variables relacionadas con el entorno socio ambiental); además, se seleccionó el método “Stepwise”, como parte del proceso, para la reducción de variables. También, se emplearon otros tres métodos que son: Eliminación hacia Atrás (“Backwards”), Eliminación hacia Adelante (“Forward”), utilizando un alfa de entrada de 0,05 y uno de salida de 0,15, para estos métodos anteriores, y el Cp de Mallows. Los algoritmos empleados para cada método de reducción son diferentes y en caso de haber diferencias, se deben tomar decisiones justificadas acerca de las variables que conformen el modelo. Acuña (2009) y Camacho (2012) han indicado que los resultados obtenidos al emplear estas metodologías, no son absolutos, sino que en algunos casos puede prevalecer el criterio de experto.

Durante este proceso, el SPSS generó una serie de tablas con información importante como los datos de FIV y CCBP para detectar posibles colinealidades. El criterio empleado fue el de valores $FIV > 10$, así como CCBP cercanos a 1 como indicativos de posibles colinealidades.

3.8 Validación del método.

La validación del modelo se efectuó por medio de dos mecanismos. El primero consistió en utilizar los mismos datos de campo obtenidos para la generación del modelo. En esta etapa se utilizaron los treinta puntos de muestreo obtenidos mensualmente y que contabilizaron un total de 360 datos por indicador, durante los primeros doce meses de muestreo. Este período inició en noviembre del 2010 y finalizó en octubre del 2011. Los datos de campo se usaron, primeramente, para calcular el ICA (valores observados) y generar el modelo. Posteriormente, se obtuvieron los valores predichos del ICA a partir de las variables ambientales. De esta forma, se comparó el valor predicho del ICA contra su valor real. Además, se calculó la desviación estándar y el error de estimación de dichos datos, para determinar el rango de confiabilidad del modelo.

La otra etapa consistió en la selección de dos microcuencas estudiadas en la etapa anterior así como otras dos no estudiadas para emplear en ellas el instrumento de medición desarrollado y verificar su validez (Cuadro 12). Las dos microcuencas estudiadas fueron la del río Agres y el río Poás y las no estudiadas, del río Jorco y el río Ciruelas. Los puntos de muestreo se evaluaron por un período de doce meses que comprendieron el período de enero a diciembre del 2012.

Cuadro 12. Localización geográfica de los distintos puntos de muestreo

Código	Ubicación	Coordenadas Geográficas		Altitud (m)	Características
		Latitud Norte	Longitud Oeste		
Jo-1	Inicial	9°50'35.78"	84°2'23.81"	1387	Media densidad poblacional. Cobertura boscosa alta. Medio desarrollo urbano
Jo-2	Intermedio	9°53'4.31"	84°4'4.65"	1152	
Jo-3	Final	9°54'10.19"	84°4'49.77"	1109	
Ci-1	Inicial	10°6'21.64"	84°6'17.22"	2103	Media densidad poblacional. Cobertura boscosa alta. Desarrollo agrícola
Ci-2	Intermedio	10°0'28.59"	84°12'26.07"	883	
Ci-3	Final	9°58'35.96"	84°15'24.43"	512	
Ag-1	Inicial	9°53'12.59"	84°7'46.89"	1417	Media densidad poblacional. Cobertura boscosa media. Desarrollo agrícola reducido
Ag-2	Intermedio	9°54'42.18"	84°7'50.62"	1132	
Ag-3	Final	9°56'18.02"	84°8'41.97"	956	
Po-1	Inicial	10° 9'45.85"	84°12'16.83"	1922	Media densidad poblacional. Cobertura boscosa alta. Desarrollo agrícola alto
Po-2	Intermedio	10° 3'14.06"	84°14'57.01"	920	
Po-3	Final	10° 0'10.08"	84°18'36.84"	591	

La variabilidad entre los valores observados y los valores predichos durante el proceso de validación, permite determinar los tres distintos tipos de incertidumbre mencionados anteriormente, pero en forma conjunta. Este error global se estableció y se incorporó dentro del modelo para que dicha variabilidad sea considerada cuando se emplea el modelo.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Análisis de la Calidad del Agua

La calidad del agua se evaluó utilizando seis distintos índices de calidad del agua, dado que no existe un ICA universal. El uso de índices e indicadores específicos, las fórmulas de cálculo del SI, así como las diferencias en la clasificación de la calidad adoptada por cada país, provocan variaciones en los resultados que mostró cada índice analizado.

4.1.1 Análisis del Índice Holandés

El cálculo del ICA Holandés requiere del uso de tres indicadores: el DBO₅, el PSO y el N-NH₄⁺, tal como se especificó en los Cuadros 4 y 5. El Cuadro 13 muestra los resultados encontrados en los treinta puntos distribuidos en diez distintas microcuencas durante el período del muestreo.

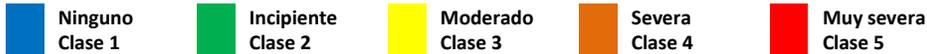
El Cuadro 13 muestra que poblaciones con alta densidad poblacional, como la microcuenca del Torres y el María Aguilar, poseen contaminaciones catalogadas como “severas” o “muy severas” en varios meses del período muestreado. En cambio, microcuencas con baja densidad poblacional, como Rincón y Tigre, presentan una contaminación “incipiente” o “nula”.

Las microcuencas del Torres y el María Aguilar sufrieron un deterioro en la calidad de las aguas en el verano con respecto al invierno (puntos 2 y 3 de cada microcuenca). Es esperable que las poblaciones que impactan los niveles de contaminación en los ríos, sigan vertiendo desechos líquidos en forma constante durante todo el año, pero el efecto de dilución de los ríos, decrece durante el verano al disminuir su caudal lo que conlleva a un aumento en la concentración de los contaminantes. Esta aseveración es compartida por varios autores en informes del Estado de la Nación (2003, 2008) y por Astorga (2008); sin embargo, en las zonas con densidad poblacional media-baja, como es el caso del río Tigre y Rincón, se nota el efecto contrario: en el verano mejora la calidad de las aguas, período en que prácticamente cesan las lluvias.

Cuadro 13. Calidad del agua en las zonas muestreadas, según el Índice Holandés

Muestreo	Densidad Poblacional (hab/km ²)	MES DE MUESTREO, PERIODO 2010-2011											
		Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct
Ma-1	0	4	6	5	4	7	5	4	6	9	4	6	4
Ma-2	4679	5	5	7	10	10	12	8	9	6	5	4	7
Ma-3	10292	9	10	10	10	12	12	11	11	11	8	7	7
To-1	0	4	6	5	4	4	4	5	4	8	4	4	4
To-2	7518	8	10	11	13	14	15	13	12	11	10	6	5
To-3	8156	8	9	11	13	14	14	12	11	10	12	8	7
Se-1	0	5	4	5	4	4	4	4	4	4	6	4	4
Se-2	2911	5	4	3	3	3	4	3	3	5	3	3	3
Se-3	3481	7	6	3	6	4	6	6	5	4	7	6	4
Ri-1	0	3	4	5	3	1	3	4	5	9	4	4	5
Ri-2	110	3	4	4	3	2	3	4	4	9	3	4	6
Ri-3	2	4	5	4	3	2	4	3	5	6	4	4	5
Ti-1	4	3	4	5	4	1	4	4	5	4	3	3	6
Ti-2	380	3	5	4	4	1	4	3	5	11	4	4	5
Ti-3	0	3	5	4	3	1	4	7	5	10	5	4	5
Ca-1	0	4	5	4	3	1	3	4	3	3	3	6	4
Ca-2	3775	6	8	10	11	3	7	4	7	4	9	4	5
Ca-3	8982	7	8	9	12	4	11	7	9	9	6	6	6
Ag-1	0	4	5	3	3	1	3	3	4	4	3	3	3
Ag-2	1224	4	4	3	4	2	5	5	7	5	4	4	5
Ag-3	2145	6	6	7	4	3	6	5	7	9	4	5	4
Po-1	0	4	4	3	4	2	4	3	3	4	3	3	3
Po-2	472	4	5	3	3	1	4	4	4	5	3	3	4
Po-3	205	5	5	4	3	1	3	3	3	7	3	3	5
Pu-1	0	4	5	4	4	1	4	4	4	3	4	5	3
Pu-2	257	4	5	4	4	2	3	3	4	5	4	5	5
Pu-3	3077	8	9	9	9	4	9	12	13	10	10	12	10
Bi-1	0	4	4	4	4	1	4	4	5	3	4	3	5
Bi-2	60	5	4	4	3	1	4	3	4	4	4	5	5
Bi-3	306	5	6	6	4	2	4	4	6	7	6	5	5

NIVELES DE CONTAMINACION:



En las zonas altamente pobladas, en general, el agua residual doméstica es vertida en los ríos sin tratamiento alguno; en cambio, en las zonas rurales donde se localizan el río Rincón, el Tigre, el Poás y el Birrís, no ocurren descargas de residuos líquidos directas, sino que tal contaminación proviene de los arrastres de la escorrentía generada por las lluvias en la época de invierno. Es por esta razón que la calidad del agua de estos ríos mejoró durante el verano. Las comunidades que viven cerca de los ríos Tigre y Rincón poseen tanques sépticos o letrinas como medio de recolección de sus aguas residuales, según se pudo corroborar durante la investigación, las cuales no se descargan a los ríos.

El ICA Holandés evalúa bastante bien la calidad de las aguas, tal como ocurre con los ríos Torres y María Aguilar, que son catalogados por los expertos del país, como altamente contaminados. Sin embargo, puntos como el Ag-3 que muestra altos

grados de contaminación durante el año, por recibir las descargas domésticas en la zona de Escazú, se muestran subevaluados (Figura 18). Durante el período de trabajo de campo, se pudo observar en las laderas cercanas al punto de muestreo, descargas de aguas residuales directo al río. Además, en ciertos meses, especialmente en el verano, se detectaron malos olores relacionados con presencia de aguas residuales domésticas.



Figura 18. En el punto Agres-3 se observa presencia de detergentes (fotografía tomada en febrero del 2011).

Fuente: Elaboración propia

4.1.2 Cálculo del SI

El cálculo de ICAs empleando la fórmula 2 y 3, requieren de la transformación de cada uno de los indicadores a valores SI (%). El análisis de las distintas fórmulas de cálculo propuestas por varios investigadores, mostró que la mayoría de ellas son adecuadas para zonas con características ambientales diferentes a las nuestras. En otros casos, están relacionados con usos específicos del agua, así como el uso de valores de permisibilidad diferentes a los empleados por nuestra legislación.

El caso del contenido de cloruros ejemplifica tal situación, pues nuestra reglamentación establece un rango en contenido de cloruros de 100-200 mg/L para la clase 2. Utilizando la clasificación propuesta en la Figura 1, este rango debería dar un valor de SI = (80-90)%. Pero al emplear las fórmulas de cálculo para este indicador dado tanto por Nasirian, como Stoner (Abbassi, 2002; Cude, 2001a; Nasirian, 2007), los SI calculados corresponden a valores cercanos a 100%. Por otra parte, el uso de una de las fórmulas de cálculo de Dinius genera valores de SI cercanos al 50%; mientras que otra fórmula de Dinius para este indicador da valores al 0%. Además, la fórmula de cálculo recomendada por Stoner genera valores negativos para concentraciones de cloruros superiores a los 800 mg/L, lo cual carece de sentido físico. Claramente los valores calculados, en este caso particular, por medio de las fórmulas utilizadas por otros investigadores, distan de ser similares a lo establecido en el reglamento y su clasificación por clases.

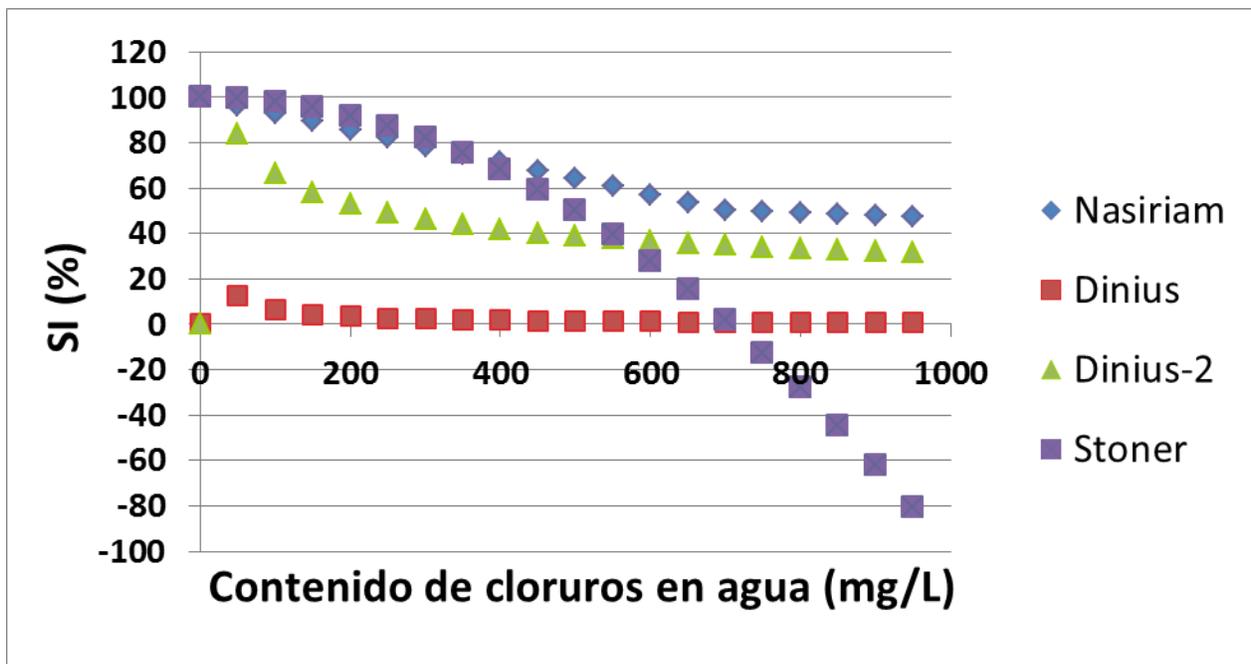


Figura 19. Comportamiento en el cálculo del SI utilizando las fórmulas propuestas por varios autores.
Fuente: Elaboración propia

Otro caso importante de mencionar es la fórmula de cálculo del SI para el contenido

de oxígeno disuelto (OD) que presenta Cude. La concentración de oxígeno disuelto (OD) que represente un SI=100% empleando su fórmula de cálculo, corresponde a un OD=11,0 mg de oxígeno/L. Sin embargo, la cantidad de oxígeno disuelto en el agua depende de la temperatura, lo que implica en este caso que este valor se obtendría si la temperatura del agua fuera de 11°C, en un nivel de saturación y una presión atmosférica de 101.3 KPa. La temperatura de las aguas de nuestros ríos usualmente son de (20-25)°C, lo que corresponde a valores máximos de OD=(7,0-7,7) mg/L a 1400 metros de altitud. Nuevamente, se tiene una situación en la que la fórmula de cálculo propuesta por Cude no se aplica a las condiciones ambientales de nuestro país. Otro aspecto importante que se consideró para nuevas fórmulas de cálculo del OD es el valor límite de 5,0 mg de oxígeno disuelto/L, ya que un contenido por debajo de este dato dificulta la vida de los peces en los ríos.

Se evaluaron fórmulas de cálculo para cada uno de los indicadores, reportadas por varios autores y fueron pocas las que se ajustaron a las características propias de nuestro país. En la mayoría de los casos fue necesario proponer otras, que consideraran las condiciones ambientales del país, así como su reglamentación y los niveles de contaminación que históricamente han mostrado los ríos. Por tanto, las fórmulas de cálculo propuestas (Cuadro 14) son para los niveles de permisibilidad vigentes de nuestra legislación y que, además, están relacionadas con las clases indicadas en el reglamento.

Cuadro 14. Fórmulas para el cálculo del subíndice (Sli) para varios indicadores de la calidad del agua, ajustadas a las condiciones ambientales y reglamentarias de nuestro país.

INDICADOR	AUTOR	FÓRMULA	r ²
Oxígeno disuelto	Propuesta nueva	$SI = \frac{a}{1+be^{-cx}}$ donde a=97,080537, b=60.400515, c= 1,1180264	0.9956
Porcentaje de saturación de oxígeno	Propuesta nueva	$SI = \frac{a}{1+be^{-cx}}$ donde a=101.1401, b=48.05573, c= 0.081714	0.9993
Demanda bioquímica de oxígeno	Propuesta nueva	$SI = \frac{1}{a+bx^c}$ donde a = 0,010027, b = 0,000352, c = 1,735142	0.9996
pH	Cude	SI = 10 para X < 4 SI = +2,628e ^{+0,5200X} para 4 ≤ X < 7 SI = 100 para 7 ≤ X ≤ 8,0 SI = 100e ^{-0,5188(X-8)} para 8 < X ≤ 11,0 SI = 10 para X > 11	----
Sólidos suspendidos totales	Propuesta nueva	SI = 100 para X ≤ 1 $SI = \frac{1}{a+bx^c}$ donde a = 0,009946, b = 0,0000826, c = 1,110736	0.9972
Sólidos totales	Propuesta nueva	SI = 0 para X ≥ 1400 SI = 100 para X ≤ 1 SI = a + bx + cx ² + dx ³ donde a=100.5145, b= -0.06723, c=0,0000969, d = -7.12*10 ⁻⁸	0.9984
Coliformes fecales	Propuesta nueva	SI = 0 para X ≥ 9000 SI = a + bx + cx ² donde a=96,42218, b= -0,0195, c=9,80*10 ⁻⁰⁷	0.9906
Nitratos	Propuesta nueva	SI = 0 para X ≥ 22.4 SI = a+bx+cx ² donde a=99,42857, b=-0,57143, c= -0,17143	0.9947
Nitrógeno amoniacal	Propuesta nueva	$SI = \frac{a}{1+be^{-cx}}$ donde a= -124,008, b= -2,24954, c= -0,22761	0.9986
Amoniaco	Propuesta nueva	$SI = \frac{a}{1+be^{-cx}}$ donde a= -124,009, b= -2,24955, c= -0,18744	0.9986
Fósforo de fosfatos	Propuesta nueva	$SI = \frac{1}{(a+bx+cx^2)}$ donde a= 0,01012, b = 0,020003, c= 0,009649	0.9977
Fosfatos	Propuesta nueva	$SI = \frac{a}{1+be^{-cx}}$ donde a= -48,6896, b= -1,49614, c= -0,19392	0.9973
Alcalinidad	Propuesta nueva	SI = 100 para X ≥ 31.9 $SI = \frac{a*b+c*x^d}{b+x^d}$ donde a = -1.63*10 ⁻¹¹ , b = 20,10495, c = 263,2578, d = 0,725064	1.0000
Dureza	Dinius	SI = 10 ^(+1,974-0,00132X)	----
Cloruros	Propuesta nueva	SI = a + bx donde a = 100, b = -0.1 SI = 0 para X ≥ 1000	1.0000
Sulfatos	Propuesta nueva	SI = a + bx + cx ² donde a = 100, b = -0,04667, c = -0,00013 SI = 0 para X > 708	1.0000
Conductividad	Stoner	SI = +100 - 0,0002X ² para X < 700 SI = 0 para X ≥ 700	----
Fenoles	Stoner	SI = +100 - 100X para X < 1,0 SI = 0 para X ≥ 1	----
Turbiedad	Propuesta nueva	SI = a + bx + cx ² donde a = 97,50282, b = -0,18567, c = 0,0000882 SI = 0 para X > 1000	0.9977

Nota: r² es el coeficiente de determinación.

