

Desarrollo y Aplicación de un Índice de Calidad de Agua para ríos en Puerto Rico

por

Francisco J. Torres Vega

Tesis sometida en cumplimiento parcial de los requisitos para el grado de

MAESTRO EN CIENCIAS

en

INGENIERÍA CIVIL

UNIVERSIDAD DE PUERTO RICO
RECINTO UNIVERSITARIO DE MAYAGÜEZ
2009

Aprobado por:

Raúl Zapata López, PhD
Miembro, Comité Graduado

Fecha

Rafael Segarra García, PhD
Miembro, Comité Graduado

Fecha

Jorge Rivera Santos, PhD
Presidente, Comité Graduado

Fecha

Rafael Ramos, PhD
Representante de Estudios Graduados

Fecha

Ismael Pagán Trinidad, MSCE
Director de Departamento

Fecha

RESUMEN

Este trabajo presenta la elaboración de un Índice de Calidad de Agua (ICA) para los ríos en Puerto Rico. Dicho índice pretende clasificar en una escala de 0 a 100 la calidad representativa del agua, según los constituyentes evaluados y esto, a su vez, posibilita la calificación del agua conforme a su estado como bueno, moderado, promedio, alerta o pobre. El ICA desarrollado considera once constituyentes: coliformes fecales, ph, DBO_{5DIAS} , oxígeno disuelto, nitratos, fósforo total, nitrógeno de amonio, sedimentos suspendidos, mercurio, plomo y temperatura, los cuales fueron determinados mediante la evaluación de un grupo de expertos en la calidad de agua. El ICA fue sometido a un examen riguroso para precisar sus bondades, deficiencias y aplicabilidad a las condiciones locales de Puerto Rico. El ICA obtenido representa un valor puntual, por lo que es característico de la calidad del agua del lugar y en el momento donde se tomaron las muestras. Para demostrar la aplicación del ICA, se realizaron varios análisis, entre ellos uno temporal de dos de las estaciones del USGS ubicadas en el Río Grande de Añasco. Este examen reveló la variación de la calidad del agua a través del tiempo permitiendo inferir sobre las tendencias de deterioro o recuperación del río en donde están localizadas estas estaciones. Se concluyó que ambas estaciones poseen un ICA en estado de alerta. Usando los datos de calidad de agua y las características físicas de la cuenca entre las dos estaciones del USGS, se llevó a cabo un análisis espacial en el cual se determinó el ICA según la variación de los constituyentes a lo largo del tramo de río entre ambas estaciones. Esta prueba sirvió para especificar cómo la aportación de cada tributario afecta la calidad del agua. También se efectuó una evaluación del ICA en varias cuencas de Puerto Rico para un mismo año y, de esta forma, poder visualizar la variación de la calidad del agua a través de las cuencas en Puerto Rico. Se espera que este ICA desarrollado se pueda utilizar en el futuro como herramienta para informar al público la calidad de las agua en los ríos de Puerto Rico y para establecer prácticas de manejo adecuadas en las diferentes cuencas de la Isla.

ABSTRACT

This investigation presents the development of a water quality index (WQI) for the rivers in Puerto Rico. This index intent to classify the water quality in a scale from 0 to 100 according to the evaluate constituent and this allow to classify the water according to its state, good, moderate, average, alert, and poor. The WQI developed considered eleven constituents, fecal coli forms, ph, BOD₅ days, dissolved oxygen, nitrates, total phosphorus, ammonia nitrogen, suspended solids, mercury, lead, and temperature, which were determined by the evaluation of a group of experts in water quality. The WQI was submitted to a strict evaluation to determine its goodness, deficiencies, and its application to the local conditions of Puerto Rico. The WQI is representative of water quality on a specific area where you got the sample and the moment when you get it. To demonstrate the applicability of the WQI we realized some analysis, among these analysis we made a temporary analysis for two USGS water quality stations in the Rio Grande de Añasco River. This analysis demonstrates the variation in the water quality trough the time allowing deducing over the tendencies of deterioration or recuperation of the river where the stations are localized. The studies conclude that both stations represent a WQI in alert state. Using this information of the water quality and the physical characteristic of the watershed between the USGS stations we realized a space analysis to determine the WQI according to the constituents' variation in the river section between the two stations. This analysis was good to determine how the river tributaries contribute to the water quality. Also we realized WQI evaluations to different watershed in Puerto Rico for the same year and visualize the water quality variation trough the watersheds in Puerto Rico. We expect that the WQI developed will be use in the future as tool to inform the people of Puerto Rico the water quality of our rivers and to establish good management practice in each watershed along the island.

© Francisco J. Torres Vega, 2008

DEDICATORIA

Quiero dedicar este trabajo a mi padre Francisco Torres, a mi madre Carmen Vega y a mi esposa Francheska. Gracias por todo su apoyo incondicional para lograr este objetivo tan importante en mi vida.

AGRADECIMIENTOS

Antes que todo, doy gracias a Dios por darme la sabiduría y el talento para poder lograr este objetivo tan importante en mi vida. Sin su ayuda, la tarea hubiera sido mucho más difícil.

También, quiero agradecer a todas las personas que, de una u otra forma, contribuyeron con esta causa. Entre ellos destaco, muy en especial, a Roy y a Elsa por toda su ayuda incondicional y su gran disponibilidad conmigo.

De igual manera, deseo expresar mi infinito agradecimiento a mi mentor, el Prof. Jorge Rivera Santos. Profesor, gracias por la oportunidad de trabajar con usted, por toda su ayuda, sus consejos, su disponibilidad y su orientación para poder lograr este trabajo que pudiera ser de gran contribución en el futuro.

Además, manifiesto mi gratitud hacia mi tío Miguel A. Vega, con quien he mantenido una estrecha relación desde mi niñez. Por último, agradezco a Magalis Cintrón Butler, quien estuvo a cargo de la corrección de estilo de esta tesis. Valoro su trabajo y dedicación, sobre todo, considerando el poco tiempo del cual dispuso para completar la tarea.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	ii
ABSTRACT.....	iii
AGRADECIMIENTOS	vi
TABLA DE CONTENIDO.....	vii
LISTA DE TABLAS	ix
LISTA DE FIGURAS.....	xii
LISTA DE FIGURAS.....	xii
1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 OBJETIVOS	3
2 TRABAJOS PREVIOS.....	5
2.1 Índices de calidad de agua	5
2.2 Métodos de agregación	9
2.3 Método DELPHI.....	17
2.4 Modelos de calidad de agua.....	20
2.4.1 Modelo QUAL2K.....	20
3 DESCRIPCIÓN DE LOS CONSTITUYENTES DE CALIDAD DE AGUA	22
3.1 Coliformes Fecales	24
3.2 Oxígeno Disuelto	26
3.3 pH	27
3.4 Nitratos	28
3.5 Fósforo Total	29
3.6 Demanda Bioquímica de Oxígeno	30
3.7 Nitrógeno de Amonio	30
3.8 Sólidos Suspendidos	32
3.9 Mercurio.....	33
3.10 Plomo	34
3.11 Temperatura	35
4 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA EN ESTUDIO	37
4.1 Descripción de la cuenca	37
4.2 Topografía.....	40
4.3 Usos de terrenos.....	41
4.4 Grupos hidrológicos de suelos.....	41
4.5 Fuentes de contaminación.....	43
4.6 Área de estudio	46
4.7 Análisis de caudales.....	48
5 METODOLOGÍA.....	51
5.1 Índice de Calidad de Agua.....	51
5.1.1 Determinación de los constituyentes para el ICA.....	51
5.1.2 Gráficas para los subíndices.....	56

5.1.3	Selección del método de agregación.....	65
5.1.4	Escala de clasificación para el ICA	69
5.1.5	Análisis de sensibilidad.....	70
5.2	Modelo de calidad de agua	77
5.2.1	Segmentación del tramo bajo estudio	77
5.2.2	Balance de flujo	79
5.2.3	Características hidráulicas	80
5.2.4	Reacciones fundamentales.....	82
5.2.4.1	Constituyentes del modelo.....	84
5.2.4.2	Efectos en la Temperatura	85
5.2.4.3	Reacciones para los Constituyentes Seleccionados	87
5.2.4.3.1	Nitrógeno de Amonio	87
5.2.4.3.2	Nitrato	89
5.2.4.3.3	Oxígeno Disuelto	89
5.2.4.3.4	Coliformes Fecales	90
5.2.4.3.5	pH	91
6	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	94
6.1	Aplicación del Índice de Calidad de Agua	94
6.2	Variación del ICA a lo largo del tramo estudiado	103
6.2.1	Datos para el modelo QUAL2K	103
6.2.1.1	Características hidráulicas	103
6.2.1.2	Datos de calidad de agua.....	110
6.2.1.3	Resultados del Modelo QUAL2K.....	121
6.3	Análisis del ICA para cuencas en Puerto Rico	129
7	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	132
8	REFERENCIAS.....	137
	APÉNDICE A: Cuestionarios.....	139
	APÉNDICE B: Resultados Cuestionarios	148
	APÉNDICE C: Determinación de valores de parámetros para las curvas funcionales .	185
	<i>C.1 Ecuaciones para las curvas funcionales</i>	186
	<i>C.2 Comportamiento de disminución uniforme</i>	186
	<i>C.3 Comportamiento unimodal</i>	187
	APÉNDICE D: Procedimiento para calcular el ICA	190
	<i>D. Metodología final para el Índice de Calidad de Agua</i>	191
	<i>D.1 Ecuaciones para determinar los subíndices</i>	191
	<i>DC.2 Escala de clasificación</i>	197
	APÉNDICE E: Analisis de sensibilidad según la variación de los constituyentes.....	200

LISTA DE TABLAS

Tabla 1: Constituyentes seleccionados	7
Tabla 2: Clasificación según el ICA de Tyson y House	7
Tabla 3: Metodologías para el Estudio de Landwehr y Deininger	10
Tabla 4: Resultados del Estudio de Landwehr y Deininger.....	11
Tabla 5: Resultados de correlación de Landwehr y Deininger	12
Tabla 6: Ecuaciones para agregación de subíndices	13
Tabla 7: Subíndices según las variables de calidad	15
Tabla 8: Constituyentes del Modelo QUAL2K	21
Tabla 9: Lista inicial de constituyentes.....	22
Tabla 10: Lista final de constituyentes para el ICA de este estudio	24
Tabla 11: Distribución de los cuerpos de agua que tiene el Río Grande de Añasco	38
Tabla 12: Distribución de grupos hidrológicos de suelos en la cuenca del Río Grande de Añasco.....	43
Tabla 13: Coordenadas estaciones USGS.....	47
Tabla 14: Distribución ríos area de estudio	48
Tabla 15: Clasificación de los caudales en la cuenca del Río Grande de Añasco	50
Tabla 16: Participación en la primera ronda	52
Tabla 17: Constituyentes con escala mayor de 2.0.....	53
Tabla 18: Constituyentes de calidad de agua seleccionados para el modelo.....	54
Tabla 19: Escala de calidad del agua	55
Tabla 20: Participantes en la segunda ronda.....	56
Tabla 21: Ecuaciones para obtener s.....	58
Tabla 22: Valores de parámetros para una función de disminución uniforme	59
Tabla 23: Valores de los parámetros para una función unimodal.....	63
Tabla 24: Posibles metodologías para un ICA para Puerto Rico.....	66
Tabla 25: Cálculo de métodos de agregación	67
Tabla 26: Resultados de análisis.....	67
Tabla 27: Estándares de calidad de aguas superficiales a utilizarse como abastos de agua potable según USEPA (NPDWS, 2003) y JCA de P.R. (2004).....	70

Tabla 28: Escala de clasificación para el ICA	70
Tabla 29: Valores de sensibilidad relativa	72
Tabla 30: Análisis de sensibilidad del ICA – caso 1	73
Tabla 31: Análisis de sensibilidad del ICA – caso 2	74
Tabla 32: Subíndices correspondientes a los estándares de calidad	76
Tabla 33: Constituyentes seleccionados para el modelo.....	84
Tabla 34: Resultados obtenidos para las diferentes condiciones	98
Tabla 35: Dimensiones para los segmento del río en la zona de estudio.....	104
Tabla 36: Datos de caudales según condición	104
Tabla 37: Parámetros para el Programa HEC-HMS	105
Tabla 38: Distribución de caudales para una condición húmeda.....	109
Tabla 39: Distribución de caudales para una condición promedio	109
Tabla 40: Distribución de caudales para una condición seco	109
Tabla 41: Datos de calidad para los constituyentes seleccionados	110
Tabla 42: Resultados calibración condición húmedo	111
Tabla 43: Resultados calibración condición promedio	111
Tabla 44: Resultados calibración condición seco	111
Tabla 45: Concentraciones de pH y Temperatura utilizadas para los tributarios del RGA en el área de estudio.....	115
Tabla 46: Cargas observadas para varios constituyentes en condición húmedo	116
Tabla 47: Cargas observadas para varios constituyentes en condición promedio	116
Tabla 48: Cargas observadas para varios constituyentes en condición Seco.....	116
Tabla 49: Cargas para Oxígeno Disuelto	117
Tabla 50: Cargas para Nitrógeno de Amonio	117
Tabla 51: Cargas para Nitratos	117
Tabla 52: Cargas para Coliformes Fecales	118
Tabla 53: Áreas sin alcantarillado por tributario	119
Tabla 54: Cargas de Coliformes Fecales en tributarios	119
Tabla 55: Concentración de Coliformes Fecales, c, por tributario	121
Tabla 56: Resultados del modelo para condición seca (mayo – 1997).....	121
Tabla 57: Resultados del modelo para condición húmeda (febrero – 2005)	122

Tabla 58: Resultados del modelo para condición promedio (febrero – 2006).....	122
Tabla 59: Variación espacial del ICA para condición húmeda.....	123
Tabla 60: Variación espacial del ICA para condición promedio.....	123
Tabla 61: Variación espacial del ICA para condición seca	123
Tabla 62: ICA para condición húmeda sin Coliformes Fecales	125
Tabla 63: Valores de subíndices para los constituyentes en la condición seca	128
Tabla 64: Comparación entre el ICA y las concentraciones de Coliformes Fecales para la condición seca.....	129
Tabla 65: Resultados ICA para cuencas de Puerto Rico.....	130

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Distribución del agua en la Tierra	1
Figura 2: Área de estudio dentro de la cuenca del Río Grande de Añasco.....	4
Figura 3: Efecto de los subíndices en el proceso agregación	17
Figura 4: Relación entre el Oxígeno Disuelto y la Temperatura	26
Figura 5: Ciclo del Fósforo	29
Figura 6: Ciclo del Nitrógeno	31
Figura 7: Clasificación de los sólidos en agua.....	32
Figura 8: Ciclo del Mercurio	34
Figura 9: Localización de la cuenca.....	37
Figura 10: Hidrografía de la cuenca del Río Grande de Añasco	38
Figura 11: Modelo de elevación digital para la cuenca	40
Figura 12: Ilustración del área montañosa.....	41
Figura 13: Usos de terrenos de la cuenca del Río Grande de Añasco	42
Figura 14: Grupos hidrológicos de suelos en la cuenca del Río Grande de Añasco	42
Figura 15: Fincas agrícolas	44
Figura 16: Fincas porcinas	44
Figura 17: Vaquerías	45
Figura 18: Granjas avícolas	45
Figure 19: Comunidades con pozos sépticos	46
Figura 20: Localización área de estudio	47
Figura 21: Hidrografía área de estudio	48
Figura 22: Gráfica de escorrentía anual vs tiempo	49
Figura 23: Ejemplo gráficas segundo cuestionario.....	55
Figura 24: Ejemplo método gráfico	57
Figura 25: Subíndice para Coliformes Fecales	59
Figura 26: Subíndice para Nitratos	60
Figura 27: Subíndice para DBO ₅	60
Figura 28: Subíndice para Nitrógeno de Amonio.....	61
Figura 29: Subíndice para Fósforo Total	61

Figura 30: Subíndice para Sedimentos Suspendidos	62
Figura 31: Subíndice para Plomo.....	62
Figura 32: Subíndice para Mercurio	63
Figura 33: Subíndice para Oxígeno Disuelto.....	64
Figura 34: Subíndice para pH	64
Figura 35: Subíndice para Temperatura.....	65
Figura 36: Comparación de ecuaciones	68
Figura 37: Comparación de Ecuaciones # 2	69
Figura 38: Representación gráfica para el caso 1	73
Figura 39: Representación gráfica para el caso 2	75
Figura 40: Segmentación del tramo en estudio.....	78
Figura 41: Representación conceptual del tramo bajo estudio	79
Figura 42: Balance de flujo.....	80
Figura 43: Representación de la sección transversal en el río	82
Figura 44: Balance de masa	84
Figura 45: Balance de Calor	85
Figura 46: Variación de la calidad del agua en la Est. 50144000 para años promedios... 95	
Figura 47: Variación de la calidad del agua en la Est. 50146000 para años promedio 96	
Figura 48: Variación de la calidad del agua en la Est. 50144000 para años húmedos 96	
Figura 49: Variación de la calidad del agua en la Est. 50146000 para años húmedos 97	
Figura 50: Variación de la calidad del agua en la Est. 50144000 para años secos..... 97	
Figura 51: Variación de la calidad del agua en la Est. 50146000 para años secos..... 98	
Figura 52: Variación del ICA en las estaciones según su promedio estadístico..... 99	
Figura 53: Variación del ICA en las estaciones según el valor máximo	100
Figura 54: Variación del ICA en las estaciones según el valor mínimo.....	100
Figura 55: Variación ICA para USGS 50144000	101
Figura 56: Variación ICA para USGS 50146000	102
Figura 57: Subcuencas área de estudio	106
Figura 58: Hidrograma de caudal base para el año húmedo (2005)	107
Figura 59: Hidrograma de caudal base para el año promedio (2006).....	107
Figura 60: Hidrograma de caudal base para el año seco (1997).....	108

Figura 61: Sensibilidad relativa de los parámetros del const Coliformes Fecales.....	112
Figura 62: Sensibilidad relativa de los parámetros del const Nitrógeno de Amonio.....	113
Figura 63: Sensibilidad del constituyente NH_3	113
Figura 64: Sensibilidad del constituyente pH.....	114
Figura 65: Sensibilidad del constituyente Oxígeno Disuelto.....	114
Figura 66: Localización de granjas de cerdos.....	120
Figura 67: Representación del ICA en espacio para condición húmeda	124
Figura 68: Variación espacial del ICA para una condición húmeda	126
Figura 69: Representación del ICA en espacio para condición promedio.....	126
Figura 70: Variación espacial del ICA para una condición promedio.....	127
Figura 71: Representación del ICA en espacio para condición seca	128
Figura 72: Variación espacial del ICA para una condición seca	129
Figura 73: ICA para cuencas en Puerto Rico.....	131

1 INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso indispensable y fundamental para los seres vivos, en especial para los humanos, constituyendo así el líquido más abundante y el recurso más importante en la tierra. El agua, presente en diferentes formas y usada con diversos propósitos, ocupa una alta proporción en relación con la superficie de tierra. Está presente en los mares y océanos, en aguas superficiales y en aguas subterráneas y puede ser empleada entre otras cosas, para tareas domésticas, industriales y agrícolas.

A pesar de su gran abundancia, la cantidad de agua fresca disponible (ver Figura 1) es aproximadamente un 3% del agua total del mundo. Este por ciento incluye un 30.1% que proviene de agua subterránea y un 0.3% procedente de aguas superficiales.

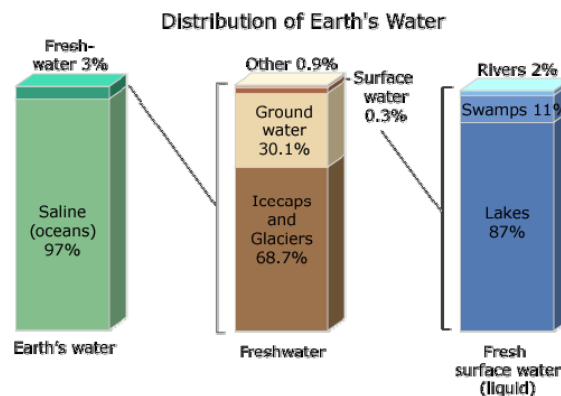


Figura 1: Distribución del agua en la Tierra (fuente: <http://ga.water.usgs.gov/edu/waterdistribution.html>)

La principal fuente de abasto en Puerto Rico utilizada para tareas domésticas o agua potable se considera como agua fresca y se origina de aguas superficiales. Como se demuestra en las estadísticas, nuestras fuentes de suministro para agua potable se derivan de una pequeña porción de la cantidad de agua existente en el mundo. Si a esto le añadimos el aumento en los niveles de contaminación de los cuerpos de agua superficiales y subterráneos, entonces comprenderemos la necesidad de cuantificar y evaluar la calidad de los recursos de agua.

En 1972, el Congreso de los Estados Unidos, bajo la autoridad legal de la sección (B) “Ley Federal para el Control de la Contaminación del Agua” (33 U.S.C 1251 et seq.), requiere a las agencias estatales de recursos de agua evaluar e informar la calidad de agua en los Estados. El término calidad del agua se refiere a la composición del agua en la medida en que ésta es afectada por la concentración de sustancias producidas por

procesos naturales y actividades humanas. Como tal, es un término neutral que no se puede clasificar como bueno o malo sin hacer referencia al uso para el cual está destinado el cuerpo de agua de donde se extrae la misma.

La calidad del agua puede ser utilizada como una propiedad con la cual se indica si está o no contaminada, ya que se relaciona con las características físicas, químicas y biológicas. Hay diversos factores que pueden afectar la calidad del agua como, por ejemplo, la geología del área, el ecosistema y actividades humanas tales como: las descargas del alcantarillado sanitario, la contaminación industrial, el uso de cuerpos de agua para recreación y el uso excesivo de los recursos de agua.

Existe una necesidad de evaluar los datos de calidad de agua en Puerto Rico y en el mundo entero de tal forma que sea un proceso científico válido y, a la vez, un producto útil y fácil de entender, tanto para aquellas personas encargadas del manejo de los recursos de agua como para el público en general con conocimiento técnico limitado. Debido a las diferencias de interpretación prevalecientes entre quienes toman las decisiones, expertos en el tema y el público en general, es necesario desarrollar una metodología que agrupe los parámetros contaminantes más representativos dentro de un marco de referencia único. El Índice de Calidad de Agua (ICA), es un tipo de índice ambiental que puede ser usado como este marco de referencia único para comunicar información sobre la calidad del ambiente afectado y para evaluar la vulnerabilidad o la susceptibilidad del agua a la contaminación (Canter, 1996). También, se puede considerar como una forma de agrupación simplificada de algunos constituyentes indicadores del deterioro en la calidad de agua.

El ICA posibilita la evaluación de los constituyentes que afectan la calidad del agua para sus diferentes usos y resumir esta evaluación en un simple valor que nos sirva como una manera de comunicar y representar la calidad en los cuerpos de agua. Además, permite la comparación entre diversos ríos o en diferentes localizaciones para un mismo río.

Los constituyentes empleados por el ICA son determinados tomando en cuenta la clasificación del agua para un uso en particular. En el Informe Integrado de Calidad de Agua 305(b)/303(d) del 2004 escrito por la Junta de Calidad Ambiental (PREQB, 2004), se enumeran los usos estipulados para todas las aguas en Puerto Rico como:

- protección y propagación de peces, mariscos, y fauna
- recreación
- fuente cruda para abastecimiento de agua potable

La Junta de Calidad Ambiental (JCA) ha subdividido las aguas en diferentes clases conforme al uso que se le hayan destinado. Específicamente en la CLASE SD, la JCA ha designado a las aguas superficiales para el abasto potable, la preservación y propagación de especies y para la recreación de contacto primario y secundario.

Los ríos y lagos se consideran como aguas superficiales que pueden ser incluidos como fuentes de abasto crudo para agua potable. La evaluación de la calidad del agua potable para uso SD está basada en el monitoreo de los contaminantes contenidos en el Reglamento de Estándares de Calidad de Agua para Puerto Rico cuyos datos se obtienen del Programa de Evaluación de Fuentes de Agua (PREQB, 2004).

Partiendo de la clasificación de la EPA que nos presenta la JCA (PREQB, 2004), varios tramos del Río Grande de Añasco (RGA) han sido ubicados en las categorías 1, 3 y 5. La categoría 1 consta de las aguas que logran los estándares de calidad; la 3 abarca aquellas con datos insuficientes para determinar si cumple o no con los estándares y la 5 contiene a las que no responden a los estándares de calidad de agua.

En la actualidad, ya se han elaborado varias metodologías con el propósito de preparar índices que puedan caracterizar, en un simple valor, la calidad del agua según los constituyentes más críticos reconocidos. A medida que han ido evolucionando estos estudios, se han identificado nuevas técnicas que hacen de esta herramienta una más completa y segura para el manejo de los abastos de agua potable. Todas estas técnicas y metodologías se estarán evaluando y tomando en cuenta al momento de diseñar nuestro Índice de Calidad de Agua, con el propósito de lograr un valor lo más representativo posible a la realidad existente en nuestro ríos.

1.1 OBJETIVOS

El objetivo principal de esta investigación es desarrollar un procedimiento para calcular un Índice de Calidad de Agua (ICA) para los ríos en Puerto Rico, que sirva como un método uniforme para medir la calidad del agua. Este índice servirá para ayudar a

aquellas personas que toman decisiones a establecer prácticas de manejo adecuadas en los ríos y a tener idea de cuáles son los parámetros críticos que hay que monitorear para mantener un control de calidad aceptable del agua que utilizamos.

Una vez precisados los constituyentes para el ICA, se usará este índice para determinar la calidad del agua en varios ríos representativos de las cuencas hidrográficas más importantes en Puerto Rico. Además, se empleará un modelo de calidad de agua para especificar la variación de estos constituyentes en espacio a través de un segmento del Río Grande de Añasco (RGA), ilustrado en la Figura 2, que está ubicado entre las estaciones USGS 50144000 *Río Grande de Añasco Nr San Sebastián, PR* y USGS 50146000 *Río Grande de Añasco at Añasco, PR*.

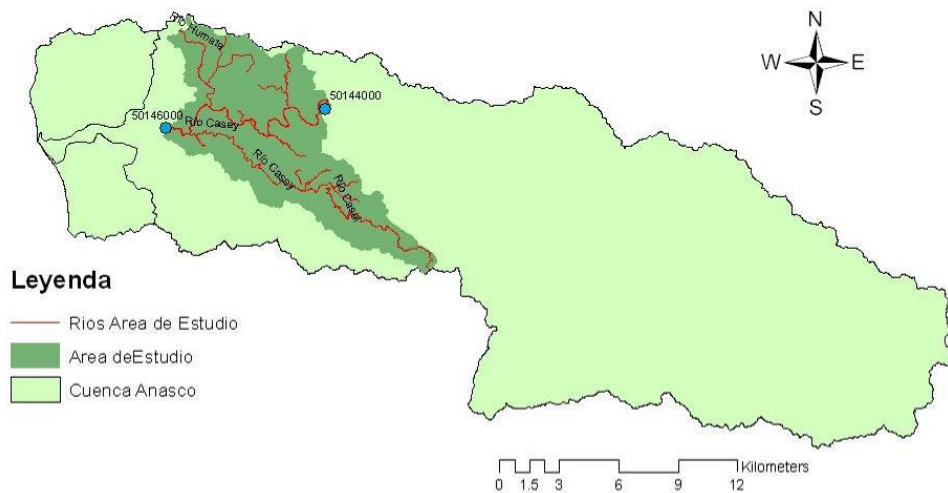


Figura 2: Área de estudio dentro de la cuenca del Río Grande de Añasco

2 TRABAJOS PREVIOS

Hoy en día, el deterioro de la calidad del agua es un problema grave que incluye tanto el aspecto ambiental como el social y económico. A través del tiempo, se han elaborado varios índices de calidad de agua que examinan diferentes constituyentes y diversas metodologías (Brown et al., 1970, Tyson y House, 1989, Nagels et al., 2001 y Landwehr y Deininger, 1976). Teniendo en cuenta las consideraciones tomadas en los índices anteriores, podemos buscar establecer una metodología más completa que pueda ser aplicada a los ríos en Puerto Rico, obteniendo como resultado un valor más representativo de la calidad en los ríos y que nos ayude a planificar mejores prácticas de manejo. Este capítulo presenta una revisión de trabajos relacionados que servirán de guía y conocimiento para esta investigación.

2.1 Índices de calidad de agua

Brown et al. (1970) desarrollaron, por primera vez, una metodología para crear un índice de calidad de agua debido a la necesidad de implantar un método uniforme que pudiera medir la calidad del agua. Esta metodología debía ser sensitiva a los químicos más contaminantes y como resultado debía proporcionar los efectos desfavorables de la contaminación al hombre y a la vida acuática. Además, como es característico de los índices, debía permitir evaluar los cambios en la calidad del agua.

Para evitar la subjetividad al momento de seleccionar los constituyentes, su escala de valores y el peso de cada parámetro, la metodología incorporó el método DELPHI y se consultó a un panel compuesto de 142 personas. Este panel estaría constituido, entre otros profesionales, de profesores universitarios, jefes de agencias estatales y federales y a ingenieros consultores. Como requisito, los miembros de este panel debían tener conocimiento sobre el manejo y la calidad del agua.

La metodología para determinar los constituyentes que se incluirían en el índice y el valor o peso correspondiente a cada parámetro envolvería una serie de tres cuestionarios a los cuales los expertos debían responder. El primer cuestionario constó de una lista de 35 constituyentes. Cada uno de éstos sería evaluado por los expertos y clasificado como “*incluido*”, “*no incluido*” o “*indeciso*”. Sólo aquellos que fueron

clasificados como “*incluido*” serían evaluados en una escala con un valor de 1 por tener importancia relativamente alta al valor de 5 para una importancia relativamente baja. En este primer cuestionario, los expertos también tendrían la opción de añadir algún parámetro que ellos consideran necesario.

En el segundo cuestionario enviado a los expertos, se presentaron los resultados del primero y se incluyeron los constituyentes añadidos por petición de los expertos. En esta ocasión, se les pidió a los expertos que compararan sus respuestas del primer cuestionario con los resultados finales y modificaran sus respuestas si así lo encontraban necesario. Esto se realizó para tratar de obtener una mayor convergencia en los resultados. Finalmente, los expertos debían seleccionar no más de 15 constituyentes contenidos en el segundo cuestionario, los cuales ellos entendieran eran los más importantes para incluir en el ICA.

Utilizando la opinión de los expertos, se estableció una lista de nueve constituyentes para una próxima evaluación. En el tercer cuestionario enviado a los expertos, se les pidió que asignaran valores a la calidad del agua según la variación en concentración para cada parámetro. Ésta se haría por medio de unas gráficas en las que en el eje vertical se indicaría el nivel de calidad de agua (0 - 100) y en el eje horizontal la concentración del contaminante.

En el tercer cuestionario, también se les solicitó a los expertos que evaluaran estos nueve constituyentes (Tabla 1) en una escala del 1 (valor relativamente alto) al 5 (valor relativamente bajo). Esta evaluación serviría para determinar el peso correspondiente en la ecuación del ICA para cada parámetro.

Finalmente, la calidad del agua se estimaría utilizando un índice promedio pesado “weighted mean index”, $ICA = \sum_{i=1}^n w_i q_i$, donde w es el peso para cada parámetro, determinado en el tercer cuestionario y q es la calidad del parámetro obtenida de las gráficas del tercer cuestionario que fueron promediadas.

Tabla 1: Constituyentes seleccionados (Brown et al., 1970)

Constituyentes
Oxígeno Disuelto
Demanda Bioquímica de Oxígeno (BOD 5-días)
Turbidez
Sólidos Totales
Nitratos
Fosfatos
pH
Temperatura
Coliformes Fecales

Tyson y House (1989) desarrollaron en Inglaterra un ICA para catalogar la calidad del agua en los ríos dentro de un sistema de cinco clases. Éstas, ilustradas en la Tabla 2, fueron establecidas según el Concilio Nacional de Agua. Conforme a esto, el agua de aquellos ríos que obtuvieran valores de ICA más cercanos a 100 se consideraría como de buena calidad.

Para obtener un valor que pudiera clasificar los ríos, Tyson y House usaron toda la información de calidad de agua disponible que estuviera relacionada con los nueve constituyentes biológicos y físico-químicos que seleccionaron para basar su análisis. El oxígeno disuelto, la demanda bioquímica de oxígeno, los sedimentos suspendidos, el nitrógeno amoniacal, los nitratos, pH, temperatura, cloruros y coliformes totales fueron los constituyentes escogidos para este índice. A pesar de que los coliformes totales estaban incluidos entre los constituyentes, no se utilizaron debido a que no hubo información disponible para este parámetro.

Tabla 2: Clasificación según el ICA de Tyson y House

Clases	Rango del ICA
1A	91 – 100
1B	71 – 90
2	41 – 70
3	21 – 40
4	10 - 20

Para transformar la información de calidad de agua de cada parámetro a una escala de valores entre 10 – 100 que luego pudiera ser útil para determinar su clasificación según la Tabla 2, Tyson y House utilizaron la siguiente fórmula de agregación:

$$ICA = \frac{1}{100} \left(\sum_{i=1}^n q_i w_i \right)^2 \quad (1)$$

donde q representa el valor de cada parámetro obtenido de gráficas y w es el peso asignado a cada parámetro. Esta metodología demostró ser útil para detectar tendencias en la calidad de las aguas superficiales y la variabilidad de la calidad tanto en espacio como en tiempo.

En Nueva Zelanda, Nagels et al. (2001), realizaron una adaptación del método DELPHI para precisar los constituyentes a emplear en su ICA. Sin embargo, en este caso ellos sólo consideraron la opinión de un panel compuesto por 16 expertos y su metodología consistió, básicamente, de dos fases. En la primera, se consultó a los expertos para que identificaran las variables a incluir y en la segunda, de forma gráfica, se les consultó para que efectuaran una evaluación de estos constituyentes teniendo en cuenta que el uso sería para recreación. De este modo, concluyeron que para determinar la calidad del agua para uso recreativo solamente necesitaban evaluar datos sobre los Coliformes Fecales, E. Coli, pH, color, claridad visual, turbidez, sedimentos suspendidos, FBOD₅ y nutrientes disueltos.

Como manera de agregación de los sub-índices, seleccionaron la opción de operador mínimo, incluida en la Tabla 3. Nagels et al. (2001) entienden que usando este método de agregación tiene una mayor ventaja ya que no se pierde ninguna información debido a que toda es analizada con el mismo peso, además de que así se identifica la variable que con mayor severidad limita el uso del agua.

Según House (1996), la percepción inicial del público sobre la calidad del agua de los ríos y las costas está basada en la apariencia estética. Se ha mostrado que las características visuales y olorosas como el color del agua, escoria en la superficie, espuma, el aceite, el olor y la presencia de basura y otros desperdicios sólidos parecen ser los factores importantes en la percepción de la calidad de agua y la conveniencia de su

uso, pueden tener una pequeña o ninguna relación con la calidad de agua en términos biológicos o físico-químico reales.

2.2 Métodos de agregación

Landwehr y Deininger (1976) entienden que una de las maneras más efectivas para comunicar información sobre tendencias de aspecto ambiental, tanto al público como a las agencias, es a través de índices de calidad de agua. Por tal razón, realizaron un estudio comparativo que toma en cuenta cinco métodos de agregación diferentes para examinar cuán buenas podrían ser sus predicciones en comparación con el criterio de un grupo de expertos.

En esta ocasión, se le preguntó a un panel compuesto por 100 expertos que evaluaran 20 muestras de agua observadas para diferentes ríos en Estados Unidos. Cada muestra incluía valores medidos para los siguientes nueve constituyentes de interés; oxígeno disuelto, coliformes fecales, pH, DOB₅, temperatura de equilibrio, turbidez, sólidos totales, fosfatos (PO₄) y nitrógeno de amonio (NO₃). La tarea de los expertos consistió en clasificar cada muestra de río en un escala de 0 (peor caso) a 100 (mejor caso).

Una vez revisadas las 20 muestras, se promediaron para obtener un valor según los expertos, el cual se utilizaría como base para comparar los resultados. Luego, usando los valores medidos para cada parámetro en cada muestra, se aplicaron las diferentes metodologías de agregación y se obtuvieron valores de ICA para cada río.

La Tabla 3 ilustra las 5 metodologías consideradas en la comparación de Landwehr y Deininger.

Tabla 3: Metodologías para el Estudio de Landwehr y Deininger

Metodología	Ecuación	
ICA-Aritmético Pesado	$ICAA = \sum_{i=1}^9 w_i q_i$	(2)
ICA-Multiplicativo Pesado	$ICAM = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i}$	(3)
ICA-Aritmético No Pesado	$ICAANP = \frac{1}{9} \sum_{i=1}^9 q_i$	(4)
ICA-Multiplicativo No Pesado	$ICAMNP = \left(\prod_{i=1}^9 q_i \right)^{1/9}$	(4)
Índice de Harkins (S_n)	$S_n = \sum_{i=1}^p \frac{(R_{in} - R_{ic})^2}{Var_i}$	(5)

donde:

q_i = valor medido del parámetro i ,

w_i = peso relativo correspondiente al parámetro i ,

$$\sum_{i=1}^9 w_i = 1 \quad (6)$$

R_{ic} = valor control para el parámetro i ,

R_{in} = posición de la muestra de agua n con respecto a los valores del parámetro i y

Var_i = posición de la varianza obtenida de acuerdo a los valores de los constituyentes.

donde:

$$Var_i = \frac{1}{12q} \left[q^3 - q - \sum_{i=1}^{k_i} (t_{ij}^3 - t_{ij}) \right] \quad (7)$$

q = número total de muestras de agua,

p = número total de constituyentes,

t_{ij} = número de elementos envueltos ordenados según el valor de los constituyentes y

k_i = número de elementos envueltos ordenados según el valor de las medidas.

Con los resultados logrados (ver Tabla 4), llevaron a cabo un análisis de correlaciones entre los valores obtenidos por las diferentes metodologías de agregación y los valores promediados por los expertos. De este análisis (ver Tabla 5), determinaron que la metodología más efectiva para realizar el proceso de agregación de los subíndices y poder calcular el ICA es el Índice Multiplicativo No Pesado, también conocido como promedio geométrico. Aunque en su análisis, establecieron que todas las metodologías poseían buenas correlaciones con los valores promediados, concluyeron que la más representativa es la que incluye el promedio geométrico y la menos efectiva es la metodología propuesta por Harkins (Landwehr y Deininger, 1976).

Tabla 4: Resultados del Estudio de Landwehr y Deininger

Muestra de Agua	Promedio de Expertos	Sn	ICAA	ICAANP	ICAM	ICAMNP
1	63	30	62	62	55	54
2	25	47	39	43	17	21
3	19	51	37	41	16	20
4	42	35	52	52	35	35
5	76	19	84	79	79	73
6	70	25	78	74	71	66
7	31	49	57	53	37	32
8	39	42	64	58	52	46
9	54	22	83	79	75	68
10	16	47	40	43	19	21
11	67	24	70	70	62	63
12	29	42	44	46	20	25
13	97	1	96	95	96	95
14	94	4	91	91	90	91
15	72	28	69	65	64	60
16	27	32	44	50	21	28
17	30	28	61	61	31	41
18	72	16	76	74	72	68
19	88	9	86	85	86	84
20	54	29	59	59	50	50

Tabla 5: Resultados de correlación de Landwehr y Deininger

	Promedio de Expertos	Sn	ICAA	ICAANP	ICAM	ICAMNP
Promedio de Expertos	1.00					
Sn	-0.90	1.00				
WQIA	0.93	-0.93	1.00			
WQIAU	0.94	-0.95	0.99	1.00		
WQIM	0.95	-0.93	0.99	0.99	1.00	
ICAMNP	0.96	-0.96	0.99	0.99	0.99	1

La Tabla 3 nos indica las ecuaciones según sus abreviaciones.

En Oregón (Cute, 2001), también fue desarrollado un método de ICA con el propósito de mejorar el conocimiento sobre los problemas de calidad de agua mediante la integración de datos complejos y la generación de un valor que pueda describir la situación de la calidad de agua y evaluar sus tendencias. Esta investigación serviría, además, como medio para actualizar el índice creado inicialmente en los años 70.

En el procedimiento efectuado para elaborar este índice, inicialmente se determinaron las variables de calidad de agua utilizando el método DELPHI. Debido a que estas variables seleccionadas eran medidas usando diferentes unidades, luego fue necesario escoger un método para agregar los subíndices y obtener un sólo valor representativo de la calidad del agua. Las metodologías consideradas para este proceso fueron el promedio aritmético pesado, el promedio geométrico pesado (ambas ilustradas en la Tabla 3) y la raíz cuadrada del promedio armónico no pesado.

Se realizó un análisis de comparación entre las ecuaciones a emplear evaluando conjuntos de datos reales e idealizados para establecer la sensibilidad de los diversos métodos de agregación. En todos los intentos, la formula de la raíz cuadrada del promedio armónico no pesado demostró una mayor sensibilidad a cambios en variables individuales.

Finalmente, en esta investigación fue sugerida la metodología que contempla la raíz cuadrada del promedio armónico (ICAANP) no pesado como forma para mejorar las otras dos ecuaciones consideradas.

$$ICAANP = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{SI_i^2}}} \quad (8)$$

Esto, debido a que mostró ser más sensitiva a cambios en las variables simples. Por otro lado, esta ecuación permite a las variables más críticas transmitir una mayor influencia sobre el valor final del índice. En cambio, aquellos métodos en los cuales se asignan pesos fijos a las variables de calidad de agua siempre van a estar altamente influenciados por las variables que tengan los pesos mayores.

En el caso del ICA desarrollado en Oregón, éste fue diseñado para explicar mejor la calidad de agua en general y no para ver la calidad de agua para cualquier uso en específico, por lo que la sensibilidad a los cambios en cada variable es más deseable que la sensibilidad a las variables que son altamente pesadas.

Tomando en cuenta la importancia que representa el proceso de agregación para obtener un valor representativo de la calidad del agua, Swamee y Tyagi (2000) realizaron un nuevo análisis de comparación entre varias metodologías de agregación las cuales son ilustradas en la Tabla 6. En el mismo, consideraron 4 metodologías ya existentes y una recomendada por ellos, nombrada como la raíz cuadrada del promedio armónico.

Tabla 6: Ecuaciones para agregación de subíndices

Metodología	Ecuación	
Promedio Aritmético Pesado	$I = \sum_{i=1}^N w_i s_i$	(9)
Promedio Geométrico Pesado	$I = \prod_{i=1}^N S_i^{w_i}$	(10)
Raíz Cuadrada del Promedio Armónico	$I = \left(\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N S_i^{-2} \right)^{-0.5}$	(11)
Operador Mínimo	$I = \min(s_1, s_2, s_3, \dots, s_N)$	(12)

donde I representa el índice agregado, N el número de subíndices, w el peso y S el subíndice. En las ecuaciones que utilizan w , la sumatoria de los pesos de todos los subíndices debe ser igual a uno.
$$\sum_{i=1}^N w_i = 1.$$

Ellos entendieron que para describir la calidad del agua era útil aplicar un subíndice con una escala desde 0 (peor calidad) a 1 (mejor calidad) para cada parámetro de calidad. Estos subíndices deben estar fundamentados en el tipo de uso de agua. Para poder obtener un valor global de calidad de agua, entonces estos subíndices debían agregarse.

Los subíndices considerados en el análisis por Swamee y Tyagi (2000), pueden clasificarse como absolutos o como relativos. Los índices absolutos son aquellos independientes de los estándares de calidad de agua y los relativos son los que dependen de los estándares de calidad de agua.

Un índice basado en el promedio aritmético pesado puede confrontar problemas de eclipsamiento (eclipsing). Este tipo de conflicto ocurre cuando un subíndice muestra una calidad pobre, pero al realizar el proceso de agregación esta baja calidad no es reflejada en el resultado final, por lo que se sobrestima el valor. En el caso del método de agregación conocido como promedio geométrico pesado, éste puede experimentar problemas de eclipsamiento cuando se le asignan pesos pequeños (cerca de cero) a subíndices con valores bajos convirtiéndose así en una metodología insensible.

La metodología que tiene en cuenta la raíz cuadrada del promedio armónico sufre o enfrenta problemas de ambigüedad. Lo que significa que para aguas con calidad aceptable, el método de agregación puede indicar que son inaceptables.

Finalmente, la metodología basada en el operador mínimo no exhibe ninguna de las situaciones descritas en las metodologías anteriores, pero falla en darnos una descripción completa de la calidad del agua. Si existe algún cambio en alguno de los constituyentes que no sea el mínimo, este comportamiento no se refleja en el valor final por lo que se considera una metodología insensible.

En respuesta a estas diferentes situaciones, Swamee y Tyagi presentaron un método de agregación que, a su entender, no debe confrontar problemas de ambigüedad ni de eclipsamiento. La ecuación sugerida es:

$$I = \left(1 - N + \sum_{i=1}^N s_i^{-1/k} \right)^{-k} \quad (13)$$

donde I representa el ICA, N el número de constituyentes, s_i el subíndice y k es descrita por ellos como una constante positiva que si se hace cero, convierte la ecuación insensible a variaciones en los subíndices con valores bajos y que a valores mayores aumenta su sensibilidad. Ellos establecieron que el valor óptimo para k es de 0.4, resultando la ecuación en:

$$I = \left(1 - N + \sum_{i=1}^N s_i^{-2.5} \right)^{-0.4} \quad (14)$$

Para determinar el valor de s_i (sub-índices) ellos realizaron una clasificación dependiendo de las variables de calidad que se utilicen o evalúen, obteniendo tres ecuaciones (ver Tabla 7).

Tabla 7: Subíndices según las variables de calidad

Clasificación de Subíndice	Ecuación	
Disminución Uniforme	$s = \left(1 + \frac{q}{q_c} \right)^{-m}$	(15)
Disminución No Uniforme	$s = \frac{1 + \left(\frac{q}{q_T} \right)^4}{1 + 3 \left(\frac{q}{q_T} \right)^3 + 3 \left(\frac{q}{q_T} \right)^8}$	(16)
Unimodal	$s = \frac{pr + (n + p)(1 - r) \left(\frac{q}{q_*} \right)^n}{p + n(1 - r) \left(\frac{q}{q_*} \right)^{n+p}}$	(17)

En aquellos subíndices con una disminución uniforme, se espera que descieran monotónicamente a medida que aumentan las variables de calidad. En el caso de los subíndices no uniformes, se espera que para valores bajos de las variables de calidad los subíndices se reduzcan a una razón más lenta. Sin embargo, para valores altos la razón se hace más rápida. En el caso del tipo de subíndice unimodal, éste muestra un comportamiento en el cual el valor decrece a medida que se aleja del valor óptimo.

Entre los subíndices con características de disminución uniforme se encuentran:

- Coliformes Fecales
- Nitratos
- Fosfatos
- Turbidez
- BOD₅

Entre los subíndices con características unimodales se encuentran:

- Oxígeno Disuelto
- pH
- Temperatura
- Sólidos Totales

Según Swamee y Tyagi (2000), esta ecuación no confronta problemas de ambigüedad, ya que cuando todas las variables, excepto una, tienen un nivel de calidad aceptable, las variables aceptables no influyen en el proceso de agregación y sólo se refleja en el proceso de agregación la variable de calidad afectada. Esta propiedad provoca que dicho proceso sea insensible al número de variables de calidad envueltas. Tal comportamiento se expresa matemáticamente de la siguiente forma:

$$I(1,1,1,\dots,1,s_i,1,\dots,1) = s_i \quad (18)$$

Para que el proceso esté libre de eclipsamiento, el proceso de agregación debe de estar dirigido hacia un subíndice de baja calidad.

$$I(s_1,s_2,s_3,\dots,s_{i-1},0,s_{i+1},\dots,s_N) = 0 \quad (19)$$

Para demostrar estas teorías, Swamee y Tyagi utilizaron concentraciones medidas para nueve constituyentes y obtuvieron los subíndices empleando las tres clasificaciones de subíndices en combinación con las gráficas de la Fundación Nacional de Saneamiento (NSF, por sus siglas en inglés). Estos subíndices los agregaron usando tres ecuaciones, el

promedio geométrico, el producto pesado y el método recomendado por ellos. Con los resultados obtenidos, realizaron una gráfica que relaciona el ICA con el efecto de los subíndices en el proceso agregación (Figura 3).

Por medio de esta gráfica, concluyeron que el promedio geométrico y el producto pesado son muy sensibles al incremento de los subíndices, en este caso s_i . Además, tienden a manifestar calidades de agua baja como de buena calidad, exhibiendo un caso de eclipsamiento alto. Sin embargo el método presentado por ellos se mostró menos sensible y sin rasgos de eclipsamiento.

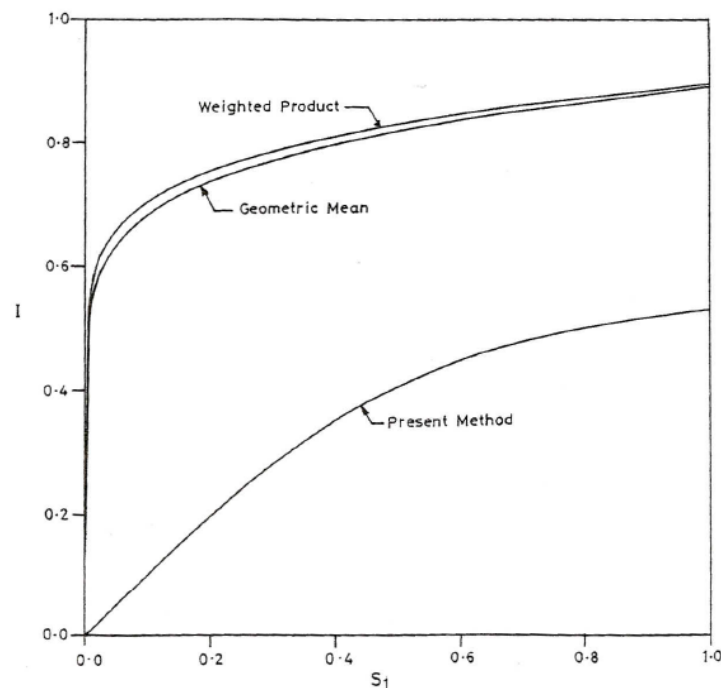


Figura 3: Efecto de los subíndices en el proceso agregación (Swamee y Tyagi, 2000)

2.3 Método DELPHI

El método DELPHI puede ser caracterizado como uno para estructurar el proceso de comunicación grupal, de modo que ésta sea efectiva para permitir a un grupo de individuos, como un todo, tratar con problemas complejos. (Linstone y Turoff, 1975) Éste fue ideado originalmente a comienzos de los años 50 en el seno del Centro de Investigación estadounidense “RAND Corporation” como un instrumento para realizar predicciones sobre un caso de catástrofe nuclear. Desde entonces, ha sido usado, frecuentemente, como un sistema para obtener información acerca del futuro.

El DELPHI consiste en la selección de un grupo de expertos a los que se les pregunta su opinión respecto a cuestiones referentes a acontecimientos del futuro. Las estimaciones de los expertos se efectúan en rondas sucesivas y anónimas, con el objetivo de tratar de conseguir un consenso, pero con la máxima autonomía por parte de los participantes.

Por lo tanto, la capacidad de predicción del método DELPHI se basa en la utilización sistemática de un juicio intuitivo emitido por un grupo de expertos. Es decir, este procedimiento conlleva la interrogación a expertos con la ayuda de cuestionarios sucesivos, con el fin de poner de manifiesto convergencias de opiniones y deducir eventuales consensos. La encuesta se lleva a cabo de manera anónima; actualmente, es habitual realizarla haciendo uso del correo electrónico o mediante cuestionarios web, para evitar los efectos de líderes.

Las preguntas se refieren, por ejemplo, a las probabilidades de formulación de hipótesis o de acontecimientos con relación al tema de estudio. La calidad de los resultados depende, sobre todo, del cuidado que se ponga en la elaboración del cuestionario y en la elección de los expertos consultados. En la familia de los métodos de pronóstico, habitualmente se clasifica al DELPHI dentro de los cualitativos o subjetivos.

El objetivo de los cuestionarios sucesivos es disminuir el espacio intercuartil; esto es, cuánto se desvía la opinión del experto de la del conjunto, calculando la mediana, de las respuestas obtenidas. El objetivo del primer cuestionario es computar el espacio intercuartil. El segundo suministra a cada experto las opiniones de sus colegas, y abre un debate transdisciplinario, para obtener un consenso en los resultados y una generación de conocimiento sobre el tema. Cada experto argumentará los pros y los contras de las opiniones de los demás y de la suya propia. Con la tercera consulta se espera todavía un mayor acercamiento a un consenso.

De manera resumida, los pasos que se deben llevar a cabo para garantizar la calidad de los resultados, para lanzar y analizar el método DELPHI deberán ser los siguientes:

Fase 1: Formulación del problema

Se trata de una etapa fundamental en la realización del método DELPHI. En un método de expertos, la importancia de definir con precisión el campo de investigación es

muy grande por lo que es preciso estar muy seguros de que los expertos reclutados y consultados posean todos, la misma noción en este campo. La elaboración del cuestionario debe ser llevada a cabo según ciertas reglas: las preguntas deben ser precisas, cuantificables e independientes.

Fase 2: Elección de expertos

La etapa es importante porque el término de "experto" es ambiguo. Con independencia de sus títulos, su función o su nivel jerárquico, el experto será elegido por su capacidad de encarar el futuro y por sus conocimientos acerca del tema consultado.

La falta de independencia de los expertos puede constituir un inconveniente; por dicha razón, éstos son aislados y sus opiniones recogidas por vía postal o electrónica y de forma anónima. De esta manera, se obtiene la opinión real de cada uno y no la opinión más o menos falseada por un proceso de grupo (se trata de eliminar el efecto de los líderes).

Fase 3: Elaboración y lanzamiento de los cuestionarios (en paralelo con la fase 2)

Los cuestionarios se elaborarán de modo que faciliten, en la medida en que una investigación de estas características lo permite, la respuesta por parte de los consultados. Preferiblemente las respuestas deben poder ser cuantificadas y ponderadas. Se formularán cuestiones relativas al grado de ocurrencia (probabilidad) y de importancia (prioridad). En ocasiones, se recurre a respuestas categorizadas (Sí/No; Mucho/Medio/Poco; Muy de acuerdo/ De acuerdo/ Indiferente/ En desacuerdo/Muy en desacuerdo) y después se tratan las respuestas en términos porcentuales intentando de ubicar a la mayoría de los consultados en una categoría.

Fase 4: Desarrollo práctico y utilización de resultados

El cuestionario es enviado a cierto número de expertos (hay que tener en cuenta las no-respuestas y abandonos. Se recomienda que el grupo final no sea inferior a 25). Naturalmente, el cuestionario va acompañado por una nota de presentación que precisa las finalidades, así como las condiciones prácticas del desarrollo de la encuesta (plazo de respuesta, garantía de anonimato). Además, en cada cuestión, puede plantearse que el experto deba evaluar su propio nivel de competencia.

El objetivo de los cuestionarios sucesivos es disminuir la dispersión de las opiniones y precisar la opinión media consensuada. En el curso de la segunda consulta, los expertos son informados de los resultados de la primera y deben dar una nueva respuesta y, sobre todo, justificarla en el caso de que sea fuertemente divergente con respecto al grupo. Si resulta necesaria, en el curso de la tercera consulta se pide a cada experto comentar los argumentos de los que disienten de la mayoría. Un cuarto turno de preguntas, permite la contestación definitiva: opinión consensuada media y dispersión de opiniones.

2.4 Modelos de calidad de agua

Un modelo es una representación formal de la realidad que pretendemos describir, analizar y comprender. Los modelos de calidad de agua son relaciones matemáticas que posibilitan la comprensión y cuantificación de las relaciones causa-efecto de los procesos físicos, químicos y biológicos de los compuestos descargados en los cuerpos de agua receptores, tales como ríos, lagos y estuarios. Más importante aún, estos modelos pueden ser utilizados en la evaluación de las distintas alternativas para mejorar la calidad del agua.

2.4.1 Modelo QUAL2K

QUAL2K es un modelo de calidad de agua para ríos o corrientes de agua diseñado por la EPA que intenta representar una versión más moderna del modelo QUAL2E (Chapra y Pelletier, 2003). Este es un modelo unidimensional en el cual se presume que hay una mezcla completa lateral y vertical. En el aspecto hidráulico, el modelo simula un flujo no uniforme. Es decir, un flujo en el cual la velocidad, la profundidad y la presión entre otros aspectos varían de un punto a otro en la región del flujo, lo cual significa que existe una variación espacial.

El QUAL2K usa como interfase gráfica el programa Excel, pero está programado en el lenguaje macro de Windows, “Visual Basic for Applications”.

En el Capítulo, 5 se incluye más información acerca del funcionamiento y operación de este modelo de calidad de agua para corrientes de agua.

Los constituyentes incorporados en el modelo QUAL2K se ilustran en la Tabla 8.

Tabla 8: Constituyentes del Modelo QUAL2K

Parámetro	Unidad
Temperatura	°C
Conductividad	umhos
Sólidos Suspendidos Inorgánicos	mgD/L
Oxígeno Disuelto	mg/L
CBOD _{SLOW}	mgO ₂ /L
CBOD _{FAST}	mgO ₂ /L
Nitrógeno Orgánico	µgN/L
NH ₄ - Nitrógeno	µgN/L
NO ₃ - Nitrógeno	µgN/L
Fósforo Orgánico	µgN/L
Fósforo Inorgánico (SRP)	µgN/L
Phytoplanton	µgA/L
Detrius (POM)	mgD/L
Patógenos	cfu/100mL
Alcalinidad	mgCaCO ₃ /L
pH	s.u.

3 DESCRIPCIÓN DE LOS CONSTITUYENTES DE CALIDAD DE AGUA

Para propósitos de este trabajo, un constituyente representa características físicas, químicas o biológicas del agua. Inicialmente, se consideró una lista de 56 constituyentes (ver Tabla 9). Es importante reconocer que los constituyentes tomados en cuenta durante la evaluación se escogieron de acuerdo a su disponibilidad y a la calidad de sus datos. La mayoría de los constituyentes seleccionados en esta lista inicial están incluidos en el Acuerdo Cooperativo que tiene el Servicio Geológico Federal (USGS, por sus siglas en inglés) con el gobierno de Puerto Rico.

