



**FORMULACIÓN DE UN ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUAS PARA CUENCAS
RURALES EN ZONAS DE MONTAÑA BASADO EN UN ESTUDIO DE
SUBCUENCAS DE LA MICROCUENCA DOÑA MARÍA DEL VALLE DE
ABURRÁ**

CARLOS MARIO URIBE GARCÍA

Ingeniero Agrónomo, UN

Especialista Cuencas Hidrográficas, USTA

Especialista Educación Ambiental, UPB

**UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
FACULTAD DE CIENCIAS Y TECNOLOGÍAS
MAESTRÍA EN GESTIÓN DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS
BOGOTÁ
2019**

**FORMULACIÓN DE UN ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUAS PARA CUENCAS
RURALES EN ZONAS DE MONTAÑA BASADO EN UN ESTUDIO DE
SUBCUENCAS DE LA CUENCA DOÑA MARÍA DEL VALLE DE ABURRÁ**

Autor:

CARLOS MARIO URIBE GARCÍA

**Proyecto de investigación para optar por el título de
MAGÍSTER EN GESTIÓN DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS**

Directora Principal:

YULI ANDREA RODRÍGUEZ QUIÑONEZ, MSc.

Codirectora:

LIDA RUBIELA FONSECA GÓMEZ, Mg.

**UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
FACULTAD DE CIENCIAS Y TECNOLOGÍAS
MAESTRÍA EN GESTIÓN DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS
BOGOTÁ
2019**

**Bogotá D.C. fecha (día, mes,
año)**

Nota de aceptación:

Firma del presidente del jurado

Firma del jurado

Firma del jurado

DEDICATORIA

A aquellas personas que creen que un mundo mejor es posible, y trabajan generosamente por lograrlo, sin dar prioridad a sus intereses particulares: un mundo más justo en lo social, más sostenible en lo ambiental, más equitativo en lo económico, más equilibrado en lo ecológico, más incluyente y respetuoso en lo cultural.

AGRADECIMIENTOS

A aquellas personas y organizaciones que contribuyen a construir ese mundo mejor aportando libremente y sin ánimo de lucro, información, conocimiento y trabajo tanto en campo como en internet y que sirvió para consolidar esta investigación.

TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
SIGLAS.....	15
GLOSARIO.....	17
INTRODUCCIÓN.....	19
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	22
2. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES.....	25
3. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN.....	28
4. JUSTIFICACIÓN.....	29
5. OBJETIVOS.....	33
5.1. OBJETIVO GENERAL.....	33
5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	33
5.3. MARCO TEÓRICO.....	34
5.4. ESTADO DEL ARTE.....	34
5.5. MARCO CONCEPTUAL.....	37
5.5.1. Descripción de los parámetros involucrados en la investigación.....	42
5.5.2. Sobre la construcción del índice.....	74
5.6. MARCO LEGAL.....	76
6. METODOLOGÍA.....	79
6.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	79
6.2. ANÁLISIS DE APLICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN.....	92

6.3. POBLACIÓN Y UNIDAD DE MUESTREO	93
6.4. DESARROLLO METODOLÓGICO	97
7. RESULTADOS.....	112
7.1. PROCESO DE SELECCIÓN DE VARIABLES.....	112
7.2. CONSTRUCCIÓN DE CURVAS PARAMÉTRICAS	116
7.3. OBTENCIÓN DEL MODELO POR MÉTODO EMPÍRICO.....	132
7.4. OBTENCIÓN DEL MODELO POR MÉTODO ESTADÍSTICO.....	136
7.5. VALIDACIÓN Y AJUSTE	146
7.6. COMPARATIVO CON OTROS MODELOS.....	149
8. PROCESO DE SOCIALIZACIÓN	152
9. DISCUSIÓN	157
10. CONCLUSIONES	162
11. RECOMENDACIONES.....	165
REFERENCIAS	167
ANEXOS	176
ANEXO 1. RESULTADOS DE PRUEBAS DE DIFERENTES MODELOS EMPÍRICOS PARA ICA_{CMR} Y VALORES DE R Y R².....	176
A1.1. RESULTADOS DE LA CORRELACIÓN ENTRE RANGOS DE CALIDAD Y BMWP/COL (MODELO EMPÍRICO).....	180
A1.2. RESULTADOS DE LA CORRELACIÓN ENTRE VALORES DE CALIDAD Y BMWP/COL (MODELO EMPÍRICO).....	180
ANEXO 2. CÁLCULOS ESTADÍSTICOS DE DIFERENTES MODELOS.....	182
A2.1. PROCEDIMIENTO DE AJUSTE MÍNIMO CUADRADOS ORDINARIOS SIN CONSTANTE DE MODELO	182

