

01177



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

INTEGRANTES DEL JURADO PARA EXAMEN
DE GRADO DE MAESTRO

A quien corresponda:

Por medio del presente conducto se indican los nombres de lo integrantes del jurado para examen de grado de maestro en Ingeniería del C. Miguel Angel Altamirano del Carmen.

JURADO

PRESIDENTE	DR. JORGE DE VICTORICA ALMEIDA
VOCAL	M. EN C. MARIA TERESA LEAL ASCENCIO
SECRETARIO	DR. ALFONSO DURAN MORENO
SUPLENTE	DRA. ANNE HANSEN HANSEN
SUPLENTE	DR. GERMAN BUITRON MENDEZ

ATENTAMENTE

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'LCA'.

LCA Miguel Angel Altamirano del Carmen

m345617



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

01177



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MÉXICO

**PROGRAMA DE MAESTRIA Y DOCTORADO EN
INGENIERIA**

**DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE CALIDAD
DEL AGUA ADECUADO PARA LAS
CONDICIONES DE LA REPÚBLICA MEXICANA**

TESIS

Que para obtener el Grado de:

MAESTRO EN INGENIERÍA
(CAMPO DE CONOCIMIENTO: INGENIERIA AMBIENTAL)

Presenta:

LCA MIGUEL ANGEL ALTAMIRANO DEL CARMEN

DIRECTOR

M. en C. María Teresa Leal Ascencio



AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mis padres **Margarita del Carmen Armas** y **Gabriel Hernández Martínez**, quienes me han enseñado a superar las adversidades que presenta la vida, así como a mi esposa **Guadalupe Juárez García**, quien me ha apoyado en todo momento. Un reconocimiento muy especial a mis hermanos, que siempre me han dado ánimos y buenos deseos; y a todas las personas que me quieren, estiman y aprecian.

A la M. en C. María Teresa Leal Ascencio, por su apoyo y guía profesional para culminar el presente trabajo.

Al Dr. René Lobato Sánchez, por su apoyo profesional y las facilidades otorgadas para poder realizar este trabajo.

Un reconocimiento al Instituto Inter-Americano para la Investigación del Cambio Global (IAI) por el apoyo económico brindado y al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua por las facilidades en infraestructura.

Agradezco a los integrantes del jurado, por sus atinados comentarios y sugerencias para la mejora del trabajo.

Índice

Resumen	iii	
Introducción	1	
Objetivo	3	
Objetivos particulares	3	
Justificación	4	
Capítulo I: Marco teórico		
1.1	Los primeros índices de calidad de agua	5
1.2	Índices usados en otros países	6
1.3	Índices usados en México	8
1.4	Limitaciones de los índices en aplicación en México	13
1.5	Parámetros de importancia en agua	14
1.5.1	Oxígeno disuelto	14
1.5.2	Demanda bioquímica de oxígeno	16
1.5.3	Demanda química de oxígeno	17
1.5.4	Bacterias coliformes	18
1.5.5	Potencial de hidrógeno	19
1.5.6	Color	20
1.5.7	Turbidez	21
1.5.8	Alcalinidad	22
1.5.9	Conductividad eléctrica	23
1.5.10	Dureza total	24
1.5.11	Nitrógeno amoniacal	25
1.5.12	Nitratos	25
1.5.13	Sulfatos	26
1.5.14	Fosfatos	27
1.5.15	Sustancias activas al azul metileno	28
Capítulo II: Metodología		
2.1	Funciones para calcular el ICA	30
2.2	Selección de parámetros	34
2.3	Método para determinar las calificaciones de la calidad de los parámetros	40
2.3.1	Polinomios de interpolación Lagrange	40
2.4	Selección de calidad contra concentración por parámetro	44
Capítulo III: Resultados y discusión		
3.1	Especificación de criterios de calidad por parámetro	46
3.1.1	Oxígeno disuelto	46
3.1.2	Demanda bioquímica de oxígeno	47
3.1.3	Demanda química de oxígeno	48
3.1.4	Coliformes fecales	48

3.1.5	Potencial de hidrógeno	49
3.1.6	Color	50
3.1.7	Turbiedad	50
3.1.8	Alcalinidad	51
3.1.9	Conductividad eléctrica	51
3.1.10	Dureza total	52
3.1.11	Nitrógeno amoniacal	53
3.1.12	Nitratos	53
3.1.13	Sulfatos	54
3.1.14	Fosfatos	54
3.1.15	Sustancias activas al azul metileno	55
3.2	Curvas de calificación de calidad por parámetro	56
3.2.1	Oxígeno disuelto	58
3.2.2	Demanda bioquímica de oxígeno	59
3.2.3	Demanda química de oxígeno	61
3.2.4	Coliformes fecales	63
3.2.5	Potencial de hidrógeno	65
3.2.6	Color	67
3.2.7	Turbiedad	68
3.2.8	Alcalinidad	70
3.2.9	Conductividad eléctrica	71
3.2.10	Dureza total	72
3.2.11	Nitrógeno amoniacal	73
3.2.12	Nitratos	75
3.2.13	Sulfatos	77
3.2.14	Fosfatos	78
3.2.15	Sustancias activas al azul metileno	80
3.3	Índice de calidad del agua propuesto (ICAM)	81
3.4	Caso de aplicación	83
Capítulo IV: Conclusiones y recomendaciones		
4.1	Conclusiones	88
4.2	Recomendaciones	89
Apéndices		
A	Porcentaje de saturación del oxígeno disuelto	90
B	Código del programa del método ICAM	92
Referencias		102

Resumen

A partir de la revolución industrial se han venido vertiendo diferentes sustancias a los cuerpos de agua, por ello surgió la necesidad de monitorear los ríos en forma periódica. Esto a su vez ha conducido a tener una gran diversidad en los parámetros que se miden, lo que hace que la evaluación de la calidad del agua en primer instancia sea compleja. Además la gran cantidad de información generada hace difícil la interpretación para el usuario. Por ello se han implementado índices que reúnen los parámetros más representativos para de esta forma definir la calidad del agua; los primeros autores que formularon una metodología para calcular un índice de calidad de agua (ICA) fueron Horton (1965) y Liebmann (1966).

La necesidad de cuantificar y evaluar la calidad del agua ha conducido a introducir el uso de índices de calidad del agua (ICA) que reúnan los parámetros monitoreados en los cuerpos de agua y que reduzcan las grandes cantidades de datos que se generan por los monitoreos a un simple valor numérico (Brown *et al.*, 1970; Dinius, 1972; León, 1991; Nagels *et al.*, 2001), este valor puede determinar el grado de contaminación del agua a la fecha del muestreo. El uso de índices es una de las formas más efectivas de comunicar información sobre la tendencia del medioambiente a tomadores de decisiones y el público en general.

Con el nuevo índice aquí desarrollado: Índice de Calidad del Agua para México (ICAM) se han tomado en cuenta las condiciones presentes en los cuerpos de agua nacionales para de esta forma poder estimar la calidad de los mismos, para ello se seleccionaron variables de cinco categorías; nivel de oxígeno, eutrofización, aspectos de salud, características físicas y sustancias disueltas. Se consideraron quince parámetros para determinar el índice de calidad de agua; oxígeno disuelto [OD], demanda bioquímica de oxígeno [DBO₅], demanda química de oxígeno [DQO], color, conductividad eléctrica, turbiedad, pH, alcalinidad, dureza total, nitrógeno amoniacal, nitratos, fosfatos, sulfatos, SAAM y coliformes

fecales. Así mismo, para la selección de los parámetros se consideraron también los siguientes criterios: que reflejarán en forma general la situación de la calidad de los ríos y cuerpos de agua en México, las condiciones ambientales del país, los usos del agua y la frecuencia con que son monitoreados.

En la CNA (2002) se aplica un índice para calcular la calidad del agua, el cual incluye dieciocho parámetros. En el índice ICAM son considerados trece parámetros de los dieciocho que son usados para calcular el índice de calidad del agua en la CNA. Las modificaciones que presenta el índice ICAM con respecto al usado en la CNA son: toma en cuenta parámetros que se incrementan en descargas residuales no tratadas a ríos, como lo es la DQO; considera de mayor importancia el sólo incluir los coliformes fecales y no los totales; evita la inclusión repetitiva de parámetros que proporcionan información similar, al considerar conductividad eléctrica y turbiedad y no tomar en cuenta sólidos disueltos y sólidos suspendidos; incluye el color como un aspecto de contaminación; usa el oxígeno disuelto en porcentaje de saturación más que en concentración (mg/L) debido a que de esta forma también se incluyen los efectos que la altura y la temperatura causan sobre el oxígeno.

Se tiene que otro índice de calidad del agua usado en México es el propuesto por León (1991), este índice incluye quince parámetros. El índice ICAM toma en cuenta diez parámetros de los quince que consideró León. El ICAM presenta las siguientes modificaciones en relación al método de León: evita incluir parámetros que resultan costosos para su medición y que sólo indican contaminación de algunas actividades industriales, tal como los fenoles; no considera los sólidos suspendidos al incluir la turbiedad; no incluye la diferencia de temperatura ya que únicamente indica contaminación térmica cerca de la fuente de contaminación; considera de mayor importancia el sólo incluir los coliformes fecales y no los totales.

A cada parámetro considerado le corresponde una calificación de acuerdo a la concentración con la que está presente. Para obtener la curva de calificación de la calidad individual de cada uno de los parámetros, se recopilaron las concentraciones normales (o naturales) máximas y mínimas, que no representan riesgo ni contaminación, que pueden encontrarse en la naturaleza, así como concentraciones permisibles en el agua para beber y concentraciones extremas debido a la contaminación. Se seleccionaron correspondencias entre los valores de los parámetros y calidades de los mismos tomando en cuenta los límites encontrados y lo que se ha venido midiendo en muchos cuerpos de agua nacionales en el laboratorio de Calidad del Agua del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. A continuación se aplicaron polinomios de interpolación de Lagrange para obtener las curvas del método propuesto.

La fórmula seleccionada, en la que se resumen las calidades individuales de los parámetros, para determinar la calidad del agua es la raíz cuadrada de la armónica media; con ella se proporciona un valor estadístico elevado para los parámetros que presentan bajas calificaciones. Por otra parte, cuando las muestras tienen gran variabilidad o cuando es importante considerar las calificaciones mínimas, es mejor usar esta fórmula. Es un método muy sensible a parámetros con bajas calificaciones porque les asigna mayor peso que a los que tienen valores más elevados. Tiene la ventaja de no asignar pesos específicos a los parámetros, los cuales pueden conducir a evaluaciones erróneas de la calidad del agua. No presenta limitantes en su aplicación en caso de que no se cuente con el conjunto completo de parámetros (Fernández *et al.*, 2004 y Dojlido *et al.*, 1994).

Introducción

Muchas son las formas de contaminación en un mundo como el actual. Las aguas residuales de las grandes ciudades vertidas sin tratamiento a los ríos, los vertidos a menudo tóxicos de grandes industrias y el empleo indiscriminado de fertilizantes y plaguicidas en la agricultura contaminan los cuerpos de agua. Por lo anterior resulta importante conocer la calidad del agua ya que ésta afecta la salud humana, las actividades que realiza el hombre y el equilibrio de los ecosistemas. Los riesgos relacionados con el consumo de agua contaminada pueden ser a corto, mediano o largo plazo dependiendo del tiempo de consumo y del tipo de contaminantes presentes en el agua contaminada (Jiménez, 2001).

En México, como en varios países, la necesidad de cuantificar y evaluar la calidad del agua ha conducido a introducir el uso de índices de calidad del agua (ICA) que reúnan los parámetros monitoreados en los cuerpos de agua y que reduzcan las grandes cantidades de datos que se generan por los monitoreos a un simple valor numérico (Brown *et al.*, 1970; Dinius, 1972; León, 1991; Nagels *et al.*, 2001), este valor puede determinar el grado de contaminación del agua a la fecha del muestreo. El uso de índices es una de las formas más efectivas de comunicar información sobre la tendencia del medioambiente a tomadores de decisiones y público en general; también son usados para indicar la calidad del aire, como el Índice Metropolitano de Calidad del Aire (IMECA), o como índices económicos: como el índice de acciones Dow Jones.

De manera general, la calidad del agua se define como la relación cuantitativa entre la densidad del indicador y el riesgo potencial para su uso. Los estándares de calidad del agua están descritos en términos de niveles de concentración permisibles, para un uso determinado de un cuerpo de agua, y generalmente están establecidos por una serie de reglamentos oficiales. En México, los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores se establecen en la norma NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF,

1996), mientras que la calidad del agua para diversos usos no está reglamentada y sólo se sugieren o recomiendan ciertos límites en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (DOF, 1989).

Objetivo general

Desarrollar un método para la estimación de la calidad de los cuerpos de agua, adecuado a las condiciones presentes en la República Mexicana, mediante la inclusión de un Índice de Calidad del Agua en el cual se reúnan los parámetros más representativos que son monitoreados en los cuerpos de agua.

Objetivos particulares

- Obtener una escala de calificación de calidad por parámetro.
- Aplicar una fórmula que reúna las calidades individuales de los parámetros que se vayan a usar, que no les asigne pesos específicos, para determinar la calidad general del agua.
- Comparar los resultados del índice implementado con el de otros índices de aplicación en México.
- Automatizar la aplicación del índice que se desarrolle y ponerlo a la disposición de usuarios a través de una página en Internet.

Justificación

En México se han aplicado diversos índices para estimar la calidad del agua (León, 1991 y CNA, 2002) pero presentan algunas desventajas para su aplicación. Así se tiene que el ICA usado en la CNA considera dieciocho parámetros y es aplicable para lugares donde no se consideran descargas residuales no tratadas a ríos, esto en base a que usa el parámetro de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) con el cual se determina la cantidad de materia biodegradable, y no considera la demanda química de oxígeno (DQO) la cual indica la cantidad de materia en su conjunto, tanto biodegradable como no biodegradable. Además, incluye varios parámetros para indicar un mismo resultado: toma en cuenta sólidos disueltos y conductividad eléctrica cuando sólo pudiera utilizar uno de ellos. Adicionalmente, el oxígeno se toma en forma de concentración, no en porcentaje de saturación, por lo que da valores bajos en aguas cálidas, comunes en nuestro medio. Por otra parte se tiene que el índice de León (1991) considera quince parámetros, doce de ellos están incluidos en el índice usado en la CNA. El índice de León si considera DQO pero no considera turbiedad y tiene la desventaja de que toma en cuenta los fenoles, los cuales resultan costosos para medir y sólo señalan contaminación de aguas residuales provenientes de refinerías, destiladoras de madera o plantas productoras de coque.

Por ello es necesario desarrollar un índice adecuado para la situación de descargas residuales municipales e industriales a los cuerpos de agua en el país, el cual considere oxígeno disuelto, DBO_5 , DQO, color y turbiedad principalmente, que presente resultados aceptables de acuerdo a los valores estipulados en los criterios ecológicos de calidad del agua del país.

I Marco teórico

1.1 Los primeros índices de calidad de agua

A partir de la revolución industrial se han venido vertiendo diferentes sustancias a los cuerpos de agua, por ello surgió la necesidad de monitorear los ríos en forma periódica. Esto a su vez ha conducido a tener una gran diversidad en los parámetros que se miden, lo que hace que la determinación de la calidad del agua en primer instancia sea compleja, además la gran cantidad de información generada hace difícil la interpretación para el usuario no especializado. Por ello se han implementado índices que reúnen los parámetros más representativos para de esta forma definir la calidad del agua; los primeros que formularon una metodología para calcular un índice de calidad de agua (ICA) fueron Horton (1965) y Liebmann (1966). Horton se basó en su experiencia para llevarlo a cabo, consideró ocho parámetros; oxígeno disuelto (OD), potencial de hidrógeno (pH), extracto de tetracloruro de carbono, conductividad eléctrica, alcalinidad, cloruros, temperatura y bacterias coliformes a los cuales les asignó un peso específico; el índice varía entre 0 y 100. Liebmann describió una escala de siete puntos usados en Bavaria en la cual se toma en cuenta el contenido y el agotamiento de oxígeno.

Brown *et al.* (1970 y 1973) hicieron una encuesta a expertos en calidad del agua con lo cual identificaron 9 variables importantes para desarrollar un ICA: OD, pH, nitratos, fosfatos, temperatura, turbiedad, sólidos totales, coliformes fecales y demanda bioquímica de oxígeno en 5 días (DBO₅). Los valores del ICA varían entre 0 puntos, para una calidad pobre del agua y 100 para una calidad excelente.

En 1972, Dinius propuso un ICA diseñado para evaluar los gastos de control de la contaminación del agua. Incluye once variables y al igual que el anterior, tiene una escala la cual disminuye con el incremento de la contaminación, variando de 0 a 100. Los parámetros incluidos son: OD, DBO₅, *Escherichia coli*, alcalinidad, dureza, conductividad específica, cloruros, pH, temperatura, coliformes fecales y color.

Dunnette (1979) sugiere que para calcular la calidad del agua es necesario seleccionar variables de 5 categorías; nivel de oxígeno, eutrofización, aspectos de salud, características físicas y sustancias disueltas.

1.2 Índices usados en otros países

En varios países se han desarrollado otros índices que son variaciones de los primeros. En Estados Unidos, en el 2000 se desarrolló el proyecto *River Index Project* para analizar y monitorear la calidad del agua en tiempo real de la región del suroeste de Ohio y el sureste de la región de Indiana, en la línea divisoria del Río Miami (EPA, 2003). Se tomaron en cuenta la opinión de ocho expertos de calidad de agua, reconocidos internacionalmente, para el desarrollo del ICA con lo cual identificaron siete parámetros; OD, coliformes fecales, conductividad eléctrica, pH, turbiedad, temperatura y razón de flujo. A cada uno de los parámetros contribuyentes les otorgaron puntuaciones dependiendo de su concentración, y les asignaron un peso específico de acuerdo a la importancia que tienen en la determinación de la calidad del agua. La calidad del agua está determinada por el valor del índice final el cual varía entre 11 y 40 puntos.

El índice empleado en Irlanda y España es el índice de Calidad General (ICG), desarrollado en 1983 a partir de un método implantado en Canadá. Este índice es obtenido a partir de 23 parámetros de calidad del agua, procesados mediante ecuaciones lineales. El valor final varía entre 0 para agua muy contaminada y 100 para agua totalmente limpia; en la tabla I.1 se puede observar la calidad de agua de acuerdo a este índice (Ambientum, 2004).

Tabla I.1: Escala de clasificación de la calidad del agua para usos específicos, según el ICG

CALIDAD DEL AGUA	ICG
Excelente	entre 85 y 100
Buena	entre 75 y 85
Regular	entre 65 y 75
Deficiente	entre 50 y 65
Mala	menor que 50

En Polonia se usa un índice que considera dos conjuntos de parámetros, uno básico y otro adicional (Dojlido *et al.*, 1994). El conjunto básico consiste de siete parámetros (DBO₅, sólidos suspendidos, fosfato, amonio, sólidos disueltos, índice de permanganato y OD) mientras que el conjunto adicional consiste de diecinueve parámetros. Este índice usa la siguiente clasificación:

- 75 – 100 Aguas muy limpias
- 50 – 75 Aguas limpias
- 25 – 50 Aguas contaminadas
- 0 – 25 Aguas muy contaminadas

En Nueva Zelanda la determinación del ICA se basa en el parámetro que presente el menor valor de calidad (Nagels *et al.*, 2001). No tiene un número definido de parámetros a ser usados; la escala de clasificación está dada como:

- 80 – 100 Eminentemente favorable
- 60 – 80 Favorable para su uso
- 40 – 60 Marginalmente favorable
- 20 – 40 Desfavorable para su uso
- 0 – 20 Completamente desfavorable

Existen otras maneras para calcular la calidad del agua, éstas sugieren el uso de indicadores biológicos para determinarla. De los índices biológicos que existen, el *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) es uno de los más importantes. En España se adaptó el BMWP para las condiciones de la península, adoptado por la

Asociación Española de Limnología. El índice biótico BMWP indica el estrés medioambiental que soportan los organismos acuáticos y de alguna forma refleja aspectos relativos a indicadores físico-químicos, biológicos y algunos factores hidromorfológicos, integrando los impactos, tanto los de carácter continuo como puntual. El BMWP se centra en las comunidades de invertebrados (De Santos y Figueras, 1996; Revista Ambientum, 2004).

La clasificación de las aguas según este índice (tabla I.2) adquiere valores comprendidos entre 0 y un máximo indeterminado que, en la práctica, no suele superar 200. Se establecen 6 clases de calidad para el agua (Puebla *et al.*, 1992).

Tabla I.2: Escala de clasificación de la calidad del agua para usos específicos, según el BMWP

Clase	Valor del índice	Significado
1	> 120	Aguas muy limpias
2	101 – 120	Aguas no contaminadas o no alteradas de manera sensible
3	61 – 100	Crítica: son evidentes algunos efectos de contaminación
4	36 – 60	Aguas contaminadas. Mala calidad
5	16 – 35	Aguas muy contaminadas
6	< 15	Aguas fuertemente contaminadas

La tendencia en el marco de la Unión Europea es ir sustituyendo el empleo de índices físico-químicos por los biológicos, por lo que es previsible que este indicador cobre un importante desarrollo en los próximos años.

1.3 Índices usados en México

En México el ICA usado por la Comisión Nacional del Agua (CNA) considera dieciocho parámetros de la calidad del agua (tabla I.3; INEGI, 1999), para calcular el ICA aplica la siguiente fórmula:

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^{18} q_i w_i}{\sum_{i=1}^{18} w_i} \quad 1.1$$

donde

$$i = 1, 2, \dots, 18$$

q_i Calidad del parámetro i , w_i son los pesos específicos por parámetro, indicados en la tabla I.4

La calidad de cada uno de los dieciocho parámetros queda en función de la concentración con la que se encuentren en los cuerpos de agua. El índice toma valores en una escala de 0 a 100% (figura I.1), donde mientras mayor sea el valor mejor es la calidad del agua, así mismo contiene sugerencias de los posibles usos y medidas que se deben de adoptar para los diversos rangos de calidad.

Otro índice desarrollado en México, es el de León (1991, del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua); para calcular el ICA toma en consideración quince parámetros, indicados en la tabla I.3, y aplica la fórmula que reúne las calidades de los quince parámetros (I.2), con la cual se obtiene la calidad final del agua.

$$ICA = \prod_{i=1}^{15} q_i^{w_i} \quad 1.2$$

donde w_i son los pesos específicos asignados a cada parámetro (i), ponderados entre 0 y 1, de tal forma que se cumpla que la sumatoria sea igual a uno (tabla I.4). q_i es la calidad del parámetro (i), en función de su concentración y cuya calificación oscila entre 0 y 100, \prod representa la operación multiplicativa de las variables q elevadas a la w .

Finalmente, el ICA que arroja la ecuación es un número entre 0 y 100 que califica la calidad del agua en función del uso y que permite estimar el nivel de

contaminación. En la figura I.2 se muestran los rangos de calificación del ICA según León (1991) en función del uso del agua.

Tabla I.3: Parámetros para la evaluación del ICA en México

Parámetro	unidades	CNA*	León**
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	mg O ₂ /L	X	X
Oxígeno disuelto (OD)	mg O ₂ /L	X	X
Coliformes fecales	NMP/100 mL	X	X
Coliformes totales	NMP/100 mL	X	X
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	mg/L	X	
Conductividad eléctrica	μS/cm	X	
Fosfatos totales (PO ₄ ³⁻)	mg/L	X	X
Grasas y aceites	mg/L	X	
Nitrógeno amoniacal	mg/L	X	X
Nitrógeno en nitratos	mg/L	X	X
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	X	X
Color	Pt-Co	X	
Dureza total	mg CaCO ₃ /L	X	X
Potencial de hidrógeno	pH	X	X
Sólidos suspendidos	mg/L	X	X
Cloruros	mg/L	X	X
Sólidos disueltos	mg/L	X	
Turbiedad	UTN	X	
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/L		X
Fenoles	μg/L		X
Diferencia de temperatura (dT)	°C		X

NMP: Número más probable. UTN: Unidad de turbiedad nefelométrica.

* CNA (2002)

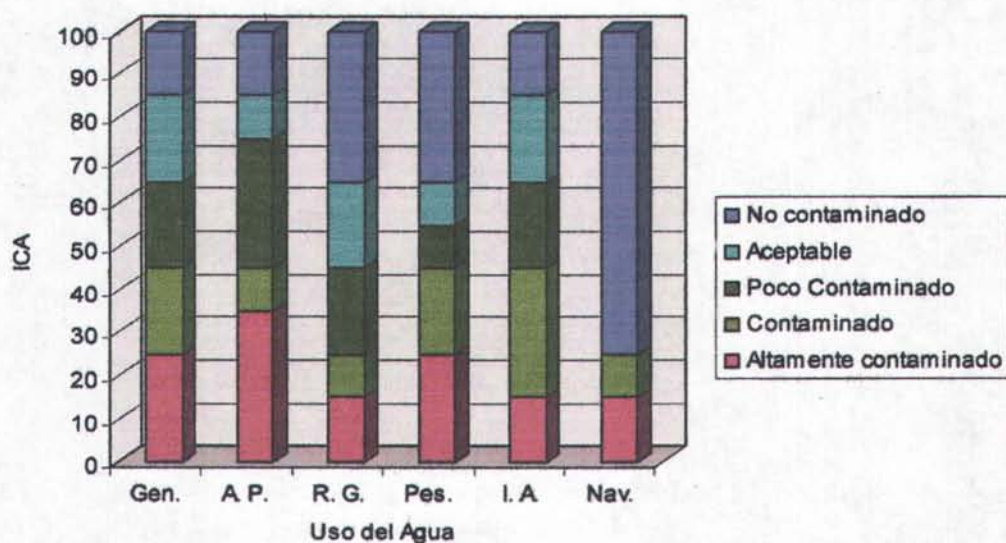
** León (1991)

Tabla I.4: Pesos específicos (w_i) para la evaluación del ICA

Parámetro (unidad)	CNA*	León**
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	5.0	0.096
Oxígeno disuelto (OD)	5.0	0.103
Coliformes fecales	4.0	0.143
Coliformes totales	3.0	0.083
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	3.0	-
Conductividad eléctrica	2.0	-
Fosfatos totales	2.0	0.073
Grasas y aceites	2.0	-
Nitrógeno amoniacal	2.0	0.043
Nitrógeno en nitratos	2.0	0.053
Alcalinidad	1.0	0.055
Color	1.0	-
Dureza total	1.0	0.058
Potencial de hidrógeno	1.0	0.063
Sólidos suspendidos	1.0	0.033
Cloruros	0.5	0.068
Sólidos disueltos	0.5	-
Turbiedad	0.5	-
Demanda química de oxígeno (DQO)	-	0.053
Fenoles	-	0.033
Diferencia de temperatura (dT)	-	0.043

* CNA (2002)

** León (1991)



Fuente: Semamat, Comisión Nacional del Agua, Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua, 2002.