Tabla 9: Lista inicial de constituyentes

Acidez	Hierro
Alcalinidad	Plomo
Aluminio	Magnesio
Amonio	Manganeso
Nitrógeno de Amonio	Mercurio
Arsénico	Nitrates + Nitritos
Bario	Aceite y Grasas
Bicarbonato	Nitrógeno Orgánico
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	Pesticidas
Boro	pH
Cadmio	Fenoles
Calcio	Fosfatos
Extracto de Carbón Cloroformo	Fósforos
Carbonate	Radioactividad
Demanda Química de Oxígeno	Selenio
Cloruro	Sílica
Organismos Coliformes	Plata
Color	Sodio y Potasio
Conductividad	Conductancia Específica
Cobre	Sulfato
Cianuro	Sólidos Suspendidos
Oxígeno Disuelto (OD)	Temperatura
Sólidos Disueltos	Cromo Total
Coliformes Fecales	Carbón Orgánico Total
Streptococcus Fecales	Fósforo Total
Fluoruro	Sólidos Total
Dureza	Turbidez
Herbicida	Zinc

Finalmente, el escogido de los constituyentes utilizados para el desarrollo del ICA fue resultado de una consulta realizada a los expertos en calidad de agua a través de esta investigación usando la metodología DELPHI. El proceso de selección de estos constituyentes se explica con más detalle en la sección 5.1 del Capítulo 5. La tabla 10 ilustra los constituyentes resultantes como consecuencia de la aplicación de esta metodología.

Tabla 10: Lista final de constituyentes para el ICA de este estudio

Constituyentes o variables	Tipo de Parámetro		
	Físico	Químico	Biológico
Coliformes Fecales			X
Oxígeno Disuelto (OD)		X	
pH		X	
Nitratos		X	
Fósforo Total		X	
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO 5-días)			X
Nitrógeno de Amonio		X	
Sedimentos Suspendidos	X		
Mercurio		X	
Plomo		X	
Temperatura	X		

3.1 Coliformes Fecales (Constituyente Biológico)

La denominación genérica coliformes designa a un grupo de especies bacterianas que tienen ciertas características bioquímicas en común e importancia relevante como indicadores de contaminación del agua y los alimentos. Coliforme significa con forma de *coli*, refiriéndose a la bacteria principal del grupo, la *Escherichia coli*. El grupo coliforme abarca todas las bacterias entéricas que se caracterizan por tener las siguientes propiedades bioquímicas:

- ser aerobias o anaerobias facultativas
- ser bacilos Gram negativos
- ser oxidasa negativos
- no ser esporógenas
- fermentar la lactosa a 35 °C en 48 horas, produciendo ácido láctico y gas

Las bacterias de este género se localizan, principalmente, en el intestino de los humanos y de los animales de sangre caliente, es decir, homeotermos, pero las mismas están, ampliamente, distribuidas en la naturaleza, especialmente en suelos, semillas y vegetales. Los coliformes se introducen en gran número al medio ambiente por las heces de humanos y animales. Por tal motivo, suele deducirse que la mayoría de los coliformes que se hallan en el ambiente son de origen fecal. Sin embargo, existen muchos coliformes de vida libre. (http://es.encarta.msn.com/encyclopedia/Calidad_del_agua.html)

Tradicionalmente, estos organismos los han considerado como indicadores de contaminación fecal en el control de calidad del agua destinada al consumo humano basados en que, en los medios acuáticos, los coliformes son más resistentes que las bacterias patógenas intestinales y porque su origen es primordialmente fecal. Por lo tanto, la ausencia de ellos indica que el agua es bacteriológicamente segura. Asimismo, su número en el agua es proporcional al grado de contaminación fecal; esto es, mientras más coliformes se concentran en el agua, mayor es la gravedad de la descarga de heces.

Los coliformes son una familia de bacterias que están, comúnmente, en las plantas, el suelo y los animales, incluyendo a los humanos. En general, las bacterias coliformes se encuentran en mayor abundancia en la capa superficial del agua o en los sedimentos del fondo. La presencia de bacterias coliformes en el suministro de agua es un indicio de que puede estar contaminado con aguas negras u otro tipo de desechos en descomposición.

No todos los coliformes son de origen fecal, por lo que fue necesario desarrollar pruebas para diferenciarlos a efectos de emplearlos como indicadores de contaminación. Se distinguen, por lo tanto, los coliformes totales, que comprende la totalidad del grupo, y los coliformes fecales, aquellos de origen intestinal.

El estándar de calidad de agua para coliformes fecales, según la JCA, es de 200 col/100m para uso designado SD (fuentes de agua cruda superficial utilizada como abastos de agua para el público, propagación y preservación de especies y para recreación de contacto primario y secundario) (PREQB, 2004).

3.2 Oxígeno Disuelto (Constituyente Químico)

El Oxígeno Disuelto es la cantidad presente en el agua y que es esencial para los ríos y lagos saludables. El nivel de oxígeno disuelto puede ser un indicador de cuán contaminada está el agua y de cuánto sustento puede dar esa agua a la vida animal y vegetal. Generalmente, un nivel más alto de oxígeno disuelto indica una mejor calidad de agua. Si los niveles son demasiado bajos, algunos peces y otros organismos no pueden sobrevivir. (http://atlas.ambiente.gov.ar/tematicas/oxigeno_disuelto.pdf)

Gran parte del oxígeno disuelto en el agua proviene del oxígeno en el aire, del producto de la fotosíntesis de las plantas acuáticas y también podría resultar de la turbulencia en las corrientes debido a que el oxígeno en el aire que queda atrapado bajo el agua en movimiento rápido se disuelve en ésta. Otro factor que, además, puede afectar la cantidad de oxígeno que se disuelve en el agua es la temperatura. El agua fría guarda más oxígeno que la caliente. La siguiente gráfica ilustra la relación inversa que existe entre la temperatura y el oxígeno disuelto.

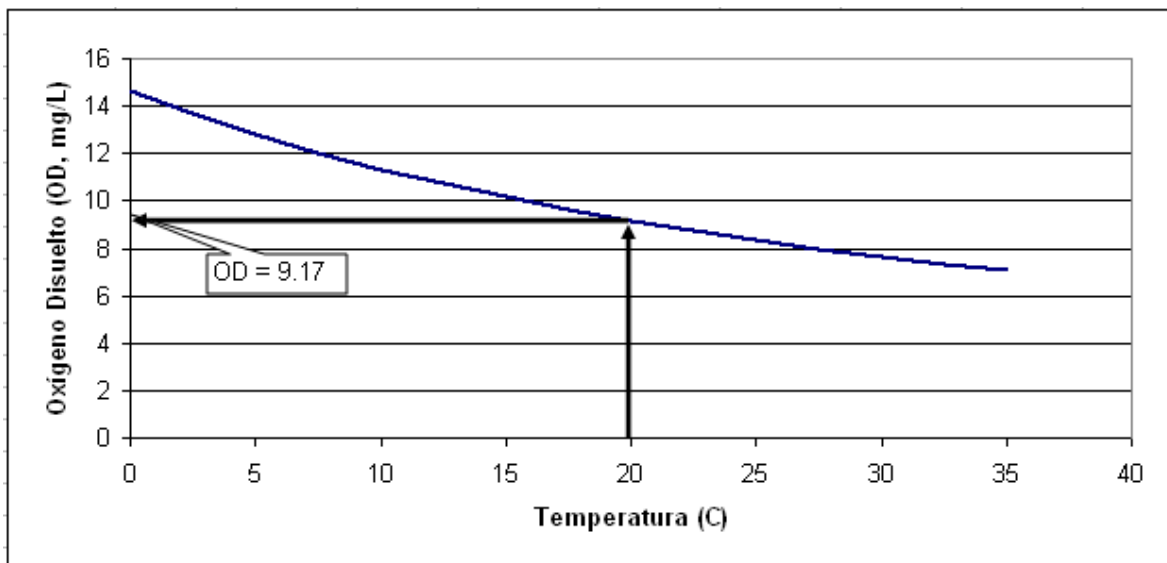


Figura 4: Relación entre el Oxígeno Disuelto y la Temperatura

El oxígeno disuelto en el agua no se clasifica como un contaminante. Sin embargo, su escasez o exceso puede traer condiciones no favorables al agua, por lo que es un indicador de la contaminación. La escasez de oxígeno disuelto en agua es lo que crea más problemas ya que pueden aumentar los olores y sabores como consecuencia de la descomposición anaeróbica. El estándar de calidad de agua para el oxígeno disuelto,

según la JCA, es no menos de 5 mg/L (PREQB, 2004). Tomando en cuenta una temperatura estándar de 20°C, el porcentaje de saturación correspondiente a 5 mg/L de oxígeno disuelto es de $(5/9.17)*100 = 54.33 \%$. Este valor es obtenido e ilustrado en la Figura 4.

3.3 pH (Constituyente Químico)

El pH es un indicador de la acidez o basicidad de una sustancia y se define como la concentración del ión hidrógeno en el agua (Davis y Cornwell, 1998).

$$\text{pH} = -\log_{10} [\text{H}^+] \quad (20)$$

La acidez es una de las propiedades más importantes del agua. Ésta disuelve casi todos los iones. El pH sirve como un indicador que compara algunos de los iones más solubles en agua.

El resultado de una medición de pH está determinado por una consideración entre el número de protones (iones H^+) y el número de iones hidróxido (OH^-). Cuando el número de protones iguala al de iones hidróxido, el agua es neutra y tendrá entonces un pH de 7.

El pH del agua puede variar entre 0 y 14. Cuando el pH de una sustancia es mayor de 7, se cataloga como básica, mientras que si está por debajo de 7, se denomina como ácida. Cuanto más se aleje el pH por encima o por debajo de 7, más básica o ácida será la solución.

Su valor define, en parte, la capacidad de autodepuración de una corriente y, por ende, su contenido de materia orgánica (DQO, DBO), además de la presencia de otros contaminantes, como metales pesados. También, es una propiedad de carácter química de vital importancia para el desarrollo de la vida acuática ya que tiene influencia sobre ciertos procesos químicos y biológicos. El estándar de calidad de agua para el pH, según la JCA, está entre 6.0 – 9.0 para el uso designado SD (PREQB, 2004).

3.4 Nitratos (Constituyente Químico)

El nitrato es un compuesto inorgánico combinado por un átomo de nitrógeno (N) y tres átomos de oxígeno (O) cuyo símbolo químico es NO_3 . Normalmente, el nitrato no es peligroso para la salud a menos que sea reducido a nitrito (NO_2).

Con frecuencia, la contaminación por nitratos procede, principalmente, de fuentes no puntuales o difusas. Las fuentes de contaminación por nitratos en suelos y aguas (superficiales y subterráneas) se asocian, mayormente, a actividades agrícolas y ganaderas, aunque en determinadas áreas, también pueden estar relacionadas a ciertas actividades industriales, especialmente las del sector agrícola.

Su presencia debe ser controlada en el agua potable fundamentalmente porque niveles excesivos pueden provocar metahemoglobinemia, o “la enfermedad de los bebés azules”. Aunque los niveles de nitratos que afectan a los bebés no son peligrosos para niños mayores y adultos, sí indican la posible presencia de otros contaminantes más peligrosos procedentes de las residencias o de la agricultura, tales como bacterias o pesticidas. (http://es.encarta.msn.com/encyclopedia/Nitrato_de_amonio.html)

El origen de los nitratos en aguas subterráneas es, primordialmente, de fertilizantes, sistemas sépticos y almacenamiento de estiércol u operaciones de extensión. Los fertilizantes nitrogenados no absorbidos por las plantas, volatilizados, o arrastrados por la escorrentía superficial acaban en las aguas subterráneas en forma de nitratos. Esto hace que el nitrógeno no esté disponible para las plantas y puede, además, elevar la concentración en aguas subterráneas por encima de los niveles admisibles de calidad del agua potable. El nitrógeno procedente del estiércol o de los abonos puede provenir de manera similar de los prados, corrales, o lugares de almacenamiento. Los sistemas sépticos eliminan solamente la mitad del nitrógeno de las aguas residuales, dejando que la otra mitad sea llevada hacia las aguas subterráneas. De esta forma, pueden aumentarse las concentraciones de nitrato en las aguas subterráneas. El estándar de calidad de agua para los nitratos, según la JCA, es de 10 mg/L conforme designado por la clasificación SD (PREQB, 2004).

3.5 Fósforo Total (Constituyente Químico)

El fósforo total es una medida de todas las formas de fósforo existentes, ya sean disueltas o en partículas que incluye distintos compuestos como diversos ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico. La determinación se hace convirtiendo todos ellos en ortofosfatos que son los que se obtienen por análisis químico. Por otro lado, el fósforo es un nutriente requerido por todos los organismos para sus procesos básicos de vida. Es un elemento natural que puede estar en rocas y en materia orgánica (Ver Figura 5). Es utilizado extensivamente en fertilizantes y en otros químicos, por lo que puede ser hallado con concentraciones altas en áreas de actividad humana. Su exceso en el agua puede provoca eutrofización. (http://es.encarta.msn.com/encyclopedia_Fosforo.html)

Fósforo puede existir en el agua como fase particulada o como una fase disuelta. El material particulado puede incluir el plancton vivo y muerto, precipitados de fósforo, fósforo adsorbido a partículas y fósforo amorfo. La fase disuelta incluye fósforo inorgánico y fósforo orgánico. Fósforo en las aguas naturales normalmente se encuentra en la forma de fosfatos (PO_4^{-3}). El estándar de calidad de agua para el fósforo total, según la JCA, es de 1 mg/L conforme establecido por la clasificación SD (PREQB, 2004).

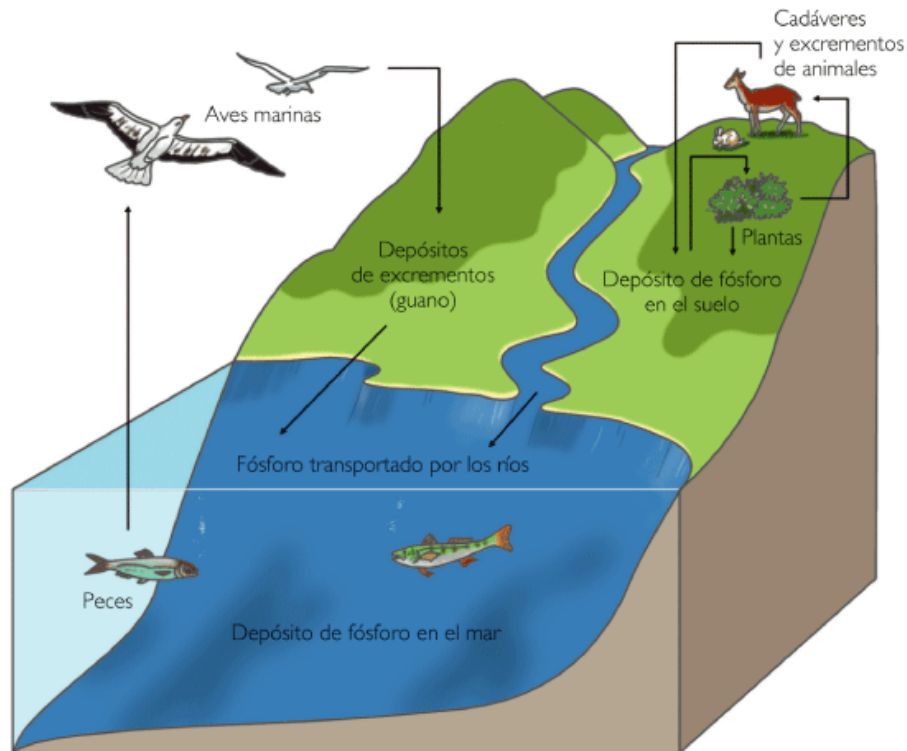


Figura 5: Ciclo del Fósforo (fuente: <http://www.kalipedia.com/kalipediamedia/cienciasnaturales/>)

3.6 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) (Constituyente Biológico)

Es el parámetro que se maneja para tener una medida de la materia orgánica biodegradable. La demanda bioquímica de oxígeno es una prueba usada en la determinación de los requerimientos de oxígeno para la degradación bioquímica de la materia orgánica en las aguas municipales, industriales y residuales. Su aplicación permite calcular los efectos de las descargas de los efluentes domésticos e industriales sobre la calidad de las aguas de los cuerpos receptores. (Davis y Cornwell, 1998).

Representa una medida cuantitativa de la contaminación del agua por materia orgánica. Es afectada por la temperatura del medio, por las clases de microorganismos y por la cantidad y el tipo de elementos nutritivos presentes. Si estos factores son constantes, la velocidad de oxidación de la materia orgánica se puede expresar en términos del tiempo de vida media del elemento nutritivo.

Según los estándares de calidad de agua de la JCA, el nivel permisible de la demanda bioquímica de oxígeno de fuentes de aguas usadas será determinado, caso por caso, dependiendo de la capacidad asimilativa del cuerpo de agua receptor. Tal determinación será efectuada para asegurar el cumplimiento con el estándar de oxígeno disuelto aplicable en el cuerpo de agua receptor (PREQB, 2004).

3.7 Nitrógeno de Amonio (Constituyente Químico)

El nitrógeno de amonio es únicamente una porción del nitrógeno total cuyos otros componentes son el nitrógeno de amonio, nitrógeno orgánico, nitrito y nitrato, según es indicado en las siguientes ecuaciones.
(http://es.encarta.msn.com/encyclopedia/Ciclo_del_nitrogeno.html)

$$\text{Nitrógeno Total} = \text{Nitrógeno Orgánico} + \text{Nitrógeno Amonio} + \text{Nitrato} + \text{Nitrito} \quad (21)$$

$$\text{Nitrógeno Kjeldahl Total (TKN)} = \text{Nitrógeno Orgánico} + \text{Nitrógeno Amonio} \quad (22)$$

$$\text{Nitrógeno Total} = \text{TKN} + \text{Nitrato} + \text{Nitrito} \quad (23)$$

El nitrógeno se presenta de diferentes formas químicas en las aguas naturales y contaminadas. En los análisis habituales, se suele determinar el TKN (Nitrógeno Kjeldahl

Total) que incluye el nitrógeno orgánico y el de amonio. El contenido en nitratos y nitritos se da por separado.

Varios compuestos de nitrógeno son nutrientes esenciales para el crecimiento de las células. El exceso de nitrógeno en las corrientes de agua puede causar eutroficación, que es un enriquecimiento de nutrientes en el agua, lo cual causa un crecimiento excesivo de plantas acuáticas e incrementan la actividad de microorganismos anaeróbicos. Como resultado de esto, los niveles de oxígeno disminuyen rápidamente haciendo la vida imposible para los organismos acuáticos aeróbicos. Además, el nitrógeno también puede contribuir al crecimiento excesivo de algas, lo que, de igual manera, causa una reducción adicional del oxígeno en el agua.

Los factores principales que controlan el balance de los niveles de nitrógeno son: la naturaleza de las aguas usadas, la disponibilidad de oxígeno, la presencia de ciertos tipos de bacterias y la temperatura. El estándar de calidad de agua para nitrógeno de amonio, según la JCA, es de 1 mg/L conforme determinado por la clasificación SD (PREQB, 2004). La Figura 6 presenta el ciclo de Nitrógeno.

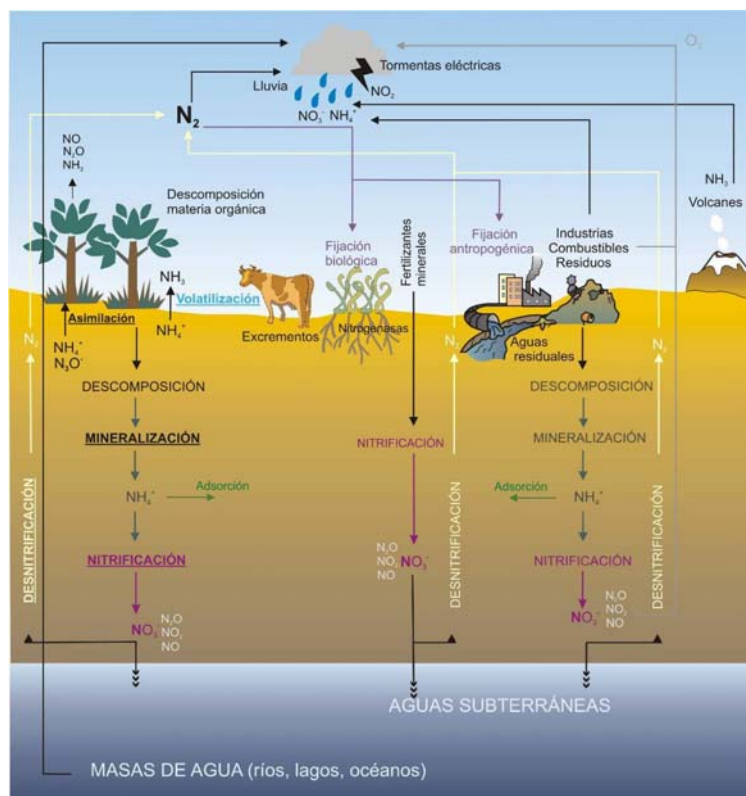


Figura 6: Ciclo del Nitrógeno (fuente: www.miliarium.com/Nitrato/CicloNitrogeno.asp)

3.8 Sólidos Suspendidos (Constituyente Físico)

Desde el punto de vista ambiental, una sustancia puede existir en el agua en una de las siguientes formas: disuelta, suspendida o como coloide. La Figura 7 se utiliza para entender mejor la manera en que están clasificados los sólidos totales.

Una sustancia disuelta es aquella que se encuentra dispersa homogéneamente en el líquido. Pueden ser simples átomos o compuestos moleculares complejos mayores de 1 μm en tamaño. Las sustancias disueltas se hallan presentes en el líquido en una sola fase, por lo que no pueden ser removidas del líquido sin lograr un cambio de fase como la destilación, precipitación, absorción o extracción. (Davis y Cornwell, 1998).

Los sólidos suspendidos son lo suficientemente grandes como para permanecer en suspensión o ser removidos por filtración. En este caso hay dos fases: la líquida y la de la partícula sólida suspendida. La escala de tamaño para los sólidos suspendidos varía entre 0.1 μm hasta 1.0 μm . En general, se define a los sedimentos suspendidos como aquellos sólidos que pueden ser removidos por filtración.

En el caso de las partículas coloidales, éstas tienen un rango de tamaño que varía entre las sustancias disueltas y los sedimentos suspendidos.

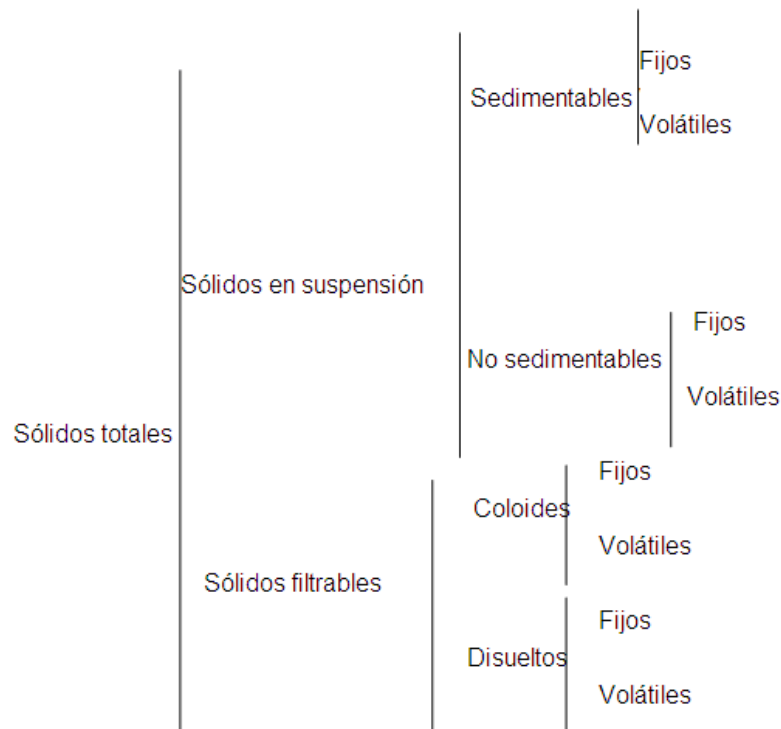


Figura 7: Clasificación de los sólidos en agua

En el caso del constituyente sólido suspendido, el estándar de calidad de la JCA define que los sólidos provenientes de fuentes de aguas usadas no deberán ocasionar asentamientos o perjudicar los usos existentes o designados de los cuerpos de agua (PREQB, 2004).

3.9 Mercurio (Constituyente Químico)

El mercurio es un metal líquido a temperatura ambiente, inodoro, de color gris-plateado brillante, que en la naturaleza aparece en diversas formas químicas. También, es un metal noble y soluble únicamente en soluciones oxidantes. Puede constituir soluciones llamadas amalgamas con algunos metales como por ejemplo, oro, plata, platino, uranio, cobre, plomo, sodio y potasio.

El mercurio es un elemento que se puede hallar en estado natural en el medio ambiente en forma de metal, como sales de mercurio o como mercurio orgánico. A altas temperaturas es transformado en un gas tóxico, inodoro e incoloro.

Por otro lado, el mercurio no está presente en los alimentos, pero puede aparecer en la comida así como ser transferido en las cadenas alimentarias por pequeños organismos que son consumidos por los humanos, como por ejemplo, a través de los peces. Las concentraciones de mercurio en los peces, usualmente, exceden en gran medida las concentraciones en el agua donde viven. Los productos de cría de ganado pueden también contener cantidades eminentes de mercurio. Éste no se encuentra, comúnmente, en plantas, aunque puede entrar en los cuerpos humanos a través de vegetales y otros cultivos cuando se aplican en la agricultura aerosoles que contienen dicha sustancia. (http://es.encarta.msn.com/encyclopedia/Mercurio_elemento.html)

El mercurio causa un gran número de efectos sobre los humanos, los cuales pueden ser resumidos en los siguientes:

- daño al sistema nervioso
- daño a las funciones del cerebro
- daño al ADN y cromosomas
- reacciones alérgicas, irritación de la piel, cansancio, y dolor de cabeza
- efectos negativos en la reproducción, daño en el esperma, defectos de nacimiento y hasta posibles abortos.

El daño a las funciones del cerebro puede causar la degradación de la habilidad para aprender, cambios en la personalidad, temblores, cambios en la visión, sordera, falta de coordinación de músculos y pérdida de la memoria. La Figura 8 describe el ciclo del mercurio.

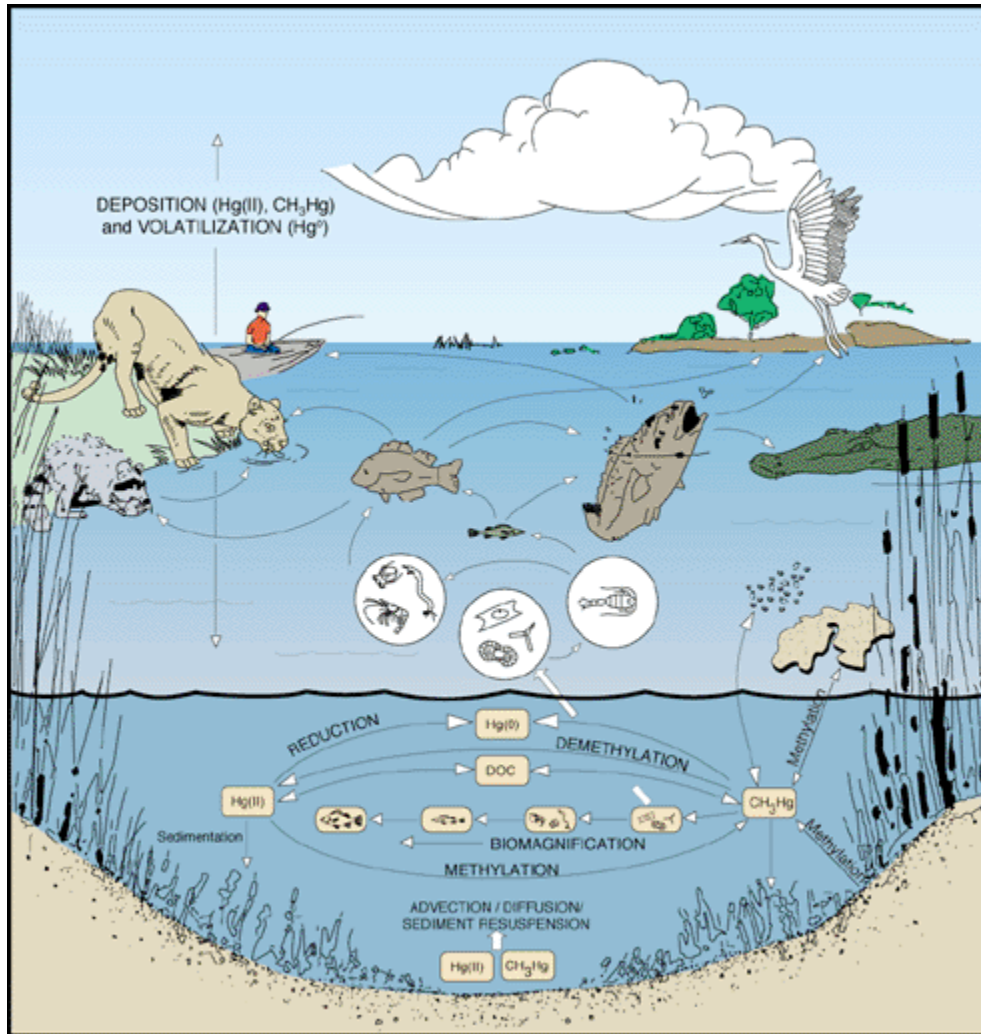


Figura 8: Ciclo del Mercurio (fuente: www.ucm.es/.../Mineria_toxicidad.htm)

El estándar de calidad de agua para el fósforo total, según la JCA, es de 0.05 µg/L conforme designado por la clasificación SD (PREQB, 2004).

3.10 Plomo (Constituyente Químico)

El plomo es un metal blando, maleable, dúctil, común y muy denso, el cual tiene una gran resistencia a la corrosión. Pertenece a un grupo de tóxicos acumulativos bio-adaptables. La bio-adaptabilidad de los metales pesados es el mecanismo por el cual los

residuos de estos elementos pueden introducirse en la cadena alimentaria que va del suelo a los vegetales, a los animales y al hombre. (<http://es.encarta.msn.com/encnet/refpages/search.plomo>)

Es un metal pesado que, cuando entra en el cuerpo, se acumula en los huesos. El plomo puede acceder a nuestro organismo al respirarlo o al comerlo sin darnos cuenta. La intoxicación por plomo puede tener efectos muy serios en la salud, y especialmente en los bebés que se están formando. El plomo en la sangre de la madre puede causar abortos espontáneos, bebés prematuros o con bajo peso. También, puede afectar el desarrollo cerebral del bebé luego de haber nacido.

El agua subterránea podría ser una fuente de contaminación por plomo ya que recibe el mineral filtrado de la superficie y, finalmente, desemboca en el mar contaminando, de esta manera, toda forma de vida. El estándar de calidad de la JCA define que la concentración en $\mu\text{g/L}$ del constituyente plomo no excederá el valor numérico definido por la siguiente ecuación, $e^{1.273(\ln(\text{dureza})-4.705)}$ (PREQB, 2004).

3.11 Temperatura (Constituyente Físico)

La temperatura es una medida del calor o energía térmica de las partículas en una sustancia. Ésta no depende del número de partículas en un objeto y, por lo tanto, de su tamaño.

La temperatura del agua tiene gran importancia por el hecho de que los organismos requieren determinadas condiciones para sobrevivir. Este indicador influye en el comportamiento de otros indicadores de la calidad de agua, como el pH, el déficit de oxígeno, la conductividad eléctrica y otras variables fisicoquímicas.

La elevación de la temperatura disminuye la solubilidad de gases (oxígeno) e incrementa, en general, la solubilidad de las sales. También, aumenta la velocidad de las reacciones del metabolismo, acelerando, de esta manera, la putrefacción. La temperatura óptima del agua para beber está entre 10 y 15°C. (Davis y Cornwell, 1998).

Las centrales nucleares, las térmicas y otras industrias pueden contribuir a la contaminación térmica de las aguas, a veces de un modo muy significativa. El estándar de calidad de la JCA establece que excepto por causas naturales, no se debe descargar

fuentes puntuales a las aguas de Puerto Rico que puedan ocasionar un alza sobre los 90 °F o 32.2 °C en cualquier lugar (PREQB, 2004).

Además, define que ninguna descarga termal o combinación de descargas termales en o dentro de las aguas costaneras, estuarinas y superficiales será perjudicial a los peces, mariscos o crustáceos, o al cultivo o propagación de una comunidad balanceada por las mismas, ni de ninguna otra forma afectará los usos designados. En lagos estratificados, las descargas termales estarán limitadas al epilimnio y ninguna descarga termal o combinación de descargas termales deberá efectuarse a las aguas subterráneas.

Para propósitos de este trabajo, se usó una temperatura de referencia de 20 °C. Ésta es utilizada como estándar en varias pruebas de laboratorio y en la determinación de contantes de reacción, como lo es la constante de DBO.

4 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA EN ESTUDIO

El Río Grande de Añasco (RGA) será utilizado como área de estudio para determinar la variación de los constituyentes incluidos en el Índice de Calidad de Agua una vez desarrollado. Se presentará una descripción basada en las características físicas y geomorfológicas del área en estudio con el propósito de conocer sus condiciones actuales.

4.1 Descripción de la cuenca

La cuenca del Río Grande de Añasco está ubicada en la zona oeste de Puerto Rico (Ver Figura 9). Ésta incluye, parcialmente, los pueblos de Rincón, Mayagüez, San Sebastián, Lares, Maricao, Adjuntas y Yauco y, en su totalidad, a Las Marías y Añasco. La cuenca tiene una población total aproximada de 72,176 personas. (PRWRERI, 2007) Está limitada al oeste por el Pasaje de la Mona, al este por la Cordillera Central, al sur por las cuencas del Río Yagüez y el Río Guanajibo y al norte por una cadena de montañas que la separa de la cuenca del Río Culebrinas.



Figura 9: Localización de la cuenca

En la Figura 10, podemos apreciar la hidrografía del área en estudio. Su río principal, el Río Grande de Añasco, es el más importante sistema fluvial de la región oeste. Este cuerpo de agua tiene su origen en la unión del Río Blanco y el Río Prieto en el

**Tabla 11: Distribución de los cuerpos de agua que tiene el Río Grande de Añasco
(Continuación)**

NIVEL 1	NIVEL 2	NIVEL 3	NIVEL 4
	Q. Cercada Q. Noriega Q. Cerro Gordo Q. Zumbadora Q. La Balza	Q. El Negro Q. Grande Q. La Mona	
	Q. Alto Sano	Q. Caña India	
	Q. Pepinera	Q. La Mota	
	Q. Collera R. Arenas	Q. Los Verracos Q. Las Marías	
	Q. Cinfrona R. Mayagüecillo	Q. La Verde Q. Mayagüecillo	
	Q. Grande Q. Las Cañas	Q. Sumaria	
	Q. Vélez R. Guaba	Q. Fría R. Bucarabones R. Bonelli	Q. Josefa R. Lajas
	R. Prieto	Q. Grande Q. Achiote R. Toro	Lago Toro R. Sapo
		Lago Prieto Q. Anjilones Q. Montaña	
	R. Blanco	Q. Negrito Q. Achiote Q. de los Plátanos R. Guayo	Lago Guayo R. Cidra

Tabla 11: Distribución de los cuerpos de agua que tiene el Río Grande de Añasco (Continuación)

NIVEL 1	NIVEL 2	NIVEL 3	NIVEL 4
		Lago Yahueca R. Limaní	Q. Olivar R. Yahueca
		R. Guilarte	Q. Unidad Q. Novillo Q. Sartilla R. Toro
			Q. Villano Q. Ratones

4.2 Topografía

La mayor parte de la cuenca del RGA está localizada en el área montañosa. Se utilizó un Modelo de Elevación Digital (DEM) en el programa ArcMap para ilustrar la variación en elevación de la superficie del terreno en el área de estudio. La Figura 11 muestra el resultado de este modelo.

Esta cuenca tiene un área de drenaje de 180. 82 mi² (468.32 km²) y posee un rango de elevaciones que varía desde 0 metros, nivel del mar, en la costa hasta 1,194 metros en el punto más alto del área montañosa. La Figura 12 expone la distribución montañosa.

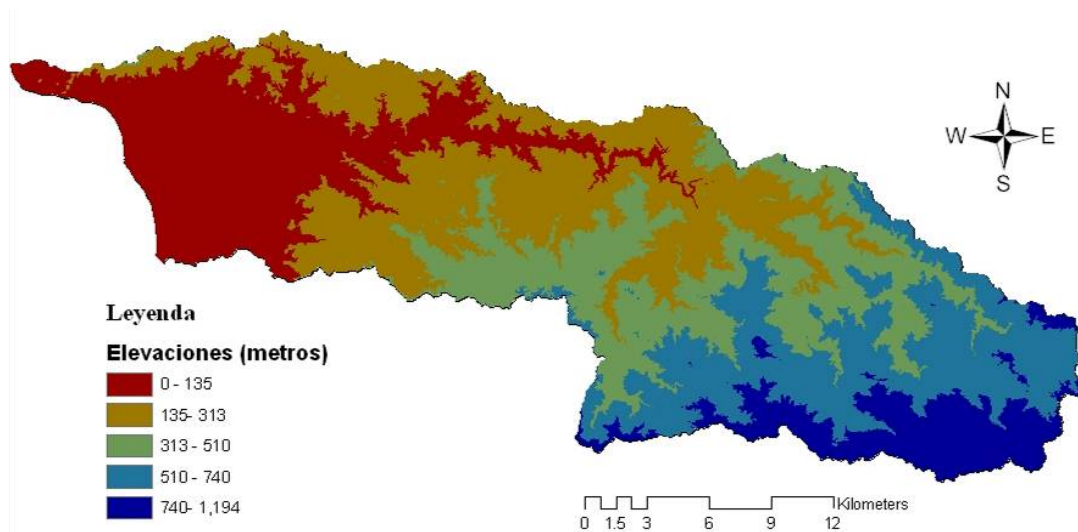


Figura 11: Modelo de elevación digital para la cuenca

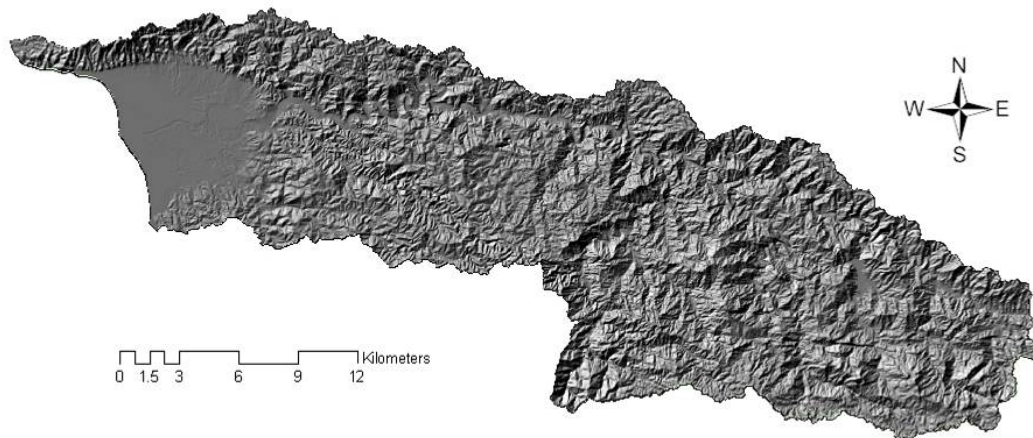


Figura 12: Ilustración del área montañosa

4.3 Usos de terrenos

Los terrenos dedicados a la agricultura y de bosque son los más abundantes en esta cuenca. Por tal razón, la principal actividad económica que predomina dentro de dicha área es la agricultura. Los cultivos primordiales son el café y los plátanos así como frutos menores y cítricos. (PRWRERI, 2007) El uso de terrenos para el análisis hidrológico, ilustrado en la Figura 13, fue desarrollado por el Instituto de Investigación sobre Recursos de Agua y el Ambiente de Puerto Rico (PRWRERI) utilizando el sistema de clasificación de Anderson.

4.4 Grupos hidrológicos de suelos

Los grupos hidrológicos de suelo se clasifican según su capacidad para infiltrar agua. El grupo A tiene una alta intensidad para infiltrar agua, el grupo B posee una infiltración moderada, el grupo C una infiltración lenta y el D una muy lenta. La Figura 14 y la Tabla 12 detallan e ilustran la distribución de los grupos hidrológicos a través de la cuenca del Río Grande de Añasco.

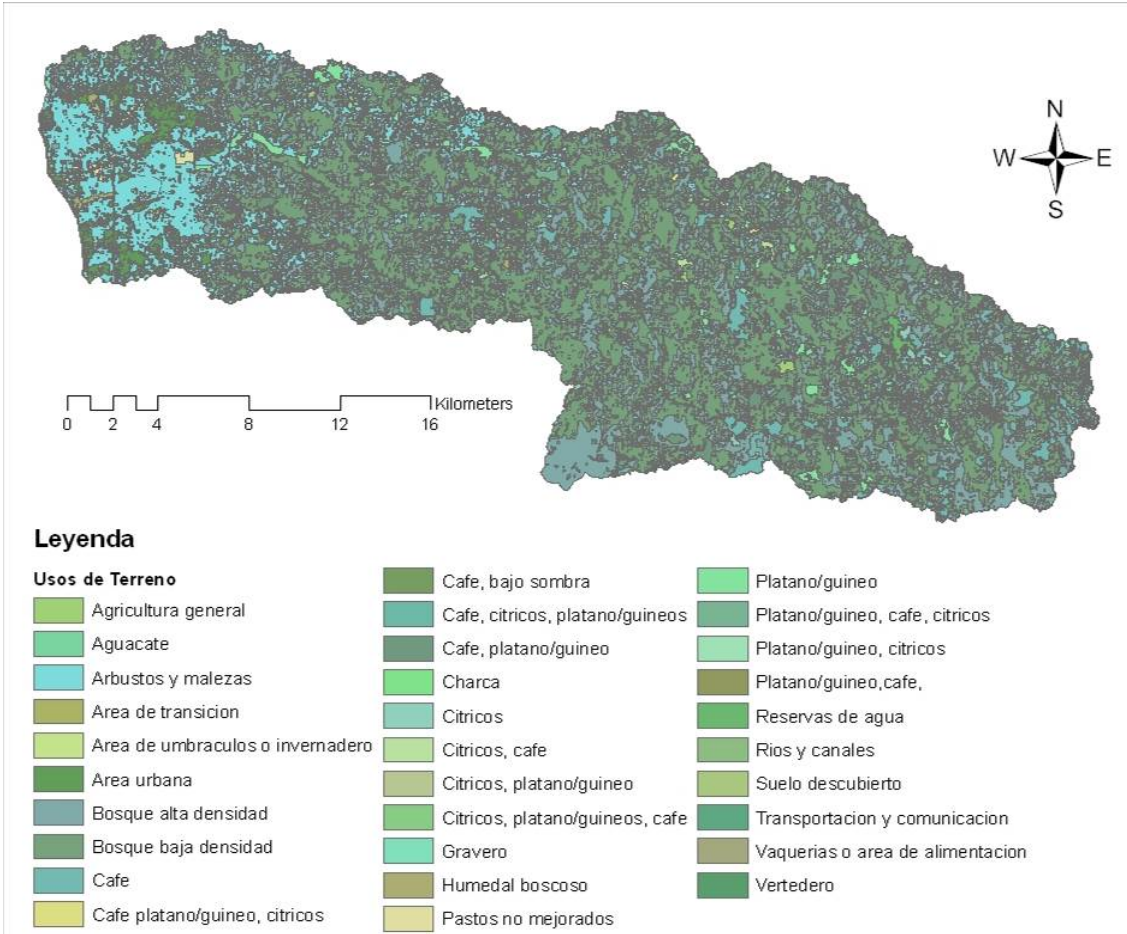


Figura 13: Usos de terrenos de la cuenca del Río Grande de Añasco

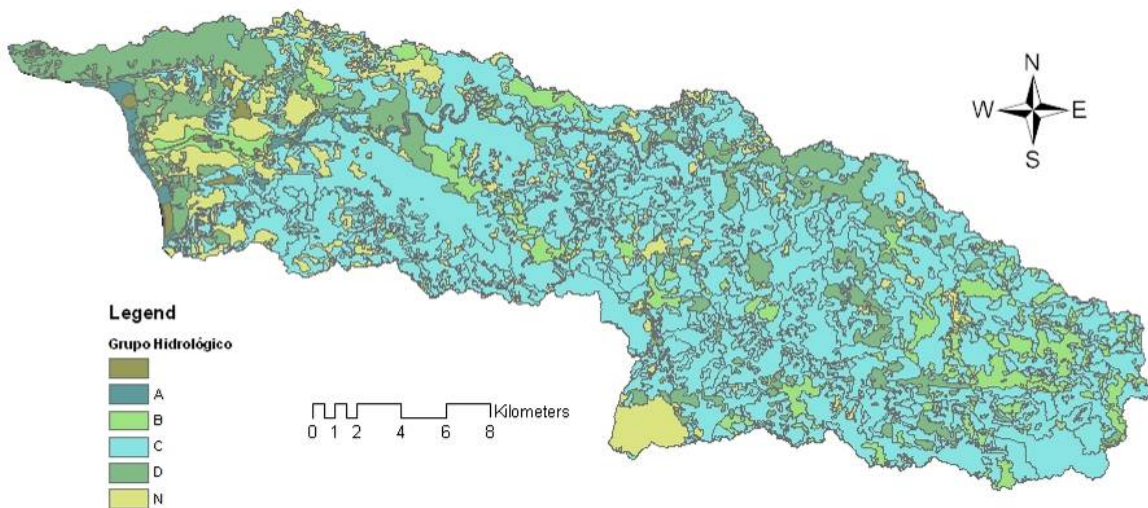


Figura 14: Grupos hidrológicos de suelos en la cuenca del Río Grande de Añasco

Tabla 12: Distribución de grupos hidrológicos de suelos en la cuenca del Río Grande de Añasco

Grupo Hidrológico	Área	
	Acres	%
A	2,707.39	1.33
B	60,043.52	29.39
C	83,652.23	40.94
D	57,279.96	28.03
Sin Clasificación	637.64	0.31
Total	204,320.74	100

4.5 Fuentes de contaminación

Para poder analizar y determinar la calidad del agua es importante reconocer e identificar dónde están ubicadas las posibles fuentes de contaminación. Éstas son las responsables de que se puedan exceder los estándares de calidad de agua establecidos por la JCA y la EPA. Las siguientes figuras, obtenidas del informe conocido como “*Development of TMDL’S in Río Grande de Añasco Wartershed, Phase I: Problem Identification*”, escrito por PRWRERI (2007), fueron utilizadas para realizar nuestro análisis de variación en espacio de los constituyentes de calidad aplicado a la cuenca del RGA.

La actividad más predominante dentro de la cuenca del RGA es la agricultura. Esto representa una probable contaminación generada por el uso de pesticidas y fertilizantes. Estos últimos son considerados como posibles fuentes de nitrógeno, fósforo y otros nutrientes (PRWRERI, 2007). La Figura 15 presenta las fincas agrícolas identificadas por PRWRERI en su estudio sobre la cuenca del RGA.

Además de la agricultura, otra posible fuente factible de contaminación existente a través de la cuenca del RGA es la presencia de granjas de animales de las cuales provienen patógenos y microbios. En el estudio realizado por PRWRERI (2007) para la cuenca del RGA, se identificaron varios tipos de granjas de animales entre las que se incluyen las fincas porcinas (ver Figura 16), las vaquerías (ver Figura 17) y las granjas avícolas (ver Figura 18).

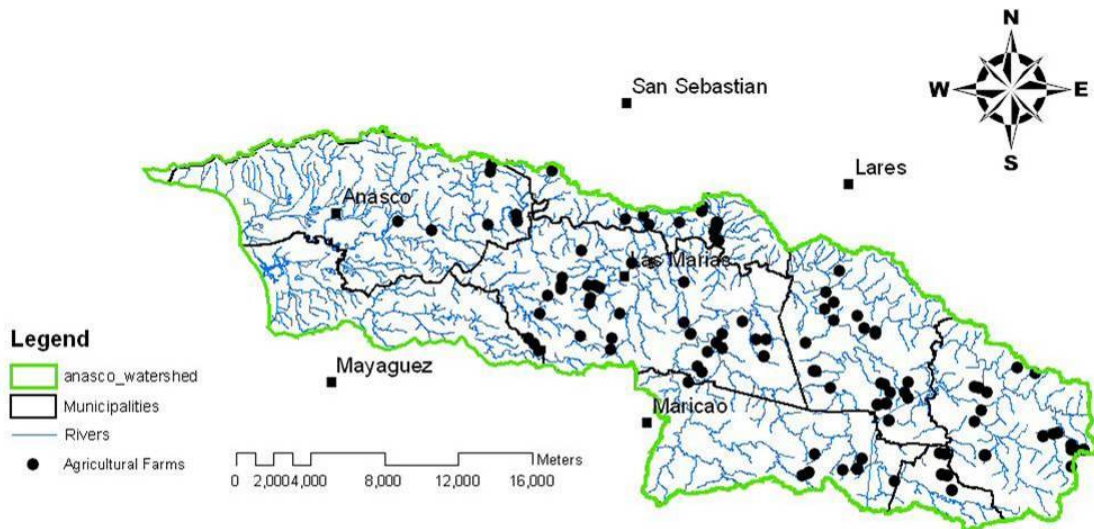


Figura 15: Fincas agrícolas (fuente: PRWRERI, 2007)

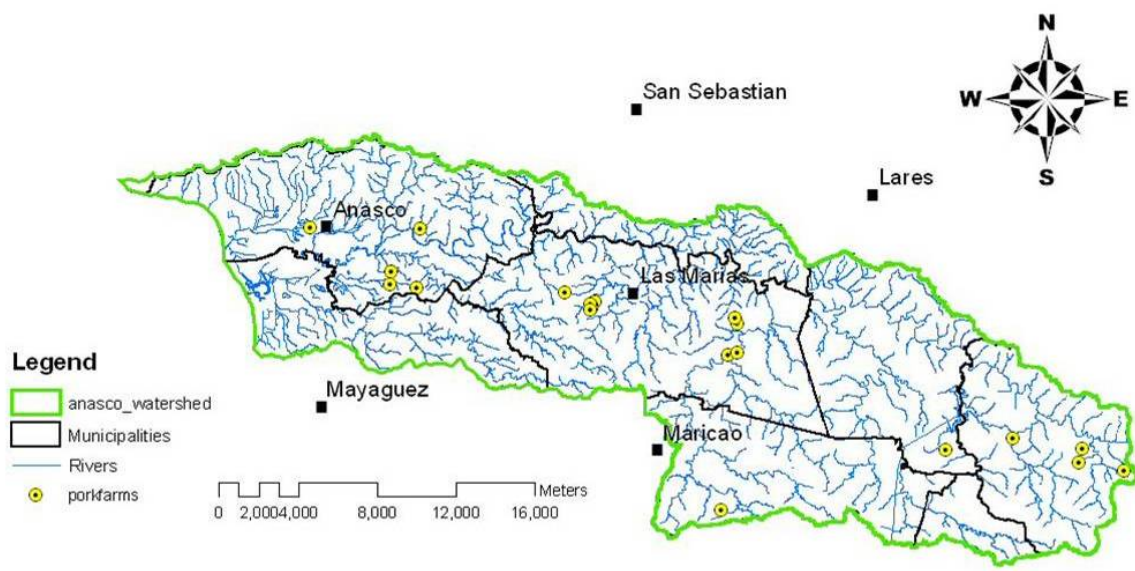


Figura 16: Fincas porcinas (fuente: PRWRERI, 2007)

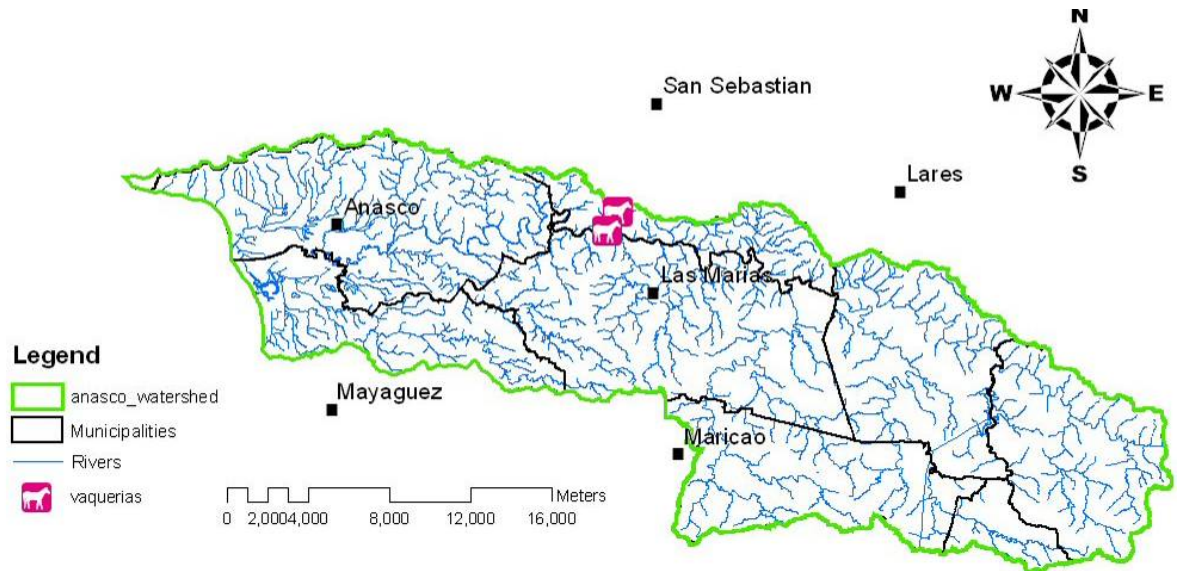


Figura 17: Vaquerías (fuente: PRWRERI, 2007)

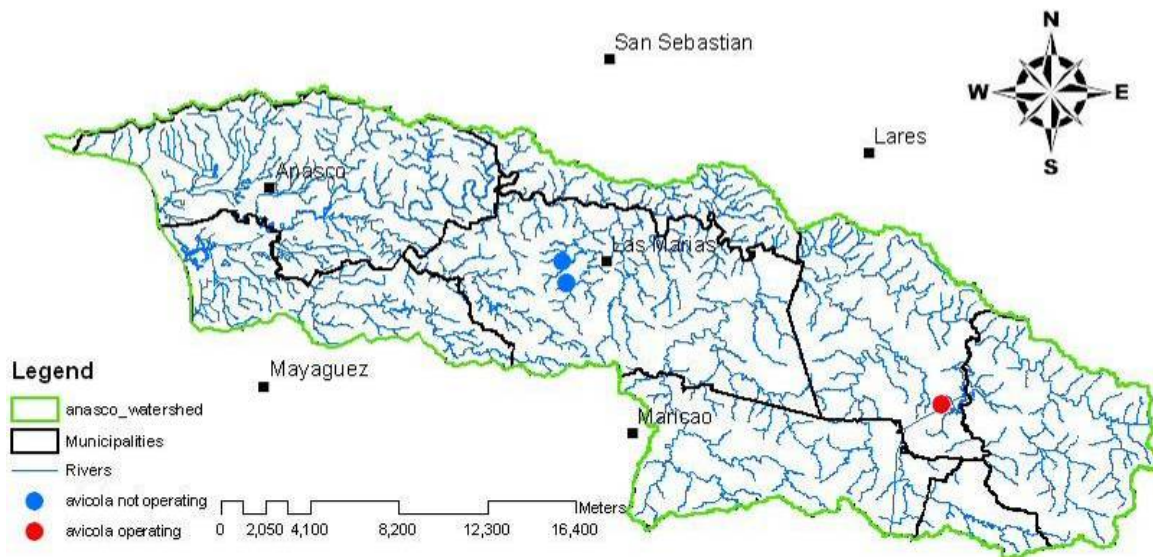


Figura 18: Granjas avícolas (fuente: PRWRERI, 2007)

Muchas comunidades rurales dentro de la cuenca del RGA utilizan pozos sépticos como sistema para manejar las aguas sanitarias. La mayoría de los pozos no son diseñados adecuadamente, por lo que se considera a dichas comunidades como los mayores contribuyentes de contaminación por coliformes fecales en las aguas superficiales (PRWRERI, 2007). La siguiente figura muestra la ubicación de estas comunidades en la cuenca.