A2.2. PROCEDIMIENTO DE AJUSTE SELECCIÓN PASO A PASO HACIA ATRÁS SIN CONSTANTE.....	202
A2.3. SELECCIÓN MODELO DE REGRESIÓN (10 VARIABLES).....	205
ANEXO 3. RESULTADOS DE REGRESIÓN MÚLTIPLE - BMWP/COL, PARA EL MODELO SELECCIONADO SIN CT NI DQO	223
ANEXO 4. PRUEBAS DE MODELOS CON 7 Y 9 VARIABLES EN 59 SITIOS Y 18 MICROCUENCAS DE LA DOÑA MARÍA (CAMPAÑA 2015-16).....	227
ANEXO 5. VALORES DE RANGOS DE CALIDAD Y TABLAS DE CALIFICACIÓN.....	230
ANEXO 5A. NIVELES DE CALIFICACIÓN CON ICA_{CMR} EN LOS MODELOS DE 7 Y 9 VARIABLES EN 65 SITIOS DE 20 SUBCUENCAS DE LA DOÑA MARÍA.....	230
ANEXO 5B. VALORES DE RANGOS DE CALIDAD CON ICA_{CMR} EN LOS MODELOS DE 7 Y 9 VARIABLES EN 65 SITIOS DE 20 SUBCUENCAS DE LA DOÑA MARÍA (CONT.).....	233
ANEXO 6. ANALISIS DE CORRELACIÓN DE VARIABLES POR AÑO	237
ANEXO 7. PRUEBAS DE REGRESIÓN LINEAL PARA DIFERENTES MODELOS DE ICA USADOS INTERNACIONALMENTE EN RELACIÓN CON BMWP/COL	247
ANEXO 8. SOCIALIZACIÓN DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN CON LAS COMUNIDADES Y ORGANIZACIONES LOCALES DE LA MICROCUENCA DOÑA MARÍA	257

LISTADO DE FOTOS

	Pág.
Foto 1. Vista panorámica de la parte alta, media y baja de la microcuenca Doña María	88
Foto 2. Foto aérea de la microcuenca Doña María en su parte alta y media, mostrando las subcuencas y sitios de monitoreos tradicionales	89
Foto 3. Ubicación de la microcuenca Doña María en el contexto de la cuenca del río Aburrá.....	90
Foto 4. Reuniones de participación para socialización de la investigación e inserción de la misma en la solución de un problema local	154
Foto 5. Salidas de campo con integrantes del OALSAP y de la Alianza en Defensa de La Cabuyala para diagnósticos participativos.....	155
Foto 6. Encuentro final con integrantes del OALSAP, Alianza en Defensa de La Cabuyala, mesa ambiental e instituciones públicas para concertación de acciones de restauración.....	156

LISTADO DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Comportamiento histórico de CT en las subcuencas de la Doña María.....	45
Figura 2. Comportamiento de los CT y CF en diferentes sitios de las subcuencas de la Doña María.....	47
Figura 3. Comportamiento histórico de CF en las subcuencas de la Doña María.....	47
Figura 4. Comportamiento histórico del OD en las subcuencas de la Doña María	51
Figura 5. Comportamiento del % saturación OD en las subcuencas de la Doña María	57
Figura 6. Comportamiento histórico de la DBO ₅ en las subcuencas de la Doña María.	60
Figura 7. Comportamiento histórico de la DQO en las subcuencas de la Doña María.	62
Figura 8. Comportamiento histórico de la turbidez en las subcuencas de la Doña María.	65
Figura 9. Comportamiento histórico de los SST en las subcuencas de la Doña María.	69
Figura 10. Comportamiento de la CE en las subcuencas de la Doña María	74
Figura 11. Ubicación de la parte alta y media de la microcuenca Doña María en el contexto regional de Antioquia y el Valle de Aburrá.	79
Figura 12. Desarrollo metodológico general.....	98
Figura 13. Posiciones relativas de las regiones latitudinales y las fajas altitudinales del mundo	101
Figura 14. Sección de la base de datos original (BD1) depurada a partir del programa de monitoreo en la Doña María.	115
Figura 15. Sección de las bases de datos original de fuentes bibliográficas (BD1), fundamento de la construcción de las curvas funcionales.....	121
Figura 16. Sección de las bases de datos por parámetro (BD2) para la depuración y la construcción de las curvas funcionales	122
Figura 17. Ejemplo de curvas funcionales paramétricas preliminares para las subcuencas rurales de montaña.....	123