La Figura 20 presenta una clasificación de la calidad del agua dividida en rangos y colores cuyo uso facilita la interpretación de resultados. También se puede trabajar con los valores porcentuales del ICA provenientes directamente del cálculo empleando tanto la fórmula 2 como la 3. Esta clasificación va asociada a la clasificación por clases del reglamento costarricense así como una codificación por colores.

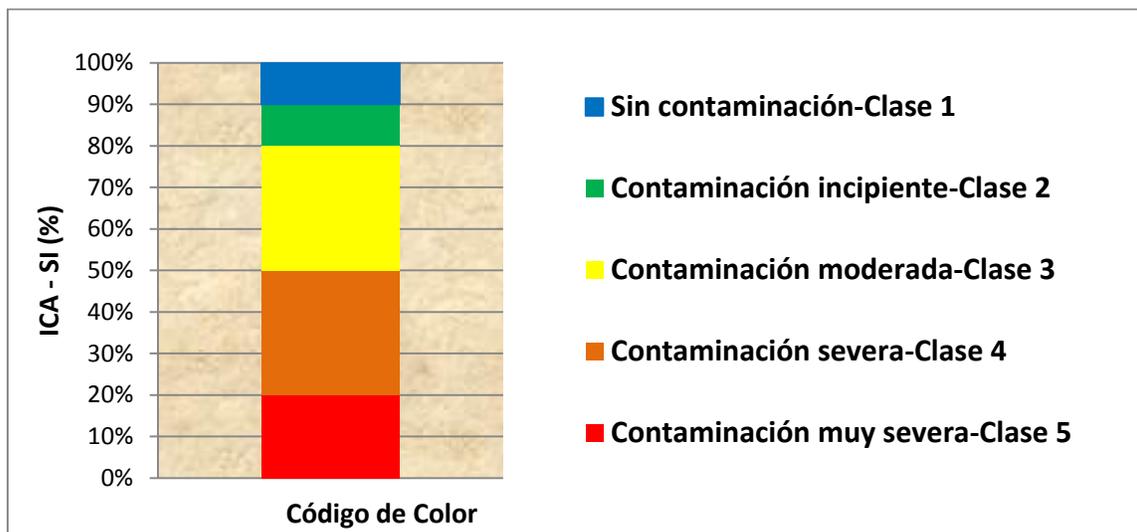


Figura 20. Clasificación de la calidad del agua por clases.

Fuente: Elaboración propia

4.1.3 Análisis del ICA-2a-León

El Cuadro 15 muestra los indicadores, el grado de ponderación propuestos por León y calculados con la fórmula 2, para el ICA-2a-León. El Cuadro 16 corresponde a los resultados encontrados durante el período de muestreo.

Este ICA muestra mejores condiciones de calidad del agua de las que realmente deberían tener ríos altamente contaminados como el Torres y el María Aguilar; aspecto que no ocurre con el ICA Holandés.

Cuadro 15. Grado de ponderación (Wi) para cada indicador de calidad del agua

Indicador	Wi		
	León	Coeficiente de Correlación de Pearson	
		r_a	Wi
Oxígeno Disuelto	0,125	0,512	0,1062
Demanda Bioquímica de Oxígeno	0,117	-0,625	0,1296
pH	0,077	0,005	0,0010
Sólidos Suspendidos Totales	0,040	-0,346	0,0718
Coliformes Fecales	0,174	-0,213	0,0442
Nitratos	0,065	-0,305	0,0633
Amoniaco	0,052	-0,730	0,1514
Fosfatos	0,089	-0,728	0,1510
Fenoles	0,040	-0,330	0,0684
Alcalinidad	0,067	-0,319	0,0662
Dureza	0,071	-0,111	0,0230
Cloruros	0,083	-0,598	0,1240

4.1.4 Análisis del ICA-2b-León

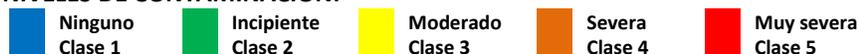
También se determinó un ICA empleando la fórmula 2, pero calculando el Wi estadísticamente por medio del Coeficiente de Correlación de Pearson (fórmula 4), resultados que se muestran en el Cuadro 15 (CCBP, nivel de significancia de 0,05%). Este se codificó como ICA-2b-León ya que se utilizan los indicadores propuestos por León.

El Cuadro 17 muestra los resultados encontrados para el ICA-2b-León. El ICA 2a-León y el 2b-León difieren en su forma de cálculo ya que en el primero se emplearon los Wi propuestos por León, los cuales fueron elaborados subjetivamente, al emplear la metodología del criterio de expertos. En cambio, en el segundo cálculo se empleó un método estadístico eliminando de esta forma la subjetividad.

Cuadro 16. Calidad del agua, según el ICA 2a-León de valoración en las zonas muestreadas

Punto de Muestreo	Densidad Poblacional (hab/km ²)	MES DE MUESTREO, PERIODO 2010-2011											
		Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct
Ma-1	0	95.5	79.7	87.1	92.9	81.0	89.5	81.0	76.2	81.8	94.9	75.2	91.3
Ma-2	4679	74.5	68.7	67.5	60.8	70.6	55.6	67.7	66.9	71.0	73.0	73.8	71.9
Ma-3	10292	59.2	62.3	64.5	60.1	61.8	56.0	58.8	60.4	60.3	68.2	69.6	69.6
To-1	0	89.8	87.1	87.2	88.7	86.1	85.6	85.7	86.4	65.0	90.8	90.9	92.4
To-2	7518	61.4	63.6	61.7	55.1	64.3	46.6	55.9	58.7	56.4	62.9	89.5	85.6
To-3	8156	64.5	63.0	58.6	50.2	54.5	42.1	51.1	57.5	60.5	57.8	82.1	76.1
Se-1	0	93.5	93.4	94.3	97.2	92.0	93.4	92.3	91.5	91.7	89.4	92.2	91.8
Se-2	2911	86.3	76.5	93.2	89.5	92.2	87.8	77.8	91.2	84.8	88.3	91.4	82.5
Se-3	3481	69.9	74.6	88.0	82.2	75.1	79.7	65.9	81.5	84.0	70.9	78.4	73.5
Ri-1	0	90.5	90.1	92.1	94.7	94.8	92.9	94.1	91.7	85.4	96.6	92.9	86.8
Ri-2	110	80.8	92.5	91.7	94.7	92.0	94.1	95.0	92.3	82.6	96.7	92.4	88.7
Ri-3	2	92.3	91.4	94.5	95.3	94.9	93.1	92.0	88.0	86.1	94.8	92.3	89.5
Ti-1	4	92.2	75.3	92.6	94.6	95.7	94.1	93.8	91.1	75.9	96.2	90.8	86.2
Ti-2	380	89.2	89.8	90.1	92.6	93.9	92.3	94.0	87.5	78.8	91.2	92.3	85.7
Ti-3	0	91.5	89.1	91.5	92.6	94.5	90.8	89.8	74.6	81.3	90.0	85.6	83.8
Ca-1	0	91.1	88.2	95.0	95.6	93.1	93.3	94.5	95.3	92.5	94.5	86.9	91.0
Ca-2	3775	81.1	80.2	78.8	81.7	83.1	81.9	84.7	71.4	75.5	85.1	90.4	87.1
Ca-3	8982	82.6	82.9	67.7	78.6	78.7	76.2	67.3	65.3	67.3	86.8	82.3	85.7
Ag-1	0	94.9	94.4	96.9	97.5	96.0	97.2	96.3	94.5	91.8	95.0	95.1	92.5
Ag-2	1224	90.5	91.8	94.3	92.4	90.2	88.3	86.8	69.7	88.0	90.1	90.0	85.4
Ag-3	2145	82.6	85.1	82.6	85.6	79.5	78.0	68.5	65.9	74.6	87.1	81.7	84.9
Po-1	0	91.5	95.5	94.5	95.2	94.9	96.2	96.3	96.1	91.3	95.0	90.3	94.6
Po-2	472	90.9	87.6	93.9	93.3	93.2	94.7	92.3	77.8	85.4	90.5	93.3	85.9
Po-3	205	91.2	91.0	88.4	92.4	88.5	92.1	88.3	74.8	72.2	89.2	89.4	75.7
Pu-1	0	91.1	91.9	94.1	92.3	92.5	96.1	89.2	94.3	84.8	90.0	90.0	90.7
Pu-2	257	74.4	93.3	92.2	92.6	92.1	95.8	90.8	91.6	87.5	89.2	88.3	89.8
Pu-3	3077	70.2	84.2	84.4	82.3	79.1	82.1	55.6	73.2	65.6	78.1	60.6	78.4
Bi-1	0	92.8	90.5	92.9	93.4	92.4	94.2	91.6	90.1	81.5	92.5	92.3	93.1
Bi-2	60	91.0	90.2	89.1	90.8	89.0	90.5	87.4	88.4	86.7	87.6	86.5	90.6
Bi-3	306	87.3	84.6	90.0	87.8	69.7	88.0	72.5	84.0	81.2	86.0	83.0	89.0

NIVELES DE CONTAMINACION:



Comparando el Cuadro 17 con el 18, se observa que el segundo cálculo es más riguroso en la valoración de la calidad del agua. Por ejemplo, en el primer caso, el To-3 no muestra ningún mes con contaminación severa usando el cálculo para el ICA 2a-León; mientras que empleando el ICA 2b-León, se incrementa tal clasificación a 4 meses.

Cuadro 17. Calidad del agua, según el ICA 2b-León de valoración en las zonas muestreadas

Punto de Muestreo	Densidad Poblacional (hab/km2)	MES DE MUESTREO, PERIODO 2010-2011											
		Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct
Ma-1	0	96.6	85.2	87.5	91.9	80.4	88.5	88.3	84.9	83.6	93.8	86.5	95.0
Ma-2	4679	79.4	75.6	74.8	65.5	69.7	61.6	74.3	73.8	78.2	81.2	86.2	79.2
Ma-3	10292	62.7	65.3	60.1	57.9	55.9	53.6	56.4	61.4	62.0	69.2	73.1	75.5
To-1	0	90.4	85.8	86.2	88.6	86.1	85.8	88.0	86.9	72.5	91.2	92.2	94.3
To-2	7518	66.0	68.5	61.9	55.6	51.4	46.0	54.7	59.6	64.3	68.2	85.0	84.3
To-3	8156	68.1	67.2	58.1	47.2	38.8	38.0	46.3	56.8	61.7	57.1	73.0	80.0
Se-1	0	90.3	91.1	95.0	97.5	92.9	94.7	91.9	92.0	92.2	85.5	93.2	94.6
Se-2	2911	83.7	85.9	93.6	92.3	91.6	88.3	89.1	92.9	85.3	89.1	90.0	91.1
Se-3	3481	73.1	78.1	86.2	76.9	80.7	73.6	72.8	78.8	80.0	74.1	74.9	83.2
Ri-1	0	91.5	90.5	90.8	96.5	96.5	92.6	95.3	89.3	82.4	96.5	92.4	82.3
Ri-2	110	88.5	91.1	91.3	96.4	87.7	93.3	95.2	90.6	76.5	96.6	90.0	84.6
Ri-3	2	91.8	89.8	92.2	95.6	96.4	92.0	93.3	86.3	84.5	95.3	91.5	86.9
Ti-1	4	93.9	86.9	90.6	95.3	96.2	93.0	94.3	88.6	86.3	95.9	92.1	82.8
Ti-2	380	88.9	87.5	90.8	94.2	94.4	90.3	95.6	87.4	73.3	90.1	91.6	82.2
Ti-3	0	90.3	87.2	90.2	94.9	94.0	89.7	92.5	84.6	75.9	89.4	85.8	82.6
Ca-1	0	88.5	85.7	96.1	96.5	92.5	94.4	94.9	95.8	92.0	92.9	86.7	87.9
Ca-2	3775	76.7	76.2	76.7	78.6	78.6	77.6	84.5	80.3	85.9	82.1	90.2	84.2
Ca-3	8982	78.5	76.4	73.3	71.4	68.4	65.9	71.8	70.3	75.6	82.0	80.2	84.6
Ag-1	0	93.2	93.8	97.1	97.9	96.5	97.6	96.6	94.3	91.0	95.4	95.6	92.7
Ag-2	1224	86.9	92.5	95.7	93.0	89.2	86.6	86.9	80.5	86.9	91.5	89.9	84.7
Ag-3	2145	77.2	83.2	77.5	81.6	72.9	75.0	76.6	75.2	74.1	85.0	81.3	84.5
Po-1	0	90.0	93.2	94.4	95.1	94.6	96.2	95.6	95.7	91.2	93.9	92.9	95.2
Po-2	472	90.9	84.6	92.6	94.0	91.8	94.0	89.3	85.2	86.4	87.5	93.0	85.9
Po-3	205	86.8	86.7	89.8	92.2	85.9	92.4	88.5	84.1	78.1	87.2	90.1	80.6
Pu-1	0	89.6	88.5	91.9	94.4	92.0	95.8	90.7	95.5	92.2	89.5	91.4	89.0
Pu-2	257	83.0	89.8	89.8	94.3	91.7	95.6	93.0	90.3	89.8	87.4	87.9	88.1
Pu-3	3077	74.1	77.3	76.4	73.0	70.7	77.9	55.1	62.2	72.0	71.2	64.5	73.9
Bi-1	0	90.2	88.3	90.2	93.2	92.1	94.2	91.5	88.0	89.6	91.4	92.8	91.3
Bi-2	60	86.8	87.9	86.4	90.8	88.9	91.0	86.1	87.1	83.8	84.6	85.5	88.2
Bi-3	306	84.8	80.0	86.5	87.3	79.1	83.7	81.7	79.4	77.8	83.3	83.0	87.7

NIVELES DE CONTAMINACION:



4.1.5 Análisis del ICA-4a-León

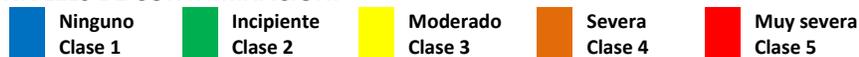
También se calculó un índice usando la fórmula 3 y los resultados se observan en el Cuadro 18. Esta alternativa de cálculo no considera el uso de datos de Wi dado que la ponderación para cada indicador es la misma. Se codificó como ICA 4a-León y los indicadores usados para el cálculo son los mismos propuestos por León.

Comparando el Cuadro 17 con el 18, se observa que el segundo es notablemente más riguroso en la valoración de la calidad del agua. Por ejemplo, el To-1, To-2 y el To-3, así como el Ma-2 y Ma-3 muestran una constancia en los meses que muestran contaminación muy severa. Igualmente ocurre en otros casos.

Cuadro 18. Calidad del agua, según el ICA 4a-León de valoración en las zonas muestreadas

Punto de Muestreo	Densidad Poblacional (hab/km2)	MES DE MUESTREO, PERIODO 2010-2011											
		Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct
Ma-1	0	95.6	64.8	85.0	86.1	72.5	83.1	66.8	64.5	42.1	89.0	62.5	91.8
Ma-2	4679	37.8	0.0	0.0	0.0	62.8	1.7	1.7	0.0	60.3	1.7	1.7	61.1
Ma-3	10292	1.7	0.0	21.7	0.0	15.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7
To-1	0	0.0	0.0	0.0	16.0	0.0	0.0	54.6	0.0	34.5	82.7	81.2	91.7
To-2	7518	0.0	0.0	46.5	1.7	13.7	0.0	1.7	1.7	0.0	1.7	86.6	83.5
To-3	8156	1.7	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	65.6	61.6
Se-1	0	88.6	89.9	93.7	97.3	83.2	93.3	88.7	88.5	85.7	77.1	87.9	91.3
Se-2	2911	75.4	1.7	90.8	88.0	89.4	83.5	0.0	89.8	83.3	87.4	90.6	67.9
Se-3	3481	53.6	59.2	83.6	70.7	60.9	69.5	0.0	75.4	55.2	57.1	71.1	1.7
Ri-1	0	83.8	88.0	87.7	93.7	93.5	81.7	91.2	87.1	44.1	96.3	92.0	70.0
Ri-2	110	66.2	89.9	87.4	94.7	84.4	84.4	93.4	89.9	46.2	96.5	82.4	70.8
Ri-3	2	79.4	88.7	91.3	93.9	93.7	79.9	88.9	85.2	75.1	94.2	87.1	69.1
Ti-1	4	92.3	1.7	88.0	93.9	95.4	85.6	92.1	86.4	1.7	95.7	88.4	76.7
Ti-2	380	72.2	82.9	84.7	91.1	91.4	70.9	92.0	85.4	47.2	89.1	90.8	66.8
Ti-3	0	73.1	83.3	87.8	89.6	93.0	77.5	85.4	1.7	52.5	88.3	82.2	66.5
Ca-1	0	84.7	69.7	94.3	94.4	89.6	91.6	92.8	94.5	88.7	93.0	70.0	76.2
Ca-2	3775	21.5	45.4	44.1	53.8	70.9	64.1	83.8	0.0	1.7	75.9	88.1	76.1
Ca-3	8982	43.0	40.2	44.0	48.0	51.6	25.0	0.0	0.0	0.0	82.8	78.8	77.5
Ag-1	0	93.2	93.9	96.8	97.5	95.1	97.1	95.8	94.3	90.1	94.5	94.0	91.4
Ag-2	1224	68.8	91.9	94.3	93.0	89.4	87.0	85.4	0.0	80.3	90.2	89.6	83.1
Ag-3	2145	26.9	83.2	77.3	80.5	68.2	72.8	1.7	0.0	49.6	85.8	78.1	82.8
Po-1	0	89.3	93.5	91.5	94.8	93.3	96.0	95.4	96.0	91.1	94.8	85.7	94.3
Po-2	472	90.6	42.5	89.9	92.7	88.4	93.9	88.4	63.9	82.0	87.5	91.6	81.1
Po-3	205	85.1	80.5	85.9	91.9	85.2	92.0	85.3	0.0	38.5	87.0	88.3	61.3
Pu-1	0	86.5	85.8	91.4	87.6	88.3	95.7	77.7	93.0	85.7	86.1	88.8	87.1
Pu-2	257	1.7	88.7	87.0	92.2	92.1	95.4	91.1	89.3	88.9	84.2	86.0	86.7
Pu-3	3077	1.7	70.6	64.4	55.0	41.3	75.5	1.6	34.3	0.0	48.6	1.7	62.1
Bi-1	0	88.2	86.6	90.2	92.5	90.3	93.0	90.1	87.5	67.9	92.0	90.4	91.5
Bi-2	60	84.5	80.5	65.3	71.0	82.6	82.8	81.3	84.2	75.2	82.8	84.6	88.6
Bi-3	306	84.1	77.6	83.0	86.7	0.0	48.7	1.7	63.3	39.5	81.2	81.2	87.9

NIVELES DE CONTAMINACION:



4.1.6 Análisis del ICA-2c-Gmo

Se propuso un nuevo índice utilizando la fórmula de cálculo 2 y evaluando todos los indicadores de la calidad del agua estudiados a nivel de campo. La regresión lineal multivariable por el método “Stepwise”, “Backward” y el Cp de Mallows seleccionó los siguientes indicadores: nitrógeno amoniacal, sulfatos, fosfatos, porcentaje de saturación de oxígeno, nitratos, turbiedad, demanda bioquímica de oxígeno, coliformes fecales y conductividad. Quedaron removidos el pH, alcalinidad, oxígeno disuelto, temperatura, fenoles, cloruros, sólidos suspendidos totales, sólidos totales y dureza. El Cuadro 19 muestra los resultados generados empleando este nuevo índice, codificado como ICA-2c-Gmo.