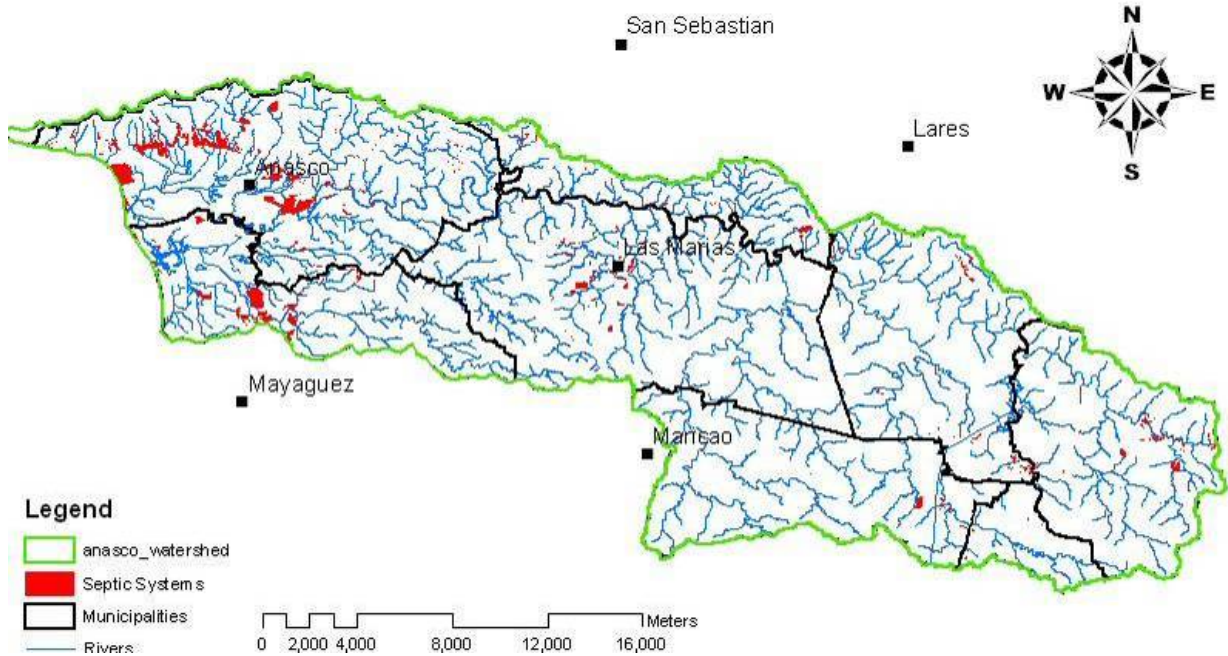


Figure 19: Comunidades con pozos sépticos (fuente: PRWRERI, 2007)

4.6 Área de estudio

El ICA desarrollado en esta investigación es aplicado al uso de los ríos como abasto para agua potable. La Autoridad de Acueductos y Alcantarillado (AAA) tiene alrededor de seis plantas de filtración para agua potable que utilizan como fuente de abasto el RGA, lo que constituye una extracción promedio anual de 3.1 MGD (PRWRERI, 2007).

Se evaluará un tramo del RGA para determinar cuál es la variación espacial de los constituyentes seleccionados en el ICA. El tramo en estudio, ilustrado en la Figura 20, se encuentra entre dos de las estaciones del USGS que existen en la cuenca del RGA.

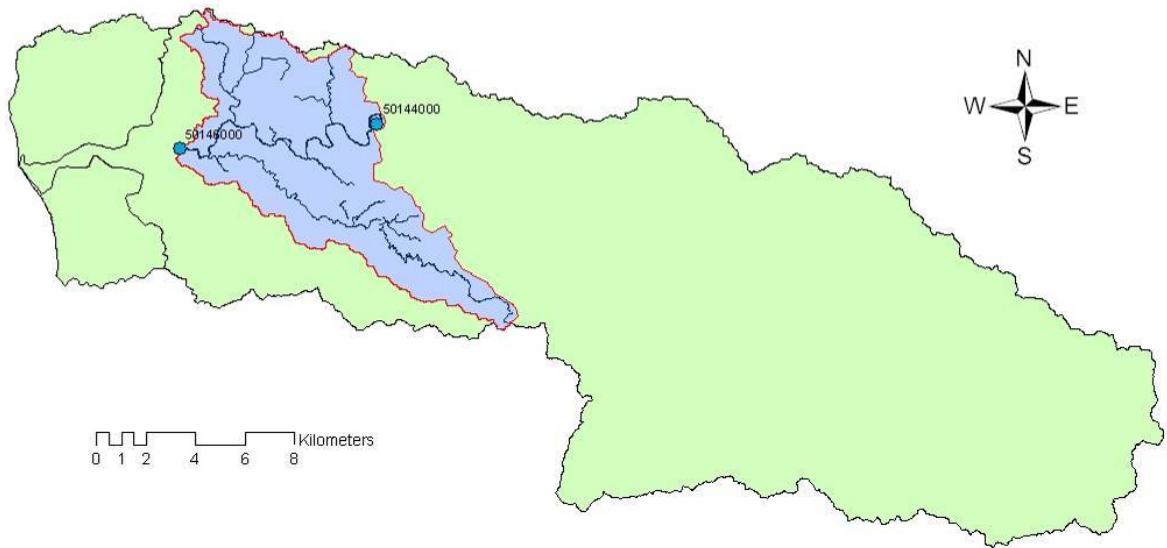


Figura 20: Localización área de estudio

Las estaciones usadas como puntos de control son la estación USGS 50144000 y la estación USGS 50146000. La ubicación de estas estaciones se indica en la Tabla 13.

Tabla 13: Coordenadas estaciones USGS

Estación	Código Hidrológico Unitario	Latitud	Longitud
50146000	21010003	18°16' 31"	67°07'37"
50144000	21010003	18°17' 05"	67°03'05"

La Figura 21 ilustra la hidrografía del área en estudio, específicamente aquellos tributarios que contribuyen a la variación de los contaminantes a través del tramo principal en estudio del Río Grande de Añasco. La Tabla 16 detalla la distribución de los ríos en el área con la misma metodología aplicada en la Tabla 11.

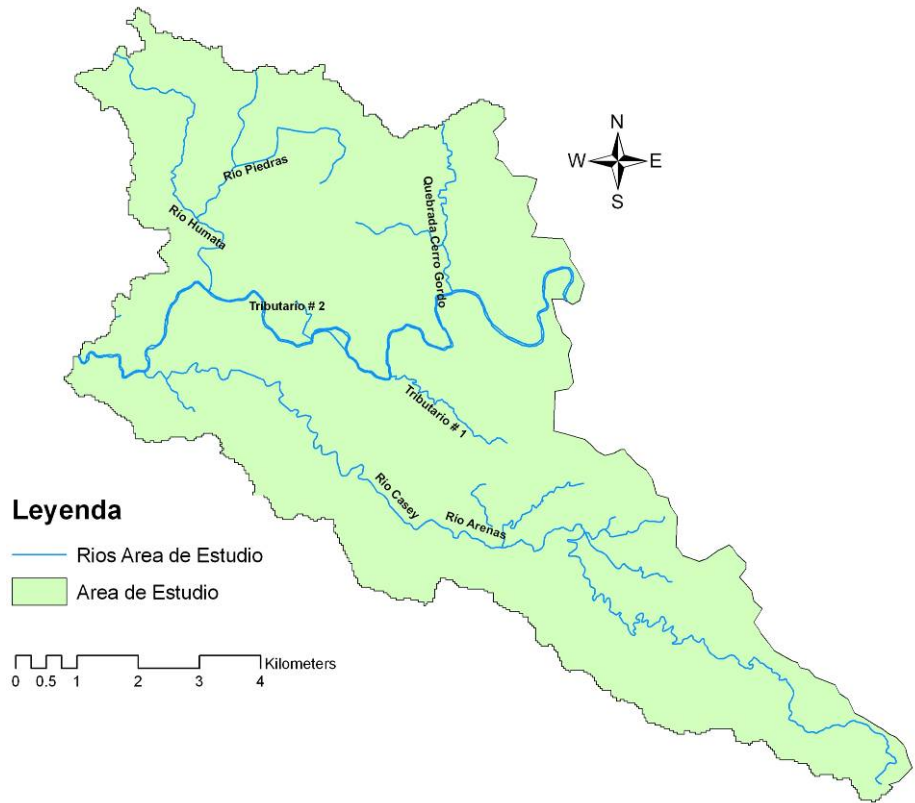


Figura 21: Hidrografía área de estudio

Tabla 14: Distribución ríos area de estudio

NIVEL 1	NIVEL 2	NIVEL 3
Río Grande de Añasco	Quebrada Cerro Gordo R. Casey R. Humatas Tributario # 1 Tributario # 2	R. Arenas R. Piedras

4.7 Análisis de caudales

Para especificar el período de tiempo a utilizar en la determinación del ICA, se realizó un análisis de los caudales medidos en el Río Grande de Añasco desde el 1964 hasta el 2007, tomando como base el estudio efectuado por Vargas (1999), el cual se ha expandido para incluir datos hasta el 2007. Este análisis consistió, inicialmente, en precisar los volúmenes de escorrentía anual para todos los años de estudio en la estación USGS 50144000. Se empleó la estación USGS 50144000 ya que es la única con datos de

caudales diarios disponibles en la cuenca de estudio. Los datos para calcular estos volúmenes fueron tomados de la página de Internet del USGS (<http://waterdata.usgs.gov/pr/nwis/rt>).

Los volúmenes de escorrentía obtenidos para esta estación permitieron establecer el promedio anual y la desviación estándar. Estos cálculos se usaron como parámetros para la clasificación de los años como húmedo, seco y promedio, según los volúmenes de escorrentía.

De esta manera, todos aquellos años en los cuales sus volúmenes se encontraran entre la línea que representa el promedio menos una desviación estándar y la línea del promedio más una desviación estándar se clasificarían como años promedio. De tal forma que todos aquellos años en los cuales su volumen estuviera sobre la línea que identifica el promedio más una desviación estándar se considerarían como años húmedos y todos aquellos en los cuales su volumen estuviera por debajo de la línea del promedio menos una desviación estándar se consideraría como años secos. El criterio utilizado para clasificar los volúmenes de escorrentía se realizó asumiendo una distribución normal en donde el 68.26% de los datos están dentro de una desviación estándar. El resultado del análisis se muestra en la Figura 22 y en la Tabla 15.

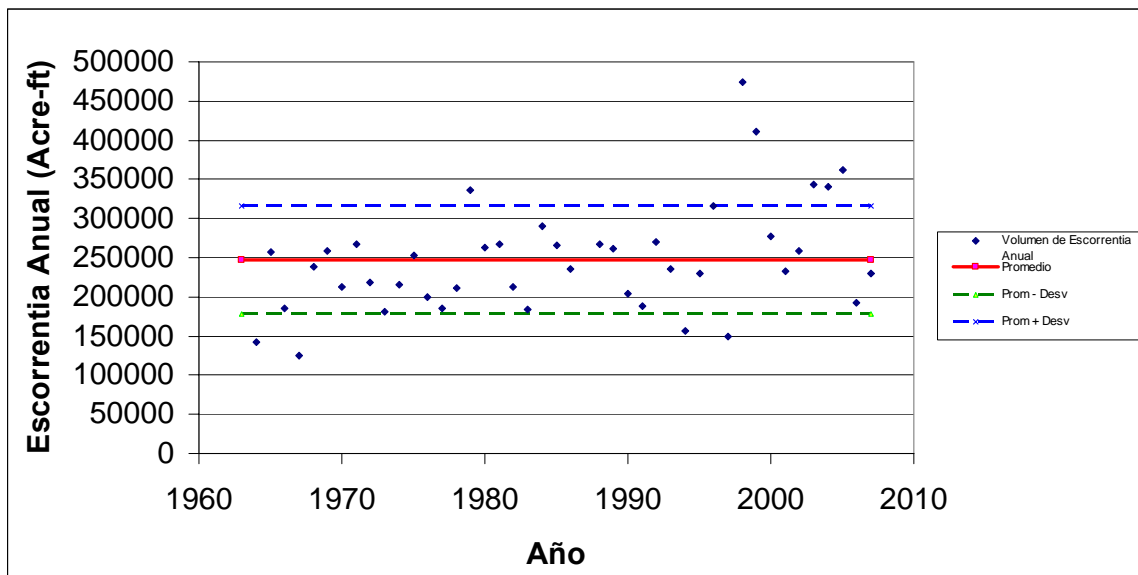


Figura 22: Gráfica de escorrentía anual vs tiempo

Tabla 15: Clasificación de los caudales en la cuenca del Río Grande de Añasco

Promedios	Húmedo	Seco
1965	1979	1964
1966	1998	1967
1968 - 1978	1999	1994
1980 - 1986	2003 - 2005	1997
1988 - 1993		
1995		
1996		
2000 - 2002		
2006		
2007		

5 METODOLOGÍA

Este capítulo incluye el procedimiento desarrollado para determinar el Índice de Calidad de Agua (ICA). Además, contiene el modelo de calidad de agua empleado para analizar la variación espacial del Índice de Calidad de Agua en el Río Grande de Añasco.

5.1 Índice de Calidad de Agua

El proceso para la elaboración del Índice de Calidad de Agua (ICA) está relacionado con los siguientes cuatro pasos:

- Selección de constituyentes (*Cuestionario # 1*)
- Asignación de pesos a los constituyentes escogidos (*Cuestionario # 1*)
- Transformación de los constituyentes con unidades y dimensiones diferentes a una escala en común (*Cuestionario # 2*)
- Agregación de los subíndices (*Resultado final*)

5.1.1 Determinación de los constituyentes para el ICA

El primer paso necesario para la preparación de este índice fue decidir qué constituyentes debían considerarse en el análisis. En este caso, los constituyentes representan propiedades físicas, químicas y biológicas del agua. Para comenzar con esta evaluación, inicialmente se creó una lista compuesta por 56 constituyentes (Tabla 9, Capítulo 3) que cumplen con las propiedades antes mencionadas y que, a su vez, se pueden obtener datos de campo para ser analizados. La mayoría de los constituyentes elegidos para esta lista inicial están comprendidos en el Acuerdo Cooperativo que tiene el USGS con el gobierno de Puerto Rico para muestrear constituyentes de calidad de agua superficial.

Parte de la metodología elaborada por Brown et al. (1970) fue utilizada e incorporada como técnica para la selección y evaluación de los constituyentes. Esta metodología de Brown et al. (1970) fue usada para introducir el primer ICA creado por la Fundación Nacional de Saniamento (NSF, por sus siglas en inglés).

Se consultó un panel de expertos con conocimientos sobre la calidad del agua para comenzar con el proceso de selección de constituyentes. Este panel quedó integrado

por personal de agencias estatales y federales, ingenieros consultores y profesores en el área ambiental, recursos de agua, biología, geología y química. Las agencias estatales abarcadas fueron la Autoridad de Acueductos y Alcantarillados (AAA), el Departamento de Recursos Naturales y Ambientales (DRNA), la Junta de Calidad Ambiental (JCA) y el Departamento de Salud. En el caso de las agencias federales se incluyeron la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés), el Servicio Geológico Federal (USGS) y la Agencia de Pesca y Vida Silvestre (FWL, por sus siglas en inglés).

Se utilizó la metodología DELPHI (ver sección 2.3) para considerar la opinión de todos los expertos mediante dos rondas de cuestionarios sucesivos y anónimos con el fin de obtener convergencias de opiniones y lograr un consenso de una manera más rápida y eficiente. Ambos cuestionarios están contenidos en el Apéndice A.

En la primera ronda de cuestionarios, se les envió a los 76 expertos la lista inicial con los 56 constituyentes. Cada uno de estos constituyentes debía ser evaluado por los expertos y clasificado como “*incluido*”, “*no incluido*” o “*indeciso*”. Sólo aquellos constituyentes que los expertos clasificaron como “*incluido*” debían ser evaluados en una escala del 1 (importancia relativamente baja) al 5 (importancia relativamente alta). En caso de que los expertos entendieran que hacía falta integrar algún constituyente en el cuestionario, se le proveyó una tabla para que lo añadieran y, de esta manera, realizaran su evaluación.

De este grupo inicial de 76 expertos, sólo 18 personas, representando un 23.7 % del total, contestaron la primera ronda de cuestionarios. La Tabla 16 ilustra cómo se desglosó la participación total de expertos y cómo se distribuyó la participación de los expertos que contestaron el primer cuestionario.

Tabla 16: Participación en la primera ronda

Expertos	Expertos Encuestados	Respuestas	%
Académicos	38	10	26.32
Agencias Federales	19	4	21.05
Agencias Estatales	8	1	12.50
Consultores	11	3	27.27

El análisis de los cuestionarios recibidos durante la primera ronda consistió en promediar los valores asignados (según la escala de 1 al 5) para todos los constituyentes clasificados como “*incluido*” y, posteriormente, organizar, de manera descendente, los constituyentes según sus valores promediados. El Apéndice B muestra una tabla con los valores obtenidos para cada constituyente después de la primera ronda de cuestionarios.

Estos valores luego fueron evaluados estadísticamente para determinar el criterio de eliminación. Como resultado, se obtuvo que el promedio de los valores alcanzados para cada constituyente es de 2.12 y el valor de la desviación estándar es 0.99. Si utilizamos el promedio más una desviación estándar como criterio de eliminación, el valor sería 3.11 y si usamos el promedio menos una desviación estándar, el valor sería 1.13. Si observamos la tabla de resultados ilustrada en el Apéndice B, podemos apreciar que si tomamos el valor de 3.11 como criterio para descartar constituyentes tras la primera ronda, se suprime la gran mayoría de los constituyentes. En cambio, si elegimos el valor de 1.13 como criterio de eliminación, entonces permanece la gran mayoría de los constituyentes. Por tal razón, se decidió emplear el valor promedio, 2.12, como criterio de eliminación de constituyentes en esta primera ronda.

Como parte de esta investigación se estableció que todos los constituyentes que promediaron un valor mayor de 2.0 serían evaluados, mientras que aquellos con uno menor de 2.0 fueron excluidos. La Tabla 17 presenta los constituyentes con valores que lograron promedios mayores de 2.0.

Tabla 17: Constituyentes con escala mayor de 2.0

No.	Parámetro	Promedio
1	Coliformes Fecales	4.61
2	Oxígeno Disuelto (OD)	4.33
3	pH	4.11
4	Turbidez	4.11
5	Nitratos + Nitritos	3.75
6	Fósforo Total	3.33
7	Demanda Bioquímica de Oxígeno (BOD) (5-días)	3.28
8	Nitrógeno Orgánico	3.17
9	Nitrógeno de Amonio	3.06
10	Organismos de Coliformes Totales	3.00
11	Fósforo	2.94

Tabla 17: Constituyentes con escala mayor de 2.0 (Contuación)

No.	Parámetro	Promedio
12	Sólidos Suspendidos	2.94
13	Mercurio	2.89
14	Estreptococcus Fecal	2.72
15	Carbón Orgánico Total	2.72
16	Plomo	2.69
17	Alcalinidad	2.67
18	Amonio	2.67
19	Conductancia Específica	2.56
20	Temperatura	2.56
21	Manganeso	2.47
22	Demanda Química de Oxígeno	2.39
23	Fosfato	2.33
24	Arsénico	2.11
25	Sólidos Disueltos	2.06
26	Pesticidas	2.03

De esta lista final de 26 constituyentes se realizó una nueva evaluación que consistió en ver cuáles eran redundantes y cuáles tenían datos disponibles. Por ejemplo, Coliformes Fecales, Coliformes Totales y Estreptococcus Fecal son indicativos de contaminación fecal. Se escogió Coliformes Fecales como indicador de contaminación bacteriana dado que obtuvo la mayor puntuación y tiene datos disponibles. Teniendo en cuenta esta última evaluación, se determinó, finalmente, qué constituyentes formaron parte del ICA (ver Tabla 28). En el Apéndice B se incluyen características estadísticas de los datos obtenidos por los expertos para cada constituyente.

Tabla 18: Constituyentes de calidad de agua seleccionados para el modelo

No.	Constituyentes	Promedio
1	Coliformes Fecales	4.61
2	Oxígeno Disuelto (DO)	4.33
3	pH	4.11
4	Nitratos	3.75
5	Fósforo Total	3.33
6	Demanda Bioquímica de Oxígeno (BOD) (5-días)	3.28
7	Nitrógeno de Amonio	3.06
8	Sólidos Suspendidos	2.94
9	Mercurio	2.89
10	Plomo	2.69
11	Temperatura	2.56

En la segunda y última ronda de cuestionarios, se les envió, sólo a los expertos que contestaron durante la primera ronda, un resumen con los resultados obtenidos en el primer cuestionario. Luego, se les pidió que evaluaran estos constituyentes seleccionados según su variación en concentración. Este proceso se realizó por medio de gráficas (para ejemplo ver Figura 23) en las que en el eje vertical se muestra el nivel de calidad de agua (0 - 100) y en el eje horizontal se indica la concentración del constituyente seleccionado. Al hacer estas gráficas de variación en la calidad del agua, los expertos tuvieron que tomar en consideración la escala de calidad de agua ilustrada en la Tabla 19. Al igual que en el primer cuestionario, esta ronda también se llevó a cabo utilizando como herramienta el programa Excel.

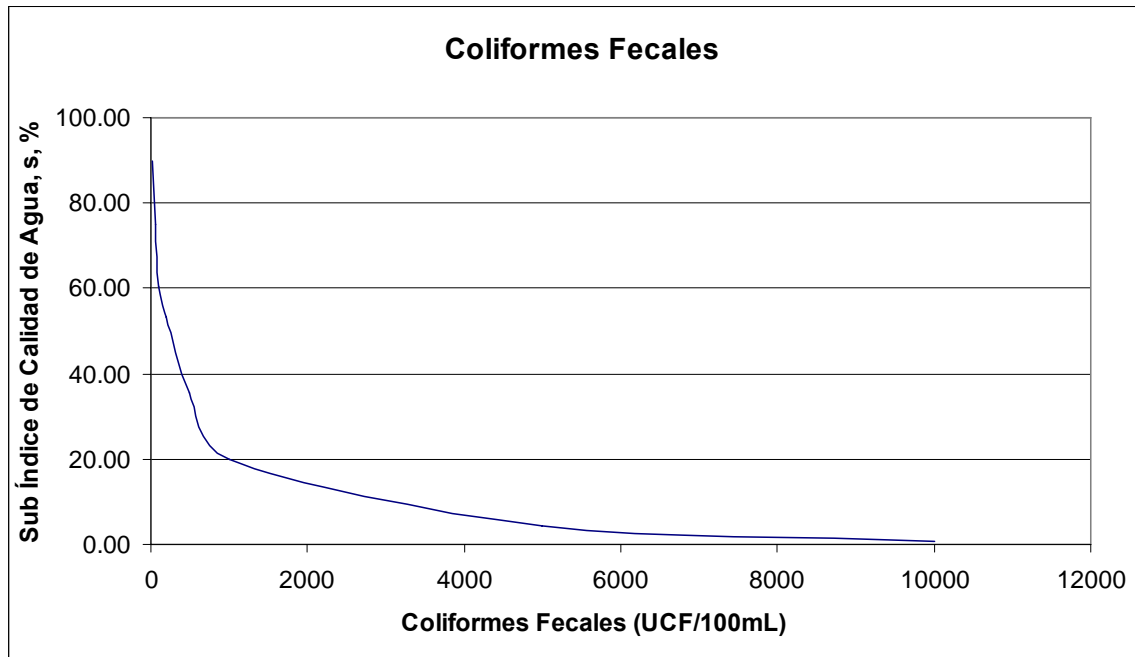


Figura 23: Ejemplo gráficas segundo cuestionario

Tabla 19: Escala de calidad del agua (Tyson y House , 1989)

Clasificación	Rango
Excelente	91 – 100
Buena	71 – 90
Promedio	31 – 70
Pobre	11 – 30
Muy Pobre	0 – 10

Para esta segunda y última ronda de cuestionarios se efectuó, de igual forma, un análisis de las respuestas de las personas que, finalmente, participaron en nuestro estudio para determinar los constituyentes de calidad de agua a ser utilizados en el ICA. El resultado de esta participación se ilustra en la Tabla 20.

Tabla 20: Participantes en la segunda ronda

Expertos	Cantidad	Respuestas	%
Participantes	18	8	44.44

Como podemos notar, sólo 8 de las personas que participaron en la primera ronda, representando un 44%, enviaron sus respuestas. Aunque no hay forma de precisar el número óptimo de expertos para participar en una encuesta DELPHI, estudios llevados a cabo por investigadores de la “RAND Corporation”, señalan que si bien parece necesario un mínimo de siete expertos, habida cuenta que el error disminuye, notablemente, por cada experto añadido hasta llegar a los siete expertos, no es aconsejable recurrir a más de 30, pues la mejora es muy pequeña y, normalmente, el incremento en costo y trabajo de investigación no compensa la mejora (Dalkey et.al, 1975).

Cada constituyente seleccionado durante este proceso simboliza un subíndice que será empleado para realizar el proceso de agregación. Como se ha explicado anteriormente, es a través del método de agregación que se obtiene un valor representativo del ICA en el río. Las gráficas obtenidas en la última ronda de cuestionarios fueron usadas para lograr estos subíndices.

5.1.2 Gráficas para los subíndices

Estas gráficas son conocidas como *curvas funcionales* o *relaciones funcionales* (Canter, 1996). Como se mencionó previamente, ver Figura 23, el eje vertical de estas curvas se refiere el nivel de calidad del agua conforme al subíndice o constituyente evaluado. Este nivel de calidad está expresado en por ciento en una escala desde 0 (peor calidad) hasta 100 (calidad excelente) y está identificado por la letra *s*. El eje horizontal de las curvas indica la concentración del constituyente según su unidad de medición.

Dicha concentración está representada por la letra q . De este momento en adelante, se denominará a los constituyentes como subíndices de calidad de agua.

En cada gráfica, se ilustra una curva de valores máximos y mínimos que se refieren el rango de valores obtenidos de acuerdo a las evaluaciones realizadas por los expertos. Aquellos valores que estén fuera de estos límites no son representativos según las condiciones del río y los estándares de calidad.

Para poder especificar la relación entre el subíndice y la calidad del agua es necesario precisar la curva funcional para cada constituyente. Esta curva fue determinada obteniendo el valor promedio de las evaluaciones de los expertos conforme a las concentraciones que fueron consideradas. En las gráficas (ilustradas en las Figuras 25 – 35) estas curvas están simbolizadas por puntos en forma de diamante.

Existen dos opciones para establecer el valor de calidad del subíndice (s) utilizado en el proceso de agregación. La primera es por el método gráfico, donde hay que ir directamente a la gráfica, entrar con un valor de q y obtener el valor de s . La Figura 24 muestra un ejemplo usando el método gráfico. Esta figura en particular se explicará en mayor detalle en secciones subsecuentes.

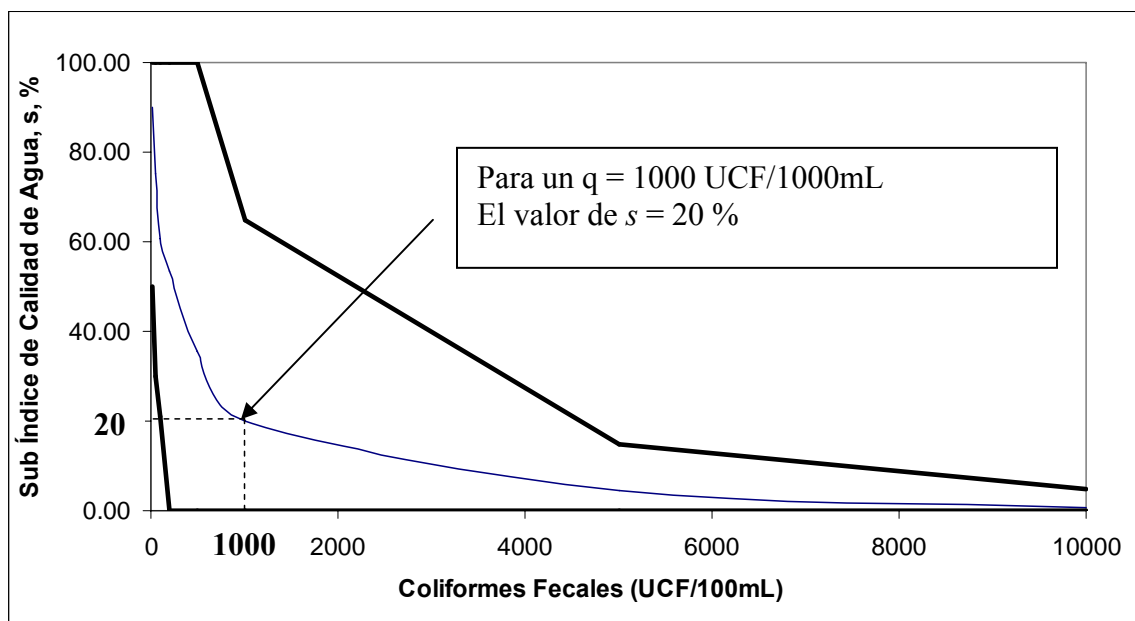


Figura 24: Ejemplo método gráfico

El segundo método que puede ser empleado para conseguir los valores de s incorpora el uso de ecuaciones. En un estudio realizado por Swamee y Tyagi (2000), se

dieron a la tarea de desarrollar unas ecuaciones que representan el comportamiento de la relación entre los diferentes subíndices y la calidad del agua. Ellos encontraron que existen tres ecuaciones que pueden describir el comportamiento de las curvas funcionales. En la Sección 2.2, Método de Agregación del presente estudio, se incluye información sobre el particular.

En este caso dos de esas ecuaciones explican los resultados obtenidos por los expertos en su estudio (Ver Tabla 21). Sin embargo, las ecuaciones fueron ajustadas para lograr una mayor convergencia con los resultados de los expertos. El Apéndice C contiene los procesos utilizados para ajustar las ecuaciones. En las gráficas, las curvas para los subíndices están representadas por una línea sólida. La siguiente tabla ilustra las ecuaciones usadas.

Tabla 21: Ecuaciones para obtener s

Clasificación de Subíndice	Ecuación	
Disminución Uniforme	$s = \left(1 + \frac{q}{q_c}\right)^{-m}$	(24)
Unimodal	$s = \frac{pr + (n + p)(1 - r)\left(\frac{q}{q_*}\right)^n}{p + n(1 - r)\left(\frac{q}{q_*}\right)^{n+p}}$	(25)

donde:

- s = valor del subíndice,
- q = variable de calidad,
- q_c = valor característico de q ,
- q_* = valor óptimo de q ,
- m, n, p = exponentes de valor positivo y
- r = subíndice para $q = 0$.

La Tabla 22 muestra los subíndices que fueron representados utilizando una disminución uniforme. La sección C.2 del Apéndice C incluye el análisis realizado para determinar los valores de los parámetros m y q_C para cada constituyente.

Tabla 22: Valores de parámetros para una función de disminución uniforme

Parámetro de calidad	m	q_C
Coliformes Fecales	0.67	106.05
Nitratos	0.92	2.33
Fósforo Total	9.09	91.20
DBO-5	5.02	19.63
Plomo	1.043E+08	8.091E+08
Mercurio	4.29	6.31
Nitrógeno de Amonio	5.92E+06	1.05E+08
Sedimentos Suspendidos	6.19E+06	3.43E+08

Los coliformes fecales fueron usados como indicadores de una posible contaminación por patógenos en el agua. La unidad de medición empleada para este constituyente es UCF/100mL (UCF representa unidades de Coliformes Fecales). La Figura 25 ilustra nuestra curva funcional para el subíndice de Coliformes Fecales. El coeficiente de correlación para esta gráfica es de -0.713.

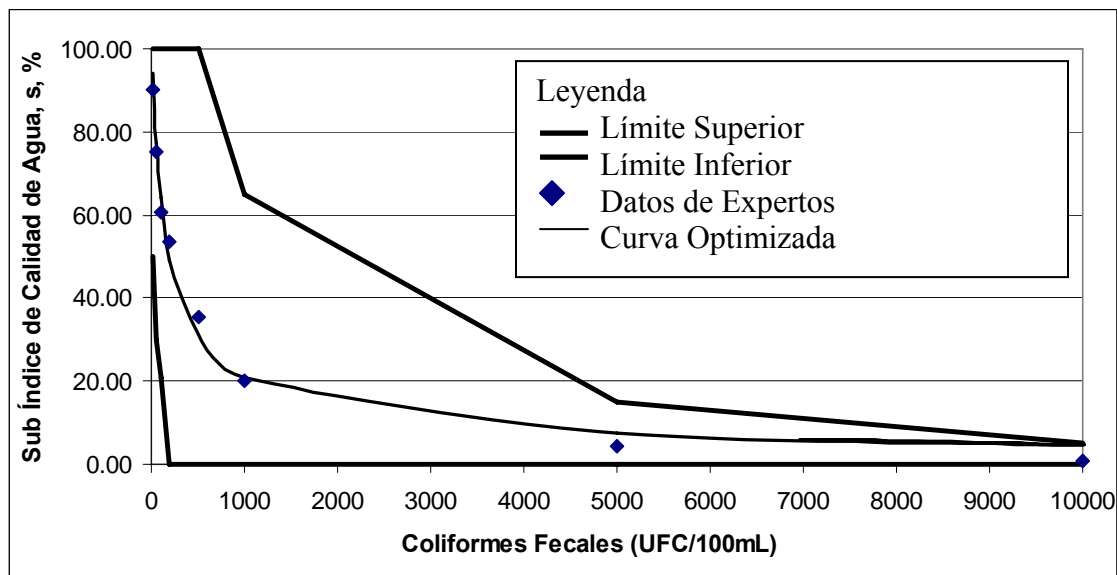


Figura 25: Subíndice para Coliformes Fecales

En el caso de los Nitratos, ilustrados en la Figura 26, estos son útiles porque representan, de una manera adecuada, la eutroficación y las categorías de consumo de oxígeno. La unidad de medición utilizada para este constituyente es mg/L. El coeficiente de correlación para esta gráfica es de -0.783.

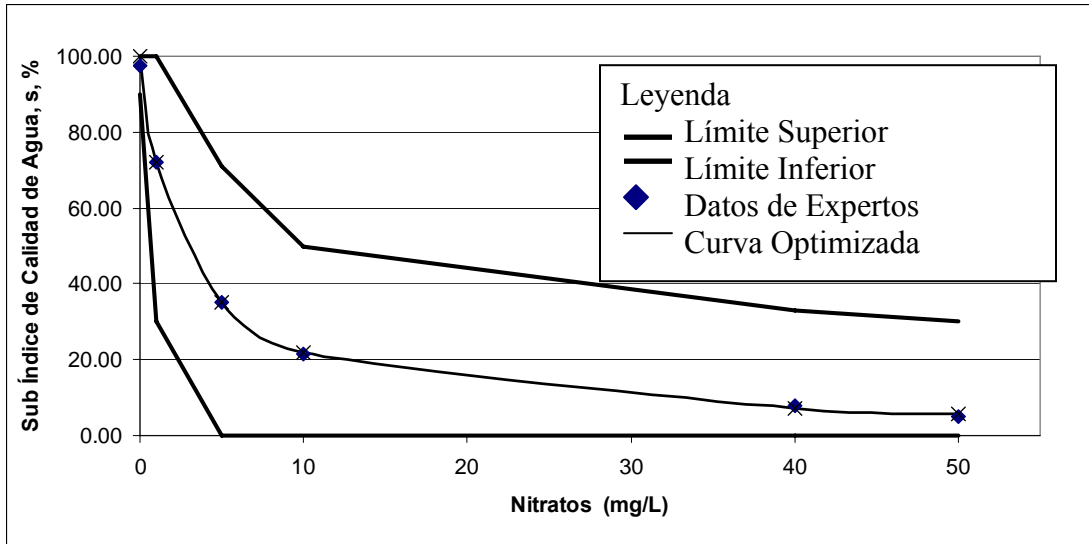


Figura 26: Subíndice para Nitratos

El subíndice BOD₅ (ver Figura 27) simboliza la cantidad de oxígeno demandada por la descomposición de materia orgánica presente en un cuerpo de agua. El BOD₅ considerado es el obtenido por la prueba de 5 días y la unidad usada es mg/L. El coeficiente de correlación para esta gráfica es de -0.927.

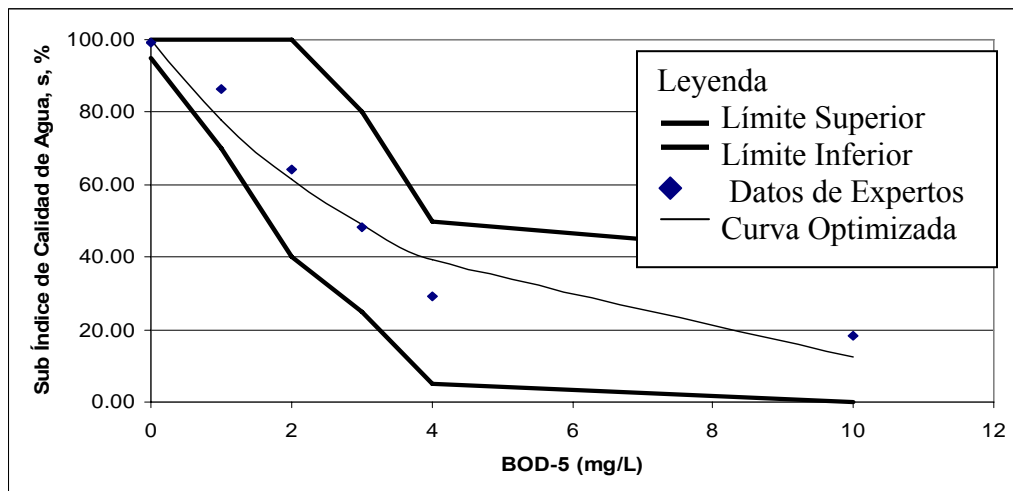


Figura 27: Subíndice para DBO₅

La Figura 28 muestra la curva obtenida para el subíndice de nitrógeno de amonio. El coeficiente de correlación para esta gráfica es de -0.972.

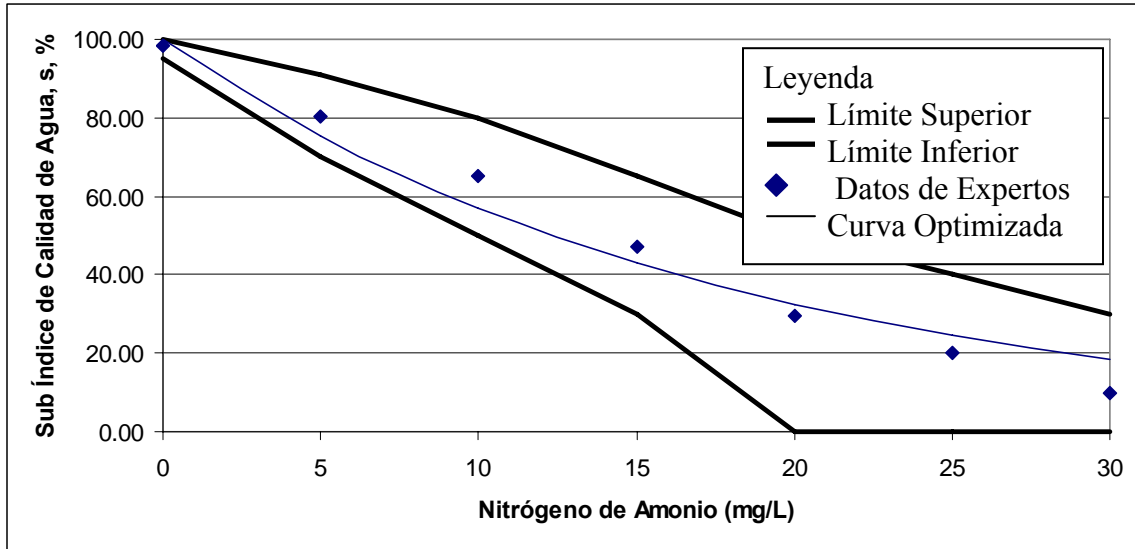


Figura 28: Subíndice para Nitrógeno de Amonio

El fósforo total es un indicador de la presencia de fósforos en el agua que, a su vez, está relacionado con el crecimiento de las algas y la eutroficación. La Figura 29 indica el comportamiento de la curva funcional para fósforo total, la cual representa la variación en la calidad según las concentraciones medidas. El coeficiente de correlación para esta gráfica es de -0.857.

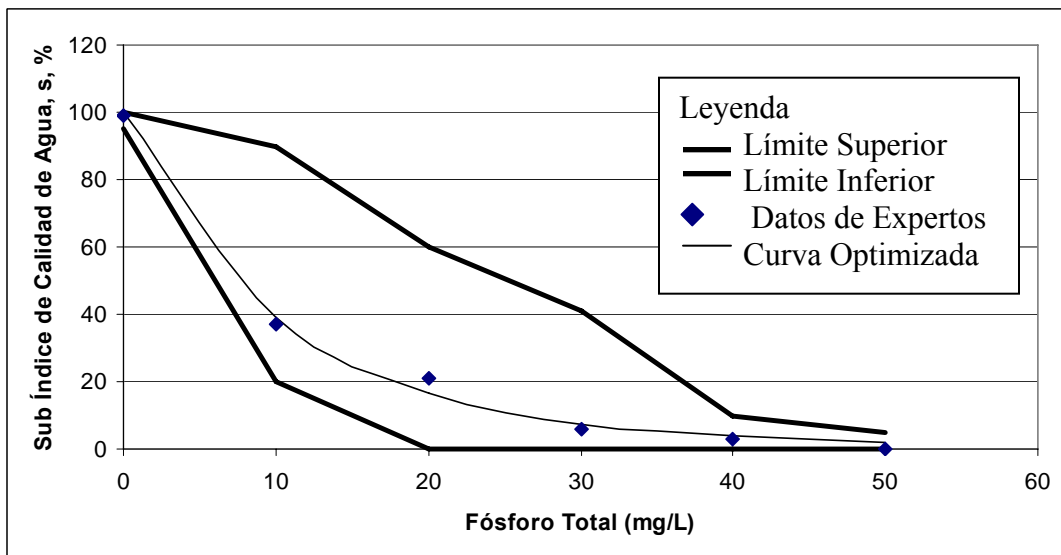


Figura 29: Subíndice para Fósforo Total

La Figura 30 evidencia el comportamiento de la curva funcional de los sedimentos suspendidos, un constituyente que pudiera estar relacionado con la turbidez en el agua. El coeficiente de correlación para esta gráfica es de -0.986.

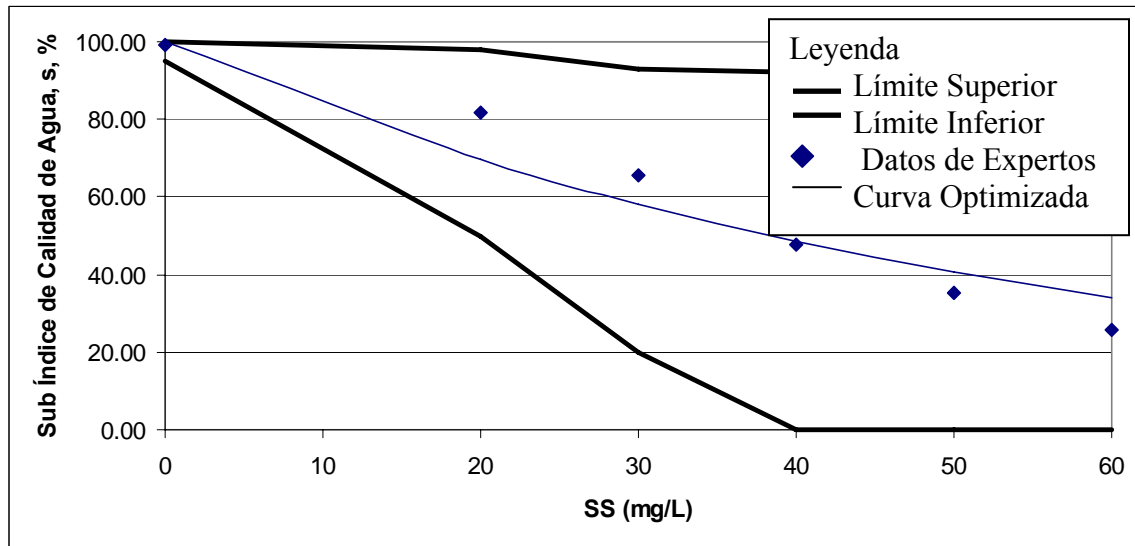


Figura 30: Subíndice para Sedimentos Suspendidos

Las Figuras 31 y 32 ilustran el comportamiento obtenido para dos metales, plomo y mercurio respectivamente. Ambos metales están expresados en unidades de $\mu\text{g/L}$. El coeficiente de correlación para plomo es de -0.973. El coeficiente de correlación para mercurio es de -0.891.

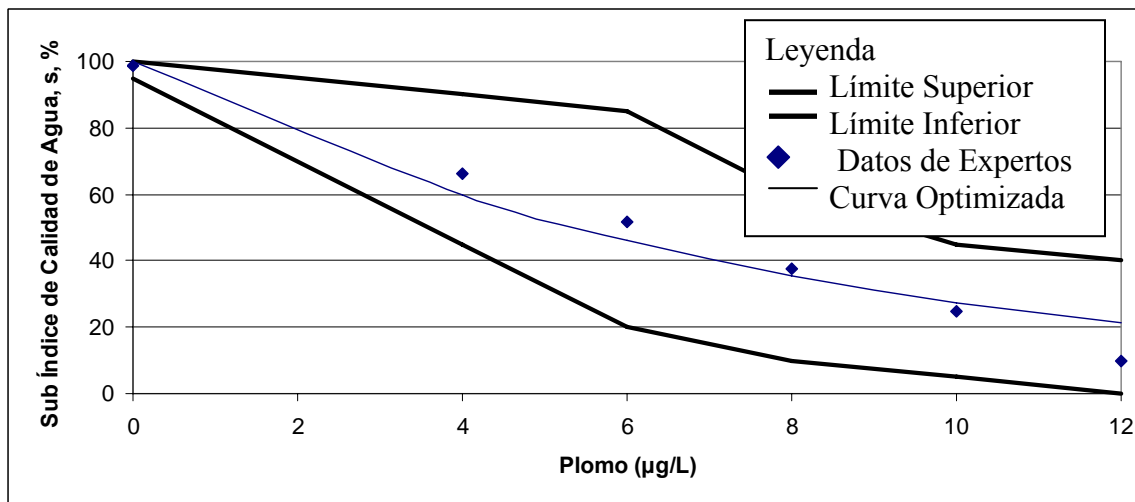


Figura 31: Subíndice para Plomo

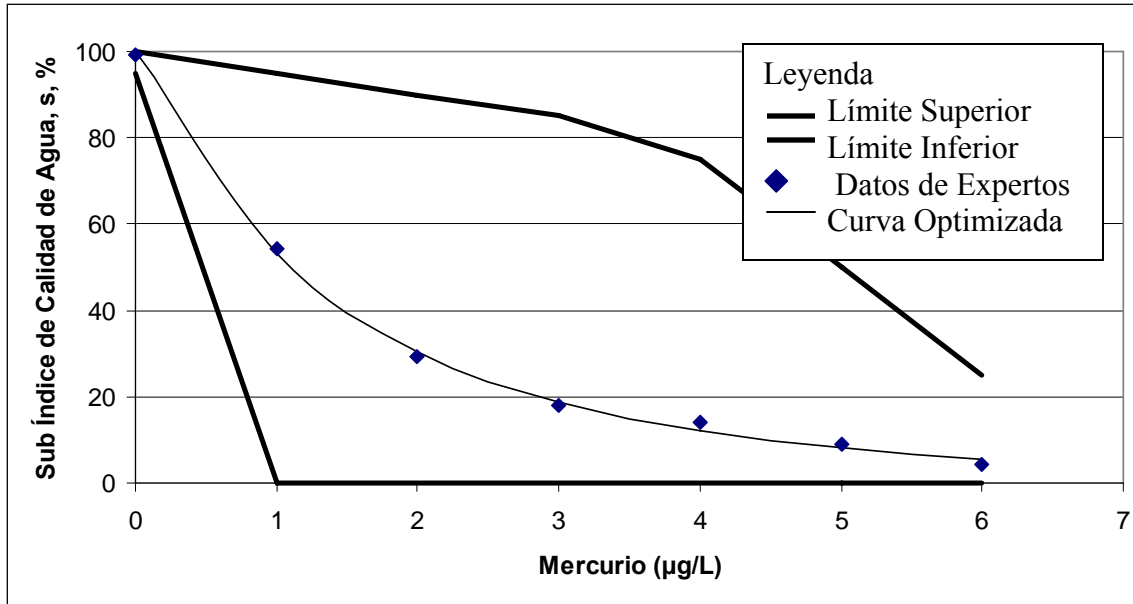


Figura 32: Subíndice para Mercurio

Los subíndices que fueron representados con un comportamiento unimodal se ilustran en la Tabla 23. La misma expone los valores para los parámetros que simbolizan mejor el ajuste para cada constituyente. La sección C.3 del Apéndice C incluye información acerca de cómo se determinaron los valores para estos parámetros.

Tabla 23: Valores de los parámetros para una función unimodal

Constituyente	q^*	n	p	r
OD	1.02	1.69	4.05	0.023
pH	7.22	4.29	6.35	0.021
Temperatura	22.65	3.43	5.48	0.771

La Figura 33 representa la curva funcional para el subíndice de Oxígeno Disuelto. La unidad que identifica al OD en nuestro caso es el por ciento de saturación. Como es típico para este tipo de constituyente con características unimodales, la gráfica muestra un máximo donde el nivel de calidad es excelente. El punto óptimo para este parámetro se encuentra cuando q es igual a 100%. A medida que aumenta o disminuye el valor en el por ciento de saturación con respecto a este máximo, el subíndice comienza a reducir su valor. El coeficiente de correlación para oxígeno disuelto es de 0.962.

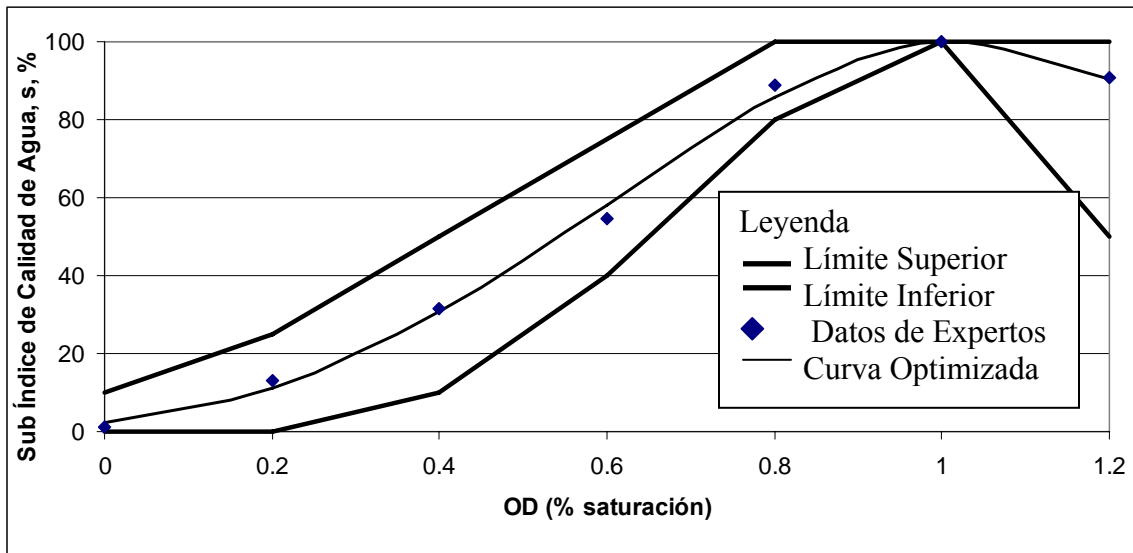


Figura 33: Subíndice para Oxígeno Disuelto

El subíndice de pH, expuesto en la Figura 34, muestra un comportamiento similar al oxígeno disuelto. En este caso su punto óptimo es alcanzado cuando el valor de q es igual a 7. Un pH de 7 significa un valor neutral en el agua. De igual forma, que en el caso del oxígeno disuelto, la curva promedio de los expertos está muy bien representada por la curva funcional. El coeficiente de correlación para pH es de -0.103.

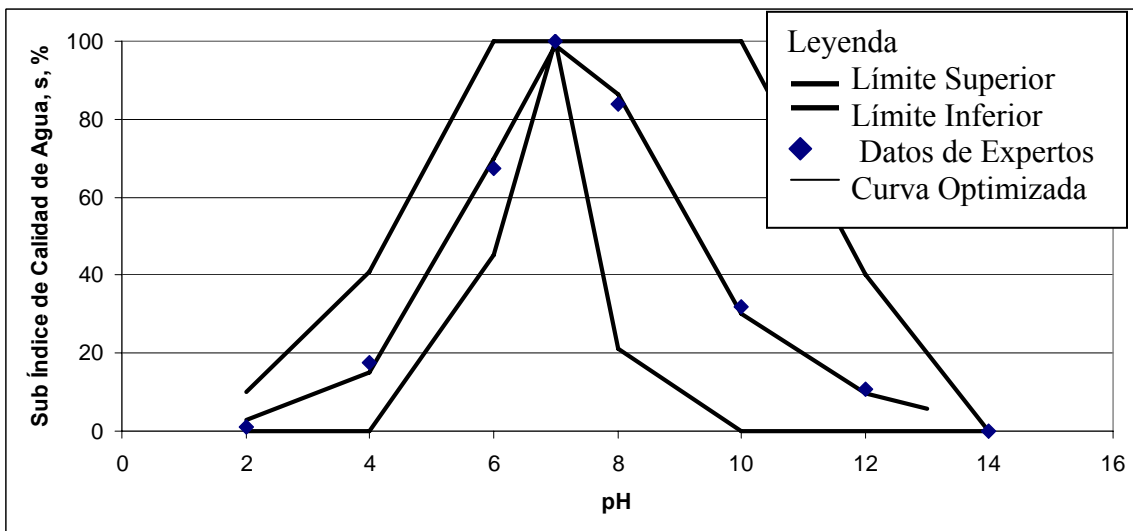


Figura 34: Subíndice para pH

En el caso de la temperatura, la curva funcional se refiere (ver Figura 35) al comportamiento de los datos promedios. El valor óptimo es obtenido cuando q es igual a

20°C. Esta temperatura es considerada como estándar para la mayoría de las mediciones en laboratorios de los constituyentes de calidad de agua. La unidad usada para el subíndice de temperatura es °C. El coeficiente de correlación para el constituyente temperatura es de -0.749.

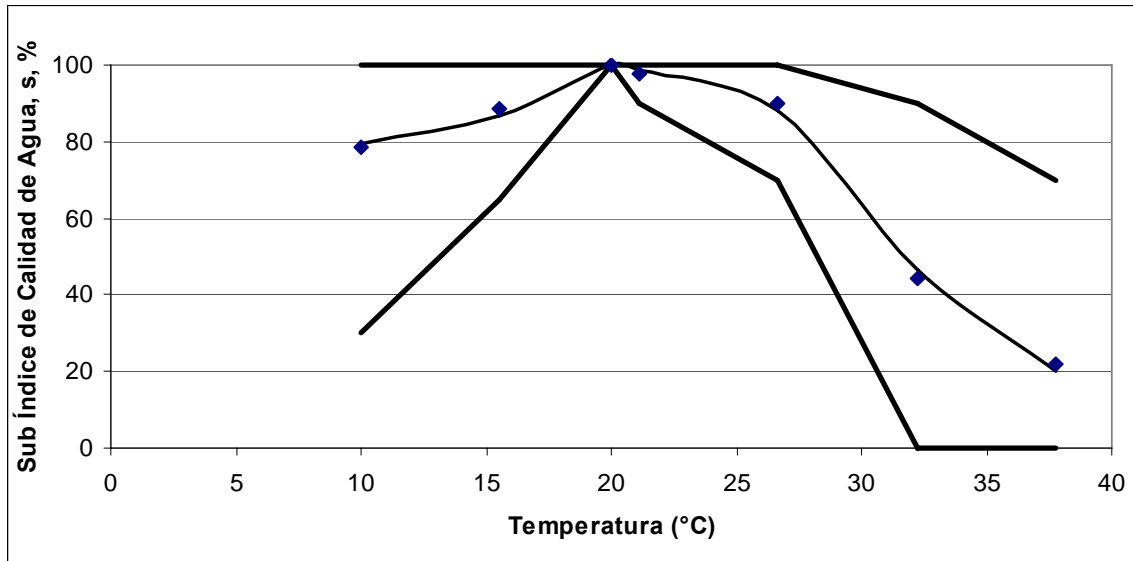


Figura 35: Subíndice para Temperatura

5.1.3 Selección del método de agregación

El proceso de agregación es una de las partes más importantes en el cálculo de los índices de calidad de agua. Es en este procedimiento en el cual tiene lugar la mayor parte de la simplificación y donde es más probable que se produzca la mayor distorsión (Ott, 1978). Además, de esta manera, es que se puede alcanzar un valor más simple combinando todos los constituyentes con unidades de medición diferentes.

En la sección 2.2 del presente estudio, se hace referencia a las diferentes ecuaciones que se han desarrollado a través de los años en investigaciones realizadas con el propósito de determinar el mejor procedimiento para determinar el ICA. Se tomaron en cuenta los estudios efectuados por Landwehr y Deininger (1976), Cude (2001) y Swamee y Tyagi (2000) para precisar, finalmente, qué ecuación representa mejor un índice para Puerto Rico. Es importante reconocer que el índice propuesto está basado en la presunción de que el agua será utilizada como abasto de agua potable.

En el estudio de Landwehr y Deininger (1976), se llevó a cabo una comparación entre cinco metodologías y, por medio de correlaciones entre los resultados obtenidos en cada una de estas metodologías y de los promedios logrados por 100 expertos para 20 muestras de agua, se concluyó que la ecuación más eficiente es la conocida como el “Índice Multiplicativo No Pesado”, también denominada como promedio geométrico. De igual manera, Cute (2001) realizó un análisis valiéndose tres metodologías diferentes y a través de un proceso de comparaciones determinó y recomendó la “Raíz Cuadrada del Promedio Armónico No Pesado” como mejor metodología para representar la calidad de agua en Oregón.

Por su parte, Swamee y Tyagi (2000) hicieron su propio análisis en el que demostraron que la ecuación desarrollada por ellos era más eficiente y sensible a los constituyentes de baja calidad que las otras cuatro consideradas. Utilizando estos tres estudios independientes obtenemos tres posibles metodologías que pueden ser tomadas en cuenta para establecer un ICA aplicado en Puerto Rico (ver Tabla 24).