Figura 18. Curva funcional de CT, basado en la función matemática respectiva.....	124
Figura 19. Curva funcional de CF, basado en la función matemática respectiva.....	125
Figura 20. Curva funcional de OD, basado en la función matemática respectiva	125
Figura 21. Curva funcional de % Sat OD, basado en la función matemática respectiva	126
Figura 22. Curva funcional de DBO ₅ , basado en la función matemática respectiva....	127
Figura 23. Curva funcional de DQO, basado en la función matemática respectiva	128
Figura 24. Curva funcional de turbidez, basado en la función matemática respectiva	129
Figura 25. Curva funcional de SST, basado en la función matemática respectiva.....	130
Figura 26. Curva funcional de CE, basado en la función matemática respectiva.....	131
Figura 27. Consulta de valores específicos (Q _i) en una curva funcional	132
Figura 28. Modelos con mejor R ² ajustada, en relación al número de variables	140
Figura 29. Grafica de ajuste del coeficiente Cp de Mallows vs. Número de variables	141
Figura 30. Grafica del criterio AIC vs. Número de variables.....	142

LISTADO DE MAPAS

	Pág.
Mapa 1. Zonas de Vida en la microcuenca Doña María.....	80
Mapa 2. Red Hídrica de la microcuenca Doña María y sitios de captaciones de agua .	81
Mapa 3. Subcuencas tributarias directas y monitoreadas de la microcuenca Doña María	82
Mapa 4. Usos de la tierra en la microcuenca Doña María.....	83
Mapa 5. Usos máximo tierra en la microcuenca Doña María, bajo la metodología TOSI	84
Mapa 6. Unidades geomorfológicas en la microcuenca Doña María	85
Mapa 7. Unidades hidrogeológicas en la microcuenca Doña María	86

LISTADO DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Niveles de calidad para los parámetros considerados, según la normatividad colombiana y otras fuentes (uso ambiental y recreativo contacto primario)	77
Tabla 2. Valores fundamentales de algunos parámetros de las microcuencas estudiadas	91
Tabla 3. Índices morfométricos principales de las microcuencas estudiadas	92
Tabla 4. Sitios de muestreo de aguas	93
Tabla 5. Métodos analíticos empleados en el monitoreo de calidad de agua	103
Tabla 6. Número de sitios y parámetros que históricamente incumplen la norma y porcentaje con relación a los sitios evaluados para ese parámetro, en la microcuenca Doña María	113
Tabla 7. Número de datos para la construcción de curvas funcionales	120
Tabla 8. Correlaciones de Pearson entre ICA opcionales y BMWP/Col.....	136
Tabla 9. Coeficiente de regresión, R^2 ajustado, en varios modelos	137
Tabla 10. Tabla para toma de decisión sobre el modelo de ICA_{CMR}	143
Tabla 11. Datos de campo para validación en 10 sitios de 4 subcuencas de la Doña María	147
Tabla 12. Validación del modelo en 10 sitios de 4 microcuencas en La Doña María..	148
Tabla 13. Valores de r y R^2 , de la regresión entre diferentes modelos de ICA usados internacionalmente y BMWP/Col.....	151

ANEXOS

	Pág.
ANEXO 1. RESULTADOS DE PRUEBAS DE DIFERENTES MODELOS EMPÍRICOS PARA ICA _{CMR} Y VALORES DE r y R^2	176
ANEXO 2. CÁLCULOS ESTADÍSTICOS DE DIFERENTES MODELOS.....	182
ANEXO 3. RESULTADOS DE REGRESIÓN MÚLTIPLE - BMWP/COL, PARA EL MODELO SELECCIONADO SIN CT NI DQO	223
ANEXO 4. PRUEBAS DE MODELOS CON 7 Y 9 VARIABLES EN 59 SITIOS Y 18 MICROCUENCAS DE LA DOÑA MARÍA (CAMPAÑA 2015-16).....	227
ANEXO 5. VALORES DE RANGOS DE CALIDAD Y TABLAS DE CALIFICACIÓN..	230
ANEXO 6. ANALISIS DE CORRELACIÓN DE VARIABLES POR AÑO	237
ANEXO 7. PRUEBAS DE REGRESIÓN LINEAL PARA DIFERENTES MODELOS DE ICA USADOS INTERNACIONALMENTE EN RELACIÓN CON BMWP/COL	247
ANEXO 8. SOCIALIZACIÓN DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN CON LAS COMUNIDADES Y ORGANIZACIONES LOCALES DE LA MICROCUENCA DOÑA MARÍA.....	257