Figura I.1: Escala de clasificación de la calidad del agua para usos específicos, según el ICA de la CNA (2002). Donde; Gen. (criterio general), A.P. (abastecimiento público), R.G. (recreación general), Pes. (pesca y vida acuática), I.A. (industria y agricultura), Nav. (navegación).

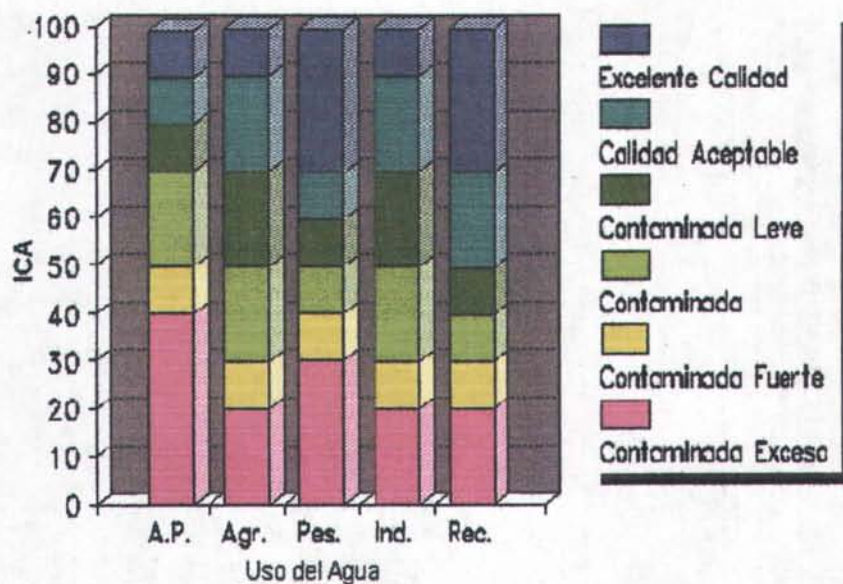


Figura I.2: Escala de clasificación de la calidad del agua para usos específicos, según el ICA de León (1991). Donde; A.P. (agua potable), Agr. (agricultura), Pes. (pesca y vida acuática), Ind. (industrial), Rec. (recreación).

1.4 Limitaciones de los índices de aplicación en México

Las principales limitaciones que se encuentran en los índices aplicados en México son las siguientes: el ICA usado en la CNA, el cual toma en cuenta dieciocho parámetros, es aplicable para lugares donde no se consideran descargas residuales no tratadas a ríos, esto con base a que usa el parámetro de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y no incluye la demanda química de oxígeno (DQO). Considera diferentes parámetros para indicar una característica similar del cuerpo de agua, incluye sólidos disueltos y conductividad eléctrica cuando sólo pudiera utilizar uno de ellos. Cuando se presentan variaciones importantes en los parámetros, estas no inciden "casi" en el valor final del ICA. El oxígeno se usa en forma de concentración, no en porcentaje de saturación, por lo que puede resultar en calificaciones bajas para este parámetro en aguas cálidas, comunes en nuestro medio.

Por otro lado, el índice de León, en el que se incluyen quince parámetros, toma en cuenta la DQO y DBO_5 pero no considera turbiedad y tiene la desventaja de que toma en cuenta los fenoles, los cuales resultan costosos para medir y sólo señalan contaminación de un rango estrecho de actividades industriales. Otra limitante que presenta es que las escalas de calificación de 0 a 100, para cada parámetro, están fuera de los rangos posibles de encontrar, reduciendo con esto el impacto de concentraciones elevadas de algunos parámetros en el valor final del ICA.

Debido a lo anterior es necesario desarrollar un índice adecuado para la situación de descargas residuales municipales e industriales a los cuerpos de agua en el país, el cual considere parámetros de medición común en el país como lo son DBO_5 , DQO, color y turbiedad principalmente; también que la escala esté acorde a los criterios de uso e intervalos que se encuentran en las aguas de México y que presente resultados aceptables de acuerdo a los valores estipulados en los criterios ecológicos de calidad del agua del país.

1.5 Parámetros de importancia en agua

La selección de parámetros es una parte importante en el presente trabajo ya que tienen que reflejar en forma general la situación de descargas en México. Muchos constituyentes químicos en un cuerpo de agua tienen la habilidad de alterar la toxicidad de los contaminantes, o de proteger organismos de materiales tóxicos por removerlos o por bloquear su acción. Las características físicas y químicas de los cuerpos de agua influyen en las reacciones de los contaminantes y los procesos de purificación natural. Algunos factores importantes son: temperatura, color, sólidos suspendidos, pH, OD, DBO₅, DQO, coliformes y dureza, entre otros. Los efectos de algunos de esos factores están interrelacionados, lo cual hace difícil o casi imposible para asignar mayor o menor importancia a cada uno de ellos (EPA, 1983).

1.5.1 Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) proviene de la disolución de oxígeno presente en el aire, en agua, ocasionada por el viento así como por el oxígeno que liberan los organismos fitoplanctónicos en los procesos de fotosíntesis. La solubilidad del oxígeno, como la de cualquier gas en el agua, depende de la presión atmosférica imperante en cada punto, de la temperatura media del cuerpo de agua y del contenido de sales disueltas. En términos generales la solubilidad del oxígeno es directamente proporcional a la presión e inversamente proporcional a la temperatura y a la salinidad del agua (Cárdenas, 2002).

El porcentaje de saturación es la cantidad de oxígeno disuelto en la muestra de agua comparada con la cantidad máxima que podría estar presente a la misma temperatura. Por ejemplo, se dice que el agua está saturada en un 100% si contiene la concentración máxima de oxígeno a esa temperatura y altitud. Una muestra de agua que está saturada en un 50% solamente tiene la mitad de la cantidad de oxígeno que potencialmente podría tener a esa temperatura. A veces, el agua se supersatura con oxígeno debido a que se mueve rápidamente o por procesos fotosintéticos intensos. Esto generalmente dura un período corto de

tiempo, pero puede ser dañino para los peces y otros organismos acuáticos. Existe una limitante en cuanto a la cantidad de oxígeno que se requiere para sostener la vida de los peces en los cuerpos de agua superficiales; los valores del porcentaje de saturación del OD de 80-120% se consideran excelentes y los valores menores al 60% trae como consecuencia pobre o nulo desarrollo de larvas de peces (CIESE, 2004).

Cuando existe abundante cantidad de materia orgánica, el crecimiento bacteriano se ve favorecido enormemente y como consecuencia de ello, los niveles de oxígeno disuelto dentro de la masa acuosa se reducen rápidamente a cero. Tanto el metabolismo bacteriano como las consecuencias de un medio fuertemente reductor son responsables del agotamiento progresivo del oxígeno disuelto en el agua (Cárdenas, 2002). Un déficit de oxígeno disuelto es mortal para los peces y demás animales acuáticos; menos del 30 % de saturación ó 2 a 3 mg O₂/L provoca la mortandad de los peces por asfixia y se presentan desórdenes en el desarrollo de otros organismos acuáticos. El agotamiento del oxígeno disuelto induce la reducción de especies como nitratos, sulfatos y materia orgánica a amonio, sulfuro y metano, que son dañinos al medio acuático (Dojlido, 1993).

La determinación de la concentración del OD es una parte fundamental en la evaluación de la calidad del agua debido a que el oxígeno está involucrado en casi todos los procesos biológicos y químicos en los cuerpos de agua. Su determinación también es usada en la medición de la demanda bioquímica de oxígeno. La medición del OD puede ser usada para indicar el grado de contaminación por materia orgánica, la destrucción de sustancia orgánica y la capacidad de asimilación de materia orgánica de ese cuerpo de agua en particular (Chapman, 1992).

1.5.2 Demanda bioquímica de oxígeno

Las pruebas de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) constituyen una estimación de la cantidad de materia orgánica fácilmente biodegradable¹ que contiene una muestra; valores elevados de DBO_5 indican la presencia de un alto contenido de materia orgánica biodegradable. Puesto que no existen formas directas para medir dicha cantidad de materia orgánica, la medición se realiza de forma indirecta, a través de la cantidad de oxígeno disuelto consumido por la oxidación biológica de la materia orgánica presente. Dicho en otras palabras, la medición se fundamenta en el supuesto de que la cantidad de materia orgánica contenida en la muestra, es directamente proporcional a la cantidad de oxígeno que requiere una población bacteriana para digerirla (Cárdenas, 2002).

La medición se basa en la comparación del oxígeno disuelto inicialmente en la muestra, con el existente en una muestra similar, después de haber sido incubada durante cinco días. Estos cinco días son el tiempo en que una buena proporción de la materia orgánica presente será digerida en la muestra.

La importancia de las pruebas de DBO_5 , radica en que permiten calcular o predecir, cuando menos aproximadamente, el efecto que causaría una determinada descarga de aguas residuales, sobre la concentración de oxígeno disuelto de un cuerpo de agua receptor. Expresado en otra forma, las pruebas de DBO_5 permiten evaluar la demanda de oxígeno en un cuerpo de agua receptor al llegar descargas a ese sitio, así como, permite determinar la biodegradabilidad de la materia orgánica descargada al compararse con la DQO. Por otro lado, la presencia de baja DBO_5 y alta DQO significa que la materia orgánica presente no es fácilmente biodegradable y que por lo tanto, esa materia orgánica permanecerá en el cuerpo de agua por largo tiempo. Este es el caso de descargas industriales (Chapman, 1992).

¹ Se refiere a biodegradable en un breve lapso de tiempo, 5 días en promedio.

Las mediciones de DBO_5 son menores siempre que las de DQO pues la materia orgánica no es degradable al 100 por ciento. Aguas no contaminadas tienen una DBO_5 de 2 mg O_2/L o menos, mientras que las que reciben desechos de agua pueden alcanzar valores mucho mayores; desechos industriales pueden tener valores de DBO_5 mayores a 25,000 mg O_2/L (Chapman, 1992).

1.5.3 Demanda química de oxígeno

La demanda química de oxígeno (DQO) es una medida del oxígeno necesario para oxidar la materia no sólo orgánica presente en una muestra de agua, que es susceptible de oxidarse por un oxidante químico fuerte, tal como el dicromato. La DQO es ampliamente usada como una medida de la susceptibilidad a la oxidación de materiales orgánicos e inorgánicos presentes en los cuerpos de agua y efluentes de desechos de aguas municipales e industriales. La DQO no identifica el material oxidable ni diferencia entre el material orgánico o inorgánico presente. En las pruebas de DQO se acelera artificialmente la oxidación de la materia orgánica, mediante un proceso de oxidación forzada, utilizando oxidantes y temperatura en un método debidamente estandarizado, para que los resultados sean comparables. La DQO así determinada, se expresa como el oxígeno equivalente al contenido de materia orgánica, en miligramos por litro (Cárdenas, 2002; Chapman, 1992).

Aunque las condiciones de oxidación son bastante enérgicas, la DQO no representa una medida exacta del contenido total de materia orgánica en la muestra. Ciertos compuestos orgánicos tales como los alcanos, la piridina y ciertas ligninas, son particularmente resistentes a la oxidación. No obstante puede asumirse que para efectos prácticos, en la mayoría de las muestras la oxidación de la materia orgánica bajo estas condiciones alcanza una extensión de por lo menos el 95% con respecto al valor total o teóricamente esperado (Cárdenas, 2002).

Se dice si, presente en las descargas, la relación DBO_5/DQO es cercana a 0.5 entonces la materia orgánica es biodegradable, lo que ocurre en el caso de descargas municipales. Por otro lado si la relación tiende a cero entonces la materia orgánica no es biodegradable, lo que genera que la materia orgánica se acumule pues se trata de material orgánico no degradable biológicamente.

Las concentraciones de DQO observadas en aguas superficiales varían de 20 mg O_2/L en aguas no contaminadas hasta más de 200 mg O_2/L en aguas que reciben efluentes. Desechos de agua industrial pueden contener niveles de DQO de 100 a 60,000 mg O_2/L .

1.5.4 Bacterias coliformes

Las bacterias coliformes son una colección de microorganismos que viven en grandes cantidades en los intestinos del hombre y en los animales de sangre caliente. Ayudan en la digestión de los alimentos. Un subgrupo específico de esta colección es la bacteria coliforme fecal, el miembro más común encontrado es la *Escherichia coli* (CIESE, 2004). Estos organismos pueden estar separados del grupo de coliformes por su habilidad de crecer a temperaturas elevadas y están asociados sólo con la materia fecal de animales de sangre caliente. Aguas municipales sin tratar pueden contener de 10 a 100 millones de bacterias coliformes por 100 mL. Menos de 1,000 coliformes por 100 mL representa un riesgo de enfermedad intestinal.

La supervivencia de los organismos patógenos, una vez descargados en los cuerpos de agua, es variable dependiendo de la calidad del agua, particularmente de la turbidez, niveles de oxígeno, nutrientes y temperatura (Chapman, 1992).

La presencia de la bacteria coliforme fecal, indica que las aguas fueron contaminadas con el material fecal de hombres u otros animales. En el momento que esto ocurre, el agua de la fuente puede haber sido contaminada por bacterias patógenas, bacterias que producen enfermedades o virus que también pueden

existir en la materia fecal, razón por la cual se les utiliza como indicadores de contaminación microbiológica. Algunas enfermedades patógenas incluyen la fiebre tifoidea, gastroenteritis bacteriana y viral (como la hepatitis A). La presencia de contaminación fecal, es un indicador de que un riesgo de salud potencial existe para los individuos que están expuestos a estas aguas. Las bacterias coliformes fecales pueden encontrarse en el agua del ambiente como un resultado de la inundación de aguas residuales doméstica o fuentes no localizadas de residuos humanos y animales (Chapman, 1992).

1.5.5 Potencial de hidrógeno

El pH es una expresión del carácter ácido o básico de un sistema acuoso. Es una medida de la concentración o actividad del ion hidrógeno o hidrónico en una determinada muestra. Está definido como el negativo del logaritmo en base 10 de la concentración del ion hidrógeno ($\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$). La escala del pH va de 0 a 14 (muy ácida a muy alcalina), representando la condición neutral pH 7. A una temperatura dada, el pH indica la intensidad del carácter ácido o básico de una solución y es controlado por componentes químicos disueltos y procesos bioquímicos (Dojlido, 1993; EPA, 1983).

Las aguas dulces con un pH entre 6.5-9.0 se consideran que permiten la vida acuática y el rango de 5.0-9.0 no es considerado letal, mientras que en los océanos el rango es más estrecho, entre 8.1 y 8.3. Esto es debido a la presencia de varios sistemas amortiguadores en el agua salada, los cuales controlan los cambios en el pH. En el agua dulce el pH es regulado por el sistema amortiguador carbonato y otros componentes que funcionan como tales, como las sustancias húmicas y fosfatos. Las actividades biológicas tales como la fotosíntesis o la respiración pueden causar significantes variaciones en el pH; durante el día los valores de pH son más elevados. Extremos valores de pH o sus variaciones pueden ser causados por contaminantes tales como drenajes de minas, lluvia ácida y descargas industriales (EPA, 1983).

Las industrias y los vehículos con motor emiten óxidos de nitrógeno y óxidos de azufre al ambiente. Cuando estas emisiones se combinan con vapor de agua en la atmósfera, forman ácidos. Estos ácidos se acumulan en las nubes y caen a la tierra como lluvia ácida o nieve ácida. La lluvia ácida daña los árboles, cosechas y edificios. Puede formar lagos y ríos tan ácidos que los peces y otros organismos acuáticos no pueden sobrevivir (CIESE, 2004).

El pH es una variable importante en la evaluación de la calidad del agua ya que influye en muchos procesos biológicos y químicos dentro de los cuerpos de agua y todos los procesos asociados con el suministro y tratamiento de la misma. Los vertidos de pH ácido disuelven los metales pesados y de pH alcalino los precipita (Chapman, 1992). El grado de disociación de ácidos débiles es pH dependiente y con ello la toxicidad de varios contaminantes comunes es afectada. Por ejemplo, con bajos valores de pH la molécula de amoníaco se ioniza y se forma el ión amonio; la toxicidad del amonio se atribuye a la forma no ionizada del amoníaco. Por otra parte se tiene que el ácido cianhídrico (HCN) se disocia en iones de hidrógeno y cianuro, así se tiene que la toxicidad del cianuro es favorecida por bajos valores de pH. La forma no disociada del sulfuro de hidrógeno (H_2S) es el origen primario de la toxicidad del sulfuro. Por lo tanto, en condiciones de bajo pH la toxicidad se incrementa porque muy poco H_2S es disociado. La solubilidad de metales tóxicos es una función del pH, los metales en el agua tienden a formas complejas con los aniones tales como sulfuro, carbonato o hidróxido. La solubilidad de esas formas complejas se incrementa con la disminución del pH, así condiciones de bajo pH pueden causar la liberación de metales de depósitos de sedimentos en la columna de agua (EPA, 1983). Inversamente, pH básicos favorecen la neutralización de metales pesados, sulfuros, cianuros y otras especies tóxicas.

1.5.6 Color

El color visible del agua es el resultado de las diferentes longitudes de onda que no son absorbidas por el agua misma o el resultado de sustancias en suspensión. Es posible medir el color verdadero y aparente del agua. Son causantes naturales del

color en el agua, el material vegetal en descomposición como ligninas, taninos, ácidos húmicos, fúlvicos, algas, etc. y algunos minerales disueltos de hierro y manganeso. El color aparente es causado por partículas coloreadas y la refracción y reflexión de la luz debido a partículas suspendidas. El color predominante en el primer caso, varía de amarillo a café; en el segundo caso el color puede ser muy variable (Chapman, 1992).

El color determina la profundidad a la cual la luz es transmitida. Esto controla la cantidad de productividad primaria al controlar la razón de fotosíntesis de las algas presentes. Por lo general, el agua residual que contiene colorantes tiene altos valores de demanda bioquímica de oxígeno; además, puede presentar temperatura elevada y contener metales pesados que provienen de las etapas de teñido y acabado. La mayor parte de los colorantes empleados en la industria textil son muy solubles en agua, altamente resistentes a la acción de agentes químicos y poco biodegradables (Chacón, 2002).

1.5.7 Turbidez

La turbidez de una muestra de agua es la reducción de su transparencia ocasionada por el material particulado en suspensión, tales partículas varían en tamaño desde aproximadamente 10 nm a 0.1 mm en diámetro. Este material puede consistir en arcillas, limos, plancton o material orgánico finamente dividido. La turbiedad resulta de la dispersión y absorción de luz incidente por parte de las partículas, y la transparencia es el límite de visibilidad en el agua (Chapman, 1992).

La turbiedad es importante porque un nivel alto de partículas suspendidas en el río puede difundir la luz solar, reducir la luz disponible para las plantas, disminuyendo la incorporación del oxígeno disuelto por la fotosíntesis. Esto afecta la calidad y productividad de los ecosistemas al ocasionarse la muerte de las plantas, las cuales al ser descompuestas por bacterias en el agua reducirán aún más los niveles de oxígeno. Así mismo, se absorbe calor, lo que aumenta la temperatura y provoca que los niveles de oxígeno disuelto disminuyan debido a que el agua

caliente no es capaz de disolver tanto oxígeno como el agua fría. La turbiedad a menudo está relacionada a los sólidos suspendidos totales, especialmente donde hay grandes fluctuaciones en éstos (CIESE, 2004).

En lo que respecta al agua para consumo humano, la turbiedad le confiere mal aspecto y suele ser tomada como sospechosa de algún tipo de contaminación, especialmente bacteriológica. Valores normales (o naturales) en aguas no contaminadas se encuentran en un rango que va de 1 a 1,000 UTN y estos niveles pueden incrementarse debido a la contaminación por materia orgánica o por lluvias fuertes que pueden causar variaciones temporales en la turbiedad al provocar escurrimientos de agua que llevan elevadas concentraciones de partículas.

1.5.8 Alcalinidad

La alcalinidad de una muestra de agua es su capacidad para reaccionar o neutralizar iones de hidrógeno (H^+), hasta un valor de pH igual a 4,5; se expresa como la concentración equivalente de iones hidroxilo, en mg/L o como la cantidad equivalente de $CaCO_3$, en mg/L (Cárdenas, 2002).

La alcalinidad, entendida como la concentración de metales alcalinotérreos, tiene importancia en la determinación de la calidad del agua para riego y es además, un factor importante en la interpretación y el control de los procesos de purificación de aguas residuales. Ayuda a mantener condiciones saludables en los sistemas acuáticos, particularmente cuando hay estrés por contaminación. La alcalinidad ayuda a mantener el pH en un rango óptimo para las actividades biológicas. Aguas con bajos valores de alcalinidad (< 24 mg/L $CaCO_3$) tienen una baja capacidad de amortiguamiento y pueden ser susceptibles a que alteraciones en el pH afecten fuertemente el sistema. El impacto de desperdicios ácidos tales como la ceniza de carbón, o descargas de metales de blindaje pueden ser neutralizados gracias a la capacidad natural de amortiguamiento del agua receptora, el agua de mar tiene un valor promedio de 120 mg/L (EPA, 1983).

La alcalinidad reacciona con una fracción de metales tóxicos al formar carbonatos insolubles, los cuales son precipitados de la columna de agua y así no representan toxicidad inmediata para la vida acuática (EPA, 1983).

1.5.9 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica de una muestra de agua es la expresión numérica de su capacidad para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones en el agua, de su concentración total, de su movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura de medición.

Las soluciones de la mayoría de los ácidos, bases y sales, son relativamente "buenas conductoras" de una corriente eléctrica. Inversamente, las soluciones acuosas de solutos orgánicos, que no se disocian en medios acuosos, poseen conductividades eléctricas muy bajas o nulas (Cárdenas, 2002; Chapman, 1992).

Como la resistencia de un cuerpo es inversamente proporcional a su sección transversal y directamente proporcional a su longitud, se ha adoptado como unidad de comparación, la "resistencia específica", (la resistencia de un cubo de 1 cm de lado), o su recíproco, la "conductancia específica". En el sistema internacional de unidades, la unidad de conductividad eléctrica, en trabajos de aguas, es el microsiemens por centímetro, $\mu\text{S}/\text{cm}$.

La conductividad refleja el grado de mineralización de las aguas y su productividad potencial. Un aumento en la conductividad de las aguas naturales afecta la productividad de los ecosistemas. La conductividad de las aguas para consumo humano suelen variar desde 50 hasta 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en tanto que la conductividad de las aguas residuales domésticas, exceden en promedio por lo menos dos veces al agua de consumo. La conductividad de las aguas naturales varía de 10 a 1,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pero puede exceder esos valores, especialmente en aguas contaminadas o las que reciben grandes cantidades de corrientes de agua con elevadas concentraciones de sólidos disueltos (Cárdenas, 2002).

Los sólidos disueltos totales pueden ser obtenidos por multiplicar la conductancia por un factor el cual se encuentra comúnmente entre 0.55 y 0.75. El factor de multiplicación es cercano a los 0.67 para aguas donde dominan el sodio y el cloruro y es mayor para aguas que contienen elevadas concentraciones de sulfatos (Chapman, 1992).

1.5.10 Dureza total

La dureza es una propiedad que refleja la presencia de metales alcalinotérreos en el agua; la dureza en el agua es el resultado de la disolución y lavado de los minerales que componen el suelo y las rocas. De estos elementos, el calcio y el magnesio constituyen los principales alcalinotérreos en aguas continentales; en aguas ácidas su solubilidad aumenta apreciablemente. Tal es el caso de las aguas ricas en CO₂, como las que lavan la zona radicular de los suelos, mientras que el bario y el estroncio se presentan con menor frecuencia y en menor cantidad, la mayoría de las veces, asociados a orígenes marinos. La dureza total se define como la suma de las concentraciones de calcio y magnesio, ambas expresadas como carbonato de calcio (CaCO₃), en miligramos por litro (Chapman, 1992).

Con respecto a la salud, la dureza en el agua no suele ser un problema ni para el consumo humano ni para el de muchas otras especies. Sin embargo, tiene efectos adversos para muchos fines industriales, como por ejemplo, para el uso del agua en calderas, debido a que las incrustaciones que forma pueden ocasionar la explosión de las mismas; también para usos domésticos como el lavado de textiles, las aguas duras presentan inconvenientes ya que forman sales insolubles con los jabones, inutilizando o disminuyendo de esta forma su acción limpiadora. Como "*compensación*", se ha pasado de usar jabones fácilmente biodegradables a los detergentes, difícilmente biodegradables, para resolver un problema de calidad de aguas, dureza sobre todo (Cárdenas, 2002). Se tiene cierta evidencia de que la ingestión de agua con dureza elevada disminuye la incidencia de ataques al corazón, ya que aumenta la concentración de magnesio en el torrente sanguíneo. En ambientes acuáticos, la presencia de dureza elevada aumenta la resistencia de

los organismos a los metales pesados. Esto en virtud de que los carbonatos forman compuestos insolubles con los metales pesados, lo que disminuye la biodisponibilidad de los metales en el ambiente (Dojlido, 1993).

1.5.11 Nitrógeno amoniacal

El nitrógeno es uno de los elementos más importantes para la vida, es parte constituyente de proteínas, incluyendo material genético, pero es relativamente escaso en el agua. Sus fuentes principales son el aire (asimilado por algunas algas) y materia orgánica en descomposición (hojas y aguas fecales). El nitrógeno que proviene de la descomposición de vegetales, animales y excrementos pasa por una serie de transformaciones. En el caso de los vegetales y animales, el nitrógeno se encuentra en forma orgánica. Al llegar al agua, es rápidamente transformado en nitrógeno amoniacal, pasando después a nitritos y finalmente a nitratos. Esas dos últimas transformaciones solamente ocurren en las aguas que contengan bastante oxígeno disuelto, pues son efectuadas por bacterias de naturaleza aerobia llamadas nitrobacterias. De esa forma, cuando se detecta mucho nitrógeno amoniacal en el agua, se está en presencia de abundante materia orgánica en descomposición que consume oxígeno de la columna. Como tal es tóxico para los organismos acuáticos y de ahí su importancia como indicador de calidad de agua cuando se desea proteger los ecosistemas (Dojlido, 1993).