Tabla 24: Posibles metodologías para un ICA para Puerto Rico

Metodología	Ecuación (ICA)
ICA-Multiplicativo No Pesado (Promedio Geométrico) ICAMNP <i>Landwehr y Deininger (1976)</i>	$ICA = \left(\prod_{i=1}^n S_i \right)^{1/n} \quad (26)$
Raíz Cuadrada del Promedio Armónico No Pesado (Oregón) ICAO <i>Cute (2001)</i>	$ICA = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{S_i^2}}} \quad (27)$
Raíz Cuadrada del Promedio Armónico ICAST <i>Swamee y Tyagi (2000)</i>	$ICA = \left(1 - N + \sum_{i=1}^n S_i^{-2.5} \right)^{-0.4} \quad (28)$

Debido a que para estos tres métodos de agregación no se ha efectuado ningún análisis de comparación, se efectuó uno para precisar cuál de estas tres metodologías es la más adecuada para el área bajo estudio. Para este análisis se usaron datos de calidad de

agua logrados para una muestra de agua parcialmente tratada del análisis de Swamee y Tyagi (2000). Luego, utilizando estos subíndices, se aplicaron los tres posibles métodos de agregación. Los resultados parciales se muestran en la Tabla 25 mientras que la Tabla 26 presenta el valor obtenido para los tres índices de calidad.

Tabla 25: Cálculo de métodos de agregación

Variabes de Calidad	q_i	s_i	$s_i^{-2.5}$	$1/S_i^2$
BOD 5-día	1	0.864	1.44	1.34
Coliformes Fecales	4.98	0.785	1.83	1.62
OD	0.9	0.982	1.05	1.04
Nitratos	3	0.805	1.72	1.54
pH	7.1	0.998	1.01	1
Fosfatos	0.25	0.728	2.21	1.89
Temperatura	24	0.917	1.24	1.19
Sólidos Totales	100	0.984	1.04	1.03
Turbidez	10	0.761	1.98	1.73
$\Pi q_i = 0.267 \quad \Sigma s_i^{-2.5} = 13.52 \quad \Sigma 1/S_i^2 = 12.38$				

Tabla 26: Resultados de análisis

Metodología	Índice
ICAMNP	0.864
ICAO	0.852
ICAST	0.505

Si se emplea la escala de clasificación de la Tabla 19 para comparar los resultados, podemos notar que el ICAMNP y el ICAO alcanzan valores similares con buena calidad, mientras que en ICAST obtiene un valor representativo de una calidad inferior. Esto es debido a que el ICAMNP y el ICAO confrontan problemas de ambigüedad y eclipsamiento. Esto significa que al parecer estas metodologías están más influenciadas por las variables de calidad más altas, por lo que tienden a representar muestras de agua con baja calidad como de buena calidad. En el caso del ICAST, éste no está influenciado por las variables de calidad más altas por lo que resulta en un valor más

pequeño. Estos comportamientos pueden apreciarse de mejor manera observando la gráficas incluidas en la Figura 36 y Figura 37.

En la Figura 36 y en la Figura 37 se puede observar cómo a valores pequeños de q , el ICAMNP tiende a representar niveles de calidad muy altos. Lo que muestra el efecto de eclipsamiento y cómo esta metodología puede sobrestimar en gran medida el nivel de calidad de agua causando ambigüedad en el resultado. En el caso de la ecuación del ICAST, ésta muestra un comportamiento en el cual a medida que aumenta el valor del suíndice va aumentando la calidad del agua de forma proporcional. Demostrando así que esta ecuación no está influenciada por ningún constituyente en específico. Esto demuestra que la ecuación del ICAST no presenta problemas de eclipsamiento ni de ambigüedad. En el caso del ICAO, ésta exhibe un comportamiento intermedio entre las otras dos metodologías, pero, de igual manera, confronta en un grado menor problemas de ambigüedad y eclipsamiento por lo que es inferior al ICAST.

Tomando como base este análisis de comparación, la metodología del ICAST, ecuación 28, será utilizada para calcular el ICA en el tramo de río objeto de este estudio.

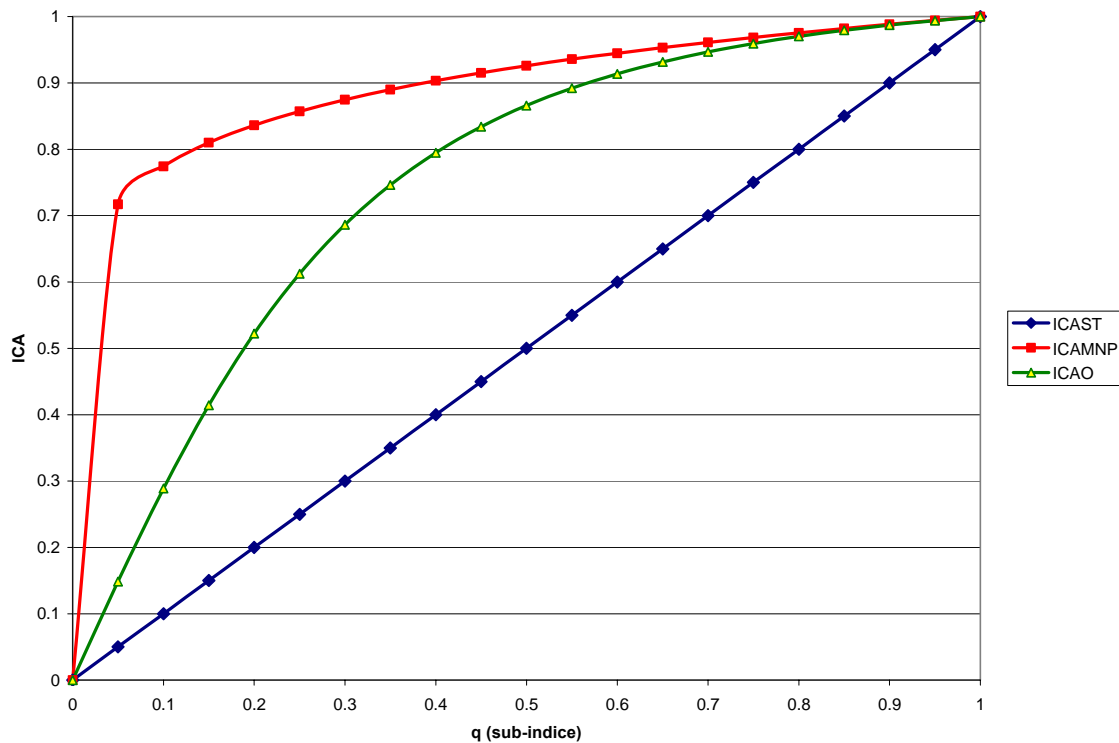


Figura 36: Comparación de ecuaciones

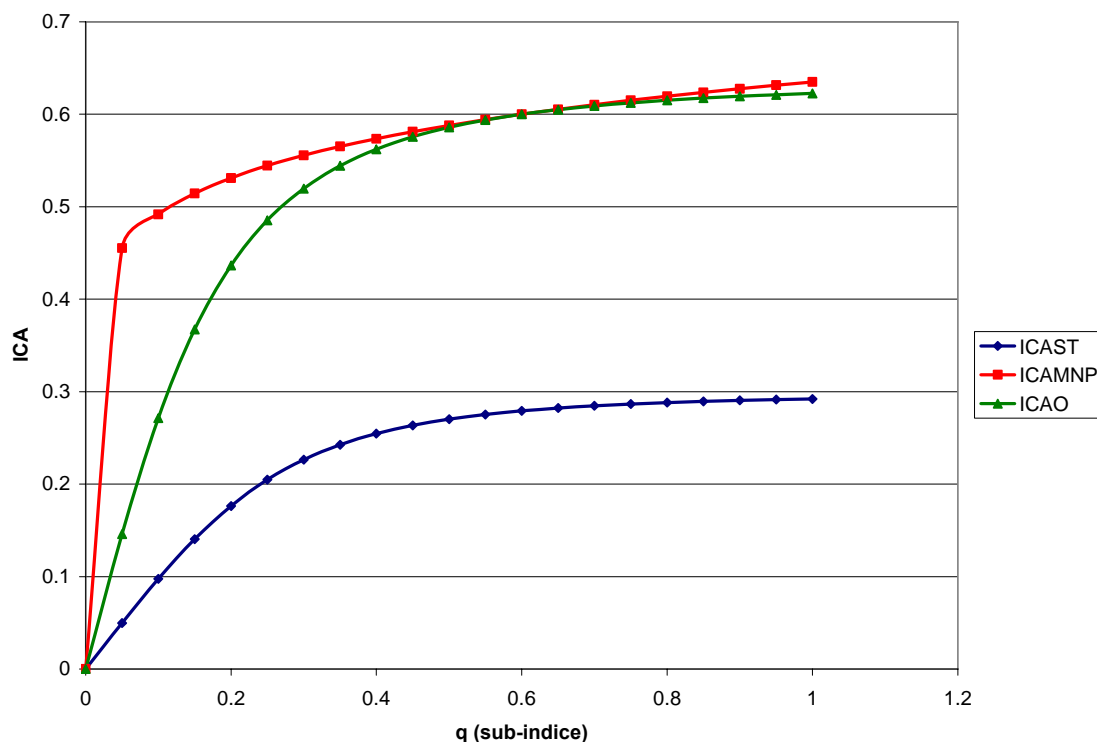


Figura 37: Comparación de Ecuaciones # 2

5.1.4 Escala de clasificación para el ICA

Los expertos tuvieron en cuenta una escala de clasificación durante el proceso de evaluación de los constituyentes seleccionados. Esta escala, ilustrada en la Tabla 19, sólo fue utilizada para el proceso de evaluación durante el segundo cuestionario.

Finalmente, la escala de clasificación a emplear para establecer la calidad que pueda presentar una muestra de agua del río está basada en los estándares de calidad de agua establecidos por la EPA en los *Estándares Nacionales Primarios para Agua Potable* (NPDWS, 2003) y por la JCA en el *Reglamento de Estándares de Calidad de Agua de Puerto Rico* (PREQB, 2004). La Tabla 27 indica los estándares de calidad obtenidos de la EPA y la JCA.






Se determinó el ICA mínimo que puede tener un río antes de considerarse en estado de calidad pobre usando las concentraciones de los estándares de calidad. El valor obtenido para este ICA mínimo es de 13%. Entonces, se desarrolló una nueva escala de clasificación tomando como referencia el ICA obtenido por los estándares de calidad. Esta nueva escala de clasificación se ilustra en la Tabla 28.

Tabla 27: Estándares de calidad de aguas superficiales a utilizarse como abastos de agua potable según USEPA (NPDWS, 2003) y JCA de P.R. (2004)

Constituyente	$q_{estandar}$	Unidad
Plomo	15	µg/L
Nitratos	10	mg/L
DBO ₅	3*	mg/L
Coliformes	200	UCF
OD	0.55	mg/L
pH	7	
Fosfatos	1	mg/L
Temperatura	20	°C
Sólidos Suspendidos	5*	mg/L
Nitrógeno de Amonio	1	mg/L
Mercurio	0.05	µg/L

* No se ha establecido un estándar de calidad para estos constituyentes. El valor presentado fue tomado del permiso NPDES de la planta de tratamiento de Las Marías.

Tabla 28: Escala de clasificación para el ICA

Clasificación	Rango	Color
Bueno	90 – 100	
Moderado	71 – 89	
Promedio	31 – 70	
Alerta	15 – 30	
Pobre	0 – 15	

El Apéndice D contiene un resumen del procedimiento desarrollado para determinar el valor del ICA, las gráficas y las ecuaciones finales para los subíndices.

5.1.5 Análisis de sensibilidad

Una de las ventajas que tiene la metodología seleccionada para calcular el ICA es que no es necesario tener datos de todos los constituyentes para obtener un resultado de la calidad del agua. A raíz de las evaluaciones de los expertos, se decidió utilizar 11 constituyentes para calcular el ICA en los ríos de Puerto Rico. En esta sección se incluye un análisis de sensibilidad realizado en la ecuación del ICA, tomando en consideración

los constituyentes escogidos, con el propósito de precisar cuán influenciado podría estar el resultado final de ICA con respecto a alguno de los constituyentes.

Para este análisis de sensibilidad inicialmente, se calculó la sensibilidad relativa de cada constituyente con respecto al ICA. La ecuación 9 ilustra cómo fue se computó la sensibilidad relativa. El método usado se conoce como “método de perturbación”. El valor del constituyente es perturbado $\pm 10\%$ y el resultado en el valor del ICA es comparado con el valor inicial.

$$S_r = \frac{\Delta ICA}{\Delta Constituyente} * \frac{Estandar_{Constituyente}}{ICA_{Estandar}} \quad (29)$$

donde:

$ICA_{Estandar}$ = ICA obtenido por los estándares de calidad mínimos, 13 %,

ΔICA = la diferencia entre el $ICA_{Estandar}$ y el ICA obtenido al modificar el valor del constituyente,

$\Delta Constituyente$ = la diferencia entre el estándar del constituyente y el valor modificado del constituyente, $\pm 10\%$ y

$Estandar_{Constituyente}$ = valor estándar de cada constituyente, ilustrados en la Tabla 27, $\pm 10\%$.

La Tabla 29 muestra los valores de sensibilidad relativa obtenidos para cada constituyente en orden descendiente. Es decir, del constituyente con mayor influencia al de menor influencia en el ICA.

Los valores negativos indican que el efecto en el ICA es inverso, es decir, si el valor del constituyente aumenta, el ICA disminuye y viceversa. Ya determinados los valores de sensibilidad relativa se procedió a analizar la sensibilidad de la ecuación del ICA. Este análisis pretende estudiar qué pasa con el valor del ICA si no se tiene datos para todos los constituyentes seleccionados. Para realizar este análisis, se utilizaron, nuevamente, los valores de los estándares de calidad para cada constituyente. El valor del ICA obtenido por los estándares se usó como referencia para evaluar la sensibilidad de la ecuación.

Tabla 29: Valores de sensibilidad relativa

Constituyente	S_r
Plomo	-0.6005
Nitratos	-0.6002
DBO	-0.0241
Coliformes Fecales	-0.0181
OD	0.0090
pH	0.0086
Fosfatos	-0.0016
Temperatura	-0.0011
Sedimentos Suspendidos	-0.00074
Nitrógeno de Amonio	-0.00053
Mercurio	-0.00037

La metodología de este análisis consistió en evaluar la variación del ICA estándar a medida que se iban eliminando los constituyentes. Esto último se realizó de dos formas distintas tomando en consideración la sensibilidad relativa. En el primer caso, se descartaron primero aquellos constituyentes con mayor influencia en el ICA, según el orden de la Tabla 29. En el segundo caso, ocurrió de forma contraria, suprimiendo primero los de menor sensibilidad relativa.

Los resultados para el primer caso se ilustran en la Tabla 30, en la cual cada prueba representa los constituyentes que fueron excluidos. Es decir, la prueba 1 identifica el ICA obtenido al desechar solamente el constituyente plomo, mientras que la prueba 11 es el ICA al prescindir de todos los constituyentes. La Tabla 30 también incluye una columna llamada Δ que simboliza el incremento en ICA logrado para cada prueba.

Si observamos los resultados obtenidos en la Tabla 30 y que están representados en la Figura 38, podemos notar que matemáticamente los constituyentes que más pueden influenciar el valor del ICA para este caso son plomo, nitratos, DBO, coliformes fecales y OD. Si estudiamos la Tabla 29, se identifica a estos constituyentes con las sensibilidades relativas más altas. Luego de la prueba 6 y la prueba 8, podemos ver que el valor del ICA se mantuvo igual al alcanzado en las pruebas 5 y 7. Éstos nos indican que los constituyentes pH y temperatura al ser retirados, respectivamente, evidencian sensibilidades bajas.

Tabla 30: Análisis de sensibilidad del ICA – caso 1

Prueba	Constituyentes Eliminados	ICA (%)	Δ
	ICA-Estándar	12.95	
1	Plomo	16.48	3.53
2	Plomo, Nitratos	33.30	16.82
3	Plomo, Nitratos, DBO	38.47	5.17
4	Plomo, Nitratos, DBO, Coliformes	48.09	9.62
5	Plomo, Nitratos, DBO, Coliformes, OD	73.00	24.91
6	Plomo, Nitratos, DBO, Coliformes, OD, pH	73.00	0.00
7	Plomo, Nitratos, DBO, Coliformes, OD, pH, Fosfatos	82.48	9.47
8	Plomo, Nitratos, DBO, Coliformes, OD, pH, Fosfatos, Temperatura	82.48	0.00
9	Plomo, Nitratos, DBO, Coliformes, OD, pH, Fosfatos, Temperatura, Sedimentos Suspendidos	88.82	6.35
10	Plomo, Nitratos, DBO, Coliformes, OD, pH, Fosfatos, Temperatura, Sedimentos Suspendidos, Nitrato de Amonio	94.81	5.98
11	Plomo, Nitratos, DBO, Coliformes, OD, pH, Fosfatos, Temperatura, Sedimentos Suspendidos, Nitrato de Amonio, Mercurio	100.00	5.19

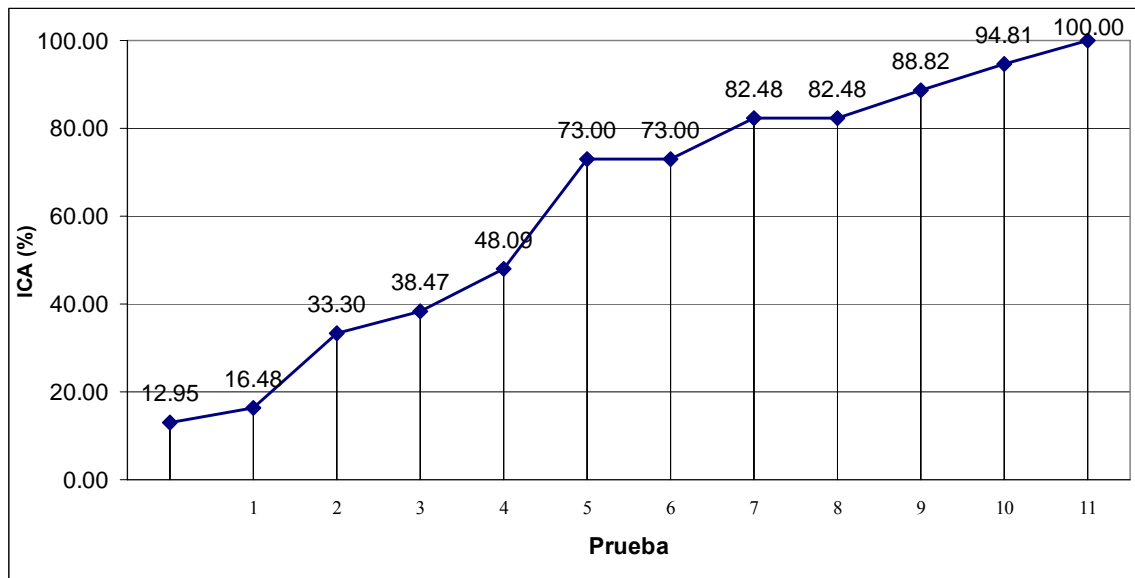


Figura 38: Representación gráfica para el caso 1

La Tabla 31 señala los resultados logrados para el segundo caso. En esta ocasión, los constituyentes de menor influencia fueron eliminados al inicio. De igual forma que en el caso anterior, la Figura 39 muestra la representación gráfica de los resultados ilustrados en la Tabla 31.

Tabla 31: Análisis de sensibilidad del ICA – caso 2

Prueba	Constituyentes Eliminados	ICA (%)	Δ
	ICA-Estándar	12.95	0.00
1	Mercurio	12.95	0.00
2	Mercurio, Nitrógeno de Amonio	12.96	0.01
3	Mercurio, Nitrógeno de Amonio Sedimentos Suspendidos	12.96	0.01
4	Mercurio, Nitrógeno de Amonio Sedimentos Suspendidos, Temperatura	12.96	0.00
5	Mercurio, Nitrógeno de Amonio Sedimentos Suspendidos, Temperatura, Fosfatos	12.98	0.02
6	Mercurio, Nitrógeno de Amonio Sedimentos Suspendidos, Temperatura, Fosfatos, pH	12.98	0.00
7	Mercurio, Nitrógeno de Amonio Sedimentos Suspendidos, Temperatura, Fosfatos, pH, OD	13.11	0.13
8	Mercurio, Nitrógeno de Amonio Sedimentos Suspendidos, Temperatura, Fosfatos, pH, OD, Coliformes	13.27	0.16
9	Mercurio, Nitrógeno de Amonio Sedimentos Suspendidos, Temperatura, Fosfatos, pH, OD, Coliformes, DBO	13.43	0.16
10	Mercurio, Nitrógeno de Amonio Sedimentos Suspendidos, Temperatura, Fosfatos, pH, OD, Coliformes, DBO, Nitratos	17.68	4.25
11	Mercurio, Nitrógeno de Amonio Sedimentos Suspendidos, Temperatura, Fosfatos, pH, OD, Coliformes, DBO, Nitratos, Plomo	100.00	82.32

Para este segundo caso, podemos notar que no existe incremento alguno en el valor del ICA hasta la prueba 10 cuando se elimina el constituyente nitrato y luego en la prueba 11 cuando, finalmente, se elimina plomo. Aunque hubo un leve incremento en el ICA para la prueba 10, realmente no existió una mejoría considerable hasta que se eliminó plomo. Esto nos indica que fue el constituyente plomo el que mayor influencia tuvo hacia el resultado del ICA en este segundo caso.

Tomando en cuenta los resultados de este análisis de sensibilidad, podemos concluir que existen cinco constituyentes que muestran una influencia mayor sobre el valor final del ICA. Estos cinco constituyentes son: coliformes fecales, plomo, nitratos, DBO y OD.

Es importante reconocer que este análisis fue realizado considerando la variación del ICA utilizando como referencia los estándares de calidad de agua determinados por la EPA (NPDWS, 2003) y la JCA (PREQB, 2004), ilustrados en la Tabla 27. Si obtenemos los subíndices para cada constituyente correspondiente a las concentraciones de los

estándares (ver Tabla 32), podemos ver que para estos cinco logramos los subíndices más bajos. Esto significa que la razón por la cual existe una mayor influencia de estos cinco constituyentes es porque los estándares aceptan unos niveles de calidad más bajos para dichos constituyentes.

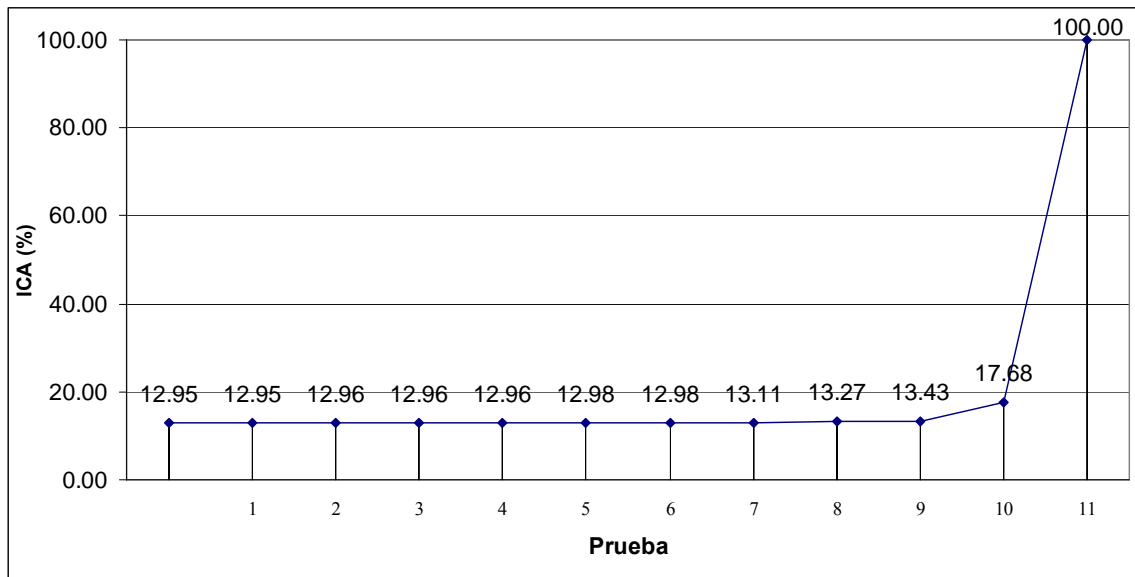


Figura 39: Representación gráfica para el caso 2

Si recordamos, en nuestro análisis realizado durante el proceso de selección del método de agregación se comprobó que esta metodología no se deja influenciar por constituyentes que presenten valores de calidad altos. Al contrario, si observamos en la Figura 36 y Figura 37, la línea que representa el ICAST muestra una relación lineal entre el valor de los subíndices y el ICA. Lo que significa que mientras tengamos valores de subíndices bajos, como ocurre con estos cinco constituyentes, el resultado del ICA va a estar más influenciado por esos subíndices de baja calidad. Esta característica que nos ofrece esta metodología es una de las razones fundamentales por las cuales se escogió esta ecuación para el estudio, ya que evita la existencia de valores con ambigüedad en el resultado final del ICA.

Al finalizar este análisis de sensibilidad se determinaron aquellos constituyentes que poseen una sensibilidad relativa mayor y que, por consiguiente, muestran una mayor influencia sobre el valor del ICA. A pesar de esto, se demostró que dicha influencia está

dada por los subíndices bajos obtenidos según los estándares de calidad de agua establecidos para Puerto Rico.

Tabla 32: Subíndices correspondientes a los estándares de calidad

Constituyente	<i>Q</i> estándar	<i>S</i> estándar
Plomo	15 (mg/L)	18
Nitratos	10 (mg/L)	18
DBO ₅	3 (mg/L)	50
Coliformes	200 (UFC/1000ml)	50
OD	0.55 (% saturación)	52
pH	7	100
Fósforo Total	1 (mg/L)	83
Temperatura	20 (°C)	100
Sedimentos Suspendidos	5 (mg/L)	91
Nitrógeno de Amonio	1 (mg/L)	93
Mercurio	0.05 (µg/L)	95

Mediante este análisis también se pudo comprobar la ventaja que presenta esta metodología de que no es necesario tener datos de todos los constituyentes para obtener un valor representativo de la calidad del agua de acuerdo a los constituyentes medidos. Además, se evidenció que ningún constituyente tiene mayor importancia sobre el otro, ya que, simplemente, el ICA sólo va a estar influenciado por los constituyentes que presenten bajos niveles de calidad.

Se realizó un nuevo análisis para comprobar este supuesto de que ningún constituyente tiene mayor importancia sobre el otro. En la prueba, se analizó la variación del ICA alterando la concentración de un constituyente y manteniendo constante las concentraciones de los demás. Las gráficas producto de este análisis se ilustran en el Apéndice E. Si observamos las gráficas resultantes, podemos apreciar, nuevamente, que el resultado final del valor del ICA no está influenciado por la variación de un sólo constituyente sino por la aportación de todos los constituyentes escogidos para obtener un valor del ICA.

5.2 Modelo de calidad de agua

El valor obtenido por la ecuación elegida para calcular el ICA solamente es representativo del punto en específico donde se tomen las muestras en el río. Evaluar cómo es la variación del ICA en un tramo o segmento de río requiere poder estimar cómo varían los constituyentes en espacio. Se utilizó un modelo de calidad de agua para determinar esta variación espacial de los constituyentes. Usando dicho modelo, se realizó una caracterización de las condiciones representativas del tramo en estudio y fue posible estimar, adecuadamente, la variación de los constituyentes en espacio.

El modelo escogido fue QUAL2K, que es uno de calidad de agua de dominio público para ríos o corrientes de agua, diseñado por la EPA y que representa una versión actualizada del modelo QUAL2E (Chapra y Pelletier, 2003). Este es un modelo unidimensional que tiene la capacidad de modelar hasta 16 constituyentes, que pueden evaluarse de manera individual o bajo cualquier combinación que sea necesaria. El modelo fue pensado sólo para condiciones estacionarias (no cambia con el tiempo, permanente). Utilizado de esta forma, tiene la capacidad de estudiar o evaluar el impacto de los constituyentes en la calidad del agua.

Se decidió usar este modelo, ya que sus resultados muestran, de una manera apropiada, la variación de los constituyentes en espacio. De esta modo, es más eficaz la determinación del ICA y su representación mediante el programa ArcMap (GIS). Esta ventaja que ofrece el modelo la podremos observar en los resultados que serán presentados en el Capítulo 6 de este estudio.

En la sección 5.2.4, se incluyen las ecuaciones empleadas por el modelo para describir o representar la variación en espacio de los constituyentes seleccionados. La elección de constituyentes se llevó a cabo tomando en cuenta los datos de calidad de agua disponibles para el tramo en estudio.

5.2.1 Segmentación del tramo bajo estudio

Para iniciar la caracterización del tramo bajo estudio del Río Grande Añasco, fue necesario identificar, inicialmente, aquellos ríos afluyentes a este tramo en específico para luego realizar una segmentación del cuerpo de agua. Ya que estos afluyentes o tributarios se consideran como fuentes puntuales, cada segmento comienza y termina con

la presencia de una fuente puntual. Los tributarios clasificados como nivel 2, ilustrados en la Tabla 12, fueron los usados en el análisis.

Las fuentes puntuales son aquellas entradas que tienen un punto de descarga bien definido en el río. En este modelo, se está considerando a los ríos tributarios como fuentes de descargas puntuales al Río Grande Añasco.

La Figura 40 presenta la segmentación del tramo en estudio del Río Grande Añasco y sus tributarios.

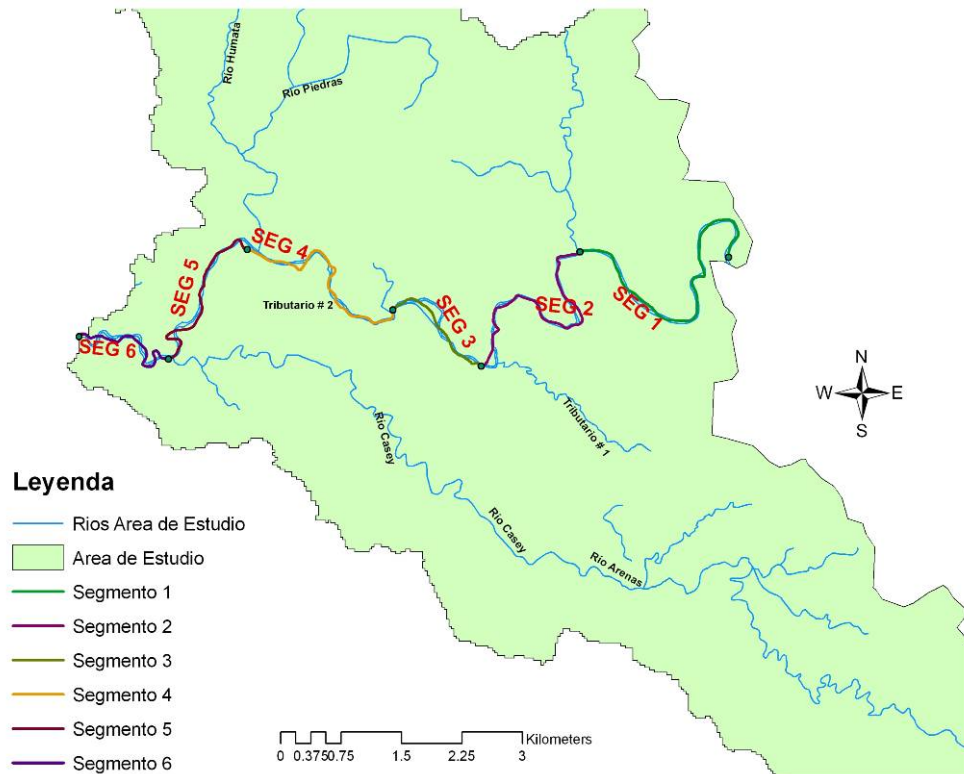


Figura 40: Segmentación del tramo en estudio

En la Figura 40, se puede apreciar que existen 5 ríos afluyentes al tramo de río en estudio. Por tal razón, se han identificado 6 segmentos para el modelo que son ilustrados en la Figura 41 la cual muestra una representación conceptual del tramo en estudio. Como se mencionó anteriormente, estos segmentos fueron identificados utilizando los ríos como fuentes puntuales. En cada ocasión en la cual un tributario descarga al río, comienza un nuevo segmento. Las condiciones de fronteras están dadas por la información obtenida en las estaciones del USGS (<http://waterdata.usgs.gov/pr/nwis/rt>) sobre los constituyentes de calidad de agua.

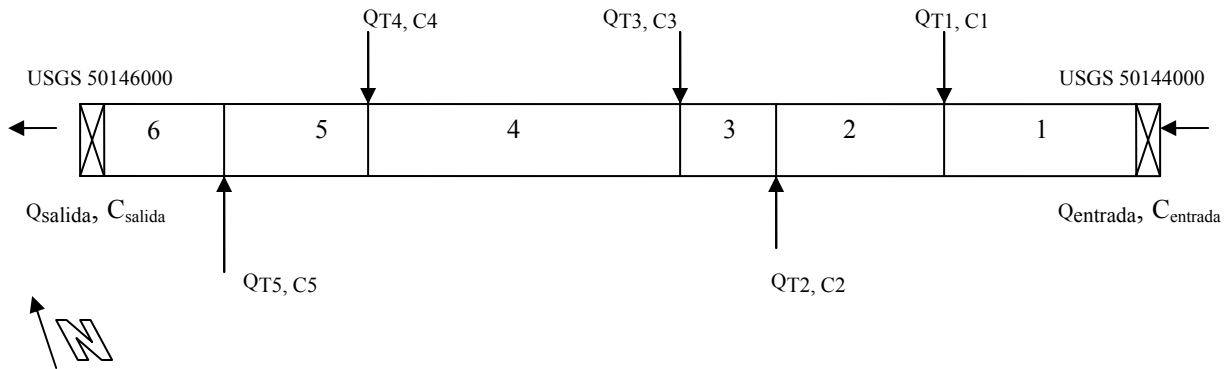


Figura 41: Representación conceptual del tramo bajo estudio

donde:

Q = caudal (fcs),

T = tributario y

C = concentración.

5.2.2 Balance de flujo

En este modelo, cada elemento definido representa una parte fundamental. Para analizar cada elemento, se realizaron balances de flujo considerando un flujo estacionario; esto es, que la velocidad en cada punto del campo permanece constante con el tiempo y, en consecuencia, las líneas de flujo de corriente no cambian de un instante a otro.

El balance de flujo estacionario aplicado a cada segmento del río se define de la siguiente forma:

$$Q_i = Q_{i-1} + Q_{En,i} - Q_{Ab,i} \quad (30)$$

donde:

Q_i = flujo de salida proveniente del elemento i hacia el elemento $i + 1$,

Q_{i-1} = flujo de entrada aguas arriba del elemento $i - 1$,

$Q_{En,i}$ = flujo de entrada total hacia el elemento proveniente de fuentes puntuales y no puntuales y

$Q_{Ab,i}$ = flujo de salida total del elemento correspondiente a las abstracciones puntuales y no puntuales.

El balance de flujo se muestra gráficamente en la Figura 42.

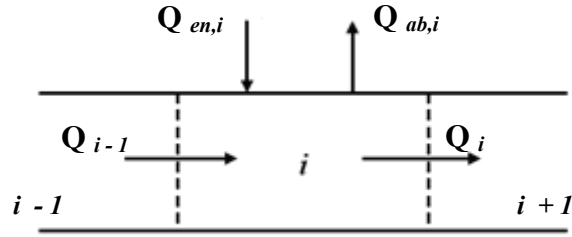


Figura 42: Balance de flujo (fuente: Chapra y Pellier, 2003)

El flujo de entrada total hacia el elemento debido a las fuentes puntuales y no puntuales se define de la siguiente forma:

$$Q_{en,i} = \sum_{j=1}^{FP} Q_{fp,i,j} + \sum_{j=1}^{FNP} Q_{fnp,i,j} \quad (31)$$

donde:

$Q_{fp,i,j}$ = flujo de entrada de la fuente puntual j hacia el elemento i ,

$Q_{fnp,i,j}$ = flujo de entrada de la fuente no puntual j hacia el elemento i ,

FP = número total de fuentes puntuales en el elemento i y

FNP = número total de fuentes no puntuales en el elemento i .

El flujo de salida total como consecuencia de las abstracciones debido a las fuentes puntuales y no puntuales se define de la siguiente forma:

$$Q_{ab,i} = \sum_{j=1}^{ABP} Q_{ap,i,j} + \sum_{j=1}^{ABNP} Q_{abnp,i,j} \quad (32)$$

donde:

$Q_{ap,i,j}$ = flujo de salida de la abstracción puntual j proveniente del elemento i ,

$Q_{abnp,i,j}$ = flujo de salida de la abstracción no puntual j proveniente del elemento i ,

ABP = número total de abstracciones puntuales en el elemento i y

$ABNP$ = número total de abstracciones no puntuales en el elemento i .

5.2.3 Características hidráulicas

Una vez establecido el balance de flujo es necesario identificar las características hidro-geométricas para cada segmento. Para poder representar las condiciones actuales del área de estudio en el modelo fue importante identificar ciertos parámetros hidráulicos. Entre los parámetros determinados se incluyen el ancho del río, la profundidad, las

pendientes laterales, las pendientes del canal y los largos de los segmentos. Estos parámetros también fueron útiles para establecer la velocidad del agua utilizando la ecuación de Manning bajo condiciones de flujo permanente.

$$V = \frac{k_n S_0^{0.5}}{n} \frac{A^{2/3}}{P^{2/3}} = \frac{k_n}{n} R^{2/3} S_0^{1/2} \quad (33)$$

$$V = \frac{Q}{A}$$

donde:

Q = flujo en el canal,

$S_o = S = S_e = S_f$ = pendiente del fondo del canal usada como aproximación de la pendiente de la línea de energía,

A = área de la sección transversal,

P = perímetro mojado,

$R = A/P$ = Radio Hidráulico,

n = coeficiente de rugosidad de Manning y

$k_n = 1$ para el sistema métrico y 1.49 para el sistema inglés.

El área seccional para un canal trapezoidal se determinó de la siguiente forma (ver Figura 42):

$$A_c = [B_0 + 0.5(S_{s1} + S_{s2})H]H \quad (34)$$

El perímetro mojado se determinó de la siguiente manera:

$$P = B_0 + H\sqrt{S_{s1}^2 + 1} + H\sqrt{S_{s2}^2 + 1} \quad (35)$$

En la Figura 43, se identifican con más detalle los parámetros de ambas ecuaciones. Para el tramo en estudio se presume una sección trapezoidal con pendientes laterales S_{s1} y S_{s2} igual a 1, es decir, pendientes laterales a 45°. Las pendientes longitudinales de los segmentos fueron calculadas usando un modelo de elevación digital (DEM) en GIS. Para el tramo de río en estudio específicamente, se empleó un coeficiente de $n = 0.04$. El parámetro B_0 corresponde al ancho del fondo del canal y el parámetro H a la profundidad del canal.

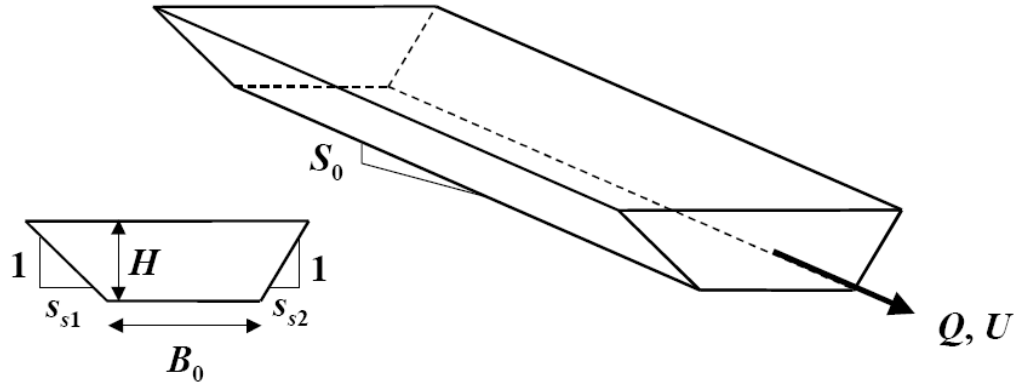


Figura 43: Representación de la sección transversal en el río (Chapra y Pellier, 2003)

El tiempo de residencia para cada segmento se calculó de la siguiente forma:

$$\tau = \frac{V}{Q} \quad (36)$$

donde:

τ = tiempo de residencia en el segmento (días),

V = el volumen en el segmento (m^3),

$$V = A * \Delta x$$

A = área seccional del segmento (m^2),

Δx = el largo del segmento (m) y

Q = flujo en el segmento (m^3/s).

El tiempo de residencia total para todo el tramo de río en estudio se calculó como la suma de todos los tiempos individuales para cada segmento.

$$\tau_{Total} = \sum_{n=1}^i \tau_n \quad (37)$$

5.2.4 Reacciones fundamentales

La siguiente ecuación presenta el balance de masa general que se utilizó para todos los constituyentes simulados en cada segmento del río según ilustrado en la Figura 41.

$$\frac{dC_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} c_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} c_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} c_i + \frac{E_{i-1}}{V_i} (c_{i+1} - c_i) + \frac{E_i}{V_i} (c_{i+1} - c_i) + \frac{W_i}{V_i} + S_i \quad (28)$$

donde:

W_i = Cargas Externas del constituyente al segmento $i = Qc$,

S_i = Fuentes o pérdidas del constituyente debido a reacciones y la transferencia de masa entre los mecanismos (transferencia atmosférica, reacciones con organismos en el fondo y sedimentos),

Q_i = Flujo en el segmento ($i-1, i$),

$Q_{ab,i}$ = Flujo por abstracciones en el segmento ($i-1, i$),

V_i = Volumen del segmento,

C_i = Concentración del Constituyente i y

E_i = Flujo de dispersión de entrada y de salida ($i-1, i$).

La Figura 44 presenta de una forma gráfica la ecuación general de balance (Ecuación 38) utilizada para los constituyentes simulados. Esta ecuación nos define la variación de las concentraciones con respecto al tiempo que ocurre en un volumen de control definido. En la Figura 44, el volumen de control está definido por líneas entrecortadas. El balance de flujo (Ecuación 30) está representado por el caudal de entrada y de salida referente al volumen de control.

Los primeros tres términos de la ecuación están relacionados directamente con el caudal. El primer término de la ecuación se refiere a la variación en las concentraciones aguas arriba del segmento bajo estudio. El segundo término identifica la variación en las concentraciones que sale del segmento bajo estudio mientras que el tercer término simboliza la variación en la concentración debido a las abstracciones.

El cuarto y quinto término en la ecuación están relacionados directamente con la variación en las concentraciones correspondientes a los caudales de dispersión aguas arriba y lo que sale del segmento bajo estudio, respectivamente. El coeficiente de dispersión se calculó de la siguiente forma:

$$E'_i = \frac{E_i A_{c,i}}{(\Delta x_i + \Delta x_{i+1})/2} \quad (39)$$

El cómputo debido a las cargas externas de las fuentes puntuales, sexto término en la ecuación de balance, se define de la siguiente manera:

$$W_i = \sum_{j=1}^{FP} Q_{FP,i,j} C_{FP,i,j} + \sum_{j=1}^{FNP} Q_{FNP,i,j} C_{FNP,i,j} \quad (40)$$

donde:

$C_{FP,i,j}$ = concentración de la fuente puntual j para el segmento i y

$C_{FNP,i,j}$ = concentración de la fuente no puntual j para el segmento i

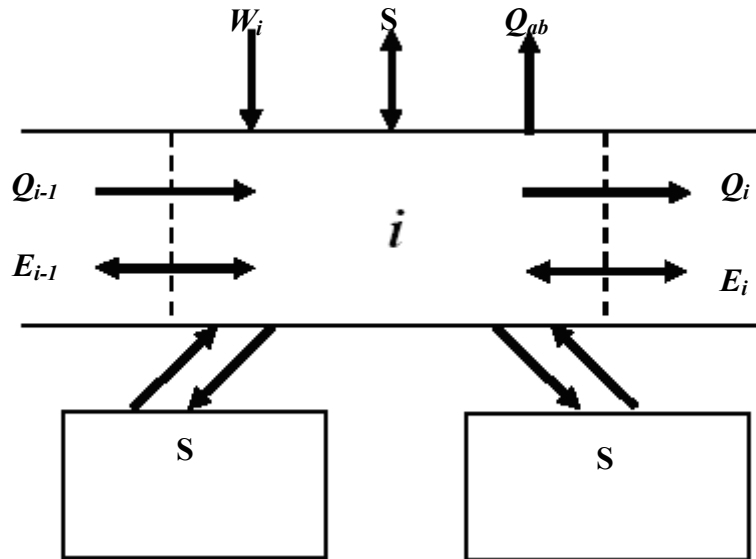


Figura 44: Balance de masa (Chapra y Pellier, 2003)

5.2.4.1 Constituyentes del modelo

La Tabla 33 presenta las variables constituyentes que incluye el modelo.

Tabla 33: Constituyentes seleccionados para el modelo

Constituyentes Seleccionados
Coliformes Fecales
Oxígeno Disuelto (DO)
pH
Nitratos
Fósforo Total
Demanda Bioquímica de Oxígeno (BOD) (5-días)
Nitrógeno de Amonio
Sólidos Suspendidos
Mercurio
Plomo
Temperatura

5.2.4.2 Efectos en la Temperatura

Los efectos de la temperatura se pueden considerar al hacer el balance de transferencia de calor causado por los tramos de río adyacentes, las cargas, abstracciones, la atmósfera y los sedimentos. Este balance se muestra en la Figura 45.

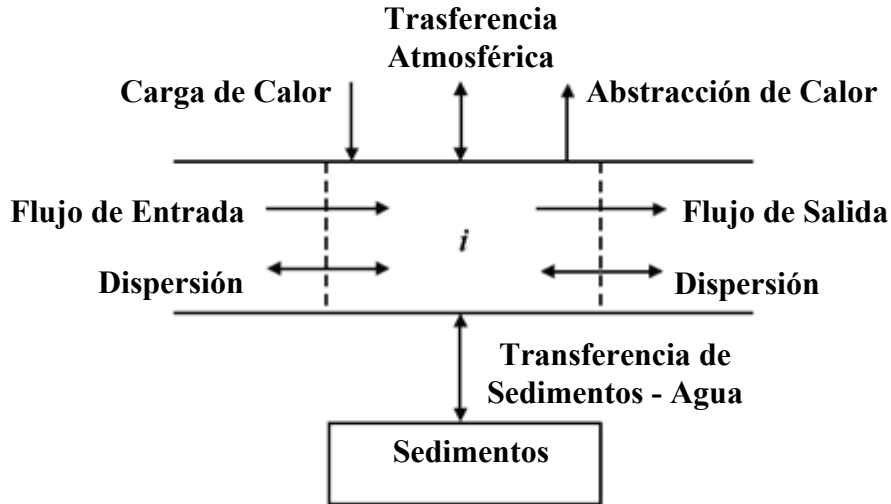


Figura 45: Balance de Calor (Chapra y Pellicier, 2003)

La Ecuación 41 representa el balance de calor ilustrado en la Figura 44 de una forma algebraica. Esta ecuación nos permite analizar la variación en la temperatura con respecto al tiempo en un volumen de control definido.

$$\frac{dT_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} T_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} T_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} T + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (T_{i-1} - T_i) + \frac{E'_i}{V_i} (T_{i+1} - T_i) + \frac{W_{h,i}}{\rho_w C_{pw} V_i} \left(\frac{m^3}{10^6 cm^3} \right) + \frac{J_{h,i}}{\rho_w C_{pw} H_i} \left(\frac{m}{100cm} \right) + \frac{J_{s,i}}{\rho_w C_{pw} H_i} \left(\frac{m}{100cm} \right) \quad (41)$$

donde:

T_i = temperatura en el tramo (°C),

t = tiempo (días),

E'_i = el coeficiente de dispersión (Bulk) entre el segmento i y el segmento $i + 1$ (m^3/s),

$W_{h,i}$ = la carga de calor neta de las fuentes puntuales y no puntuales en el segmento i (cal/días),

ρ_w = la densidad del agua (g/cm^3),

C_{pw} = el calor específico del agua (cal/g°C),

$J_{h,i}$ = el flujo (flux) de calor de la superficie (cal/cm²-d) y

$J_{s,i}$ = el flujo (flux) de calor de los sedimentos (cal/cm²-d).

De igual forma que en la Ecuación 38, los primeros tres términos de esta ecuación están relacionados con el flujo volumétrico en el canal. El primer término de la ecuación representa la variación en la temperatura aguas arriba del segmento bajo estudio. El segundo es la variación en la temperatura que sale del segmento bajo estudio mientras que el tercer identifica la variación en la temperatura debido a las abstracciones.

El cuarto y quinto término en la ecuación están relacionados, directamente, con la variación en la temperatura correspondiente al coeficiente de dispersión aguas arriba y el que sale del segmento bajo estudio, respectivamente. La dispersión fue calculada utilizando la Ecuación 39.

La carga neta de calor fue calculada de la siguiente manera:

$$W_{h,i} = \rho_w C_{pw} \left[\sum_{j=1}^{FP} Q_{FP,i,j} T_{FPi,j} + \sum_{j=1}^{FNP} Q_{FNP,i,j} T_{FNPi,j} \right] \quad (42)$$

donde:

$T_{FP,i,j}$ = Temperatura para la fuente puntual j en el segmento i y

$T_{FNP,i,j}$ = Temperatura para la fuente no puntual j en el segmento i

Para determinar el flujo de calor de la superficie y los sedimentos se usó la siguiente ecuación:

$$J = I(0) + J_{an} - J_{br} - J_c - J_e \quad (43)$$

donde:

$I(0)$ = radiación solar neta de la onda corta en la superficie de agua (cal/cm²/d),

J_{an} = radiación atmosférica neta de honda larga (cal/cm²/d),

J_{br} = radiación de onda larga reflejada de la superficie de agua (cal/cm²/d),

J_c = conducción (cal/cm²/d) y

J_e = evaporación (cal/cm²/d).

El efecto de la temperatura para todas las reacciones de primer orden empleadas se ha representado por la expresión de:

$$K(T) = K(20)\theta^{T-20} \quad (44)$$

donde:

$K(T)$ = razón de la reacción (“reaction rate”) a una temperatura T (°C) y

θ = coeficiente de temperatura para la reacción. Valor recomendado 1.135 para temperaturas entre 4 y 20°C y 1.056 para temperaturas entre 20 y 30°C (Davis y Cornwell, 1998).

5.2.4.3 Reacciones para los Constituyentes Seleccionados

En esta sección, se incluyen las relaciones matemáticas para considerar las fuentes o pérdidas de los constituyentes debido a reacciones individuales y concentraciones de las variables constituyentes del modelo presentadas en la Tabla 36. La S es el último término que compone la Ecuación 38, la cual describe el balance de masa usado para todos los constituyentes. Estas relaciones están incluidas en el programa QUAL2E.

5.2.4.3.1 Nitrógeno de Amonio (Chapra y Pellier, 2003)

El Nitrógeno de Amonio aumenta debido a la hidrólisis del nitrógeno orgánico disuelto y a la respiración de las plantas. Éste puede disminuir debido a la nitrificación y la fotosíntesis de las plantas. La siguiente ecuación describe la forma en que el nitrógeno de amonio puede incrementar o decrecer debido a las reacciones y a los mecanismos de transferencia de masa del constituyente.

$$S_{Amonia} = X + r_{na}B + r_{nd}D - F - r_{na}P_{ap}A - r_{nd}P_{ab}E \quad (45)$$

donde:

X = hidrólisis del nitrógeno orgánico disuelto = $k_{hm}(T)n_o$,

B = respiración del fitoplancton = $k_{rp}(T)a_p$,

D = respiración de las algas en el fondo = $k_{rb}(T)a_b$,

F = razón de nitrificación de amonio = $F_{OXNA}K_N(T)n_A$,

A = fotosíntesis del fitoplancton = $\mu_p a_p$ y

E = fotosíntesis de las algas en el fondo = $C_{gb}(T)\phi_{Nb}\phi_{Lb}$.

donde:

$k_{hm}(T)$ = razón de hidrólisis entre la temperatura y el nitrógeno orgánico (1/d),

n_o = concentración de nitrógeno orgánico disuelto ($\mu\text{g/L}$),

$k_{rp}(T)$ = razón de respiración entre la temperatura y el fitoplancton,

a_p = concentración de fitoplancton ($\mu\text{g/L}$),

$k_{rb}(T)$ = razón entre la respiración de las algas del fondo y la temperatura,

a_b = concentración de algas del fondo (bottom algae), (g/m^2),

$K_N(T)$ = la razón entre la temperatura y la nitrificación para el nitrógeno de amonio,

F_{OXNA} = atenuación debido al oxígeno bajo,

n_a = concentración de nitrógeno de amonio ($\mu\text{g/L}$),

μ_p = razón (1/días) de la fotosíntesis del fitoplancton,

$C_{gb}(T)$ = la razón ($\text{gD}/(\text{m}^2\text{d})$) entre la fotosíntesis máxima y la temperatura,

Φ_{Nb} = factor de atenuación para los nutrientes de las algas en el fondo y

Φ_{Lb} = coeficiente de atenuación para la luz de las algas en el fondo.

Los coeficientes P_{ap} y P_{ab} consideran las fuentes de nitrógeno de amonio debido al fitoplancton y las algas del fondo, respectivamente. Estas fueron calculadas utilizando las siguientes ecuaciones:

$$P_{ap} = \frac{n_a n_n}{(k_{hnxp} + n_a)(k_{hnxp} + n_n)} + \frac{n_a k_{hnxp}}{(n_a + n_n)(k_{hnxp} + n_n)} \quad (46)$$

$$P_{ab} = \frac{n_a n_n}{(k_{hnxb} + n_a)(k_{hnxb} + n_n)} + \frac{n_a k_{hnxp}}{(n_a + n_n)(k_{hnxb} + n_n)}$$

donde:

k_{hnxp} = coeficiente de fitoplancton para amonio (mgN/m^3),

k_{hnxb} = coeficiente de *bottom algae* para amonio (mgN/m^3) y

n_n = concentración de nitratos ($\mu\text{g/L}$).

Los coeficientes r_{nd} y r_{na} incluidos en la ecuación 45 están relacionados con la presencia de materia orgánica. Éstos se calcularon usando las siguientes relaciones estequiométricas.

$$r_{xy} = \frac{X}{Y} \quad r_{nd} = \frac{N}{D} \quad r_{na} = \frac{N}{A} \quad (47)$$

donde:

N = representa los gramos de nitrógeno,

D = representa el peso seco de la materia orgánica y

A = representa los gramos de *clorofila a*

5.2.4.3.2 Nitrato (Chapra y Pellier, 2003)

El nitrato aumenta debido a la nitrificación del amonio y puede disminuir a causa de la desnitrificación y la fotosíntesis de las plantas. La siguiente ecuación describe la forma en que el nitrato puede incrementar o reducirse debido a las reacciones y a los mecanismos de transferencia de masa del constituyente.

$$S_{nitrato} = F - W - r_{na}(1 - P_{ap})A - r_{nd}(1 - P_{ab})E \quad (48)$$

donde:

F = razón de nitrificación de amonio = $F_{OXNA}K_N(T)n_A$ y

W = la razón de desnitrificación = $(1 - F_{OXND})K_{DN}(T)n_N$.

donde:

$K_N(T)$ = la razón entre la temperatura y la nitrificación para el nitrógeno de amonio,

$K_{DN}(T)$ = la razón entre la temperatura y la desnitrificación para el nitrato y

F_{OXDN} = efecto del oxígeno bajo la desnitrificación

Los términos P_{ap} y P_{ab} se calcularon utilizando, de igual forma, la ecuación 46. Los términos r_{nd} y r_{na} , relacionados con la materia orgánica, fueron determinados empleando, del mismo modo, relaciones estequiométricas.

5.2.4.3.3 Oxígeno Disuelto (OD) (Chapra y Pellier, 2003)

El oxígeno disuelto aumenta debido a la fotosíntesis en las plantas. Su disminución puede verse a causa de la oxidación del DBO rápido, la nitrificación y la respiración de las plantas. Dependiendo de si el agua está sobresaturada o a baja saturación, puede existir un alza o pérdida del oxígeno disuelto por causa de la reaeración. La siguiente ecuación describe la forma en que el oxígeno disuelto puede incrementar o disminuir debido a las reacciones y a los mecanismos de transferencia de masa del constituyente.

$$S_{OD} = r_{ao}H + r_{od}G - r_{oc}I - r_{on}F - r_{oa}B - r_{od}D + R \quad (49)$$

donde:

H = crecimiento del fitoplancton,

G = crecimiento de las algas del fondo,

I = oxidación de carbono rápida = $F_{OXCF}k_{DC}(T)c_f$ y

R = reaeración de oxidación = $K_a(T)(O_s(T, elev) - O)$.

donde:

$k_{DC}(T)$ = la razón de oxidación entre la temperatura y el BOD rápido,

F_{OXCF} = atenuación debido al bajo nivel de oxígeno,

c_f = reacción rápida de BOD,

$K_a(T)$ = razón entre el coeficiente de reaeración y la temperatura,

$O_s(T, elev)$ = la concentración de saturación del oxígeno a cierta temperatura y a cierta elevación sobre el nivel del mar y

O = oxígeno disuelto.

En el caso de r_{oa} , r_{od} , r_{oc} , r_{on} estos se calcularon utilizando relaciones estequiométricas

$$r_{oa} = \frac{gO}{gA} \quad r_{od} = \frac{gO}{gD} \quad r_{oc} = \frac{gO}{gC} \quad r_{on} = \frac{gO}{gN} \quad (50)$$

donde:

O = representa los gramos de oxígeno disuelto y

C = representa los gramos de carbón

5.2.4.3.4 Coliformes Fecales (patógenos) (Chapra y Pellier, 2003)

El comportamiento de los patógenos está definido por muerte y por asentamiento. La disminución por muerte puede ocurrir a causa de la luz o naturalmente. La siguiente ecuación describe la manera en que los patógenos pueden aminorar debido a las reacciones y a los mecanismos de transferencia de masa del constituyente.

$$S_{Patogenos} = -P_D - P_S \quad (51)$$

donde:

$$P_D = \text{disminución por muerte} = k_{dx}(T)x + \frac{I/24}{k_e H} (1 - e^{-k_e H})x$$

$$P_S = \text{disminución por asentamiento} = \frac{v_x}{H} x$$

donde:

$k_{dx}(T)$ = razón (1/días) entre la muerte y la temperatura,

k_e = coeficiente de extinción de luz ,

I = radiación solar,

H = profundidad del canal,

x = concentración de patógenos,

v_x = velocidad de asentamiento de los patógenos,

H = profundidad del canal y

x = concentración de patógenos.