SIGLAS

AMVA:	Área Metropolitana del Valle de Aburrá
BD:	Base de datos
BES:	British Ecological Society
BMWP/Col:	Biological Monitoring Working Party para Colombia
CATIE:	Centro Agronómico Tropical de Investigación y Educación
CCME:	Canadian Council of Ministers of the Environment
CCTA:	Centro de Ciencia y Tecnología de Antioquia
CDMB:	Corporación Autónoma Regional Para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga
CE:	Conductividad eléctrica
CEE:	Comunidad Económica Europea
CF:	Coliformes fecales
CORANTIOQUIA:	Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia
CORNARE:	Corporación Autónoma Regional de las cuencas de los ríos Negro y Nare
CT:	Coliformes totales
CTCN:	Climate Technology Centre and Network
DBO ₅ :	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO:	Demanda química de oxígeno
EIFAC:	European Inland Fisheries Advisory Commission
ENA:	Estudio Nacional del Agua
EPA:	Environmental Protection Agency (EE. UU.)
FAO:	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GOBANT:	Gobernación de Antioquia
ICA:	Índice de calidad del agua
ICACOSU:	Índice de Calidad General en Corrientes Superficiales
IDEAM:	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales
MADS:	Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible
MAVDT:	Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial
MMA:	Ministerio de medio ambiente

msnm:	Metros sobre el nivel del mar
NCASI:	National Council for Air and Stream Improvement
NGRDC:	Northeast Georgia Regional Development Center
OALSAP:	Observatorio Ambiental Local de San Antonio de Prado
OD:	Oxígeno disuelto
OMS:	Organización Mundial de la Salud
OWRB:	Oklahoma Water Resources Board
PIOM:	Plan Integral de Ordenamiento de Microcuenca
POMCA:	Plan de Ordenamiento y Manejo de Cuenca Hidrográfica
POT:	Plan de Ordenamiento Territorial
Pro Romeral:	Corporación Pro Romeral para la Recuperación y Preservación de Microcuencas
SST:	Sólidos suspendidos totales
UE:	Unión Europea
UNEP:	United Nations Environment Programme
USA:	United State of America
WHO:	World Health Organization
%Sat OD:	Porcentaje de saturación de oxígeno

GLOSARIO

Cuenca hidrográfica: concepto definido por el decreto 1076 de 2015 como “...el área de aguas superficiales o subterráneas que vierten a una red hidrográfica natural con uno o varios cauces naturales, de caudal continuo o intermitente, que confluyen en un curso mayor que, a su vez, puede desembocar en un río principal, en un depósito natural de aguas, en un pantano o directamente en el mar” (art. 2.2.3.1.1.3. del decreto 1076 de 2015).

Índice de calidad ambiental del agua: en esta investigación se entiende como aquel índice de la calidad de agua cuyas curvas funcionales están construidas de acuerdo con los efectos biológicos que los diferentes niveles de los parámetros incluidos tienen sobre las especies vivas acuáticas propias de los ecosistemas estudiados. Con este enfoque, se da predominancia a los rangos y niveles establecidos para el uso de mantenimientos y conservación de flora y fauna y sus funciones ecológicas.

Índice de calidad del agua: Es una expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros que caracterizan la calidad del agua. En el caso específico de esta investigación incluye parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

Índice de calidad general de corrientes superficiales: es un índice de calidad de agua referido específicamente a corrientes hídricas superficiales. Es el índice adaptado por el IDEAM para corrientes superficiales en Colombia, cuya propuesta contempla seis variables fisicoquímicas.

Índice ecológico del agua: Es el índice referido a la realidad ecosistémica de una corriente hídrica, pretendiendo medir “su buen estado global” en cuanto a la “calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos”, por lo cual contemplan parámetros tanto fisicoquímicos, microbiológicos y biológicos, además del estado de las rondas hídricas, la vegetación riparia, las comunidades animales y vegetales, los sedimentos, entre otros (Ministerio de Ambiente de España, 2000).

Retiro de quebrada: en esta investigación el término hace alusión a los espacios paralelos al cauce de ríos y quebradas cuyo uso permitido está establecido en el Plan de Ordenamiento Territorial de Medellín, acuerdo 48 de 2014 (pág. 30), para la parte alta y media de la microcuenca Doña María, donde se establece que estos retiros varían entre

10 y 30 metros a cada lado de los cauces las corrientes hídricas en Medellín y en particular en la zona rural, y en donde el uso permitido debe ser la conservación ambiental. Se asemeja, pero no es igual ni coincide necesariamente, con las rondas hídricas. El concepto de retiro de quebrada es el usado por el índice de intervención de retiros (IIRSAP), del OALSAP.

Ronda hídrica: definida por el decreto 2245 de 2017 como aquel espacio que “comprende la faja paralela a la línea de mareas máximas o a la del cauce permanente de ríos y lagos, hasta de treinta metros de ancho...Así mismo hará parte de la ronda hídrica el área de protección o conservación aferente”. La Guía Técnica de Criterios para el Acotamiento de las Rondas Hídricas en Colombia señala que La ronda hídrica “es la región de transición y de interacciones entre los medios terrestre y acuático, es decir, un ecotono. En tal sentido, son las franjas contiguas a los cuerpos de agua naturales continentales, estén en movimiento (ríos, quebradas, arroyos) o relativamente estancados (lagos, lagunas, pantanos, esteros), y el flujo sea continuo, periódico o eventual durante el año hidrológico.” (MADS, 2018b)