El nitrógeno amoniacal existe en el agua como el ion amonio o amoniaco no ionizado. El nitrógeno amoniacal es el más tóxico de los dos para los organismos acuáticos. Concentraciones reportadas, las cuales mataron el 50 % de los peces de prueba (pez *salmonid*), están en el rango 0.068 a 0.91 mg/L de nitrógeno amoniacal (Dojlido, 1993).

1.5.12 Nitratos

Los nitratos constituyen la especie nitrogenada más abundante en agua y de mayor interés en los cuerpos de aguas superficiales y/o subterráneas. En los primeros se halla en cantidades traza en tanto que en los segundos puede llegar a alcanzar

niveles altos. El origen natural de los nitratos en las aguas superficiales incluye piedras ígneas y desechos animales y vegetales, mientras que la alteración de los niveles naturales se dan por desechos de agua industrial, municipal y el uso de fertilizantes con nitrato inorgánico (Cárdenas, 2002).

Los nitratos pueden provenir de fertilizantes, aguas negras y desechos industriales. Pueden causar la eutroficación de lagos o pozas. Los niveles altos de nutrientes en una masa de agua pueden hacer que la vida vegetal y las algas florezcan. Conforme las plantas crecen, pueden ahogar a otros organismos. El crecimiento de algas puede eventualmente cubrir la superficie del agua. Estas grandes poblaciones de plantas producen oxígeno en las capas superiores del agua, pero cuando las plantas mueren y caen al fondo, son descompuestas por bacterias que usan gran parte del oxígeno disuelto en las capas inferiores. Las masas de agua con niveles altos de nitratos generalmente tienen altos niveles de demanda biológica de oxígeno debido a las bacterias que consumen los desechos vegetales orgánicos y a los subsiguientes bajos niveles de OD (CIESE, 2004).

La determinación de nitratos en agua para consumo humano es importante ya que cuando se halla en elevadas concentraciones, mayor a 10 mg/L, es causante de la enfermedad infantil conocida como "*metahemoglobinemia*", que se caracteriza por la incapacidad de la sangre para absorber oxígeno. Niveles naturales que rara vez exceden 0.1 mg/L pueden sobrepasar los 5 mg/L debido a la influencia del hombre (Dojlido, 1993; Chapman, 1992).

1.5.13 Sulfatos

El sulfato se distribuye ampliamente en la naturaleza y puede presentarse en aguas naturales en concentraciones que van de unos pocos a varios miles de miligramos por litro. Los residuos del drenado de minas pueden aportar grandes cantidades de sulfato debido a la oxidación de la pirita. El ion sulfato precipita en un medio ácido acético con cloruro de bario, formando cristales de sulfato de bario de tamaño uniforme (Cárdenas, 2002).

La concentración de sulfatos en aguas naturales está en bajas concentraciones, entre 2 y 80 mg/L, aunque los niveles pueden exceder los 1,000 mg/L cerca de descargas industriales o en regiones áridas donde el sulfato mineral está presente. Elevados niveles de sulfato (> 400 mg/L) pueden hacer un agua desagradable para beber.

El sulfato contribuye a la salinidad del agua y puede ser usado por las bacterias como una fuente alternativa de oxígeno las cuales lo convierten en sulfuro de hidrógeno bajo condiciones anaerobias. Debido a esto, en zonas anaerobias de los lagos se percibe olor a sulfuros, que genera toxicidad para los organismos acuáticos (Chapman, 1992).

1.5.14 Fosfatos

El fósforo es un nutriente esencial para la vida de los organismos, permite el desarrollo de las algas e incide en la productividad primaria de los cuerpos de agua. El origen natural se da por la descomposición de materia orgánica. Se presenta en aguas naturales y residuales casi exclusivamente bajo la forma de fosfatos, siendo el más importante de ellos el ortofosfato. Es raro encontrar concentraciones elevadas de fósforo debido a que es consumido por los organismos del fitoplancton. En superficies de aguas naturales, el fósforo varía entre 0.005 a 0.020 mg/L de fósforo (Chapman, 1992).

El fósforo en el agua, debido a las actividades humanas, proviene de diversas fuentes; de algunos procesos de tratamiento de aguas que utilizan pequeñas cantidades de fosfatos condensados como agentes floculantes; de los procesos de lavado con detergentes tanto a nivel industrial como doméstico; de las aguas residuales de los procesos agrícolas, en donde los ortofosfatos constituyen uno de los principales productos fertilizantes. A su vez, el fósforo orgánico deriva fundamentalmente de procesos biológicos y por ende, su presencia en esta forma, está asociada principalmente a las aguas residuales domésticas y a las aguas residuales de algunas industrias alimenticias (CIESE, 2004; Cárdenas, 2002).

Las descargas de agua con fosfatos producen eutrofización en los cuerpos receptores, un crecimiento abrupto y repentino en la biota foto sintetizadora, que generalmente acaba por cubrir la superficie y asfixiar los cuerpos de agua al provocar una disminución del oxígeno disuelto. Por ello, es importante controlar las concentraciones de fósforo en las aguas residuales, antes de verterlas a los cuerpos receptores (CIESE, 2004; Chapman, 1992).

1.5.15 Sustancias activas al azul metileno

Los detergentes y jabones son sustancias utilizadas en limpieza por sus propiedades tensoactivas y emulsionantes (pueden solubilizar sustancias insolubles en agua, como grasas y aceites). Son productos complejos que contienen uno o varios agentes activos de superficie y compuestos minerales. Los agentes activos de superficie se clasifican en productos aniónicos, catiónicos, no iónicos y anfólitos. Los microorganismos presentes en los cuerpos de agua son susceptibles de degradar los agentes de superficie hasta cierto punto.

Los tensoactivos entran en las aguas limpias y residuales principalmente por descarga de residuos acuosos del lavado doméstico e industrial de ropa y otras operaciones de limpieza. Un tensoactivo combina en una sola molécula un grupo hidrófobo con uno hidrófilo. Dichas moléculas tienden a congregarse en las interfases entre el medio acuoso y las otras fases del sistema, como aire, líquidos oleosos y partículas, impartiendo por tanto propiedades tales como formación de espuma, emulsificación y suspensión de partículas (DOF, 2001).

La mayoría de los tensoactivos de las aguas residuales domésticas se combinan con cantidades proporcionales de las partículas adsorbidas. En las aguas la concentración de tensoactivos suele ser inferior a 0,1 mg/L excepto en las proximidades de una desembocadura u otra fuente de entrada puntual. Un alto contenido de detergentes en agua puede provocar formación de espuma, toxicidad para la vida acuática y crecimiento desmesurado de la flora acuática por el aporte de fosfatos.

El método del azul de metileno puede emplearse para estudios de monitoreo de biodegradabilidad pero no puede diferenciar entre los dos tipos de cadenas de sulfonato de alquilbenceno (DOF, 2001).

Estos productos se emplean en cantidades cada vez más importantes, tanto para los usos industriales como domésticos; en consecuencia, su concentración aumenta constantemente en aguas superficiales. Los vertidos de detergentes a las aguas pueden producir problemas ambientales debido a que algunos no son biodegradables, y otros, que pueden ser degradados, incluyen en su composición fósforo en forma de fosfato, lo que puede producir eutrofización. Ciertos autores opinan que la parte residual que ha resistido a la biodegradación sería más nociva para los peces que el agente activo de superficie degradable (Rodier, 1998).

II Metodología

2.1 Funciones para calcular el ICA

Existen diversas fórmulas que son aplicadas para el cálculo del índice de calidad final de agua en las cuales son consideradas las calificaciones obtenidas por cada uno de los parámetros que son tomados en cuenta. De estas funciones, existen las que asignan pesos relativos a los parámetros, de acuerdo a la importancia que representen los parámetros en algún estudio en particular o al criterio del autor, y las que no asignan pesos. La primer fórmula que se desarrolló para calcular el ICA tuvo en cuenta la asignación de pesos relativos;

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^n q_i w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad \text{II.1}$$

donde

$i = 1, 2, \dots, n$; n indica el número de parámetros usados

q_i Calidad del parámetro i

w_i es el peso relativo del i -ésimo parámetro (Horton, 1965)

Una variante de la fórmula anterior que se puede encontrar en la literatura es la función del índice aritmético (Brown *et al.*, 1970), en la cual el ICA se obtiene de multiplicar la calidad de cada uno de los parámetros por sus pesos correspondientes y después sumando los resultados de dichos productos, de la forma en que aparece a continuación,

$$ICA = \sum_{i=1}^n q_i w_i \quad \text{II.2}$$

Otra forma en que puede ser determinado el ICA es a través de la función del índice multiplicativo (Brown *et al.*, 1973), en la cual el ICA se obtiene de elevar la calidad de cada uno de los parámetros a la potencia que indique su peso

respectivo y después multiplicar los resultados obtenidos, representado de la siguiente forma

$$ICA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad \text{II.3}$$

Las funciones anteriores implican que primero se haya asignado un peso a cada parámetro que sea considerado, la posibilidad de que tales pesos sean innecesarios para distinguir entre diferentes situaciones de calidad fue explorada a través de la formulación de otras funciones.

La forma del índice aritmético modificado de acuerdo a Landwehr y Deininger (1976) en la que no se toman en cuenta pesos para su cálculo, indica que la calidad final del agua se obtiene al sumar las calidades de los parámetros que sean considerados y dividir el resultado entre el número de los mismos, de la forma en que se indica a continuación

$$ICA = \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n q_i \right) \quad \text{II.4}$$

Otra posibilidad es calcular el ICA en forma multiplicativa sin tomar en cuenta los pesos relativos (Landwehr y Deininger, 1976), para este caso la calidad final del agua se obtiene de multiplicar entre sí la calidad de cada uno de los parámetros y el resultado elevarlo a la potencia que resulte de dividir 1 entre el número de parámetros considerados, representado de la siguiente manera

$$ICA = \left(\prod_{i=1}^n q_i \right)^{1/n} \quad \text{II.5}$$

Generalmente, para determinar el peso que se le debe de asignar a los parámetros que sean considerados se recurre a la opinión de un panel de expertos. Un esquema que no se limita a ese método se le denomina de tipo objetivo. Harkins en 1974 desarrolló un esquema de este tipo, el cual tuvo malos resultados, que se presenta a continuación,

$$S_p = \sum_{i=1}^n \frac{(R_{in} - R_{ic})^2}{Var_i} \quad \text{II.6}$$

donde

S_p Valor del índice de Harkins para la p-ésima muestra de agua en el conjunto de datos

R_{in} clasificación de la p-ésima muestra de agua, de acuerdo al valor del i-ésimo parámetro.

R_{ic} Valor control del i-ésimo parámetro

Var_i Varianza presentada en el ordenamiento de los valores de los i-ésimos parámetros

Un método muy sencillo para determinar el ICA es mediante la aplicación de la función del operador mínimo (Ott, 1978; Smith, 1990; Nagels *et al.*, 2001), en el cual se comparan entre si las calidades que hayan tenido cada uno de los parámetros seleccionados y de esta comparación la que tenga la calidad más baja es la que determina el valor final del ICA; esta función se muestra a continuación

$$ICA = (q_1, q_2, q_3, \dots, q_n) \quad \text{II.7}$$

Dojlido *et al.*, (1994) calcularon el ICA usando la raíz cuadrada de la armónica media de los cuadrados; esta forma de calcular el índice es sensible a parámetros con bajas calificaciones porque les asigna mayor peso que a los que tienen calificaciones más elevados. La forma en que se aplica es primero dividiendo 1 entre la calificación de calidad que haya tenido cada uno de los parámetros (q_i), elevados al cuadrado, después los resultados son sumados y lo que resulte divide al número de parámetros que sean considerados para finalmente obtener la raíz cuadrada de la división con lo cual se obtiene el valor del ICA, lo anterior se resume en la siguiente función,

$$ICA = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{q_i^2}}} \quad \text{II.8}$$

en caso de que la calidad de alguno de los parámetros sea igual a cero entonces *ICA* es cero.

En la tabla II.1 se presenta una síntesis de las fórmulas mencionadas en los párrafos anteriores.

Tabla II.1: Fórmulas para calcular el ICA final según diversos autores

FORMA	Característica	Autor
Promedio con pesos	Primera en asignar pesos relativos a cada parámetro.	Horton (1965); CNA (2002)
Aritmética	Suma de la multiplicación de las calidades de los parámetros por sus pesos específicos respectivos.	Brown <i>et al.</i> , (1970)
Multiplicativa	Producto de la calidad de cada uno de los parámetros elevados a su peso específico correspondiente.	Brown <i>et al.</i> , (1973); León (1991)
Aritmética sin pesos	Se suman las calidades de todos los parámetros y el resultado se divide entre el número de parámetros considerados.	Landwehr y Deininger, (1976)
Multiplicativa sin pesos	Se multiplican las calidades de todos los parámetros entre si y el resultado es elevado a la potencia que resulte de dividir 1 entre el número de parámetros considerados.	Landwehr y Deininger, (1976)
Objetiva	No se basa en la opinión de un panel de expertos.	Harkins (1974)
Operador mínimo	Es una función en la cual sólo se toma en cuenta la calidad más baja de cualquiera de los parámetros considerados.	Ott (1978); Smith (1990); Nagels <i>et al.</i> , (2001)
Raíz cuadrada de la armónica media de los cuadrados	Está diseñada de tal forma que los parámetros que presentan las calificaciones mas bajas sean los que determinen la calidad final del agua. No asigna pesos a los parámetros que sean considerados.	Dojlido <i>et al.</i> , (1994); Fernández <i>et al.</i> , (2004);

La forma en que calcula León (1991) el ICA se basa en el índice multiplicativo (ec. II.3); mientras que el cálculo del ICA por parte de la CNA se basa en la forma desarrollada por Horton (1965), ec. II.1, ambos métodos asignan pesos a los parámetros que toman en cuenta.

La fórmula con la cual se va a determinar la calidad final del agua, con base a las calificaciones de las calidades individuales de los parámetros seleccionados para el presente estudio, es la de la raíz cuadrada de la armónica media (ec. II.8). Esta forma de calcular el índice fue desarrollada en Polonia por Dojlido *et al.*, (1994), proporciona un valor estadístico elevado para los parámetros que presentan las más bajas calificaciones. Por otra parte, cuando las muestras tienen gran variabilidad o cuando es importante considerar las calificaciones mínimas, es mejor usar esta fórmula. Es un método muy sensible a parámetros con calificaciones bajas porque les asigna mayor peso que a los que tienen calificaciones más elevadas. Otra ventaja es la de no asignar pesos relativos a los parámetros, los cuales pueden conducir a evaluaciones subjetivas de la calidad del agua. Se puede utilizar cualquier cantidad de parámetros y se simplifica el desarrollo del índice (Dojlido *et al.*, 1994 y Fernández *et al.*, 2004).

2.2 Selección de parámetros

Para el desarrollo del método propuesto, para determinar el índice de calidad de agua de los cuerpos de agua nacionales, se tomaron en cuenta quince parámetros; oxígeno disuelto [OD], demanda bioquímica de oxígeno [DBO₅], demanda química de oxígeno [DQO], color, conductividad eléctrica, turbiedad, pH, alcalinidad, dureza total, nitrógeno amoniacal, nitratos, fosfatos, sulfatos, SAAM y coliformes fecales. Los criterios considerados para su selección fueron los siguientes:

Se tomaron en cuenta las recomendaciones de Dunnette (1979) quien sugiere que para calcular la calidad del agua es necesario seleccionar variables de cinco categorías; nivel de oxígeno (OD, DBO₅, DQO), eutrofización (fosfatos, nitratos, nitrógeno amoniacal), aspectos de salud (coliformes fecales, detergentes), características físicas (pH, color, alcalinidad, dureza total, turbiedad) y sustancias disueltas (conductividad eléctrica, sulfatos).

Así mismo, se seleccionaron parámetros de acuerdo a los usos del agua; agua para beber, protección a la vida acuática, recreación, agrícola y de uso industrial. Cabe mencionar que en nuestro país el uso principal del agua es con fines agrícolas, ya que en la actualidad el 78% del agua extraída se utiliza para el riego de 6.3 millones de hectáreas, le sigue el uso público urbano con 11.5% y el industrial con 8.5%. Otros usos como el pecuario o el destinado a la acuicultura consumen el restante 2.2%. Esta distribución del uso del agua es parecida a la que tienen países como Brasil, Egipto y Turquía, pero muy diferente a la de países desarrollados, donde la proporción destinada a usos industriales es mucho mayor (CNA, 2002).

En algunas regiones el agua es usada para beber sin tratamiento previo, en otras áreas ésta se sujeta a tratamientos. En cualquier caso se deben de considerar variables que reflejen los riesgos potenciales a la salud humana (coliformes fecales, nitratos, DBO₅, DQO, dureza total y SAAM) y que indiquen un aspecto y sabor apto para su consumo (color, turbiedad, sulfatos). Los organismos acuáticos tienen diferentes requerimientos con respecto a las características físicas y químicas del cuerpo de agua y por ello hay que considerar ciertos parámetros como OD, DBO₅, DQO, nitrógeno amoniacal, nitrato, fosfatos, pH, alcalinidad, turbiedad, conductividad eléctrica y dureza total, para saber si la calidad del agua permite mantener la vida acuática o si el cuerpo de agua está propenso a la eutrofización o está deteriorándose a través del tiempo. La población humana utiliza el agua para propósitos de higiene y de recreación, tales actividades tienen asociadas riesgos de salud si el agua es de pobre calidad la cual puede ser determinada con ayuda de los parámetros coliformes fecales, turbiedad y color. Con lo que respecta al uso agrícola, el agua es usada para riego de frutas y vegetales que son para consumo humano y esto representa un posible riesgo de salud si el agua que se está utilizando tiene pobre calidad. Así mismo la presencia de ciertos iones inorgánicos pueden afectar también la calidad del suelo; para determinar la calidad del agua con respecto a este uso se tomaron en cuenta los siguientes parámetros; coliformes fecales, conductividad eléctrica, pH, alcalinidad,

nitratos y sulfatos. Debido a que los requerimientos de la calidad del agua para uso industrial son muy diversos, dependiendo de la naturaleza de la industria y el uso dentro de la misma, es necesario que se consideren aspectos del agua como son: dureza total, pH, turbiedad y conductividad eléctrica.

También se tomaron en cuenta las posibles fuentes de los contaminantes en la selección de los parámetros, las cuales pueden ser municipal, agrícola o industrial. Los desechos de agua municipal consisten de efluentes de alcantarillas y drenaje urbano. Usualmente contienen elevados niveles de coliformes fecales y materia orgánica así que se consideraron parámetros que reflejaran esta situación: coliformes fecales, conductividad, OD, DBO₅, DQO, detergentes, fosfatos, nitratos, nitrógeno amoniacal y sulfatos. Las aguas de retorno agrícola contienen materia orgánica e inorgánica, por lo que para tomar en cuenta los efectos se seleccionaron: conductividad, OD, DBO₅, nitratos, fosfatos, sulfatos, nitrógeno amoniacal y coliformes fecales. La mayoría de las industrias usan el agua en la manufacturación de sus productos y en la limpieza, dependiendo de la naturaleza de los procesos industriales envueltos los efluentes líquidos pueden contener diferentes químicos o materia orgánica. Los parámetros representativos para esta fuente de contaminación son pH, conductividad, fosfatos, OD, DBO₅, DQO, SAAM y nitrógeno amoniacal.

Otro aspecto en el que se basó la selección de los parámetros es en los estudios de varios autores (Landwehr y Deininger, 1976; Van Helmond y Breukel, 1997; Fernández *et al.*, 2004) en los que se indica la alta frecuencia con que son usados diversos aspectos del agua para determinar su calidad; tal es el caso del OD, pH, turbiedad, coliformes fecales, DQO, DBO₅, fosfatos y nitratos. En la tabla II.2 se presenta un resumen de las razones por las cuales fueron seleccionados los quince parámetros.

Tabla II.2: Justificación de los parámetros seleccionados

PARÁMETRO	Justificación para su selección
OD	Esencial para la vida acuática. Esta involucrado en casi todos los procesos biológicos y químicos en los cuerpos de agua. Puede ser usado para determinar el grado de contaminación por materia orgánica. Refleja el equilibrio en un cuerpo de agua.
DBO ₅	Indica el contenido de materia orgánica biodegradable, permitiendo de esta manera evaluar la demanda de oxígeno en un cuerpo de agua receptor al llegar descargas a ese sitio. Refleja el impacto de contaminación en un sitio.
DQO	Proporciona una medida de la cantidad de materia orgánica e inorgánica presente en los cuerpos de agua, así como la presencia de material de escasa biodegradabilidad.
Coliformes fecales	Indicativo de contaminación de los cuerpos de agua con materia fecal de humanos y de otros animales. Son causantes de enfermedades gastrointestinales y también indicadores de contaminación microbiológica.
pH	Indica la intensidad del carácter ácido o básico de un cuerpo de agua. Es importante en la evaluación de la calidad del agua ya que influye en muchos procesos biológicos y químicos dentro de los cuerpos de agua y todos los procesos asociados con el suministro y tratamiento de la misma. En caso de la presencia de pH bajo es indicativo de problemas muy específicos, como descargas procedentes de mineras o lluvia ácida.
Color	Determina la profundidad a la cual la luz es transmitida. Esto controla la cantidad de productividad primaria al controlar la razón de fotosíntesis. Es representativo del aspecto del agua.
Turbidez	Su presencia puede aumentar la temperatura y reducir la luz disponible, afectando la calidad y productividad de los ecosistemas. Está relacionada a los sólidos suspendidos totales. Es representativo del aspecto del agua.
Alcalinidad	Es importante en la determinación de la calidad del agua para riego y es además un factor importante en la interpretación y el control de los procesos de purificación de aguas residuales. Ayuda a mantener un pH en un rango óptimo para las actividades biológicas al neutralizar desperdicios de carácter ácidos. Aumenta la capacidad de neutralizar el efecto de metales.
Conductividad eléctrica	Refleja el grado de mineralización de las aguas y su productividad potencial. Es una medida indirecta del contenido de sólidos disueltos en los cuerpos de agua.
Dureza total	Indica la presencia de metales alcalinoterreos en el agua (calcio y magnesio). Tiene repercusión en actividades industriales. Su presencia aumenta la resistencia de los organismos acuáticos a los metales pesados.
Nitrógeno	Es un elemento importante para la vida. En concentraciones

Continuación de tabla II.2

amoniacal	elevadas es tóxico para los organismos acuáticos. Es indicativo de abundante materia orgánica en descomposición. Las reacciones del nitrógeno en el agua provocan el consumo de oxígeno, lo cual puede acarrear problemas a los organismos acuáticos.
Nitratos	Está relacionado con fenómenos de eutrofización. En elevadas concentraciones puede causar la enfermedad infantil conocida como metahemoglobinemia, porque en el organismo es convertido a nitrito que es el causante del padecimiento.
Sulfatos	Contribuye con los sólidos disueltos del agua lo cual puede afectar las tierras de riego. Origina sabores desagradables y malos olores cuando se reduce a sulfuros.
Fosfatos	Incide en la productividad primaria de los cuerpos de agua. Está relacionado a aguas residuales domésticas y de algunas industrias alimenticias. Está relacionado con fenómenos de eutrofización. Indica contaminación de origen agrícola; por aguas residuales.
SAAM	Algunos no son biodegradables y los que contienen fosfatos pueden producir eutrofización. Su presencia es indicativa de contaminación por agua residual municipal.

En la tabla II.3 se representa una recopilación de diversos autores que indican algunos de los límites máximos y mínimos, de los parámetros seleccionados, que pueden encontrarse en la naturaleza, niveles permisibles en el agua para beber y valores extremos debido a la contaminación.

Tabla II.3: Concentraciones permisibles de los parámetros de calidad de agua seleccionados

Variable	Shannon (1999)		Chapman (1992)		Dojlido (1993)		Dojlido (1993)	Real Decreto* (1994)	Shannon (1999); WHO (2003)	DOF (1999)
	Lim min natural	Lim max natural	Lim min natural	Lim max natural	Lim min	Lim max	Lim max agua p/beber	Lim max agua p/beber	Lim max agua p/beber	Lim max agua p/beber
Color verdadero (Pt-Co)			0	5 300**				200	15 (TCU)	20
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	50	1000	10	1000				1000		
Turbiedad (UTN)	0	25	1	1000					5	5
Dureza total ($\text{mg}/\text{L CaCO}_3$)			100		350	700	500		500	500
pH	6.5	8	6	8.5	6.5	8.5	6.5 – 8.5	5.5 - 9	6.5 – 8.5	6.5 – 8.5
Alcalinidad ($\text{mg}/\text{L CaCO}_3$)	20									
Oxígeno disuelto (% de saturación)	90	120			30		100	30 (min)		
DBO ($\text{mg O}_2/\text{L}$)	0	10	0	2 25,000**				7	3	
DQO ($\text{mg O}_2/\text{L}$)			0	20 60,000**				30		
Nitrógeno amoniacal como N de NH_3 (mg/L)			0	0.1 100**					4	0.5
Nitrato como N de NO_3^- (mg/L)	0	0.3	0.1	1 200**	1.5	15	11.3	10	10	10
Fosfatos como P de PO_4^{3-} (mg/L)	0	0.03	0.005	0.02 200**	0.07	0.33		0.31		
Sulfatos (SO_4^{2-}) (mg/L)	10	80	2	80 1,000**	150	250	400	250	250	400
Detergentes (SAAM)								0.5	0.2	0.5
Coliformes fecales (NMP/100 mL)		1000		100				20,000	0	0

NMP: Número más probable; TCU: Unidades de Color Verdadero en la escala Pt-Co; UTN: Unidad de Turbiedad Nefelométrica

* Límite máximo de agua para beber a la cual se le van a aplicar tratamientos

** Valores extremos debidos a fuentes de contaminación.

2.3 Método para determinar las calificaciones de la calidad de los parámetros

Para determinar la calidad final del agua, con cualquiera de las funciones descritas en la sección 2.1 de este capítulo, primero se establecieron los rangos de concentración registrados en México, después fue necesario normalizar los parámetros a utilizar. Para ello se necesitó determinar una calificación de la calidad individual de cada uno de los 15 parámetros considerados, esto quiere decir que mediante una curva de transformación se pasó de las concentraciones o los valores medidos de los parámetros, los cuales están expresados por diversas unidades como son mg/L, $\mu\text{S/cm}$, NMP/100 mL o %, a una cantidad (calificación) adimensional que varía de 0 a 100 puntos. Posteriormente se aplicaron diversas formas para estimar el índice de calidad del agua al momento del monitoreo: el método aquí propuesto (con base en la fórmula II.8), el de la CNA (ec. I.1) y el de León (ec. I.2), de más uso en México estas dos últimas.