5.2.4.3.5 pH (Chapra y Pellier, 2003)

Las siguientes ecuaciones de equilibrio, balance de masa y ecuaciones electro-neutrales definen el dominio del carbón inorgánico en el agua fresca.

$$K_1 = \frac{[HCO_3^-][H^+]}{[H_2CO_3^*]} \quad (52)$$

$$K_2 = \frac{[CO_3^{2-}][H^+]}{[HCO_3^*]} \quad (53)$$

$$K_w = [H^+][OH^-] \quad (54)$$

$$c_T = [H_2CO_3^*] + [HCO_3^*] + [CO_3^{2-}] \quad (55)$$

$$Alk = [HCO_3^*] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+] \quad (56)$$

donde:

K_1, K_2 y K_w = constantes de acidez,

Alk = alcalinidad,

$H_2CO_3^*$ = concentración de la suma de carbón disuelto y ácido carbónico,

HCO_3^- = concentración del ión bicarbonato,

CO_3^{2-} = concentración del ión carbonato,

H^+ = concentración del ión hidrógeno,

OH = concentración del ión hidróxido y

c_T = concentración de carbón inorgánico total.

La alcalinidad para los cálculos internos está expresada en unidades de eq/L, mientras que aquélla para los datos de entrada en mgCaCO₃/L. Estas dos unidades están relacionadas de la siguiente forma:

$$Alk(mgCaCO_3 / L) = 50000 \times Alk(eq / L) \quad (57)$$

Las constantes de equilibrio fueron corregidas por el efecto de la temperatura de la siguiente manera:

$$pK_w = \frac{4787.3}{T_a} + 7.1321 \log_{10}(T_a) + 0.010365T_a - 22.80 \quad (58)$$

$$\log K_1 = -356.3094 - 0.06091964T_a + 21834.37/T_a + 126.8339 \log T_a - 1684915/T_a^2 \quad (59)$$

$$\log K_2 = -107.8871 - 0.03252849T_a + 5151.79/T_a + 38.9256 \log T_a - 563713.9/T_a^2 \quad (60)$$

Utilizando un sistema numérico para evaluar ecuaciones simultáneas, podemos determinar las siguientes desconocidas $H_2CO_3^*$, HCO_3^- , CO_3^{2-} , OH y H^+ . La metodología para establecer estas desconocidas se describe a continuación:

$$\alpha_0 = \frac{[H^+]^2}{[H^+]^2 + k_1[H^+] + k_1k_2} \quad (61)$$

$$\alpha_1 = \frac{k_1[H^+]}{[H^+]^2 + k_1[H^+] + k_1k_2} \quad (62)$$

$$\alpha_2 = \frac{k_1k_2}{[H^+]^2 + k_1[H^+] + k_1k_2} \quad (63)$$

donde:

α_0 , α_1 , α_2 = fracción del carbón inorgánico total en el carbón dióxido, bicarbonato y carbonato respectivamente

Como resultado obtenemos la siguiente ecuación:

$$Alk = (\alpha_1 + 2\alpha_2)c_T + \frac{K_w}{[H^+]} - [H^+] \quad (64)$$

Resolviendo para el pH obtenemos:

$$f([H^+]) = (\alpha_1 + 2\alpha_2)c_T + \frac{k_w}{[H^+]} + [H^+] - Alk \quad (65)$$
$$pH = -\log_{10}[H^+]$$

6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Esta sección de resultados se divide en tres partes. La primera incluye la aplicación del ICA para el tramo de río estudiado en el Río Grande Añasco. Estos resultados muestran la variación de la calidad del agua a través del tiempo. La segunda consta de los resultados obtenidos por el modelo de calidad de agua, los cuales indican las variaciones del ICA en espacio y son obtenidos del programa QUAL2K. La tercera abarca un análisis de la calidad del agua realizado para varias de las cuencas más importantes a través de Puerto Rico con el propósito de expandir este concepto a otras cuencas y demostrar la aplicabilidad de esta metodología en una forma más universal.

6.1 Aplicación del Índice de Calidad de Agua

La variación en tiempo de la calidad del agua se estudió utilizando el ICA desarrollado. Sin embargo, hay que recordar que las mediciones para los diferentes constituyentes son representativas de un punto en la sección transversal del río en un instante dado por lo que el resultado obtenido sólo representa la calidad del agua en un punto en específico del río, y esto corresponde, a las estaciones de calidad de agua del USGS.

Por lo tanto, para estudiar el ICA y la variación de la calidad del agua en el RGA se usaron datos del USGS (<http://waterdata.usgs.gov/pr/nwis/rt>) para las estaciones USGS 50144000 y USGS 50146000. Se recolectó información de los constituyentes seleccionados en un período comprendido entre el 1990 hasta el 2007. Parte de este período de tiempo está contenido en un análisis que se empleó para clasificar los años según su producción de escorrentía como años promedios, húmedos y secos. Por consiguiente, el presente estudio puede mostrar cómo se está afectando la variación de la localidad conforme cambian las condiciones del río con el tiempo. Este análisis se presentó en la sección 4.6 del Capítulo 4 y los resultados se ilustran en la Tabla 15. Para las aplicaciones de este estudio se toma el año 2006 como año representativo promedio, el 2005 como año húmedo y el 1997 como año seco.

Según indicado anteriormente en la sección 5.1.5, una de las ventajas que ofrece el método de agregación escogido es que no es necesario tener datos para todos los

constituyentes para obtener un valor del ICA. Así que para todos aquellos años en los que por lo menos existieran datos para un parámetro de calidad se está determinando el ICA.

La Figura 46 indica los valores calculados del ICA aplicado para los años con una condición promedio en la estación USGS 50144000. Los valores en forma de diamante identifican los resultados del ICA. Para esta condición podemos observar valores que varían de un ICA máximo de 92.91%, calidad buena, hasta un ICA mínimo de 0.03%, lo cual implica una calidad pobre. Se utilizaron algunas propiedades estadísticas como el promedio de los resultados y la desviación estándar para precisar la calidad que predominó y la variabilidad durante este período. El promedio está representado por la línea entrecortada del medio y tiene un valor de 25.02%. La línea superior al promedio se refiere al promedio más una desviación estándar, S , mientras que la inferior simboliza el promedio menos una desviación estándar, S . La desviación estándar obtenida fue de 30.51%, lo que significa un grado de dispersión considerablemente alto.

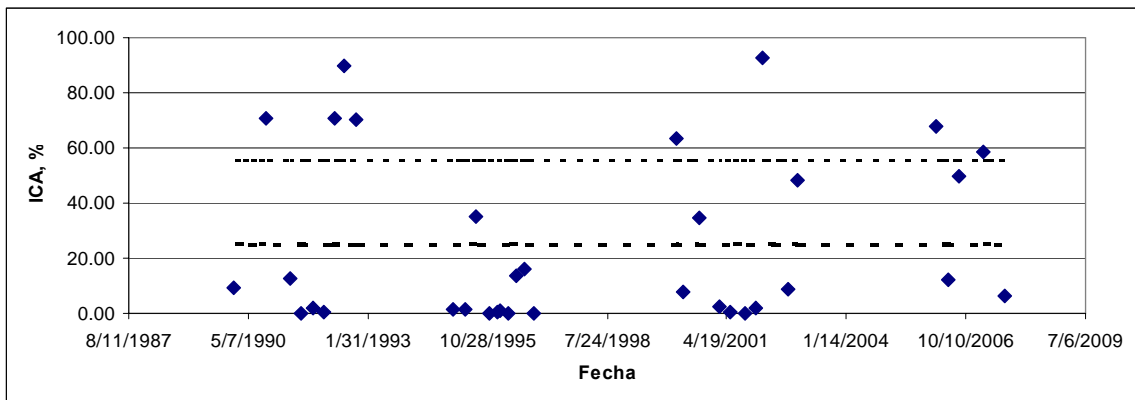


Figura 46: Variación de la calidad del agua en la Est. 50144000 para años promedios

Por otro lado, la Figura 47 ilustra los valores obtenidos durante los años con condición promedio para la estación USGS 50146000. Para esta estación se logró un ICA máximo de 91.50% y un ICA mínimo de 1.43%. El promedio para este caso fue de 26.01% y la desviación estándar de 23.09%.

Si comparamos el promedio del ICA obtenido para ambas estaciones bajo la condición promedio, podemos observar que las dos presentan una calidad promedio similar. Según la escala de clasificación ilustrada en el Capítulo 5, ambas implican un estado de alerta. Aunque ambas estaciones muestran un estado de alerta, la calidad

alcanzada es aceptable ya que tienen un valor con magnitud mayor al $ICA_{\text{Estándar}}$ obtenido usando los estándares de calidad de agua vigentes.

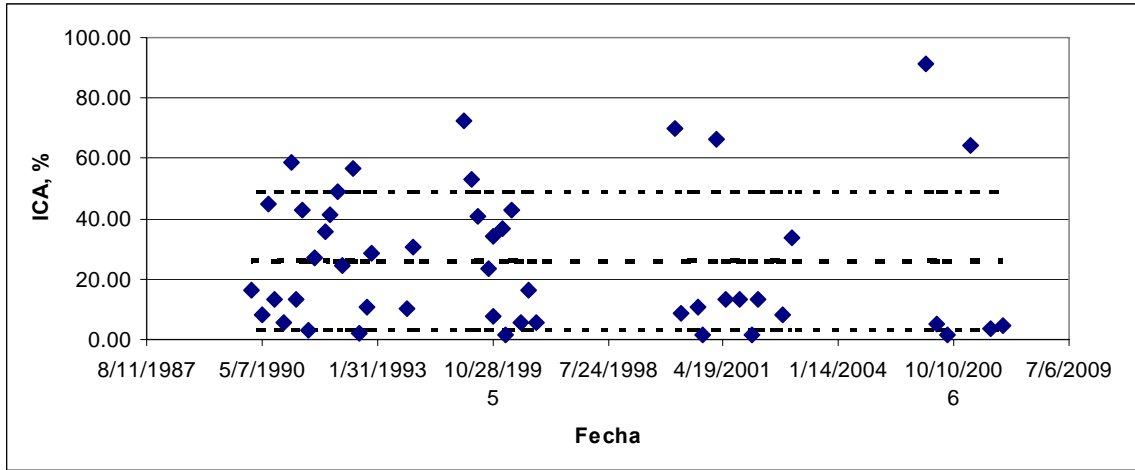


Figura 47: Variación de la calidad del agua en la Est. 50146000 para años promedio

La Figura 48 muestra los resultados de la estación USGS 50144000 para una condición húmeda. En esta estación, se obtuvo un ICA máximo de 77.40% y un ICA mínimo de 0.17%. El promedio obtenido fue de 32.26% y una desviación estándar de 23.14%. En el caso de la Figura 49, se representan los resultados para la estación USGS 50146000 en la condición húmeda. El ICA máximo fue de 81.96% y el ICA mínimo es de 1.91%. El promedio fue de 34.46% y la desviación estándar de 23.13%. Si de igual forma realizamos una comparación de los promedios logrados en ambas estaciones, para la condición húmeda, vemos que los resultados son representativos de una calidad promedio.

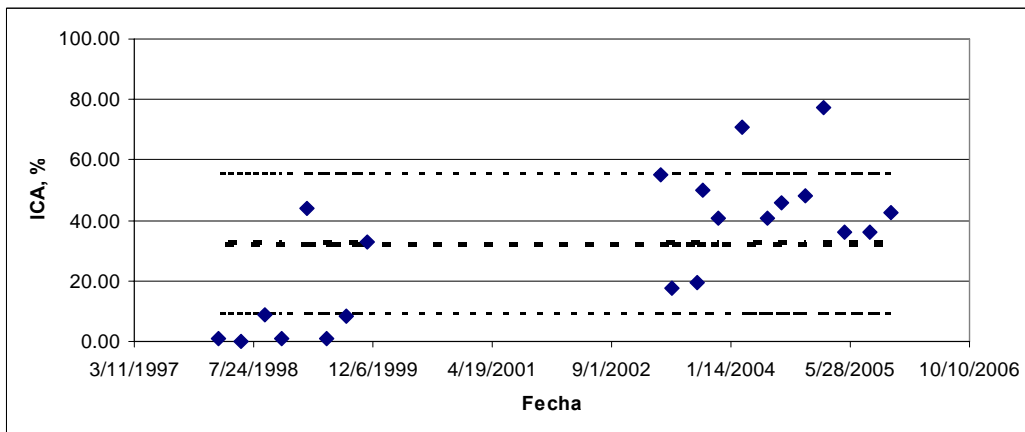


Figura 48: Variación de la calidad del agua en la Est. 50144000 para años húmedos

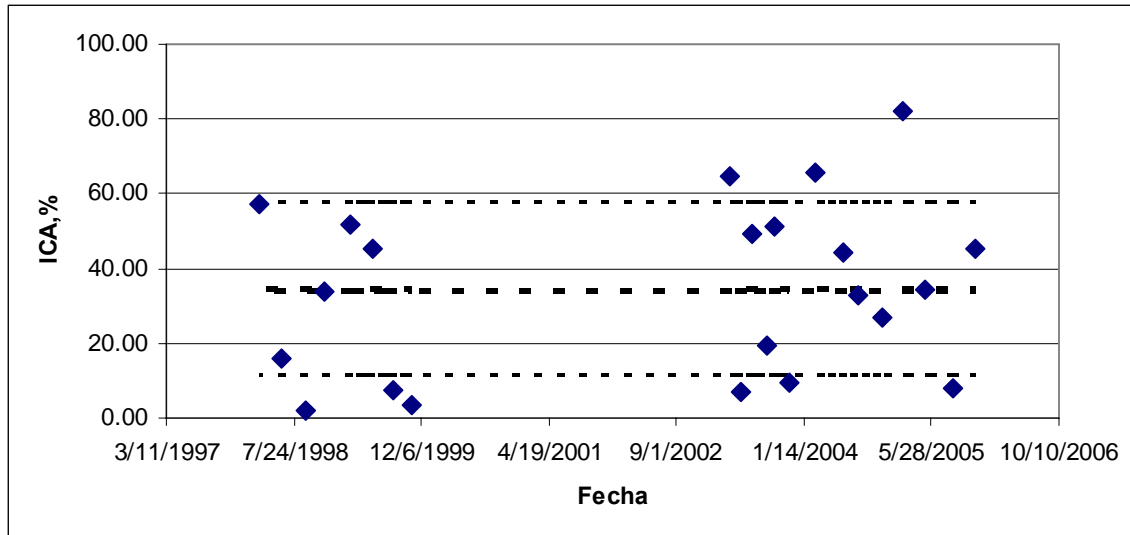


Figura 49: Variación de la calidad del agua en la Est. 50146000 para años húmedos

De igual forma, las Figuras 50 y 51 muestran los resultados obtenidos para la condición seca en las estaciones estudiadas. La estación USGS 50144000 alcanzó un ICA máximo de 40.84% y un mínimo de 1.18%. El promedio para esta estación fue de 23.39% y la desviación estándar de 16.64%. En cambio, la estación USGS 50146000 resultó con un ICA máximo de 62.80% y un mínimo de 8.24%. Su promedio fue de 35.17% y la desviación estándar de 18.20%.

Si comparamos los resultados para esta condición, podemos notar que la estación USGS 50146000 tiene un índice representativo de una calidad promedio mientras que en el caso de la de aguas arriba, USGS 50144000, presenta un estado de calidad de alerta.

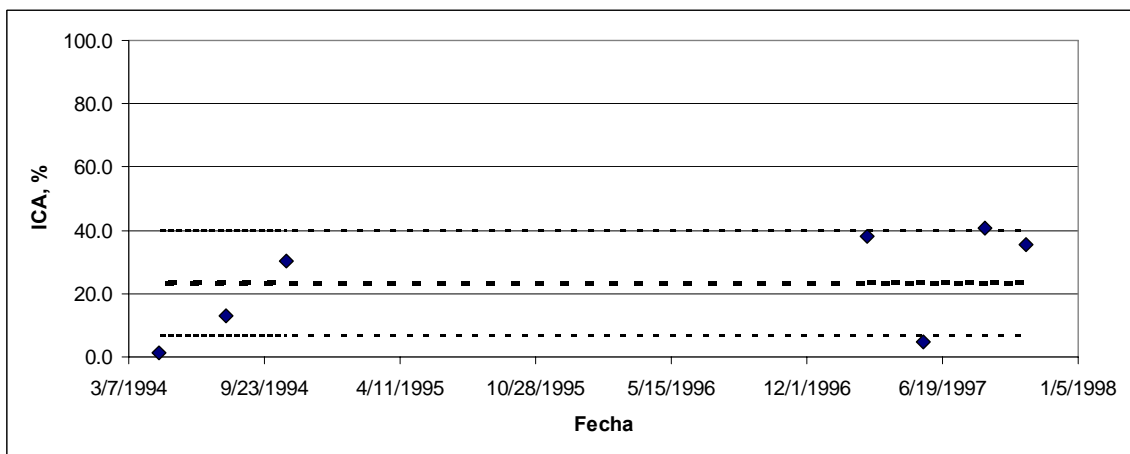


Figura 50: Variación de la calidad del agua en la Est. 50144000 para años secos

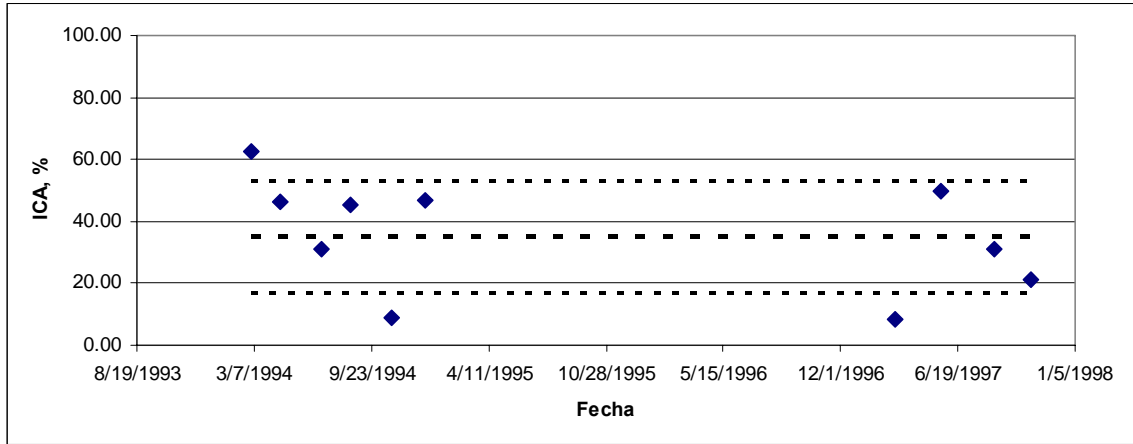


Figura 51: Variación de la calidad del agua en la Est. 50146000 para años secos

Para resumir los valores obtenidos en las diferentes condiciones y para las dos estaciones podemos observar la Tabla 34:

Tabla 34: Resultados obtenidos para las diferentes condiciones

	Condición Húmedo		Condición Promedio		Condición Seco	
	50144000	50146000	50144000	50146000	50144000	50146000
Promedio	32.26	34.46	25.02	26.01	23.39	35.17
Valor Máximo	77.42	81.96	92.91	91.50	40.84	62.80
Valor Mínimo	0.17	1.91	0.03	1.43	1.18	8.24
Calidad*	Promedio	Promedio	Alerta	Alerta	Alerta	Promedio

*Basado en el valor promedio del ICA

Si utilizamos el ICA promedio calculado para cada condición, podemos ver que éste presenta valores más altos para condiciones húmedas y más pequeños para condiciones secas. Este comportamiento es aplicable al notar que en épocas húmedas la acumulación de cargas de contaminantes es menor dado a una frecuencia mayor de las lluvias. En épocas secas la frecuencia de lluvia es menor dando tiempo a que se acumulen mayores cantidades de cargas de contaminantes. Cuando ocurre el evento de lluvia, este transporta una mayor cantidad de contaminantes resultando en una baja calidad de agua.

Para analizar mejor este comportamiento se incluyen las siguientes figuras en las cuales se comparan los resultados ilustrados en la Tabla 34 para cada estación según su condición. La Figura 52 compara los valores conforme al promedio estadístico del ICA para las diferentes condiciones de caudales. La línea entrecortada identifica el comportamiento de la estación aguas arriba, USGS 50144000, mientras que la línea sólida designa el comportamiento para la estación aguas abajo, USGS 50146000. En el caso de la estación aguas arriba, se nota claramente el comportamiento descrito anteriormente, en el cual se indica que para condiciones de caudales húmedos se obtienen valores de ICA mayores mientras que para condiciones secas se consiguen valores de ICA menores, esto bajo la premisa de que las cargas permanecen más o menos constantes.

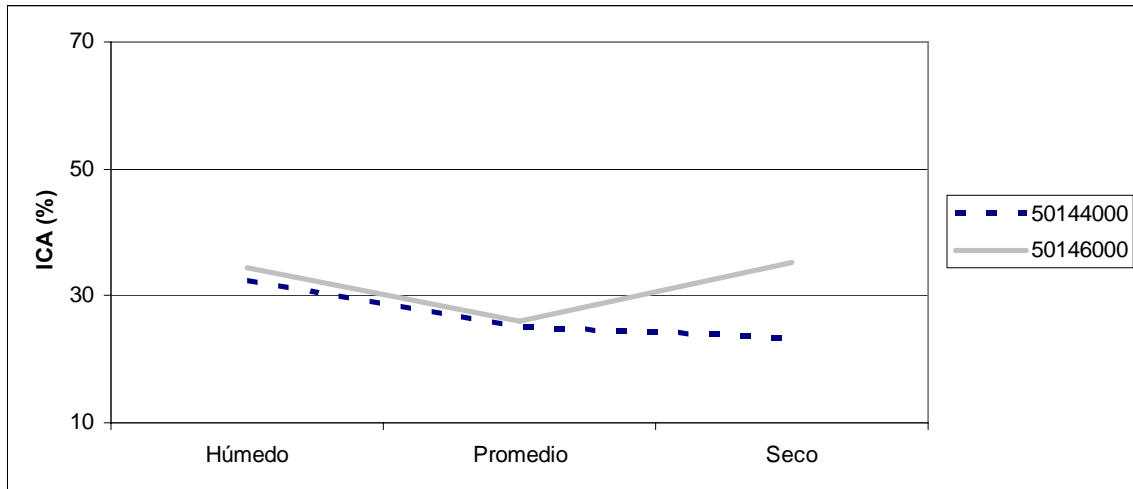


Figura 52: Variación del ICA en las estaciones según su promedio estadístico

En el caso de la estación aguas abajo, la gráfica muestra un comportamiento similar con excepción de la condición seca donde no ocurre lo esperado y se obtiene una calidad más alta. Esto puede ser producido por el hecho de que no se están usando los mismos constituyentes al calcular el ICA para todos los años considerados.

La Figura 53 ilustra la variación del valor máximo del ICA para las diferentes condiciones de caudales establecidas. Este análisis muestra el mismo comportamiento para los años húmedos y secos que los valores promedios.

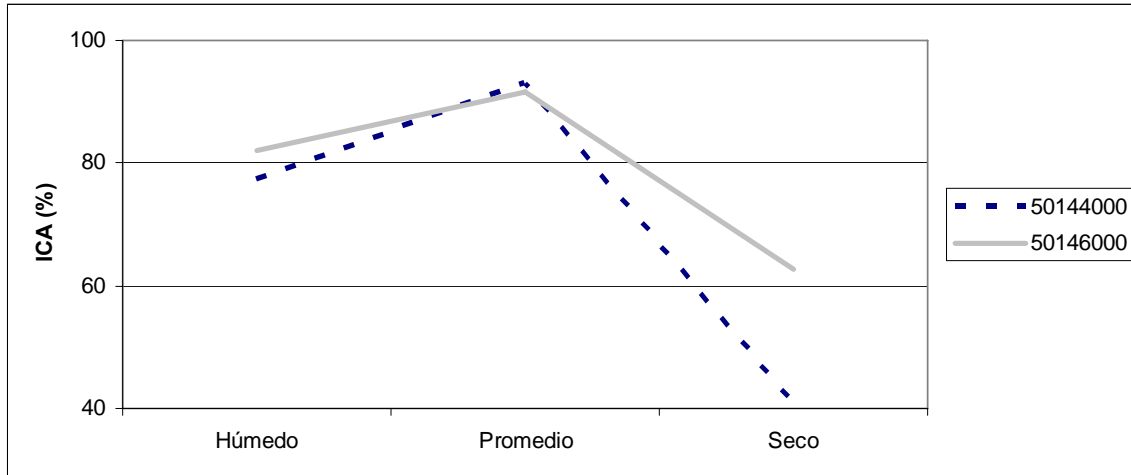


Figura 53: Variación del ICA en las estaciones según el valor máximo

La Figura 54 muestra la variación del ICA según el valor mínimo obtenido del análisis efectuado para la data histórica de la estaciones del USGS (<http://waterdata.usgs.gov/pr/nwis/rt>). En esta ocasión los valores del ICA para esta ocasión son tan pequeños que no permiten inferir adecuadamente sobre el comportamiento.

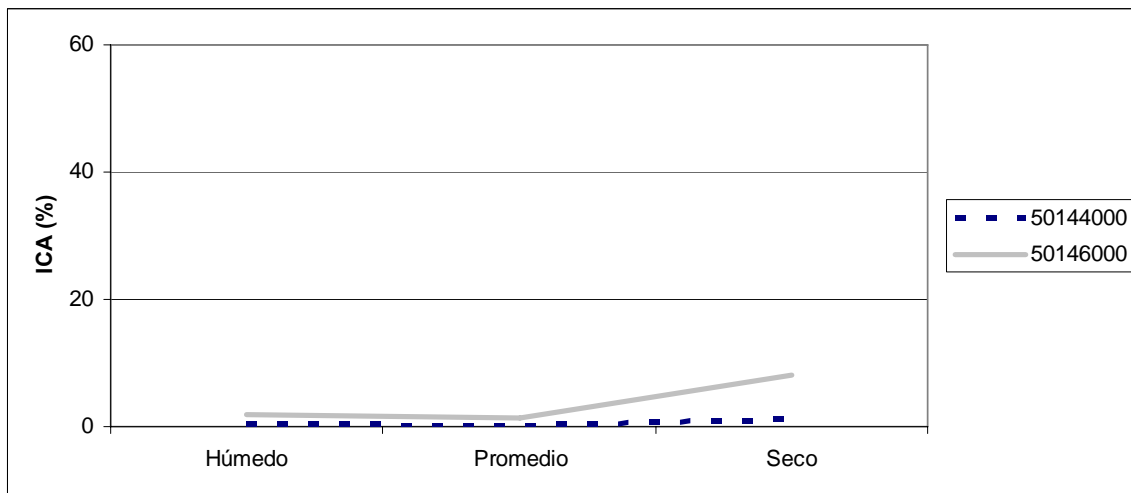


Figura 54: Variación del ICA en las estaciones según el valor mínimo

Las Figuras 55 y 56 sirven para analizar las tendencias de la calidad del agua a través del período en estudio (1990 - 2007). La Figura 55 representa la tendencia en la calidad del agua para la estación USGS 50144000. Para esta gráfica, se realizó un análisis similar al anterior con propiedades estadísticas del cual se obtuvo que el promedio para

dicha estación es 27.29%, lo que indica una calidad en alerta, mientras que la desviación estándar fue de 26.82%. El valor del ICA más alto obtenido en este análisis fue de 92.91% y el más bajo fue de 0.03%. Si tomamos en cuenta el ICA estándar, 13%, como referencia para clasificar la calidad del agua en esta estación podemos decir que, en promedio, presenta una condición de alerta. Se considera de alerta ya que está cerca del ICA estándar y es necesario tomar medidas para evitar obtener una calidad menor a la permitida por los estándares de calidad de agua.

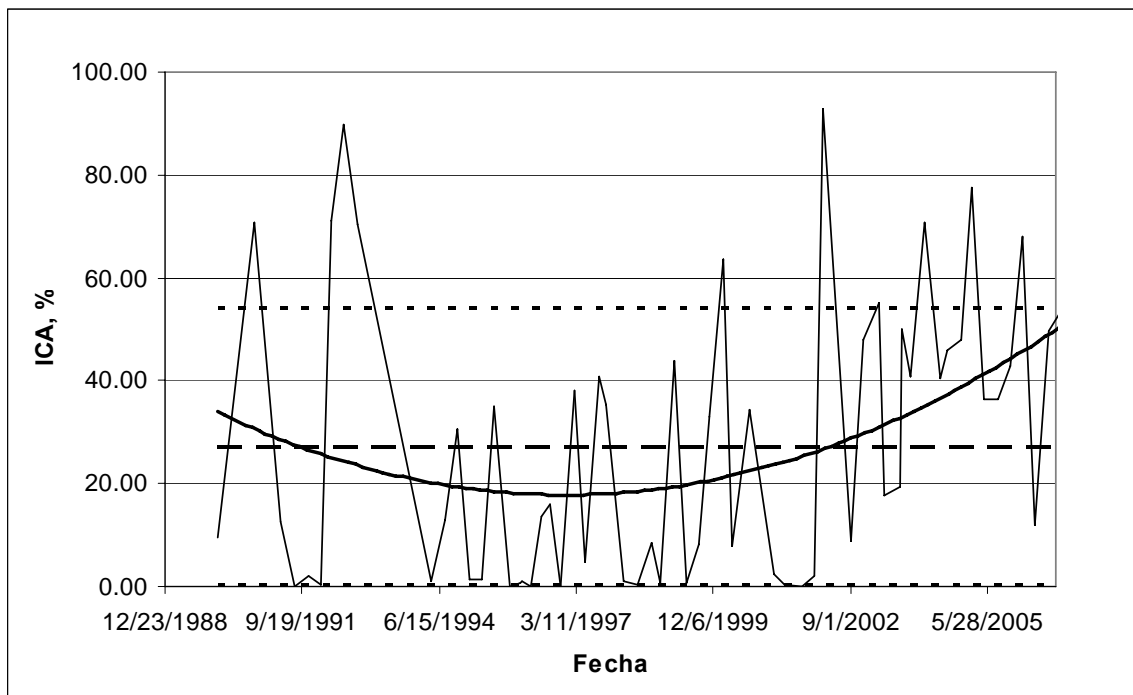


Figura 55: Variación ICA para USGS 50144000

Esta figura también ilustra una tendencia que es importante sopesar. Si observamos la línea negra sólida, la cual representa la tendencia, podemos notar que al comienzo del período de análisis, la estación tenía valores de calidad sobre el promedio aunque se puede ver que la calidad fue decreciendo. Esta disminución en la calidad es constante hasta cerca del año 1997 donde, al parecer, comienza a mejorar la calidad en esta estación. Al presente, la calidad del agua en esta estación continúa mejorando al lograr valores sobre el promedio hasta alcanzar incluso cerca del máximo ICA obtenido para esta estación. Este incremento en la calidad se debe a mejores prácticas de manejo y más conciencia por parte de los agricultores y dueños de empresas agropecuarias en la

cuenca. Este ha sido el resultado de un proyecto de manejo de cuencas para el Río Grande de Añasco llevado a cabo por el el Instituto de Investigación Sobre Recursos de Agua y el Ambiental de Puerto Rico (PRWRERI, 2007). Este proyecto identificado como “Comprehensive Integrated Management Plan for the Mayaguez Bay Watershed” CIMP que puede ser contactado a través de la página web www.ece.uprm.edu/CIMP. También, un mayor control y ejecución del deber ministerial de las agencias del gobierno, tanto estatal como federal, han influenciado en este aumento de la calidad del agua.

Por otro lado, la Figura 56 muestra un comportamiento estancado. En este caso, el promedio es de 29.44% con una desviación estándar de 22.71%. El valor máximo es de 91.50% y el mínimo de 1.43%.

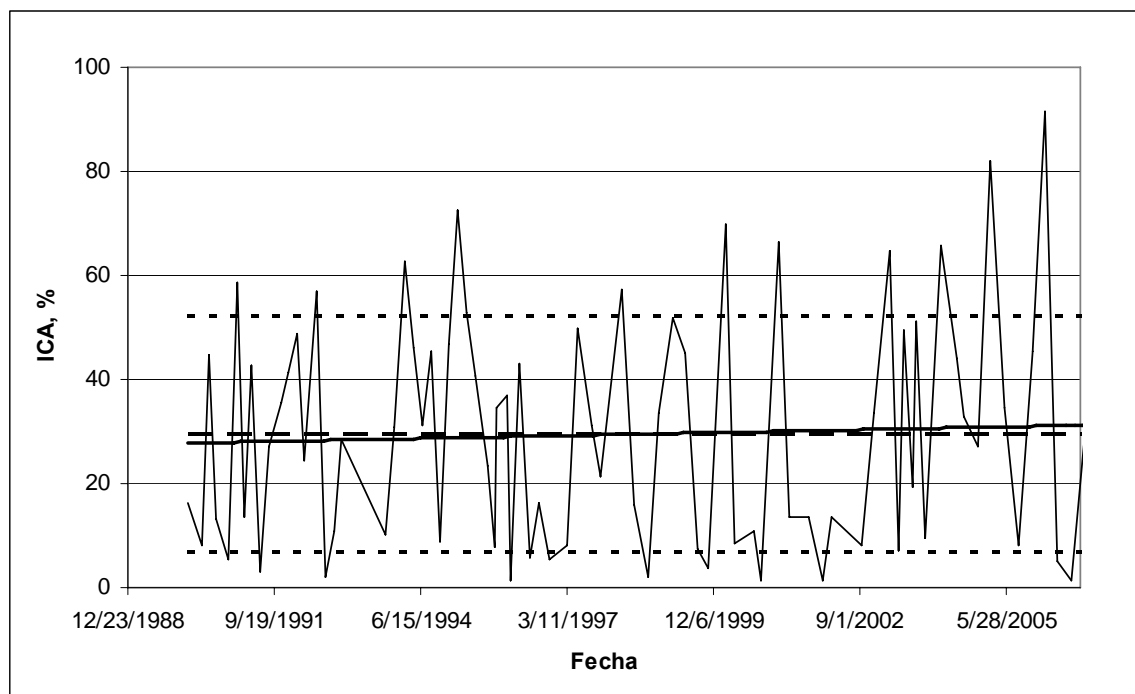


Figura 56: Variación ICA para USGS 50146000

En general, podemos concluir que ambas estaciones poseen una calidad en estado de alerta. Sin embargo, dichos valores están sobre el nivel del ICA mínimo establecido por los estándares de calidad. El análisis realizado en la siguiente sección ayudará a entender mejor cómo es la variación del ICA entre las dos estaciones para un instante de tiempo y considerando la aportación de los tributarios.

6.2 Variación del ICA a lo largo del tramo estudiado

Aunque los datos de calidad de agua son puntuales, es posible visualizar la variación de la calidad del agua en espacio a través de un tramo o segmento del río. Para lograr esto, se utilizó un programa de calidad de agua que fuera capaz de simular el transporte de los constituyentes incluidos en el ICA. El modelo seleccionado fue el QUAL2K (Chapra y Pellicier, 2003). Éste es un programa que simula el transporte y variación de constituyentes de la calidad del agua en una dimensión e independiente del tiempo. En esta aplicación, es necesario conocer la variación de los constituyentes del ICA a lo largo del tramo estudiado simultáneamente en el tiempo.

6.2.1 Datos para el modelo QUAL2K

Entre los datos que se usaron para correr el modelo se encuentran las características hidráulicas de río y las cargas y concentraciones correspondientes a cada constituyente de la calidad del agua.

6.2.1.1 Características hidráulicas

Las características hidráulicas que se incluyen son: el ancho del río, las pendientes laterales de las paredes del canal, la pendiente de energía representada por la pendiente del fondo del canal y los largos de los segmentos.

El programa ArcMap permitió establecer las características. Fue posible digitalizar el tramo del río que nos interesaba mediante dicho programa y una foto aérea. Luego, se determinaron los largos de los segmentos y el ancho promedio del canal. El valor de este último fue de 10 metros. Las dimensiones obtenidas para los segmentos se ilustran en la Tabla 35.

Se usó un modelo de elevación digital (DEM) a través del programa ArcMap para obtener las pendientes de los segmentos del río. El DEM posibilitó el cómputo de la elevación al comienzo y al final de cada segmento. Una vez obtenidas estas elevaciones y los largos de cada segmento, se calculó la pendiente, S_0 , utilizando la ecuación 66.

$$S_0 = \frac{Elev_1 - Elev_2}{L_{Segmento}} \quad (66)$$

Donde $Elev_1$ representa la elevación al comienzo de cada segmento, $Elev_2$ la elevación al final de cada segmento y $L_{Segmento}$ el largo de cada segmento. Estos resultados se presentan en la Tabla 38.

Tabla 35: Dimensiones para los segmento del río en la zona de estudio

Parámetro	$L_{Segmento}$ (ft)	$Elev_1$ (ft)	$Elev_2$ (ft)	S_0
Segmento 1	13204.9	141.92	83.24	0.0044
Segmento 2	11053.9	83.24	57.62	0.0023
Segmento 3	5065.3	57.62	52.70	0.001
Segmento 4	9088.5	52.70	32.8	0.0022
Segmento 5	7743.4	32.8	29.25	0.0005
Segmento 6	5647.5	29.25	15.41	0.0025

Las pendientes laterales del canal se presumieron correspondientes a un canal trapezoidal con pendientes laterales 1:1. Internamente el modelo QUAL2K calcula las velocidades en cada segmento para medir el tiempo de residencia. Estas velocidades las computa por medio de la ecuación de Manning bajo condiciones estacionarias (“steady flow”). Por lo tanto, se empleó un coeficiente de Mannig de 0.04 obtenido de las recomendaciones del manual del programa QUAL2K.

Otras de las características hidráulicas que requiere el modelo son los caudales de entrada y de salida y los caudales para cada tributario. En el tramo de río en estudio, las condiciones de borde están determinadas por las estaciones de aforo del USGS. Así que, toda la información de entrada y salida que requiera el modelo, incluyendo los caudales, se obtiene de los datos de estas estaciones. En este caso, se realizó una corrida para las tres condiciones en las que se clasificó el registro de caudales del RGA, húmedo, promedio y seco. Por lo tanto, existen tres grupos de datos (Tabla 36) para caudales de entrada y salida.

Tabla 36: Datos de caudales según condición

Condición	Fecha	$Q_{entrada}$ (cfs)	Q_{salida} (cfs)	ΔQ (cfs)
Húmedo	Febrero-2005	118	151	33
Promedio	Febrero-2006	100	132	32
Seco	Mayo-1997	76	79	3

La determinación de los valores de los caudales en cada tributario inicialmente se logró a través del programa HEC-HMS del Cuerpo de Ingenieros, con el cual se intentó efectuar una simulación hidrológica para las subcuencas mediante la metodología del número de curva o “*Curve Number*”. Luego, una herramienta del programa ArcMap, conocida como ArcHydro, permitió establecer el área de drenaje de las subcuencas (ver Figura 57) concerniente a cada tributario. Por medio de esta herramienta, se trazaron las correspondientes fronteras de las subcuencas y se precisaron los parámetros necesarios en HEC-HMS para aplicar el método del número de curva. Entre estos parámetros se encuentran: el área de la subcuenca, la pendiente promedio de la superficie de la cuenca y el tiempo de retardo (ver Tabla 37). Además de dichos parámetros, fue imprescindible computar el CN ponderado para cada subcuenca, el cual fue obtenido utilizando el programa ArcMap con las coberturas de uso de terreno y grupo hidrológico presentado, anteriormente, en el Capítulo 4. La Figura 57 ilustra la delineación de las subcuencas obtenidas con el ArcHydro.

La ecuación 67 fue empleada para calcular el tiempo de retardo, T_{Lag} , en horas:

$$T_{Lag} = L^{0.8} \frac{(S+1)^{0.7}}{1900\sqrt{Y}} \quad (67)$$

donde:

L = largo hidráulico de la cuenca (pies),

S = potencial de máxima retención de humedad en la cuenca (pulg) y

$$S = \frac{1000}{CN} - 10 \quad (68)$$

Y = pendiente promedio de la superficie de la cuenca (%).

Tabla 37: Parámetros para el Programa HEC-HMS

Subcuenca	Área (mi ²)	Largo Hidráulico (pies)	Pendiente Promedio (%)	CN	S (pulg)	Tiempo de Retardo (min)
Q. Cerro Gordo	2.42	14866.34	21.15	75	3.33	41.71
Tributario 2	0.88	9863.62	31.66	75	3.33	24.56
Río Humatas	4.35	21670.53	30.27	72	3.89	51.29
Tributario 1	1.49	12802.82	32.70	72	3.89	32.39
Río Casey	11.4	67163.02	31.23	73	3.70	121.39

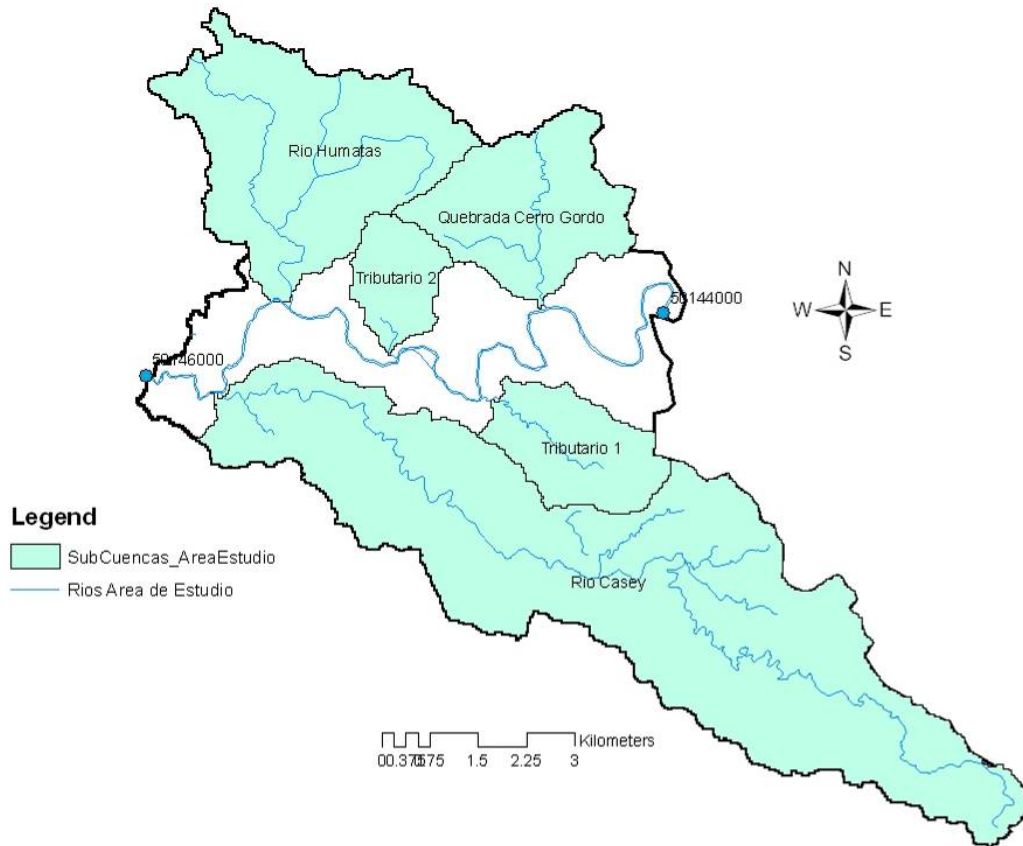


Figura 57: Subcuencas área de estudio

Otro parámetro necesario en HEC-HMS para determinar los hidrogramas de escorrentías es la precipitación. Los datos de precipitación utilizados en el programa fueron obtenidos del USGS para la estación USGS 50144000.

El resultado de las corridas para esta simulación mostró que los hidrogramas para cada subcuenca correspondían, únicamente, al flujo base ya que para los tiempos en los que se realizó esta simulación los valores de precipitación presentaban magnitudes pequeñas y toda la lluvia se perdía por infiltración y otras abstracciones. Por tal razón, podemos inferir que las mediciones de caudales tomadas en las estaciones corresponden a caudales bases del río. Para confirmar esta teoría, las Figuras 58, 59 y 60 ilustran los hidrogramas de escorrentía para los años seleccionados en las diferentes condiciones. De estas figuras, podemos confirmar que para los meses en los que se llevó a cabo la simulación, el caudal medido corresponde al caudal base del río.

Así pues, se usaron caudales en ambas estaciones en febrero del 2005 para representar la condición húmeda. Si observamos la gráfica de la Figura 58 podemos notar que el hidrograma para esta fecha muestra estar en un período de recesión de flujo. La flecha en la Figura 58 ilustra la ubicación del evento analizado.

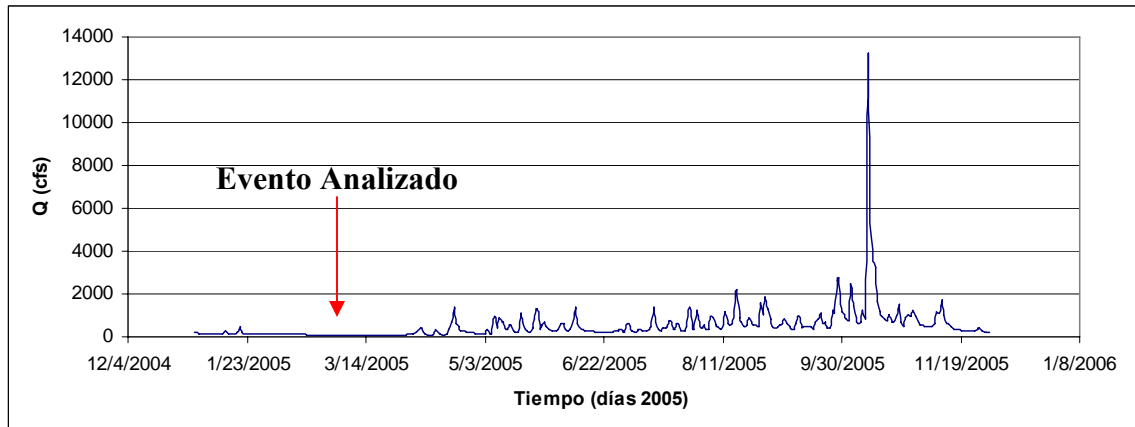


Figura 58: Hidrograma de caudal base para el año húmedo (2005)

Por otra parte, se utilizaron medidas de caudales de febrero del 2006 en el caso de la condición promedio. Si examinamos la Figura 59, podemos notar que, claramente, existe un período de recesión de flujo, marcado por la flecha, para el tiempo de análisis en esta condición.

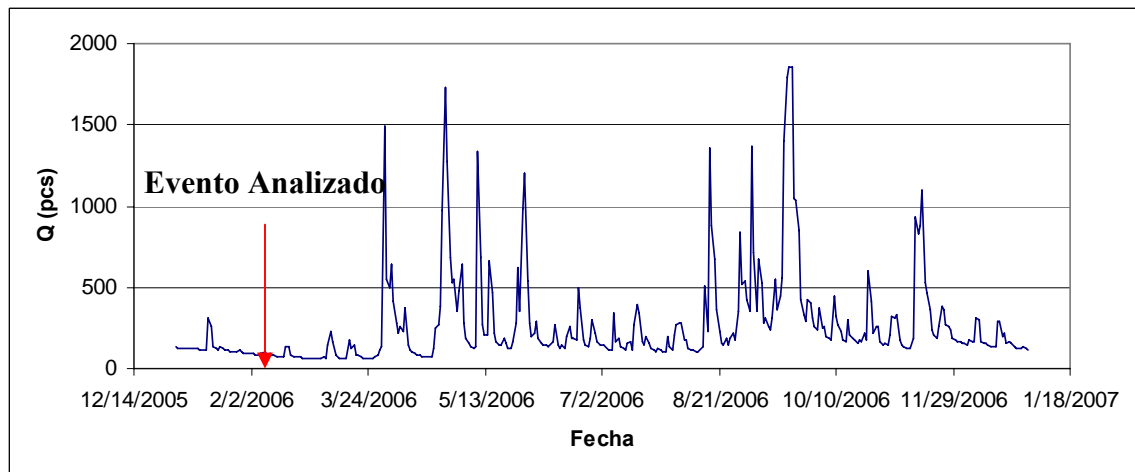


Figura 59: Hidrograma de caudal base para el año promedio (2006)

Por otro lado, se utilizaron datos para caudales medidos en las estaciones en mayo de 1997 para la condición seca. De igual forma, la Figura 60 ilustra que durante este tiempo existe un período de recesión de flujo.

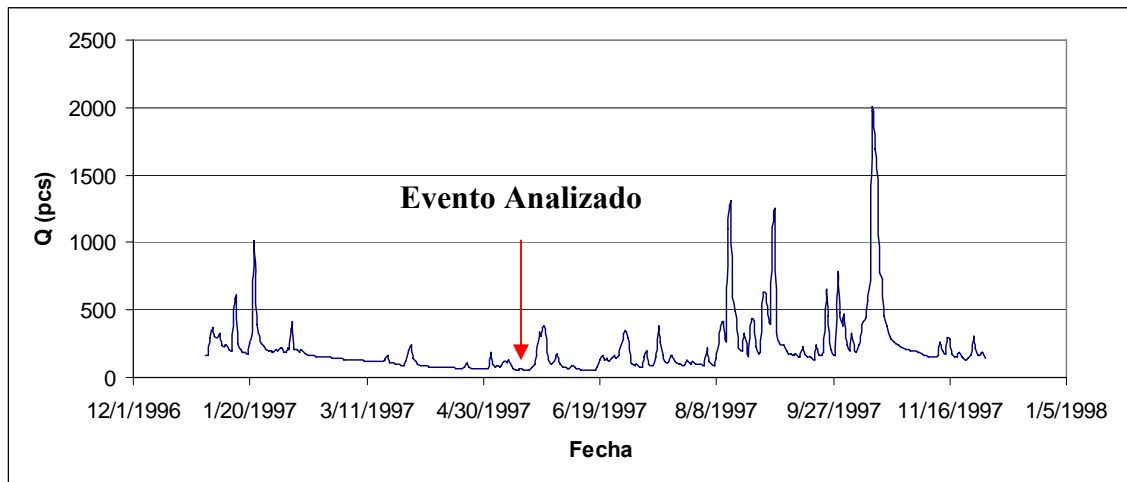


Figura 60: Hidrograma de caudal base para el año seco (1997)

Ya que no se pudieron obtener los caudales de escorrentía directa usando la simulación en el programa HEC-HMS y conociendo que los caudales para los tiempos de los eventos analizados representan los caudales bases, se empleó una técnica diferente la cual consiste en relaciones lineales establecidas por las áreas de captación. Esta relación está dada por la razón del área de la subcuenca al área total de la cuenca. La siguiente ecuación describe cómo se determinaron los caudales, Q_i , para cada subcuenca. (Loucks et al., 1981)

$$Q_i = \Delta Q \frac{Area_{SubCuenca,i}}{Area_{Total}} \quad (69)$$

En esta técnica, se estableció la diferencia de caudales entre las dos estaciones (ΔQ , Tabla 36). Luego, esta diferencia se distribuyó a lo largo de todas las subcuencas con la relación lineal considerando una distribución uniforme a través de toda la cuenca en estudio. Esto último se justifica porque la cuenca presenta características de suelo homogéneas y las áreas son pequeñas. Para sustentar esta homogeneidad, podemos observar que los CN calculados para las subcuencas, ilustrados en la Tabla 37, son muy

similares, por lo que se entiende que es muy razonable presumir esta relación lineal para determinar la contribución de cada tributario.

Las Tablas 38, 39 y 40 presentan los caudales resultantes para cada condición (Húmeda, promedio y seca, respectivamente).

Tabla 38: Distribución de caudales para una condición húmeda

Tributario	Área (mi²)	Razón	Q (pcs)
Q. Cerro Gordo	2.42	0.094	3.09
Tributario 2	0.88	0.034	1.13
Río Humatas	4.35	0.169	5.56
Tributario 1	1.49	0.058	1.91
Río Casey	11.4	0.442	14.58
Áreas Riberinas	5.27	0.204	6.74
Área Total	25.81 mi²		
Flujo a Distribuir	33 (pcs)		

Tabla 39: Distribución de caudales para una condición promedio

Tributario	Área (mi²)	Razón	Q (pcs)
Q. Cerro Gordo	2.42	0.094	3.00
Tributario 2	0.88	0.034	1.09
Río Humatas	4.35	0.169	5.39
Tributario 1	1.49	0.058	1.85
Río Casey	11.4	0.442	14.13
Áreas Riberinas	5.27	0.204	6.53
Área Total	25.81 mi²		
Flujo a Distribuir	32(pcs)		

Tabla 40: Distribución de caudales para una condición seco

Tributario	Área (mi²)	Razón	Q (pcs)
Q. Cerro Gordo	2.42	0.094	0.28
Tributario 2	0.88	0.034	0.10
Río Humatas	4.35	0.169	0.51
Tributario 1	1.49	0.058	0.17
Río Casey	11.4	0.442	1.33
Áreas Riberinas	5.27	0.204	0.61
Área total	25.81 mi²		
Flujo a distribuir	3 (pcs)		

6.2.1.2 Datos de calidad de agua

Los datos de calidad de agua utilizados en este análisis fueron obtenidos a través del USGS (<http://waterdata.usgs.gov/pr/nwis/rt>). Por otra parte, los datos de entrada del modelo requieren las concentraciones para los constituyentes que se quieran modelar. El ICA fue desarrollado para un total de 11 constituyentes y, como ha sido demostrado anteriormente, tiene la flexibilidad de que no, necesariamente, deben estar presentes los 11 constituyentes seleccionados para obtener un valor el cual será representativo de la calidad del agua, solamente para los constituyentes incluidos en el cómputo. La Tabla 41 presenta los constituyentes que fueron usados para la aplicación del ICA en el modelo QUAL2K.

Tabla 41: Datos de calidad para los constituyentes seleccionados

Constituyentes	Año húmedo 2005		Año promedio 2006		Año seco 1997	
	4000	6000	4000	6000	4000	6000
Temperatura (°C)	25	23.9	25	24	28	26.5
Oxígeno Disuelto (mg/L)	8.4	9.3	9.2	8.8	7.8	7.2
NH4-Nitrógeno (mgN/L)	.72	.64	0.66	0.55		
NO3-Nitrógeno (mgN/L)	.88	.75	0.34	0.8	0.13	0.06
Coliformes Fecales (cfu/100 mL)	360	4400	2400	9000	240	380
pH	8.1	7.8	8.3	7.7	7.8	7.6

Los datos obtenidos de la estación USGS 50144000 se utilizaron como datos de entrada para el modelo. En cambio, los datos de la estación USGS 50146000 fueron usados para calibrar el modelo. Para cada parámetro, el modelo determinó su concentración a medida que éste fue avanzando en espacio a través del río. Los resultados calculados por el modelo al final del tramo de estudio debían ser similares a los valores medidos en la estación USGS 5014600. Esta diferencia entre valores calculados y valores medidos se empleó para calcular el por ciento de error. En este análisis, un por ciento de error dentro de un rango de $\pm 10\%$ se consideró aceptable. La siguiente ecuación describe cómo se computó el por ciento de error:

$$\%Error = \frac{Valor_{Medido} - Valor_{Calculado}}{Valor_{Medido}} \times 100 \quad (70)$$

Las Tablas 42, 43 y 44 muestran la comparación realizada entre los datos calculados y los datos medidos para cada condición de caudales en la estación USGS 50146000 del RGA.

Tabla 42: Resultados calibración condición húmedo

	Valor medido	Valor calculado	% Error
Temperatura	23.9	25.22	-5.52
Oxígeno Disuelto	9.3	9.12	1.94
NH ₄	640	654.64	-2.29
NO ₃	750	773.82	-3.18
Coliformes Fecales	4400	4018.36	8.67
pH	7.8	8.04	-3.08

Tabla 43: Resultados calibración condición promedio

	Valor medido	Valor calculado	% Error
Temperatura	24	25.44	-6.00
Oxígeno Disuelto	8.8	8.73	0.80
NH ₄	550	532.77	3.13
NO ₃	800	766.36	4.21
Coliformes Fecales	9000	8372.75	6.97
pH	7.7	8.13	-5.58

Tabla 44: Resultados calibración condición seco

	Valor Medido	Valor Calculado	% Error
Temperatura	26.5	26.2	1.13
Oxígeno Disuelto	7.2	7.81	-8.47
NO ₃	60	56.33	6.12
Coliformes Fecales	380	377.38	0.69
pH	7.6	7.81	-2.76

Se realizó un análisis de sensibilidad a los constituyentes utilizados en el modelo de calidad de agua para efectuar el proceso de calibración y poder obtener valores similares a los medidos en la estación. Este análisis consistió en evaluar los parámetros correspondientes a cada constituyente usado y precisar cuáles pueden provocar mayores cambios en las concentraciones de los constituyentes. Las gráficas producto de este análisis de sensibilidad no representan la variación de la sensibilidad de cada constituyente.

En el caso de los coliformes fecales, su comportamiento está determinado en el modelo por los parámetros k_{dx} , que representa la razón de decaimiento, θ_{dx} , la corrección por temperatura, v_x , la velocidad de asentamiento y α_{path} que es el factor de eficiencia de la luz. Como resultado se encontró que el parámetro que causó mayores cambios en concentración es el factor correspondiente a la corrección por temperatura, v_x , seguido del factor de eficiencia de la luz, alpha α . La Figura 61 ilustra la sensibilidad relativa de los parámetros correspondientes a coliformes fecales.

Por su parte, el análisis de sensibilidad del constituyente nitrógeno de amonio demostró que el parámetro que produce mayores cambios es el factor de corrección por temperatura. La Figura 62 ilustra los resultados del análisis de sensibilidad para nitrógeno de amonio.