Cuadro 19. Calidad del agua, según el ICA-2c-Gmo de valoración en las zonas muestreadas

Punto de Muestreo	Densidad Poblacional (hab/km2)	MES DE MUESTREO, PERIODO 2010-2011											
		Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct
Ma-1	0	96.9	84.1	87.4	92.6	81.9	92.1	90.7	85.8	82.1	96.6	86.3	95.7
Ma-2	4679	81.2	73.9	72.9	63.9	67.5	59.8	75.3	73.6	78.3	82.3	85.6	79.7
Ma-3	10292	62.8	66.2	55.9	57.5	51.7	54.5	52.8	59.4	58.0	68.1	71.5	75.1
To-1	0	91.7	86.8	86.9	91.9	91.4	89.6	90.3	89.6	76.2	94.0	93.6	94.5
To-2	7518	66.8	69.3	58.5	54.4	48.7	42.2	53.1	57.0	61.7	66.5	84.2	85.0
To-3	8156	65.4	67.3	53.5	43.2	27.6	34.4	44.0	54.6	57.2	54.2	70.0	81.2
Se-1	0	92.4	93.1	96.0	97.6	96.9	96.5	95.9	96.1	96.1	91.2	96.8	96.4
Se-2	2911	86.7	86.9	93.7	93.0	93.6	90.7	89.8	94.9	86.3	91.1	90.8	91.8
Se-3	3481	74.9	79.5	86.1	77.5	81.0	73.5	73.8	80.2	80.8	74.3	74.8	84.6
Ri-1	0	93.5	92.2	91.3	96.0	96.3	95.9	96.5	90.8	81.6	96.3	93.0	84.3
Ri-2	110	90.1	91.9	92.1	96.4	89.5	96.7	96.1	91.9	76.5	96.5	93.3	86.6
Ri-3	2	93.9	90.4	92.6	96.2	97.0	96.2	95.8	88.0	86.6	96.2	94.6	88.6
Ti-1	4	94.1	86.6	90.5	94.4	95.2	95.6	95.0	89.6	87.7	95.6	93.6	83.9
Ti-2	380	89.7	88.2	90.7	93.3	95.5	93.5	96.5	87.9	72.8	90.0	92.4	82.8
Ti-3	0	92.2	87.5	89.4	93.9	95.2	91.4	93.3	83.5	75.1	90.8	87.4	83.7
Ca-1	0	90.3	86.5	96.3	96.4	94.1	94.7	95.8	95.3	93.6	94.3	87.2	90.8
Ca-2	3775	75.4	75.3	76.9	77.0	77.2	75.5	86.4	80.5	87.5	80.8	90.9	87.3
Ca-3	8982	79.7	75.7	74.6	68.2	67.2	64.4	71.1	68.1	75.6	81.8	80.6	86.7
Ag-1	0	94.3	94.0	97.5	98.3	98.5	98.0	97.9	95.6	93.4	97.0	97.8	95.3
Ag-2	1224	90.0	92.4	96.0	93.4	90.3	87.0	87.3	80.8	88.0	93.1	90.8	86.2
Ag-3	2145	74.4	82.6	76.0	79.9	71.8	74.1	75.4	74.2	71.8	84.7	80.8	86.6
Po-1	0	89.5	92.9	96.4	94.9	96.4	96.3	96.1	96.1	92.4	93.6	93.2	95.0
Po-2	472	91.0	85.1	94.9	94.3	94.6	94.6	90.4	87.4	87.8	90.6	94.3	88.2
Po-3	205	88.0	88.1	92.2	92.8	87.2	92.8	89.8	85.5	78.9	89.8	91.7	83.2
Pu-1	0	93.0	92.0	93.4	97.8	95.6	94.0	93.9	97.0	95.6	93.4	93.2	92.6
Pu-2	257	85.2	91.6	92.1	95.0	92.7	96.1	93.2	91.8	90.6	90.3	89.7	90.5
Pu-3	3077	75.1	76.3	76.1	72.2	68.3	76.7	47.1	59.3	69.9	71.1	62.4	73.4
Bi-1	0	91.5	89.3	89.7	93.8	94.7	94.0	91.8	89.4	89.5	91.9	94.4	91.7
Bi-2	60	87.1	87.7	85.8	90.5	89.5	90.8	86.8	87.2	86.8	84.8	86.9	88.3
Bi-3	306	86.2	81.3	87.7	88.2	81.4	84.1	83.2	81.0	79.5	84.3	84.4	87.9

NIVELES DE CONTAMINACION:



Este índice es menos estricto al calificar la calidad del agua de lugares que se muestran contaminadas como lo es To-3, Ma-3 y el Pu-3. La razón se debe a que una cantidad significativa de indicadores de calidad cumplen con la legislación nacional por lo que su presencia amortigua el efecto de aquellos que no cumplen la normativa. Estos amortiguadores son: pH, conductividad, fenoles (en general), sulfatos, cloruros, sólidos totales y dureza. Se pudo corroborar que la concentración de estos indicadores medidos en los puntos de muestreo está por debajo de los niveles de permisibilidad de la norma costarricense.

Por otra parte, los que presentan variaciones en su concentración cerca de valores de permisibilidad de nuestra normativa, según los datos de campo encontrados son:

fosfatos, nitrógeno amoniacal, turbiedad, alcalinidad, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno y los coliformes fecales. El oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de oxígeno presentan variaciones menos fuertes.

Además, se evaluó el Factor de Inflación de la Varianza (FIV) para este nuevo índice y se encontraron valores altos para el oxígeno disuelto (FIV=13,483) y el porcentaje de saturación de oxígeno (FIV=12,869). El Coeficiente de Correlación Bivariada de Pearson (CCBP) da un valor de 0,955, para ambos indicadores. Esta colinealidad no es extraña pues existe una relación físico matemática en su cálculo. Además, el oxígeno disuelto varía en su contenido en los ríos por la altitud, además de otros factores. Esta dependencia con la altitud, es compensada cuando se calcula el porcentaje de saturación de oxígeno. Por esta razón, es conveniente desechar el uso del oxígeno disuelto e incluir el porcentaje de saturación de oxígeno, como parte de este índice, para efectos de análisis estadísticos.

Los sólidos suspendidos totales (SST), los sólidos totales (ST) y la turbiedad muestran valores de FIV inferiores a 10. El CCBP de la turbiedad con respecto a los SST es de 0,902 y de 0,826, con respecto a los ST. Existe una relación físicoquímica entre estos tres indicadores por lo que es posible una colinealidad entre ellos. Es preferible el uso de la turbiedad como indicador de calidad con relación a los otros dos, pues es de fácil medición en el laboratorio y en el campo.

4.1.7 Análisis del ICA-2d-Gmo

Se procedió a hacer un nuevo cálculo del índice anterior con el programa SPSS, considerando los siguientes indicadores: fósforo de fosfatos, nitrógeno amoniacal, turbiedad, alcalinidad, demanda bioquímica de oxígeno, coliformes fecales y el porcentaje de saturación de oxígeno (Cuadro 20). El análisis de Regresión Multivariable utilizando el método "Backward" elimina el nitrógeno amoniacal, pues existe una fuerte correlación (Pearson) entre este y los fosfatos (0,842). Sin embargo, el cálculo del FIV para ambos es menor a 5; además, la presencia del

amonio mejora los resultados globales del índice con respecto a los puntos muestreados al considerar lo visto a nivel de campo.

Los niveles de ponderación para cada indicador, una vez que se consideran los distintos valores de Correlación de Pearson, son como siguen:

Cuadro 20. Determinación del W_i para los indicadores del ICA-2d-Gmo

INDICADOR	W_i
Fósforo de fosfatos	0,985
Nitrógeno amoniacal	0,2056
Demanda bioquímica de oxígeno	0,1753
Porcentaje de saturación de oxígeno	0,1473
Turbiedad	0,1284
Alcalinidad	0,0905
Coliformes Fecales	0,0544
TOTAL	1,000

El Cuadro 21 muestra los resultados generados con este índice en cada uno de los puntos de muestreo y se puede observar que mejora la capacidad para valorar la calidad de las aguas.

Cuadro 21. Calidad del agua, según el ICA 2d-Gmo de valoración en las zonas muestreadas

Punto de Muestreo	Densidad Poblacional (hab/km ²)	MES DE MUESTREO, PERIODO 2010-2011											
		Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct
Ma-1	0	97.0	80.6	87.6	96.4	82.4	91.4	89.4	83.3	78.8	96.6	83.5	94.7
Ma-2	4679	83.8	67.7	71.8	58.1	65.1	53.7	73.1	69.5	76.5	81.1	85.2	76.5
Ma-3	10292	60.4	58.8	51.8	47.3	44.2	43.5	46.3	51.9	51.0	63.4	67.6	71.2
To-1	0	97.6	91.5	91.5	97.4	94.4	94.3	94.4	94.9	75.9	96.4	96.4	95.2
To-2	7518	66.4	62.6	54.6	44.8	39.5	32.0	45.8	52.2	56.7	61.3	82.8	82.9
To-3	8156	59.6	60.2	46.7	35.8	25.1	27.3	36.1	47.9	51.1	46.9	66.9	78.3
Se-1	0	87.9	88.5	93.0	97.1	91.5	93.5	91.5	92.3	90.9	85.7	92.2	94.1
Se-2	2911	86.1	84.8	95.5	94.7	94.3	91.7	88.4	94.9	82.9	89.6	89.8	91.1
Se-3	3481	72.8	75.8	86.7	76.4	81.8	72.1	69.7	79.0	78.1	70.7	72.6	82.5
Ri-1	0	92.9	90.6	90.7	96.8	97.4	96.7	97.4	89.7	78.0	96.6	92.4	79.5
Ri-2	110	88.3	90.7	91.2	96.6	88.1	97.2	96.6	90.8	71.1	96.5	92.3	83.7
Ri-3	2	93.0	88.9	91.7	96.9	97.5	95.5	96.2	85.7	83.6	95.9	94.0	86.1
Ti-1	4	93.6	84.4	89.8	94.8	96.2	96.3	95.3	88.5	85.5	96.0	93.5	80.6
Ti-2	380	88.7	87.1	90.8	94.2	97.0	93.7	97.5	87.0	67.2	89.3	92.5	79.9
Ti-3	0	92.6	87.1	89.9	95.8	95.0	92.1	94.8	82.2	71.2	88.9	86.4	81.2
Ca-1	0	88.2	83.9	96.7	97.3	94.3	95.2	95.3	96.1	93.0	93.1	84.9	89.0
Ca-2	3775	70.6	70.6	73.0	73.3	74.9	72.4	84.0	76.5	86.9	78.5	91.0	85.1
Ca-3	8982	75.9	71.0	69.9	62.7	62.3	59.3	67.5	63.5	71.7	79.4	77.9	84.3
Ag-1	0	93.1	92.7	97.2	98.1	96.5	97.8	97.6	94.5	90.9	95.0	97.4	94.1
Ag-2	1224	87.7	90.8	95.2	92.3	88.4	84.8	85.5	76.5	85.1	90.0	88.6	82.9
Ag-3	2145	69.2	79.6	73.6	79.1	71.0	73.4	75.4	72.4	68.6	83.9	78.5	84.1
Po-1	0	89.3	91.4	96.3	94.6	95.2	95.8	96.1	95.6	91.0	92.8	92.4	94.3
Po-2	472	89.4	81.8	95.0	94.6	95.0	94.2	89.1	85.0	85.9	88.7	94.3	85.9
Po-3	205	87.2	86.0	91.5	92.4	85.4	92.1	88.2	82.9	74.6	87.1	90.9	79.7
Pu-1	0	89.2	87.3	89.9	93.6	90.9	95.5	94.3	96.3	90.9	89.7	89.3	88.0
Pu-2	257	84.9	90.1	90.6	93.3	90.4	95.8	92.2	90.4	88.1	87.4	86.3	87.0
Pu-3	3077	71.7	72.4	72.0	67.6	63.4	74.0	42.6	52.9	64.2	65.8	55.6	67.6
Bi-1	0	90.9	89.8	89.6	93.2	92.6	94.7	92.1	88.8	87.8	89.9	92.1	90.7
Bi-2	60	85.3	90.0	88.8	94.7	91.6	94.0	88.5	88.7	87.2	84.7	83.4	87.2
Bi-3	306	83.4	79.7	88.4	87.4	77.8	81.9	80.6	77.5	75.3	81.7	78.5	85.8

NIVELES DE CONTAMINACION:



4.1.8 Análisis del ICA-4b-Gmo

También se valoró una nueva propuesta empleando la fórmula 3, para un nuevo índice. El análisis de CCBP muestra que tanto la dureza como el pH no correlacionan con este ICA ($\alpha = 0,543$ y $0,820$, respectivamente). Sin embargo, dicha información debe analizarse con cuidado ya que los predictores dentro de un modelo de regresión presentan Correlaciones Parciales diferentes al análisis bivariado y podrían incluso mostrar correlación con la variable respuesta.

Resultó conveniente eliminar previamente los amortiguadores que son: pH, conductividad, fenoles (en general), sulfatos, cloruros, sólidos totales y dureza. Por las razones anteriormente expuestas, se eliminaron los sólidos suspendidos totales

y sólidos totales, pues son representados por la turbiedad por haber colinealidad entre ellas. También se eliminó el oxígeno disuelto por ser representada mejor por el porcentaje de saturación de oxígeno, que no depende de la altitud. Los indicadores seleccionados fueron: porcentaje de saturación de oxígeno, fósforo de fosfatos, nitratos, nitrógeno amoniacal, turbiedad, alcalinidad, demanda bioquímica de oxígeno y coliformes fecales.

Al efectuar el análisis de regresión multivariable con la herramienta “Stepwise”, se obtiene un R^2 ajustado de 85,7% y el indicador coliformes fecales explica el 70% de la variación en la variable ICA, seguido en orden de importancia por los nitratos y la demanda bioquímica de oxígeno. Fueron eliminados por el programa SPSS en este modelo, el porcentaje de saturación de oxígeno y la turbiedad. Si bien estas dos variables no hacen un aporte importante al comportamiento del ICA, su permanencia es importante pues sus valores pueden ser muy relevantes en ciertos casos. El porcentaje de saturación de oxígeno está relacionado con el oxígeno disuelto cuyo valor absoluto no debe ser menor a 5,0 para el mantenimiento de la vida animal. Igualmente altos niveles de turbiedad afectan el mantenimiento a la vida acuática. Con estos indicadores incluidos, el R^2 ajustado fue de 85,8% y los valores FIV son menores a 2,6.

Cuadro 22. Indicadores seleccionados por el método de regresión para el ICA-4b-Gmo

Predictor	CCPP
Coliformes fecales	0,800
Nitratos	0,600
Demanda bioquímica de oxígeno	0,349
Nitrógeno amoniacal	0,331
Alcalinidad	0,118
Fósforo de fosfatos	-0,107
Porcentaje de saturación de oxígeno	0,104
Turbiedad	0,048

El Cuadro 22 muestra los indicadores que conforman el ICA-4b-Gmo, mientras que el Cuadro 23 presenta los resultados encontrados por punto de muestreo y en función del tiempo.

Cuadro 23. Calidad del agua, según el ICA 4b-Gmo de valoración en las zonas muestreadas

Punto de Muestreo	Densidad Poblacional (hab/km ²)	MES DE MUESTREO, PERIODO 2010-2011											
		Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct
Ma-1	0	96.2	58.0	80.3	93.7	67.4	90.0	61.3	58.3	35.5	96.7	57.8	92.8
Ma-2	4679	32.1	0.0	0.0	0.0	60.7	1.4	1.4	0.0	53.9	1.4	1.4	54.8
Ma-3	10292	1.4	0.0	6.5	0.0	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4
To-1	0	0.0	0.0	0.0	13.2	0.0	0.0	47.7	0.0	29.5	84.2	78.3	92.2
To-2	7518	0.0	0.0	37.1	1.4	6.9	0.0	1.4	1.4	0.0	1.4	83.2	83.0
To-3	8156	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	25.0	27.6
Se-1	0	85.1	86.7	90.0	96.8	78.9	90.5	86.6	89.2	82.7	79.0	86.6	91.8
Se-2	2911	80.0	1.4	89.3	87.0	89.9	85.5	0.0	92.8	80.1	88.7	90.0	61.7
Se-3	3481	50.7	56.3	81.6	62.9	54.1	64.7	0.0	76.1	71.6	50.9	65.2	1.4
Ri-1	0	90.8	91.3	90.6	97.6	98.0	97.6	97.9	91.2	37.5	97.3	93.1	77.5
Ri-2	110	61.3	92.1	91.6	96.7	84.9	97.9	97.1	92.3	39.4	97.4	92.6	82.5
Ri-3	2	91.3	88.6	91.8	97.7	98.1	95.7	96.3	85.6	78.8	95.6	94.1	78.9
Ti-1	4	94.4	1.4	90.4	95.3	97.3	97.0	96.2	90.3	1.4	97.2	94.9	74.0
Ti-2	380	86.2	87.1	91.0	94.2	97.9	94.1	97.9	87.0	39.1	90.5	93.4	75.7
Ti-3	0	92.6	87.2	90.8	96.6	96.3	92.8	94.7	1.4	46.0	90.0	85.6	79.3
Ca-1	0	88.1	81.3	97.2	97.6	95.8	96.4	96.2	97.2	93.6	94.9	64.5	90.9
Ca-2	3775	28.8	53.4	37.8	46.9	66.1	57.5	84.7	0.0	1.4	70.5	91.4	86.6
Ca-3	8982	73.7	52.7	38.3	40.9	46.4	20.5	0.0	0.0	0.0	79.8	77.8	84.8
Ag-1	0	94.2	93.1	97.9	98.5	95.5	98.2	98.2	95.2	90.6	95.1	96.7	94.7
Ag-2	1224	87.8	90.1	95.8	91.5	89.5	84.5	83.3	0.0	76.0	90.0	89.0	81.7
Ag-3	2145	0.0	2.8	5.6	8.4	11.1	13.9	1.4	0.0	20.0	24.4	26.6	29.3
Po-1	0	86.5	92.1	97.5	94.4	95.2	96.8	97.3	96.9	92.0	94.5	94.2	95.8
Po-2	472	89.4	41.2	95.1	93.5	93.9	94.4	90.3	60.3	79.6	89.1	94.0	85.4
Po-3	205	83.5	85.5	89.5	92.3	86.2	92.8	88.0	0.0	32.5	87.6	89.7	58.3
Pu-1	0	84.9	85.0	89.3	86.9	85.9	95.7	74.0	96.7	84.0	89.3	87.6	87.2
Pu-2	257	1.4	89.7	90.5	92.8	91.2	97.0	91.4	90.7	86.7	87.7	86.3	88.3
Pu-3	3077	1.4	60.6	49.9	36.5	34.2	69.7	0.3	23.7	0.0	43.1	1.4	58.3
Bi-1	0	92.0	86.1	88.6	91.4	91.2	94.5	90.8	88.6	61.0	90.9	91.5	92.1
Bi-2	60	81.8	75.9	58.1	64.6	80.4	80.6	80.0	82.1	84.3	81.7	82.4	89.1
Bi-3	306	83.2	75.7	79.7	85.3	0.0	68.2	1.4	74.9	68.0	79.9	76.8	87.3

NIVELES DE CONTAMINACION:



4.2 Generación del modelo

4.2.1 Datos de densidad poblacional

En el Cuadro 24 se muestra la información de la densidad poblacional expresada como habitantes por kilómetro cuadrado por cada punto de muestreo.