INTRODUCCIÓN

Debido a que algunos estudios realizados en la zona rural de Medellín han identificado una ausencia en Colombia en cuanto a índices de calidad ambiental del agua diseñadas específicamente para corrientes superficiales en zonas rurales de montaña (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2013; Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016), esta investigación aborda el problema citado proponiendo la formulación de un índice para estas condiciones ambientales. La investigación no sólo contempló la formulación del índice de calidad ambiental del agua (entendido como aquel índice que hace énfasis en el uso para funciones ecológicas y el mantenimiento de la vida acuática), sino la construcción de los factores o coeficientes de ponderación (P_i) y los respectivos subíndices de calidad para cada parámetro (Q_i), así como la determinación de las variables realmente incidentes en este tipo de cuencas y para este tipo de uso ambiental: principalmente preservación de flora y fauna.

Esta investigación buscó formular y ajustar un índice de calidad ambiental del agua para microcuencas rurales andinas a partir de la investigación generada en la microcuenca Doña María, principal tributaria del río Aburrá, en aras de ser adoptado tanto por la próxima actualización del plan de manejo de la microcuenca Doña María, como en los otros planes de manejo de microcuencas de la cuenca del río Aburrá, e incluso en Antioquia y la región andina colombiana.

El trabajo se realizó con base en la revisión de los resultados y un re-análisis de los datos e información capturada en campo durante cerca de 10 años en el marco del programa de monitoreo en 18 subcuencas de la microcuenca Doña María, que ha sido llevado a cabo bajo la coordinación del autor de la presente investigación. Se probaron varias versiones de ecuación (ajustando los valores de calidad $-Q_i-$ y los valores de ponderación $-P_i-$) y se contrastaron con los valores de calidad obtenidos mediante la metodología Biological Monitoring Working Party para Colombia (BMWP/Col), que a su vez puede tener ajustes por calidad de retiros de

quebradas basado en el marco de la metodología general de monitoreo de calidad de aguas y retiros de quebradas en la microcuenca Doña María (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016).

Con relación a este último índice de calidad de retiros de quebradas (IIRSAP), puede decirse que es un índice creado y usado en el proceso de monitoreo de la parte alta y media de la microcuenca Doña María desde hace más de 10 años y básicamente evalúa las afectaciones de las quebradas y sus retiros legales, estipulados en el acuerdo 48 de 2014 del municipio de Medellín (por el cual se adopta la revisión y ajuste del plan de ordenamiento territorial del municipio de Medellín y se dictan otras disposiciones complementarias), los cuales no corresponden necesariamente con el concepto de rondas hídricas, pues en este POT se contemplan retiros de quebradas de 30 metros a cada lado de las corrientes en suelo rural y desde 10 metros en suelo urbano (Alcaldía de Medellín, 2014, pág. 30), lo cual no siempre garantiza la funcionalidad ecológica de estos espacios, sin embargo el índice IIRSAP, se adapta a esta circunstancia y evalúa estas zonas con enfoque de restauración ecológica. Se invita al lector interesado a consultar a consultar el estudio respectivo (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016).

Como resultados principales de la investigación se resaltan primero, la construcción de curvas paramétricas, para cada variable incluida en el índice, ajustadas a las condiciones rurales de montaña y con énfasis en el uso del mantenimiento de la vida acuática y las funciones ecológicas de estos tipos de ecosistemas. Segundo, la definición de los factores de ponderación (P_i) aplicados a este tipo de cuencas. Tercero, la formulación del índice de calidad de aguas para cuencas rurales de montaña, lo cual aporta un importante avance en la implementación y desarrollo del Observatorio Ambiental Local de San Antonio de Prado (OALSAP) que desarrolla monitoreos ambientales, en diferentes áreas (suelos, movimientos en masa, coberturas vegetales, calidad de agua, entre otros) y que es el único observatorio ambiental local, liderado por organizaciones comunitarias, en la cuenca del río Aburrá, cuyo modelo desea replicarse por parte

de organizaciones sociales en otros territorios y municipios de la cuenca (Uribe-García, 2017; 2018). Pero además podrá servir a otras cuencas de la región y del país que cuenten con condiciones ambientales similares y que deseen usar índices de calidad adaptados a dichas condiciones.

En resumen, la investigación incluye el procesamiento de información de campo que ha sido recolectada por el autor desde años atrás en el marco del programa de monitoreo de la microcuenca Doña María y se complementó con nueva información proporcionada por el presente trabajo.