2.3.1 Polinomios de interpolación Lagrange

Para determinar la curva de transformación, el modelo matemático o las ecuaciones de regresión de cada parámetro se aplicaron polinomios de interpolación de Lagrange. Los polinomios de interpolación se usan con frecuencia cuando se tienen que estimar valores intermedios entre valores conocidos.

Existen muchas formas de definir las funciones de interpolación, lo que da origen a un gran número de métodos (polinomios de interpolación de Newton, interpolación de Lagrange, interpolación de Hermite, etc.) que permiten calcular los polinomios de interpolación de forma más sencilla que en el caso en el que se tienen que resolver sistemas con varias ecuaciones. Los polinomios de Lagrange son los más usados cuando el grado del polinomio se conoce *a priori*, son fáciles de programar y no es necesario que los datos estén igualmente espaciados o que los valores de la abscisa (concentración de algún parámetro en particular) se encuentren en algún orden en particular (Abramowitz y Stegun, 1972; Burden y Faires 1984).

Se centrará en el problema de obtener el valor de la calidad $f(x)$ para cualquier concentración x perteneciente al intervalo $[a; b]$ a partir de una tabla de parejas $(x_i, f(x_i))$; donde; a y b son las concentraciones mínimas y máximas, respectivamente, que puede alcanzar el parámetro para el cual se va a obtener la curva de transformación. Una característica de los polinomios de interpolación es que cuando son calculados en los puntos x_i (valores de concentración conocidos) siempre dan como resultado el valor de $f(x_i)$ (calidad asignada a esa concentración).

Si se dispone de las siguientes parejas de datos:

i	x_i	y_i ó $f(x_i)$
0	x_0	y_0
1	x_1	y_1
...
j	x_j	y_j

El polinomio de interpolación de Lagrange, $P(x)$, se define como sigue:

$$P_n(x) = y_0 l_0(x) + y_1 l_1(x) + \dots + y_j l_j(x) \quad \text{II.9}$$

donde:

n es el grado del polinomio

Agrupando los términos $l_0(x), l_1(x), \dots, l_j(x)$ en $L_i(x)$ y y_0, y_1, \dots, y_j en y_i , la ecuación anterior se puede reescribir en una forma más compacta como sigue:

$$P_n(x) = \sum_{i=0}^n L_i(x) y_i \quad \text{II.10}$$

$L_i(x)$ son polinomios que dependen sólo de los valores de x_0, x_1, \dots, x_j , correspondientes a la tabla de datos, y se llaman polinomios de Lagrange (Abramowitz y Stegun, 1972; Burden y Faires 1984; Smith, 1985).

Los métodos de interpolación polinomial deben de cumplir la condición de que cuando sean calculados en algún punto conocido x_i tienen que dar como resultado el correspondiente valor y_i ; para que cumpla esta condición el polinomio de interpolación de Lagrange de orden n , $P_n(x)$, se debe de tener que el valor del polinomio, $L_i(x)$, tiene que ser igual a uno cuando $i = n$ e igual a cero cuando $i \neq n$, quedando representado de la siguiente forma:

$P_n(x_0) = y_0$, esto se cumple si $l_0(x_0) = 1$ y $l_i(x_0) = 0$ para toda $i \neq 0$.

$P_n(x_1) = y_1$, esto se cumple si $l_1(x_1) = 1$ y $l_i(x_1) = 0$ para toda $i \neq 1$.

Y así sucesivamente. Se tiene finalmente que la condición general $P_n(x_n) = y_n$ se cumple si $l_i(x_n) = 1$ para $i = n$ y $l_i(x_n) = 0$ para toda $i \neq n$.

De acuerdo al análisis anterior se deben cumplir las siguientes condiciones para $l_0(x_0)$:

$$l_0(x_0) = 1 \quad \text{y} \quad l_0(x_i) = 0 \quad \text{para toda} \quad i \neq 0$$

Por lo tanto se plantea el polinomio $l_0(x_0)$ como sigue

$$l_0(x) = c(x - x_1)(x - x_2) \cdots (x - x_n) \quad \text{II.11}$$

Si se sustituye en la ec. II.11 x por cualquiera de los siguientes valores x_1, x_2, \dots, x_n , que sean diferentes a x_0 , entonces quedará cumplida la segunda condición $l_0(x_i) = 0$ al obtenerse cero en alguna de las diferencias que están indicadas en la ecuación y como se está haciendo una multiplicación entonces el resultado final de $l_0(x_i)$ será cero.

Ahora se va a determinar el valor de la constante c para hacer que se cumpla la primera condición, para ello en la ecuación II.11 se sustituye x por x_0

$$l_0(x_0) = c(x_0 - x_1)(x_0 - x_2) \cdots (x_0 - x_n) \quad \text{II.12}$$

Ahora, de la primer condición se sustituye el valor de $l_0(x_0)$ por 1 y se despeja la constante c

$$c = \frac{1}{(x_0 - x_1)(x_0 - x_2) \cdots (x_0 - x_n)} \quad \text{II.13}$$

Sustituyendo el valor de la constante c en la ecuación II.12 da como resultado que el polinomio $l_0(x)$ quede definido como:

$$l_0(x) = \frac{(x - x_1)(x - x_2) \cdots (x - x_n)}{(x_0 - x_1)(x_0 - x_2) \cdots (x_0 - x_n)} \quad \text{II.14}$$

Si en la ec. II.14 se sustituye x por x_0 se encontrará que $l_0(x_0) = 1$ quedando cumplido con ello la primer condición.

Para obtener los polinomios restantes ($l_1(x)$, $l_2(x)$, ..., $l_i(x)$) se realiza el mismo procedimiento que el realizado para el caso del polinomio $l_0(x)$.

La secuencia de multiplicaciones que se encuentran en los polinomios de Lagrange se pueden escribir en una forma más compacta empleando la notación matemática del producto \prod , de esta forma se puede escribir la forma final del polinomio de Lagrange (Abramowitz y Stegun, 1972; Burden y Faires 1984; Smith, 1985) como sigue

$$L_i(x) = \prod_{j \neq i}^n \frac{(x - x_j)}{(x_i - x_j)}, \quad \text{para } i = 0, 1, \dots, n \quad \text{II.15}$$

El uso de polinomios de interpolación de alto grado puede producir errores grandes debido al alto grado de oscilación de este tipo de polinomios, esto quiere decir que la forma de la curva será más ondulada. Para evitar este problema se aproxima la función desconocida en intervalos pequeños usando polinomios de grado bajo (Abramowitz y Stegun, 1972; Burden y Faires 1984; Smith, 1985). El

caso más común de la interpolación por pedazos es usar polinomios en los cuales sólo se consideran tres puntos para su aplicación. Así mismo se tiene que con el aumento del grado del polinomio aunado con las diferencias grandes (mayores a 500 unidades) que se puedan presentar entre dos valores consecutivos de concentración escogidos (x_{i-1} y x_i) para algunos parámetros (DBO₅, DQO, coliformes fecales o conductividad eléctrica) trae consigo que las oscilaciones crezcan en amplitud. En tanto que sí se escoge un polinomio de primer orden se tiene que se conectan dos puntos por medio de una línea recta, aproximar una curva con una línea recta provoca errores. Por consiguiente, una estrategia que mejora la aproximación es la de introducir cierta curvatura en la línea que conecta a los puntos. Si se dispone de tres puntos lo anterior se puede llevar a cabo con un polinomio de segundo orden. Por las razones anteriores se optó por utilizar polinomios de interpolación de Lagrange de 2º orden.

2.4 Selección de calidad contra concentración por parámetro

Para obtener las curvas de calidad por parámetro se asignaron calificaciones de calidades a cada uno de los parámetros dependiendo de las concentraciones con que pueden ser encontrados en la naturaleza, ya sea en forma natural o debida a la contaminación. Para lo anterior, se tomaron en cuenta tanto los valores de las diversas normas de concentraciones permisibles de los parámetros de calidad de agua, presentados en la tabla II.3, así como el acervo histórico de diversos estudios de concentraciones por parámetro que se han realizado en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en los últimos quince años en el laboratorio del área Calidad del Agua, los datos de este acervo se están preparando en una base de datos para su publicación.

La forma en que se asignaron las calificaciones también representa el patrón de comportamiento de los diversos parámetros de las aguas de los ríos. Por ejemplo, para el caso del oxígeno disuelto se seleccionó en porcentaje en lugar de mg/L, debido a que de esta forma también se toma en cuenta la influencia de la temperatura. La curva tiene que presentar una calidad de 100 puntos cuando el

porcentaje de saturación es de 100% y a partir de ahí disminuir la calidad para cuando la concentración disminuye o aumenta a partir de ese valor. Lo mismo ocurre para el pH, asignándosele una calidad de 100 puntos cuando el pH alcanza un valor de 7 y a partir de este punto la calidad disminuye a cero cuando el pH tiende a cero ó a 14, los cuales son sus valores limites. En tanto parámetros como nitrógeno amoniacal, fosfatos, turbiedad y nitratos tienen que ser representados con curvas en las cuales las calificaciones de calidad disminuyan rápidamente para las primeras variaciones de concentración y después la calificación disminuya más lentamente. Mientras que en otras curvas la variación de la calificación de calidad por parámetro es menos marcado, como el caso de los sulfatos y la dureza total. Las curvas de los coliformes fecales, DBO₅ y DQO tienen que presentar un comportamiento en el que la calificación disminuya lentamente para los primeros rangos de concentraciones seleccionados y después decaiga más rápido.

III Resultados y discusión

3.1 Especificación de criterios de calidad por parámetro

En las siguientes subsecciones se presentan las tablas que incluyen los valores de concentraciones contra la calificación de calidad, para cada uno de los quince parámetro considerados en el presente trabajo, además se explican los valores seleccionados.

3.1.1 Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto se uso como el porcentaje de saturación en lugar de concentraciones de mg O₂/L debido a que de esta forma se toma en cuenta la influencia que tienen la temperatura y la altura sobre el oxígeno en el cuerpo de agua; no se tiene la necesidad de tener dos curvas de calificación, una para aguas cálidas y otra para frías; y se pueden hacer comparaciones de oxígeno de cuerpos de agua con diferentes características. Para pasar de concentraciones de oxígeno disuelto en mg O₂/L a porcentaje de saturación de oxígeno disuelto se siguió el procedimiento descrito en el apéndice A.

Con el siguiente ejemplo se va a ilustrar como se puede llevar a cabo una comparación entre dos cuerpos de aguas, con características diferentes, usando el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto. Se tiene un cuerpo de agua cerca del nivel de la superficie del mar con una temperatura de 28 °C y con una concentración de 6 mg O₂/L, y otro cuerpo de agua a una altura de 2500 m con una temperatura de 15 °C y con una concentración de oxígeno de 11 mg O₂/L, siguiendo el procedimiento del apéndice A se encuentra que el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto para ambos cuerpos es de 75% y 80%, respectivamente. Con este resultado se aprecia que los dos cuerpos de agua tienen una cantidad de oxígeno disuelto cercano a las condiciones óptimas que debieran de tener, de 100%, y de esta forma se tiene que la comparación se da en una forma más fácil que si se hubiera hecho en relación a los valores de concentración.

Los valores de porcentaje de saturación de oxígeno disuelto fueron seleccionados de forma tal que representaran su patrón de comportamiento, así se tiene que a un valor de 100% de porcentaje de saturación de oxígeno disuelto le va a corresponder una calidad de 100 puntos y a partir de ahí disminuye la calidad para cuando el porcentaje de saturación disminuye o aumenta a partir del 100% sólo que el comportamiento para ambos casos es diferente ya que a una calificación de 90 pts. le puede corresponder una saturación de 90 o 120% de O₂. No se consideraron porcentajes de saturación mayores a 150% y una calidad de 0 pts. se alcanza cuando el porcentaje de saturación es de 0%, en la tabla III.1 se muestra la tabla de valores de calificaciones de calidad de acuerdo a los porcentajes de saturación de OD.

Tabla III.1: Calificaciones de calidad para el porcentaje de saturación del oxígeno disuelto, según sus concentraciones

% de saturación	Calificación de Calidad
0	0
30	30
65	75
90	90
100	100
120	90
150	70

3.1.2 Demanda bioquímica de oxígeno

Calificaciones de calidad mayores a 80 pts. para la DBO₅ se tienen para concentraciones menores a 10 mg O₂/L, este es el límite máximo que puede ser encontrado en forma normal (o natural), en tanto que valores que representan contaminación están por arriba de este límite y pueden llegar a ser de cientos de mg O₂/L, como se puede observar en la tabla III.2.

Tabla III.2: Calificaciones de calidad para la DBO₅, según sus concentraciones

mg O ₂ /L	Calificación de Calidad
0	100
4	90
10	82
15	75
20	60
40	35
80	3
100	1
500	0.5
1000	0.4

3.1.3 Demanda química de oxígeno

De acuerdo a la tabla II.3 se tiene que en la naturaleza se puede presentar una concentración máxima de DQO de 20 mg O₂/L por lo cual se le asignó una calidad de 80 pts a ese valor y a partir de ahí se consideró que la calidad disminuyera hasta 2 si se encuentran concentraciones por contaminación de DQO de hasta 1000 mg O₂/L, ver tabla III.3. Un agua que contenga una DQO de 0 mg O₂/L le va a corresponder una calidad a la DQO de 100 pts.

Tabla III.3: Calificaciones de calidad para la DQO, según sus concentraciones

mg O ₂ /L	Calificación de Calidad
0	100
10	90
20	80
50	70
100	50
500	25
1000	2

3.1.4 Coliformes fecales

Un agua que contenga 0 NMP/100 mL de coliformes fecales se considera que es apta para consumo humano, por tal razón a esa concentración se le asignó una calidad de 100 pts. Aguas que sean aptas para el riego no debieran de contener más de 1000 NMP/100 mL de coliformes fecales, así que para tal concentración se optó que le correspondiera una calidad al parámetro de los coliformes fecales

de 70 pts. Debido a la contaminación se pueden alcanzar valores elevados de concentraciones de coliformes fecales a los cuales se les fue asignando calificaciones de calidad cada vez menores, como se indica en la tabla III.4.

Tabla III.4: Calificaciones de calidad para los coliformes fecales, según sus concentraciones

NMP/ 100 mL	Calificación de Calidad
2	100
100	90
200	80
1000	70
3000	38
5000	35
10000	25
50000	10
100000	5
500000	4
1000000	3
5000000	1

3.1.5 Potencial de hidrógeno

Al igual que para el caso del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, el patrón de comportamiento del potencial de hidrógeno es tal que le corresponde una calidad de 100 pts. cuando el valor del pH es de 7. A partir de este punto la calificación disminuye tanto para valores mayores como menores de pH, aproximándose a cero cuando el pH se aproxima a los valores de 0 o 14, que son los límites que puede llegar a alcanzar debido a la contaminación. Se permiten más variación para valores de pH mayores a 7 que en el caso contrario, dado que el pH natural del agua es entre 6.5 y 8.0, esto puede ser apreciado en la tabla III.5.

Tabla III.5: Calificaciones de calidad para el pH, según sus concentraciones

pH	Calificación de Calidad
0	0
2	20
5.5	70
6.5	90
7	100
8	90
9	70
12	20
14	0

3.1.6 Color

A una concentración del color de 0 Pt-Co le corresponde una calidad de 100 pts. y se tiene que en la naturaleza se puede llegar a encontrar en forma natural hasta 5 Pt-Co de color, a lo cual se le ubicó con una calidad para el color de 95 pts., mientras que los límites del agua para beber consideran concentraciones entre 15 y 20 Pt-Co de color por lo cual a este parámetro se le adjudicó una calidad mayor a 85 pts., como se puede ver en la tabla III.6. Concentraciones extremas debidas a contaminación se les hizo corresponder bajas calidades.

Tabla III.6: Calificaciones de calidad para el color, según sus concentraciones

Pt-Co	Calificación de Calidad
0	100
5	95
15	88
20	85
200	30
300	5

3.1.7 Turbiedad

Para la turbiedad se tiene que en aguas para beber se permiten límites de concentración de hasta 5 UTN al cual se le hizo corresponder una calidad de 90 pts., la calidad aumenta para concentraciones más bajas de turbiedad y disminuye en caso contrario, se consideró que a una concentración de 40 UTN le correspondiera una calidad de 10 pts., como se aprecia en la tabla III.7. Este

parámetro no debe de ser empleado para calcular el ICAM después de que se haya presentado una lluvia fuerte, porque se pueden encontrar turbiedades de hasta 1000 UTN en forma natural debido a las corrientes que se forman y esto traería consigo una subestimación en el valor final del ICAM.

Tabla III.7: Calificaciones de calidad para la turbiedad, según sus concentraciones

UTN	Calificación de Calidad
0	100
3	95
5	90
7	75
10	60
25	25
40	10

3.1.8 Alcalinidad

Con base a lo medido en el laboratorio se determinó que a la alcalinidad le correspondan calidades mayores a 75 pts. cuando se presenten concentraciones mayores a 250 mg CaCO₃/L. Valores elevados de alcalinidad no repercuten en la calidad final del agua por lo que para concentraciones cercanas a 600 mg CaCO₃/L se le asignó a la alcalinidad una calidad de 50 pts., esto está indicado en la tabla III.8, además de que no se registran valores cercanos a esa concentración.

Tabla III.8: Calificaciones de calidad para la alcalinidad, según sus concentraciones

mg CaCO ₃ /L	Calificación de Calidad
0 – 100	100
250	75
400	60
600	50

3.1.9 Conductividad eléctrica

Se consideró que para valores menores 10 µS/cm le correspondiera a este parámetro una calidad de 100 pts. ya que es el límite más pequeño que pueden ser

encontrados en forma natural. Los límites máximos correspondientes a las aguas para consumo humano (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) se les hizo corresponder una calidad de 85 pts., a partir de este valor se consideró que la calidad disminuyera más rápido para variaciones más pequeñas de conductividad debido a que aguas residuales exceden dicho límite y por lo general no son mayores a 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, como se observa en la tabla III.9.

Tabla III.9: Calificaciones de calidad para la conductividad eléctrica, según sus concentraciones

$\mu\text{S}/\text{cm}$	Calificación de Calidad
0 – 10	100
500	90
1000	85
3000	25
5000	2

3.1.10 Dureza total

El límite de la dureza en el agua para beber es de 500 mg CaCO_3/L , para dicho límite a la dureza total se le asignó una calidad de 85 pts. que aumenta cuando la concentración disminuye, pasando por una calidad de 95 pts. cuando la concentración es de 100 mg CaCO_3/L (considerado como límite máximo en la naturaleza) alcanzando los 100 pts. cuando no hay dureza. Concentraciones elevadas de dureza total no repercuten en la calidad final del agua por lo que para concentraciones cercanas a 1000 mg CaCO_3/L se le asignó a la dureza total una calidad de 50 pts., como se presenta en la tabla III.8.

Tabla III.10: Calificaciones de calidad para la dureza total, según sus concentraciones

mg CaCO_3/L	Calificación de Calidad
0 – 80	100
100	95
350	90
500	85
700	75
1000	50

3.1.11 Nitrógeno amoniacal

En aguas para consumo humano se aceptan concentraciones de NH_3 de hasta 0.5, por arriba de este valor se comienzan a causar problemas de contaminación por agua residual en los cuerpos de agua por lo cual se consideró una calidad para el NH_3 de 65 pts. La calidad del NH_3 se aproxima a 100 pts. cuando las concentraciones se acercan a cero. En tanto que concentraciones mayores debidas a una fuerte contaminación causan que las calidades asignadas al NH_3 vayan disminuyendo hasta 0.4, como se observa en la tabla III.11.

Tabla III.11: Calificaciones de calidad para el nitrógeno amoniacal, según sus concentraciones

mg/L	Calificación de Calidad
0	100
0.3	75
0.5	65
1	50
2	40
5	25
10	8
15	2
20	0.4

3.1.12 Nitratos

El límite máximo de concentración de nitratos en aguas para consumo humano es de 10 mg/L, pero como este valor influye en los problemas de eutrofización o de intoxicación en infantes se consideró que a una concentración de 5 mg/L le correspondiera una calidad de 85 pts., y a una de 1 mg/L (límite máximo natural) le correspondiera una calificación de 90 pts. la cual aumenta con una menor concentración de nitratos. A partir de una concentración de 5 mg/L la calidad para los nitratos disminuye principalmente debido al vertimiento de aguas negras, de retorno agrícola e industriales, estas últimas pueden llegar a tener concentraciones de hasta 200 mg/L, que se considera como un límite extremo al que se le asignó una calidad muy baja, de 0.3 pts, como se aprecia en la tabla III.12.

Tabla III.12: Calificaciones de calidad para los nitratos, según sus concentraciones

mg/L	Calificación de Calidad
0	100
1	90
5	85
20	50
50	25
100	8
150	2.5
200	0.3

3.1.13 Sulfatos

Las concentraciones de sulfatos que pueden ser encontradas en forma natural en los cuerpos de aguas es de hasta 80 mg/L, para esa concentración se le asignó a los sulfatos una calidad de 90 pts. la cual pueden llegar a ser de hasta 100 pts. cuando se tenga una concentración de 0 mg/L de sulfatos. Una calidad de 88 pts. fue asignada al límite máximo del agua para beber de 250 mg/L. Concentraciones más elevadas se consideran que no presentan perjuicios para determinar la calidad final del agua por lo cual a una concentración de 1000 mg/L de sulfatos se le asignó una calificación de 50 pts, ver la tabla III.13.

Tabla III.13: Calificaciones de calidad para los sulfatos, según sus concentraciones

mg/L	Calificación de Calidad
0	100
80	90
250	88
400	85
1000	50

3.1.14 Fosfatos

Los fosfatos están relacionados con los problemas de eutrofización y aunque en forma natural se tiene que la concentración máxima es de 0.02 se seleccionó que la calidad de 75 pts. para el fosfato le correspondiera a una concentración de 0.01 mg/L la cual puede aumentar y alcanzar 100 pts. cuando la concentración disminuya y se acerque a cero mg/L. Descargas de agua que contienen concentraciones elevadas de fosfato pueden llegar a tener concentraciones

cercanas a 100 mg/L, a la cual se le asignó una calidad muy baja, de 0.2 pts, como se presenta en la tabla III.14.

Tabla III.14: Calificaciones de calidad para los fosfatos, según sus concentraciones

mg PO_4^{3-} /L	Calificación de Calidad
0	100
0.01	75
0.6	50
1	40
5	25
10	15
20	5
75	0.5
100	0.2

3.1.15 Sustancias activas al azul metileno

Este parámetro no se encuentra en forma natural y se acepta que en aguas para beber se tengan concentraciones que van de 0 a 0.5, para esas concentraciones se le asignó al SAAM calidades de 85 pts., las cuales van a aumentar cuando la concentración disminuye. Con base a lo medido en el laboratorio se consideró como una concentración máxima a un valor de 5, al cual se le hizo corresponder una calidad de 2, como se presenta en la tabla III.15.

Tabla III.15: Calificaciones de calidad para el SAAM, según sus concentraciones

mg/L	Calificación de Calidad
0	100
0.2	95
0.5	85
1	50
2	25
4	10
5	2

3.2 Curvas de calificación de calidad por parámetro

Con base en los valores de concentración – calidad, de aquí en adelante denominados como puntos, que se indican en las tablas III.1–III.15 para los quince parámetros seleccionados, se aplicaron polinomios de interpolación de Lagrange de 2º orden; como quedó descrito en la parte final de la sección 2.3.1 del capítulo anterior. Los polinomios de segundo orden ayudan a evitar que se produzcan grandes errores debido a oscilaciones, en diferencia con los de un mayor orden, para que la forma de la curva sea suave y no presente una forma ondulada. Son más aproximados que los de primer orden al introducir cierta curvatura en la línea que conecta a los puntos y se pueden aplicar si se dispone de tres puntos.

Se aplicó la ec. II.9 para determinar el polinomio de interpolación de Lagrange. Como el polinomio es de 2º orden se necesitan 3 puntos para aplicarlo (concentración y calidad de cada parámetro), con lo cual el polinomio de interpolación de Lagrange de 2º orden se escribe como;

$$P_2(x) = y_0L_0(x) + y_1L_1(x) + y_2L_2(x) \quad \text{III.1}$$

Donde

x cualquier valor de concentración de cualquiera de los quince parámetros

y_0, y_1, y_2 calidad que corresponde a la concentración del punto 0, 1 y 2

$L_0(x), L_1(x), L_2(x)$ son los polinomios de Lagrange

Para encontrar los polinomios Lagrange se aplicó la ec. II.15, con las siguientes características;

El grado de polinomio es 2 así que $n=2$ y $j=0,1,2$

Los puntos que se necesitan para tener un polinomio de 2º orden son tres, así que $i=0,1,2$

Los polinomios de Lagrange se obtuvieron al sustituir los valores anteriores en la ec. II.15, hay que tener cuidado en que i y j no vayan a tomar el mismo valor, así se obtuvieron las ecuaciones III.2 – III.4;

$$L_0(x) = \frac{(x-x_1)(x-x_2)}{(x_0-x_1)(x_0-x_2)} \quad \text{III.2}$$

$$L_1(x) = \frac{(x-x_0)(x-x_2)}{(x_1-x_0)(x_1-x_2)} \quad \text{III.3}$$

$$L_2(x) = \frac{(x-x_0)(x-x_1)}{(x_2-x_0)(x_2-x_1)} \quad \text{III.4}$$

Donde

x_0, x_1, x_2 son las concentraciones que corresponde a los puntos 0, 1 y 2

Sustituyendo los polinomios de Lagrange (ec. III.2 – III.4) en la ec. III.1 se obtuvo la forma final de los polinomios de Lagrange de 2° orden que se aplicó para obtener las curvas de transformación de concentración a calidad por parámetro.

$$P_2(x) = y_0 \frac{(x-x_1)(x-x_2)}{(x_0-x_1)(x_0-x_2)} + y_1 \frac{(x-x_0)(x-x_2)}{(x_1-x_0)(x_1-x_2)} + y_2 \frac{(x-x_0)(x-x_1)}{(x_2-x_0)(x_2-x_1)} \quad \text{III.5}$$

La selección de los puntos 0, 1 y 2 para formar el polinomio de interpolación dependió del valor de la concentración (x) del parámetro en particular del cual se necesitó obtener la calidad. Se tomó como el punto 0 aquel que está más cercano al valor de x y los puntos 1 y 2 son los puntos consecutivos al punto 0. Cuando se encontró en el último punto entonces el punto 0 correspondió al valor del antepenúltimo punto y el de los puntos 1 y 2 al del penúltimo y último punto, respectivamente.