Cuadro 24. Densidad poblacional en áreas cercanas a los puntos de muestreo expresada en habitantes/km²

PROVINCIA	CANTON	DISTRITO	POBLACION TOTAL	DENS POBL (hab/km2)	Punto de Muestreo	Promedio
Cartago	La Union		0	0	Ma-1	0
San José	Curridabat	Curridabat	30316	4447.1	Ma-2	4447
	San José	Hospital	24175	5701.2	Ma-3	9199
		Hatillo	54901	11829.3		
		San Sebastián	43245	10066.6		
Cartago	La Union		0	0	To-1	0
San José	Goicoechea	Guadalupe	23723	8331.9	To-2	6933
		Calle Blancos	19411	7943.1		
	Tibás	6379	8977.3			
	San José	La Merced	13565	5352.4		
	Montes de Oca	San Pedro	26524	4974.5		
		Sabanilla	11324	6019.6		
	San José	Pavas	76177	7642.8	To-3	7643
Heredia			0	0	Se-1	0
	Heredia	Mercedes	19717	6173.6	Se-2	3524
		Barba	Barba	4890		
	San Pedro		8560	1324.3		
	San Pablo		6656	1221.6		
	San Roque		3071	3984.5		
	Santa Lucía		5462	2487.6		
	Santa Bárbara	Santa Bárbara	5452	4607.8		
		San Pedro	3652	2250.8		
		San Juan	6245	1729.6		
San Rafael	San Rafael	8651	7161.5	Se-3	3942	
Alajuela	Alajuela	Guácima	15450	722.9		
Puntarenas	Golfito	Puerto Jiménez		0	Ri-1	0
					Ri-2	
				2	Ri-3	2
				4	Ti-1	4
					Ti-2	
			0	Ti-3	0	
San José	Aserri	Salitrillos	0	0	Ca-1	0
		Aserri	23844	1868.2	Ca-2	4438
	Desamparados	San Rafael Arriba	13008	4907.4		
		San Juan de Dios	16577	6537.2		
		Alajuelita	Concepción	22401	11700	Ca-3
	Escazú	San Antonio	0	0	Ag-1	0
		San Antonio	20795	1327.5	Ag-2	1328
		Escazú	12379	2736.1	Ag-3	2205
		San Rafael	19198	1674.6		
Alajuela	Poas	Sabana Redonda	0	0	Po-1	0
		San Pedro	6913	516	Po-2	516
	Alajuela	La Garita	6856	217.8	Po-3	218
Cartago			0	0	Pu-1	0
	El Guarco	Tobosi	5418	311	Pu-2	311
		El Tejar	18648	4122.8	Pu-3	4123
	Alvarado	Pacayas	0	0	Bi-1	0
		Capellades	2195	66.5	Bi-2	67
Cervantes		4709	404.5	Bi-3	405	

Fuente: INEC, 2011

4.2.2 Datos de cobertura de la tierra

El análisis de la clasificación de la cobertura del suelo se efectuó por medio del uso de imágenes satelitales y con el apoyo del software ArcGIS Info, ArcGIS Spatial Analyst y el Erdas Imaging Professional. La clasificación digital automatizada se hizo

por medio del conocimiento previo del área en particular y su localización a través de coordenadas establecidas con el apoyo de un GPS. La conectividad que existe entre el programa gratuito Google Earth, cuya resolución es mucho mayor que la de las imágenes satelitales, con el programa ERDAS para verificar con mayor precisión el uso del suelo, hizo posible hacer una clasificación supervisada bastante exhaustiva.

Cuadro 25. Cobertura del suelo en cada uno de los puntos de muestreo

USOS	Cobertura del suelo (%)						Total (%)
	Uso Urbano	Cultivos		Pastos	Bosques	Charral Tacotal	
		Estacionales	Permanentes				
Ma-1	33.6	0.0	0.0	23.7	42.8	0.0	100
Ma-2	49.1	0.0	23.6	0.0	27.2	0.0	100
Ma-3	67.6	0.0	0.0	19.4	13.0	0.0	100
To-1	5.8	0.0	2.3	36.5	55.3	0.0	100
To-2	50.2	0.0	6.8	3.6	39.4	0.0	100
To-3	83.2	0.0	0.0	6.7	10.1	0.0	100
Se-1	0.0	0.0	0.0	25.2	74.8	0.0	100
Se-2	38.1	0.0	36.1	8.5	17.3	0.0	100
Se-3	56.0	0.0	3.4	25.6	14.9	0.0	100
Ri-1	1.3	0.0	0.0	0.0	98.7	0.0	100
Ri-2	3.1	5.0	0.0	9.5	65.1	17.4	100
Ri-3	6.5	1.5	0.0	15.1	76.9	0.0	100
Ti-1	0.2	0.0	0.0	0.0	99.8	0.0	100
Ti-2	4.6	0.0	0.0	6.0	86.9	2.5	100
Ti-3	5.1	1.2	0.0	10.2	83.6	0.0	100
Ca-1	1.5	0.0	0.0	40.1	58.4	0.0	100
Ca-2	16.0	0.0	9.4	7.1	67.5	0.0	100
Ca-3	37.9	0.0	0.0	16.7	45.4	0.0	100
Ag-1	0.0	0.0	0.0	39.8	60.2	0.0	100
Ag-2	39.7	0.0	0.0	24.0	36.3	0.0	100
Ag-3	32.4	0.0	0.0	15.2	52.4	0.0	100
Po-1	0.7	0.0	0.0	33.5	65.8	0.0	100
Po-2	9.7	0.0	50.2	21.5	18.5	0.0	100
Po-3	8.0	0.0	30.7	18.1	43.2	0.0	100
Pu-1	6.5	0.0	0.0	51.4	42.1	0.0	100
Pu-2	3.9	0.0	0.0	49.7	46.4	0.0	100
Pu-3	7.3	0.0	9.4	25.4	57.9	0.0	100
Bi-1	0.0	0.0	0.0	41.3	58.7	0.0	100
Bi-2	0.0	43.8	0.0	40.7	15.5	0.0	100
Bi-3	8.5	46.1	0.0	22.7	22.7	0.0	100
Jo-1	14.9	0.0	0.0	18.2	66.8	0.0	100
Jo-2	29.7	0.0	36.2	13.8	20.2	0.0	100
Jo-3	56.8	0.0	0.0	16.2	27.1	0.0	100
Ci-1	0.0	0.0	0.0	29.4	70.6	0.0	100
Ci-2	30.2	0.7	39.4	17.2	12.6	0.0	100
Ci-3	39.0	30.4	10.8	19.0	0.9	0.0	100

La generación de datos de coberturas, por el método de clasificación supervisada, se efectuó ingresando entre 5-10 datos, para cada zona muestreada y por cada cobertura, siendo en total 35-70 datos por zona muestreada. El programa ERDAS cuenta con varias herramientas para verificar si existen conflictos durante el proceso de clasificación. Sin embargo, fue más provechoso visualizarlo en forma más simplificada como se indica anteriormente con la ayuda de Google Earth. En

aquellos casos que hubo presencia de nubes y sus sombras proyectadas, estas se incluyeron en la clasificación para descartar su aporte. Los resultados obtenidos indican en el Cuadro 25.

4.2.3 Análisis estadístico de componentes de modelo

No existe un ICA universal por lo que se debieron evaluar varios de ellos; además, la presencia de “outliers” afecta adversamente el Coeficiente de Determinación. Se evaluaron los tres criterios de eliminación de “outliers” recomendados: $Z > 3,0$; $Z > 2,5$ y $Z > 2,0$. Los valores de Z se obtuvieron usando MINITAB expresados como residuos estándar durante el análisis de Regresión Lineal Multivariable, en conjunto con la prueba de Falta de Ajuste. En todos estos casos, el R^2 ajustado se determinó usando el método “Stepwise” y el “Backward” en SPSS. Los resultados se muestran en el Cuadro 26.

Cuadro 26. Determinación del coeficiente de determinación ajustado en cada ICA utilizando 3 criterios en la eliminación de los “outliers”

ICA	Coeficiente de determinación ajustado (R^2 ajustado, %)					
	Holandés	2a-León	2b-León	4a-León	2d-Gmo	4b-Gmo
Con Outliers	60,0 ^a (66,6) ^b	74,8 (75,0)	73,0 (76,9)	57,9 (63,4)	71,7 (76,0)	62,5 (65,3)
Sin outliers ($Z > 3.0$)	71,1 (70,9)	80,0 (82,0)	82,2 (82,8)	67,6 (72,5)	80,3 (81,6)	72,9 (74,5)
Sin outliers ($Z > 2.5$)	76,3 (76,1)	81,8 (83,8)	83,5 (84,1)	74,5 (76,5)	82,2 (82,9)	72,8 (75,3)
Sin outliers ($Z > 2.0$)	80,0 (80,2)	87,1 (87,5)	85,2 (86,4)	85,6 (86,8)	86,6 (87,6)	81,8 (84,6)

Nota: “a” corresponde a coeficientes determinados por el método “stepwise”.
 “b” corresponde a coeficientes determinados por el método “backward”.

Tal como es esperable, la eliminación de los “outliers” mejoró considerablemente el modelo, especialmente con $Z > 2$. Por lo tanto, se justifica el uso de este criterio para

evaluar aquellos índices que muestran un R^2 ajustado >80% que son: Holandés, 2a-León, 2b-León, 4a-León, 2d-Gmo y 4b-Gmo.

El análisis preliminar del histograma de residuales estandarizados y el gráfico de probabilidad normal para residuales estandarizados mostraron un comportamiento normal para el ICA-2a-León. Por otra parte, el ICA Holandés, el ICA-2b-León, el ICA-2d-Gmo, el ICA-4b-Gmo mostraron una distribución bastante normal; mientras que el ICA-4a-León tiene un comportamiento regular.

El Cuadro 14 muestra la calidad de los ríos utilizando el Índice Holandés, el cual es bastante acertado en la clasificación de la calidad de las aguas, según lo observado a nivel de campo. Por ejemplo, la calidad de los ríos Ma-2, Ma-3, To-2, To-3 y Pu-3 correspondió a la realidad que se percibió. No obstante, el Ag-3 y el Pu-3 aparecen mejor de lo que realmente se observó durante los muestreos. Además, este índice no incluye la valoración de indicadores microbiológicos importantes para la salud como son los coliformes. El R^2 ajustado que se obtuvo durante el análisis es el menor comparado con los otros; no obstante, es aceptable.

El Cuadro 17 muestra los resultados del ICA-2a-León el cual subvalora la calidad de las aguas. Así, el To-2, To-3, Ma-2 y Ma-3 aparecen con contaminación moderada cuando en la realidad son ríos altamente contaminados.

El Cuadro 18 presenta la información del ICA-2b-León el cual es un poco más severo que el anterior, pero no lo suficiente. To-3 llegó a tener una “contaminación severa” y el María Aguilar no sobrepasó el nivel de “moderado”. Con relación al Ag-3, el máximo nivel de contaminación durante el período de muestreo correspondió a “contaminación moderada”.

El Cuadro 19 muestra los resultados encontrados empleando el ICA-4a-León el cual es bastante acertado a la realidad de lo observado a nivel de campo. El María Aguilar y el Torres en sus puntos 2 y 3 se presentaron como altamente contaminados. Igualmente ocurre con Ag-3 y otros puntos.

El Cuadro 22 que corresponde al ICA-2d-Gmo en el cual se observa que el María Aguilar y el Torres, presentaron niveles de contaminación “severa” y el Agres

corresponde a “moderada”. Por último, el Cuadro 24 para el ICA-4b-Gmo resulta el más versátil y sensitivo de todos; sin embargo, el R^2 ajustado no es el más alto. En este caso tanto el María Aguilar como el Torres muestran niveles de contaminación “muy severa”. Igualmente el Agres muestra niveles de contaminación tal como se observó en campo y el Purires, también concuerda con lo observado.

Por lo anterior, conviene centrar la atención en tres índices: el ICA-2d-Gmo, el ICA-4a-León y el ICA-4b-Gmo. Por otra parte, tanto el ICA-4a-León como el ICA-4b-Gmo son bastante similares en sus resultados. Es importante recalcar que el 42% de los indicadores propuestos por León, actúan como amortiguadores, según se explicó anteriormente, por lo que resulta conveniente no considerarlos pues generan distorsiones en el análisis. En cambio, el ICA-4d-Gmo solamente considera aquellos indicadores seleccionados por el análisis de Regresión Lineal Multivariable, siendo un índice más parsimonioso por estar conformado con un menor número de indicadores (ver Cuadro 23). Basado en lo anterior, la generación del modelo de predicción se centró en dos posibles opciones: el ICA-2d-Gmo y el ICA-4b-Gmo.

La existencia de multicolinealidad entre variables del entorno socio ambiental con el modelo del ICA-2d-Gmo, se evaluó usando MINITAB y SPSS. El empleo de la herramienta Falta de Ajuste con MINITAB y el análisis del coeficiente de correlación bivariado de Pearson (CCBP) con SPSS ayudaron para verificar posibles colinealidades. Se detectó que las variables Casas (densidad habitacional) y Habitantes (densidad poblacional) muestran valores FIV de 1100, aproximadamente; así como un CCBP de 0,998. Dado que existe colinealidad, se seleccionó la variable Densidad Poblacional en lugar de Densidad Habitacional, pues es esta la que debería ser la principal generadora de aguas residuales en los hogares. Con respecto a las variables Alcantarillado, Letrina y Otro, su FIV fue de 68, 111 y 107, respectivamente. El primero presentó un CCBP de 0,925 con Habitantes. Además, las variables Alcantarillado y Otro, dieron un CCBP > 0.9 con las variables Casas y Habitantes, respectivamente, por lo que se eliminaron las dos primeras variables. La variable Letrina tiene un CCBP alto con la variable No Tiene

(0,843), mientras que Tanque Séptico presenta un CCBP de 0,999 con la variable Tiene Alguno, por lo que se eliminaron las variables Letrina y Tanque Séptico.

También se valoró si los datos de cada variable predictora muestran una clara tendencia con respecto al ICA y si la misma era lineal o de otro tipo. En el caso de la Cobertura Riparia, se observó que pequeños incrementos de cobertura alrededor del río se muestran asociados a una mejor calidad de las aguas; pero con valores superiores a los 700 m, aproximadamente, esto tiende a estabilizarse y variar muy poco (ver Figura 21). Es por eso que fue necesario transformar la variable predictora linealizando la curva (Figura 22) y evitar posibles distorsiones durante el análisis de regresión.

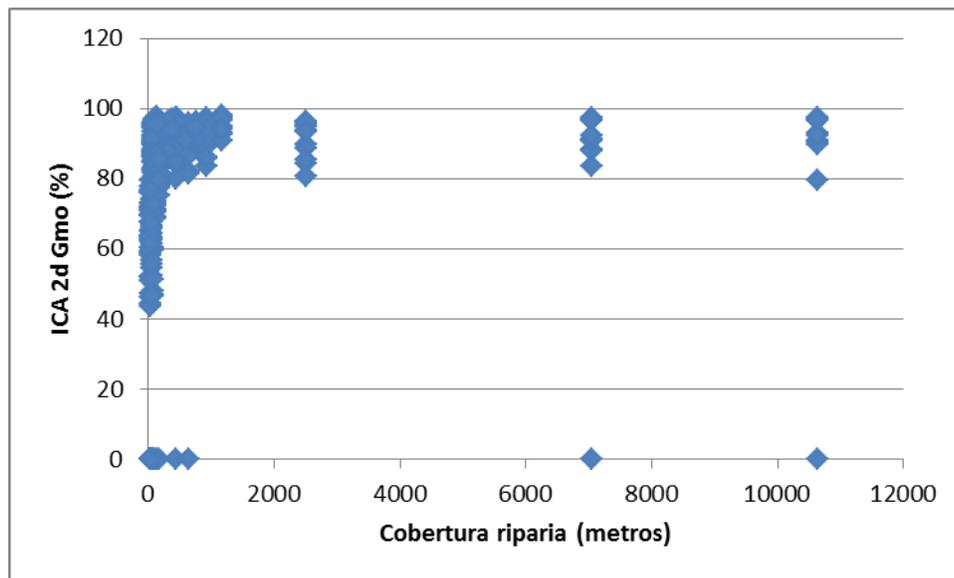


Figura 21. Comportamiento de la cobertura riparia con la calidad del agua.

Fuente: Elaboración propia.

La linealización de la curva se logró efectuando una transformación matemática de los datos de esta variable predictora (fórmula de cálculo 5), empleando el programa de cómputo CurveExpert y el resultado subsecuente se muestra en la Figura 22:

$$\text{Tr-Cobertura Riparia} = 102,86 * (0,9064 - e^{(-0,0162368 \times \text{cobertura riparia})}) \quad (5)$$

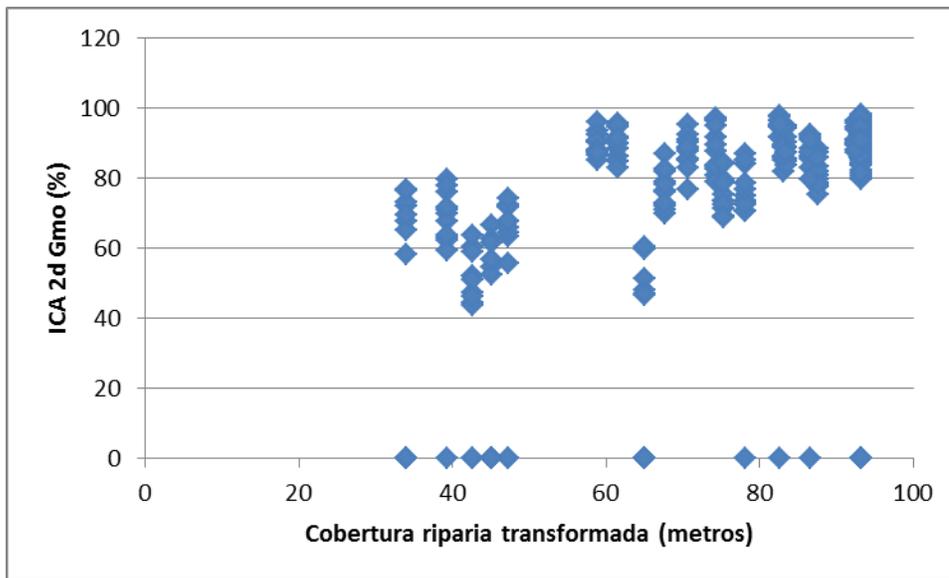


Figura 22. Cambio en la forma de la curvatura de la cobertura riparia al transformar la variable.
Fuente: Elaboración propia.

También se consideró conveniente linealizar los datos de la variable bosque. Se utilizaron dos formas de transformación pues no se encontró una forma idónea así que será el mismo análisis de regresión que escoja la mejor entre ambas opciones. La transformación se denota con la letra Tr y el cálculo es como sigue:

$$\text{Tr1-Bosque} = 63,329 + 0,2967 * \text{bosque} \quad (6)$$

$$\text{Tr2-Bosque} = 39,288 + 13,05 * \ln(\text{bosque}) \quad (7)$$

Otras variables presentaron FIV altos pero fue conveniente primero hacer un análisis de regresión por el método "Stepwise". En un primer análisis con el ICA-2d-Gmo que incluyó todas las variables, el R^2 ajustado fue de 86,8. Un aspecto relevante fue que la Densidad Poblacional representó el 77,4% del coeficiente de determinación utilizando este ICA, mientras que el aporte porcentual al modelo de las restantes variables es menor, siendo desde un 3,0% hasta un 0,3%. Bajo estas circunstancias, el número de variables que forman parte del modelo no pueden ser reducido bajo el criterio del aporte porcentual al ajuste de la regresión tal como se hizo en el caso de los ICAs.