El índice resultante se presentará ante las autoridades ambientales la cuenca del río Aburrá (Corantioquia, Área Metropolitana y Cornare) para su posible adopción en los estudios de actualización de los planes de manejo en las microcuencas del río Aburrá y en general en estudios de monitoreo de calidad ambiental del agua superficial en zonas rurales de montaña y además se entregará al observatorio ambiental local (OALSAP) para que sea incorporado en su programa de monitoreo, así mismo será entregado a otras instituciones con el fin de que sea evaluada la pertinencia de aplicarlo en otras cuencas similares del país.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En general las microcuencas de montaña en zonas rurales de Colombia no cuentan con una ecuación de ICA adaptada a sus condiciones particulares. En general, la evaluación de la calidad ambiental del agua en las cuencas rurales de montaña se ha llevado a cabo mediante modelos generales, pensados y aplicados para grandes ciudades o áreas metropolitanas que cuentan con programas de monitoreo adaptados a sus condiciones urbanas e industriales. Aplicar estos modelos indistintamente en zonas urbanas y rurales, así como en zonas planas y de montaña, presentan el agravante de que ignoran las condiciones específicas de los ecosistemas rurales andinos tropicales, que generalmente carecen de industrias y en esa medida carecen de contaminantes como metales pesados e ingredientes activos industriales, pero en donde a su vez la contaminación por materia orgánica cobra mucha relevancia (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2013; 2016; Jiménez & Vélez, 2006).

En concepto del autor, muchos de estos modelos matemáticos se emplean sin distinción entre zonas urbanas y rurales, a pesar de que sus características ambientales presentan condiciones de rondas hídricas, rugosidad de lechos, pendientes, usos de la tierra, funcionalidad ecológica y recepción de vertimientos muy diferentes.

En otras regiones y países algunos investigadores resaltan la relación entre los factores hidromorfológicos con las condiciones naturales de algunos parámetros y por ende con la calidad del agua en su estado óptimo natural y con la manifestación de la vida en cuerpos de agua (Faillagi, 2015; BES, 1990; Torres, Cruz, & Patiño, 2009; UNESCO/WHO/UNEP, 1996, pág. 270; Ministerio de Ambiente de Chile, 2010), en igual sentido se pronuncia Cardona (2012), haciendo énfasis en los drásticos cambios que operan en las comunidades acuáticas en relación con las diferencias de las corrientes, pendientes, topografía, uso de la tierra, forma y tamaño de la cuenca (Cardona-Duque, 2012). En este mismo sentido, González et al (2013), encontraron que los parámetros de OD y saturación de OD

no fueron altamente representativos en una evaluación realizada en una quebrada de montaña del Valle de Aburrá (quebrada Ayurá), la cual es muy similar a las consideradas en este estudio de la microcuenca Doña María, situación que fue explicada por la hidráulica del cauce, asociada a su morfología que permite una muy alta reaireación a lo largo de su recorrido, indistintamente de su nivel de contaminación (González, Caicedo, & Aguirre, 2013).

Por su parte otra investigación, realizada en la microcuenca Doña María, incluso recomienda no considerar los parámetros de OD y saturación de OD en esta microcuenca para la valoración de su calidad, debido al alto valor que se encuentra a lo largo de todo su recorrido, aún en tramos contaminados (Jiménez & Vélez, 2006, pág. 68). Por su parte Torres et al (2009), reportan que la UNESCO recomienda revisar en detalle la variable de coliformes fecales en el índice DWQI, dado que representa más del 75% del peso en el índice, y por lo tanto amerita crear un índice de contaminación biológica para este parámetro en particular (Torres, Cruz, & Patiño, 2009, pág. 89)

En el Valle de Aburrá la Red Río usa el índice de Calidad General en Corrientes Superficiales – ICACOSU-, que “es un indicador que permite, de manera cualitativa, hacer un diagnóstico de la calidad del recurso hídrico” (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2017), el cual parece funcionar para el cauce principal del río Aburrá, pero no para evaluar las condiciones de sus quebradas afluentes (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016). En esta misma quebrada Doña María, González et al (2013, pág. 103), citando a Jiménez & Vélez (2007), reportan niveles muy altos de OD en la parte baja de la quebrada y a pesar de su elevado nivel de contaminación, lo cual se explicó por la geomorfología del cauce, que es común a este tipo de cuencas de montaña que presentan alta turbulencia de flujo a lo largo de su recorrido.

Los estudios de monitoreo de calidad de aguas en 20 quebradas tributarias de la quebrada Doña María durante los últimos 10 años, han constatado que el índice ICACOSU diseñado para el río Aburrá no funciona bien en sus afluentes rurales de montaña, principalmente por el tipo de variables consideradas y sus valoraciones

(Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016; 2013; 2009). Por tal razón, se han realizado esfuerzos por construir un modelo adaptado a las condiciones reales de cuencas rurales de montaña, sin lograr hasta ahora presentar uno definitivo (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016). Especialmente, la dificultad radica en que los subíndices o valores de calidad (Q_i) y los valores de ponderación (P_i) involucrados en el modelo previo requieren ajustes en los 8 parámetros involucrados.