3.2.1 Oxígeno disuelto

De la tabla III.1, para porcentajes de saturación de oxígeno disuelto (x) que se encuentran entre 0 y 30% la calidad del oxígeno disuelto en porcentaje de saturación se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$OD\%(x) = 0 \frac{(x-30)(x-65)}{(0-30)(0-65)} + 30 \frac{(x-0)(x-65)}{(30-0)(30-65)} + 75 \frac{(x-0)(x-30)}{(65-0)(65-30)}$$

Para porcentajes de saturación de oxígeno disuelto (x) que se encuentran entre 30 y 65% la calidad del oxígeno disuelto en porcentaje de saturación se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$OD\%(x) = 30 \frac{(x-65)(x-90)}{(30-65)(30-90)} + 65 \frac{(x-30)(x-90)}{(65-30)(65-90)} + 90 \frac{(x-30)(x-65)}{(90-30)(90-65)}$$

Para porcentajes de saturación de oxígeno disuelto (x) que se encuentran entre 65 y 90% la calidad del oxígeno disuelto en porcentaje de saturación se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$OD\%(x) = 75 \frac{(x-90)(x-100)}{(65-90)(65-100)} + 90 \frac{(x-65)(x-100)}{(90-65)(90-100)} + 100 \frac{(x-65)(x-90)}{(100-65)(100-90)}$$

Para porcentajes de saturación de oxígeno disuelto (x) que se encuentran entre 90 y 100% la calidad del oxígeno disuelto en porcentaje de saturación se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$OD\%(x) = 90 \frac{(x-100)(x-120)}{(90-100)(90-120)} + 100 \frac{(x-90)(x-120)}{(100-90)(100-120)} + 90 \frac{(x-90)(x-100)}{(120-90)(120-100)}$$

Para porcentajes de saturación de oxígeno disuelto (x) que se encuentran entre 100 y 150% la calidad del oxígeno disuelto en porcentaje de saturación se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$OD\%(x) = 100 \frac{(x-120)(x-150)}{(100-120)(100-150)} + 90 \frac{(x-100)(x-150)}{(120-100)(120-150)} + 70 \frac{(x-100)(x-120)}{(150-100)(150-120)}$$

La curva de calidad para el oxígeno disuelto en porcentaje de saturación que se obtiene después de aplicar las ecuaciones anteriores se observa en la figura III.1. Se tiene que la calificación máxima de 100 pts. se alcanza cuando la concentración es de 100% de O₂ y a partir de este punto la calificación disminuye para concentraciones menores al igual que para concentraciones mayores, sólo que el comportamiento para ambos casos es diferente ya que a una calificación de 90 pts. le puede corresponder una concentración de 90 o 120% de O₂. La curva se trunca para concentraciones mayores a 150% mientras que puede alcanzar 0 pts. de calificación si la concentración es de 0% de O₂.

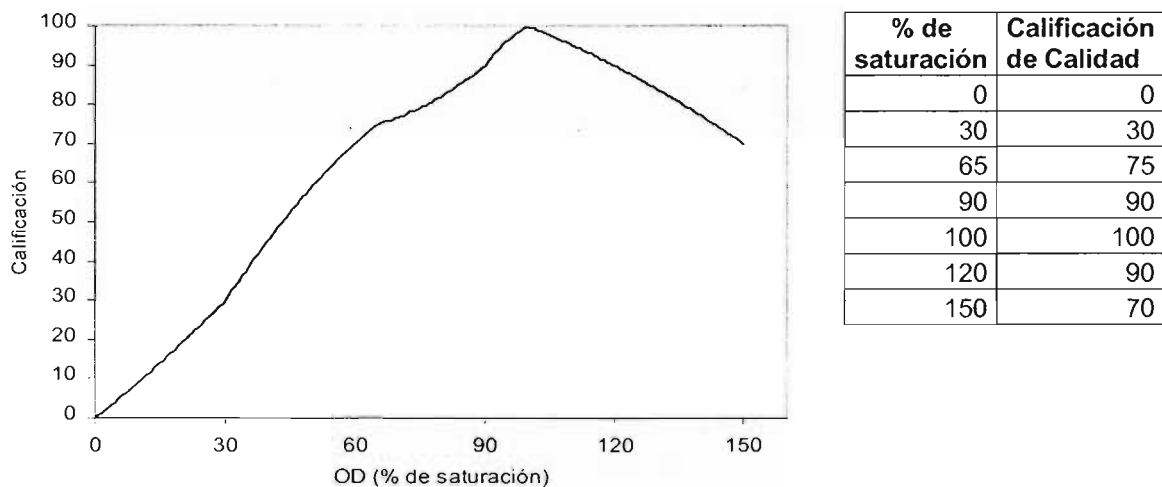


Figura III.1: Curva de calificación del oxígeno disuelto en porcentaje de saturación.

3.2.2 Demanda bioquímica de oxígeno

De la tabla III.2, para concentraciones de DBO₅ (x) que se encuentran entre 0 y 4 mg O₂/L la calidad de la DBO₅ se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DBO(x) = 100 \frac{(x-4)(x-10)}{(0-4)(0-10)} + 90 \frac{(x-0)(x-10)}{(4-0)(4-10)} + 82 \frac{(x-0)(x-4)}{(10-0)(10-4)}$$

Para concentraciones de DBO₅ (x) que se encuentran entre 4 y 10 mg O₂/L la calidad de la DBO₅ se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DBO(x) = 90 \frac{(x-10)(x-15)}{(4-10)(4-15)} + 82 \frac{(x-4)(x-15)}{(10-4)(10-15)} + 75 \frac{(x-4)(x-10)}{(15-4)(15-10)}$$

Para concentraciones de $DBO_5 (x)$ que se encuentran entre 10 y 15 mg O_2/L la calidad de la DBO_5 se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DBO(x) = 82 \frac{(x-15)(x-20)}{(10-15)(10-20)} + 75 \frac{(x-10)(x-20)}{(15-10)(15-20)} + 60 \frac{(x-10)(x-15)}{(20-10)(20-15)}$$

Para concentraciones de $DBO_5 (x)$ que se encuentran entre 15 y 20 mg O_2/L la calidad de la DBO_5 se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DBO(x) = 75 \frac{(x-20)(x-40)}{(15-20)(15-40)} + 60 \frac{(x-15)(x-40)}{(20-15)(20-40)} + 35 \frac{(x-15)(x-20)}{(40-15)(40-20)}$$

Para concentraciones de $DBO_5 (x)$ que se encuentran entre 20 y 40 mg O_2/L la calidad de la DBO_5 se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DBO(x) = 60 \frac{(x-40)(x-80)}{(20-40)(20-80)} + 35 \frac{(x-20)(x-80)}{(40-20)(40-80)} + 3 \frac{(x-20)(x-40)}{(80-20)(80-40)}$$

Para concentraciones de $DBO_5 (x)$ que se encuentran entre 40 y 80 mg O_2/L la calidad de la DBO_5 se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DBO(x) = 35 \frac{(x-80)(x-100)}{(40-80)(40-100)} + 3 \frac{(x-40)(x-100)}{(80-40)(80-100)} + 1 \frac{(x-40)(x-80)}{(100-40)(100-80)}$$

Para concentraciones de $DBO_5 (x)$ que se encuentran entre 80 y 100 mg O_2/L la calidad de la DBO_5 se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DBO(x) = 3 \frac{(x-100)(x-500)}{(80-100)(80-500)} + 1 \frac{(x-80)(x-500)}{(100-80)(100-500)} + 0.5 \frac{(x-80)(x-100)}{(500-80)(500-100)}$$

Para concentraciones de $DBO_5 (x)$ que se encuentran entre 100 y 1000 mg O_2/L la calidad de la DBO_5 se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DBO(x) = 1 \frac{(x-500)(x-1000)}{(100-500)(100-1000)} + 0.5 \frac{(x-100)(x-1000)}{(500-100)(500-1000)} + 0.4 \frac{(x-100)(x-500)}{(1000-100)(1000-500)}$$

Debido a que el rango de concentraciones que se pueden presentar es de varios órdenes de magnitud es que se optó por representar la curva de DBO₅ (figura III.2) en forma logarítmica. Calificaciones mayores a 80 pts. se tienen para concentraciones menores a 10 mg O₂/L, el cual es el límite máximo que puede ser encontrado en la naturaleza, en tanto que valores que representan contaminación están por arriba de este límite y pueden llegar a ser de miles de mg O₂/L.

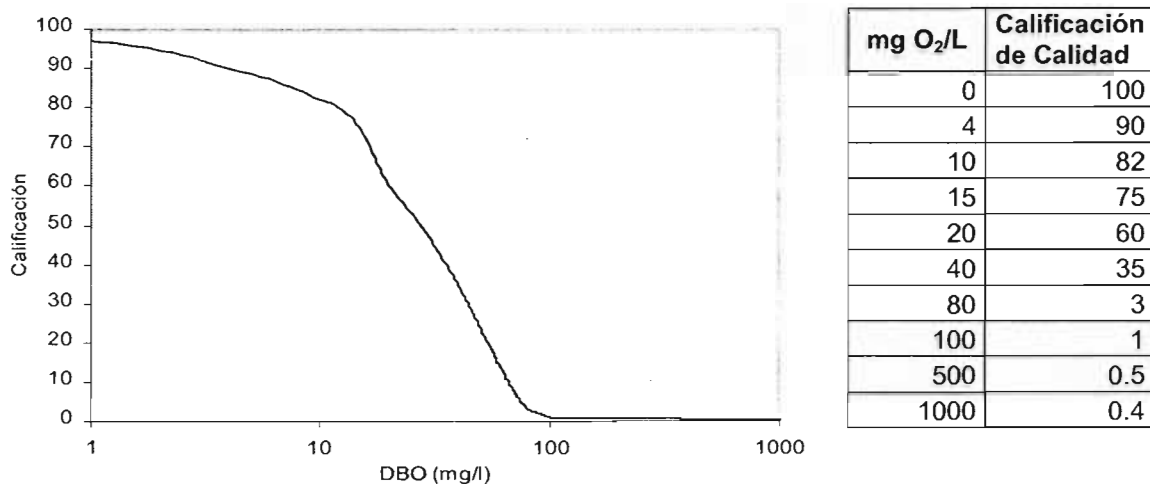


Figura III.2: Curva de calificación de la demanda bioquímica de oxígeno.

3.2.3 Demanda química de oxígeno

De la tabla III.3, para concentraciones de DQO (x) que se encuentran entre 0 y 10 mg O₂/L la calidad de la DQO se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DQO(x) = 100 \frac{(x-10)(x-20)}{(0-10)(0-20)} + 90 \frac{(x-0)(x-20)}{(10-0)(10-20)} + 80 \frac{(x-0)(x-10)}{(20-0)(20-10)}$$

Para concentraciones de DQO (x) que se encuentran entre 10 y 20 mg O₂/L la calidad de la DQO se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DQO(x) = 90 \frac{(x-20)(x-50)}{(10-20)(10-50)} + 80 \frac{(x-10)(x-50)}{(20-10)(20-50)} + 50 \frac{(x-10)(x-20)}{(50-10)(50-20)}$$

Para concentraciones de DQO (x) que se encuentran entre 20 y 50 mg O₂/L la calidad de la DQO se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DQO(x) = 80 \frac{(x-50)(x-100)}{(20-50)(20-100)} + 70 \frac{(x-20)(x-100)}{(50-20)(50-100)} + 50 \frac{(x-20)(x-50)}{(100-20)(100-50)}$$

Para concentraciones de DQO (x) que se encuentran entre 50 y 100 mg O₂/L la calidad de la DQO se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DQO(x) = 70 \frac{(x-100)(x-500)}{(50-100)(50-500)} + 50 \frac{(x-50)(x-500)}{(100-50)(100-500)} + 25 \frac{(x-50)(x-100)}{(500-50)(500-100)}$$

Para concentraciones de DQO (x) que se encuentran entre 100 y 1000 mg O₂/L la calidad de la DQO se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DQO(x) = 50 \frac{(x-500)(x-1000)}{(100-500)(100-1000)} + 25 \frac{(x-100)(x-1000)}{(500-100)(500-1000)} + 2 \frac{(x-100)(x-500)}{(1000-100)(1000-500)}$$

La representación de la curva (figura III.3) es similar a la de la DBO₅ con la diferencia de que las mismas calificaciones corresponden a aproximadamente el doble de la concentración de DBO₅. Un agua apta para beber puede llegar a tener una DQO de 30 mg O₂/L.

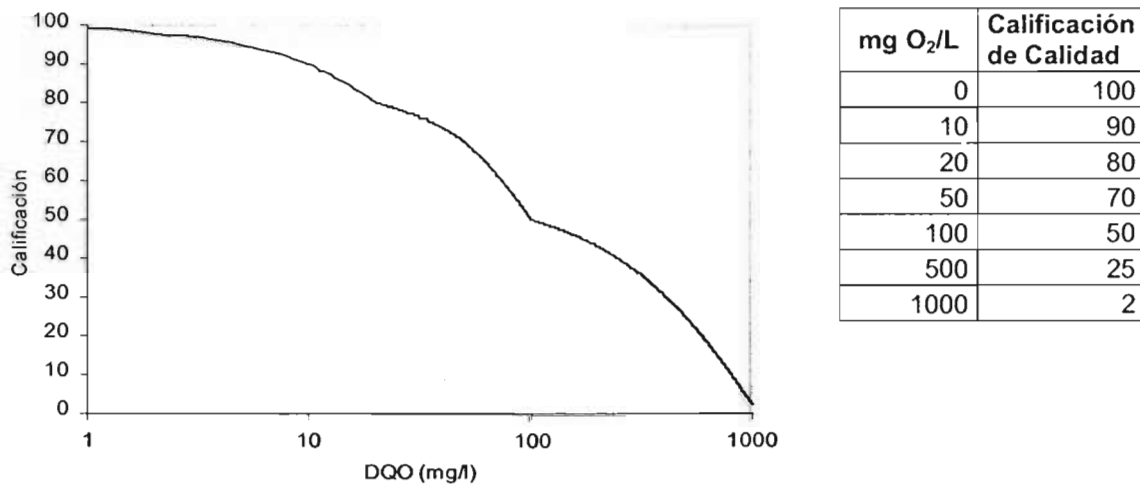


Figura III.3: Curva de calificación de la demanda química de oxígeno.

3.2.4 Coliformes fecales

De la tabla III.4, para concentraciones de coliformes fecales (x) que se encuentran entre 2 y 100 NMP/100 mL la calidad de los coliformes fecales se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$CF(x) = 100 \frac{(x-100)(x-500)}{(2-100)(2-500)} + 90 \frac{(x-2)(x-500)}{(100-2)(100-500)} + 70 \frac{(x-2)(x-100)}{(500-2)(500-100)}$$

Para concentraciones de coliformes fecales (x) que se encuentran entre 100 y 200 NMP/100 mL la calidad de los coliformes fecales se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$CF(x) = 90 \frac{(x-200)(x-1000)}{(100-200)(100-1000)} + 80 \frac{(x-100)(x-1000)}{(200-100)(200-1000)} + 70 \frac{(x-100)(x-200)}{(1000-100)(1000-200)}$$

Para concentraciones de coliformes fecales (x) que se encuentran entre 200 y 1000 NMP/100 mL la calidad de los coliformes fecales se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$CF(x) = 80 \frac{(x-1000)(x-3000)}{(200-1000)(200-3000)} + 70 \frac{(x-200)(x-3000)}{(1000-200)(1000-3000)} + 38 \frac{(x-200)(x-1000)}{(3000-200)(3000-1000)}$$

Para concentraciones de coliformes fecales (x) que se encuentran entre 1000 y 3000 NMP/100 mL la calidad de los coliformes fecales se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$CF(x) = 70 \frac{(x-3000)(x-5000)}{(1000-3000)(1000-5000)} + 38 \frac{(x-1000)(x-5000)}{(3000-1000)(3000-5000)} + 35 \frac{(x-1000)(x-3000)}{(5000-1000)(5000-3000)}$$

Para concentraciones de coliformes fecales (x) que se encuentran entre 3000 y 5000 NMP/100 mL la calidad de los coliformes fecales se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$CF(x) = 38 \frac{(x-5000)(x-10000)}{(3000-5000)(3000-10000)} + 35 \frac{(x-3000)(x-10000)}{(5000-3000)(5000-10000)} + 25 \frac{(x-3000)(x-5000)}{(10000-3000)(10000-5000)}$$

Para concentraciones de coliformes fecales (x) que se encuentran entre 5000 y 10000 NMP/100 mL la calidad de los coliformes fecales se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$CF(x) = 35 \frac{(x-10000)}{(5000-10000)} \frac{(x-50000)}{(5000-50000)} + 25 \frac{(x-5000)}{(10000-5000)} \frac{(x-50000)}{(10000-50000)} \\ + 10 \frac{(x-5000)}{(50000-5000)} \frac{(x-10000)}{(50000-10000)}$$

Para concentraciones de coliformes fecales (x) que se encuentran entre 10000 y 50000 NMP/100 mL la calidad de los coliformes fecales se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$CF(x) = 25 \frac{(x-50000)}{(10000-50000)} \frac{(x-100000)}{(10000-100000)} + 10 \frac{(x-10000)}{(50000-10000)} \frac{(x-100000)}{(50000-100000)} \\ + 5 \frac{(x-10000)}{(100000-10000)} \frac{(x-50000)}{(100000-50000)}$$

Para concentraciones de coliformes fecales (x) que se encuentran entre 50000 y 100000 NMP/100 mL la calidad de los coliformes fecales se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$CF(x) = 10 \frac{(x-100000)}{(50000-100000)} \frac{(x-500000)}{(50000-500000)} + 5 \frac{(x-50000)}{(100000-50000)} \frac{(x-500000)}{(100000-500000)} \\ + 4 \frac{(x-50000)}{(500000-50000)} \frac{(x-100000)}{(500000-100000)}$$

Para concentraciones de coliformes fecales (x) que se encuentran entre 100000 y 500000 NMP/100 mL la calidad de los coliformes fecales se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$CF(x) = 5 \frac{(x-500000)}{(100000-500000)} \frac{(x-1000000)}{(100000-1000000)} + 4 \frac{(x-100000)}{(500000-100000)} \frac{(x-1000000)}{(500000-1000000)} \\ + 3 \frac{(x-100000)}{(1000000-100000)} \frac{(x-500000)}{(1000000-500000)}$$

Para concentraciones de coliformes fecales (x) que se encuentran entre 500000 y 5000000 NMP/100 mL la calidad de los coliformes fecales se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$CF(x) = 4 \frac{(x-1000000)(x-5000000)}{(500000-1000000)(500000-5000000)} + 3 \frac{(x-500000)(x-5000000)}{(1000000-500000)(1000000-5000000)} + 1 \frac{(x-500000)(x-1000000)}{(5000000-500000)(5000000-1000000)}$$

En la gráfica de los coliformes fecales (figura III.4) las calificaciones disminuyen rápidamente, a una concentración de 100 NMP/100 mL le corresponde una calificación de 90 pts. y la calificación de 50 pts. se alcanza para cuando la concentración es de 1,000 NMP/100 mL, a partir de ese punto las calificaciones tienen menos variaciones con concentraciones demasiado elevadas.

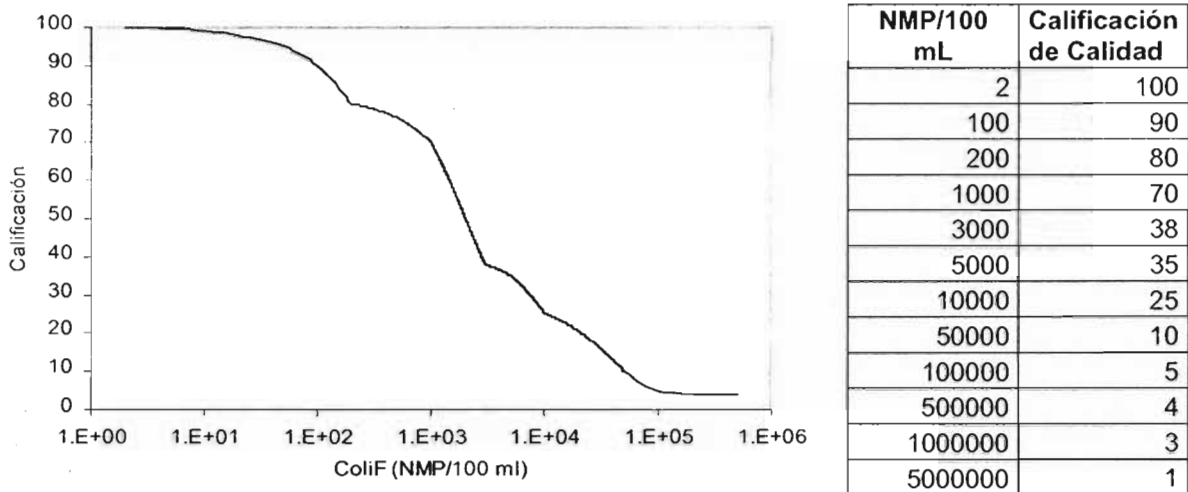


Figura III.4: Curva de calificación de los coliformes fecales.

3.2.5 Potencial de hidrogeno

De la tabla III.5, para concentraciones de pH (x) que se encuentran entre 0 y 2 la calidad del potencial de hidrógeno se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$pH(x) = 0 \frac{(x-2)(x-5.5)}{(0-2)(0-5.5)} + 20 \frac{(x-0)(x-5.5)}{(2-0)(2-5.5)} + 70 \frac{(x-0)(x-2)}{(5.5-0)(5.5-2)}$$

Para concentraciones de pH (x) que se encuentran entre 2 y 5.5 la calidad del potencial de hidrógeno se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$pH(x) = 20 \frac{(x-5.5)(x-6.5)}{(2-5.5)(2-6.5)} + 70 \frac{(x-2)(x-6.5)}{(5.5-2)(5.5-6.5)} + 90 \frac{(x-2)(x-5.5)}{(6.5-2)(6.5-5.5)}$$

Para concentraciones de pH (x) que se encuentran entre 5.5 y 6.5 la calidad del potencial de hidrógeno se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$pH(x) = 70 \frac{(x-6.5)(x-7)}{(5.5-6.5)(5.5-7)} + 90 \frac{(x-5.5)(x-7)}{(6.5-5.5)(6.5-7)} + 100 \frac{(x-5.5)(x-6.5)}{(7-5.5)(7-6.5)}$$

Para concentraciones de pH (x) que se encuentran entre 6.5 y 7 la calidad del potencial de hidrógeno se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$pH(x) = 90 \frac{(x-7)(x-8)}{(6.5-7)(6.5-8)} + 100 \frac{(x-6.5)(x-8)}{(7-6.5)(7-8)} + 90 \frac{(x-6.5)(x-7)}{(8-6.5)(8-7)}$$

Para concentraciones de pH (x) que se encuentran entre 7 y 8 la calidad del potencial de hidrógeno se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$pH(x) = 100 \frac{(x-8)(x-9)}{(7-8)(7-9)} + 90 \frac{(x-7)(x-9)}{(8-7)(8-9)} + 70 \frac{(x-7)(x-8)}{(9-7)(9-8)}$$

Para concentraciones de pH (x) que se encuentran entre 8 y 9 la calidad del potencial de hidrógeno se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$pH(x) = 90 \frac{(x-9)(x-12)}{(8-9)(8-12)} + 70 \frac{(x-8)(x-12)}{(9-8)(9-12)} + 20 \frac{(x-8)(x-9)}{(12-8)(12-9)}$$

Para concentraciones de pH (x) que se encuentran entre 9 y 14 la calidad del potencial de hidrógeno se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$pH(x) = 70 \frac{(x-12)(x-14)}{(9-12)(9-14)} + 20 \frac{(x-9)(x-14)}{(12-9)(12-14)} + 0 \frac{(x-9)(x-12)}{(14-9)(14-12)}$$

La máxima calificación se tiene cuando el pH es de 7 y a partir de aquí la calificación disminuye para valores de pH menores y mayores, alcanzando 0 pts.

para pH's de 0 y 14, como se observa en la figura III.5. Para puntuaciones entre 70 y 100 pts. se permite más variación para valores de pH mayores a 7 que en el caso contrario, dado que el pH natural del agua es entre 6.5 y 8.0.

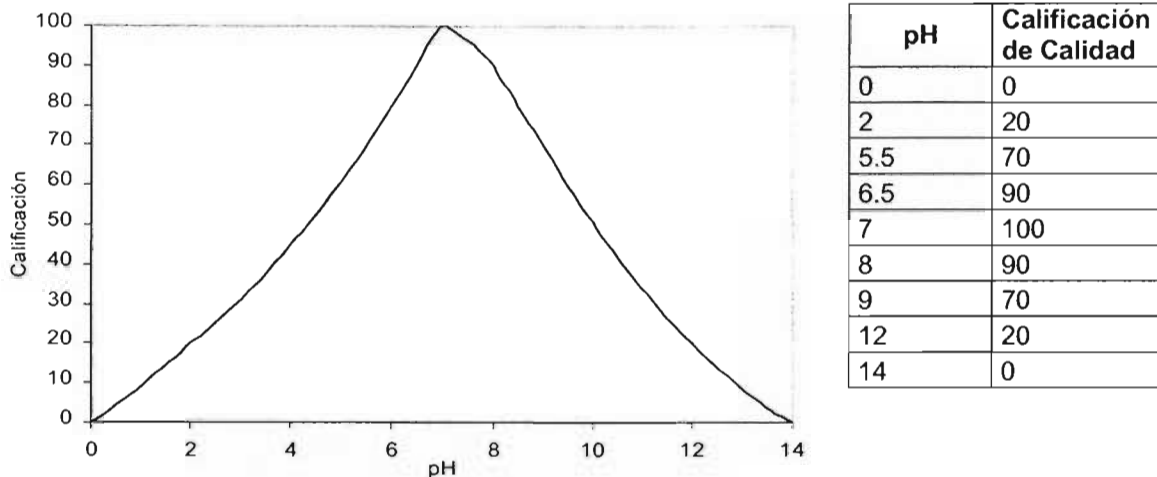


Figura III.5: Curva de calificación del potencial de hidrógeno.