En los primeros análisis de regresión, apareció seleccionada la variable Urbanos y no se incluyó la variable Bosque, a pesar de esperarse una clara relación de esta con la calidad de las aguas. Urbano mostró un CCBP de 0,833 con Habitantes, el cual merece la atención en cuanto a una posible colinealidad, aunque los valores FIV son menores de 10. Con la eliminación de la variable Urbanos, el R^2 ajustado fue de 86,2% y apareció seleccionado la variable Tr2-Bosque; aunque también las variables Cobertura Riparia y Tr-Cobertura Riparia. Estos últimos dos tienen un valor VIF alrededor de 13 y al eliminar la variable Cobertura Riparia, se obtuvo un R^2 ajustado de 85,2%, con nuevos valores FIV menores a 7,5 con todas las variables seleccionadas.

La variable No Tiene es un tanto confusa en su uso y los valores reportados durante ese censo corresponde a valores muy bajos. Su uso, eventualmente, podría generar algún tipo de distorsión en el análisis por ser un β bastante grande. Su eliminación provocó que el método "Stepwise" sólo seleccionara cuatro variables de las 10-15 que usualmente aparecían en los modelos y el R^2 ajustado se redujo bastante (77,7%). Se utilizó, entonces, el método "Backward", verificando que los FIV fueran menores a 10, las Tolerancias fueran superiores a 0,01, los β no fueran superiores a 0,9 (esperable).

Posteriormente, durante el proceso de modelación, se observó que el hecho de haber evaluado una segunda vez la presencia de "outliers" superiores a $Z= 2,0$ y eliminado aquellos con valores extremos, llevó a la eliminación de datos prácticamente en su totalidad del punto Ag-3 que presenta valores de relativa alta contaminación lo cual provocó que el modelo perdiera cierta efectividad, sobre todo en ese punto de muestreo. Se volvió a repetir el análisis de regresión pero empleando los datos a los cuales se les eliminó los "outliers" de $Z > 2,0$ pero sin hacerlo una segunda vez, con el objetivo de verificar datos muy distanciados. En este caso, los resultados obtenidos se presentan en el Cuadro 27.

Cuadro 27. Datos importantes de cada uno de los predictores para ICA-2d-Gmo generados usando el método STEPWISE en SPSS con un R² ajustado de 83.9%

Predictor	β	Beta	CCPP	Predictor	β	Beta	CCPP
Constante	90,648			Pastos	0,216	0,232	0,335
Densidad Poblacional	-0,00374	-0,876	-0,841	Densidad de corrientes	1565,2	0,292	0,308
Pendiente Máxima	0,504	0,408	0,467	Limo	-0,594	-0,241	-0,286
Pendiente Transversal Promedio	-0,688	-0,350	-0,395	Cultivo Permanente	-0,232	-0,139	-0,205
Tiene Alguno	-0,095	-0,294	-0,379	Precipitación promedio	-0,146	-0,088	-0,207
Charral-Tacotal	1,215	0,341	0,373	Orden	2,329	0,155	0,164
Densidad de drenaje	-0,477	-0,398	-0,337	Arcilla	0,171	0,117	0,162

Nota: β : Coeficientes
 Beta: Coeficientes estandarizados.
 CCPP : Coeficiente de correlación parcial de Pearson.

Tal como se mencionó en la metodología, se pueden utilizar transformaciones específicas que pueden mejorar la normalidad y la homocedasticidad del modelo, por tanto, se verificó el uso de transformaciones con el programa SPSS aplicadas al ICA (variable respuesta) para mejorar el supuesto de homocedasticidad. Las transformaciones evaluadas fueron: logaritmo natural, recíproco de la raíz cuadrada, recíproco de "y", raíz cuadrada, potencia cuadrada y potencia cúbica. Ninguna de estas transformaciones mejoró la homocedasticidad. Sin embargo, la Figura 23 muestra una distribución bastante uniforme de los valores residuales observados contra los esperados, lo cual es sinónimo de homocedasticidad. La Figura 24 muestra dos gráficos donde se observa un claro comportamiento normal.

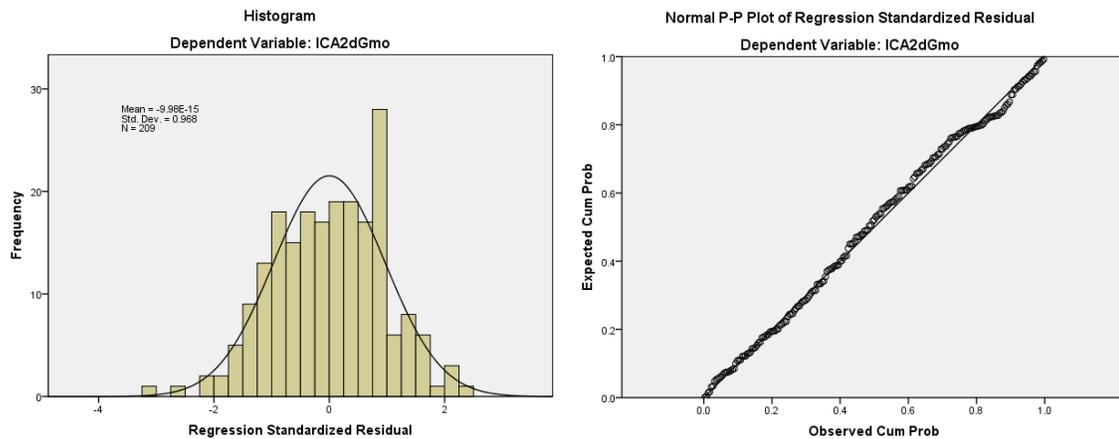


Figura 23. Gráficos de normalidad que muestran que se cumple el criterio de normalidad

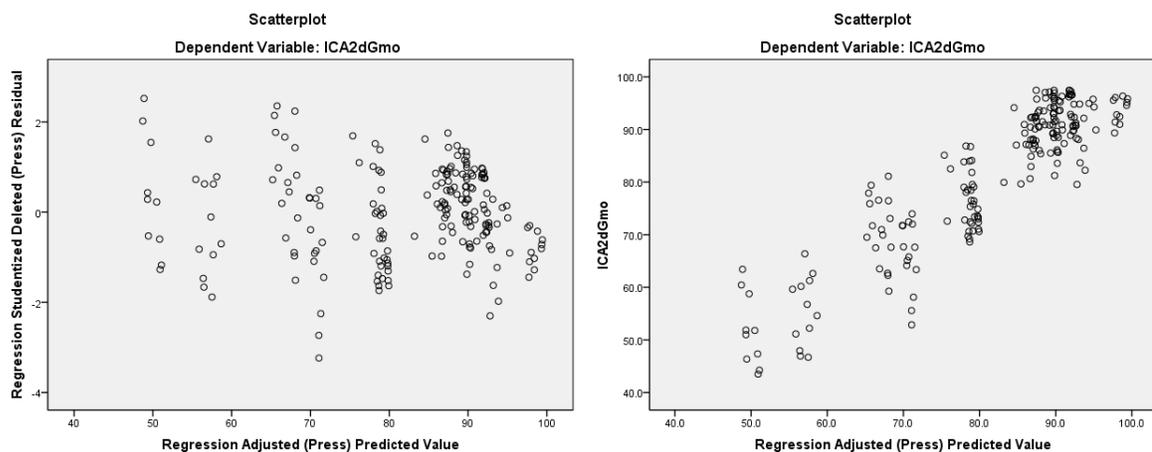


Figura 24. Gráficos de distribución de residuos que muestran que el criterio de homocedasticidad se cumple relativamente bien.

Fuente: Elaboración propia.

El otro índice de calidad seleccionado para generar un modelo de predicción, fue el ICA-4b-Gmo. Al efectuar un primer análisis de regresión lineal multivariable por el método “stepwise”, las variables seleccionadas fueron solamente cuatro y el el R^2 ajustado fue bajo. Por eso se utilizó el método “Backward”, donde el R^2 ajustado fue de 80,0 y las variables seleccionadas se indican en el Cuadro 28. Los valores FIV obtenidos con el programa SPSS son menores a 6,9 y las Tolerancias son superiores a 0,1.

Cuadro 28. Datos importantes de cada uno de los predictores para ICA-4b-Gmo generados usando el método STEPWISE en SPSS con un R² ajustado de 80.0%

Predictor	β	Beta	CCPP	Predictor	β	Beta	CCPP
Constante	83,957			Arena	-0,563	-0,144	-0,229
Tr-Cobertura riparia	0,927	0,559	0,506	Densidad Poblacional	-0,003096	-0,295	-0,217
Densidad de drenaje	-1,278	-0,413	-0,401	Charral-tacotal	1,373	0,153	0,207
Densidad de corrientes	4125,407	0,286	0,334	Urbanos	-0,278	-0,199	-0,191
Pendiente transversal máxima	-0,927	-0,260	-0,323	Tanque séptico	-0,094642	-0,111	-0,135
Pastos	0,495	0,204	0,310	Caudal	-0,000512	-0,080	-0,144
Limo	-1,584	-0,252	-0,300				

Nota: β : coeficientes
 Beta: Coeficiente estandarizado
 CCPP : Coeficiente de correlación parcial de Pearson.
 Fuente: Elaboración propia.

Los gráficos siguientes muestran la normalidad y la homocedasticidad de la variable dependiente (Figuras 25 y 26).

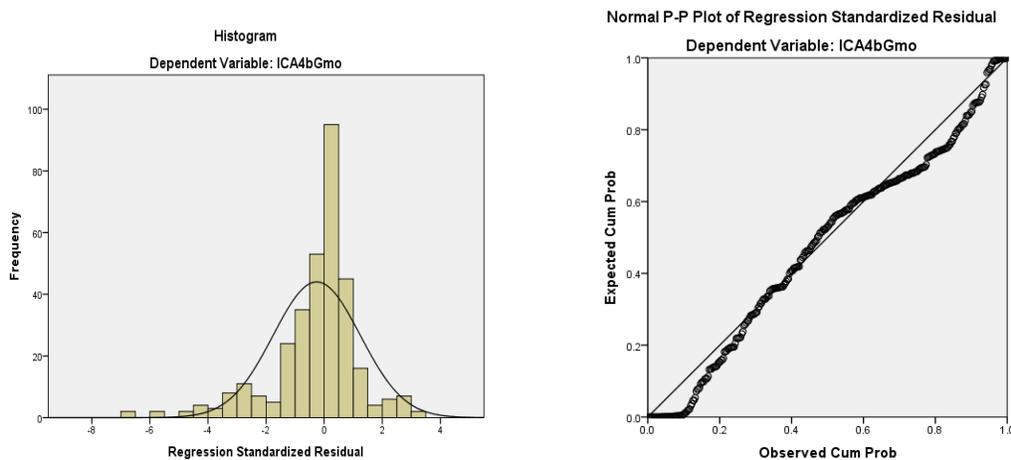


Figura 25. Gráficos de normalidad en el modelo generado.

Fuente: Elaboración propia.

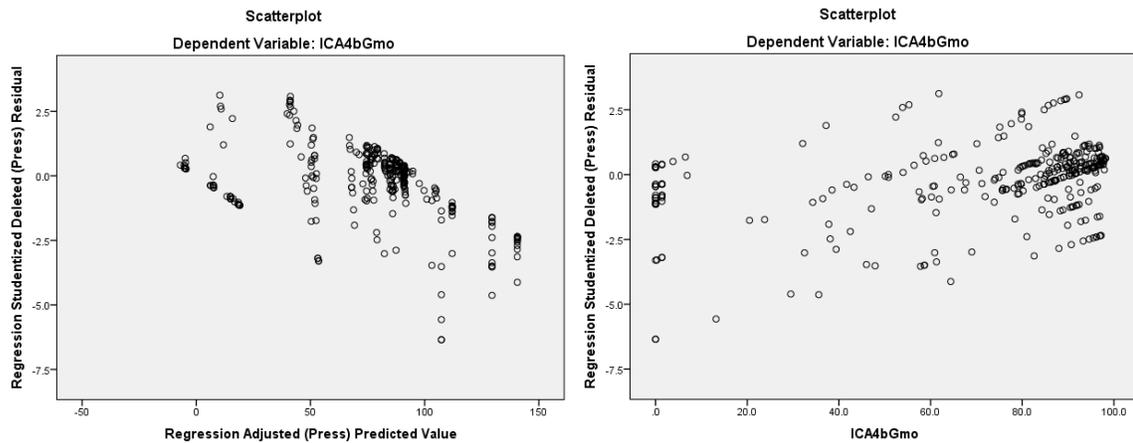


Figura 26. Gráficos de homocedasticidad del modelo desarrollado.
Fuente: Elaboración propia.

También se hicieron algunas transformaciones en dos variables para linealizar el comportamiento curvo de los datos: Cobertura Riparia y Bosque. Las transformaciones hechas fueron las anteriormente mencionadas.

Se probaron varias transformaciones en “y” para mejorar la homocedasticidad y la normalidad, pero ninguna mejoró este aspecto. Las transformaciones que se utilizaron fueron: logaritmo natural, recíproco de la raíz cuadrada, recíproco, raíz cuadrada, potencia cuadrada y cúbica. Aunque el comportamiento normal no es perfecto, se considera aceptable.

4.3 Validación del modelo

En una primera etapa de validación, se compararon los valores reales del ICA, contra los valores predichos. Se compararon los datos recolectados en los 30 puntos de muestreo del primer año para cada uno de los dos ICAs seleccionados.

4.3.1 Validación del ICA-2d-Gmo

En el caso del ICA-2d-Gmo, el Cuadro 29 muestra los valores de ICA observados o reales (%). También se incluyó la clasificación por colores que se relaciona con el tipo de clase de calidad del agua que establece el reglamento.

Cuadro 29. Clasificación de la calidad del agua en cada punto de muestreo empleando el ICA-2d-Gmo por medio del análisis de cada indicador en los ríos

Punto de Muestreo	Densidad Poblacional (hab/km ²)	MES DE MUESTREO, PERIODO 2010-2011												PROMEDIO
		Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	
Ma-1	0	97.0	80.6	87.6	96.4	82.4	91.4	89.4	83.3	78.8	96.6	83.5	94.7	88.5
Ma-2	4679	83.8	67.7	71.8	58.1	65.1	53.7	73.1	69.5	76.5	81.1	85.2	76.5	71.8
Ma-3	10292	60.4	58.8	51.8	47.3	44.2	43.5	46.3	51.9	51.0	63.4	67.6	71.2	54.8
To-1	0	97.6	91.5	91.5	97.4	94.4	94.3	94.4	94.9	75.9	96.4	96.4	95.2	93.3
To-2	7518	66.4	62.6	54.6	44.8	39.5	32.0	45.8	52.2	56.7	61.3	82.8	82.9	56.8
To-3	8156	59.6	60.2	46.7	35.8	25.1	27.3	36.1	47.9	51.1	46.9	66.9	78.3	48.5
Se-1	0	87.9	88.5	93.0	97.1	91.5	93.5	91.5	92.3	90.9	85.7	92.2	94.1	91.5
Se-2	2911	86.1	84.8	95.5	94.7	94.3	91.7	88.4	94.9	82.9	89.6	89.8	91.1	90.3
Se-3	3481	72.8	75.8	86.7	76.4	81.8	72.1	69.7	79.0	78.1	70.7	72.6	82.5	76.5
Ri-1	0	92.9	90.6	90.7	96.8	97.4	96.7	97.4	89.7	78.0	96.6	92.4	79.5	91.6
Ri-2	110	88.3	90.7	91.2	96.6	88.1	97.2	96.6	90.8	71.1	96.5	92.3	83.7	90.3
Ri-3	2	93.0	88.9	91.7	96.9	97.5	95.5	96.2	85.7	83.6	95.9	94.0	86.1	92.1
Ti-1	4	93.6	84.4	89.8	94.8	96.2	96.3	95.3	88.5	85.5	96.0	93.5	80.6	91.2
Ti-2	380	88.7	87.1	90.8	94.2	97.0	93.7	97.5	87.0	67.2	89.3	92.5	79.9	88.7
Ti-3	0	92.6	87.1	89.9	95.8	95.0	92.1	94.8	82.2	71.2	88.9	86.4	81.2	88.1
Ca-1	0	88.2	83.9	96.7	97.3	94.3	95.2	95.3	96.1	93.0	93.1	84.9	89.0	92.3
Ca-2	3775	70.6	70.6	73.0	73.3	74.9	72.4	84.0	76.5	86.9	78.5	91.0	85.1	78.1
Ca-3	8982	75.9	71.0	69.9	62.7	62.3	59.3	67.5	63.5	71.7	79.4	77.9	84.3	70.4
Ag-1	0	93.1	92.7	97.2	98.1	96.5	97.8	97.6	94.5	90.9	95.0	97.4	94.1	95.4
Ag-2	1224	87.7	90.8	95.2	92.3	88.4	84.8	85.5	76.5	85.1	90.0	88.6	82.9	87.3
Ag-3	2145	69.2	79.6	73.6	79.1	71.0	73.4	75.4	72.4	68.6	83.9	78.5	84.1	75.7
Po-1	0	89.3	91.4	96.3	94.6	95.2	95.8	96.1	95.6	91.0	92.8	92.4	94.3	93.7
Po-2	472	89.4	81.8	95.0	94.6	95.0	94.2	89.1	85.0	85.9	88.7	94.3	85.9	89.9
Po-3	205	87.2	86.0	91.5	92.4	85.4	92.1	88.2	82.9	74.6	87.1	90.9	79.7	86.5
Pu-1	0	89.2	87.3	89.9	93.6	90.9	95.5	94.3	96.3	90.9	89.7	89.3	88.0	91.2
Pu-2	257	84.9	90.1	90.6	93.3	90.4	95.8	92.2	90.4	88.1	87.4	86.3	87.0	89.7
Pu-3	3077	71.7	72.4	72.0	67.6	63.4	74.0	42.6	52.9	64.2	65.8	55.6	67.6	64.1
Bi-1	0	90.9	89.8	89.6	93.2	92.6	94.7	92.1	88.8	87.8	89.9	92.1	90.7	91.0
Bi-2	60	85.3	90.0	88.8	94.7	91.6	94.0	88.5	88.7	87.2	84.7	83.4	87.2	88.7
Bi-3	306	83.4	79.7	88.4	87.4	77.8	81.9	80.6	77.5	75.3	81.7	78.5	85.8	81.5

NIVELES DE CONTAMINACION:



Fuente: Elaboración propia.

El Cuadro 30, por otra parte, muestra los valores del ICA predichos utilizando únicamente las variables ambientales y el modelo de predicción (Cuadro 28).

El hecho de que en el modelo de predicción se encuentre la variable Precipitación Total Mensual, permite considerar el efecto de las dos estaciones del año. La variación entre la medición directa y la predicción por el modelo tiene una desviación estándar de 4,3% y un error estándar de estimación de 7,2%, el cual es un valor bajo; sin embargo, el inconveniente de este modelo relacionado con dicho índice es que ríos altamente contaminados aparecen algo subvalorados. El CCBP entre los

valores observados promedio y los valores predichos promedio fue de 0,864 ($\alpha = 0,000$).