En el caso de los monitoreos del estado ambiental del agua y retiros de quebradas se han realizado hasta el momento siete fases, lo cual ha facilitado el mejoramiento metodológico, los sistemas de análisis, las ecuaciones preliminares para los índices de calidad ambiental de aguas y retiros de quebradas (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016; 2013).

Por otro lado, una de las dificultades de formular índices de calidad de aguas en Colombia, basados en parámetros fisicoquímicos y microbiológicos ajustados a las condiciones específicas de algunos ecosistemas como los ubicados en zonas rurales de montaña, radica en que usualmente las propuestas de modelos no se contrastan con los resultados de otros índices considerados adecuados como el BMWP/Col.

Esto se debe a que pocas veces se realizan monitoreos fisicoquímicos y microbiológicos simultáneamente con los de bioindicación, y por lo tanto no se da un contraste de índices, y en esta medida se dan por ciertos y adecuados, a priori, los modelos fisicoquímicos aplicados por un experto o diseñados en el mejor de los casos por el método Delphi; así mismo sucede con la elección de los parámetros involucrados en los mismos.

Para el caso colombiano prácticamente no existen bioensayos, con especies nativas, que sustenten las propuestas tanto de parámetros incluidos y subíndices o sobre los rangos y niveles de calidad útiles en la formulación de ICA, Por esta razón se toman como válidas las propuestas construidas para zonas templadas del planeta (especialmente de USA y UE), con el agravante que muchas veces los valores o rangos propuestos se centran en la calidad del agua para consumo

humano en lugar del uso para el mantenimiento de las funciones ecológicas y la biodiversidad en los cuerpos de agua.

Diversos autores resaltan, desde hace décadas, las bondades de los procesos de bioindicación para determinar la calidad de los sistemas fluviales poco profundos (Ministerio de Ambiente de Chile, 2010; UNESCO/WHO/UNEP, 1996; UNEP-WHO, 1996; BES, 1990), pero igualmente se reconoce la importancia de usar estos métodos complementariamente a los procesos de valoración fisicoquímica y microbiológica (BES, 1990; Samboni, Carvajal, & Escobar, 2007, pág. 173; González, Caicedo, & Aguirre, 2013; Fernández, Ramírez, & Solano, 2003).

En las zonas tropicales el potencial de realización de monitoreos simultáneos (fisicoquímicos y microbiológicos con bioindicación) es grande, a diferencia de las zonas subtropicales y templadas donde la aplicación de índices de calidad basado en bioindicadores puede resultar limitado por la temporalidad (Basílico, De Cabo, & Faggi, 2015; UNESCO/WHO/UNEP, 1996, pág. 52), fenómeno que no se tiene en los trópicos al carecer de estaciones.

En Colombia se tienen modestos avances en cuanto a monitoreos fisicoquímicos y microbiológicos para zonas rurales de montaña y en menor medida en monitoreos por bioindicación, pero los casos de estudios conocidos pueden ser una base para realizar una buena aproximación en temas de correlación entre ICA fisicoquímico y microbiológicos, con índices bióticos como el BMWP/Col.

2. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

Hipótesis: La interrelación de las variables fisicoquímicas y microbiológicas integradas mediante un modelo matemático pueden explicar la variación en la calidad del agua en cuencas rurales de montaña, en función del índice biológico BMWP/Col

Predicción: El índice de calidad de aguas en cuencas rurales de montaña calculado mediante un modelo matemático que integre variables representativas, dará por resultado una valoración muy similar a la valoración obtenida con el índice biológico BMWP/Col

Paso 1. Formulación de hipótesis:

Hipótesis nula: Las variables incluidas en el modelo ICA_{CRM} **no** explican la variación en BMWP/Col

Hipótesis alternativa: Las variables incluidas en el modelo ICA_{CRM} explican la variación en BMWP/Col

$$H_0: \beta_1 = \beta_2 = \beta_3 = \dots \beta_k = 0$$

$$H_1: \beta_j \neq 0 \text{ para al menos un } j$$

Paso 2. Definición del nivel de significancia: 0,05.

$$\alpha = 0,05$$

En el caso de regresiones múltiples es usual emplear el estadístico F, con la prueba de Fisher. El estadístico F, se calcula mediante la razón:

$$F_0 = \frac{SS_R/k}{SS_E/(n-p)} = \frac{MS_R}{MS_E}$$

Donde MS_R es el cuadrado medio residual (CMR) y MS_E es el cuadrado medio estimado (CME)

$F = CMR/CME$ con distribución Fisher (k,n-k-1),

Esta razón se calcula para k (número de variables, 9), y n (tamaño de la muestra, 59).