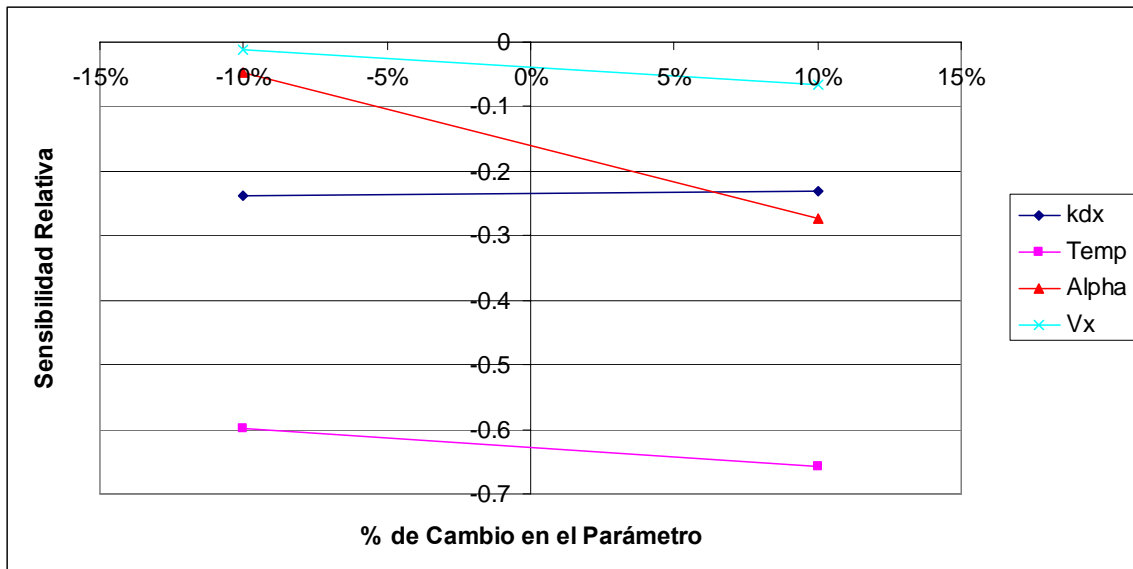


Figura 61: Sensibilidad relativa de los parámetros del constituyente Coliformes Fecales

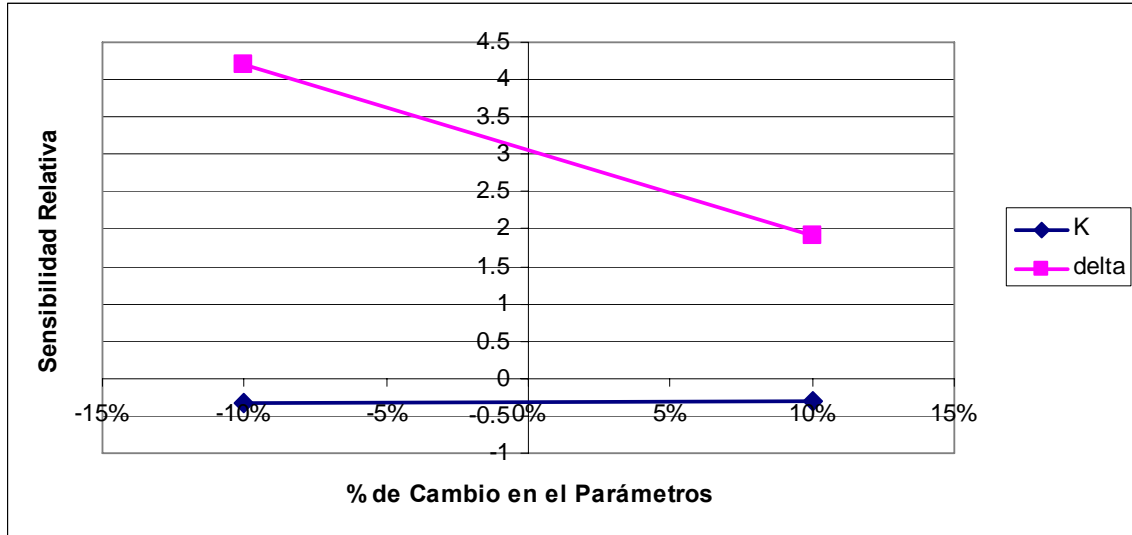


Figura 62: Sensibilidad relativa de los parámetros del constituyente Nitrógeno de Amonio

El constituyente nitrato (ver Figura 63) está representado por 4 parámetros: la denitrificación identificada por k_{dn} , la velocidad de sedimentación v_{di} , y dos parámetros correspondientes a factores de corrección por temperatura, θ_{dn} (Temp) y θ_{di} (Temp2). El análisis de sensibilidad realizado demostró que sólo el parámetro que representa al coeficiente de velocidad de sedimentación, v_{di} , es el que produce mayores cambios. Las reacciones de este constituyente se consideran insensibles a los demás parámetros.

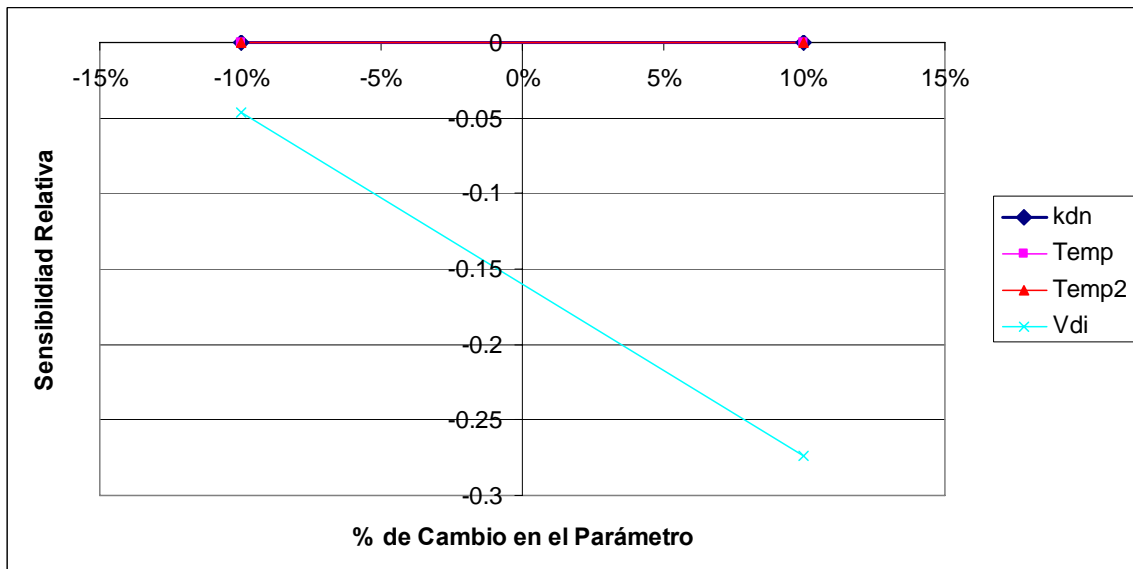


Figura 63: Sensibilidad del constituyente NH₃

Por otro lado, el constituyente pH sólo está representado por un parámetro, la presión parcial de dióxido de carbono p_{CO_2} . La siguiente figura ilustra la sensibilidad obtenida para este parámetro.

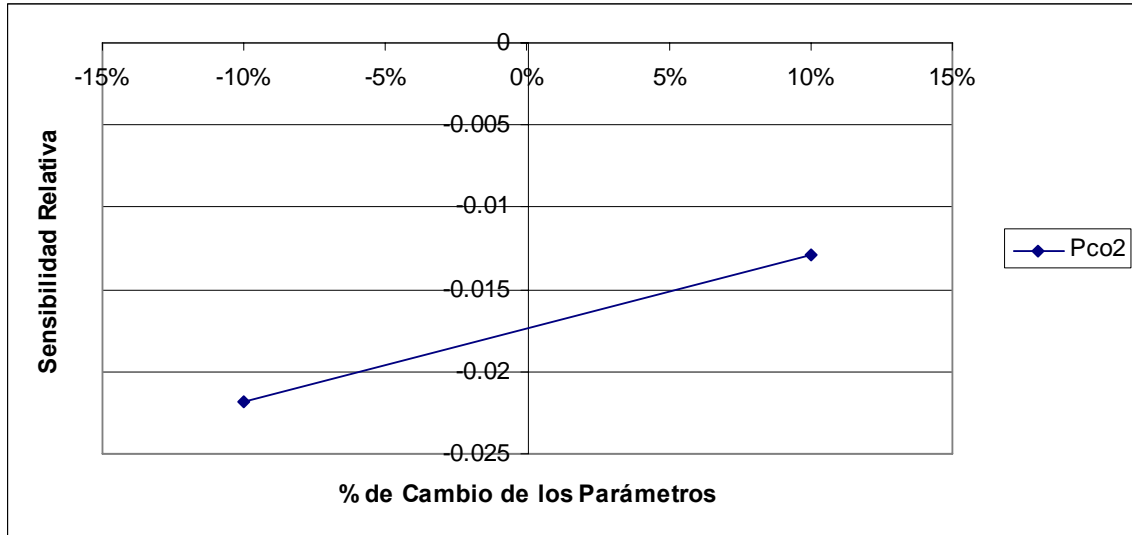


Figura 64: Sensibilidad del constituyente pH

La Figura 65 muestra el análisis de sensibilidad realizado para el constituyente oxígeno disuelto, cuyo comportamiento está establecido en el modelo por seis parámetros. Como resultado se encontró que el parámetro relacionado con la temperatura es el que produce más cambios en el constituyente de oxígeno disuelto. Los demás se pueden considerar como insensibles para el constituyente.

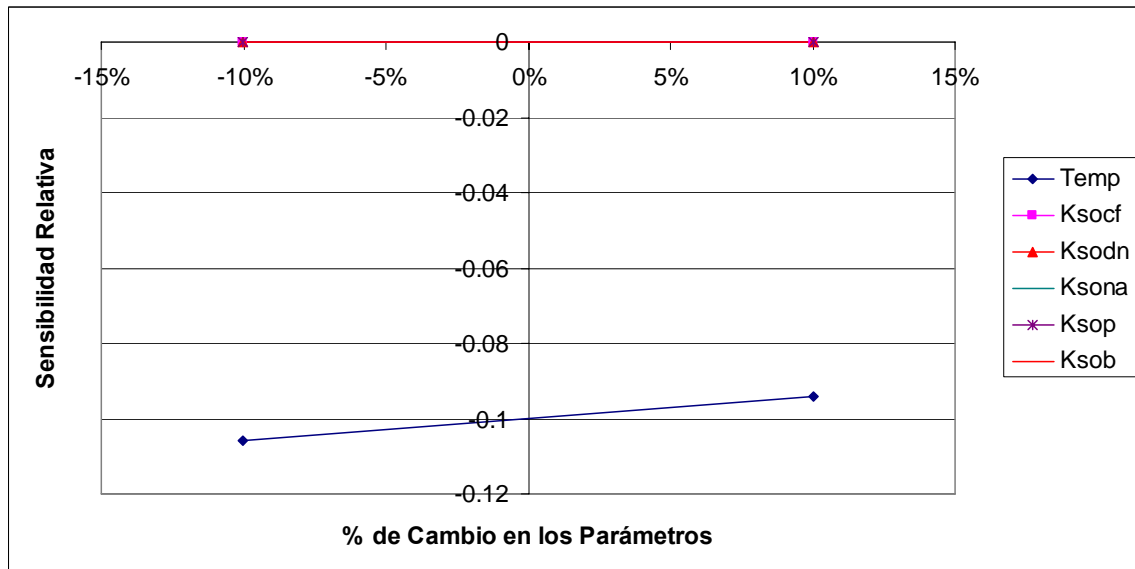


Figura 65: Sensibilidad del constituyente Oxígeno Disuelto

En este análisis, únicamente no se tomó en cuenta el constituyente de temperatura. Esto ya que, para dicho constituyente, el modelo sólo requiere valores para concentraciones de entrada y no permite al usuario modificar los valores de los parámetros utilizados en el cómputo de variación de este constituyente.

Además de los valores de concentración utilizados como entrada (input) al modelo, éste requiere las concentraciones de los constituyentes para cada tributario. Lamentablemente, no existe una estación de monitoreo en cada tributario con la cual se pueda precisar dichas concentraciones. Así que fue necesario buscar métodos alternos para determinarlas. En el caso de constituyentes como la temperatura y el pH, las concentraciones se establecieron calculando el promedio para todos los datos históricos de la estación USGS 50144000. La Tabla 45 contiene las concentraciones de pH y temperatura usadas para cada tributario.

Tabla 45: Concentraciones de pH y Temperatura utilizadas para los tributarios del RGA en el área de estudio

Parámetro	Año húmedo 2005	Año promedio 2007	Año seco 1997
Temperatura (°C)	25.26	25.02	25.46
pH	7.79	7.8	8.03

En el caso de los constituyentes como oxígeno disuelto, nitrógeno de amonio y nitratos, se realizó un balance de masa para determinar la concentración correspondiente a cada tributario según su condición de caudales. En este caso, se estableció la carga correspondiente a cada uno de estos constituyentes en las dos estaciones estudiadas. Luego, esta diferencia en cargas fue distribuida a través de la cuenca usando una relación de áreas similar a la utilizada para precisar los caudales de cada tributario (ver ecuación 69). La ecuación 71 presenta la relación empleada para estos constituyentes:

$$Q_i = \Delta W_i \frac{Area_{SubCuenca,i}}{Area_{Total}} \quad (71)$$

donde ΔW_i es la diferencia en masa del constituyente entre la dos estaciones incluidas en el estudio.

Las cargas y las diferencias en carga correspondientes entre las estaciones del USGS se presentan en las Tablas 46, 47 y 48 para las condiciones húmedo, promedio y seco respectivamente.

Tabla 46: Cargas observadas para varios constituyentes en condición húmedo

Constituyente	Cargas Año Húmedo (lb/día)		Diferencia
	USGS 4000	USGS 6000	ΔW_i
OD	991.2	1404.3	413.1
Nitrógeno de Amonio	84.96	96.64	11.68
Nitratos	103.84	113.25	9.41

Tabla 47: Cargas observadas para varios constituyentes en condición promedio

Constituyente	Cargas Año Promedio (lb/día)		Diferencia
	USGS 4000	USGS 6000	ΔW_i
OD	920	1161.6	241.6
Nitrógeno de Amonio	66	72.6	6.6
Nitratos	34	105.6	71.6

Tabla 48: Cargas observadas para varios constituyentes en condición Seco

Constituyente	Cargas Año Seco (lb/día)		Diferencia
	USGS 4000	USGS 6000	ΔW_i
OD	592.8	568.8	24
Nitrógeno de Amonio	No Hay Datos Disponibles		
Nitratos	9.88	4.74	5.14

Las Tablas 49, 50 y 51 muestran los valores de cargas en libras por día correspondientes a cada tributario obtenidas para los constituyentes Oxígeno Disuelto, Nitrógeno de Amonio y Nitratos:

Tabla 49: Cargas para Oxígeno Disuelto

Tributario	Cargas de Oxígeno Disuelto (lb/día)		
	Húmedo	Promedio	Seco
Q. Cerro Gordo	208.00	121.65	12.08
Tributario 2	75.64	44.23	4.39
Río Humatas	373.88	218.66	21.72
Tributario 1	128.06	74.90	7.44
Río Casey	979.82	573.04	56.92
Áreas Riberinas	452.95	264.91	26.32

Tabla 50: Cargas para Nitrógeno de Amonio

Tributario	Cargas de Nitrógeno de Amonio (lb/día)		
	Húmedo	Promedio	Seco
Q. Cerro Gordo	5.88	3.32	
Tributario 2	2.14	1.21	
Río Humatas	10.57	5.97	No Hay Datos
Tributario 1	3.62	2.05	
Río Casey	27.70	15.65	
Áreas Riberinas	12.81	7.24	

Tabla 51: Cargas para Nitratos

Tributario	Cargas de Nitratos (lb/día)		
	Húmedo	Promedio	Seco
Q. Cerro Gordo	4.74	36.05	2.59
Tributario 2	1.72	13.11	0.94
Río Humatas	8.52	64.80	4.65
Tributario 1	2.92	22.20	1.59
Río Casey	22.32	169.83	12.19
Áreas Riberinas	10.32	78.51	5.64

En el caso de los coliformes fecales, sí fue posible estimar la concentración correspondiente a cada tributario. En un estudio anterior (Prieto, 2008), se realizó un análisis para determinar las cargas de coliformes fecales en la cuenca del RGA. Este estudio se basó en las cargas por usos de terreno y por las fuentes de producción de coliformes fecales tales como granjas de cerdos, pozos sépticos y vida silvestre. Los usos

de terreno considerados fueron urbano, agricultura, bosque y pastizales. La Tabla 52 muestra los resultados obtenidos por el estudio de Prieto (2008) para el área en investigación. Las cargas se representan en Unidades de Coliformes Fecales (UCF) por cada acre por día.

Tabla 52: Cargas para Coliformes Fecales (Prieto, 2008)

	Carga de Coliformes Fecales por Fuente (UCF/acre-día)			
	Vida Silvestre, W_V	Cerdos, W_C	Urbano, W_U	Pozos Sépticos, W_P
USGS 50146000	1.67×10^6	2.35×10^9	1.22×10^7	4.29×10^8

Estos resultados son obtenidos para toda el área de estudio. Sin embargo, el programa QUAL2K sólo requiere las concentraciones por áreas tributarias. Por lo tanto, considerando que W_U es la contribución de coliformes fecales debido a los usos de terrenos tales como transportación, comercial, residencial, comunicación y utilidades.

Para determinar la contribución por vida silvestre se presumió una distribución uniforme a través de la cuenca. Tomando en cuenta esta distribución uniforme, se calcularon las cargas utilizando una relación lineal por áreas, similar a la ya empleada para establecer los caudales en los tributarios.

$$W_{VidaSilvestre} = W_V \frac{Area_{Tributario}}{A_{Total}} \quad (72)$$

De igual manera, se puede estimar las concentraciones correspondientes a pozos sépticos y a urbano si se analiza una relación de las áreas sin alcantarillado sanitario.

$$W_{PozosSepticos} = W_P \frac{Area_{SA,Tributario}}{Area_{SA,Total}} \quad (73)$$

$$W_{Urbano} = W_U \frac{Area_{SA,Tributario}}{Area_{SA,Total}}$$

donde:

W_{Urbano} , $W_{VidaSilvestre}$ y $W_{PozosSepticos}$ = cargas de coliformes fecales en el tributario,

W_U , W_V y W_P = cargas obtenidas por el estudio Prieto (2008),

$Area_{Tributario}$ = área de la subcuenca,

$Area_{Total}$ = área total de la cuenca en estudio,

$Area_{SA,Tributario}$ = área sin alcantarillado sanitario en la subcuenca y

$Area_{SA,Total}$ = área sin alcantarillado sanitario total en la cuenca en estudio.

Las áreas sin alcantarillado sanitario (ver Tabla 53) fueron precisadas usando ArcMap y las coberturas diseñadas por PRWRERI (2007) para el desarrollo del TMDL de la cuenca del Río Grande de Añasco. El área total sin alcantarillado sanitario es igual a 2.23 mi².

Tabla 53: Áreas sin alcantarillado por tributario (PRWRERI, 2007)

Tributario	Área_{SA} (mi²)
Q. Cerro Gordo	0.154
Tributario 2	0.026
Río Humatas	0.202
Tributario 1	0.336
Río Casey	0.571
Áreas Riberinas	0.944

En el caso de la contribución de las granjas de cerdos, se identificaron las subcuencas en las que había presencia de estas granjas. Esto correspondió a tener tres granjas de las cuales dos estaban presentes en la subcuenca del Río Casey y la otra en la del Tributario 2. La Figura 66 ilustra la ubicación de las fincas de cerdos. Esta cobertura fue diseñada por PRWRERI (2007) para el desarrollo del TMDL para la cuenca del RGA.

Tomando en cuenta estas diferentes contribuciones de diversas fuentes se procedió a determinar las cargas por coliformes fecales para cada tributario. La Tabla 54 contiene el resultado de las carga en unidades de UCF /acre-día.

Tabla 54: Cargas de Coliformes Fecales en tributarios

Tributario	$W_{PozosSepticos}$	W_{Urbano}	W_{Cerdos}	$W_{VidaSilvestre}$	Cargas Totales (UCF /acre-día)
Cerro Gordo	2.96E+07	8.41E+05		1.57E+05	3.06E+07
Tributario 2	5.03E+06	1.43E+05	7.83E+08	5.69E+04	7.89E+08
Río Humatas	3.88E+07	1.10E+06		2.81E+05	4.02E+07
Tributario 1	6.45E+07	1.84E+06		9.64E+04	6.65E+07
Río Casey	1.10E+08	3.12E+06	1.57E+09	7.38E+05	1.68E+09
Areas Riberinas	1.81E+08	5.16E+06		3.41E+05	1.87E+08

Para determinar la concentración de coliformes en unidades de UCF/100mL se utilizó la siguiente ecuación:

$$c = \frac{W}{Q} \tag{74}$$

$$c \left(\frac{UCF}{100mL} \right) = \frac{W_{Total} \times Area}{Q} \times 26.163 \times 10^{-6}$$

donde W_{Total} es en UCF/Acre-día, $Área$ en mi^2 y Q en pcs.

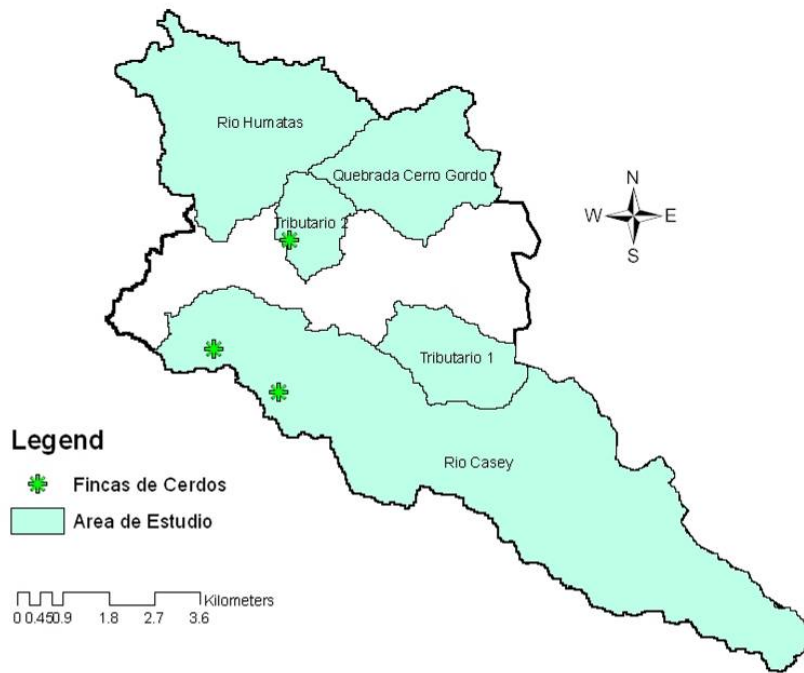


Figura 66: Localización de granjas de cerdos

Al aplicar las correspondientes conversiones, se obtuvo como resultado las concentraciones de coliformes fecales para cada tributario, las cuales se presentan en la Tabla 55 para cada condición de caudales identificadas previamente.

Tabla 55: Concentración de Coliformes Fecales, c, por tributario

Tributario	Condición Húmeda (UCF/100ml)	Condición Promedio (UCF/100ml)	Condición Seco (UCF/100ml)
Cerro Gordo	626	645	6,883
Tributario 2	16,134	16,638	177,471
Río Humatas	822	848	9,045
Tributario 1	1,360	1,403	14,961
Río Casey	34,376	35,451	378,141

6.2.1.3 Resultados del Modelo QUAL2K

El modelo QUAL2K se usó para determinar la variación de las concentraciones de los constituyentes en espacio a través del tramo de río bajo estudio. Las Tablas 56, 57 y 58 muestran los resultados logrados por el modelo para las diferentes condiciones húmedo, promedio y seco respectivamente.

Tabla 56: Resultados del modelo para condición seca (mayo – 1997)

<i>Nombre del Segmento</i>	<i>Distancia (km)</i>	<i>Temperatura °C</i>	<i>DO (% sat)</i>	<i>pH</i>	<i>NO₃ (mgN/L)</i>	<i>Patógenos UCF/100mL</i>
Sta USGS 50144000	15.79	28.00	0.95	7.80	0.1300	240.00
Quebrada Cerro Gordo	10.92	25.99	0.98	8.08	0.0751	74.08
Tributario # 1	8.01	25.61	0.98	8.09	0.0618	15.86
Tributario # 2	6.16	25.38	0.99	8.10	0.0573	38.62
Río Humata	3.49	25.60	0.99	8.10	0.0559	1350.07
Río Casey	1.29	26.06	0.99	8.11	0.0562	160.17
Sta USGS 50146000	0	26.20	0.99	8.11	0.0569	83.69

Tabla 57: Resultados del modelo para condición húmeda (febrero – 2005)

<i>Nombre del Segmento</i>	<i>Distancia (km)</i>	<i>Temperatura °C</i>	<i>DO (% sat)</i>	<i>pH</i>	<i>NO₃ (mgN/L)</i>	<i>Patógenos UCF/100mL</i>	<i>NH₄ (mgN/L)</i>
Sta USGS 50144000	15.79	25.00	1.02	8.10	0.880	360	0.720
Quebrada Cerro Gordo	10.92	24.63	1.05	8.08	0.841	691	0.696
Tributario # 1	8.01	24.60	1.06	8.08	0.834	708	0.691
Tributario # 2	6.16	24.57	1.08	8.06	0.807	761	0.675
Río Humata	3.49	25.02	1.13	8.03	0.754	4040	0.642
Río Casey	1.29	25.21	1.13	8.02	0.753	4033	0.642
Sta USGS 50146000	0.00	25.21	1.13	8.02	0.753	4033	0.642

Tabla 58: Resultados del modelo para condición promedio (febrero – 2006)

<i>Nombre del Segmento</i>	<i>Distancia (km)</i>	<i>Temperatura °C</i>	<i>DO (%sSat)</i>	<i>pH</i>	<i>NO₃ (mgN/L)</i>	<i>Patógenos UCF/100mL</i>	<i>NH₄ (mgN/L)</i>
Sta USGS 50144000	15.79	25.00	1.00	8.30	0.3400	2400	0.6600
Quebrada Cerro Gordo	10.92	24.49	0.95	8.13	0.0498	2765	0.5352
Tributario # 1	8.01	24.42	0.93	8.08	0.0529	2753	0.4928
Tributario # 2	6.16	24.42	0.91	8.02	0.1544	2671	0.4457
Río Humata	3.49	24.82	0.88	7.96	0.3296	7776	0.3843
Río Casey	1.29	25.26	0.87	7.94	0.2353	7722	0.3720
Sta USGS 50146000	0.00	25.40	0.87	7.94	0.2273	7701	0.3692

Una vez obtenidas las variaciones de concentraciones a través del tramo bajo estudio, se calculó el ICA utilizando el método de agregación ya seleccionado e ilustrado en la Tabla 24.

Las Tablas 59, 60 y 61 contienen los resultados obtenidos para el ICA por cada húmedo, promedio y seco respectivamente.

Tabla 59: Variación espacial del ICA para condición húmeda

Nombre del Segmento	Distancia (km)	ICA
Sta USGS 50144000	15.79	35
Quebrada Cerro Gordo	10.92	26
Tributario # 1	8.01	25
Tributario # 2	6.16	24
Río Humata	3.49	9
Río Casey	1.29	9
Sta USGS 50146000	0	9

Tabla 60: Variación espacial del ICA para condición promedio

Nombre del Segmento	Estación	ICA
Sta USGS 50144000	15.79	12
Quebrada Cerro Gordo	10.92	11
Tributario # 1	8.01	11
Tributario # 2	6.16	11
Río Humata	3.49	6
Río Casey	1.29	6
Sta USGS 50146000	0	6

Tabla 61: Variación espacial del ICA para condición seca

Nombre del Segmento	Estación	ICA
Sta USGS 50144000	15.79	43
Quebrada Cerro Gordo	10.92	68
Tributario # 1	8.01	76
Tributario # 2	6.16	71
Río Humata	3.49	28
Río Casey	1.29	55
Sta USGS 50146000	0	60

Los resultados de la variación espacial del ICA se representan de dos maneras: por medio de gráficas y mediante una representación espacial preparada con el programa ArcMap.

La Figura 67 simboliza la variación del ICA para una condición húmeda según los resultados obtenidos por el programa QUAL2K. La flecha azul nos indica cuál es la dirección del flujo y las flechas negras la localización de los tributarios o fuentes puntuales. Por lo tanto, la estación USGS 50146000 está identificada en la gráfica en el eje horizontal en la distancia cero, mientras que la estación USGS 50144000 está a una distancia de 15.79 km desde el origen.

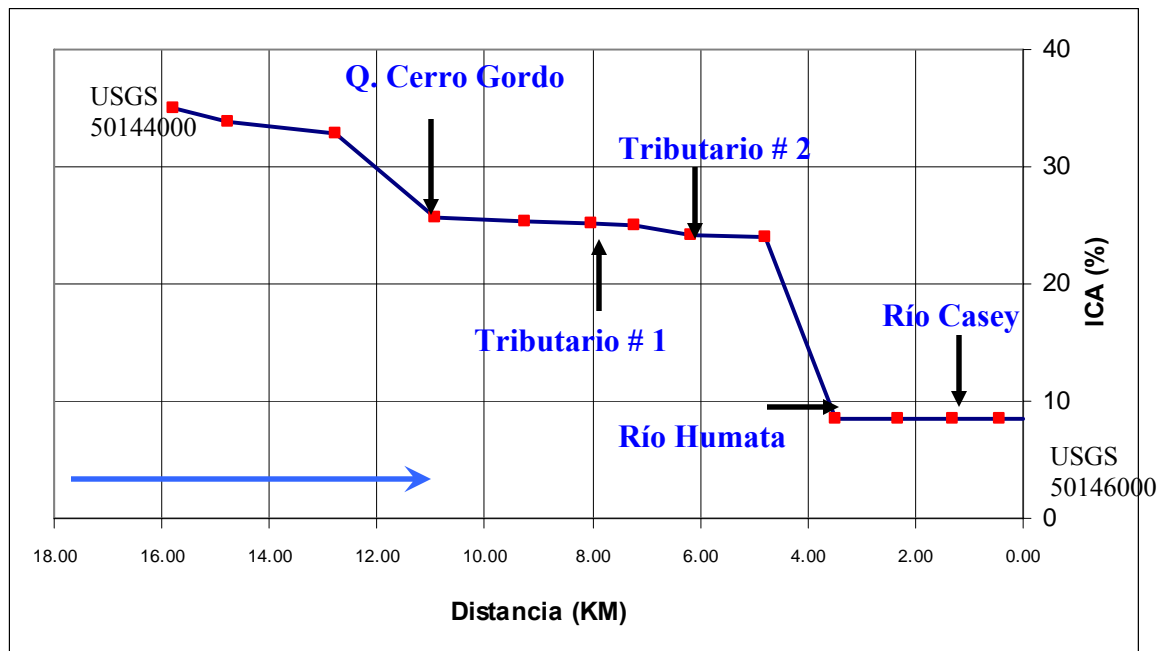


Figura 67: Representación del ICA en espacio para condición húmeda

Si estudiamos la gráfica, podemos notar que al comienzo del tramo en estudio (estación USGS 50144000) tenemos un ICA de 34%, calidad promedio, y a medida que va avanzando en espacio hasta el final del tramo (estación USGS 50146000) hay una reducción en la calidad del agua hasta llegar a una condición pobre. Este comportamiento se debe a que en este tramo existen cinco tributarios los cuales también contribuyen y afectan la calidad del río. Si analizamos la Tabla 57, podemos observar que el ICA se mantiene bajo una calidad promedio con valores mayores a 30% hasta que recibe la

aportación del Tributario 1 y del Tributario 2. En estos segmentos influenciados por los Tributario 1 y 2, hay una disminución en la calidad del agua alcanzando un estado de alerta. Sin embargo, la mayor reducción proviene de la contribución de la subcuenca del Río Humatas y del Río Casey, alcanzando valores representativos de una calidad pobre. Estos dos tributarios son representados en el modelo por los últimos dos segmentos del tramo del Río Grande de Añasco bajo estudio. Si examinamos la Tabla 57, podemos notar que para estos dos segmentos existen grandes concentraciones de coliformes fecales. Para estas altas concentraciones se obtendrán subíndices muy bajos que tendrán una mayor influencia en el valor final del ICA como se demostró en el análisis de sensibilidad en el Capítulo 5. Así que, es muy probable que esta reducción tan notable se deba a la aportación de coliformes fecales que presentan estos ríos. Para demostrar esta observación, se eliminaron las concentraciones de coliformes fecales para estos dos tributarios, Río Humatas y Río Casey. La Tabla 62 muestra cómo al eliminar la contribución de coliformes fecales para estos dos tributarios aumenta el valor del ICA en cada segmento. Esto comprueba, claramente, que la calidad del agua en la estación aguas abajo esta altamente influenciada por las concentraciones de coliformes fecales que evidencian los tributarios Humatas y Casey.

Tabla 62: ICA para condición húmeda sin Coliformes Fecales

Nombre del Segmento	Estación	ICA- Antes	ICA - Después
Sta USGS 50144000	15.79	35	35
Quebrada Cerro Gordo	10.92	26	36
Tributario # 1	8.01	25	30
Tributario # 2	6.16	24	31
Río Humata	3.49	9	33
Río Casey	1.29	9	34
Sta USGS 50146000	0	9	34

La representación espacial para esta condición se ilustra en la Figura 68. Los colores que representan el valor del ICA están dados según la escala de clasificación ilustrada en la Tabla 28.

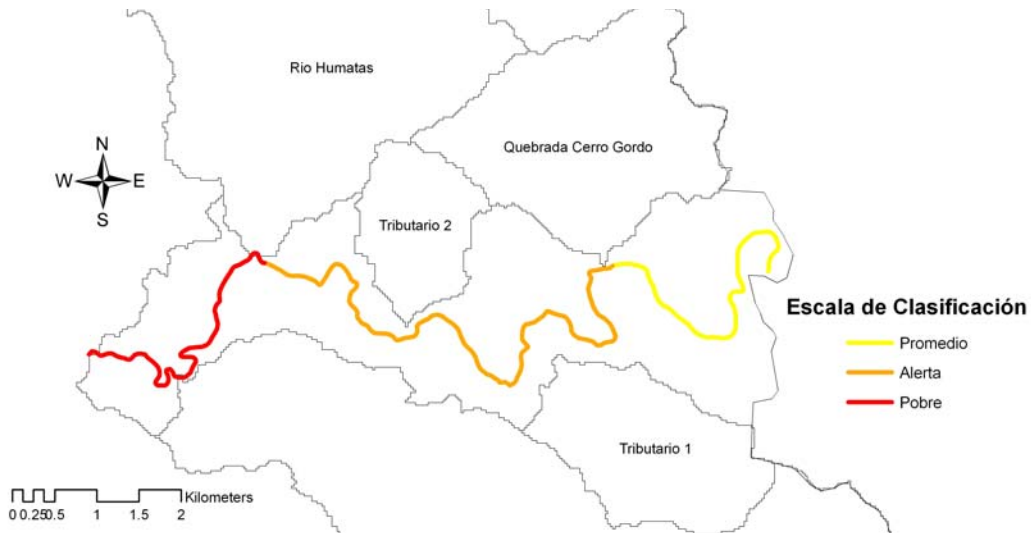


Figura 68: Variación espacial del ICA para una condición húmeda

La Figura 69 ilustra la variación en espacio para una condición promedio. Los resultados obtenidos muestran muy poca variación y un nivel de calidad de agua pobre. Si observamos la Tabla 60, podemos notar que la contribución de los tributarios afecta muy poco la calidad del agua.

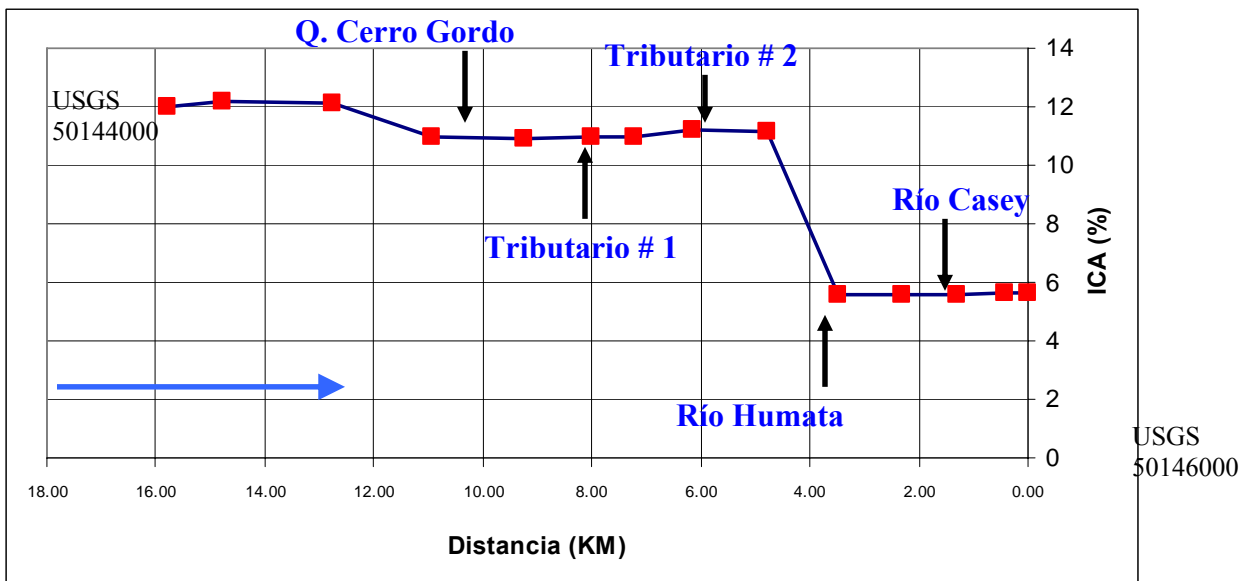


Figura 69: Representación del ICA en espacio para condición promedio

Sin embargo, al analizar la Tabla 58 podemos ver la razón por la cual se presenta un ICA tan bajo para esta condición promedio. Las concentraciones de coliformes fecales

obtenidas son muy altas para todo el tramo bajo estudio. Debido a que el método de agregación es bien sensible a constituyentes con concentraciones críticas, en este caso los coliformes fecales, éste tiende a representar niveles muy bajos de calidad de agua. Así que la razón por la cual obtenemos ICA bajos para esta condición se debe a las concentraciones altas para coliformes fecales estimadas por el modelo para todo el tramo del Río Grande de Añasco bajo estudio. La representación espacial para esta condición se ilustra en la Figura 70.



Figura 70: Variación espacial del ICA para una condición promedio

Las variaciones para la condición seca se muestran en la Figura 71. En este caso, es posible notar con mayor facilidad cómo la contribución de los tributarios puede afectar el valor del ICA. Para esta condición no se muestra un patrón de decrecimiento continuo, sino que hay muchas variaciones en la calidad del agua. Si se observa en la Tabla 61, se aprecia que el río comienza con una calidad promedio que fue incrementando durante el primer segmento y luego, debido a la contribución de la Quebrada Cerro Gordo, aumentó, considerablemente, su valor alcanzando una calidad buena. Asimismo, la contribución por parte del Tributario 1 hizo que descendiera la calidad del agua hasta ser impactado positivamente por el Tributario II y después el Río Humatas alteró, significativamente, la calidad del agua provocando una disminución considerable. Finalmente, la contribución del Río Casey influenció, favorablemente, la calidad al final del tramo de río.

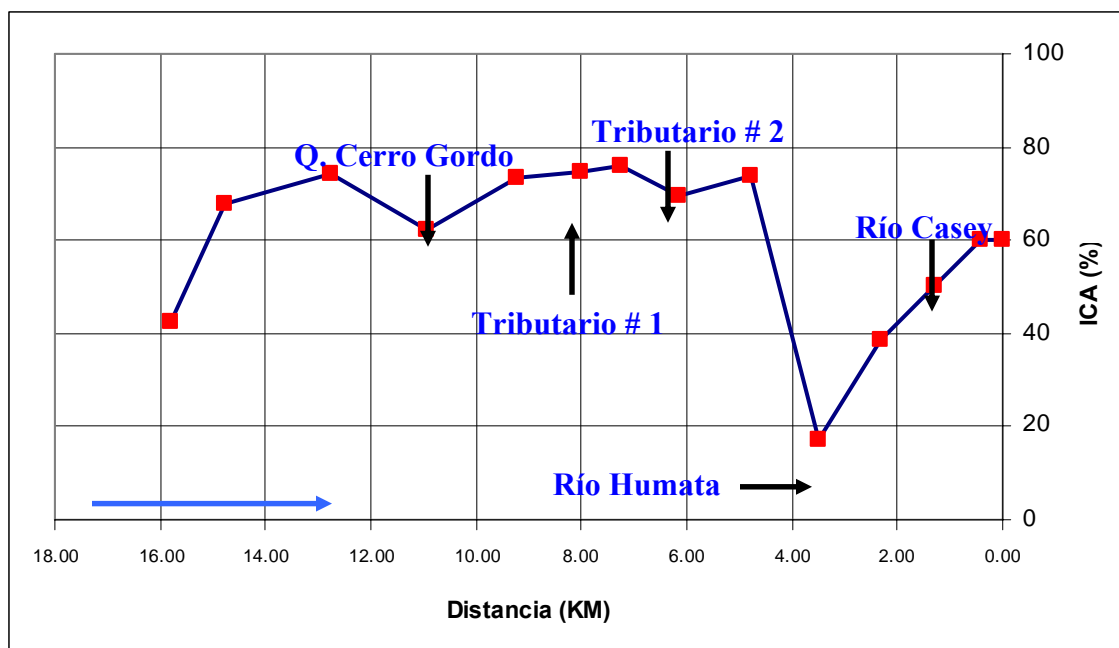


Figura 71: Representación del ICA en espacio para condición seca

Si se analiza la Tabla 63, ésta incluye los valores de subíndices obtenidos para cada constituyente evaluado en esta condición seca. La columna correspondiente a los patógenos presenta los valores de subíndices más bajos entre los constituyentes evaluados.

Tabla 63: Valores de subíndices para los constituyentes en la condición seca

<i>Nombre del Segmento</i>	<i>Distancia (km)</i>	<i>Temperatura (°C)</i>	<i>DO (% sat)</i>	<i>pH</i>	<i>NO₃ (mgN/L)</i>	<i>Patógenos UFC/100mL</i>
Sta USGS 50144000	15.79	0.700	0.996	0.866	0.968	0.455
Quebrada Cerro Gordo	10.92	0.830	0.999	0.780	0.981	0.730
Tributario # 1	8.01	0.851	1.000	0.774	0.985	0.927
Tributario # 2	6.16	0.864	1.000	0.772	0.986	0.838
Río Humata	3.49	0.852	1.000	0.771	0.986	0.129
Río Casey	1.29	0.826	1.000	0.771	0.986	0.555
Sta USGS 50146000	0	0.818	1.000	0.770	0.986	0.705

Como ha sido demostrado anteriormente, en varios análisis, el ICA siempre muestra una mayor influencia por aquel constituyente que tenga la concentración más baja, es decir el constituyente más crítico. En este caso, los coliformes fecales representan el constituyente más crítico y, en consecuencia, el valor del ICA estará directamente

relacionado con su variación. Podemos apreciar, en la Tabla 64, que las variaciones en la calidad del agua observadas para esta condición seca coinciden con las de los coliformes fecales obtenidas por el modelo.

Tabla 64: Comparación entre el ICA y las concentraciones de Coliformes Fecales para la condición seca

<i>Nombre del Segmento</i>	<i>Distancia (km)</i>	<i>Patógenos UFC/100mL</i>	ICA
Sta USGS 50144000 – A	15.79	240.00	43
Quebrada Cerro Gordo – A	10.92	74.08	68
Tributario # 1 – A	8.01	15.86	76
Tributario # 2 – A	6.16	38.62	71
Río Humata – A	3.49	1350.07	28
Río Casey – A	1.29	160.17	55
Sta USGS 50146000	0	83.69	60

La representación espacial para esta condición se ilustra en la Figura 72.



Figura 72: Variación espacial del ICA para una condición seca

6.3 Análisis del ICA para cuencas en Puerto Rico

En esta sección, se expone la aplicación del método desarrollado en esta investigación en algunas de las cuencas más importantes de Puerto Rico. Para lograr este análisis, primero fue necesario identificar las cuencas en las cuales el USGS tuviera una

estación de aforo en que se tomen muestras de la calidad del agua con cierta regularidad. Esta información se obtuvo del documento “Water Resource Data Puerto Rico and the U.S. Virgin Islands” (Díaz et al., 2006). En aquellas cuencas en las que existiera más de una estación, se seleccionó la que estuviera ubicada más cerca de su desembocadura en la costa. Al escoger la estación más aguas abajo, se toma en consideración todas las contribuciones posibles al río y el valor obtenido se refiere a las condiciones promedio de la cuenca.

Existen algunas estaciones en las cuales los datos no llegan al presente. Por tal razón, se utilizó como datos de calidad de agua la información disponible en la página de calidad de agua del USGS para el año más reciente en cada estación.

La Tabla 65 muestra los resultados del ICA obtenidos para las 19 cuencas elegidas en este estudio. Es importante recordar que el ICA es un valor puntual representativo de las condiciones de calidad de agua en un instante de tiempo. Así que los resultados ilustrados en la Tabla 65 identifican el ICA obtenido según los constituyentes medidos en un instante de tiempo durante el día que se indica.

Tabla 65: Resultados ICA para cuencas de Puerto Rico

Estación USGS	Tributario	Fecha	ICA
<i>Años 2008</i>			
50106500	Coamo	11-agosto-2008	33.24
50138000	Guanajibo	12-agosto-2008	7.26
50124700	Guayanilla	13-agosto-2008	32.57
50039500	Cibuco	14-agosto-2008	24.24
50116200	Portugués	14-agosto-2008	52.26
50146000	RG Añasco	19-agosto-2008	7.35
50149100	Culebrinas	20-agosto-2008	1.43
50046000	La Plata	25-agosto-2008	36.41
50063800	Espíritu Santo	6-agosto-2008	49.88
50047530	Bayamón	7-agosto-2008	2.98
50082000	Humacao	7-agosto-2008	1.84
50029000	RG Arecibo	7-agosto-2008	29.28
50038100	RG Manatí	7-agosto-2008	7.15
50049100	Río Piedras	8-agosto-2008	1.25
50091000	Maunabo	8-agosto-2008	28.86

Tabla 65: Resultados ICA para cuencas de Puerto Rico (Continuación)

Estación USGS	Tributario	Fecha	ICA
<i>Años 2005</i>			
50072500	Fajardo	19-septiembre-2005	1.43
50086500	Guayanés	20-septiembre-2005	4.8
<i>Años 2004</i>			
50129700	Loco	24-agosto-2004	30.8
50091800	Chico	25-agosto-2004	9.9

La Figura 73 ilustra la calidad de agua para el mes de agosto de 2008 para las diferentes cuencas estudiadas en Puerto Rico. Los colores presentados son asignados según la escala de clasificación mostrada en la Tabla 29.

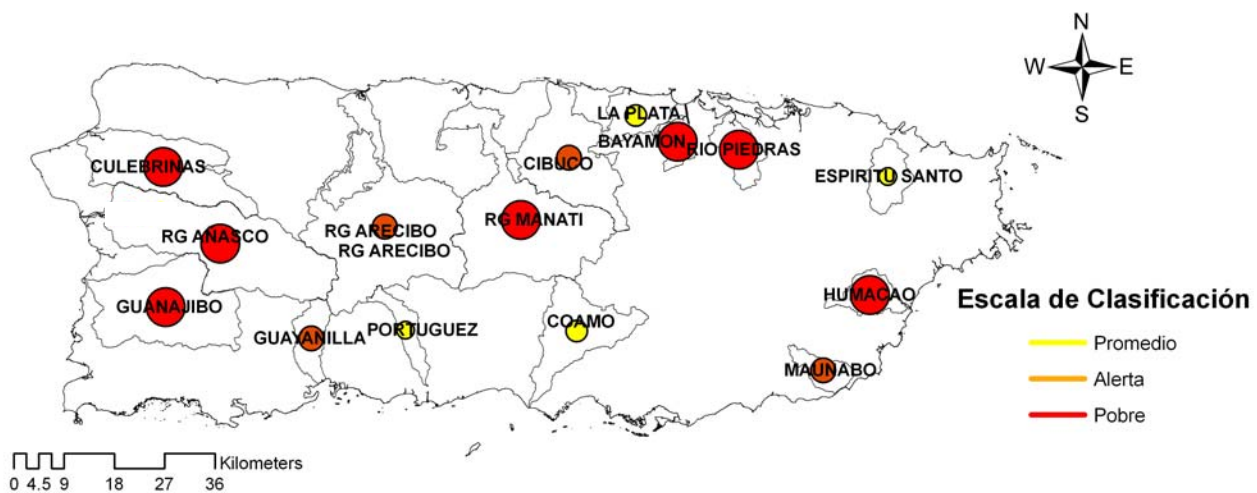


Figura 73: ICA para cuencas en Puerto Rico

Nota: Los datos corresponden al mes de agosto de 2008 con excepción de Fajardo, Guayanés, Chico y Loco.

7 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En definitiva, la calidad del agua es un aspecto muy importante por el cual tenemos interesarnos mucho hoy en día. En ocasiones, los abastos de agua son limitados por lo que es necesario establecer métodos que ayuden a determinar y evaluar las condiciones en las que se encuentran los cuerpos de agua superficiales.

Como alternativa para llevar a cabo estas evaluaciones, se ha propuesto una metodología capaz de estimar un índice de calidad de agua (ICA), de tal forma, que sea práctica y fácil de entender para el público en general. Así pues, se crea un método por el cual se sopesa el comportamiento de constituyentes que pueden afectar la calidad del agua eliminando la percepción del público, que sólo considera los aspectos estéticos para interpretar la calidad del agua.

En el pasado, ya se han ideado metodologías similares para representar la calidad del agua. Sin embargo, éstas han sido representativas para otros lugares y condiciones muy diferentes a las que podemos tener en Puerto Rico. En esta investigación, se elaboró una metodología específica para nuestro ambiente y en la que se logró tomar en cuenta la opinión de expertos en Puerto Rico. A pesar de que no se recibió el apoyo esperado de todos los expertos, se alcanzó el objetivo de desarrollar un ICA que aplique a los ríos en Puerto Rico. En el futuro, se entiende que esta metodología para el ICA puede ser una pieza fundamental al momento de establecer medidas para el manejo de nuestros ríos.

El proceso de agregación fue una de las partes más fundamentales para la preparación de este índice. Se realizó un análisis que examinó ecuaciones que han sido recomendadas en diversos estudios para asegurar la selección de la mejor. Como resultado, se ha escogido una ecuación que evita confrontar problemas de ambigüedad y de preferencias por ciertos constituyentes. De esta manera, se tiene una ecuación sensible a los constituyentes críticos y que no sobreestima los valores de calidad de agua. Además, esta metodología tiene la flexibilidad de que no necesariamente hay que tener información de todos los constituyentes para obtener un valor de la calidad del agua según los constituyentes utilizados, lo que provoca que este método tenga varias utilidades.

Por otra parte, para demostrar las características favorables de esta metodología se efectuó un análisis de sensibilidad sobre la ecuación seleccionada y como resultado se comprobó que, efectivamente, la ecuación no está influenciada por ningún constituyente en particular. Además, se verificó, adecuadamente, que no hace falta tener datos de calidad de agua de todos los constituyentes para obtener un valor del ICA. Sin embargo, al momento de efectuar un análisis que abarque varios años (series de tiempo) es necesario considerar el número de los constituyentes incluidos, ya que pueden resultar en conclusiones erróneas si no se toma en cuenta que los constituyentes usados en el cómputo sean los mismos.

Se realizaron varios análisis ponderando diferentes aplicaciones para probar la utilidad de esta metodología. Inicialmente, se hizo un análisis temporal de la calidad del agua para las dos estaciones bajo estudio. De este análisis, se determinó bajo qué condiciones de caudales pueden presentar valores de calidad más aceptables, siendo la condición húmeda la más favorable. Además, mediante gráficas, se ilustraron las tendencias en la calidad de agua que han tenido ambas estaciones a través del tiempo; información muy útil para identificar períodos críticos y patrones en la calidad del agua.

Se estableció un ICA utilizando los estándares de calidad de agua, el cual se denomina como ICA mínimo y que fue tomado como referencia para fijar una escala de clasificación para la calidad del agua. Por medio de dicha escala se observó que ambas estaciones muestran una calidad de agua en estado de alerta. Este estado representa una calidad de agua aceptable pero que está muy cerca de la calidad mínima requerida por los estándares (NPDWS, 2003 y PREQB, 2004). Para evitar llegar a una condición pobre, sería recomendable la implantación de mejores prácticas de manejo en la cuenca que reduzcan las cargas en las fuentes de contaminación para los constituyentes en cuestión.

Un segundo análisis para el cual se aplicó la metodología del ICA desarrollado fue para calcular la variación de la calidad del agua en espacio a través de un segmento del Río Grande de Añasco. Para lograr este análisis fue necesario la aplicación de un modelo de la calidad del agua (unidimensional e independiente del tiempo) para calcular las concentraciones de los constituyentes a lo largo del río. El modelo que se empleó fue el programa QUAL2K, el cual considera los constituyentes seleccionados y además la forma en que muestra sus resultados es adecuada para este tipo de aplicación. Como

resultado de la aplicación de este modelo se logró establecer la variación de las concentraciones de los constituyentes en espacio a lo largo del tramo del río bajo estudio. Además, se pudo caracterizar cómo fue influenciada la calidad del agua por causa de la contribución de los tributarios presentes en el segmento de río objeto de estudio. De este análisis se concluyó que el constituyente más crítico para este segmento de río son los coliformes fecales. Para mejorar la calidad del agua en este segmento, es recomendable elaborar prácticas de manejo adecuadas para reducir las fuentes de contaminación por coliformes fecales, las cuales ya han sido identificadas en estudios anteriores (Prieto, 2008). Para representar los resultados de la variación del ICA en espacio, se usaron gráficos, y como un concepto innovador, se representaron las variaciones de calidad para los segmentos del río mediante el programa ArcMap.

En un último análisis, se aplicó la metodología del ICA para determinar la calidad del agua en varias de las cuencas más importantes de Puerto Rico. Este análisis se llevó a cabo considerando los datos de calidad puntual medidos en las estaciones del USGS para las diferentes cuencas. La representación de este análisis se realizó utilizando el programa ArcMap. Como resultado de este análisis se puede apreciar desde un punto de vista más amplio, a nivel isla, cuál era la calidad del agua en nuestros ríos para agosto de 2008.

Conclusiones específicas

- Se desarrolló un procedimiento para calcular un valor característico del Índice de Calidad de Agua para los ríos en Puerto Rico según los constituyentes seleccionados por varios expertos locales.
- Por medio de varios análisis de sensibilidad se demostró, claramente, que la ecuación escogida para agregar el valor de los subíndices no confronta problemas de ambigüedad ni de eclipsamiento.
- Se comprobó por medio de un análisis de sensibilidad paramétrico que la ecuación no favorece ni le asigna un mayor peso a ninguno de los constituyentes seleccionados.
- Se evaluó la calidad del agua a través del tiempo para las dos estaciones presentes en el Río Grande de Añasco empleando como herramienta la metodología del ICA desarrollado. Como resultado se estableció que ambas estaciones se

encontraban para ese período de tiempo en estado de alerta. Entre los resultados obtenidos, también se determinó la tendencia en la calidad de agua para cada estación en un período de 17 años. Esta tendencia fue útil para precisar cómo ha mejorado con el tiempo la calidad del agua.

- Utilizando un segmento del Río Grande de Añasco, se evaluó la variación en los constituyentes y, a su vez, se calculó el ICA según la variación de estos. En este análisis se consideraron los ríos presentes como cargas puntuales y, además, se estudió cómo la contribución de cada una de estas cargas puntuales afectan la calidad del agua a lo largo del segmento estudiado. Se concluyó que el constituyente más crítico son los coliformes fecales y la mayor contribución proviene del Tributario 2, el río Casey, y el río Humatas.
- Mediante los datos del USGS se calculó el ICA para las cuencas más importantes en Puerto Rico y se logró plasmar la calidad del agua en los ríos de la Isla para agosto del 2008. Este resultado se ilustró en un mapa en el cual a simple vista se puede apreciar el estado de alerta en el que se encontraban la mayoría de los ríos en Puerto Rico en agosto del 2008.
- En general, el procedimiento desarrollado demostró ser capaz de agregar valores representativos de diferentes constituyentes de la calidad del agua.

Recomendaciones

Entre las recomendaciones se aconseja que se debe ampliar la consulta con los expertos, ya que al no contar con muchas opiniones, no se pudo conseguir el comportamiento característico para ciertos constituyentes. Las gráficas resultantes de este proceso son bien importantes ya que representan la espina dorsal de esta metodología.

La información usada para los diferentes análisis fue obtenida del USGS. Si se pretende implantar esta metodología como alternativa de evaluación y para tomar medida de manejo en los ríos se sugiere establecer un sistema de recolección de datos más eficiente, en el cual se pueda obtener datos para la mayoría de los constituyentes de manera consistente y más frecuente.

En fin, se entiende que esta metodología es muy útil para representar la calidad del agua en forma simplificada y se sugiere su aplicación para la evaluación de otros ríos

en Puerto Rico. Así se podrá demostrar una validación de la misma, lo que nos podría llevar a utilizar el ICA como el parámetros agregado para la evaluación de la calidad del agua en los ríos de Puerto Rico.

Entre las limitaciones encontradas sobre el proceso desarrollado es que los valores de ICA obtenidos son puntuales por lo que el resultado no se debe aplicar en un enfoque de cuenca.