3.2.6 Color

De la tabla III.6, para concentraciones de color (x) que se encuentran entre 0 y 5 Pt-Co la calidad del color se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$Col(x) = 100 \frac{(x-5)(x-15)}{(0-5)(0-15)} + 95 \frac{(x-0)(x-15)}{(5-0)(5-15)} + 88 \frac{(x-0)(x-5)}{(15-0)(15-5)}$$

Para concentraciones de color (x) que se encuentran entre 5 y 15 Pt-Co la calidad del color se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$Col(x) = 95 \frac{(x-15)(x-20)}{(5-15)(5-20)} + 88 \frac{(x-5)(x-20)}{(15-5)(15-20)} + 85 \frac{(x-5)(x-15)}{(20-5)(20-15)}$$

Para concentraciones de color (x) que se encuentran entre 15 y 20 Pt-Co la calidad del color se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$Col(x) = 88 \frac{(x-20)(x-200)}{(15-20)(15-200)} + 85 \frac{(x-15)(x-200)}{(20-15)(20-200)} + 30 \frac{(x-15)(x-20)}{(200-15)(200-20)}$$

Para concentraciones de color (x) que se encuentran entre 20 y 300 Pt-Co la calidad del color se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$Col(x) = 85 \frac{(x-200)(x-300)}{(20-200)(20-300)} + 30 \frac{(x-20)(x-300)}{(200-20)(200-300)} + 5 \frac{(x-20)(x-200)}{(300-20)(300-200)}$$

En la gráfica con la curva del color (figura III.6) se puede observar como el comportamiento es cercanamente lineal, la pendiente es mayor para una concentración menor a 20 Pt-Co lo cual indica que la calificación tiene mayor variación para rangos estrechos de variación de color y es menor para concentraciones mayores a este valor, como se puede observar con la disminución en la pendiente de la recta. Se consideraron calificaciones por arriba de 85 puntos cuando la concentración del color es menor al límite máximo permisible de agua para beber.

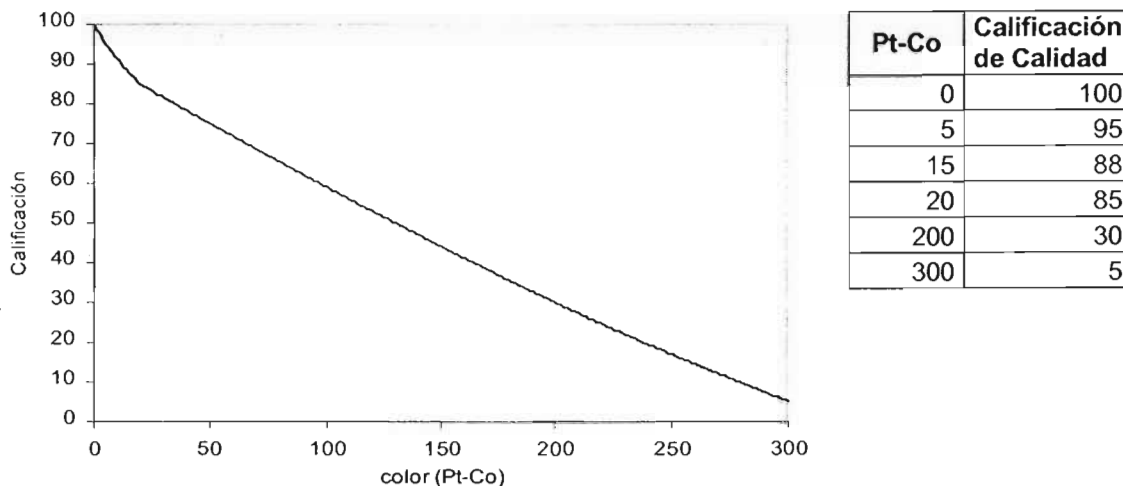


Figura III.6: Curva de calificación del color.

3.2.7 Turbiedad

De la tabla III.7, para concentraciones de turbiedad (x) que se encuentran entre 0 y 3 UTN la calidad de la turbiedad se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$Turb(x) = 100 \frac{(x-3)(x-5)}{(0-3)(0-5)} + 95 \frac{(x-0)(x-5)}{(3-0)(3-5)} + 90 \frac{(x-0)(x-3)}{(5-0)(5-3)}$$

Para concentraciones de turbiedad (x) que se encuentran entre 3 y 5 UTN la calidad de la turbiedad se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$Turb(x) = 95 \frac{(x-5)(x-7)}{(3-5)(3-7)} + 90 \frac{(x-3)(x-7)}{(5-3)(5-7)} + 75 \frac{(x-3)(x-5)}{(7-3)(7-5)}$$

Para concentraciones de turbiedad (x) que se encuentran entre 5 y 7 UTN la calidad de la turbiedad se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$Turb(x) = 90 \frac{(x-7)(x-10)}{(5-7)(5-10)} + 75 \frac{(x-5)(x-10)}{(7-5)(7-10)} + 60 \frac{(x-5)(x-7)}{(10-5)(10-7)}$$

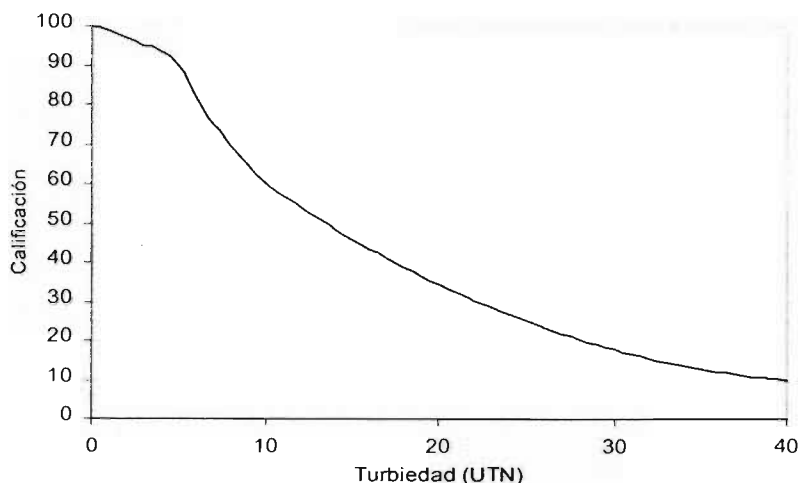
Para concentraciones de turbiedad (x) que se encuentran entre 7 y 10 UTN la calidad de la turbiedad se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$Turb(x) = 75 \frac{(x-10)(x-25)}{(7-10)(7-25)} + 60 \frac{(x-7)(x-25)}{(10-7)(10-25)} + 25 \frac{(x-7)(x-10)}{(25-7)(25-10)}$$

Para concentraciones de turbiedad (x) que se encuentran entre 10 y 40 UTN la calidad de la turbiedad se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$Turb(x) = 60 \frac{(x-25)(x-40)}{(10-25)(10-40)} + 25 \frac{(x-10)(x-40)}{(25-10)(25-40)} + 10 \frac{(x-10)(x-25)}{(40-10)(40-25)}$$

La disminución de la calificación es constante para valores de turbiedad menores a 5 UTN y a partir de este punto la calificación disminuye más rápido como se observa en la figura III.7. Esto se puede observar en el hecho de que para un mismo incremento de turbiedad la calificación presenta diferente variación, para valores entre 0 y 5 UTN, límites considerados en aguas para beber, el rango de calificación está entre 90-100 pts y para valores de 5-10 UTN el rango de calificación se encuentra entre 60-90 pts. A pesar de que se pueden encontrar turbiedades de hasta 1000 UTN en forma natural, se ha considerado como concentración máxima un valor de 40 pts., concentraciones mayores se consideran que son debidas a contaminación por materia orgánica o por lluvias fuertes que pueden causar variaciones temporales en la turbiedad.



UTN	Calificación de Calidad
0	100
3	95
5	90
7	75
10	60
25	25
40	10

Figura III.7: Curva de calificación del turbiedad.

3.2.8 Alcalinidad

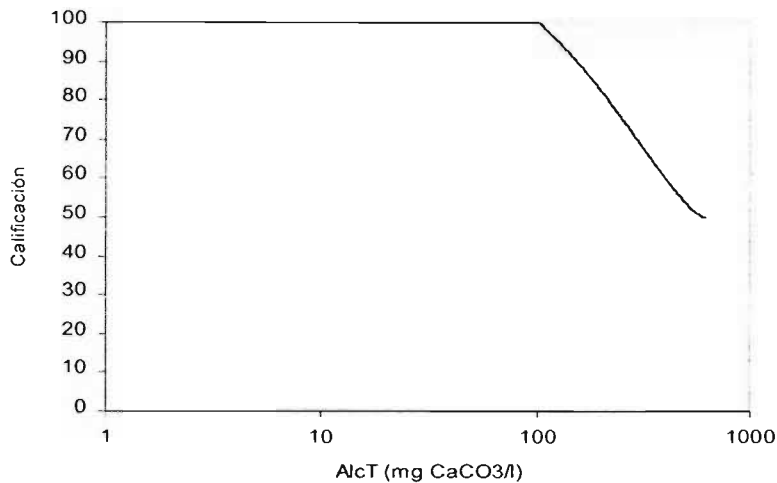
De la tabla III.8, para concentraciones de alcalinidad (x) que se encuentran entre 100 y 250 mg/L de CaCO_3 la calidad de la alcalinidad se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$Alc(x) = 100 \frac{(x-250)(x-400)}{(100-250)(100-400)} + 75 \frac{(x-100)(x-400)}{(250-100)(250-400)} + 60 \frac{(x-100)(x-250)}{(400-100)(400-250)}$$

Para concentraciones de alcalinidad (x) que se encuentran entre 250 y 600 mg/L de CaCO_3 la calidad de la alcalinidad se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$Alc(x) = 75 \frac{(x-400)(x-600)}{(250-400)(250-600)} + 60 \frac{(x-250)(x-600)}{(400-250)(400-600)} + 50 \frac{(x-250)(x-400)}{(600-250)(600-400)}$$

La variación de la calificación es constante a lo largo de la curva, para rangos de concentración de 100 en 100 mg/L de CaCO_3 se tiene que el rango de calificaciones va de 10 en 10 pts. Concentraciones menores a 100 mg/L de CaCO_3 presentan calificaciones mayores a 90 pts., de acuerdo a lo presentado en la figura III.8.



mg CaCO ₃ /L	Calificación de Calidad
0 – 100	100
250	75
400	60
600	50

Figura III.8: Curva de calificación de alcalinidad total.

3.2.9 Conductividad eléctrica

De la tabla III.9, para valores de conductividad eléctrica (x) que se encuentran entre 10 y 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ la calidad de la conductividad eléctrica se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$\text{Cond}E(x) = 100 \frac{(x-500)(x-1000)}{(10-500)(10-1000)} + 90 \frac{(x-10)(x-1000)}{(500-10)(500-1000)} + 85 \frac{(x-10)(x-500)}{(1000-10)(1000-500)}$$

Para valores de conductividad eléctrica (x) que se encuentran entre 500 y 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ la calidad de la conductividad eléctrica se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$\text{Cond}E(x) = 90 \frac{(x-1000)(x-3000)}{(500-1000)(500-3000)} + 85 \frac{(x-500)(x-3000)}{(1000-500)(1000-3000)} + 25 \frac{(x-500)(x-1000)}{(3000-500)(3000-1000)}$$

Para valores de conductividad eléctrica (x) que se encuentran entre 1000 y 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ la calidad de la conductividad eléctrica se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$\text{Cond}E(x) = 85 \frac{(x-3000)(x-5000)}{(1000-3000)(1000-5000)} + 25 \frac{(x-1000)(x-5000)}{(3000-1000)(3000-5000)} + 2 \frac{(x-1000)(x-3000)}{(5000-1000)(5000-3000)}$$

Para valores menores a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, recordando que los límites naturales se sitúan entre 0 y 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, la calificación aumenta en forma casi constante de 85 a 100

pts., mientras que para conductividades mayores aumenta la variación de la calificación, disminuyendo la calificación en forma más marcada, como se aprecia en la figura III.9.

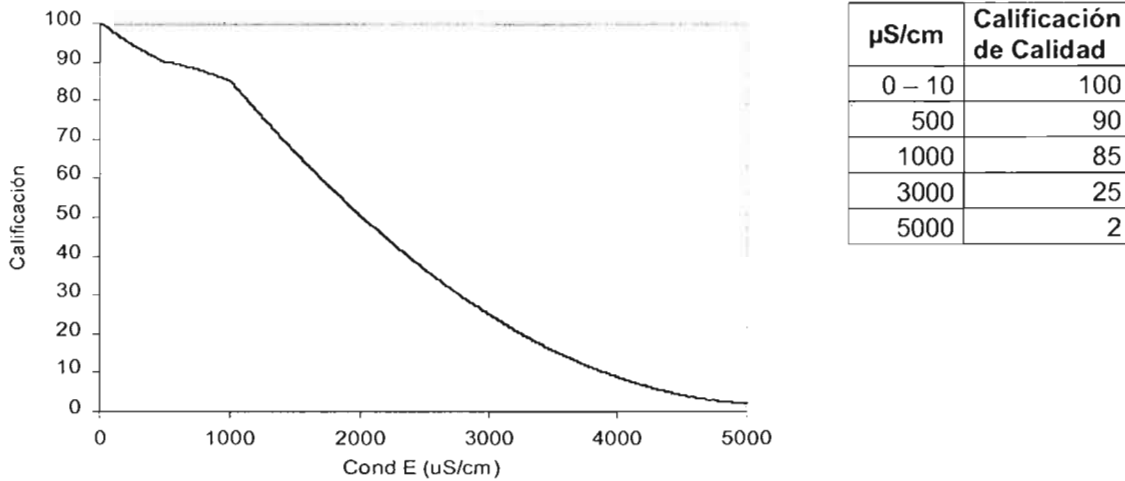


Figura III.9: Curva de calificación de la conductividad eléctrica.

3.2.10 Dureza total

De la tabla III.10, para concentraciones de dureza total (x) que se encuentran entre 80 y 100 mg/L de CaCO_3 la calidad de la dureza total se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DurT(x) = 100 \frac{(x-100)(x-350)}{(80-100)(80-350)} + 95 \frac{(x-80)(x-350)}{(100-80)(100-350)} + 90 \frac{(x-80)(x-100)}{(350-80)(350-100)}$$

Para concentraciones de dureza total (x) que se encuentran entre 100 y 350 mg/L de CaCO_3 la calidad de la dureza total se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DurT(x) = 95 \frac{(x-350)(x-500)}{(100-350)(100-500)} + 90 \frac{(x-100)(x-500)}{(350-100)(350-500)} + 85 \frac{(x-100)(x-350)}{(500-100)(500-350)}$$

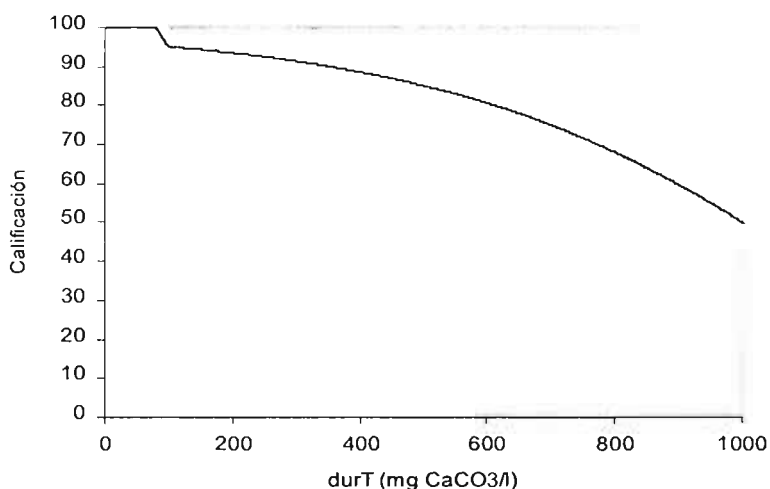
Para concentraciones de dureza total (x) que se encuentran entre 350 y 500 mg/L de CaCO_3 la calidad de la dureza total se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DurT(x) = 90 \frac{(x-500)(x-700)}{(350-500)(350-700)} + 85 \frac{(x-350)(x-700)}{(500-350)(500-700)} + 75 \frac{(x-350)(x-500)}{(700-350)(700-500)}$$

Para concentraciones de dureza total (x) que se encuentran entre 500 y 1000 mg/L de CaCO_3 la calidad de la dureza total se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$DurT(x) = 85 \frac{(x-700)(x-1000)}{(500-700)(500-1000)} + 75 \frac{(x-500)(x-1000)}{(700-500)(700-1000)} + 50 \frac{(x-500)(x-700)}{(1000-500)(1000-700)}$$

La curva de la dureza (figura III.10) tiene un decaimiento suave de los 100 a 85 pts., entre estas calificaciones están consideradas las concentraciones que se pueden encontrar en aguas no contaminadas así como en aguas destinadas para consumo humano (0 a 500 mg/L de CaCO_3) a partir del cual el decaimiento aumenta. Calificaciones mayores a 90 pts. corresponden a concentraciones menores de 350 mg CaCO_3 /L y una calificación de 50 pts. se alcanza con una concentración de 1000 mg CaCO_3 /L.



mg CaCO_3 /L	Calificación de Calidad
0 – 80	100
100	95
350	90
500	85
700	75
1000	50

Figura III.10: Curva de calificación de la dureza total.

3.2.11 Nitrógeno amoniacal

De la tabla III.11, para concentraciones de nitrógeno amoniacal (x) que se encuentran entre 0 y 0.3 mg/L la calidad del nitrógeno amoniacal se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$NH_3(x) = 100 \frac{(x-0.3)(x-0.5)}{(0-0.3)(0-0.5)} + 75 \frac{(x-0)(x-0.5)}{(0.3-0)(0.3-0.5)} + 65 \frac{(x-0)(x-0.3)}{(0.5-0)(0.5-0.3)}$$

Para concentraciones de nitrógeno amoniacal (x) que se encuentran entre 0.3 y 0.5 mg/L la calidad del nitrógeno amoniacal se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$NH_3(x) = 75 \frac{(x-0.5)(x-1)}{(0.3-0.5)(0.3-1)} + 65 \frac{(x-0.3)(x-1)}{(0.5-0.3)(0.5-1)} + 50 \frac{(x-0.3)(x-0.5)}{(1-0.3)(1-0.5)}$$

Para concentraciones de nitrógeno amoniacal (x) que se encuentran entre 0.5 y 1 mg/L la calidad del nitrógeno amoniacal se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$NH_3(x) = 65 \frac{(x-1)(x-2)}{(0.5-1)(0.5-2)} + 50 \frac{(x-0.5)(x-2)}{(1-0.5)(1-2)} + 40 \frac{(x-0.5)(x-1)}{(2-0.5)(2-1)}$$

Para concentraciones de nitrógeno amoniacal (x) que se encuentran entre 1 y 2 mg/L la calidad del nitrógeno amoniacal se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$NH_3(x) = 50 \frac{(x-2)(x-5)}{(1-2)(1-5)} + 40 \frac{(x-1)(x-5)}{(2-1)(2-5)} + 25 \frac{(x-1)(x-2)}{(5-1)(5-2)}$$

Para concentraciones de nitrógeno amoniacal (x) que se encuentran entre 2 y 5 mg/L la calidad del nitrógeno amoniacal se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$NH_3(x) = 40 \frac{(x-5)(x-10)}{(2-5)(2-10)} + 25 \frac{(x-2)(x-10)}{(5-2)(5-10)} + 8 \frac{(x-2)(x-5)}{(10-2)(10-5)}$$

Para concentraciones de nitrógeno amoniacal (x) que se encuentran entre 5 y 10 mg/L la calidad del nitrógeno amoniacal se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$NH_3(x) = 25 \frac{(x-10)(x-15)}{(5-10)(5-15)} + 8 \frac{(x-5)(x-15)}{(10-5)(10-15)} + 2 \frac{(x-5)(x-10)}{(15-5)(15-10)}$$

Para concentraciones de nitrógeno amoniacal (x) que se encuentran entre 10 y 20 mg/L la calidad del nitrógeno amoniacal se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$NH_3(x) = 8 \frac{(x-15)(x-20)}{(10-15)(10-20)} + 2 \frac{(x-10)(x-20)}{(15-10)(15-20)} + 0.4 \frac{(x-10)(x-15)}{(20-10)(20-15)}$$

El rango de concentraciones es muy variado para un mismo rango de calificaciones, a una concentración entre 0-0.3 mg/L N-NH₃ le corresponde un rango de calificación de 100 a 75 pts., mientras que para el rango de 75 a 50 pts. el rango de concentraciones se duplica y va de 0.3 a 1 mg/L N-NH₃. A partir de este punto los rangos de concentraciones aumentan en varios órdenes de magnitud para tener el mismo rango de calificaciones, ver figura III.11.

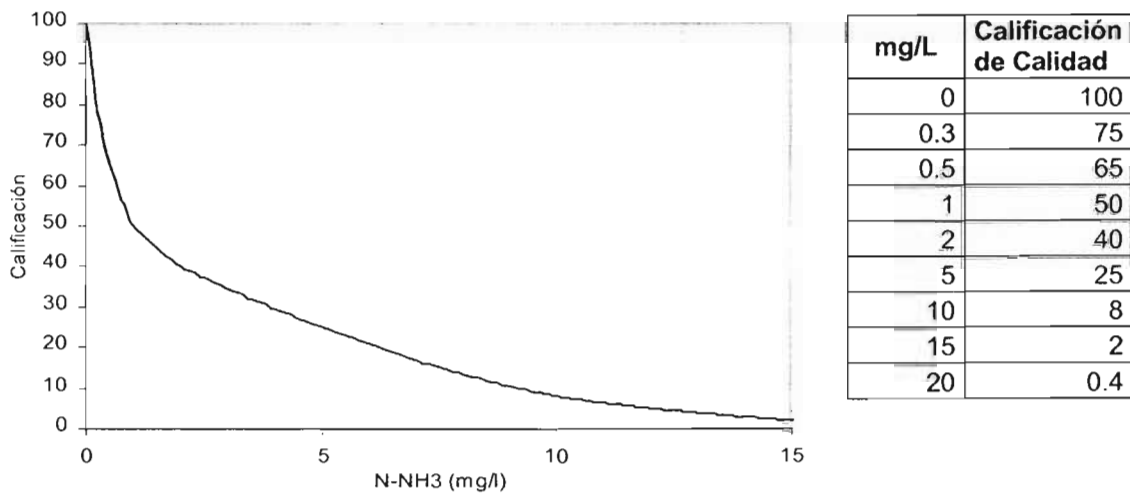


Figura III.11: Curva de calificación del nitrógeno amoniacal.

3.2.12 Nitratos

De la tabla III.12, para concentraciones de nitratos (x) que se encuentran entre 0 y 1 mg/L la calidad de los nitratos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$NO_3(x) = 100 \frac{(x-1)(x-5)}{(0-1)(0-5)} + 90 \frac{(x-0)(x-5)}{(1-0)(1-5)} + 85 \frac{(x-0)(x-1)}{(5-0)(5-1)}$$

Para concentraciones de nitratos (x) que se encuentran entre 1 y 5 mg/L la calidad de los nitratos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$NO3(x) = 90 \frac{(x-5)(x-20)}{(1-5)(1-20)} + 85 \frac{(x-1)(x-20)}{(5-1)(5-20)} + 50 \frac{(x-1)(x-5)}{(20-1)(20-5)}$$

Para concentraciones de nitratos (x) que se encuentran entre 5 y 20 mg/L la calidad de los nitratos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$NO3(x) = 85 \frac{(x-20)(x-50)}{(5-20)(5-50)} + 50 \frac{(x-5)(x-50)}{(20-5)(20-50)} + 25 \frac{(x-5)(x-20)}{(50-5)(50-20)}$$

Para concentraciones de nitratos (x) que se encuentran entre 20 y 50 mg/L la calidad de los nitratos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$NO3(x) = 50 \frac{(x-50)(x-100)}{(20-50)(20-100)} + 25 \frac{(x-20)(x-100)}{(50-20)(50-100)} + 8 \frac{(x-20)(x-50)}{(100-20)(100-50)}$$

Para concentraciones de nitratos (x) que se encuentran entre 50 y 100 mg/L la calidad de los nitratos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$NO3(x) = 25 \frac{(x-100)(x-150)}{(50-100)(50-150)} + 8 \frac{(x-50)(x-150)}{(100-50)(100-150)} + 2.5 \frac{(x-50)(x-100)}{(150-50)(150-100)}$$

Para concentraciones de nitratos (x) que se encuentran entre 100 y 200 mg/L la calidad de los nitratos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$NO3(x) = 8 \frac{(x-150)(x-200)}{(100-150)(100-200)} + 2.5 \frac{(x-100)(x-200)}{(150-100)(150-200)} + 0.3 \frac{(x-100)(x-150)}{(200-100)(200-150)}$$

El comportamiento de la curva (figura III.12) es en tanto similar a la del nitrógeno amoniacal. Calificaciones entre 90 y 100 pts. corresponden a concentraciones de 1 y 0 mg/L de nitratos, concentraciones cercanas a las encontradas en la naturaleza, para que la calificación disminuya con el mismo intervalo de variación (10 pts.) las variaciones de concentraciones deben ser más elevadas. Así se tiene que a una concentración de 50 mg/L de nitratos se le asigna una calificación de 25

pts. Aguas con concentraciones aptas para consumo humano (10 mg/L) tienen puntuaciones cercanas a los 80 pts.