Cuadro 30. Clasificación de la calidad del agua en cada punto de muestreo empleando el modelo de predicción para el ICA-2d-Gmo por medio de variables ambientales

Punto de Muestreo	Densidad Poblacional (hab/km2)	MES DE MUESTREO, PERIODO 2010-2011												Promedio
		Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	
Ma-1	0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Ma-2	4679	70.1	71.0	71.3	71.3	71.2	71.1	69.9	67.0	70.0	70.4	70.3	68.9	70.2
Ma-3	10292	50.9	51.7	51.8	51.8	51.8	51.6	50.4	50.8	50.7	51.2	50.8	49.6	51.1
To-1	0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
To-2	7518	58.7	59.6	59.7	59.7	59.7	59.5	58.3	58.6	58.6	59.1	58.7	57.5	59.0
To-3	8156	56.9	58.0	58.2	58.1	58.2	57.8	57.4	57.2	56.9	57.3	57.3	58.2	57.6
Se-1	0	88.6	90.9	91.1	91.0	91.1	90.0	89.7	88.5	90.0	91.2	91.2	86.7	90.0
Se-2	2911	69.9	69.9	69.9	69.9	69.9	69.9	69.9	69.9	69.9	69.9	69.9	69.9	69.9
Se-3	3481	79.1	80.3	80.4	80.4	80.3	79.9	79.4	79.2	79.4	80.0	76.8	77.7	79.4
Ri-1	0	93.2	93.4	93.4	93.4	93.4	93.4	93.4	93.3	93.2	93.3	93.3	93.1	93.3
Ri-2	110	89.8	90.0	90.0	90.0	90.0	90.0	90.0	89.9	89.8	89.9	89.9	89.8	89.9
Ri-3	2	91.1	91.3	91.3	91.3	91.3	91.3	91.3	91.2	91.1	91.3	91.2	91.2	91.2
Ti-1	4	93.8	93.8	93.5	93.7	93.2	92.3	92.0	91.5	90.3	90.3	91.7	86.9	91.9
Ti-2	380	90.2	90.2	89.9	90.2	89.6	88.7	88.5	87.9	86.7	86.8	88.2	83.3	88.4
Ti-3	0	96.3	96.3	95.9	96.2	95.6	94.7	94.5	93.9	92.8	92.8	94.2	89.4	94.4
Ca-1	0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Ca-2	3775	79.6	80.8	80.8	80.8	80.8	80.8	80.1	80.1	79.7	80.1	79.6	77.1	80.0
Ca-3	8982	67.6	68.7	68.7	68.8	68.8	68.6	67.7	67.8	67.6	68.1	67.7	65.8	68.0
Ag-1	0	98.4	98.4	98.4	98.4	98.4	98.4	98.4	98.4	98.4	98.4	98.4	98.4	98.4
Ag-2	1224	92.8	92.8	92.8	92.8	92.8	92.8	92.8	92.8	92.8	92.8	92.8	92.8	92.8
Ag-3	2145	79.2	80.3	80.5	80.4	80.5	80.2	79.7	79.5	79.2	79.6	79.6	80.5	79.9
Po-1	0	98.3	98.6	99.8	100.2	100.2	100.4	98.9	98.6	99.1	98.9	99.2	96.1	99.0
Po-2	472	77.1	77.1	77.1	77.1	77.1	77.1	77.1	77.1	77.1	77.1	77.1	77.1	77.1
Po-3	205	87.4	88.9	89.1	89.0	89.0	88.9	88.3	87.6	88.2	87.7	87.5	86.0	88.1
Pu-1	0	90.8	92.0	92.0	92.0	92.0	92.0	91.3	91.3	90.9	91.3	90.8	88.3	91.2
Pu-2	257	87.8	88.6	89.1	89.2	89.1	89.1	88.2	88.1	88.0	88.3	88.2	86.2	88.3
Pu-3	3077	71.2	72.0	72.4	72.5	72.5	72.5	71.6	71.4	71.3	71.7	71.5	69.5	71.7
Bi-1	0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Bi-2	60	92.4	92.4	92.4	92.4	92.4	92.4	92.4	92.4	92.4	92.4	92.4	92.4	92.4
Bi-3	306	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

NIVELES DE CONTAMINACION:



Fuente: Elaboración propia.

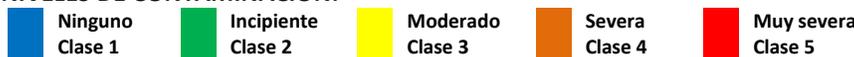
4.3.2 Validación del ICA-4b-Gmo

Por otra parte, el Cuadro 31 muestra la calidad del agua de cada mes en cada punto de muestreo empleando el ICA-4b-Gmo, mientras que el Cuadro 32 presenta los valores predichos.

Cuadro 31. Clasificación de la calidad del agua en cada punto de muestreo empleando el ICA-4b-Gmo por medio del análisis de cada indicador en los ríos

Punto de Muestreo	Densidad Poblacional (hab/km ²)	MES DE MUESTREO, PERIODO 2010-2011												PROMEDIO
		Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	
Ma-1	0	96.2	58.0	80.3	93.7	67.4	90.0	61.3	58.3	35.5	96.7	57.8	92.8	74.0
Ma-2	4679	32.1	0.0	0.0	0.0	60.7	1.4	1.4	0.0	53.9	1.4	1.4	54.8	17.3
Ma-3	10292	1.4	0.0	6.5	0.0	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	1.1
To-1	0	0.0	0.0	0.0	13.2	0.0	0.0	47.7	0.0	29.5	84.2	78.3	92.2	28.8
To-2	7518	0.0	0.0	37.1	1.4	6.9	0.0	1.4	1.4	0.0	1.4	83.2	83.0	18.0
To-3	8156	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	25.0	27.6	4.5
Se-1	0	85.1	86.7	90.0	96.8	78.9	90.5	86.6	89.2	82.7	79.0	86.6	91.8	87.0
Se-2	2911	80.0	1.4	89.3	87.0	89.9	85.5	0.0	92.8	80.1	88.7	90.0	61.7	70.5
Se-3	3481	50.7	56.3	81.6	62.9	54.1	64.7	0.0	76.1	71.6	50.9	65.2	1.4	53.0
Ri-1	0	90.8	91.3	90.6	97.6	98.0	97.6	97.9	91.2	37.5	97.3	93.1	77.5	88.4
Ri-2	110	61.3	92.1	91.6	96.7	84.9	97.9	97.1	92.3	39.4	97.4	92.6	82.5	85.5
Ri-3	2	91.3	88.6	91.8	97.7	98.1	95.7	96.3	85.6	78.8	95.6	94.1	78.9	91.0
Ti-1	4	94.4	1.4	90.4	95.3	97.3	97.0	96.2	90.3	1.4	97.2	94.9	74.0	77.5
Ti-2	380	86.2	87.1	91.0	94.2	97.9	94.1	97.9	87.0	39.1	90.5	93.4	75.7	86.2
Ti-3	0	92.6	87.2	90.8	96.6	96.3	92.8	94.7	1.4	46.0	90.0	85.6	79.3	79.4
Ca-1	0	88.1	81.3	97.2	97.6	95.8	96.4	96.2	97.2	93.6	94.9	64.5	90.9	91.1
Ca-2	3775	28.8	53.4	37.8	46.9	66.1	57.5	84.7	0.0	1.4	70.5	91.4	86.6	52.1
Ca-3	8982	73.7	52.7	38.3	40.9	46.4	20.5	0.0	0.0	0.0	79.8	77.8	84.8	42.9
Ag-1	0	94.2	93.1	97.9	98.5	95.5	98.2	98.2	95.2	90.6	95.1	96.7	94.7	95.7
Ag-2	1224	87.8	90.1	95.8	91.5	89.5	84.5	83.3	0.0	76.0	90.0	89.0	81.7	79.9
Ag-3	2145	0.0	2.8	5.6	8.4	11.1	13.9	1.4	0.0	20.0	24.4	26.6	29.3	12.0
Po-1	0	86.5	92.1	97.5	94.4	95.2	96.8	97.3	96.9	92.0	94.5	94.2	95.8	94.4
Po-2	472	89.4	41.2	95.1	93.5	93.9	94.4	90.3	60.3	79.6	89.1	94.0	85.4	83.8
Po-3	205	83.5	85.5	89.5	92.3	86.2	92.8	88.0	0.0	32.5	87.6	89.7	58.3	73.8
Pu-1	0	84.9	85.0	89.3	86.9	85.9	95.7	74.0	96.7	84.0	89.3	87.6	87.2	87.2
Pu-2	257	1.4	89.7	90.5	92.8	91.2	97.0	91.4	90.7	86.7	87.7	86.3	88.3	82.8
Pu-3	3077	1.4	60.6	49.9	36.5	34.2	69.7	0.3	23.7	0.0	43.1	1.4	58.3	31.6
Bi-1	0	92.0	86.1	88.6	91.4	91.2	94.5	90.8	88.6	61.0	90.9	91.5	92.1	88.2
Bi-2	60	81.8	75.9	58.1	64.6	80.4	80.6	80.0	82.1	84.3	81.7	82.4	89.1	78.4
Bi-3	306	83.2	75.7	79.7	85.3	0.0	68.2	1.4	74.9	68.0	79.9	76.8	87.3	65.0

NIVELES DE CONTAMINACION:



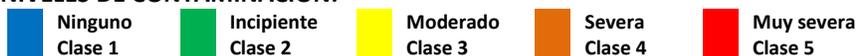
Fuente: Elaboración propia.

La variación entre la medición directa (valores observados) y la predicción (valores predichos) por el modelo tiene una desviación estándar de 12%, y un error estándar de estimación de 22%. Además, el modelo tiene la virtud de predecir condiciones de alta contaminación como las del María Aguilar, el Torres y el Agres, aunque tiene mayor variabilidad que el anterior. El CCBP entre los valores observados promedio y los valores predichos promedio fue de 0,750 ($\alpha = 0,000$).

Cuadro 32. Clasificación de la calidad del agua en cada punto de muestreo empleando el modelo de predicción para el ICA-4b-Gmo por medio de variables ambientales

Punto de Muestreo	Densidad Poblacional (hab/km ²)	MES DE MUESTREO, PERIODO 2010-2011												PROMEDIO
		Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	
Ma-1	0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Ma-2	4679	13.3	12.4	13.9	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	13.9	13.9	13.9	13.8	13.7
Ma-3	10292	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
To-1	0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
To-2	7518	5.9	6.1	7.2	7.4	7.3	7.4	7.1	7.3	7.2	7.1	7.3	7.1	7.0
To-3	8156	15.3	15.8	17.5	18.1	18.0	18.0	17.6	17.7	17.3	17.6	17.6	16.8	17.3
Se-1	0	90.6	90.6	90.9	90.9	90.9	90.9	90.8	90.9	90.9	90.9	90.9	90.9	90.8
Se-2	2911	39.8	39.7	41.0	40.8	41.0	41.2	41.1	41.2	40.8	41.0	41.0	41.1	40.8
Se-3	3481	50.7	50.7	52.3	52.4	52.6	52.5	52.5	52.6	52.3	52.4	52.5	52.4	52.2
Ri-1	0	87.6	88.4	89.4	89.4	89.5	89.4	89.4	88.8	88.9	89.4	88.9	84.8	88.7
Ri-2	110	83.8	85.0	86.5	86.7	87.3	86.5	87.0	85.3	83.2	86.4	85.4	83.8	85.6
Ri-3	2	79.9	78.7	88.3	86.7	94.9	93.4	94.8	83.2	85.9	91.7	92.0	76.4	87.2
Ti-1	4	79.4	79.6	79.6	79.6	80.1	80.0	80.1	80.0	79.1	78.7	78.6	77.2	79.3
Ti-2	380	90.7	90.8	91.2	91.3	91.4	91.3	91.4	91.0	88.9	90.8	90.7	86.5	90.5
Ti-3	0	97.6	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	98.4	98.9	99.7	89.4	98.7
Ca-1	0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Ca-2	3775	67.7	67.8	68.0	68.0	68.0	68.0	68.0	68.0	68.0	67.9	68.0	67.8	67.9
Ca-3	8982	46.9	47.0	47.7	47.6	47.7	47.7	47.6	47.7	47.3	47.0	47.4	46.6	47.3
Ag-1	0	87.6	87.6	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7	87.5	87.6
Ag-2	1224	63.6	64.5	64.8	64.7	64.8	64.8	64.8	64.8	64.8	64.8	64.8	64.7	63.0
Ag-3	2145	46.0	46.3	46.6	46.6	46.6	46.6	46.6	46.6	46.5	46.5	46.3	45.5	47.9
Po-1	0	90.9	90.9	91.0	90.9	91.0	91.0	91.0	91.0	91.0	91.0	91.0	90.9	90.9
Po-2	472	74.6	72.9	74.6	74.9	74.8	75.7	74.9	74.8	74.9	75.0	74.5	71.3	74.4
Po-3	205	76.4	71.5	77.8	78.8	78.4	79.3	77.8	78.0	78.6	77.1	77.7	72.5	77.0
Pu-1	0	90.5	90.5	90.5	90.5	90.5	90.5	90.5	90.5	90.5	90.5	90.5	90.5	90.5
Pu-2	257	82.9	82.9	82.9	83.0	83.0	83.0	83.0	83.0	82.9	82.9	82.9	82.6	82.9
Pu-3	3077	50.9	51.0	51.1	51.2	51.2	51.2	51.2	51.2	51.1	51.0	51.0	50.7	51.1
Bi-1	0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Bi-2	60	74.3	74.3	74.5	74.6	74.6	74.6	74.6	74.6	74.6	74.5	74.6	74.3	74.5
Bi-3	306	85.4	85.6	85.4	86.0	86.0	86.0	85.7	86.0	86.1	86.0	85.9	85.2	85.8

NIVELES DE CONTAMINACION:



Fuente: Elaboración propia.

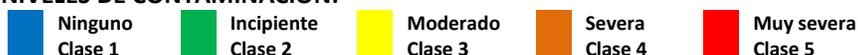
A pesar de que de que el modelo generado con el ICA-2d-Gmo tiene una variación mucho menor, este modelo subvalora un poco la contaminación de los ríos. Por esta razón es preferible trabajar con el ICA-4b-Gmo, aunque el modelo de predicción basado en este ICA tiene una variabilidad mayor.

En una segunda etapa de validación, se compararon los valores reales del ICA contra los valores predichos, con los datos recolectados en los 12 puntos de muestreo del segundo año, para cada uno de los dos ICAs seleccionados. Los puntos evaluados están ubicados en los ríos Agres y Poás, así como los ríos Jorco y el Ciruelas. El Cuadro 33 muestra los resultados obtenidos utilizando los indicadores que se mencionan en el Cuadro 23 para la obtención de cada valor del ICA calculados con base en el ICA-4b-Gmo.

Cuadro 33. Clasificación de la calidad del agua en cada punto de muestreo empleando el ICA-4b-Gmo por medio del análisis de cada indicador en los ríos

ICA	MES DE MUESTREO, PERIODO 2012												PROMEDIO
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic	
Jo-1	92.6	83.4	83.3	82.7	80.3	80.0	82.2	72.3	68.1	81.0	78.8	78.7	80.3
Jo-2	70.7	70.5	63.0	61.1	42.6	63.8	72.3	68.6	81.6	1.2	55.7	74.6	60.5
Jo-3	63.4	0.0	57.2	47.4	0.0	66.5	61.2	0.0	77.5	9.3	50.5	73.2	42.2
Ci-1	83.8	82.0	80.8	76.6	80.5	79.9	74.5	0.0	84.8	80.8	79.7	77.8	73.4
Ci-2	79.3	78.5	72.3	54.8	70.6	75.4	79.5	76.4	82.1	56.7	81.4	77.9	73.7
Ci-3	77.2	53.2	50.6	45.8	57.6	65.9	71.9	50.3	67.4	58.2	65.6	42.9	58.9
Ag-1	89.0	80.0	81.2	78.8	75.5	77.3	80.6	81.2	81.4	77.6	76.4	76.2	79.6
Ag-2	87.8	77.6	80.1	81.1	77.3	71.9	78.5	57.5	86.0	84.2	80.8	76.8	78.3
Ag-3	73.4	70.3	66.9	0.0	0.0	68.8	68.9	0.0	76.5	72.5	74.7	77.7	54.1
Po-1	87.4	88.1	86.3	78.2	80.1	83.5	79.0	81.6	88.1	78.0	78.0	79.6	82.3
Po-2	78.2	78.1	82.8	75.2	83.1	77.1	84.9	82.4	85.0	71.7	75.1	79.2	79.4
Po-3	76.6	74.4	80.4	76.2	83.4	78.8	83.6	74.0	82.2	77.5	64.4	78.1	77.5

NIVELES DE CONTAMINACION:



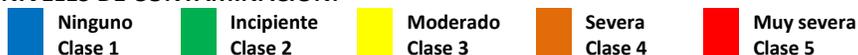
Fuente: Elaboración propia.

El Cuadro 34, por otra parte, muestra los valores del ICA predichos utilizando el modelo de predicción el cual considera únicamente las variables ambientales indicadas en el Cuadro 28 para su cálculo.

Cuadro 34. Clasificación de la calidad del agua en cada punto de muestreo empleando el modelo de predicción para el ICA-4b-Gmo por medio de variables ambientales

Predicho	MES DE MUESTREO, PERIODO 2012												Promedio
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic	
Jo-1	98.0	98.0	98.0	98.0	98.0	98.0	98.0	98.0	98.0	98.0	98.0	98.0	98.0
Jo-2	74.1	92.3	92.3	92.4	92.3	92.3	92.2	92.0	92.2	92.2	92.2	92.2	90.7
Jo-3	30.8	30.8	30.9	30.9	30.8	30.8	30.9	29.3	29.3	30.7	30.7	30.7	30.6
Ci-1	76.4	76.4	76.4	76.4	76.4	76.4	76.4	76.4	76.4	76.4	76.4	76.4	76.4
Ci-2	63.8	64.0	64.2	64.1	64.1	64.0	63.8	63.8	64.1	64.0	63.8	64.0	64.0
Ci-3	69.7	83.4	83.6	83.6	83.5	83.5	83.5	83.3	83.4	83.2	83.3	83.6	82.3
Ag-1	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7	87.7
Ag-2	63.8	84.8	84.8	84.8	84.8	84.8	84.8	84.8	84.8	84.8	84.7	84.8	83.0
Ag-3	46.2	76.6	76.6	76.6	76.6	76.6	76.6	76.5	76.6	76.6	76.5	76.6	74.1
Po-1	90.9	91.0	91.0	91.0	91.0	91.0	91.0	91.0	91.0	91.0	90.9	91.0	91.0
Po-2	75.0	74.9	75.2	74.8	75.4	73.9	75.4	75.7	75.0	74.4	74.3	74.4	74.9
Po-3	78.8	79.3	79.1	79.0	79.4	78.4	78.6	78.2	77.4	77.4	77.4	78.2	78.4

NIVELES DE CONTAMINACION:



Fuente: Elaboración propia.

La variación entre la medición directa y la predicción por el modelo tiene una desviación estándar de 11% y un error estándar de estimación de 21%.

Resultó conveniente comparar los valores de ICA promedio obtenidos para cada punto de muestreo con los valores observados con los valores predichos. Se observa que en la mayoría de los casos, la diferencia es poca. En aquellos casos en que se encontraron diferencias mayores, estuvo relacionada a puntos de muestreo que presentaron una mayor variabilidad durante el período de muestreo en los ICAs observados. Usualmente se presentaron eventos puntuales que repercutieron en la calidad produciendo valores bastante bajos. Contrariamente, los puntos de muestreo que muestran una menor variabilidad en los ICAs observados, son los que concuerdan bastante bien con el dato predicho. El CCBP entre los valores observados promedio y los valores predichos promedio fue de 0,756 ($\alpha = 0,007$), lo que indica claramente que hay una correlación con un nivel de probabilidad de confianza superior al 99%.