8 REFERENCIAS

- 33 U.S.C 1251 et seq, (1972), Federal Water Pollution Control Act, U.S. Code
- Brown, R.M., McClelland, N., Deininger, R.A., y R.G., Tozer, (1970), *A Water Quality Index - Do We Dare*, Proceedings of the National Symposium on Data and Instrumentation for Water Quality Management, Conference of State Sanitary Engineers and Wisconsin University, July 21-23, 1970, Madison, WIS, p. 364-383, 1970.
- Canter, L.W., (1996), Environmental Impact Assessment, McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, ISBN 0-07-009767-4, p.122–133
- Chapra, S.C. y Pelletier, G.J., (2003), QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA.
- Cute, C.G., (2001), *Oregon Water Quality Index: A Tool for Evaluating Water Quality Management Effectiveness*, Journal of the American Water Resources Association, Vol. 31, No.1, p. 125- 137
- Dalkey, N.C, Brown, B., y S. Cochran, “The Delphi Method, III: Use of self rating to improve group estimates”. Technological Forecasting and Social Change, vol 1, 1970, pp. 283-91.
- Davis, M.L., y D.A, Cornwell, (1998), Introduction to Environmental Engineering, McGraw Hill, Series in Water Resources and Environmental Engineering, ISBN 0-07-015918-1, P. 224
- Díaz, P.L., Aquino, A., Figueroa-Alamo, C., García, R., y A.V., Sánchez, (2006), Water Resource Data Puerto Rico and the U.S. Virgin Islands, Water Year 2006, U.S. Geological Survey, PR
- House, M.A., (1996). *"Public perception and water quality management"*, Water Science and Technology. 34 (12), 25-32.
- Landwehr, J.M. y Deiniger, R.A. (1976), *A comparison of several water quality indexes*, J. Water Pollution Control Fedrn., 48(5), 954-958
- Linstone, H., y Turoff, M., (1975), The Delphi Method. Techniques and Applications, Addison-Wesley, 1975, p. 3
- Loucks, D.P., J.R. Stedinger, and A.H. Douglas, (1981), Water Resources Systems Planning and Analysis, Prentice Hall, New Jersey

- Mays, L.W., y Tung, Y.K., (2002), *Hydrosystems Engineering and Management*, Water Resources Publications, LLC, ISBN 1-887201-32-7
- Nagels, J.W., R.J. Davis-Colley, y D.G., Smith, (2001), *A Water Quality Index for Contact Recreation in New Zealand*, *Water Science and Technology* 43:285-292
- NPDWS, (2003), *National Primary Drinking Water Standards*, Office of Water, EPA 816-F-03-016, June 2003
- Ott, W.R., (1978), *Environmental Indices Theory and Practice*, Ann Arbor Science, Michigan, ISBN 0-250-40191-6
- PREQB, (2004), *Puerto Rico Environmental Quality Board, Puerto Rico Water Quality Inventory and List of Impaired Waters, 2004 305(b)/303(d) Final Report*
- Prieto-Pulido, P., (2008), *Aporte de Coliformes Fecales de Fuentes Puntuales y Dispersas en la Cuenca del Río Grande de Añasco*, Borrador, UPRM, noviembre 2008
- PRWRERI, (2007), *Development of TMDL'S in Río Grande de Añasco Watershed, Phase I: Problem Identification*, Final Report, marzo 2007
- Swamee, P.K., y Tyagi, A., (2000), *Describing Water Quality with Aggregate Index*, *Journal of Environmental Engineering*, v 126, n5, p. 451-455
- Tyson, J.M. y M.A. House, (1989), *The Application of a Water Quality Index to River Management*, *Water Science and Technology*, v 21, n 10-11 pt 4, p. 1149-1159
- Vargas, F.A., (1999), *Effect of Data Variability and Record Length on the Simple Least Squares Criterion for Parameter Estimation of a Conceptual Rainfall-Runoff Model*, Thesis Report, UPRM, July 1999, p. 56-58
- Vega, J.M, y Morales E.J., (2009) *Algoritmo para determinar parámetros en una función de comportamiento unimodal*, Arizona State University
- Vega, J.M, Morales E.J., y Campana R., (2009) *Algoritmo para determinar parámetros en una función con comportamiento de disminución uniforme*, Arizona State University y UPRM

APÉNDICE A

Cuestionarios

Primer Cuestionario

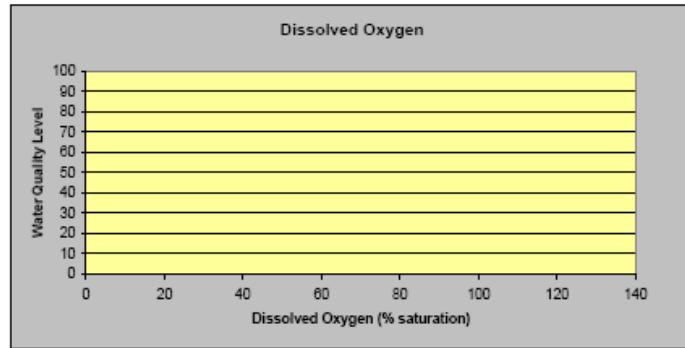
Parte A: Evaluación

Parameters	USGS	Classification			Rate
		Do not include	Undecided	Include	
Acidity					
Alkalinity	Yes				
Aluminum	Yes				
Ammonia	Yes				
Ammonia Nitrogen	Yes				
Arsenic	Yes				
Barium	Yes				
Bicarbonate	Yes				
Biochemical Oxygen Demand (BOD) (5-day)	Yes				
Boron	Yes				
Cadmium	Yes				
Calcium	Yes				
Carbon Chloroform Extract					
Carbonate	Yes				
Chemical Oxygen Demand	Yes				
Chloride	Yes				
Coliform Organisms					
Culer	Yes				
Conductivity					
Copper	Yes				
Cyanide	Yes				
Dissolved Oxygen (DO)	Yes				
Dissolved Solids					
Fecal Coliforms	Yes				
Fecal Streptococcus	Yes				
Fluoride	Yes				
Hardness					
Herbicides					
Iron	Yes				
Lead	Yes				
Magnesium	Yes				
Manganese	Yes				
Mercury	Yes				
Nitrate + Nitrite	Yes				
Oil and Grease					
Organic Nitrogen	Yes				
Pesticides					
pH	Yes				
Phenols					
Phosphate	Yes				
Phosphorus	Yes				
Radioactivity					
Selenium	Yes				
Silica	Yes				
Silver	Yes				
Sodium and Potassium	Yes				
Specific Conductance	Yes				
Sulfate	Yes				
Suspended Solids	Yes				
Temperature Change	Yes				
Total Chromium	Yes				
Total Organic Carbon					
Total Phosphorus	Yes				
Total Solids					
Turbidity	Yes				
Zinc	Yes				

Segundo Cuestionaro

Dissolved Oxygen (% saturation)	Water Quality Level
0	
20	
40	
60	
80	
100	
120	

Classification	WQI Level (%)
Excellent	91 - 100
Good	71 - 90
Average	41 - 70
Bad	21 - 40
Very Poor	0 - 20



The 2004 Water Quality 305(b)/303(d) Integrated Report written by the Puerto Rico Environmental Quality Board (PREQB, 2005) established the designated uses for all waters in Puerto Rico as water for:

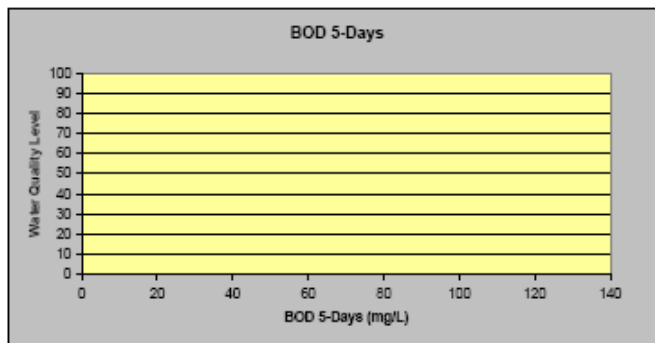
- protection and propagation of fish, shellfish, and wildlife,
- recreation and
- raw source of drinking water

The designated use CLASS 3D includes surface waters designated as raw source of public water supply, propagation and preservation of desirable species, and for primary and secondary contact recreation.

PREQB Water Quality Standards for Dissolved Oxygen = Not less than 5mg/L

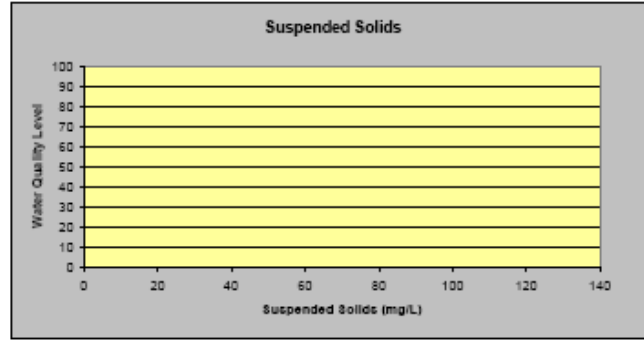
BOD 5-Days (mg/L)	Water Quality Level
0	
10	
20	
30	
40	
50	

Classification	WQI Level (%)
Excellent	91 - 100
Good	71 - 90
Average	41 - 70
Bad	21 - 40
Very Poor	0 - 20



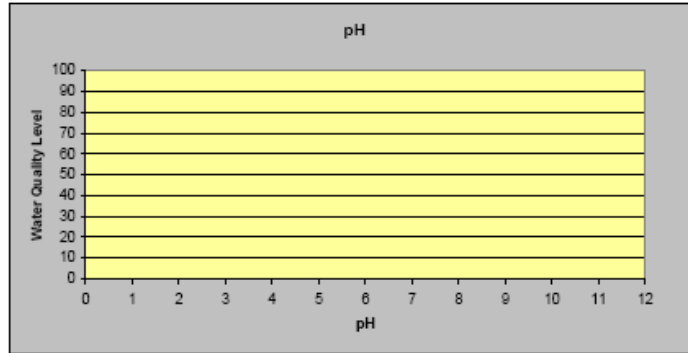
Suspended Solids (mg/L)	Water Quality Level
0	
20	
30	
40	
50	
60	

Classification	WQI Level (%)
Excellent	91 - 100
Good	71 - 90
Average	41 - 70
Bad	21 - 40
Very Poor	0 - 20



pH	Water Quality Level
2	
4	
6	
8	
10	
12	
14	

Classification	WQI Level (%)
Excellent	91 - 100
Good	71 - 90
Average	41 - 70
Bad	21 - 40
Very Poor	0 - 20



The 2004 Water Quality 305(b)(2)(3)(d) Integrated Report written by the Puerto Rico Environmental Quality Board (PREQB, 2005) established the designated uses for all waters in Puerto Rico as water for:

- a. protection and propagation of fish, shellfish, and wildlife,
- b. recreation and
- c. raw source of drinking water

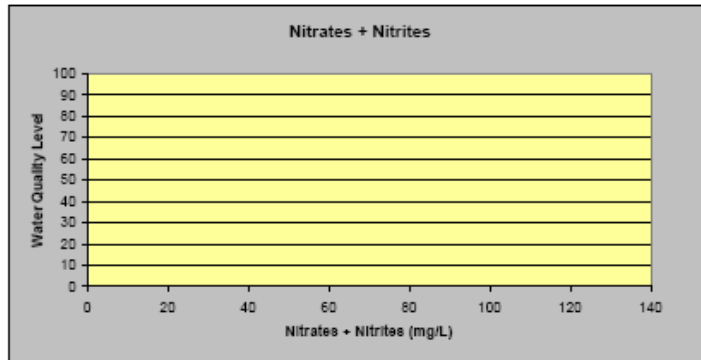
The designated use CLASS SD includes surface waters designated as raw source of public water supply, propagation and preservation of desirable species, and for primary and secondary contact recreation.

PREQB Water Quality Standards for pH = 6.0 - 9.0

Nitrate + Nitrite (mg/L) Water Quality Level

0
10
20
30
40
50

Classification	WQI Level (%)
Excellent	91 – 100
Good	71 – 90
Average	41 – 70
Bad	21 – 40
Very Poor	0 – 20



The 2004 Water Quality 305(b)/303(d) Integrated Report written by the Puerto Rico Environmental Quality Board (PREQB, 2005) established the designated uses for all waters in Puerto Rico as water for:

- a. protection and propagation of fish, shellfish, and wildlife,
- b. recreation and
- c. raw source of drinking water

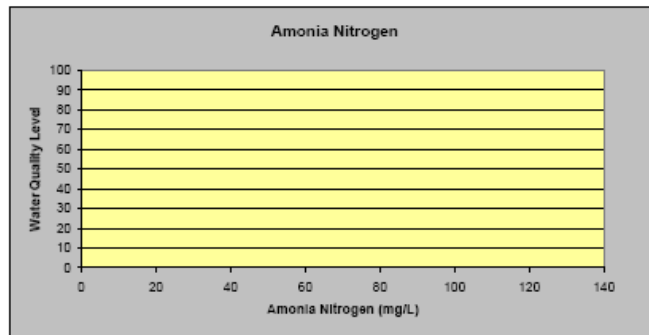
The designated use CLASS SD Includes surface waters designated as raw source of public water supply, propagation and preservation of desirable species, and for primary and secondary contact recreation.

PREQB Water Quality Standards for Nitrates = 10,000 µg/L

Amonia Nitrogen (mg/L) Water Quality Level

0
5
10
15
20
25
30

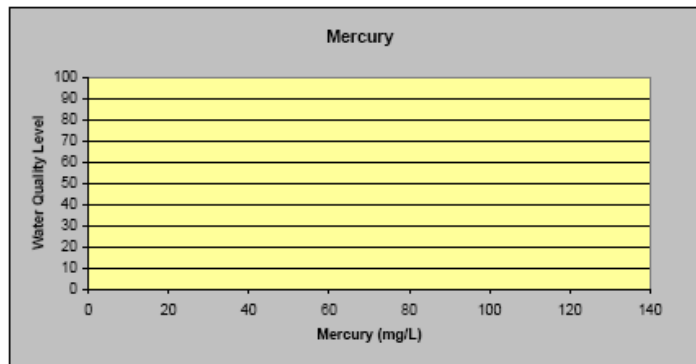
Classification	WQI Level
Excellent	91 – 100
Good	71 – 90
Average	41 – 70
Bad	21 – 40
Very Poor	0 – 20



Mercury (mg/L) Water Quality Level

0
10
20
30
50
50

Classification	WQI Level (%)
Excellent	91 – 100
Good	71 – 90
Average	41 – 70
Bad	21 – 40
Very Poor	0 – 20



The 2004 Water Quality 305(b)/303(d) Integrated Report written by the Puerto Rico Environmental Quality Board (PREQB, 2005) established the designated uses for all waters in Puerto Rico as water for:

- protection and propagation of fish, shellfish, and wildlife,
- recreation and
- raw source of drinking water

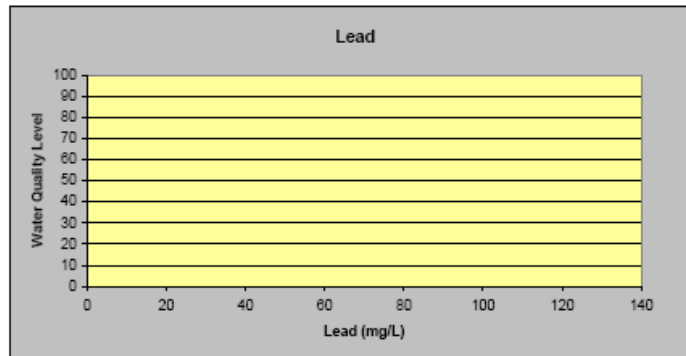
The designated use CLASS 0D includes surface waters designated as raw source of public water supply, propagation and preservation of desirable species, and for primary and secondary contact recreation.

PREQB Water Quality Standards for Mercury = 0.5 µg/L

Lead (mg/L) Water Quality Level

0
10
20
30
50
50

Classification	WQI Level (%)
Excellent	91 – 100
Good	71 – 90
Average	41 – 70
Bad	21 – 40
Very Poor	0 – 20



The 2004 Water Quality 305(b)/303(d) Integrated Report written by the Puerto Rico Environmental Quality Board (PREQB, 2005) established the designated uses for all waters in Puerto Rico as water for:

- protection and propagation of fish, shellfish, and wildlife,
- recreation and
- raw source of drinking water

The designated use CLASS 0D includes surface waters designated as raw source of public water supply, propagation and preservation of desirable species, and for primary and secondary contact recreation.

PREQB Water Quality Standards for Lead = 8 µg/L

Concentration in µg/L must not exceed the numerical value given by

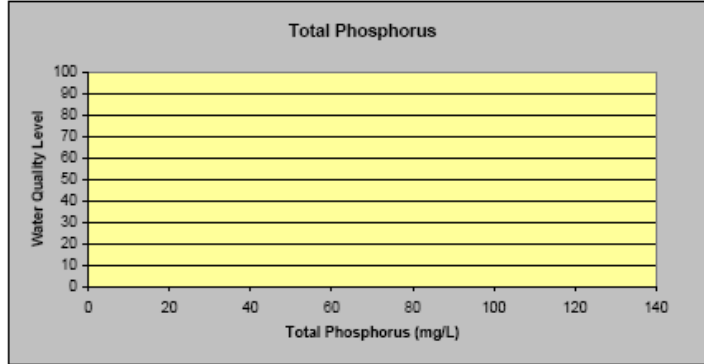
$$e^{(0.1273 * \ln(\text{Hardness}) - 6.705)}$$

In an analysis carried out in the north area of Puerto Rico the hardness can reach to maximum values of 200 mg/L as CaCO₃. For such a reason we will use 8 µg/L as standard value for lead.

Total Phosphorus (mg/L) Water Quality Level

0
10
20
30
40
50
60

Classification	WQI Level (%)
Excellent	91 – 100
Good	71 – 90
Average	41 – 70
Bad	21 – 40
Very Poor	0 – 20



The 2004 Water Quality 305(b)/303(d) Integrated Report written by the Puerto Rico Environmental Quality Board (PREQB, 2005) established the designated uses for all waters in Puerto Rico as water for:

- protection and propagation of fish, shellfish, and wildlife,
- recreation and
- raw source of drinking water

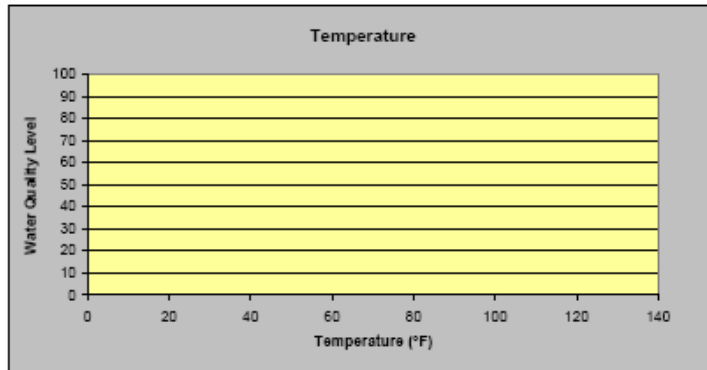
The designated use CLASS SD includes surface waters designated as raw source of public water supply, propagation and preservation of desirable species, and for primary and secondary contact recreation.

PREQB Water Quality Standards for Total Phosphorus = 1 mg/L

Temperature (°F) Water Quality Level

50
60
70
80
90
100

Classification	WQI Level (%)
Excellent	91 – 100
Good	71 – 90
Average	41 – 70
Bad	21 – 40
Very Poor	0 – 20



The 2004 Water Quality 305(b)/303(d) Integrated Report written by the Puerto Rico Environmental Quality Board (PREQB, 2005) established the designated uses for all waters in Puerto Rico as water for:

- protection and propagation of fish, shellfish, and wildlife,
- recreation and
- raw source of drinking water

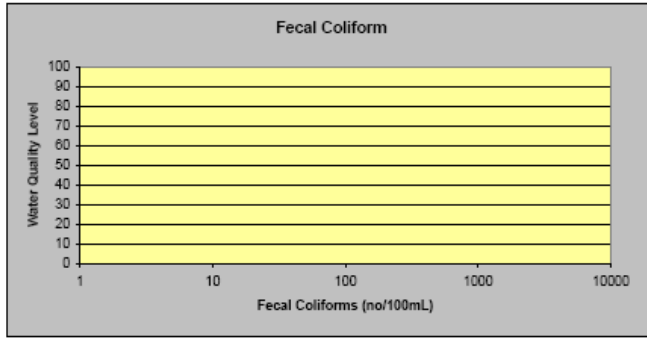
The designated use CLASS SD includes surface waters designated as raw source of public water supply, propagation and preservation of desirable species, and for primary and secondary contact recreation.

PREQB Water Quality Standards for Temperature = Not available

Fecal Coliforms (no/100mL) Water Quality Level

10
 50
 100
 200
 500
 1000
 5000
 10000

Classification	WQI Level (%)
Excellent	91 - 100
Good	71 - 90
Average	41 - 70
Bad	21 - 40
Very Poor	0 - 20



The 2004 Water Quality 305(b)(3)(3)(d) Integrated Report written by the Puerto Rico Environmental Quality Board (PREQB, 2005) established the designated uses for all waters in Puerto Rico as water for:

- a. protection and propagation of fish, shellfish, and wildlife,
- b. recreation and
- c. raw source of drinking water

The designated use CLAGS 5D includes surface waters designated as raw source of public water supply, propagation and preservation of desirable species, and for primary and secondary contact recreation.

PREQB Water Quality Standards for Fecal Coliforms = 2000 col/100 mL

APÉNDICE B

Resultados Cuestionarios

Resultados
Primer Cuestionario

PARAMETRO	PROMEDIO	DESVIACION STANDARD	VALOR MAXIMO	VALOR MINIMO
Fecal Coliforms	4.61	2.02	5	0
Dissolved Oxygen (DO)	4.33	2.17	5	0
pH	4.11	1.10	3	0
Turbidity	4.11	2.47	5	0
Nitrates + Nitrites	3.75	2.31	5	0
Total Phosphorus	3.33	2.45	5	0
Biochemical Oxygen Demand (BOD) (5-day)	3.28	1.76	4	0
Organic Nitrogen	3.17	1.73	5	0
Ammonia Nitrogen	3.06	2.08	5	0
Coliform Organisms	3.00	1.71	5	0
Phosphorus	2.94	2.24	5	0
Suspended Solids	2.94	2.07	5	0
Mercury	2.89	1.15	4	0
Fecal Streptococcus	2.72	1.44	4	0
Total Organic Carbon	2.72	2.30	5	0
Lead	2.69	1.97	5	0
Alkalinity	2.67	2.30	5	0
Ammonia	2.67	2.02	5	0
Specific Conductance	2.56	2.26	5	0
Temperature Change	2.56	2.15	5	0
Manganese	2.47	2.34	5	0
Chemical Oxygen Demand	2.39	1.61	5	0
Phosphate	2.33	2.15	5	0
Arsenic	2.11	1.24	5	0
Dissolved Solids	2.06	2.37	5	0
Pesticides	2.03	2.04	5	0
Herbicides	1.92	2.09	5	0
Magnesium	1.89	2.24	5	0
Conductivity	1.83	1.93	5	0
Cadmium	1.78	2.28	5	0
Color	1.78	2.08	5	0
Cyanide	1.78	2.10	5	0
Oil and Grease	1.78	2.40	5	0
Sulfate	1.78	2.09	5	0
Zinc	1.67	2.16	5	0

Chloride	1.61	2.18	5	0
Copper	1.61	2.24	5	0
Total Chromium	1.58	1.91	5	0
Calcium	1.50	2.06	5	0
Fluoride	1.50	2.25	5	0
Sodium and Potassium	1.44	2.24	5	0
Hardness	1.39	1.61	5	0
Phenols	1.33	2.03	5	0
Selenium	1.33	1.70	5	0
Silver	1.33	2.03	5	0
Total Solids	1.33	2.04	5	0
Acidity	1.22	2.23	5	0
Iron	1.22	2.13	5	0
Barium	1.06	2.24	5	0
Boron	1.00	2.20	5	0
Bicarbonate	0.94	2.14	5	0
Silica	0.94	2.05	5	0
Carbonate	0.78	2.00	5	0
Radioactivity	0.67	1.85	5	0
Aluminum	0.56	1.64	5	0
Carbon Chlorofom Extract	0.44	2.06	5	0

Promedio	2.12
Desviación Estandar	0.99

Parámetros	Expertos										Promedio
	Académico 1	Académico 2	Académico 3	Académico 4	Académico 5	Académico 6	Académico 7	Académico 8	Académico 9	Académico 10	
Acidity	0	0	0	0	5	0	0	0	0	4	0.9
Alkalinity	5	4	0	0	5	0	0	4	5	3	2.6
Aluminum	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5
Ammonia	5	4	0	5	5	0	0	0	5	5	2.9
Ammonia Nitrogen	5	3	0	5	5	0	0	0	5	5	2.8
Arsenic	5	5	0	0	5	0	0	5	0	5	2.5
Barium	3	4	0	0	0	0	0	0	0	4	1.1
Bicarbonate	0	3	0	0	0	0	0	0	5	0	0.8
Biochemical Oxygen Demand (BOD) (5-day)	5	5	0	4	5	0	4	5	5	4	3.7
Boron	3	3	0	0	0	0	0	0	0	5	1.1
Cadmium	4	5	0	0	5	0	3	0	0	5	2.2
Calcium	3	3	0	0	0	0	0	0	5	0	1.1
Carbon Chlorofom Extract	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4
Carbonate	4	3	0	0	0	0	0	0	4	0	1.1
Chemical Oxygen Demand	5	4	0	0	5	0	0	0	5	5	2.4
Chloride	4	3	0	4	0	0	2	0	0	3	1.6
Coliform Organisms	0	5	1	0	5	5	4	0	3	5	2.8
Color	4	3	0	0	0	0	4	0	4	3	1.8
Conductivity	0	0	5	0	5	0	0	0	2	3	1.5
Copper	3	4	0	0	5	0	0	0	0	4	1.6
Cyanide	5	5	0	0	5	0	0	0	0	5	2
Dissolved Oxygen (DO)	5	4	0	5	5	0	5	5	5	5	3.9
Dissolved Solids	0	4	0	5	0	0	4	0	4	4	2.1
Fecal Coliforms	5	5	0	5	5	5	5	5	5	5	4.5
Fecal Streptococcus	5	3	0	0	5	5	0	5	4	5	3.2
Fluoride	4	5	0	0	0	0	0	0	4	4	1.7
Hardness	0	3	0	0	0	0	0	0	0	4	0.7
Herbicides	0	5	2	0	5	5	3.5	0	0	5	2.55
Iron	0	2	0	4	0	0	0	4	0	0	1
Lead	5	5	0	4	5	0	3.5	5	4	5	3.65
Magnesium	3	2	0	4	0	0	0	0	4	3	1.6
Manganese	4	4	0	4	0	0	3.5	4	4	3	2.65
Mercury	5	5	0	4	5	0	0	5	0	5	2.9
Nitrates + Nitrites	5	5	0	5	5	0	4.5	5	5	5	3.95
Oil and Grease	0	5	0	0	5	0	4	0	0	4	1.8
Organic Nitrogen	5	3	0	0	5	0	3	5	5	5	3.1

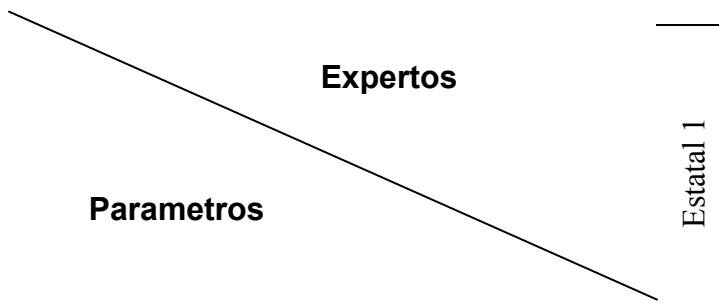
Pesticides	0	5	3	0	5	0	3.5	0	0	5	2.15
pH	5	5	0	5	5	0	5	5	5	5	4
Phenols	0	3	0	0	5	0	0	0	0	5	1.3
Phosphate	4	5	0	4	5	0	0	0	5	4	2.7
Phosphorus	3	5	0	4	5	0	0	0	4	4	2.5
Radioactivity	0	5	0	0	5	0	0	0	0	0	1
Selenium	4	4	0	0	5	0	0	0	0	5	1.8
Silica	0	2	0	4	0	0	0	0	0	0	0.6
Silver	4	4	0	4	0	0	0	0	0	0	1.2
Sodium and Potassium	4	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0.8
Specific Conductance	5	0	0	0	0	0	4	0	4	2	1.5
Sulfate	4	3	0	4	5	0	0	0	0	3	1.9
Suspended Solids	5	3	0	4	5	0	5	5	5	3	3.5
Temperature Change	3	3	0	0	5	0	4	5	0	4	2.4
Total Chromium	5	4	0	0	0	0	3.5	0	0	5	1.75
Total Organic Carbon	5	2	4	3	5	0	0	5	5	3	3.2
Total Phosphorus	3	3	0	4	5	0	0	5	5	4	2.9
Total Solids	0	0	0	4	5	0	4	0	4	3	2
Turbidity	5	4	0	5	5	0	5	5	4	3	3.6
Zinc	4	2	0	4	0	0	0	0	0	4	1.4

Parametros	Expertos				
	Federal 1	Federal 2	Federal 3	Federal 4	Promedio
Acidity	1	0	5	5	2.75
Alkalinity	2	2	5	5	3.50
Aluminum	2	0	0	0	0.50
Ammonia	4	0	5	0	2.25
Ammonia Nitrogen	4	3	5	5	4.25
Arsenic	4	0	0	0	1.00
Barium	4	0	0	0	1.00
Bicarbonate	2	0	5	0	1.75
Biochemical Oxygen Demand (BOD) (5-day)	1	3	0	5	2.25
Boron	3	0	0	0	0.75
Cadmium	1	0	0	0	0.25
Calcium	2	0	5	0	1.75
Carbon Chlorofom Extract	3	0	0	0	0.75
Carbonate	1	0	0	0	0.25
Chemical Oxygen Demand	3	3	0	5	2.75
Chloride	3	0	0	5	2.00
Coliform Organisms	5	0	5	5	3.75
Color	1	3	0	5	2.25
Conductivity	0	0	5	5	2.50
Copper	3	0	0	0	0.75
Cyanide	3	0	0	0	0.75
Dissolved Oxygen (DO)	4	5	5	5	4.75
Dissolved Solids	3	4	0	5	3.00
Fecal Coliforms	3	5	5	5	4.50
Fecal Streptococcus	2	5	0	5	3.00
Fluoride	2	0	0	0	0.50
Hardness	3	0	0	5	2.00
Herbicides	3	0	0	5	2.00
Iron	2	0	5	0	1.75
Lead	3	0	0	0	0.75
Magnesium	3	0	5	5	3.25

Manganese	3	0	5	5	3.25
Mercury	4	4	5	0	3.25
Nitrates + Nitrites	4	4	5	0	3.25
Oil and Grease	2	3	0	0	1.25
Organic Nitrogen	3	3	5	5	4.00
Pesticides	3	0	0	5	2.00
pH	4	5	5	5	4.75
Phenols	2	0	0	5	1.75
Phosphate	2	4	5	0	2.75
Phosphorus	3	0	5	5	3.25
Radioactivity	1	0	0	0	0.25
Selenium	2	0	0	0	0.50
Silica	2	0	5	0	1.75
Silver	2	0	0	0	0.50
Sodium and Potassium	3	0	5	5	3.25
Specific Conductance	4	3	5	5	4.25
Sulfate	3	0	5	0	2.00
Suspended Solids	4	4	0	0	2.00
Temperature Change	3	4	0	5	3.00
Total Chromium	2	4	0	0	1.50
Total Organic Carbon	3	2	0	5	2.50
Total Phosphorus	3	3	5	5	4.00
Total Solids	2	0	0	0	0.50
Turbidity	3	5	5	5	4.50
Zinc	2	0	5	0	1.75

Parametros	Expertos			
	Consultor 1	Consultor 2	Consultor 3	Promedio
Acidity	0	0	2	0.67
Alkalinity	5	0	3	2.67
Aluminum	0	0	3	1.00
Ammonia	0	0	5	1.67
Ammonia Nitrogen	0	0	5	1.67
Arsenic	0	0	4	1.33
Barium	0	0	4	1.33
Bicarbonate	0	0	2	0.67
Biochemical Oxygen Demand (BOD) (5-day)	3	5	5	4.33
Boron	0	0	4	1.33
Cadmium	0	0	4	1.33
Calcium	0	0	4	1.33
Carbon Chlorofom Extract	0	0	1	0.33
Carbonate	0	0	2	0.67
Chemical Oxygen Demand	3	0	5	2.67
Chloride	0	0	5	1.67
Coliform Organisms	0	5	1	2.00
Color	0	0	5	1.67
Conductivity	0	0	3	1.00
Copper	0	0	5	1.67
Cyanide	0	0	4	1.33
Dissolved Oxygen (DO)	5	5	5	5.00
Dissolved Solids	0	0	4	1.33
Fecal Coliforms	5	5	5	5.00
Fecal Streptococcus	0	0	5	1.67
Fluoride	0	0	3	1.00
Hardness	0	0	5	1.67
Herbicides	0	0	1	0.33
Iron	0	0	5	1.67
Lead	0	0	4	1.33
Magnesium	0	0	5	1.67

Manganese	0	0	5	1.67
Mercury	0	0	5	1.67
Nitrates + Nitrites	5	0	5	3.33
Oil and Grease	0	0	4	1.33
Organic Nitrogen	5	0	5	3.33
Pesticides	0	0	2	0.67
pH	5	0	5	3.33
Phenols	0	0	4	1.33
Phosphate	0	0	4	1.33
Phosphorus	5	0	5	3.33
Radioactivity	0	0	1	0.33
Selenium	0	0	4	1.33
Silica	0	0	4	1.33
Silver	0	0	5	1.67
Sodium and Potassium	0	0	5	1.67
Specific Conductance	5	0	4	3.00
Sulfate	0	0	5	1.67
Suspended Solids	5	0	5	3.33
Temperature Change	0	0	5	1.67
Total Chromium	0	0	5	1.67
Total Organic Carbon	5	0	2	2.33
Total Phosphorus	5	0	5	3.33
Total Solids	0	0	2	0.67
Turbidity	5	5	5	5.00
Zinc	0	0	4	1.33



Parametros	Estatal 1
Acidity	0
Alkalinity	0
Aluminum	0
Ammonia	5
Ammonia Nitrogen	5
Arsenic	5
Barium	0
Bicarbonate	0
Biochemical Oxygen Demand (BOD) (5-day)	0
Boron	0
Cadmium	5
Calcium	5
Carbon Chlorofom Extract	0
Carbonate	0
Chemical Oxygen Demand	0
Chloride	0
Coliform Organisms	5
Color	0
Conductivity	5
Copper	5
Cyanide	5
Dissolved Oxygen (DO)	5
Dissolved Solids	0
Fecal Coliforms	5
Fecal Streptococcus	0
Fluoride	5
Hardness	5
Herbicides	0
Iron	0
Lead	5

Magnesium	0
Manganese	0
Mercury	5
Nitrates + Nitrites	5
Oil and Grease	5
Organic Nitrogen	0
Pesticides	5
pH	5
Phenols	0
Phosphate	0
Phosphorus	5
Radioactivity	0
Selenium	0
Silica	0
Silver	5
Sodium and Potassium	0
Specific Conductance	5
Sulfate	0
Suspended Solids	0
Temperature Change	5
Total Chromium	0
Total Organic Carbon	0
Total Phosphorus	5
Total Solids	0
Turbidity	5
Zinc	5

Parametros	Expertos	Promedios			
		Academicos	Federal	Estatal	Consultores
Acidity		0.90	2.75	0	0.67
Alkalinity		2.60	3.50	0	2.67
Aluminum		0.50	0.50	0	1.00
Ammonia		2.90	2.25	5	1.67
Ammonia Nitrogen		2.80	4.25	5	1.67
Arsenic		2.50	1.00	5	1.33
Barium		1.10	1.00	0	1.33
Bicarbonate		0.80	1.75	0	0.67
Biochemical Oxygen Demand (BOD) (5-day)		3.70	2.25	0	4.33
Boron		1.10	0.75	0	1.33
Cadmium		2.20	0.25	5	1.33
Calcium		1.10	1.75	5	1.33
Carbon Chlorofom Extract		0.40	0.75	0	0.33
Carbonate		1.10	0.25	0	0.67
Chemical Oxygen Demand		2.40	2.75	0	2.67
Chloride		1.60	2.00	0	1.67
Coliform Organisms		2.80	3.75	5	2.00
Color		1.80	2.25	0	1.67
Conductivity		1.50	2.50	5	1.00
Copper		1.60	0.75	5	1.67
Cyanide		2.00	0.75	5	1.33
Dissolved Oxygen (DO)		3.90	4.75	5	5.00
Dissolved Solids		2.10	3.00	0	1.33
Fecal Coliforms		4.50	4.50	5	5.00
Fecal Streptococcus		3.20	3.00	0	1.67
Fluoride		1.70	0.50	5	1.00
Hardness		0.70	2.00	5	1.67
Herbicides		2.55	2.00	0	0.33
Iron		1.00	1.75	0	1.67
Lead		3.65	0.75	5	1.33
Magnesium		1.60	3.25	0	1.67

Manganese	2.65	3.25	0	1.67
Mercury	2.90	3.25	5	1.67
Nitrates + Nitrites	3.95	3.25	5	3.33
Oil and Grease	1.80	1.25	5	1.33
Organic Nitrogen	3.10	4.00	0	3.33
Pesticides	2.15	2.00	5	0.67
pH	4.00	4.75	5	3.33
Phenols	1.30	1.75	0	1.33
Phosphate	2.70	2.75	0	1.33
Phosphorus	2.50	3.25	5	3.33
Radioactivity	1.00	0.25	0	0.33
Selenium	1.80	0.50	0	1.33
Silica	0.60	1.75	0	1.33
Silver	1.20	0.50	5	1.67
Sodium and Potassium	0.80	3.25	0	1.67
Specific Conductance	1.50	4.25	5	3.00
Sulfate	1.90	2.00	0	1.67
Suspenden Solids	3.50	2.00	0	3.33
Temperature Change	2.40	3.00	5	1.67
Total Chromium	1.75	1.50	0	1.67
Total Organic Carbon	3.20	2.50	0	2.33
Total Phosphorus	2.90	4.00	5	3.33
Total Solids	2.00	0.50	0	0.67
Turbidity	3.60	4.50	5	5.00
Zinc	1.40	1.75	5	1.33

Resultados
Segundo Cuestionario

Constituyente: Coliformes Fecales

	1	2	3	4	5	6	7	8				
	Académico 1	Académico 2	Académico 3	Académico 4	Académico 5	Académico 6	Consultor 1	Consultor 2	Promedios	Valor Máximo	Valor Mínimo	<u>Desviación Estándar</u>
Coliformes Fecales UFC/100ml	91	100	90	50	100	91	100	98	90	100	50	16.76
10	55	100	80	30	71	75	95	95	75.125	100	30	23.58
50	41	100	65	30	21	45	90	93	60.625	100	21	30.75
100	21	100	60	30	0	41	85	90	53.375	100	0	36.17
200	5	100	30	0	0	20	50	80	35.625	100	0	37.93
500	0	50	0	0	0	20	25	65	20	65	0	25.50
1000	0	0	0	0	0	10	10	15	4.375	15	0	6.23
5000	0	0	0	0	0	0	0	5	0.625	5	0	1.77
10000												

Constituyente: Sedimentos Suspendido

	1	2	3	4	5	6	7	8				
	Académico 1	Académico 2	Académico 3	Académico 4	Académico 5	Académico 6	Consultor 1	Consultor 2	Promedios	Valor Máximo	Valor Mínimo	Desviación Estándar
SS (mg/L)												
0	100	100	100	100	100	100	95		99.29	100	95	1.89
20	80	70	50	80	90	98	90		79.71	98	50	15.93
30	70	50	20	50	70	93	80		61.86	93	20	24.03
40	40	40	15	0	50	92	60		42.43	92	0	29.97
50	20	30	10	0	21	91	30		28.86	91	0	29.42
60	10	0	5	0	0	90			17.50	90	0	35.74

Constituyente: Oxígeno Disuelto

	1	2	3	4	5	6	7	8				
	Académico 1	Académico 2	Académico 3	Académico 4	Académico 5	Académico 6	Consultor 1	Consultor 2	Promedios	Valor Máximo	Valor Mínimo	<u>Desviación Estándar</u>
OD % Sat												
0	0	0	0	0	0	0	10	0	1.11	10	0	3.33
20	10	0	10	0	20	20	25	20	13.89	25	0	9.28
40	40	10	25	30	41	21	50	35	31.89	50	10	11.96
60	70	40	40	50	71	41	75	50	54.11	75	40	14.12
80	95	100	85	95	91	80	85	80	87.89	100	80	7.59
100	100	100	100	100	100	100	100	100	100.00	100	100	0

Constituyente: pH

	1	2	3	4	5	6	7	8				
	Académico 1	Académico 2	Académico 3	Académico 4	Académico 5	Académico 6	Consultor 1	Consultor 2	Promedios	Valor Máximo	Valor Mínimo	<u>Desviación Estándar</u>
pH												
2	0	0	0	0	0	0	0	10	1.25	10	0	3.54
4	0	30	40	0	41	0	0	30	17.63	41	0	19.26
6	69	50	45	100	91	50	75	60	67.50	100	45	20.15
7	100	100	100	100	100	100	100	100	100.00	100	100	0.00
8	69	100	95	100	21	95	100	90	83.75	100	21	27.36
10	0	100	40	0	0	21	50	45	32.00	100	0	34.59
12	0	40	20	0	0	0	10	15	10.63	40	0	14.25
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.00

Constituyente: Nitratos

	1	2	3	4	5	6	7	8				
	Académico 1	Académico 2	Académico 3	Académico 4	Académico 5	Académico 6	Consultor 1	Consultor 2	Promedios	Valor Máximo	Valor Mínimo	<u>Desviación Estándar</u>
Nitratos mg/L												
0	95	100	90	100	100	100	100	95	97.50	100	90	3.78
1	95	100	40	30	71	95	95	50	72.00	100	30	28.40
5	41	70	25	0	0	71	50	25	35.25	71	0	27.86
10	25	50	15	0	0	41	20	20	21.38	50	0	17.63
40	20	0	10	0	0	33	0	0	7.88	33	0	12.49
50	10	0	0	0	0	30	0	0	5.00	30	0	10.69

Constituyente: DBO_{5DIAS}

	1	2	3	4	5	6	7	8				
	Académico 1	Académico 2	Académico 3	Académico 4	Académico 5	Académico 6	Consultor 1	Consultor 2	Promedios	Valor Máximo	Valor Mínimo	<u>Desviación Estándar</u>
DBO mg/L												
0	100	100	100	100	100	100	100	95	99.38	100	95	1.77
1	85	100	80	80	91	70	95	90	86.38	100	70	9.61
2	40	100	60	50	80	50	50	85	64.38	100	40	21.29
3	30	70	25	30	70	40	40	80	48.13	80	25	21.70
4	5	30	10	30	50	30	30	50	29.38	50	5	16.13
10	0	0	5	30	40	20	20	30	18.13	40	0	15.10

Constituyente: Temperatura

	1	2	3	4	5	6	7	8				
	Académico 1	Académico 2	Académico 3	Académico 4	Académico 5	Académico 6	Consultor 1	Consultor 2	Promedios	Valor Máximo	Valor Mínimo	<u>Desviación Estándar</u>
Temperatura (°F)												
50		100	70	50	100	100	100	30	78.57	100	30	29.11
60		100	75	80	100	100	100	65	88.57	100	65	14.92
70		100	90	100	100	100	100	95	97.86	100	90	3.93
80		100	90	80	90	100	100	70	90.00	100	70	11.55
90		0	40	50	80	25	90	25	44.29	90	0	31.94
100		0	25	0	70	0	50	10	22.14	70	0	27.97

Constituyente: Fósforo Total

	1	2	3	4	5	6	7	8				
	Académico 1	Académico 2	Académico 3	Académico 4	Académico 5	Académico 6	Consultor 1	Consultor 2	Promedios	Valor Máximo	Valor Mínimo	<u>Desviación Estándar</u>
Fósforo Total mg/L												
0	95		98	100	100	100	100	95	98.83	100	95	2.36
10	75		20	30	21	40	90	20	36.83	90	20	28.72
20	60		0	30	10	20	50	15	20.83	60	0	21.74
30	41		0	0	0	5	20	10	5.83	41	0	15.17
40	10		0	0	0	3	10	5	3.00	10	0	4.51
50	5		0	0	0	0	0	0	0.00	5	0	1.89

Constituyente: Plomo

	1	2	3	4	5	6	7	8				
	Académico 1	Académico 2	Académico 3	Académico 4	Académico 5	Académico 6	Consultor 1	Consultor 2	Promedios	Valor Máximo	Valor Mínimo	<u>Desviación Estándar</u>
Plomo µg/L												
0			100	100	100			95	98.75	100	95	2.50
4			45	80	50			90	66.25	90	45	22.13
6			20	60	41			85	51.50	85	20	27.67
8			10	50	30			60	37.50	60	10	22.17
10			5	30	20			45	25.00	45	5	16.83
12			0	0	0			40	10.00	40	0	20.00

Constituyente: Mercurio

	1	2	3	4	5	6	7	8				
	Académico 1	Académico 2	Académico 3	Académico 4	Académico 5	Académico 6	Consultor 1	Consultor 2	Promedios	Valor Máximo	Valor Mínimo	<u>Desviación Estándar</u>
Mercurio µg/L												
0			100	100	100	100	100	95	99.17	100	95	2.04
1			70	80	0	60	95	20	54.17	95	0	36.66
2			20	0	0	50	90	15	29.17	90	0	34.99
3			10	0	0	0	85	12	17.83	85	0	33.35
4			0	0	0	0	75	10	14.17	75	0	30.07
5			0	0	0	0	50	5	9.17	50	0	20.10
6			0	0	0	0	25	0	4.17	25	0	10.21

Constituyente: Nitrógeno de Amonia

	1	2	3	4	5	6	7	8				
	Académico 1	Académico 2	Académico 3	Académico 4	Académico 5	Académico 6	Consultor 1	Consultor 2	Promedios	Valor Máximo	Valor Mínimo	<u>Desviación Estándar</u>
Amonia mg/L												
0	95	100	98	100	100	100	100	95	98.50	100	95	2.27
5	80	70	85	80	91	71	90	75	80.25	91	70	8.03
10	65	60	70	80	70	55	70	50	65.00	80	50	9.64
15	41	40	50	30	60	50	65	40	47.00	65	30	11.55
20	30	20	40	0	50	41	30	25	29.50	50	0	15.33
25	21	0	30	0	40	35	15	20	20.13	40	0	14.88
30	10	0	15	0	20	30	0	5	10.00	30	0	11.02

Resultados de propiedades estadísticas de cada constituyente para cada concentración

Constituyente: Coliformes Fecales

	10	50	100	200	500	1000	5000	10000
Promedio	90.00	75.13	60.63	53.38	35.63	20.00	4.38	0.63
Error Estandar	5.93	8.34	10.87	12.79	13.41	9.01	2.20	0.63
Mediana	94.50	77.50	55.00	50.50	25.00	10.00	0.00	0.00
Moda	100.00	95.00	#N/A	#N/A	0.00	0.00	0.00	0.00
Desviacion estandar	16.76	23.58	30.75	36.17	37.93	25.50	6.23	1.77
Varianza de la Muestra	280.86	555.84	945.41	1307.98	1438.84	650.00	38.84	3.13
Kurtosis	6.38	0.66	-1.91	-1.48	-0.72	-0.40	-1.13	8.00
Sesgo	-2.45	-1.00	0.12	-0.07	0.82	0.99	0.89	2.83
Rango	50.00	70.00	79.00	100.00	100.00	65.00	15.00	5.00
Minimo	50.00	30.00	21.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Maximo	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	65.00	15.00	5.00
Nivel de Confidencia (95.0%)	14.01	19.71	25.71	30.24	31.71	21.31	5.21	1.48

Constituyente: Sedimentos Suspendido

	<i>0</i>	<i>20</i>	<i>30</i>	<i>40</i>	<i>50</i>	<i>60</i>
Promedio	99.29	79.71	61.86	42.43	28.86	17.50
Error Estandar	0.71	6.02	9.08	11.33	11.12	14.59
Mediana	100.00	80.00	70.00	40.00	21.00	2.50
Moda	100.00	80.00	70.00	40.00	30.00	0.00
Desviacion estandar	1.89	15.93	24.03	29.97	29.42	35.74
Varianza de la Muestra	3.57	253.90	577.48	897.95	865.48	1277.50
Kurtosis	7.00	1.28	0.43	0.36	4.41	5.73
Sesgo	-2.65	-1.09	-0.66	0.27	1.91	2.38
Rango	5.00	48.00	73.00	92.00	91.00	90.00
Minimo	95.00	50.00	20.00	0.00	0.00	0.00
Maximo	100.00	98.00	93.00	92.00	91.00	90.00
Nivel de Confidencia (95.0%)	1.75	14.74	22.22	27.71	27.21	37.51

Constituyente: Oxígeno Disuelto

	<i>0</i>	<i>20</i>	<i>40</i>	<i>60</i>	<i>80</i>	<i>100</i>	<i>120</i>
Promedio	1.11	13.89	31.89	54.11	87.89	100.00	90.71
Error Estandar	1.11	3.09	3.99	4.71	2.53	0.00	6.94
Mediana	0.00	20.00	35.00	50.00	85.00	100.00	100.00
Moda	0.00	20.00	35.00	50.00	80.00	100.00	100.00
Desviacion estandar	3.33	9.28	11.96	14.12	7.59	0.00	18.35
Varianza de la Muestra	11.11	86.11	143.11	199.36	57.61	0.00	336.90
Kurtosis	9.00	-1.11	0.20	-1.57	-1.47	#DIV/0!	6.02
Sesgo	3.00	-0.64	-0.45	0.56	0.37	#DIV/0!	-2.42
Rango	10.00	25.00	40.00	35.00	20.00	0.00	50.00
Minimo	0.00	0.00	10.00	40.00	80.00	100.00	50.00
Maximo	10.00	25.00	50.00	75.00	100.00	100.00	100.00
Nivel de Confidencia(95.0%)	2.56	7.13	9.20	10.85	5.83	0.00	16.98

Constituyente: pH

	2	4	6	7	8	10	12
Promedio	1.25	17.63	67.50	100.00	83.75	32.00	10.63
Error Estandar	1.25	6.81	7.12	0.00	9.67	12.23	5.04
Mediana	0.00	15.00	64.50	100.00	95.00	30.50	5.00
Moda	0.00	0.00	50.00	100.00	100.00	0.00	0.00
Desviacion estandar	3.54	19.26	20.15	0.00	27.36	34.59	14.25
Varianza de la							
Muestra	12.50	370.84	406.00	0.00	748.50	1196.29	203.13
Kurtosis	8.00	-2.45	-1.01	#DIV/0!	4.77	1.01	1.78
Sesgo	2.83	0.16	0.59	#DIV/0!	-2.18	1.03	1.41
Rango	10.00	41.00	55.00	0.00	79.00	100.00	40.00
Mínimo	0.00	0.00	45.00	100.00	21.00	0.00	0.00
Máximo	10.00	41.00	100.00	100.00	100.00	100.00	40.00
Nivel de							
Confidencia(95.0%)	2.96	16.10	16.85	0.00	22.87	28.92	11.92

Constituyente: Nitratos

	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>5</i>	<i>10</i>	<i>40</i>	<i>50</i>
Promedio	97.50	72.00	35.25	21.38	7.88	5.00
Error Estandar	1.34	10.04	9.85	6.23	4.42	3.78
Mediana	100.00	83.00	33.00	20.00	0.00	0.00
Moda	100.00	95.00	25.00	0.00	0.00	0.00
Desviacion estandar	3.78	28.40	27.86	17.63	12.49	10.69
Varianza de la Muestra	14.29	806.29	775.93	310.84	156.13	114.29
Kurtosis	0.88	-1.82	-1.34	-0.50	1.28	5.47
Sesgo	-1.32	-0.49	0.01	0.39	1.49	2.34
Rango	10.00	70.00	71.00	50.00	33.00	30.00
Minimo	90.00	30.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Maximo	100.00	100.00	71.00	50.00	33.00	30.00
Nivel de Confidencia (95.0%)	3.16	23.74	23.29	14.74	10.45	8.94

Constituyente: DBO _{5DIAS}

	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>10</i>
Promedio	99.375	86.375	64.375	48.125	29.375	18.125
Error Estandar	0.625	3.396098	7.525997	7.672859	5.703813	5.340002
Mediana	100	87.5	55	40	30	20
Moda	100	80	50	30	30	0
Desviacion estandar	1.767767	9.605616	21.28673	21.70212	16.13282	15.10381
Varianza de la Muestra	3.125	92.26786	453.125	470.9821	260.2679	228.125
Kurtosis	8	-0.23508	-1.00466	-1.80755	-0.56826	-1.51173
Sesgo	-2.82843	-0.34258	0.67782	0.521276	-0.19085	-0.01879
Rango	5	30	60	55	45	40
Mínimo	95	70	40	25	5	0
Máximo	100	100	100	80	50	40
Nivel de Confidencia(95.0%)	1.47789	8.030496	17.79615	18.14343	13.48737	12.6271

Constituyente: Temperatura

	50	60	70	80	90	100
Promedio	78.57143	88.57143	97.85714	90	44.28571	22.14286
Error Estandar	11.00402	5.63939	1.486904	4.364358	12.07263	10.57046
Mediana	100	100	100	90	40	10
Moda	100	100	100	100	25	0
Desviacion estandar	29.1139	14.92042	3.933979	11.54701	31.94117	27.96682
Varianza de la Muestra	847.619	222.619	15.47619	133.3333	1020.238	782.1429
Kurtosis	-0.80066	-1.48031	2.360947	-0.15	-0.86344	-0.37232
Sesgo	-0.93781	-0.7204	-1.75982	-0.90933	0.286371	1.033514
Rango	70	35	10	30	90	70
Mínimo	30	65	90	70	0	0
Máximo	100	100	100	100	90	70
Nivel de Confidencia(95.0%)	26.92586	13.79909	3.638324	10.6792	29.54065	25.86499

Constituyente: Fósforo Total

	<i>0</i>	<i>10</i>	<i>20</i>	<i>30</i>	<i>40</i>	<i>50</i>
Promedio	98.28571	42.28571	26.42857	10.85714	4	0.714286
Error Estandar	0.892143	10.85558	8.216873	5.733895	1.704336	0.714286
Mediana	100	30	20	5	3	0
Moda	100	20		0	0	0
Desviacion estandar	2.360387	28.72116	21.7398	15.17046	4.50925	1.889822
Varianza de la Muestra	5.571429	824.9048	472.619	230.1429	20.33333	3.571429
Kurtosis	-1.37607	-0.56512	-0.89029	2.312819	-1.60521	7
Sesgo	-0.90163	1.083273	0.597866	1.61136	0.610766	2.645751
Rango	5	70	60	41	10	5
Mínimo	95	20	0	0	0	0
Máximo	100	90	60	41	10	5
Nivel de Confidencia(95.0%)	2.182994	26.56264	20.10596	14.03034	4.17036	1.747794

Constituyente: Plomo

	<i>0</i>	<i>4</i>	<i>6</i>	<i>8</i>	<i>10</i>	<i>12</i>
Promedio	98.75	66.25	51.5	37.5	25	10
Error Estandar	1.25	11.06327	13.83534	11.08678	8.416254	10
Mediana	100	65	50.5	40	25	0
Desviacion estandar	2.5	22.12653	27.67068	22.17356	16.83251	20
Varianza de la Muestra	6.25	489.5833	765.6667	491.6667	283.3333	400
Kurtosis	4	-4.77284	-0.64202	-1.69951	-0.1609	4
Sesgo	-2	0.129814	0.18238	-0.48156	0	2
Rango	5	45	65	50	40	40
Mínimo	95	45	20	10	5	0
Máximo	100	90	85	60	45	40
Nivel de Confidencia(95.0%)	3.978058	35.20825	44.03023	35.28308	26.78428	31.82446

Constituyente: Mercurio

	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>
Promedio	99.16667	54.16667	29.16667	17.83333	14.16667	9.166667	4.166667
Error Estandar	0.833333	14.96756	14.28383	13.61474	12.27577	8.207382	4.166667
Mediana	100	65	17.5	5	0	0	0
Varianza de la Muestra	2.041241	36.66288	34.98809	33.34916	30.06936	20.1039	10.20621
Kurtosis	4.166667	1344.167	1224.167	1112.167	904.1667	404.1667	104.1667
Sesgo	6	-1.11242	0.933284	5.442406	5.614687	5.785737	6
Rango	-2.44949	-0.66549	1.267279	2.307798	2.357836	2.39734	2.44949
Minimo	5	95	90	85	75	50	25
Maximo	95	0	0	0	0	0	0
Nivel de Confidencia(95.0%)	2.142152	38.47533	36.71775	34.9978	31.55586	21.09775	10.71076

Constituyente: Nitrógeno de Amonia

	<i>0</i>	<i>5</i>	<i>10</i>	<i>15</i>	<i>20</i>	<i>25</i>	<i>30</i>
Promedio	98.5	80.25	65	47	29.5	20.125	10
Error Estandar	0.801784	2.839454	3.406926	4.083941	5.418223	5.262528	3.895969
Mediana	100	80	67.5	45.5	30	20.5	7.5
Moda	100	80	70	40	30	0	0
Desviacion estandar	2.267787	8.031189	9.636241	11.55113	15.32505	14.88468	11.01946
Varianza de la Muestra	5.142857	64.5	92.85714	133.4286	234.8571	221.5536	121.4286
Kurtosis	-0.68056	-1.43707	-0.37692	-0.5993	1.142782	-1.10535	-0.22042
Sesgo	-1.12689	0.096799	-0.15965	0.280292	-0.81113	-0.25013	0.854104
Rango	5	21	30	35	50	40	30
Minimo	95	70	50	30	0	0	0
Maximo	100	91	80	65	50	40	30
Nivel de Confidencia(95.0%)	1.895917	6.714242	8.056099	9.656985	12.81206	12.4439	9.212502

APÉNDICE C

Determinación de valores de parámetros para las curvas funcionales

C.1 Ecuaciones para las curvas funcionales

La Tabla C-1 ilustra las ecuaciones utilizadas en este estudio.