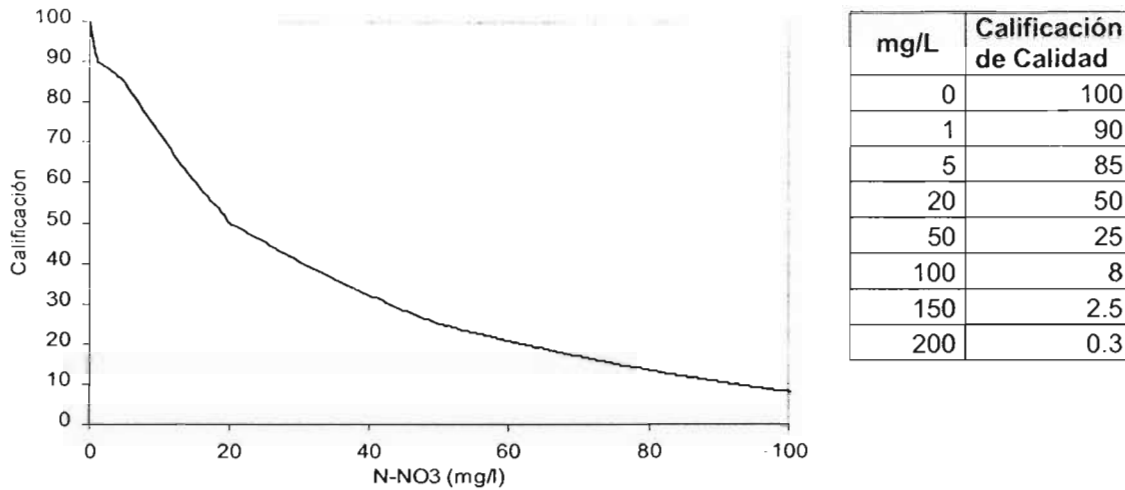


Figura III.12: Curva de calificación del nitrato.

3.2.13 Sulfatos

De la tabla III.13, para concentraciones de sulfatos (x) que se encuentran entre 0 y 80 mg/L la calidad de los sulfatos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$SO4(x) = 100 \frac{(x-80)(x-250)}{(0-80)(0-250)} + 90 \frac{(x-0)(x-250)}{(80-0)(80-250)} + 88 \frac{(x-0)(x-80)}{(250-0)(250-80)}$$

Para concentraciones de sulfatos (x) que se encuentran entre 80 y 250 mg/L la calidad de los sulfatos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$SO4(x) = 90 \frac{(x-250)(x-400)}{(80-250)(80-400)} + 88 \frac{(x-80)(x-400)}{(250-80)(250-400)} + 85 \frac{(x-80)(x-250)}{(400-80)(400-250)}$$

Para concentraciones de sulfatos (x) que se encuentran entre 250 y 1000 mg/L la calidad de los sulfatos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$SO4(x) = 88 \frac{(x-400)(x-1000)}{(250-400)(250-1000)} + 85 \frac{(x-250)(x-1000)}{(400-250)(400-1000)} + 50 \frac{(x-250)(x-400)}{(1000-250)(1000-400)}$$

En la curva de los sulfatos (figura III.13) el comportamiento es inverso a lo que sucede con otras curvas como la de turbiedad o nitrógeno amoniacal ya que para

un rango de concentración de 0-80 mg/L, límites que pueden ser observados en forma natural, la calificación varia 10 pts, entre 100 y 90 pts., mientras que para un rango mayor, de 80 a 400 mg/L, la calificación apenas varia 5 pts., entre 90 y 85 pts., debido a que el límite máximo permitido en aguas para beber puede llegar a tener una concentración de 400 mg/L. A partir de este punto el decremento de calificación aumenta.

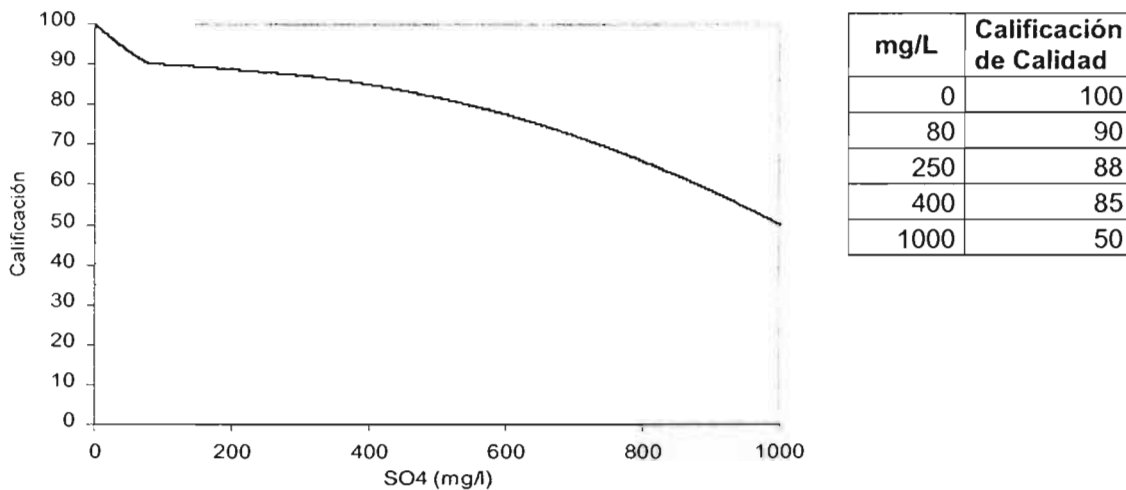


Figura III.13: Curva de calificación del sulfato.

3.2.14 Fosfatos

De la tabla III.14, para concentraciones de fosfatos (x) que se encuentran entre 0 y 0.01 mg/L la calidad de los fosfatos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$PO4(x) = 100 \frac{(x-0.01)(x-0.6)}{(0-0.01)(0-0.6)} + 75 \frac{(x-0)(x-0.6)}{(0.01-0)(0.01-0.6)} + 50 \frac{(x-0)(x-0.01)}{(0.6-0)(0.6-0.01)}$$

Para concentraciones de fosfatos (x) que se encuentran entre 0.01 y 0.6 mg/L la calidad de los fosfatos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$PO4(x) = 75 \frac{(x-0.6)(x-1)}{(0.01-0.6)(0.01-1)} + 50 \frac{(x-0.01)(x-1)}{(0.6-0.01)(0.6-1)} + 40 \frac{(x-0.01)(x-0.6)}{(1-0.01)(1-0.6)}$$

Para concentraciones de fosfatos (x) que se encuentran entre 0.6 y 1 mg/L la calidad de los fosfatos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$PO4(x) = 50 \frac{(x-1)(x-5)}{(0.6-1)(0.6-5)} + 40 \frac{(x-0.6)(x-5)}{(1-0.6)(1-5)} + 25 \frac{(x-0.6)(x-1)}{(5-0.6)(5-1)}$$

Para concentraciones de fosfatos (x) que se encuentran entre 1 y 5 mg/L la calidad de los fosfatos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$PO4(x) = 40 \frac{(x-5)(x-10)}{(1-5)(1-10)} + 25 \frac{(x-1)(x-10)}{(5-1)(5-10)} + 15 \frac{(x-1)(x-5)}{(10-1)(10-5)}$$

Para concentraciones de fosfatos (x) que se encuentran entre 5 y 10 mg/L la calidad de los fosfatos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$PO4(x) = 25 \frac{(x-10)(x-20)}{(5-10)(5-20)} + 15 \frac{(x-5)(x-20)}{(10-5)(10-20)} + 5 \frac{(x-5)(x-10)}{(20-5)(20-10)}$$

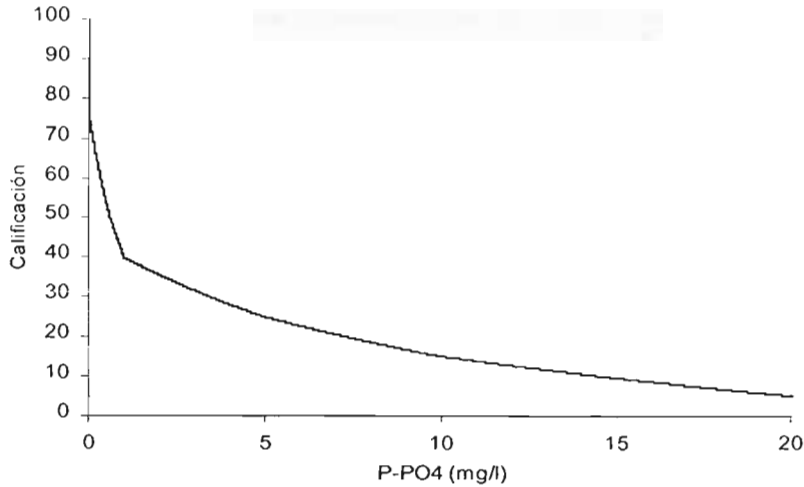
Para concentraciones de fosfatos (x) que se encuentran entre 10 y 20 mg/L la calidad de los fosfatos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$PO4(x) = 15 \frac{(x-20)(x-75)}{(10-20)(10-75)} + 5 \frac{(x-10)(x-75)}{(20-10)(20-75)} + 0.5 \frac{(x-10)(x-20)}{(75-10)(75-20)}$$

Para concentraciones de fosfatos (x) que se encuentran entre 20 y 100 mg/L la calidad de los fosfatos se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$PO4(x) = 5 \frac{(x-75)(x-100)}{(20-75)(20-100)} + 0.5 \frac{(x-20)(x-100)}{(75-20)(75-100)} + 0.2 \frac{(x-20)(x-75)}{(100-20)(100-75)}$$

La curva (figura III.14) tiene una forma y comportamiento muy similar a la curva del nitrógeno amoniacal. Una concentración entre 0-0.01 mg/L de fosfatos le corresponde un rango de calificación de 100 a 75 pts., mientras que para el rango de 75 a 50 pts. el rango de concentraciones aumenta en un orden de magnitud y va de 0.01 a 0.6 mg/L de fosfatos. Después de este punto las concentraciones aumentan considerablemente para tener similares variaciones en los rangos de calificación (25 pts.).



mg/L	Calificación de Calidad
0	100
0.01	75
0.6	50
1	40
5	25
10	15
20	5
75	0.5
100	0.2

Figura III.14: Curva de calificación del fosfato.

3.2.15 Sustancias activas al azul metileno

De la tabla III.15, para valores de SAAM (x) que se encuentran entre 0 y 0.2 mg/L la calidad del SAAM se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$SAAM(x) = 100 \frac{(x-0.2)(x-0.5)}{(0-0.2)(0-0.5)} + 95 \frac{(x-0)(x-0.5)}{(0.2-0)(0.2-0.5)} + 85 \frac{(x-0)(x-0.2)}{(0.5-0)(0.5-0.2)}$$

Para valores de SAAM (x) que se encuentran entre 0.2 y 0.5 mg/L la calidad del SAAM se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$SAAM(x) = 95 \frac{(x-0.5)(x-1)}{(0.2-0.5)(0.2-1)} + 85 \frac{(x-0.2)(x-1)}{(0.5-0.2)(0.5-1)} + 50 \frac{(x-0.2)(x-0.5)}{(1-0.2)(1-0.5)}$$

Para valores de SAAM (x) que se encuentran entre 0.5 y 1 la calidad del SAAM se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$SAAM(x) = 85 \frac{(x-1)(x-2)}{(0.5-1)(0.5-2)} + 50 \frac{(x-0.5)(x-2)}{(1-0.5)(1-2)} + 25 \frac{(x-0.5)(x-1)}{(2-0.5)(2-1)}$$

Para valores de SAAM (x) que se encuentran entre 1 y 2 mg/L la calidad del SAAM se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$SAAM(x) = 50 \frac{(x-2)(x-4)}{(1-2)(1-4)} + 25 \frac{(x-1)(x-4)}{(2-1)(2-4)} + 10 \frac{(x-1)(x-2)}{(4-1)(4-2)}$$

Para valores de SAAM (x) que se encuentran entre 2 y 5 mg/L la calidad del SAAM se calculó aplicando la ec. III.5 escrita como

$$SAAM(x) = 25 \frac{(x-4)(x-5)}{(2-4)(2-5)} + 10 \frac{(x-2)(x-5)}{(4-2)(4-5)} + 2 \frac{(x-2)(x-4)}{(5-2)(5-4)}$$

El comportamiento de esta curva (figura II.15) es parecido al de la curva de turbiedad, a diferencia de que a partir de una concentración de 0.5 mg/L la calificación sufre una variación mayor en comparación a la disminución de calificación a partir de 5 UTN en la curva de turbiedad. Concentraciones menores a 0.5 mg/L indican calificaciones cercanas a 100 pts.

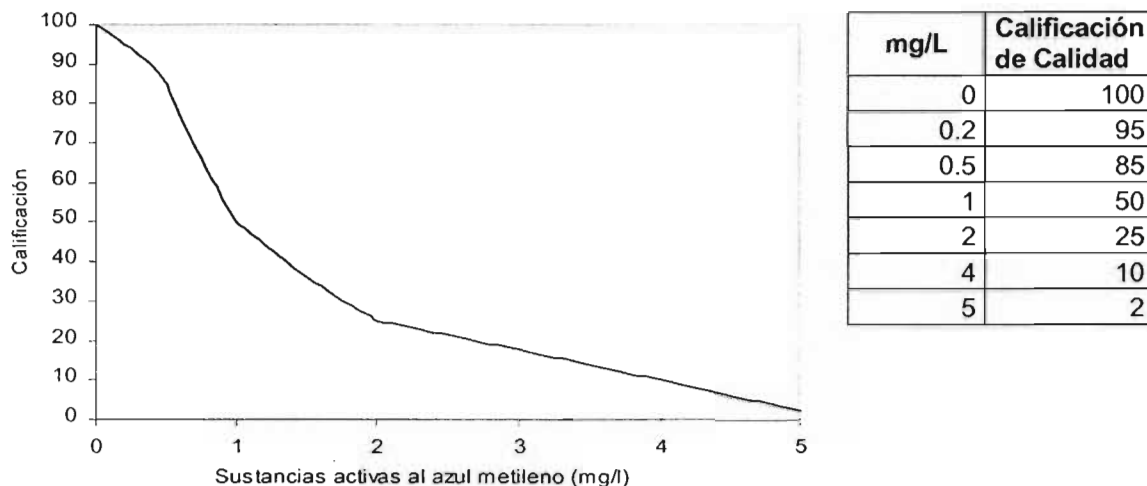


Figura III.15: Curva de calificación del SAAM.

3.3 Índice de calidad del agua propuesto (ICAM)

Como se mencionó en la sección 2.1 del capítulo 2, la fórmula que se va a usar para conocer la calidad final del agua es la de la raíz cuadrada de la armónica media, con base en las calidades individuales de los parámetros seleccionados, (ec. II.8). Como se indicó, esta forma de calcular el índice fue desarrollada en Polonia por Dojlido *et al.*, (1994), proporciona un valor estadístico elevado para los parámetros que presentan los valores más desfavorables, tomando en cuenta también los demás parámetros. Es un método muy sensible a parámetros con valores bajos porque les asigna mayor peso que a los que tienen valores más

elevados. No asigna pesos relativos a los parámetros, los cuales pueden conducir a evaluaciones subjetivas de la calidad del agua. Se puede utilizar cualquier cantidad de parámetros y se simplifica el desarrollo del índice (Dojlido *et al.*, 1994; Fernández *et al.*, 2004).

Finalmente se obtuvo la fórmula del Índice de Calidad de Agua para México (ICAM) – como se denomina de aquí en adelante, que comprende las fórmulas de transformación de los valores medidos de los quince parámetros seleccionados a un correspondiente valor de calidad por parámetro, que se propone sea usada para indicar la calidad de un cuerpo de agua al momento del monitoreo. La expresión matemática de la fórmula ICAM que se obtiene al sustituir los parámetros en la ec. II.8 es la siguiente;

$$ICAM = \sqrt{\frac{15}{\left(\frac{1}{(OD\%)^2} + \frac{1}{(DBO)^2} + \frac{1}{(DQO)^2} + \frac{1}{(CF)^2} + \frac{1}{(pH)^2} + \frac{1}{(Col)^2} + \frac{1}{(Turb)^2} + \frac{1}{(Alc)^2} \right) + \left(\frac{1}{(CondE)^2} + \frac{1}{(DurT)^2} + \frac{1}{(NH3)^2} + \frac{1}{(NO3)^2} + \frac{1}{(SO4)^2} + \frac{1}{(PO4)^2} + \frac{1}{(SAAM)^2} \right)}} \quad III.6$$

Donde

OD% es la calidad del oxígeno disuelto en porcentaje de saturación, sección 3.2.1

DBO es la calidad de la DBO_5 , sección 3.2.2

DQO es la calidad de la DQO, sección 3.2.3

CF es la calidad de los coliformes fecales, sección 3.2.4

pH es la calidad del potencial de hidrógeno, sección 3.2.5

Col es la calidad del color, sección 3.2.6

Turb es la calidad de la turbiedad, sección 3.2.7

Alc es la calidad de la alcalinidad, sección 3.2.8

CondE es la calidad de la conductividad eléctrica, sección 3.2.9

DurT es la calidad de la dureza total, sección 3.2.10

NH3 es la calidad del nitrógeno amoniacal, sección 3.2.11

NO3 es la calidad de los nitratos, sección 3.2.12

SO4 es la calidad de los sulfatos, sección 3.2.13

PO4 es la calidad de los fosfatos, sección 3.2.14

SAAM es la calidad del SAAM, sección 3.2.15

Quince es el valor del dividendo y representa a los quince parámetros seleccionados, en caso de que no se cuenten con todos los parámetros aún así se puede calcular el ICAM, al omitir la operación que incluya a esos parámetros y al restar de quince el número de parámetros con los que no se cuente.

Si la calidad para cualquiera de los parámetros es igual a cero, entonces el valor final del ICAM es cero porque si se divide uno entre cero se tendría un número indefinido y se obtendría un error en la fórmula.

En el apéndice B se enlista el código del programa con el cual se calculan las calidades individuales de los parámetros, como se indica en las secciones 3.2.1 a 3.2.15 y se obtiene la calidad final del agua después de aplicar la ecuación III.6.

3.4 Caso de aplicación

Como ejemplo de aplicación se consideraron datos medidos en el río Suchiate, Chiapas, que divide a México de Guatemala, en la vertiente del Pacífico. Los datos fueron tomados del informe final, por parte del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, del estudio de calidad del agua en el río Suchiate (IMTA, 2001).

Del total de 21 estaciones con las que cuenta el estudio se seleccionaron tres de las cuales se consideraron: la que presentara los mejores valores de concentración por parámetro (estación 13, Cabús), los peores valores de concentración (estación 16, descarga Cd. Hidalgo) y valores intermedios (estación 07, Suchiate después de Ixbén). En la tabla III.16 se muestran los valores medidos en cada estación y las calidades correspondientes obtenidas para cada parámetro, utilizando el procedimiento desarrollado por este autor – ICAM – y el usado por León.

Tabla III.16: Calificación de calidad de los parámetros monitoreados en las tres estaciones consideradas

Parámetro	Estación: Cabús			Estación: Suchiate			Estación: Cd. Hidalgo		
	valor medido	Q-ICAM	Q-León	valor medido	Q-ICAM	Q-León	valor medido	Q-ICAM	Q-León
pH (pH)	7.95	90.74	77.32	7.79	92.93	83.90	6.80	97.20	87.57
AlcT CaCO ₃ (mg/L)	44.10	100.00	66.18	26.90	100.00	70.72	233.00	77.33	52.93
DurT CaCO ₃ (mg/L)	59.00	100.00	88.55	59.00	100.00	88.55	99.00	95.23	70.19
CondE (μS/cm)	149.00	96.65	-	155.00	96.51	-	700.00	88.48	-
SAAM (mg/L)	0.53	82.31	-	0.11	97.41	-	0.47	86.50	-
OD (%)	60.00	70.29	-	82.00	83.65	-	0.00	0.00	-
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	4.00	90.00	66.54	4.00	90.00	66.54	339.00	0.66	14.10
DQO (mg O ₂ /L)	48.00	70.71	43.72	48.00	70.71	43.72	657.00	16.79	4.95
NH ₃ N-NH ₃ (mg/L)	0.15	86.00	76.11	0.15	86.00	76.11	29.26	9.06	1.00
PO ₄ P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0.16	67.72	78.49	0.15	67.82	78.67	3.60	29.54	31.35
SO ₄ SO ₄ ⁻ (mg/L)	14.80	97.71	-	8.00	98.74	-	11.00	98.28	-
ColiF (NMP/100 mL)	380.00	77.89	49.38	2.49E+05	4.61	21.45	7.00E+07	0.50	10.39
OD (mg O ₂ /L)	5.00	-	55.13	7.00	-	72.95	0.00	-	10.56
SST (mg/L)	5.00	-	100.00	100.00	-	52.97	100.00	-	52.97
dT (°C)	3.00	-	77.52	2.00	-	84.64	3.00	-	77.52
Cloruros (Cl ⁻)	9.00	-	100.00	3.30	-	100.00	5.00	-	100.00

Q se refiere a la calificación de la calidad por parámetro, es adimensional.

En la tabla III.17 se muestran los resultados de la calidad final del agua obtenidos después de aplicar cuatro fórmulas (índice mejorado, ec. III.6; aritmética, ec. II.4; multiplicativa, ec. II.5 y del operador mínimo, ec II.7) que resumen las calidades individuales de los parámetros, obtenidas después de aplicar el método ICAM (columna Q-ICAM), de la tabla III.16 y que no asignan pesos relativos. Con los resultados se confirma que la fórmula propuesta del ICA mejorado, basada en la forma de Dojlido, *et al.* en 1994, proporciona resultados aceptables ya que no es tan estricta como la del operador mínimo pero no deja de indicar que la calidad del agua es mala en comparación a los resultados obtenidos con las fórmulas aritmética y multiplicativa, las cuales subestiman calificaciones bajas de calidades de parámetros como el oxígeno disuelto, la DQO, la DBO₅ y los coliformes fecales.

Tabla III.17: Índice de calidad del agua obtenido, aplicando cuatro métodos diferentes, para las estaciones consideradas

Método/Estación	Cabús	Suchiate	Cd. Hidalgo
ICAM (basada en la forma de Dojlido, 1994)	83.41	15.72	0.00
Aritmético	85.84	82.37	49.96
Multiplicativo	85.04	69.34	0.00
Operador mínimo	51.58	4.61	0.00

Con los resultados de las calidades por parámetro que se obtuvieron usando los métodos ICAM y de León, se calculó la calidad final del agua usando la fórmula propuesta (ec. III.6), la de León (ec. I.2) con sus respectivos pesos relativos (tabla I.4) y la de la CNA (ec. I.1) con sus pesos relativos indicados en la tabla I.4, los resultados se muestran en la tabla III.18. Debido a que no se contó con las curvas de calidad por parámetro usadas en la CNA se optó por aplicar las calidades por parámetro de la tabla III.16 para determinar la calidad del agua con la fórmula generalmente aplicada en la CNA.

Tabla III.18: Índice de calidad del agua obtenido para las tres estaciones seleccionadas, aplicando el método aquí desarrollado, el de León y el usado en la CNA

Método/Estación	Cabús	Suchiate	Cd. Hidalgo
ICAM	83.41	15.72	0
León	67.76	60.58	21.78
CNA (con ICAM)	85.68	72.75	40.56
CNA (con León)	66.54	63.95	24.14

En la figura III.16 se muestra el índice de calidad final del agua obtenido para las tres estaciones seleccionadas, al momento del monitoreo. En la gráfica se corrobora el criterio seguido para la selección de las tres estaciones.

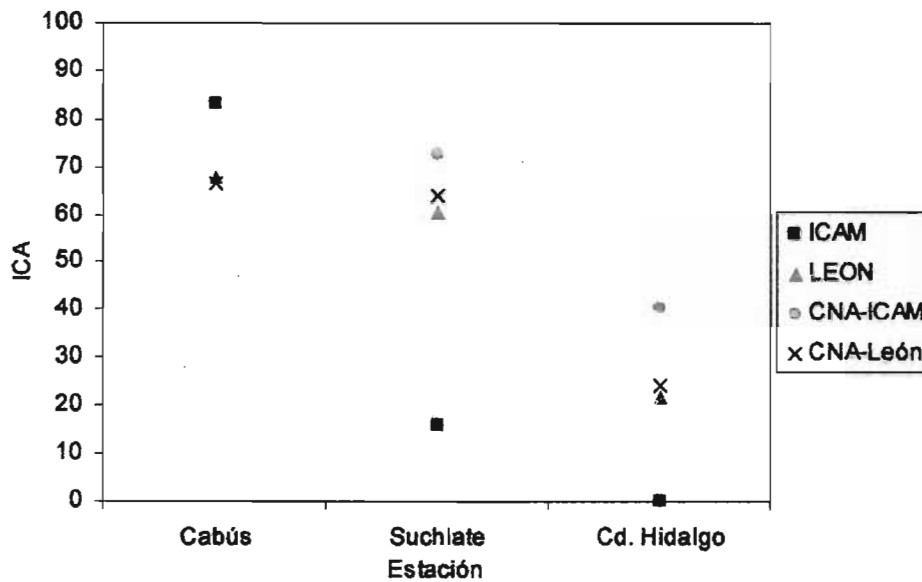


Figura III.16: Índice de calidad del agua obtenido con diferentes métodos para las tres estaciones seleccionadas.

De los resultados obtenidos se puede decir que la calidad del agua para las tres diferentes estaciones, en el momento en que se hicieron las mediciones, presentan, en general, un comportamiento de decaimiento en la calificación para los diferentes ICA's; presentando los mejores valores la estación de Cabús, los peores la estación de Cd. Hidalgo y valores intermedios la estación de Suchiate, con lo anterior queda corroborado el criterio seguido para la consideración de dichas estaciones.

Con respecto al índice ICAM, este considera doce de los dieciséis parámetros monitoreados. La diferencia en puntaje del ICA entre la estación de Cabús y la de Cd. Hidalgo es de 83 pts., a pesar de que la calidad de algunos parámetros (pH, SAAM y sulfatos) es mayor en la estación de Cd. Hidalgo, dicha diferencia en ningún caso es mayor a 7 pts.; en cambio las bajas calificaciones de parámetros como DQO, DBO₅ y coliformes fecales en la estación de Cd. Hidalgo con respecto a la de Cabús presenta diferencias de hasta 89 pts. Lo anterior aunado con la fórmula propuesta, la cual es más sensible a parámetros con valores bajos al

asignarles mayor peso que a las que presentan valores más elevados, da como resultado que el ICA final muestre una gran variación entre ambas estaciones. Para el caso de la estación de Suchiate, la pobre calificación de parámetros como DQO y coliformes fecales, principalmente, es lo que influye en la baja calificación en dicha estación.

El índice de León tiene menor variación con respecto al ICAM y también muestra el patrón de comportamiento de decaimiento en la calificación de las tres estaciones. El resultado del ICA queda en función de los pesos que León asigna a los parámetros que considera, de los cuales los coliformes fecales, el OD y los fosfatos tienen los mayores pesos (tabla I.4). En la tabla III.16 se observa como la calidad de dichos parámetros disminuye de una estación a otra y esto a su vez trae consigo las calidades del agua obtenidas para cada una de las estaciones.