5 CONCLUSIONES

Se evaluaron seis índices de calidad así como distintos indicadores en cada uno de los puntos de muestreo en función del tiempo (un año). Se comprobó que no existe un ICA universal, pues cada uno de ellos muestra distintos niveles de contaminación, aunque la muestra de agua sea la misma. El índice codificado como ICA-4b-Gmo fue el que mostró una mayor sensibilidad con relación al nivel de contaminación de los ríos, por lo que se recomienda su uso con el modelo de predicción. Los valores calculados usando este índice fue el que mejor reflejó el nivel de contaminación de acuerdo a lo observado en el campo en cada uno de los puntos de muestreo en función del tiempo.

El Reglamento para la Clasificación y Evaluación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales de Costa Rica, ofrece una serie de herramientas para valorar la calidad de los ríos. Si bien hace mención a una serie de indicadores fisicoquímicos, microbiológicos y biológicos importantes, sólo hace referencia a dos índices para medir esta calidad, siendo uno de ellos el Índice Holandés, que es el único que establece alguna relación con las cinco distintas clases mencionadas en el reglamento. Al basarse este índice en solamente tres indicadores, se corre el riesgo de caer en ambigüedad y falta de solidez como herramienta para medir la calidad de las aguas. Además, no evalúa indicadores tan importantes para la salud como la presencia de coliformes en el agua.

Al analizar las distintas fórmulas de cálculo propuestas por varios investigadores para la determinación del subíndice (SI), se encontró que la mayoría de ellas son propias para las zonas a las que hacen referencia sus autores y que en general son diferentes a nuestro entorno socio ambiental. También, algunas de ellas son para usos específicos de las aguas superficiales y además, los valores de permisibilidad empleados, son diferentes a las indicadas por nuestra legislación, lo cual hace inviable su uso en nuestro país. Fue necesario, por tanto, proponer nuevas fórmulas

de cálculo para la determinación del SI que sean aplicables a nuestro país y acorde a nuestra legislación.

El modelo de predicción seleccionado usando variables del entorno socio ambiental tiene un R^2 ajustado de 80.0% lo cual lo hace confiable; además, es parsimonioso y robusto. Los valores observados del ICA-4b-Gmo y los predichos por el modelo, muestran coeficientes de correlación asociados a niveles de probabilidad altos que demuestran la confiabilidad del modelo.

Finalmente, esta herramienta permite el análisis de cambios en la calidad del agua cuando ocurren cambios en el entorno. El estudio del efecto de distintos escenarios, hacen del instrumento un apoyo útil para programas de gestión territorial a mediano y largo plazo. En aquellos casos donde no se ha dado un crecimiento poblacional descontrolado, permitiría establecer los límites máximos permisibles en cuanto a los distintos usos del suelo que impactan la calidad de las aguas. Tanto el uso de esta herramienta para la gestión territorial en cuanto a los usos de la tierra, así como el empleo de un índice de fácil uso e interpretación, apoya los procesos de gestión y cultura ambiental con la población involucrada promoviendo su desarrollo sostenible. Adicionalmente, el empleo de esta herramienta hace factible considerar aspectos de índole económico, social, cultural y ambiental que estén ligados con la calidad de los ríos.

6 RECOMENDACIONES

Dado que las condiciones fisicoquímicas, microbiológicas, biológicas, así como el entorno, pueden variar con el tiempo en un lugar donde se desee utilizar el modelo, resulta conveniente verificar la aplicabilidad del modelo y su variabilidad. Es por tanto, recomendable, efectuar un diagnóstico preliminar por un período de tiempo donde se analicen datos del ICA observado en el sitio, así como las variables ambientales que requiere el modelo.

El uso de datos de precipitación pluvial provenientes del Instituto Meteorológico Nacional resultó ser insuficiente porque el número de estaciones meteorológicas se ha venido reduciendo a lo largo de los años. No fue posible, por tanto, obtener información de precipitación en un número importante de zonas muestreadas. Siendo esta una variable importante cuya medición se efectúa con equipo que tiene un costo importante, el tema de trabajo interinstitucional se vuelve importante. Es por tanto necesario involucrar mayormente a instituciones gubernamentales en los inicios de los proyectos de investigación. Este proceder puede generar sinergias importantes para las instituciones involucradas, con beneficios no sólo para el gobierno y sino para el desarrollo del país en general.

Las imágenes satelitales utilizadas en el estudio de las distintas coberturas del suelo provinieron de la base de datos de la NASA. La falta de continuidad de estas imágenes en el tiempo, la relativa baja resolución de las mismas y la alta nubosidad usualmente presente en cada una de las imágenes disponibles en las áreas de interés, provocó que se utilizaran imágenes rezagadas en el tiempo con información de tiempo presente, con la consecuente reducción en los alcances de los resultados. Actualmente, el uso de la tecnología satelital ha sido de mucha utilidad en la investigación y son cada vez mayores los usos y beneficios que los investigadores obtienen de ella. Es por tanto necesario que las instituciones gubernamentales lleven a cabo esfuerzos mayores para poner al alcance de los investigadores información actualizada. Igualmente las universidades deben aunar esfuerzos en colaboración mutua para crear bancos de datos que estén disponibles para todos los investigadores del país.

7 BIBLIOGRAFIA

1. Abbasi, S.A. 2002. Water quality indices. Published by INCOH Secretariat, National Institute of Hydrology. University of Roorkee, India.
2. ABT Associattes. 1999. Programa de manejo de la Cuenca del Río Grande de Tárcoles. Estudio de Factibilidad. Volumen 4. San José, Costa Rica
3. Ackerman, D. y E.D. Stein. 2008. Evaluating the effectiveness of best management practices using dynamic modeling. *Journal of Environmental Engineering*. 134 (8), 628-639.
4. Acuña, E. 2011. Análisis de regresión. Departamento de matemáticas. Universidad de Puerto Rico. Mayaguez, Puerto Rico.
5. Aparicio, J.F., 2009. Fundamentos de hidrología de superficie. México DF, México: Editorial LIMUSA.
6. APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st Edition, Washington, DC: American Public Health Association.
7. Astorga, Y. 2008. Situación del recurso hídrico. Informe preliminar. Decimocuarto informe Estado de la Nación en desarrollo humano sostenible. San José, Costa Rica. Recuperado en Enero del 2011, de <http://www.estadonacion.or.cr>
8. AyA. Agosto del 2003. VII Congreso Nacional de ingeniería sanitaria y ambiental. Simposio realizado en el Colegio Federado de Ingenieros y Arquitectos, San José, Costa Rica.
9. AyA. 2011. Acceso a agua para consumo humano y saneamiento: evolución en el período 1990-2010 en Costa Rica. Laboratorio Nacional de Aguas. Recuperado el 25 de Abril, 2013 desde <http://www.bvs.sa.cr/ambiente/textos/ambiente01.pdf>
10. Baltodano, J. 2008. Bosque, coberturas y uso forestal. Informe final. Decimocuarto informe Estado de la Nación en desarrollo humano sostenible. Recuperado en Enero del 2011, de <http://www.estadonacion.or.cr>

11. Barrantes, G. 2005. Disponibilidad del recurso hídrico. .XI Informe del Estado de la Nación. Recuperado el 11 de Noviembre del 2011 de <http://www.estadonacion.or.cr/index.php/biblioteca-virtual/costa-rica/estado-de-la-nacion/ponencias/700-informe-xi-disponibilidad-del-recurso-hidrico>. (11/11/11).
12. Blenkner, T. 2008. Models as tools for understanding past, recent and future changes in large lakes. *Hydrobiología*, 599 (1) 177-182.
13. Cai, X. y D. Wang. 2006. Calibrating Holistic Water Resources–Economic Models. *Journal of Water Resources Planning & Management*, 132 (6), 414-423.
14. Calvo, G y Mora, J. 2007. Evaluación y clasificación preliminar de la calidad de agua de la cuenca del Río Tárcoles y el Reventazón. Parte II: Modelo utilizado en la medición de caudales investigados. *Tecnología en Marcha*, 20(3), 3-11.
15. Calvo, G. y Mora, J. 2007. Evaluación y clasificación preliminar de la calidad de agua de la cuenca del Río Tárcoles y el Reventazón. Parte III.: Calidad de cuerpos receptores de agua, según el Sistema Holandés de Valoración, *Tecnología en Marcha*, 20(4), 59-67.
16. Calvo, G. y Mora, J. 2007. Evaluación y clasificación preliminar de la calidad de agua de la cuenca del río Tárcoles y el Reventazón. Parte I: Análisis de la contaminación de cuatro ríos del área metropolitana. *Tecnología en Marcha*, 20(2), 3-9.
17. Calvo, G. y Mora, J. 2009. Evaluación y clasificación preliminar de la calidad de agua de la cuenca del Río Tárcoles y el Reventazón. Parte IV. Análisis estadístico entre variables. *Tecnología en Marcha*, 22(1), 57-64.
18. Calvo, F.G. 2013. Tema 4: Contaminación del agua. Recuperado en diciembre del 2013 desde http://www.ugr.es/~fgarciac/pdf_color/tema4%20%5BModo%20de%20compatabilidad%5D.pdf

19. Calvo, J. 2008. Bosque, cobertura y recursos forestales 2008. Informe preliminar. Decimoquinto informe Estado de la Nación en desarrollo humano sostenible. San José, Costa Rica. Recuperado en Enero del 2011 desde <http://www.estadonacion.or.cr>
20. Camacho, J. 2009. Antología curso: Estadística. Servicios Estadísticos Camacho & Fernández. Material suministrado en el programa Doctorado en Ciencias Naturales para el desarrollo. San José, Costa Rica.
21. Castillo, J. 2009. Modelos de calidad del agua. Recuperado el 1 de Diciembre del 2009 desde <https://www.u-cursos.cl/ingenieria/2009/2/CI51D/1/material../261760>
22. CEDARENA. 2007. El corredor biológico de Osa: conservación y desarrollo sostenible en el corazón de la Península de Osa. Documento de divulgación. San José, Costa Rica.
23. CEPIS. 2008. Modelos matemáticos de calidad del agua. Recuperado el 30 de Setiembre del 2008 desde <https://www.cepis.org.pe/bvsaca/e/modemate.html>
24. Cerucci, M. y G.K. Jalgama. 2008. Hydrologic and water quality integration tool: hydroWAMIT. *Journal of Environmental Engineering*, 134(8), 600-609.
25. Chang, M. 2006. Forest Hydrology: An introduction to water and forest. Second Edition. Boca Raton, Florida: CRC PRESS.
26. Chavarría, A.E. 2010. Manual de laboratorio de edafología. Escuela de Ingeniería Agrícola. Instituto Tecnológico de Costa Rica. Cartago, Costa Rica.
27. Chomitz, K. y L. Constantino. 1998. Financing Enviromental services: the Costa Rica experience and its implications. *Journal of theoretical Politics*, 10, 347-383.
28. Chung, E.G., Schladow, S.G., Perez-LOsada, J. and Robertson, D.M. 2008. A linked hydrodynamic and water quality model for the Salton Sea. *Hydrobiología*, 604(1), 57-75.

29. Comité Nacional de Hidrología y Meteorología. 2002. Capital hídrico y usos del agua Costa Rica. Informe de divulgación. San José, Costa Rica.
30. Consorcio TLBG/UP, 2013. Análisis de desarrollo y plan indicativo de ordenamiento territorial ambiental para la región Occidental de la cuenca del Canal de Panamá. Informe final. Recuperado el 24 de Julio, 2013 desde <https://micanaldepanama.com/wp-content/uploads/2012/06/piota/12.pdf>
31. Cross, J.A., 2007. Use of agricultural non-point source pollution model to assess impacts of development and management practices in an urban watershed. Tesis de grado de maestría. University of Louisiana. Lafayette, United States of America.
32. Crowley, T. J. y G. R. North. 1988. Abrupt Climate Change and Extinction Events in Earth History. *Science*. 240 (4855), 996-1002.
33. Cude, C.G. 2001. Oregon water quality index: a tool for evaluating water quality management effectiveness. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(1), 125-137.
34. De Armas, J., Rodríguez, R., Zayas, D., Fernández, L. y López, D. 1992. Parametrización oceanográfica en índices de calidad del agua. *Revista de Ingeniería Civil*. 86, 77-90.
35. Department of Environmental Conservation, 2011. Water quality standards. Chapter 70. Recuperado el 1 de Enero de 2012, desde <http://dec.alaska.gov/water/wqsar/wqs/pdfs/70mas.pdf>
36. Dobles, R. 2008. Política hídrica nacional y la gestión del agua como recurso y como servicio. Documento preliminar disponible para consulta. San José, Costa Rica: MINAET.
37. Dourojeanni, A, Jouravlev, A and Chávez, G. 2002. Gestión del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica. CEPAL. División de recursos naturales e infraestructura. Recuperado el 24 de Abril, 2013 desde <http://www.eclac.cl/drni/publicaciones/xml/5/11195/lcl1777-P-E.pdf>
38. Eckenfeder, W. W. 1989. *Industrial Water Pollution Control*. New York: McGraw-Hill.

39. Enderlein, S.; Enderlein, R.E. and Williams, W.P. 2010. Water quality requirements. Chapter 2. Recuperado el 1 de Enero, 2011 desde www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/wpcchap2.pdf
40. Ennet, P., Pachel, K., Viies, V, Jurimagi, L. and Elken, R. 2008. Estimating water quality in river basins using linked models and databases. *Estonian Journal of Ecology*, 57(2), 83-99.
41. EPA, 1988. Quality standards criteria summaries: a compilation of state/federal criteria. Office of Water Regulations and Standards. Washington, USA. Recuperado el 1 de Enero, 2011 desde <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/current/index.cfm>
42. EPA, 2008. Surface water quality standards of the Florida Administrative Code. Chapter 62-302. United States Environmental Protection Agency. DC, USA. Recuperado el 1 de Enero, 2011 desde [www. Water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2008_12_29_Standards_wqslibrary_fl_fl_4_62-302.pdf](http://www.water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2008_12_29_Standards_wqslibrary_fl_fl_4_62-302.pdf)
43. EPA, 2012. Quality criteria for water. EPA-440/9-76-023. United States Environmental Protection Agency. DC, USA. Recuperado el 1 de Marzo, 2012 desde www.water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/current/index.cfm
44. Estado de la Nación. 2003. Estado de la Nación en desarrollo sostenible. Noveno Informe 2002. Recuperado en Enero del 2011, desde <http://www.estadonacion.or.cr>
45. Estado de la Nación. 2008. Sinopsis: Armonía con la naturaleza. Resumen estado de la Nación. San José, Costa Rica. Recuperado en Enero del 2011, de <http://www.estadonacion.or.cr>
46. Estrada, I. 2009. Crecimiento de la población humana, su distribución y demanda de recursos. Recuperado el 1 de Enero, 2011 desde <http://www.monografias.com/trabajos35/crecimiento-poblacion/crecimiento-poblacion.shtml?monosearch>

47. FAO. 2000. Manual de prácticas integradas de manejo y conservación de suelos. Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación. Instituto Internacional de agricultura tropical. Roma. Recuperado el 1 de Enero, 2012 desde <ftp://ftp.fao.org/aql/aqll/docs/lw8s.pdf>.
48. FAO. 2001. Indicadores de la calidad de la tierra y su uso para la agricultura sostenible y el desarrollo rural. Boletín de tierras y aguas de la FAO. Recuperado el 15 de Junio, 2009 desde <http://uned.blackboard.com/webct/urw/lc5116001.tp0/cobaltMainFrame.dowebct>
49. FAO. 2010. Uso agrícola del agua. Recuperado el 11 de Enero, 2010 desde <http://www.fao.org/docrep/005/y3918s/y3918s03.htm>
50. FAO. 2011. La FAO lanza campaña para prevenir las enfermedades de transmisión alimentaria. Recuperado el 11 de Noviembre, 2011 desde <http://www.alimentacion.enfasis.com/notas/12574-la-fao-lanza-campana-prevenir-las-enfermedades-trasmision-alimentaria>.
51. FAO, AECID, CENTA, MAG EL SALVADOR, 2013. La microcuenca como ámbito de planificación de los recursos naturales. Nota Técnica 1. Recuperado el 24 de Julio, 2013 desde <http://foris.fao.org/preview/30329-07fbeat2365b50c707fe5ed283868f23d.pdf>
52. FAO, PRORURAL, MAGA, CIPREDA, UICN, 2013. Guía para la elaboración de planes de manejo de microcuencas. Comisión Nacional de microcuencas proyecto Tacaná. Recuperado el 24 de Julio, 2013 desde http://biblioteca.catie.ac.cr/cursocuencas/documentos/Guia_elaboracion_planes_microcuencas_UICN.pdf
53. Fernández, N.J. y Solano, F. 2007. Índices de calidad y de contaminación del agua. Segunda edición. Colombia: Universidad de Pamplona. ISBN 958-33-7810-0.
54. FONAFIFO. 2008. Servicios Ambientales: estadísticas PSA. Recuperado el 1 de Enero, 2011 desde

http://www.fonafifo.com/paginas_espanol/servicios_ambientales/sa_estadisticas.htm

55. Footprintnetwork, Country Trends. Recuperado el 30 de Agosto, 2009 desde www.footprintnetwork.org
56. Gabriel, W., Goethals, P.L.M. and De Pauw, N. 2005. Implications of taxonomic modifications and alien species on biological water quality assessment as exemplified by the Belgian Biotic Index method. *Hydrobiología*. 542, 137-150. DOI: 10.1007/s10750-004-1452-7.
57. García, T.V. 2012. Propuesta de índices de calidad de agua para ecosistemas hídricos de Chile. Tesis para optar al grado de ingeniero civil. Recuperado el 24 de Julio, 2013 desde <http://www.tesis.uchile.cl/handle/2250/112367>
58. Garvey, J.E., Whiles, k M.R. and Streicher, D. 2007. A hierarchical model for oxygen dynamics in streams. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*. 64(12), 1816-1827.
59. Gerencia regional de recursos naturales y gestión del medio ambiente. 2009. Implicaciones del cambio climático en la gestión de los recursos hídricos. Gobierno regional Cusco. Perú. Recuperado el 01 de Noviembre, 2009 desde <http://www.regioncusco.gob.pe/dirvivienda/attach/cambioclimaticogestiondelagua.pdf>
60. Gerrero, M. 2011. Determinación del efecto del uso del suelo (influencia antropogénica) sobre la calidad del agua de las fuentes de abastecimiento de la población en la cuenca del río Sarapiquí. Tesis de Maestría. Programa Manejo en Recursos Naturales. UNED. Recuperado el 1 de Enero, 2012 desde <http://web.uned.ac.cr/ecologiaurbana/?p=472>
61. Goma, J., Rimet, F., Cambra, J. Hoffmann, L and Ector, L. 2005. Diatom communities and water quality assessment in Mountain Rivers of the upper Segre Basin (la Cerdanya, Oriental Pyrennes). *Hidrobiología*. 551, 209-225. DOI: 10.1007/s10750-005-4462-1.