Tabla C-1: Ecuaciones para las curvas funcionales

Comportamiento de la curva	Ecuación	
Disminución Uniforme	$s = \left(1 + \frac{q}{q_c}\right)^{-m}$	C - 1
Unimodal	$s = \frac{pr + (n + p)(1 - r)\left(\frac{q}{q_*}\right)^n}{p + n(1 - r)\left(\frac{q}{q_*}\right)^{n+p}}$	C - 2

donde:

s = valor del subíndice,

q = variable de calidad,

q_c = valor característico de q ,

q_* = valor óptimo de q ,

m, n, p = exponentes de valor positivo y

r = subíndice para $q = 0$.

C.2 Comportamiento de disminución uniforme

Se desarrolló un algoritmo en el programa MatLab (Vega et. al, 2009) para determinar los valores de los parámetros m y q_c de la ecuación que representa un comportamiento uniforme (ver ecuación C-1). Este algoritmo es capaz de establecer los valores óptimos para cada parámetro empleando los valores obtenidos a través de los expertos durante el proceso de evaluación de los constituyentes en la segunda ronda de la encuesta.

La Tabla C-2 resume los valores de los parámetros seleccionados para cada constituyente:

Tabla C-2: Valores de parámetros para una disminución uniforme

Parámetro de calidad	<i>m</i>	<i>q_c</i>
Coliformes Fecales	0.67	106.05
Nitratos	0.92	2.33
Fósforo Total	9.09	91.20
DBO-5	5.02	19.63
Plomo	1.043E+08	8.091E+08
Mercurio	4.29	6.31
Nitrógeno de Amonio	5.92E+06	1.05E+08
Sedimentos Suspendidos	6.19E+06	3.43E+08

C.3 Comportamiento unimodal

Para determinar los valores de los parámetros correspondientes a esta ecuación con comportamiento unimodal (ver ecuación C-2), de igual forma, se desarrolló un algoritmo utilizando el programa MatLab (Vega y Morales, 2009). La tabla a continuación ilustra los valores obtenidos del programa de MatLab:

Tabla C-3: Valores de parámetros para un comportamiento unimodal

Constituyente	<i>q*</i>	<i>n</i>	<i>p</i>	<i>r</i>
OD	1.02	1.69	4.05	0.023
pH	7.22	4.29	6.35	0.021
Temperatura	22.65	3.43	5.48	0.771

C.4 Algoritmos desarrollados

Los algoritmos para precisar los valores de los parámetros de las ecuaciones de los subíndices fueron preparados usando la función *Fminsearch*. El siguiente algoritmo fue elaborado por Vega y Morales, 2009, en colaboración con Romel Campana para establecer los parámetros de la función con disminución uniforme.


```

function [s] = fuDismUniforme(pval,q)
m = pval(1);
qs = pval(2);
s = ((1+q/qs).^(-m))*100;

function ColiformeFecales(q,So,m_qc,msg)
clc %limpia la ventana
% Data
pval = m_qc;
[pval, fval] = fminsearch(@(pval) norm(fuDismUniforme(pval,q)-
So)^2,pval);
% Esto es para que veas los resultados en la ventana
param_estim_pH = pval';
u=param_estim_pH;
% -----m   qc
v = m_qc;
estimados_recomendados = [u v']
err_model_param_OD = fval

%
% Aqui trazamos la grafica con los parametros estimados
h = 0.1; %step size
t = [0:h:q(length(q))]; % tiempo(eje de q)
%figure(1),
plot(t, FUNC(pval,t),q,So,'r*')
grid
title('Estimacion data de la Tabla 1')
xlabel(strcat(msg,' ', '(% saturacion)'))
ylabel('Sub Indice de calidad de Agua, s, %')
%hold on

```

El siguiente algoritmo desarrollado por Vega y Morales, 2009, fue utilizado para determinar los parámetros en el comportamiento unimodal.

```

function franciscoODdata
clc % limpia la ventana
% Data de Tabla 1
x = [0:0.2:1.2];
y = [1.25 13.125 31.5 54.625 88.875 100 90.714];
pval = [1 2.8 1.1 0]; %valores recomendados paraOD
% norm(FUNC(pval,x)-y) => error relativo
% pval => parametros estimados
% fval=> error estimado
% busca el mínimo error que hay entre los valores recomendados
% y los encontrados con el modelo (parecido al least square
method)
[pval, fval] = fminsearch(@(pval) norm(FUNC(pval,x)-
y)^2,pval);
% Esto es para que se vean los resultados en la ventana
param_estim_pH = pval';
u=param_estim_pH;
v = [1 2.8 1.1 0];
estimados_recomendados = [u v']
err_model_param_OD = fval
%
% Aqui se traza la grafica con los parámetros estimados

```

```

h = 0.01; %step size
t = [0:h:1.3]; % tiempo(eje de x)
figure(1),plot(t,FUNC(pval,t),x,y,'r*')
grid
title('Estimacion data de la Tabla 1')
xlabel('OD (% saturacion)')
ylabel('Sub Indice de calidad de Agua, s, %')
%hold on
% Esta es la funcion s=f(q)
function s = FUNC(pval,q) % q es la variable de la
ecuacion s=f(q)
p = pval(3); n = pval(2); qs = pval(1); r = pval(4);
x1 = p*r + (n + p)*(1 - r)*(q/qs).^n;
x2 = p + n*(1 - r)*(q/qs).^(n+p);
s = (x1./x2)*100; %aquí esta el detalle, o se multiplica aquí por 100
% o se multiplica arriba y= []*(1\100)

```

APÉNDICE D

Procedimiento para calcular el ICA

D. Metodología final para el Índice de Calidad de Agua

Usando como base el análisis realizado para los diferentes métodos de agregación tomados en cuenta, finalmente se estableció la metodología del ICAST (ver Ecuación D-1) como método para calcular el ICA en los ríos de Puerto Rico.

$$ICA = \left(1 - N + \sum_{i=1}^N S_i^{-2.5} \right)^{-0.4} \quad \text{(D-1)}$$

donde:





N = número de constituyentes considerados

S_i = subíndice para cada constituyente considerado

D.1 Ecuaciones para determinar los subíndices

Utilizando las gráficas desarrolladas con las respuestas de los expertos, conocidas como curvas funcionales, en el segundo cuestionario y los valores de los parámetros calculados en el Apéndice C, se establecieron las siguientes ecuaciones para obtener el valor de los subíndices (s_i) correspondientes a cada parámetro.

Le leyenda para las gráficas de los subíndices es la siguiente:

-  Límite superior definido por los resultados de los expertos
-  Límite inferior definido por los resultados de los expertos
-  Datos de los expertos
-  Curva optimizada

➤ *Temperatura*

$$S_{Temperatura} = \frac{0.18 + 1.98q^{0.43}}{7.1 + (4.64 \times 10^{-11} * q^{7.53})} \quad \text{(D-2)}$$

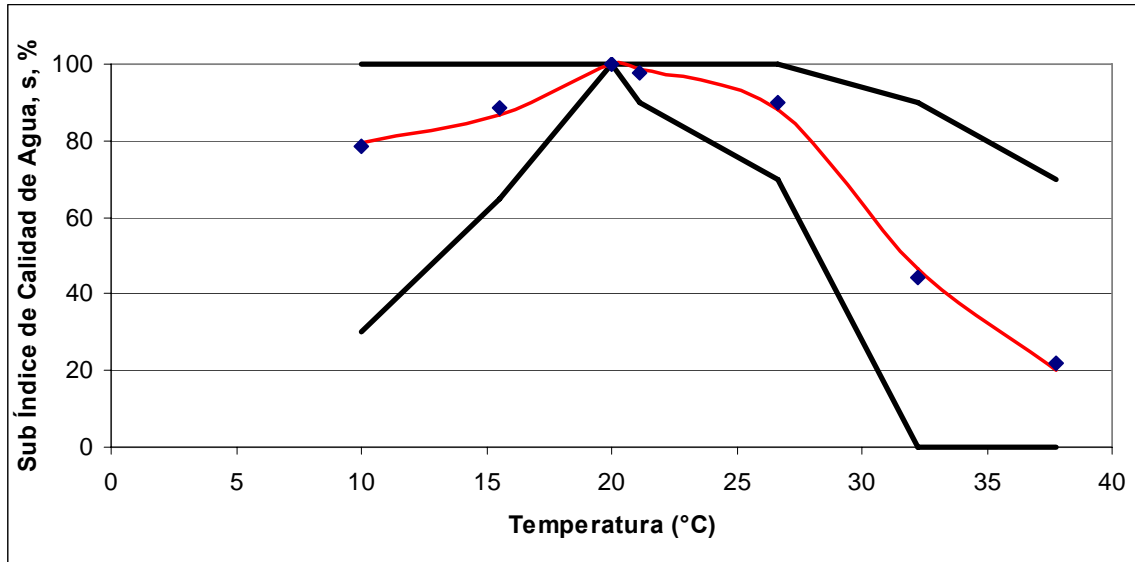


Figura D-1: Subíndice para Temperatura

➤ *pH*

$$S_{pH} = \frac{4.17 \times 10^{-3} q^4}{6 + (1.42 \times 10^{-8} * q^{10})} \quad \text{(D-3)}$$

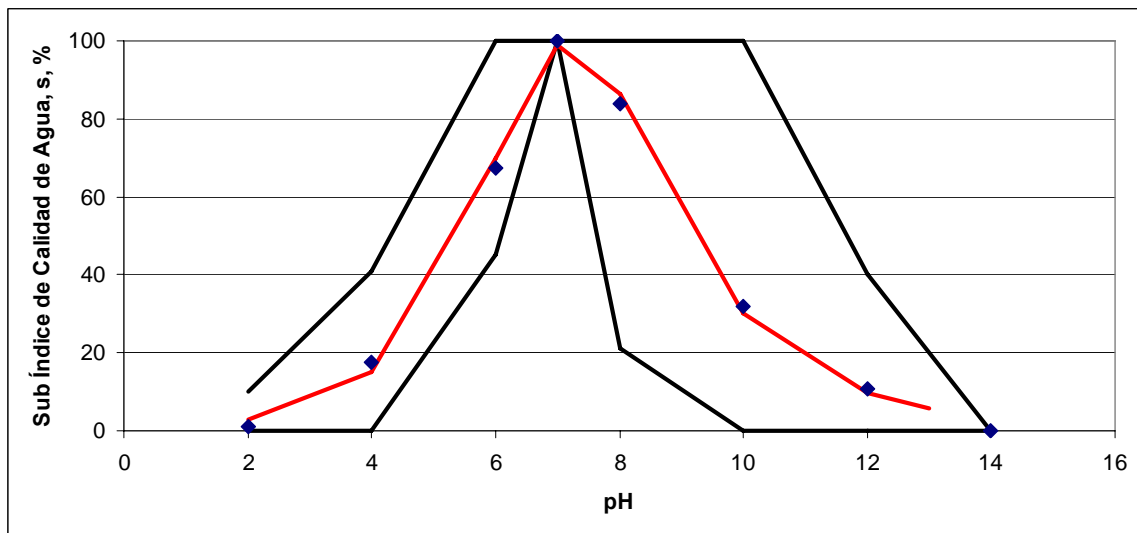


Figura D-2: Subíndice para pH

➤ *Oxígeno Disuelto*

$$S_{OD} = \frac{3.9q^{2.8}}{1.1 + (2.8 * q^{3.9})} \quad (\text{D-4})$$

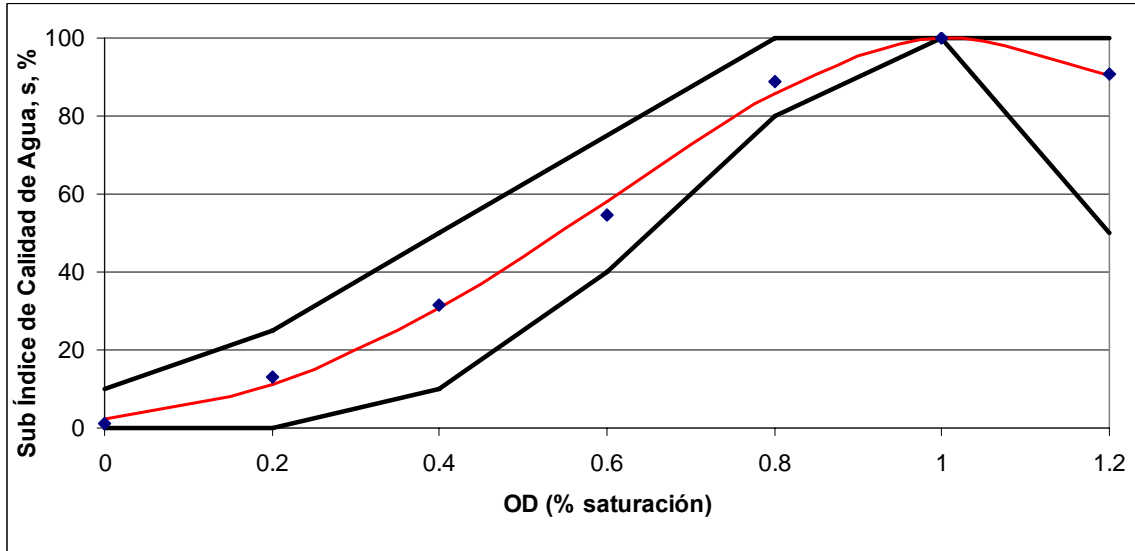


Figura D-3: Subíndice para Oxígeno Disuelto

➤ *Coliformes Fecales*

$$S_{Coliformes\ Fecales} = \left(1 + \frac{q}{106.05}\right)^{-0.67} \quad (\text{D-5})$$

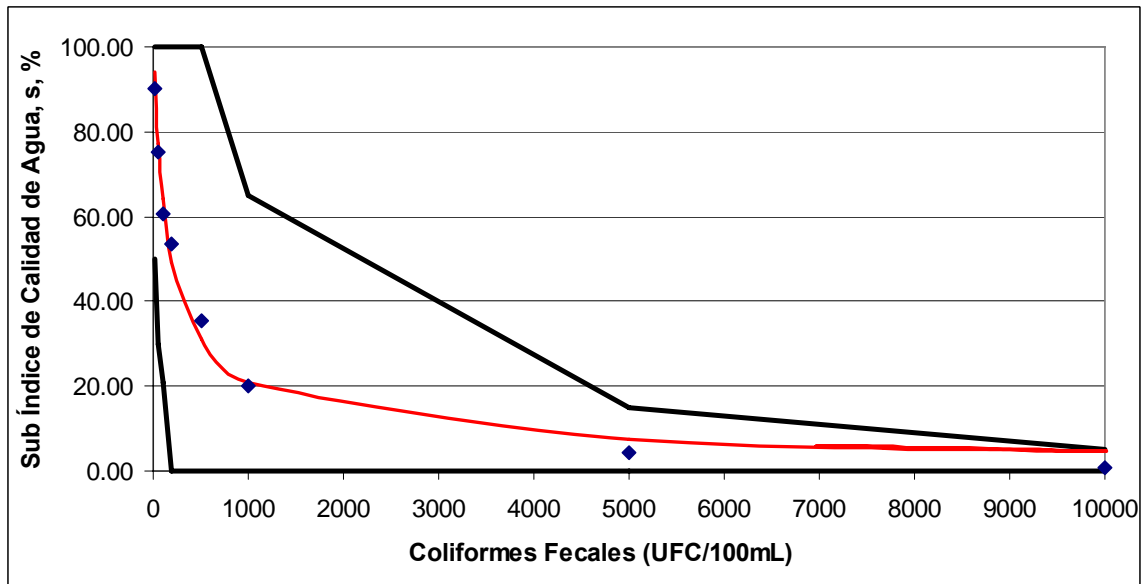


Figura D-4: Subíndice para Coliformes Fecales

➤ *Nitratos*

$$S_{Nitratos} = \left(1 + \frac{q}{2.33}\right)^{-0.92} \quad (\text{D-6})$$

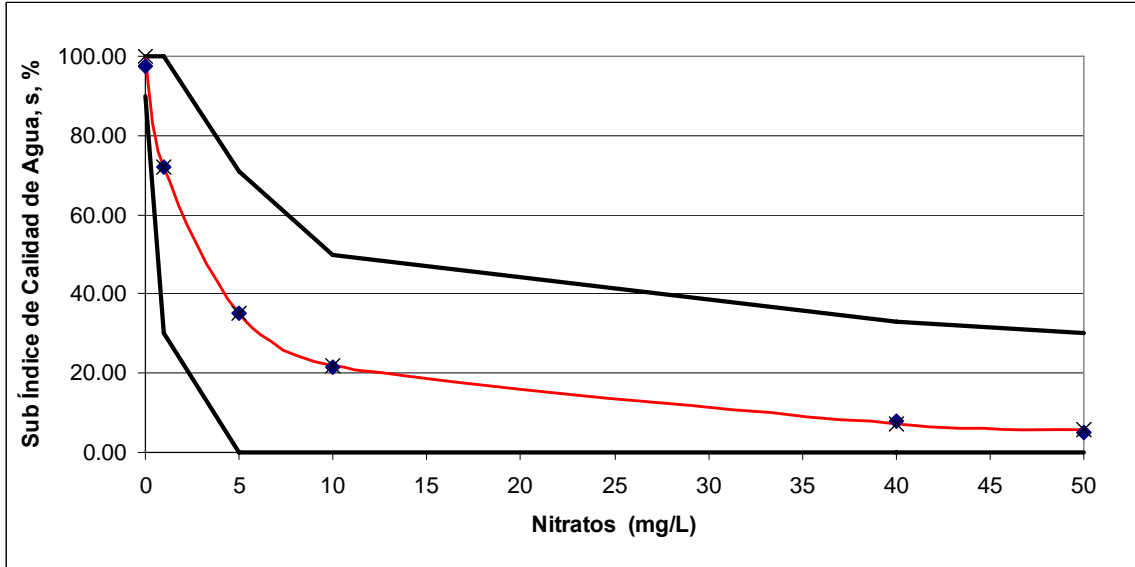


Figura D-5: Subíndice para Nitratos

➤ *Fósforo Total*

$$S_{Fosforo\ Total} = \left(1 + \frac{q}{91.2}\right)^{-9.09} \quad (\text{D-7})$$

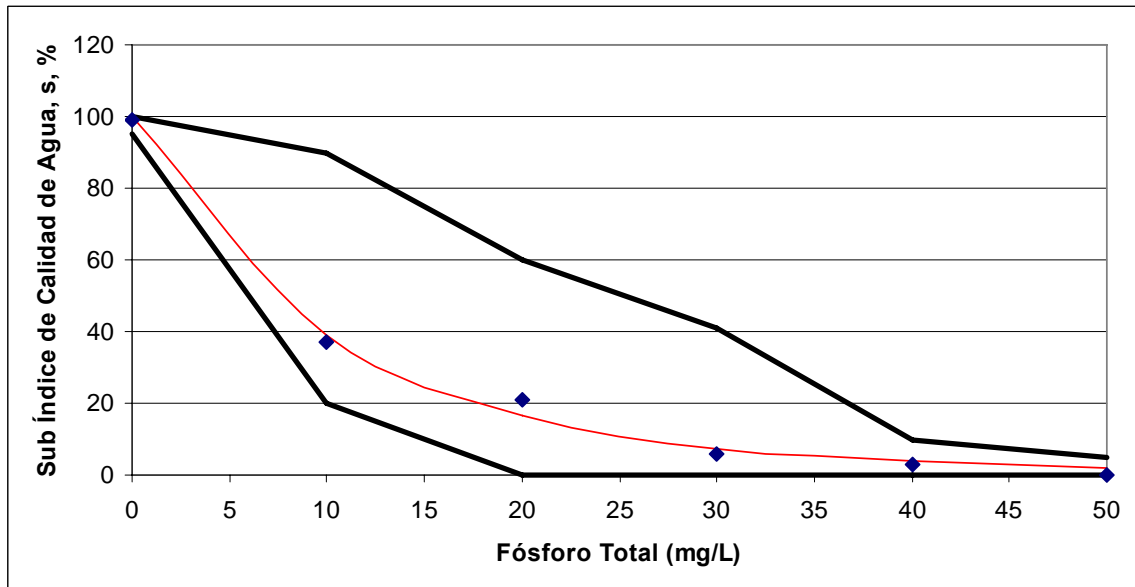


Figura D-6: Subíndice para Fósforo Total

➤ **DBO-5**

$$S_{DBO-5} = \left(1 + \frac{q}{19.63}\right)^{-5.02} \quad \text{(D-8)}$$

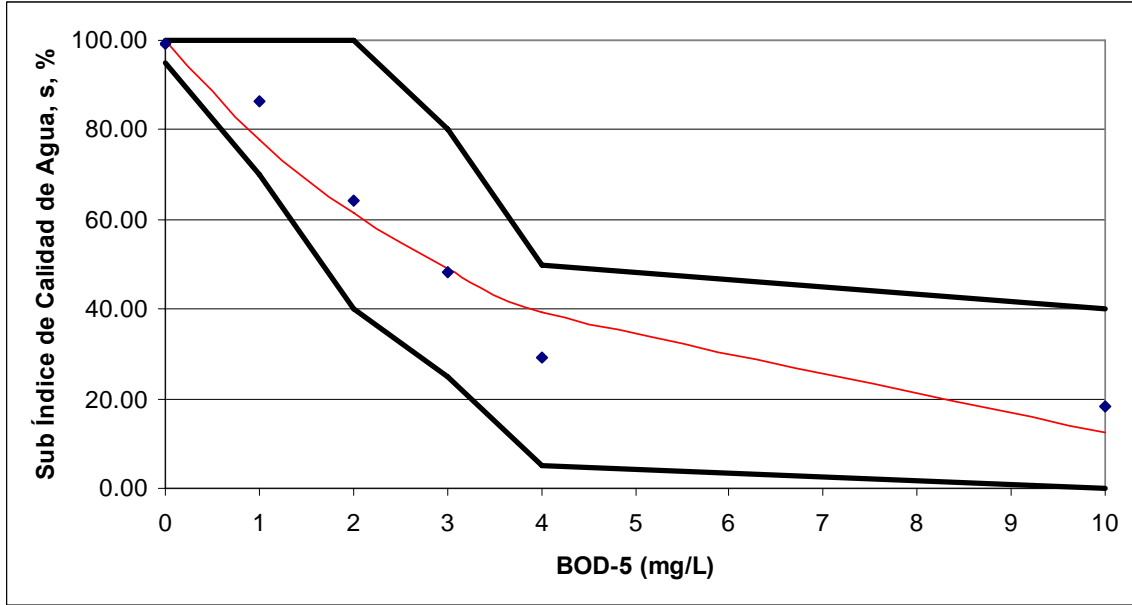


Figura D-7: Subíndice para DBO-5

➤ **Plomo**

$$S_{Plomo} = \left(1 + \frac{q}{8.091 \times 10^8}\right)^{-1.043 \times 10^8} \quad \text{(D-9)}$$

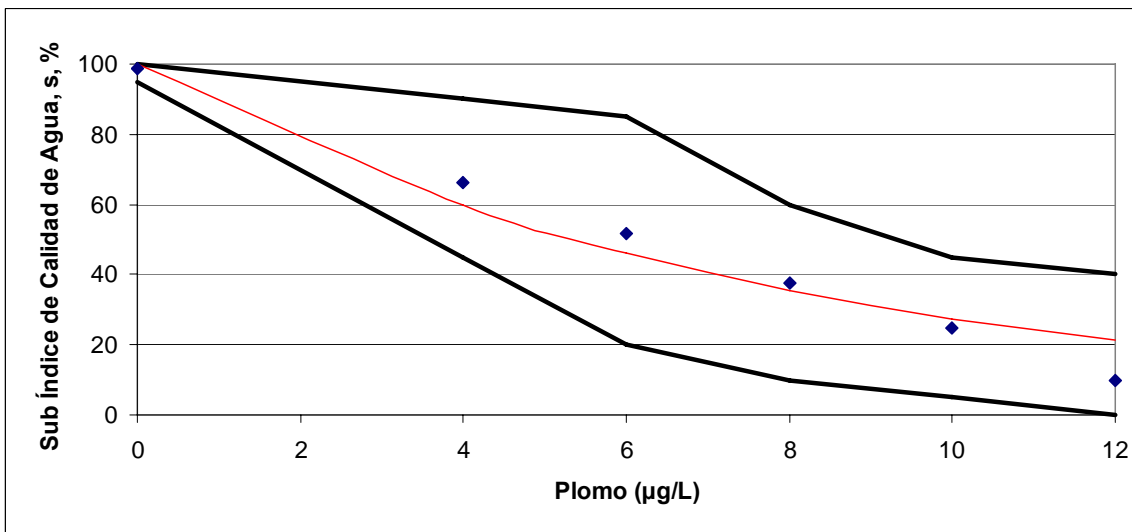


Figura D-8: Subíndice para Plomo

➤ *Mercurio*

$$S_{Mercurio} = \left(1 + \frac{q}{6.30}\right)^{-4.29} \quad (\text{D-10})$$

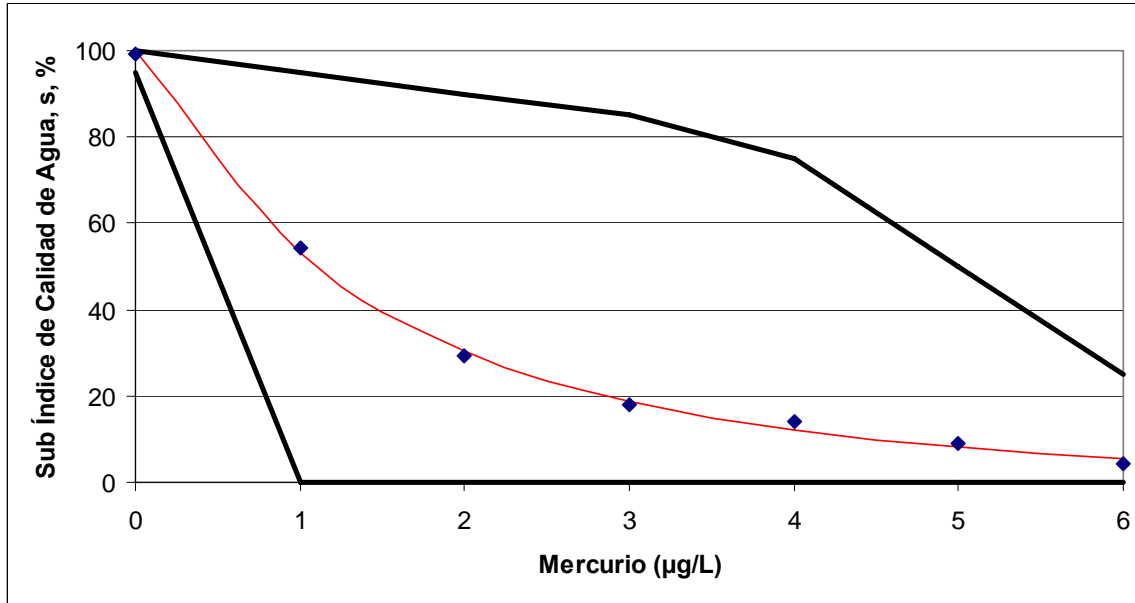


Figura D-9: Subíndice para Mercurio

➤ *Amonio*

$$S_{Amonio} = \left(1 + \frac{q}{1.05 \times 10^8}\right)^{-5.92 \times 10^6} \quad (\text{D-11})$$

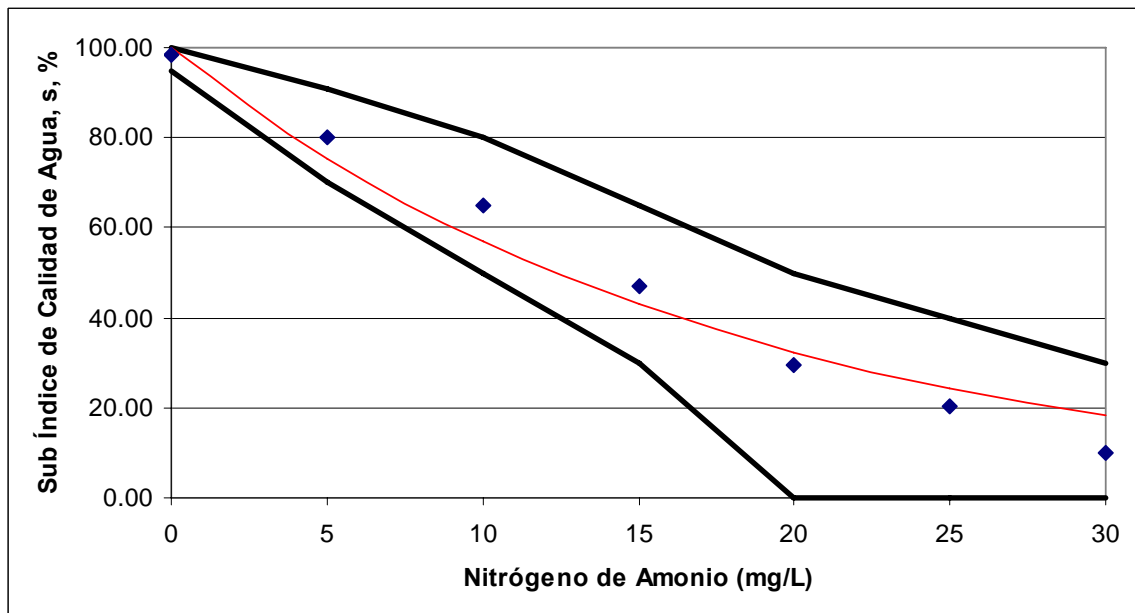


Figura D-10: Subíndice para Nitrógeno de Amonio

➤ *Sedimentos suspendidos*

$$S_{\text{Sedimentos Suspendidos}} = \left(1 + \frac{q}{3.43 \times 10^8}\right)^{-6.19 \times 10^6} \quad (\text{D-12})$$

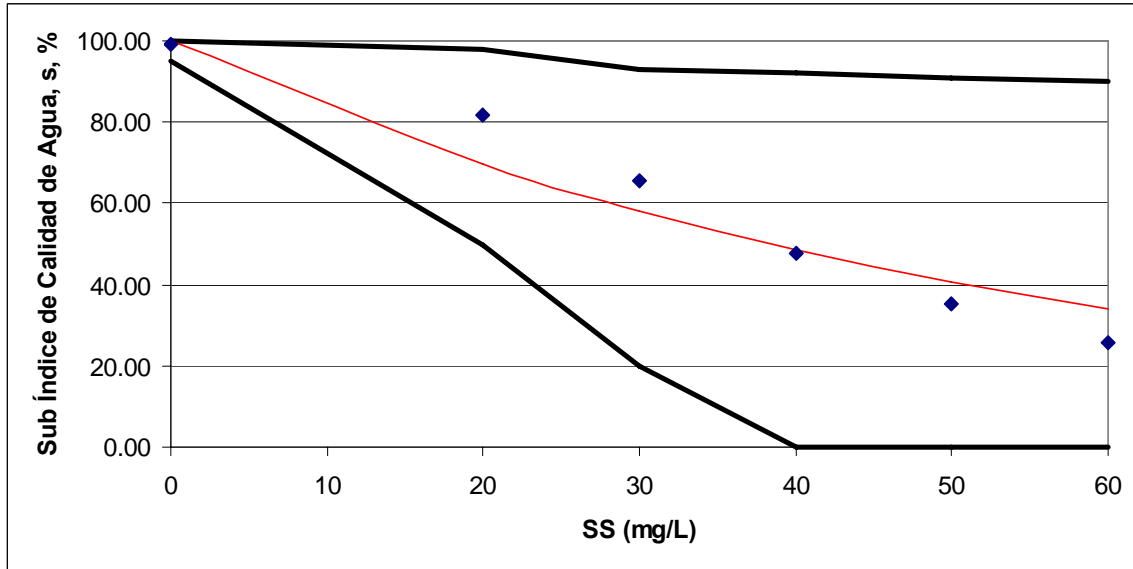


Figura D-11: Subíndice para sedimentos suspendidos

DC.2 Escala de clasificación

Una vez calculado el ICA utilizando los subíndices para los constituyentes que se quieran evaluar, entonces se procede a clasificar en que condición se encuentra la muestra de agua evaluada. El agua se puede clasificar en 5 condiciones según calidad: como bueno, moderado, promedio, alerta o pobre. La siguiente tabla ilustra la escala de clasificación determinada para este ICA usando los estándares mínimos de calidad.

Tabla D-1: Escala de clasificación para el ICA

Clasificación	Rango	Color
Bueno	90 – 100	Verde
Moderado	71 – 89	Azul
Promedio	31 – 70	Amarillo
Alerta	15 – 30	Naranja
Pobre	0 – 15	Rojo

El estado bueno representa una calidad de agua satisfactoria en la cual existe casi ninguna o ninguna contaminación. Por su parte, el estado moderado implica una calidad de agua aceptable en la cual los efectos de contaminación no son tan considerados para evaluar la calidad del agua. En el caso del estado promedio, si es necesario comenzar a tomar en cuenta los efectos en la calidad del agua que puedan estar relacionados con los contaminantes afectados. El estado de alerta significa una calidad de agua poco aceptable debido a que está muy cerca del índice de calidad mínimo aceptable definido según los estándares de calidad de agua. Por último, el estado pobre se refiere una calidad de agua no es aceptable ya que está por debajo del índice de calidad mínimo para los ríos en Puerto Rico.

D.3 Ejemplo del cálculo del ICA

El 19 de agosto de 2008, en la estación USGS 50144000, se midieron las siguientes concentraciones para los siguientes constituyentes:

	<i>Temp</i>	<i>OD</i>		<i>NO₃</i>	<i>Coliformes Fecales</i>	<i>NH₄</i>	Fósforo	Plomo
	<i>°C</i>	<i>% sat</i>	<i>pH</i>	<i>mg/L</i>	<i>UCF/100mL</i>	<i>(mg/L)</i>	<i>Total</i>	<i>ug/L</i>
USGS 50144000	29.90	0.00	7.60	0.60	5100	0.04	0.09	0.47

Usando las ecuaciones o las gráficas de la sección C.1 se establecieron los siguientes subíndices.

	<i>Temp</i>	<i>OD</i>		<i>NO₃</i>	<i>Coliformes Fecales</i>	<i>NH₄</i>	Fósforo	Plomo
	<i>°C</i>	<i>% sat</i>	<i>pH</i>	<i>mg/L</i>	<i>UCF/100mL</i>	<i>(mg/L)</i>	<i>Total</i>	<i>ug/L</i>
USGS 50144000	0.64	0.88	0.96	0.86	0.038	1.00	0.98	0.93

Una vez determinados los subíndices, se procede a emplear la ecuación de agregación (ver Ecuación D-1). De esta ecuación se obtendrá como resultado el valor final del ICA.

$$ICA_{RGA} = 3.77$$

Utilizando como referencia la escala de clasificación (ver Tabla D-1), podemos catalogar la calidad del agua para este día en particular en la estación USGS 50144000. En este caso, se califica esta estación como una con calidad de agua pobre.

APÉNDICE E

*Análisis de sensibilidad según la variación de los
constituyentes*

Las siguientes gráficas son resultados del análisis de sensibilidad desarrollado según la variación de los constituyentes. En este análisis, se mantuvo constante la concentración de 10 de los constituyentes mientras se aumentaba la concentración del constituyente bajo evaluación.

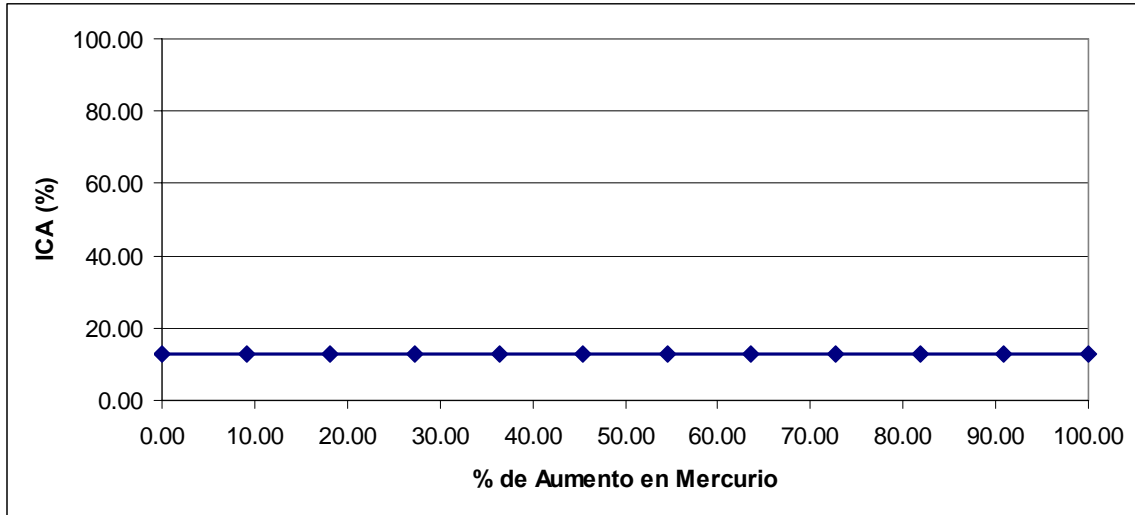


Figura E-1: Variación del ICA según el aumento del constituyente Mercurio

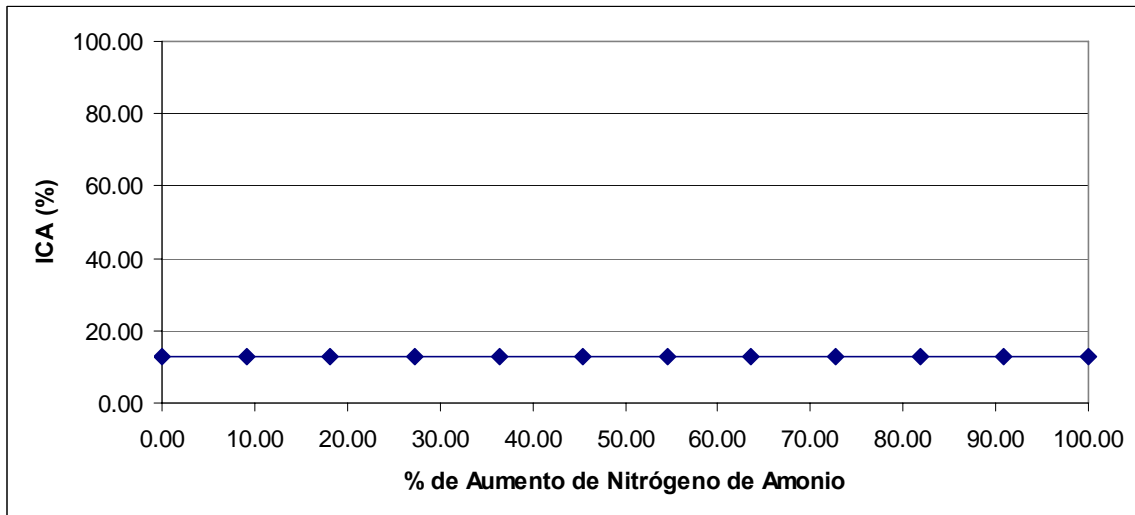


Figura E-2: Variación del ICA según el aumento del constituyente Nitrógeno de Amonio

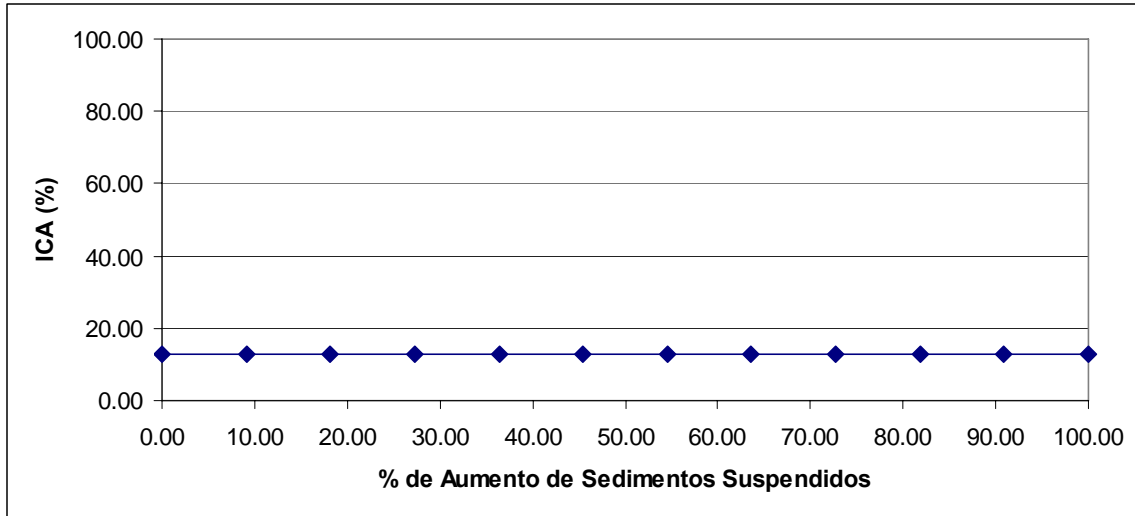


Figura E-3: Variación del ICA según el aumento del constituyente Sedimentos Suspendedos

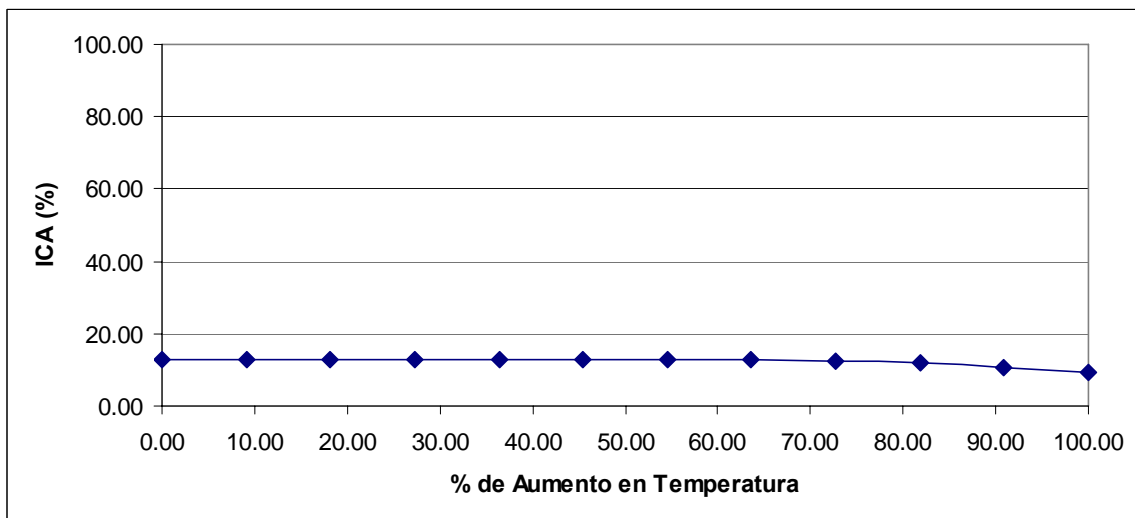


Figura E-4: Variación del ICA según el aumento del constituyente Temperatura

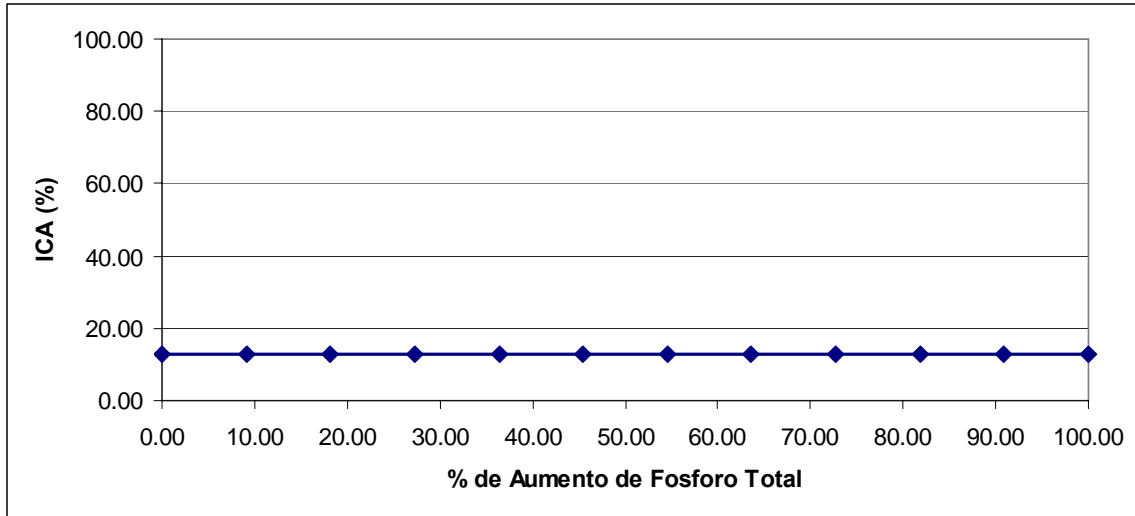


Figura E-5: Variación del ICA según el aumento del constituyente Fósforo Total

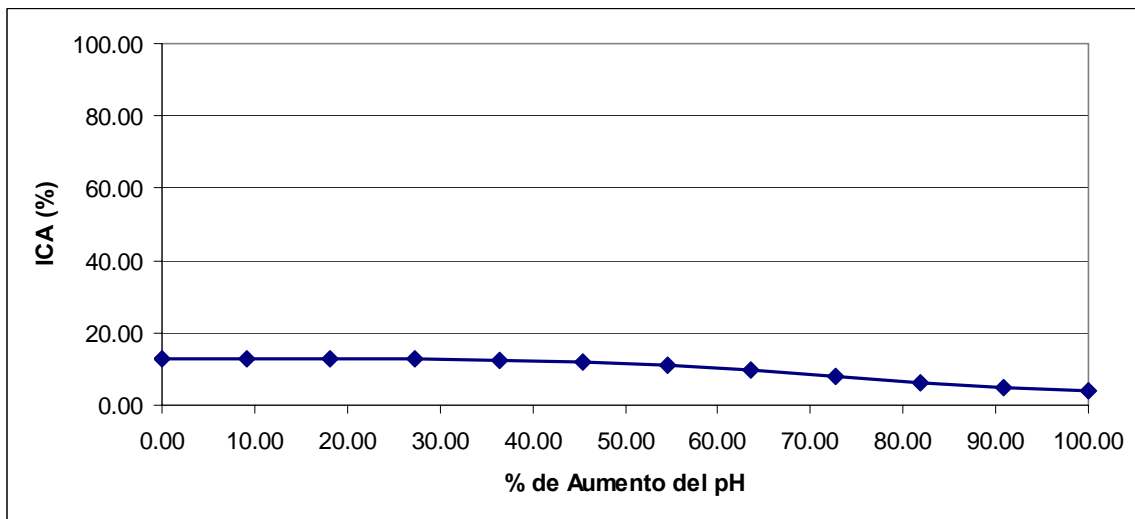


Figura E-6: Variación del ICA según el aumento del constituyente pH

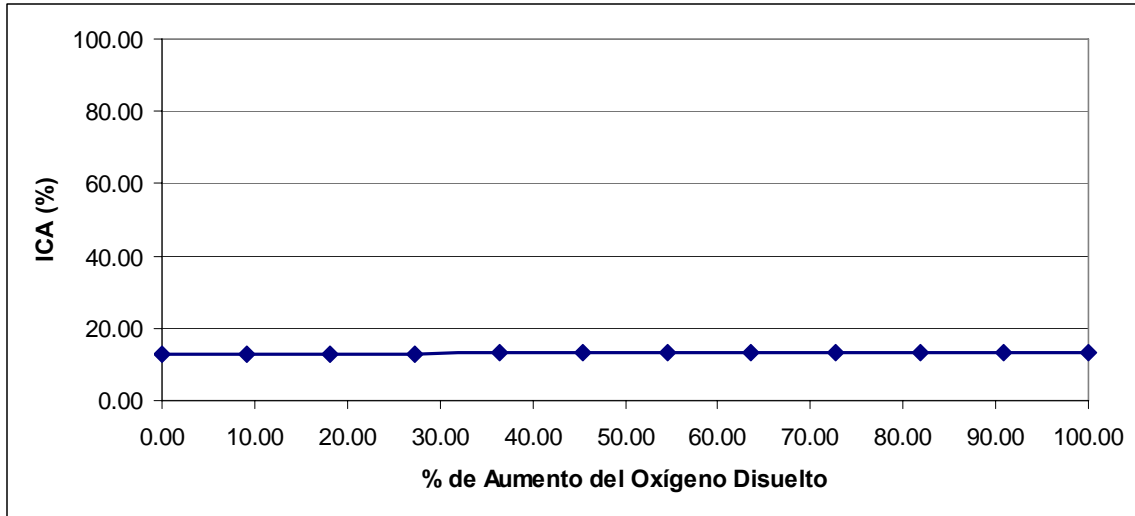


Figura E-7: Variación del ICA según el aumento del constituyente Oxígeno Disuelto

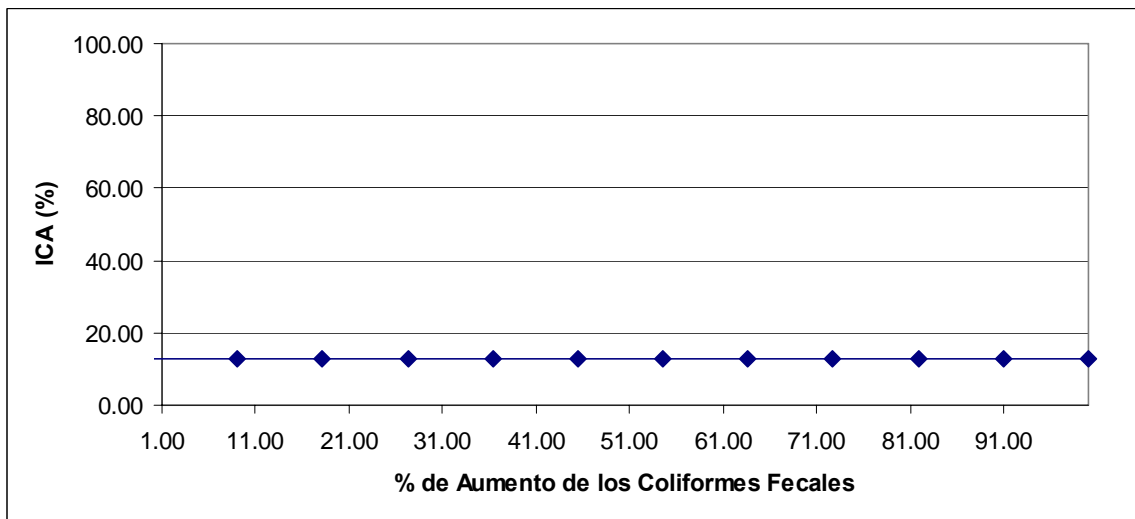


Figura E-8: Variación del ICA según el aumento del constituyente Coliformes Fecales

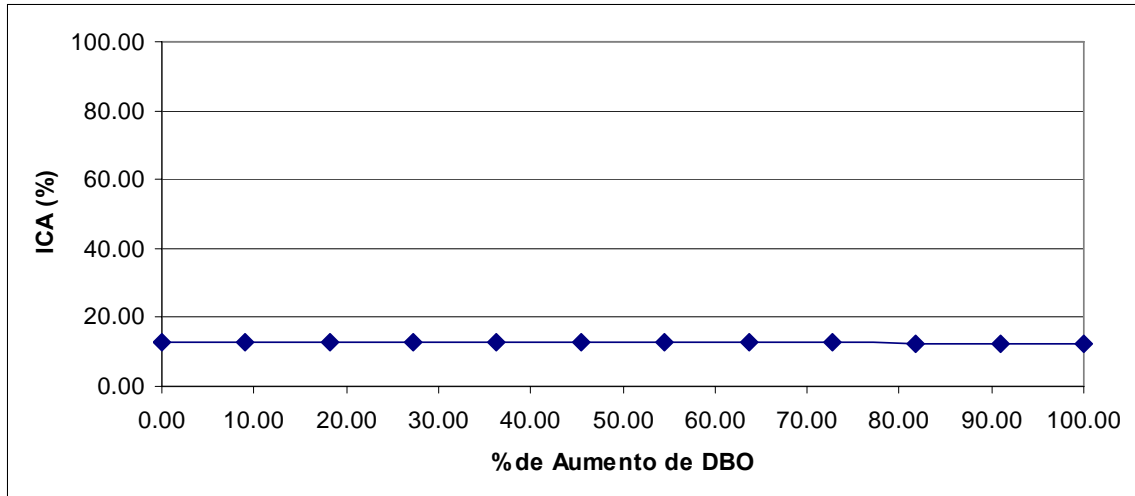


Figura E-9: Variación del ICA según el aumento del constituyente DBO

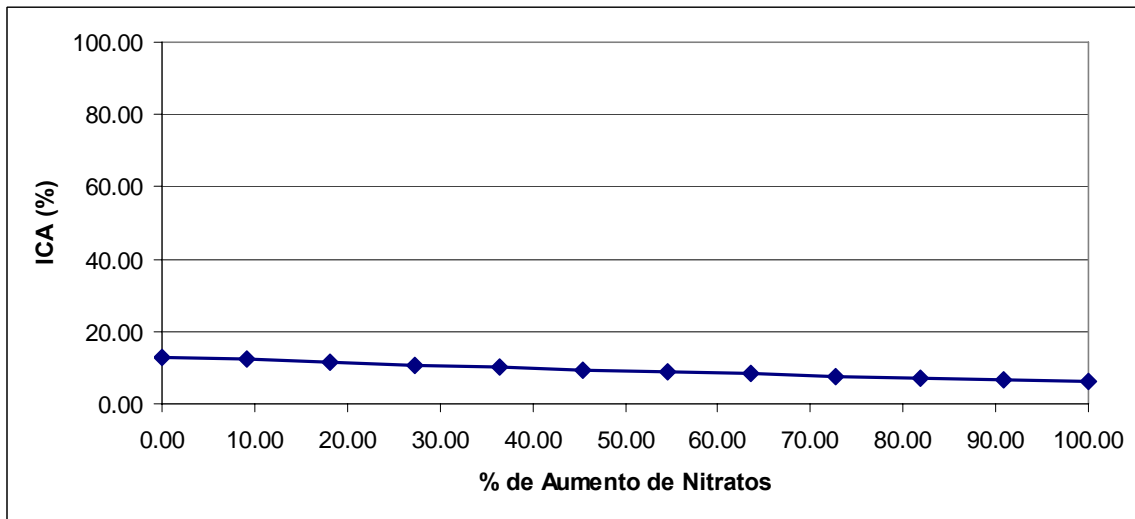


Figura E-10: Variación del ICA según el aumento del constituyente Nitratos

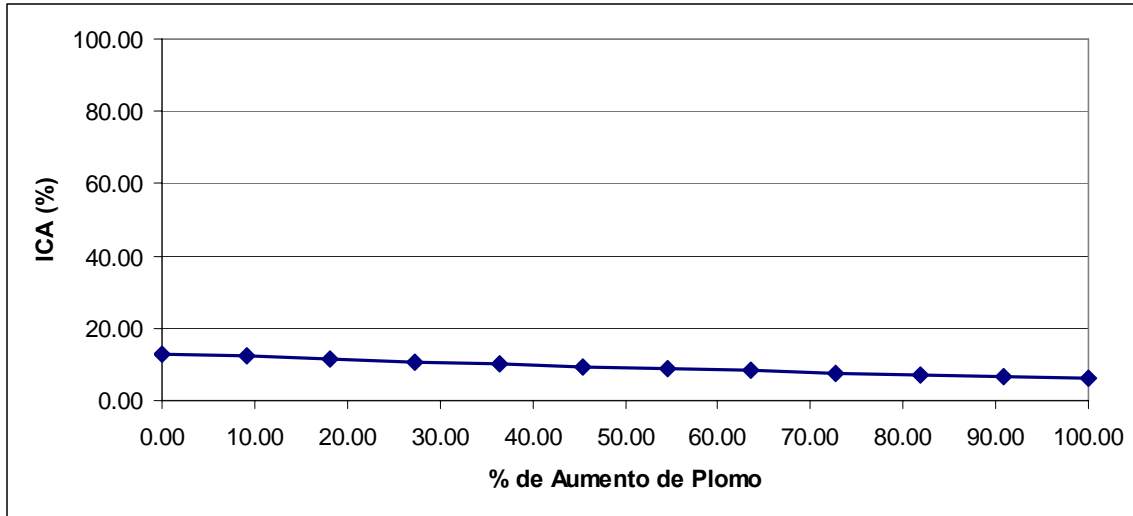


Figura E-11: Variación del ICA según el aumento del constituyente Plomo

Estas gráficas forman parte del análisis de sensibilidad incluido en la sección 5.1.5. En el mismo, se emplearon los estándares de calidad como valores de los constituyentes para calcular el ICA.

En el eje vertical, se muestra la variación del ICA obtenido a medida que se va modificando el valor del constituyente que se pretende evaluar. Si utilizamos como ejemplo el constituyente plomo, ilustrado en la figura E-13, la variación del ICA está directamente relacionada a la variación en la concentración del constituyente plomo. Esto debido a que el valor de los demás constituyentes se mantiene constante con el objetivo de estudiar, únicamente, cómo se afecta el ICA según se altera la concentración de plomo.

En el eje horizontal, se presenta el % de aumento del constituyente que se pretende evaluar. Este % significa la cantidad incrementada con respecto a su valor inicial hasta alcanzar un 100%, que equivale a elevar hasta el doble la cantidad original.

Como resultado de este análisis, se demostró, nuevamente, que la ecuación usada para calcular el ICA no está influenciada por ningún constituyente en específico. Si la ecuación estuviera influenciada, las gráficas ilustradas en este análisis hubieran demostrado variaciones considerables a medida que fueran acrecentando los valores de los constituyentes.