Los índices CNA-ICAM (significa que se aplica la fórmula de la CNA usando las calidades por parámetros obtenidas con el método ICAM) y CNA-León (significa que se aplica la fórmula de la CNA usando las calidades por parámetros obtenidas con el método de León) consideran sólo ocho de los dieciséis parámetros monitoreados y también confirma el criterio considerado para la selección de las tres estaciones. La razón por la cual la calificación del índice CNA-ICAM es siempre mayor que la del CNA-León se debe a la fórmula que resume las calidades individuales de los parámetros que es usada por la CNA. En ésta, la calificación de varios parámetros que cuentan con calificaciones por arriba de 70 pts. (DBO_5 , DQO, NH_3 y conductividad eléctrica) es lo que conduce a que el índice sea mayor cuando considera las calidades de los parámetros obtenidos con el método ICAM, en comparación a las obtenidas con el método de León.

IV Conclusiones y recomendaciones

4.1 Conclusiones

Para el método desarrollado (ICAM) se tomaron en cuenta quince parámetros, para cubrir los aspectos considerados como los más importantes, relacionados a la calidad del agua.

La forma de generar las escalas de las curvas de calificación de cada uno de los quince parámetros usados, donde las calificaciones altas corresponden a valores naturales y las calificaciones bajas a concentraciones causadas por efectos de contaminación, es la principal diferencia del presente trabajo con otros de su género, ya que hay casos donde no se aplican escalas, las escalas tienen valores que se alejan de lo normal (o natural) o no son claras.

El método desarrollado no requiere de diversas tablas de calificación, según el uso del agua, y por lo tanto permite hacer comparaciones en el tiempo y espacio de parámetros que son de mucho uso.

Dentro de los principales atributos del método ICAM están el que no subestima o minimiza los parámetros que presentan bajas calificaciones, puede usarse cuando las muestras tienen gran variabilidad, es de fácil uso y se puede aplicar aunque no se cuente con el conjunto completo de parámetros.

De la comparación del ICAM con los diversos ICA's, para las tres estaciones del caso de estudio, se concluye que el método desarrollado no enmascara las calificaciones de baja calidad de los parámetros, mientras que el resto sí lo hace; además, el ICAM aún con calificaciones altas de los parámetros que considera, no subestima las bajas calificaciones de los restantes parámetros.

Las ventajas que presenta el índice ICAM con respecto al índice empleado en la CNA, es que utiliza menos parámetros para obtener la estimación de la calidad del

agua con sólo medir los de mayor importancia, aspecto que se traduce en una reducción de los costos de monitoreo. Así mismo, un contraste similar con el método de León también resulta en que el ICAM es más económico, debido principalmente a que no incluye el monitoreo de parámetros que pueden resultar costosos.

Por sus características, al método ICAM se le pueden hacer modificaciones en las escalas y parámetros, para su aplicación en aguas residuales y salobres.

La importancia del presente trabajo radica en que puede ser usado para indicar a las autoridades el grado de contaminación que presentan los cuerpos de agua y a partir de ahí que se puedan tomar o aplicar medidas de mitigación y recuperación de los cuerpos de agua.

4.2 Recomendaciones

Es recomendable poner bajo discusión, con especialistas relacionados con el tema, los criterios seguidos en este trabajo para la asignación de los parámetros y sus respectivas escalas de calificación. Esto permitirá mejorar la precisión del método ICAM en los dictámenes de calidad del agua.

Dado que el procedimiento para calcular la calidad del agua es de tipo general, se recomienda continuar con estudios para hacer posible su aplicación en casos particulares de usos del agua.

Apéndice A: Porcentaje de Saturación del Oxígeno Disuelto

El porcentaje de saturación es la cantidad de oxígeno disuelto en la muestra de agua comparada con la cantidad máxima que podría estar presente a la misma altura y temperatura. Depende de la temperatura del agua y la elevación del sitio donde se toma la muestra de agua. Para convertir el oxígeno disuelto en mg/L (o ppm) a porcentaje de saturación del oxígeno disuelto, primero se debe determinar la altitud (elevación) o la presión atmosférica, después se usa la tabla A.1 para determinar el factor de corrección con el cual se va a multiplicar el nivel de oxígeno disuelto (en mg/L) (CIESE, 2004).

Tabla A.1: Factor de corrección del oxígeno disuelto en base a la altura a la que se hizo la medición

Presión Atmosférica (mmHg)	Altitud Equivalente (mts)	Factor de Corrección
775	165	1.02
760	0	1.00
745	165	.98
730	330	.96
714	515	.94
699	693	.92
684	873	.90
669	1056	.88
654	1244	.86
638	1450	.84
623	1647	.82
608	1849	.80
593	2055	.78
578	2268	.76
562	2500	.74
547	2725	.72
532	2955	.70
517	3192	.68

Se usa la figura A.1 para convertir el nivel corregido de oxígeno disuelto en ppm a porcentaje de saturación del oxígeno disuelto (ppm es equivalente a mg/l). Para hacer esto, se siguen las siguientes instrucciones:

- Marcar el valor corregido del oxígeno disuelto en la línea inferior de la figura, oxígeno mg por litro.
- Luego, marcar la temperatura del agua en la línea superior de la figura.
- Dibujar una línea recta desde la marca del oxígeno en mg/L hasta la marca de la temperatura del agua.
- El valor convertido del porcentaje de saturación es aquel en que la línea recta dibujada pasa a través de la línea diagonal de % de saturación.

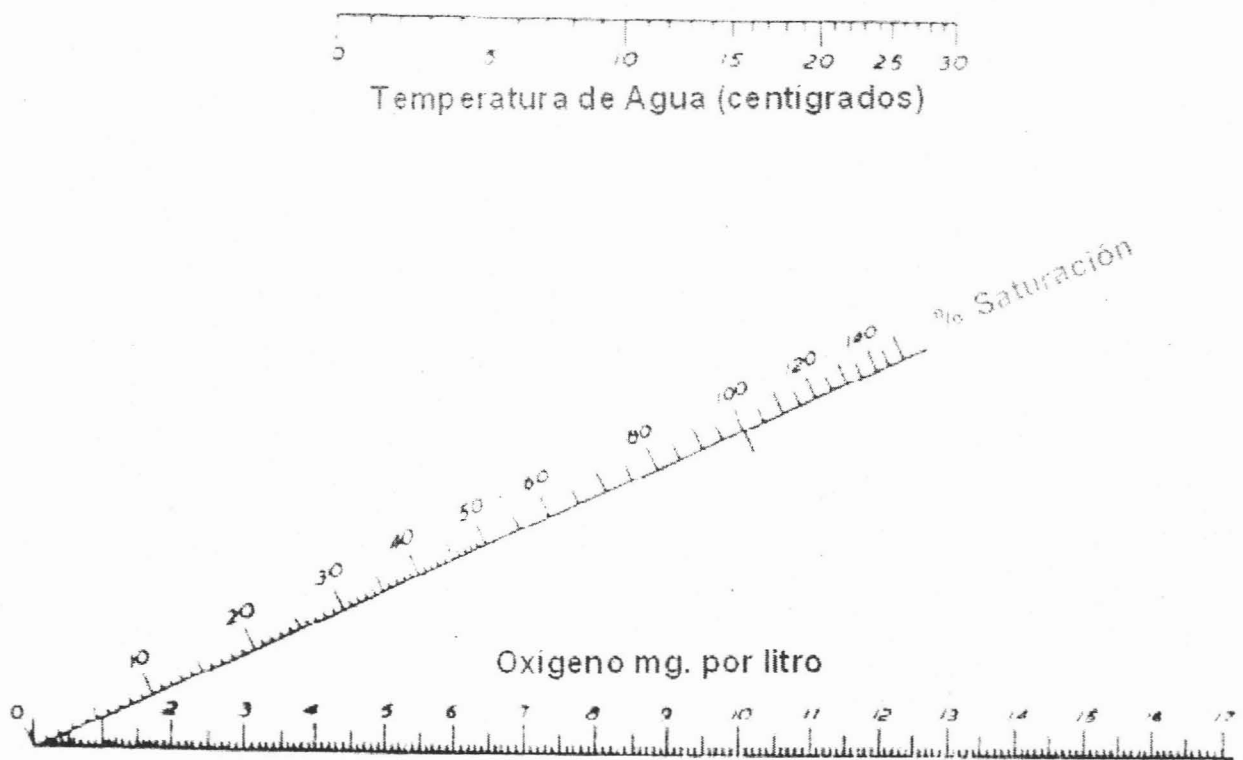


Figura 9: Nivel de saturación de oxígeno

Figura A.1 Usada para convertir el nivel corregido de oxígeno disuelto en mg/L a porcentaje de saturación del oxígeno disuelto.


```

        do k=1,nest
            parL(k,i) = par(k,j)
            icaParL(imetodo,k,i) = icaPar(k,j)
        enddo
        goto 20
    else
        do k=1,nest
            parL(k,i) = -999.0
            icaParL(imetodo,k,i) = -999.0
        enddo
    endif
enddo
20    Continue
enddo
c
c Se guardan los resultados de las calidades por parametro y la calidad
c final del agua al momento del monitoreo
        write(22,102) (i,i=1,nest-1)
        do j=1,22
            write(22,105) nameParL(j), (parL(i,j),
&                icaParL(imetodo,i,j),i=1,nest)
        enddo
        write(22,103) 'ICAM', (icaF(i),i=1,nest)
c
100    format(1a5,3f16.4)
102    Format('Param', (3x,'Concentr',3x,'Cal_param'))
103    format(1a5,3f22.2)
105    Format(a5,6f11.2)
c
        END
c
c
c **** Subrutinas ***
c
        subroutine Lagrange(ND,NP,nest,npar,namePar,par,px,wqi)
            integer i,n,ndpar(NP)
            Real Lx,x(0:ND,NP),fx(0:ND,NP),par(ND,NP),val,px(ND,NP),E,
&            suma,wqi(ND)
            Character Est(ND)*10,namePar(NP)*5,nameParL(NP)*5,file*22

            open(11,file='dat_metMiguel.dat')

            j=0
30    Continue
            j=j+1
            read(11,301,END=40) nameParL(j)
            i=0
31    Continue
            read(11,304,END=40) x(i,j),fx(i,j)
            write(6,*) x(i,j),fx(i,j)
            if(x(i,j).EQ.-999.) goto 30
            ndpar(j) = i
            i=i+1
            goto 31
40    continue
            nparS=j-1
c

```

```

301   Format(a5)
304   Format(2f12.2)
c     write(6,*) 'nest ',nest, npar, nparS
c
c El grado del polinomio debe de ser Ndatos-1, para este caso se va a usar
c un polinomio de segundo grado, tomando el punto j y j+2 para obtenerlo
c esto se hara por segmentos de la curva
c
  Do ne=1,nest      ! No de estaciones con informacion
  Do il=1,npar      ! Parametros observados
  Do m=1,nparS      ! Parametros considerados en este estudio
  if(nameParL(m).EQ.namePar(il)) then
  val = par(ne,il)
  if(val.EQ.-999.0) Then
    px(ne,il) = -999.0
    goto 49
  endif
c
c En caso de que las concentraciones de los parametros sean demasiado altas
c Caso de "ColiF"
  if(namePar(il).EQ.'ColiF'.AND.val.GT.5000000.0) Then
    px(ne,il) = 0.5
    goto 49
  endif
c Caso de "DBO"
  if(namePar(il).EQ.'DBO '.AND.val.GT.1000.0) Then
    px(ne,il) = 0.3
    goto 49
  endif
c Caso de "detergentes"
  if(namePar(il).EQ.'Deter'.AND.val.GT.5.0) Then
    px(ne,il) = 1.0
    goto 49
  endif
c
c Se van a obtener los valores delos puntos intermedios de la curva en base
c a los polinomios de Legendre para poder obtener la grafica de la curva
c
c Se obtiene el polinomio de 2 grado del segmento en el que caiga el valor
c de concentracion del parametro
c
  do j=0,ndpar(m)
c Para el punto inicial
c Para polinomios de 2do orden
  if(val.GE.x(j,m).AND.(j-1).LT.0) then
    ni = j
    nf = 2
c Para polinomios de 3er orden
c   if(val.GE.x(j,m).AND.(j-2).LT.0) then
c     ni = j
c     nf = 3
c   endif
c *** Para los puntos intermedios
c Para polinomios de 2do y 3er orden
  if(val.GE.x(j,m).AND.(j-1).GE.0) then
c 2do orden
    ni = j

```

```

        nf = j+2
c 3er orden
c     ni = j
c     nf = j+3
        endif
c *** Para el punto final
c Para polinomios de 2do orden
        if(val.GE.x(j,m).AND.(j+2).GT.ndpar(m)) then
            ni = j-1
            nf = j+1
c PARA polinomios de 3er orden
c     if(val.GE.x(j,m).AND.(j+3).GT.ndpar(m)) then
c     ni = j-1
c     nf = j+2
            if(nf.GT.ndpar(m)) then
                ni = j-2
c 2do
                nf = j
c 3er
c     nf = j+1
        endif
        if(nf.GT.ndpar(m)) then
            ni = j-3
            nf = j
        endif
    endif
enddo
c     write(21,*) 'Limites ',ni,nf,' ',namePar(il),val
c
c     px(ne,il)=0.
do i=ni,nf
    Lx=1.
    do j=ni,nf
        if(i.NE.j) then
            Lx = Lx *(val-x(j,m))/(x(i,m)-x(j,m))
c     write(25,*) 'val = ',val,' i= ',i,' x(i)= ',x(i),' j= ',j,
c     & ' x(j)= ',x(j),' Lx = ',Lx
        endif
    enddo
c     write(25,*) 'val = ',val,' i= ',i,' x(i,m)= ',x(i,m),' j= ',nf,
c     & ' x(j)= ',x(nf,m),' Lx = ',Lx
    px(ne,il) = px(ne,il) +Lx *fx(i,m)
    E = abs(px(ne,il) -fx(i-1,m))
enddo
c     write(6,*) 'f(x) = ',px(ne,il)
49 Continue ! Cuando hay bandera de no dato continua aqui
c
c     write(21,*) 'Limites ',ni,nf,' ',namePar(il),val,px(ne,il)
c     write(21,310) val,px(ne,il)
c
c     goto 51
Else
    px(ne,il) = -999.0
Endif
Enddo ! ciclo m=1,nparS
51 Continue
Enddo ! Ciclo il=1,npar

```



```

c Aqui se calcula el ICA final, se usa la raiza cuadrada de la armonica de
c los cuadrados medios (Dojlido et al., 1994)
c
c     write(6,*) 'paso 1',npar
      suma=0.0
      ind=0
do il=1,npar
  if(px(ne,il).EQ.0.) then
    wqi(ne) = 0.0
    goto 53
  endif
  if(px(ne,il).NE.-999.0) then
    suma = suma + (1. /px(ne,il)**2.)
    ind=ind+1
  endif
enddo
c     write(6,*) 'numero de datos ',ind
      wqi(ne) = sqrt(float(ind) /suma)
c     write(6,*) 'si calculo el ica'
53  Continue
Enddo    ! Ciclo ne=1,nest
c
END

```

Archivo **param_obs.dat** de entrada del programa "método ICAM". Contiene los datos de los parámetros monitoreados.

Parámetro	cabus	suchiate7	CdHgo
dT	3.0000	2.0000	3.0000
pH	7.9500	7.7900	6.8000
OD-mg	5.0000	7.0000	0.0000
OD-%	60.0000	82.0000	0.0000
CondE	149.0000	155.0000	700.0000
NH3	0.1500	0.1500	29.2600
NH4	0.1500	0.1500	29.2600
Deter	0.5320	0.1100	0.4670
SST	5.0000	100.0000	100.0000
SO4	14.8000	8.0000	11.0000
Clor	9.0000	3.3000	5.0000
ColiF	380.0000	24900.0000	7000000.0000
PO4	0.1550	0.1530	3.6000
DBO	4.0000	4.0000	339.0000
AlcT	44.1000	26.9000	233.0000
DQO	48.0000	48.0000	657.0000
DurT	59.0000	59.0000	99.0000

Archivo **dat_metICAM.dat** de entrada del programa "método ICAM". Cuenta con información de concentración-calidad por parámetro.

AlcT
 100.00 100.00
 250.00 75.00
 400.00 60.00
 600.00 50.00
 -999.00 -999.00

ColiF
 2.00 100.00
 100.00 90.00
 200.00 80.00
 1000.00 70.00
 3000.00 38.00
 5000.00 35.00
 10000.00 25.00
 50000.00 10.00
 100000.00 5.00
 500000.00 4.00
 1000000.00 3.00
 5000000.00 1.00
 -999.00 -999.00

Color
 0.00 100.00
 5.00 95.00
 15.00 88.00
 20.00 85.00
 200.00 30.00
 300.00 5.00
 -999.00 -999.00

CondE
 10.00 100.00
 500.00 90.00
 1000.00 85.00
 3000.00 25.00
 5000.00 2.00
 -999.00 -999.00

DBO
 0.00 100.00
 4.00 90.00
 10.00 82.00
 15.00 75.00
 20.00 60.00
 40.00 35.00
 80.00 3.00
 100.00 1.00
 500.00 0.50
 1000.00 0.40
 -999.00 -999.00

DQO
 0.00 100.00
 10.00 90.00
 20.00 80.00
 50.00 70.00
 100.00 50.00

	500.00	25.00
	1000.00	2.00
	-999.00	-999.00
Deter		
	0.00	100.00
	0.20	95.00
	0.50	85.00
	1.00	50.00
	2.00	25.00
	4.00	10.00
	5.00	2.00
	-999.00	-999.00
DurT		
	80.00	100.00
	100.00	95.00
	350.00	90.00
	500.00	85.00
	700.00	75.00
	1000.00	50.00
	-999.00	-999.00
NH4		
	0.00	100.00
	0.30	75.00
	0.50	65.00
	1.00	50.00
	2.00	40.00
	5.00	25.00
	10.00	8.00
	15.00	2.00
	20.00	0.40
	-999.00	-999.00
OD-%		
	0.00	0.00
	30.00	30.00
	65.00	75.00
	90.00	90.00
	100.00	100.00
	120.00	90.00
	150.00	70.00
	-999.00	-999.00
PO4		
	0.00	100.00
	0.01	75.00
	0.60	50.00
	1.00	40.00
	5.00	25.00
	10.00	15.00
	20.00	5.00
	75.00	0.50
	100.00	0.20
	-999.00	-999.00
NO3		
	0.00	100.00
	1.00	90.00
	5.00	85.00
	20.00	50.00
	50.00	25.00

100.00	8.00
150.00	2.50
200.00	0.30
-999.00	-999.00

SO4

0.00	100.00
80.00	90.00
250.00	88.00
400.00	85.00
1000.00	50.00
-999.00	-999.00

Turb

0.00	100.00
3.00	95.00
5.00	90.00
7.00	75.00
10.00	60.00
25.00	25.00
40.00	10.00
-999.00	-999.00

pH

0.00	0.00
2.00	20.00
5.50	70.00
6.50	90.00
7.00	100.00
8.00	90.00
9.00	70.00
12.00	20.00
14.00	0.00
-999.00	-999.00

Archivo **Calidad_ICAM.txt** de salida del programa "método ICAM". Cuenta con las calidades individuales de los parámetros monitoreados así como la calidad final del agua al momento del monitoreo.

Param	estación cabus		estación suchiate7		estación CdHgo	
	Concentr	Cal_param	Concentr	Cal_param	Concentr	
Cal_param						
pH	7.95	90.74	7.79	92.93	6.80	97.20
AlcT	44.10	100.00	26.90	100.00	233.00	77.33
DurT	59.00	100.00	59.00	100.00	99.00	95.23
Turb	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00
Color	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00
CondE	149.00	96.65	155.00	96.51	700.00	88.48
Deter	0.53	82.31	0.11	97.41	0.47	86.50
OD-%	60.00	70.29	82.00	83.65	0.00	0.00
DBO	4.00	90.00	4.00	90.00	339.00	0.66
DQO	48.00	70.71	48.00	70.71	657.00	16.79
NO3	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00
NH4	0.15	86.00	0.15	86.00	29.26	9.06
PO4	0.16	67.72	0.15	67.82	3.60	29.54
SO4	14.80	97.71	8.00	98.74	11.00	98.28
ColiF	380.00	77.89	249000.00	4.6170000000.00	0.00	0.50
ColiT	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00
OD-mg	5.00	-999.00	7.00	-999.00	0.00	-999.00
SST	5.00	-999.00	100.00	-999.00	100.00	-999.00
NH3	0.15	-999.00	0.15	-999.00	29.26	-999.00
Fenol	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00	-999.00
dT	3.00	-999.00	2.00	-999.00	3.00	-999.00
Clor	9.00	-999.00	3.30	-999.00	5.00	-999.00
ICAM		83.01		15.72		0.00

Referencias

Abramowitz, M. y Stegun, I. A. (1972): Handbook of mathematical functions. Dover, Nueva York. p. 1046

Ambientum, Revista (2004): Edición abril- Aguas.
http://www.ambientum.com/revista/2004_04/INDICES_imprimir.htm

Brown, R. M., McClelland, N. I. y Deininger, R. A. (1970): A water quality index. Do we dare?. *Water Sewage Works*. Vol. 117, p. 339-343

Brown *et al.*, (1973): Validating the WQI. Paper presented at *National Meeting of Amer. Soc. Civil Engr. on Water Resources Engineering*, Wahington, D. C.

Burden, R. L. y Faires, J. D. (1984): Numerical analysis. Ed. Pacific Grove.

Cárdenas, L. J. A. (2002): *Calidad de aguas para estudiantes de ciencias ambientales*. Edición: Camilo A. Perdomo Ramírez. Universidad Distrital Francisco José Caldas, Bogota, Colombia.

Chapman, V. D. (1992): *Water Quality Assessments - A Guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring* - Second edition, UNESCO/WHO/UNEP. Chapman & Hall

CIESE (Stevens Institute of Technology, Center for Innovation in Engineering and Science Education), 2004: ¡H₂O viva!, Un Estudio del Medio Ambiente y la Calidad del Agua.

CNA (Comisión Nacional del Agua), 2002: *Compendio básico del agua en México 2002*. CNA, SEMARNAT, México.

De Santos, B. y Figueras, C. M (1996): Índices analíticos biológicos y fisicoquímicos de calidad de aguas. *Tecnología del agua*. No. 150, p. 22-32

DOF (Diario Oficial de la Federación), 1989: Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89, publicada el 13 de diciembre de 1989.

DOF (Diario Oficial de la Federación), 1996: Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 publicada el 24 de diciembre de 1996.

DOF (Diario Oficial de la Federación), 1999: Proyecto de Modificación a la Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-127-SSA1-1994.

DOF (Diario Oficial de la Federación), 2001: Norma Mexicana NMX-AA-039-SCFI-2001 publicada el 01 de agosto de 2001.

Dinius, S. H. (1972): Social accounting system for evaluating water resources. *Water Resources Research*. Vol. 8, p. 1159

Dojlido, J. (1993): *Chemistry of water and water pollution*. Ellis Horwood. p. 363

Dojlido, J., Raniszewsky, J. y Woyciechowska, J. (1994): Water quality index-Application for rivers in Vistula river basin in Poland. *Water Science Technology*. Vol 30, p. 57-64

Dunnette, D.A. (1979) : A Geographically Variable Water Quality Index Used in Oregon. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. Vol. 51, no 1, p. 53-61

EPA (Environmental Protection Agency), 1983: Technical Support Manual: Water body Surveys and Assessments for Conducting use Attainability Analyses. 48 FR 51400. p. 622

EPA (Environmental Protection Agency), 2003: Delivering Timely Water Quality Information to Your Community. The River Index Project:Lower Great Miami River Watershed. EPA625-R-03-002. p. 70

Fernández, N., Ramírez, A., y Solano, F. (2004): Physico-chemical water quality indices - a comparative review. *Revista BISTUA* (ISSN 0120-4211), p. 19-30

Harkins, D. R. (1974): An objective water quality index. *Journal of Water Pollution Control Fed*. Vol. 46, p. 588-591

Horton, R. K. (1965): An index number system for rating water quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*. Vol. 37, p. 300-305

IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua), 2001: *Informe final: Estudio de calidad del agua en el Río Suchiate, Chiapas*. Convenio 4050/01-GRFS-CA-1. p. 102

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), 1999: *Estadísticas del medio ambiente 1999*. Tomo I, p. 115-145

Jiménez, C. B. (2001): *La contaminación ambiental en México. Causas, efectos y tecnología apropiada*. Primera edición, editorial Limusa. p. 925

Landwehr, M. J., y Deininger, R. A. (1976): A comparison of several water quality indexes. *Journal of Water Pollution Control Federation*. Vol. 48, no. 5, p. 954-958

León, V., Luis F. (1991): Índice de calidad del agua. *Informe técnico # SH-9101/01*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. p. 36

Liebmann, H. (1966): The Bavarian register of water quality. *3rd Conference Water Pollution Research*.- Munich, p. 139-156

Nagels, W. J., Davies-Colley y Smith G. D. (2001): A water quality index for contact recreation in New Zealand. *Water Science and Technology*. Vol. 43, p. 285-292

Ott, W. R. (1978): Environmental indices. Theory and practice. *Ann Arbor Science*, Ann arbor, Michigan.

Puebla, P., Lanaja, J., Sarasa, D., Matute, R., Puebla, J. Sainz, A., Rivera, V. y Fernández, C. (1992): Estudio previo de calidad de las aguas de la cuenca del Río Cinca. II.- Aptitudes para el riego e índices de calidad. *Tecnología del agua*. No. 96, p. 9-15

Real Decreto (1994): 1541/1994, de 8 de julio. BOE núm. 179 de 28-7-1994

Rodier, J. (1998): *Análisis de las aguas*. Ediciones Omega, S. A., Barcelona.

Shannon, H. (1999): 1997-1998 Upper Deschutes R-EMAP Water Chemistry Summary. Technical Report BIO99-04. p. 30

Smith, G. D. (1985): Numerical solution of partial differential equations: finite difference methods. 3rd. Oxford University Press. p. 337

Smith, G. D. (1990): A better water quality system for rivers and streams. *Water Research*. Vol. 24, p. 1237-1244

Van Helmond, C.A.M. y R.M.A. Breukel. (1997). Physico-Chemical Water Quality Indices. En: Fernández, N., Ramírez, A., y Solano, F. (2004): Physico-chemical water quality indices - a comparative review. *Revista BISTUA* (ISSN 0120-4211), p. 19-30