62. González, C.R. 1992. Impacto ambiental de la explotación de oro artesanal, Península de Osa. Tesis de Licenciatura. Universidad de Costa Rica, San José.
63. González, I. 2006. Establecimiento y determinación de índices de calidad del agua. Enfoque basado en lógica difusa. Tesis para optar al grado de Ingeniero de Sistemas. Recuperado el 24 de Julio, 2013 desde http://tesis.ula.ve/pregrado/tde_busca/archivo.php?codArchivo=716
64. González, V., Caicedo, O y Aguirre, N. 2013. Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, Dinius y BMWP. *Revista Gestión y Ambiente*. 16(1), 97-108.
65. Hamilton, G.S., Fielding, F., Chiffings, A.W., Hart, B.T., Johnstone, R.W. and Mengersen, K. 2007. Investigating the Use of a Bayesian Network to Model the Risk of *Lyngbyamajuscula* Bloom Initiation in Deception Bay, Queensland, Australia. *Human & Ecological Risk Assessment*, 13(6), 1271-1287. DOI: 10.1080/10807030701655616. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://www.glerl.noaa.gov/seagrant/ClimateChangeWhiteboard/Resources/Mac2/bayesian%20network%20blooms.pdf>
66. Hernández, A. 2010. Geomorfología, uso de la tierra y dinámica erosión-sedimentación como aspectos claves para iniciar la gestión ambiental en la cuenca del río Nosara, Guanacaste, Costa Rica. Tesis de Doctorado. Programa de estudios de doctorado en ciencias naturales para el desarrollo. ITCR-UNED-UCR. Recuperado el 1 de Enero, 2011 desde <http://www.posgrado.una.ac.cr/index.php/menu-tesis/43-doctorado/ciencias-naturales-para-el-desarrollo/enfasis-en-gestion-y-cultura-ambiental/775-geomorfologia-uso-de-la-tierra-y-dinamica-erosion-sedimentacion-como-aspectos-claves-para-iniciar-la-gestion-ambiental-en-la-cuenca-hidrografica-del-rio-nosara-guanacaste-costa-rica>
67. Herrera, J. 2006. **Revisión vehicular mejora calidad del aire**. Campus: Oficina de comunicación UNA, Universidad Nacional Autónoma. Heredia,

- Costa Rica. Recuperado el 1 de Enero, 2011 desde http://www.una.ac.cr/campus/ediciones/2006/marzo/2006marzo_pag06.html
68. Hued, A. C. and M. Bistoni. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*. 543, 279-298. DOI: 10.1007/s10750-004-7893-1. Recuperado el 1 de Enero, 2011 desde <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10750-004-7893-1#page-2>
69. IICA. 2006. Políticas para la prosperidad rural. Instituto interamericano de cooperación para la agricultura (IICA), San José, Costa Rica. Recuperado el 30 de Julio, 2009 desde <http://www.territorioscentroamericanos.org/experiencias/Documentos%20sobre%20desarrollo%20territorial/Pol%C3%ADticas%20para%20la%20prosperidad%20rural.pdf>
70. INEC. 2008. Estimaciones y proyecciones de población por sexo y edad (cifras actualizadas) 1950-2050. Recuperado el 11 de Noviembre, 2011 desde <http://www.inec.go.cr/Web/Home/GeneradorPagina.aspx>
71. INEC. 2011. X Censo nacional de población y VI de Vivienda 2011. Resultados generales. Recuperado el 9 de Setiembre, 2012 desde <http://www.inec.go.cr/Web/Home/GeneradorPagina.aspx>
72. International Water Institute, 2004. Red River basin water quality monitoring volunteer manual. ND, USA. Recuperado el 1 de Enero, 2012 desde www.iwinst.org/wp-content/uploads/2012/04/water_quality_manual_part1.pdf
73. Jha, R., Ojha, C. and Bhatia, K. 2007. Development of Refined BOD and DO Models for Highly Polluted Kali River in India. *Journal of Environmental Engineering*, 133 (8), 839-852. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://ascelibrary.org/action/showAbstract?page=839&volume=133&issue=8&journalCode=joeedu&>
74. Jiménez, J., Faustino, J., Campos, J.J., Alpízar, F. y Velasquez, S. 2005. Experiencias de pago por servicios ambientales en cuencas en Costa Rica.

- Departamento de Recursos Naturales y el Ambiente. CATIE. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://orton.catie.ac.cr/repdoc/A0292E/PDF/17.pdf>
75. Jorgensen, S.E. 2006. Application of ecological engineering principles in lake management. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 11 (2), 103-109.
 76. Kiely, G. 1999. **Ingeniería Ambiental**. 1 edición. España: McGraw-Hill/Interamericana.
 77. Korycinska, M. and E. Krolak. 2006. The use of various biotic indices for evaluation of water quality in the Lowland Rivers of Poland (exemplified by the Liwiec River). *Polish Journal of Enviromental Studies*. 15(3), 419-428.
 78. León, L. 1992. Indices de calidad del agua (ICA), forma de estimarlos y aplicación en la Cuenca Lerma-Chapala. Trabajos presentados en el VIII Congreso Nacional, 1992, acciones para un ambiente limpio. Instituto Mexicano de Teconología del Agua. Recuperado el 1 de Noviembre, 2009 desde <http://www.science.uwaterlooca/~lfleonvi/rtic/art09.pdf>
 79. Liu, Z., Kieffer, J.M., Kingery, W.L., Huddleston, D.H. and Hossain, F. 2007. Watershed modeling of dissolved oxygen and biochemical oxygen demand using a hydrological simulation Fortran program. *Journal of Environmental Science & Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 42(13), 2023-2032.
 80. Liu, Z., Kingery, W.L., Huddleston, D.H., Hossain, F., Hashim, N.B. and Kieffer, J.M. 2008. Application and evaluation of two nutrient algorithms of hydrological simulation program Fortran in Wolf River watershed. *Journal of Environmental Science & Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 43(7), 738-748. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10934520801959914>
 81. Manache, G. 2007. Calibration of a Continuous Simulation Fecal Coliform Model Based on Historical Data Analysis. *Journal of Environmental Engineering*, 133(7), 681-691.

82. MINAE. 2003. Taller de validación y modificación del reglamento de vertido y reuso de aguas residuales. Hotel Corobici. Mayo 16 del 2003.
83. MINAE. 2007. Reglamento para la Clasificación y Evaluación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales para la clasificación y la evaluación de la calidad de cuerpos de agua superficiales. No 33903 MINAE-S. Gaceta #178, 17 de Setiembre del 2007. San José, Costa Rica.
84. Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica. 2002. Densidad de población de la Gran Area Metropolitana de Costa Rica. Recuperado el 1 de Enero, 2011 desde <http://www.mideplan.go.cr/Sides/ambiental/23-2.htm>
85. Minns, C.K., More, J.E., James, E., Shuter, B.J. and Mandrak, N.E. 2008. A preliminary national analysis of some key characteristics of Canadian Lakes. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 65(8), 1763-1778. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://www.ingentaconnect.com/content/nrc/cjfas/2008/00000065/00000008/art00020>
86. Montgomery, D.C., Peck, E. and Vining, G.G., 2012. Introduction to linear regression analysis. Fifth edition. Estados Unidos: John Wiley and sons.
87. Morero, M.L. 2005. Pago por servicios ambientales, la experiencia de Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBIO. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://www.inbio.ac.cr/otus/pdf/informe-servicios-ambientales.pdf>
88. Morkens, E.A., 2000. Conservation Management of the fresh water Pearl Mussel. Part 2. Water quality requirements. Department of Arts, Heritage. Gaeltacht and the Islands. Irish Wildlife Manuals, No 9. Dublin, Irlanda.
89. Myers, R.D. et al. 2007. Discussion of Integrated Hydrodynamic and Water Quality Modeling System to Support Nutrient Total Maximum Daily Load Development for Wissahickon Creek, Pennsylvania". *Journal of Environmental Engineering*, 133(11), 1072-1073.

90. Nas, S.S.; Bayram, A.; Nas, E. and Bulut, V.N. 2008. Effects of some water quality parameters on the dissolved oxygen balance of streams. *Polish Journal of Environmental Studies*, 17(4), 531-538.
91. 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 sciences* 7(20), 2977-2987.
92. Natural Resources Board, 2011. Vermont water quality standards. National Life Records Center. State of Vermont. USA. Recuperado el 1 de Enero, 2012 desde <http://www.hrb.state.vt.us/wrp.rules.htm>
93. Novo, M y Murga, M. 2008. El desarrollo sostenible como eje fundamental de la educación ambiental. Cátedra UNESCO de Educación Ambiental y Desarrollo Sostenible. Universidad Nacional de Educación a Distancia. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://upcommons.upc.edu/revistes/handle/2099/7102>
94. Novo, M. 2006. El desarrollo sostenible: su dimensión ambiental y educativa. 2ª Madrid, España: Editorial Pearson & Prentice Hall. ISBN 9789568302672.
95. OMCO. 2010. Estadísticas de enfermedades provocadas por el agua. Consumer World Organization. Recuperado el 13 de Febrero, 2010 desde www.omco.org/agua/estadisticas_enfermedades_por_agua.htm
96. OMS, 2009. Enfermedades diarreicas, una amenaza latente. Recuperado el 13 de Febrero, 2010 desde <http://elmercuriodigital.es-elmercuriodigital.es>
97. OMS, 2011. Agua, saneamiento y salud: Manejo ambiental para el control de vectores. Recuperado el 11 de Noviembre, 2011 desde http://www.who.int/water_sanitation_health/resources/envmanagement/es/index.html
98. ONU. 1992. Agenda 21. Conferencia de las Naciones Unidas sobre el medio ambiente y el desarrollo. Río de Janeiro, Brasil. Recuperado el 1 de Julio, 2009 desde <http://www2.medioambiente.gov.ar/acuerdos/convenciones/rio92/agenda21/ageindi.htm>

99. Oreskes, N. 2004. Beyond the Ivory Tower. The Scientific Consensus on Climate Change. *Science* 306(5702), 1686.
100. Palma, A. 2009. Antología curso: geodinámica. Doctorado en Ciencias Naturales para el desarrollo, 3ª promoción 2009, Universidad de Chapingo, México.
101. Parker, G.T., Droste, R.L. and Kennedy, K.J. 2008. Modeling the effect of agricultural best management practices on water quality under various climatic scenarios. *Journal of Environmental Engineering & Science*, 7(1), 9-19. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://www.icevirtuallibrary.com/content/article/10.1139/s07-026>
102. Parparov, A.; Hambright, K.D.; Hakanson, L. and Ostapedia, A. 2006. Water quality quantification: basics and implementation. *Hydrobiologia*, 560(1), 227-237.
103. Patiño, P., Holguín, J., Barba, L., Cruz, C., Ramírez, C., Duque, A. y Baena, L. 2013. Metodología para la adaptación de un índice de calidad del agua a las condiciones medioambientales del río Cauca en el tramo Salvajina-La Virginia. Seminario Internacional: Visión Integral en el mejoramiento de la calidad del agua. Recuperado el 24 de Julio, 2013 desde <http://bvs.per.paho.org/texcom/cd050704/patino.pdf>
104. Pérez, M. Y Alvarado, R. 2003. Serie Servicios Municipales: No 1. Dirección de Gestión Municipal. Sección de Investigación y Desarrollo.
105. Plihom, D. 2009. El Nuevo Capitalismo. Antología, Curso Desarrollo y Sostenibilidad. San José, Costa Rica. p 10-93.
106. Programa BOSCOA de la Fundación Neotrópica. 1992. Evaluación ecológica rápida Península de Osa. Informe Final. San José, Costa Rica.
107. PROSIGA. 2003. Información para el establecimiento de canones de vertido de aguas residuales en la zona alta y media de la Cuenca del Río Virilla. Informe Final. Tomo III. Anexos VIII-XIX. San José, Costa Rica.
108. Pujol, R. 2008. Osa: oportunidades y desafíos. Informe final. Decimocuarto informe Estado de la Nación en desarrollo humano sostenible. ProDUS.

- Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://www.estadonacion.or.cr>
109. Ramírez, J.M. 2003: Calidad de Aguas Residuales en los sistemas de depuración operados y administrados por AyA y estudios especiales de interés institucional. Instituto Nacional de Acueductos y Alcantarillados. Informe anual. San José, Costa Rica.
 110. Rao, Y.R. y S. Jinyu. 2008. Application of a nested-grid hydrodynamic model for circulation and thermal structure in the coastal boundary layer of Lake Huron. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 11(2), 161-166.
 111. RIOCAUCA, CVC, EIDEMAR Y UNIVERSIDAD DEL VALLE. 2004. Estudio de la calidad del agua del río Cauca y sus principales tributarios mediante la aplicación de índices de calidad y contaminación. Recuperado el 24 de Julio, 2013 desde <http://www.cvc.gov.co/cvc/Mosaic/dpdf2/Volumen10/1-ECARCPag1-158.pdf>
 112. Ríos, N., Cárdenas, A.Y., Andrade, H.J., Ibrahim, M., Jiménez, F., Sancho, F., Ramírez, E., Reyes, R. and Woo, A. 2007. Escorrentía superficial e infiltración en sistemas ganaderos convencionales y silvopastoriles en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, No 45. Recuperado el 30 de Julio, 2010 desde <http://orton.catie.ac.cr/repdoc/A6009E/A6009E.PDF>
 113. Robertson, D. y S. Schladow. 2008. Response in the water quality to the Salton Sea, California, to changes in phosphorus loading: an empirical modeling approach. *Hydrobiologia*, 604(1), 5-19.
 114. Robledo A., J. 2005. La redistribución de la radiación solar y la lluvia dentro de plantaciones de café (*coffea arabica* L.). *Rev. Acad. Colomb.Cienc*, 29(112), 371-382.
 115. Rojas, F. 2005. Principales especies forestales introducidas en Costa Rica. *Kuru-Revista Forestal*. Recuperado el 11 de Noviembre, 2011 desde http://www.tec.cr/sitios/Docencia/forestal/Revista_Kuru/anteriores/anterior4/pdf/nota3.pdf

116. Romero, L. y Ramírez, J.M. 2001. Monitoreo de las microcuencas de las Quebradas Pavas, Bibrí, Psiquiátrico y Rivera. Cantón Central de San José. Municipalidad de San José e Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados. Informe anual. San José, Costa Rica.
117. Roque, M. 2003. Una concepción educativa para el desarrollo de la cultura ambiental desde una perspectiva cubana. IV Congreso Iberoamericano de Educación Ambiental. Centro de información, Gestión y Educación Ambiental. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente. La Habana, Cuba. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://www.medioambiente.cu/foro/documentos/Conferencia%20Cuba.pdf>
118. Rosero, L., Maldonado, T and Bonilla, R. 2008. Bosque y población en la Península de Osa. *Revista de Biología Tropical*, 50(2): ISSN: 0034-7744. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://ccp.ucr.ac.cr/seminario/pdf/rosero.pdf>.
119. Salazar, C. 2009. AyA confirma vulnerabilidad de acuíferos en Caribe de Costa Rica. Frente de afectados por la expansión piñera. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde http://detrasdelapina.org/index.php?option=com_content&task=view&id=189&Itemid=1
120. Salazar, C. 2009. Salud de acuíferos y de población en peligro por agroquímicos. Nuestro País. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://www.elpais.cr/articulos.php?id=5978>
121. Sanchez V., A. 2009. Antología curso: geodinámica y problemas ambientales. Doctorado en Ciencias Naturales para el desarrollo, 3ª promoción 2009, Universidad de Chapingo, México.
122. Sevares, J. 2005. El imperio de las Finanzas sobre las economías, las empresas y los ciudadanos. Colección biografías y documentos. Argentina: Grupo Editorial Norma.
123. Shihab, K. 2008. Dynamic modeling groundwater pollutants with Bayesian networks. *Applied Artificial Intelligence*, 22(4), 352-376.

124. Shirinian, A.A. y C.G. Uchrin. 2007. Modeling the Hydrology and water quality using BASINS/HSPF for the upper Maurice River watershed. *Journal of Environmental Science & Health. Part A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 42(3), 289-303.
125. SNET. 2013. Índice de calidad del agua general "ICA". Recuperado el 24 de Julio, 2013 desde <http://www.snet.gob.sv/Hidrologia/Documentos/calculolICA.pdf>
126. Stiglitz, J.E y Charlton, A. 2008. Comercio Justo para Todos. Madrid, España: Editorial Taurus Pensamiento.
127. Swarnee, P.K. and Tyagi, A. 2007. Improved method for aggregation of water quality subindices. *Journal of environmental engineering*, 133(2), 220-225.
128. Swinehart, M.W. 2008. Remediating Daubert's inadequacy in evaluating the admissibility of scientific models used in environmental-tort litigation. *Texas Law Review*, 86(6), 1281-1326.
129. Tarabini-Castellani, A. 2008. Educación, pobreza y desarrollo: agendas globales, políticas nacionales, realidades locales. Tesis doctoral. Departamento de Sociología, Universidad Autónoma de Barcelona. Barcelona, España. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://www.tdx.cat/>
130. The world's water. 2009. Freshwater withdrawal, by country and sector (2006 update). The World's Water 2008-2009 data. Recuperado el 4 de Febrero, 2010 desde <http://www.worldwater.org/data.html>
131. Torres, P., Cruz, C. y Patiño, P. 2009. Índices de calidad en agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano: un revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*. 8(15), 79-94.
132. U.S.Department of Energy. 2009. Science and Technology: climate change. United States. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://www.energy.gov/sciencetech/climatechange.htm>
133. UCR .2007. Plan regulador costero de Osa. Prediagnóstico. Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica.

134. UNFCCC. 2009. Portal de la labor del sistema de las Naciones Unidas sobre el cambio climático. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde <http://www.un.org/spanish/climatechange/>
135. USDA, 2012. Method for designing infiltration structures: appendix D 13. Recuperado el 1 de Enero, 2010, desde http://www.mde.state.md.us/programs/Water/StormwaterManagementProgram/MarylandStormwaterDesignManual/Documents/www.mde.state.md.us/assets/document/sedimentstormwater/Appnd_D13.pdf
136. USGS. 2009. Hydrological simulation program-FORTRAN. Recuperado el 21 de Setiembre, 2009 desde <http://water.usgs.gov/software/HSPF/>. (21/9/2009).
137. Vargas, G.1992. Evaluación ecológica de impactos ambientales en la explotación del oro: casos del rio Tigre y Agujas. Península de Osa. Informe Final, San José, Costa Rica.
138. Vargas, L.P. 2013. Modelo desarrollista y de industrialización sustitutiva: Período 1950-1980. Recuperado el 31 de Agosto, 2013 desde <http://www.hcostarica.fcs.ucr.ac.cr/contenidos/materiales/instituciones1.htm>
139. Ward, A.D. and Trimble, S.W. 1995. Environmental hydrology. Second Edition. Boca Raton, Florida, Estados Unidos: CRC PRESS.
140. World'sWater. 2010. Freshwaterwithdrawal. Wyoming Department of Environmental Quality, 2007. Water quality rules and regulations. Chapter 1. Recuperado el 1 de Enero, 2010 desde http://deq.state.wy.us/wqd/wqdrules/chapter_01.pdf
141. Yanbing, J. y T.B. Culver. 2008. Uncertainty Analysis for Watershed Modeling Using Generalized Likelihood Uncertainty Estimation with Multiple Calibration Measures. *Journal of Water Resources Planning & Management*, 134(2), 97-106.
142. Yang, C.P. 2007. Water Quality and Ecosystem Modeling of Tidal Wetlands. *Journal of Environmental Engineering*, 133(7), 711-721.

143. Yang, Z., Zeng, Y., Cai, Y. and Tan, Q. 2008. An integrated game-theory based model for trans-boundary water resources management in north China: a case study in the Guanting reservoir Basis (GRB), Beijing. *International Journal of Software Engineering & Knowledge Engineering*, 18(4), 461-483.
144. Zaidi, A.; deMonsabert, S.M. and El-Farhan, R. 2008. How to include economic analysis in TMDI allocation. *Journal of Water Resources Planning & Management*, 134(3), 214-223.
145. Zerihum, D. 2008. Development of simplified solutions for modeling recession in basins. *Journal of Irrigation & Drainage Engineering*, 134(3), 327-340