Para el cálculo se toman los datos de Q_i de las 9 variables integradas en el modelo inicial de ICA_{CRM} con los valores de BMWP/Col, para los 65 sitios evaluados en la campaña 2015-2016 que es la más completa, mediante regresión múltiple (59 datos completos). Se realiza la regresión lineal múltiple entre las 9 variables

independientes que integra el ICA_{CRM} y la dependiente (BMWP/Col), cuyos resultados pueden observarse a continuación.

Paso 3. Cálculos:

Mediante el programa Excel se calcula la regresión entre las 9 variables independientes del ICA_{CRM} y el BMWP/Col. De la tabla de ANOVA, se obtiene el F calculado. A continuación, se muestra el resumen del cálculo estadístico:

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coefficiente de correlación múltiple	0,9476
Coefficiente de determinación R ²	0,8979
R ² ajustado	0,8615
Error típico	20,1338
Observaciones	59

ANÁLISIS DE VARIANZA

	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>
Regresión	9	178198,46	19799,83	48,8437	2,02115E-21
Residuos	50	20268,54	405,37		
Total	59	198467			

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>
Intercepción	0	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
Qi CT	-5,2330	15,0217	-0,3484	0,7290	-35,4049	24,9389
Qi CF	39,0649	10,8842	3,5891	0,0008	17,2033	60,9265
Qi DBO	36,5229	13,7892	2,6487	0,0108	8,8264	64,2194
Qi DQO	-4,6722	19,8821	-0,2350	0,8152	-44,6066	35,2621
Qi OD	-173,7170	129,8550	-1,3378	0,1870	-434,5384	87,1044

	<i>Coeficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>
Qi T	-67,2286	46,4732	-1,4466	0,1542	-160,5727	26,1155
Qi SatOD	210,9014	134,1207	1,5725	0,1221	-58,4879	480,2908
Qi CE	6,2355	16,5713	0,3763	0,7083	-27,0489	39,5199
Qi SST	44,0552	38,3498	1,1488	0,2561	-32,9726	121,0831

Véase la ecuación ICA_{CRM} resultante ([16]).

Entonces, de acuerdo con la tabla ANOVA el $F_{cal} = 48,8437$

Igualmente se calcula F crítico, con el programa Excel, mediante la función $INV.F$

F crítico: $F(1-\alpha; k; n-k-1) = F(0,95; 9; 49) = 2,0775$

Paso 4: Determinación regla de decisión:

$\alpha = 0,05$

Se rechaza H_0 si $F_{cal} > 2,0775$

Se acepta H_0 si $F_{cal} \leq 2,0775$

Como $F_{cal} = 48,8437 > 2,0775$, entonces se rechaza H_0

Conclusión: Con un riesgo de error tipo I, puede afirmarse que las evidencias muestrales sugieren que, SI hay un efecto significativo lineal entre promedio ponderado y las variables Q_i CT, Q_i CF, Q_i DBO5, Q_i DQO, Q_i OD, Q_i T, Q_i Sat OD, Q_i CE y Q_i SST

3. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuáles elementos de la calidad ambiental del agua deben ser ajustados o contruidos para formular un índice de calidad ambiental de aguas para cuencas rurales en zonas de montaña en Colombia y de qué manera se interrelacionan por medio de un índice de calidad ambiental?

4. JUSTIFICACIÓN

En Colombia y el mundo, existen diversas metodologías e índices para calcular la calidad del agua en corrientes superficiales, pero la mayoría están determinadas por estudios y directrices ambientales de regiones o ecosistemas muy diferentes a los tropicales de montaña. Además las propuestas contemplan un amplio rango de parámetros (UNESCO/WHO/UNEP, 1996; Torres, Cruz, & Patiño, 2009; Fernández, Ramírez, & Solano, 2003; Jiménez & Vélez, 2006; Unipamplona, 2005), dependiendo además de los requisitos del modelo (Northeast Georgia Regional Development Center, 2001). Son casi inexistentes los índices que se construyen basados en las condiciones particulares de las cuencas de montaña en zonas rurales tropicales, corriéndose el riesgo de realizar estimaciones inadecuadas de calidad de aguas en corrientes de este tipo (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016; 2013).

La cuenca del río Aburrá cuenta con un índice de calidad (ICACOSU) que viene aplicándose a lo largo del cauce principal, incluyendo los sitios de desembocadura de más de 20 corrientes tributarias (AMVA, 2016). No obstante, debido a que este índice considera únicamente las particularidades de la corriente del río Aburrá (moderada rugosidad, pendiente moderada a baja, reaeración moderada, recepción de descargas urbanas e industriales, rondas hídricas no funcionales ecológicamente en su parte media, entre otras), resulta poco útil en cuencas rurales de montaña (con altas pendientes, rondas hídricas funcionales ecológicamente, alta rugosidad, muy alta reaeración, carencia de descargas industriales, etc.). En consecuencia, el monitoreo de las subcuencas de la microcuenca Doña María evidencian la necesidad de contar con un modelo adecuado a sus condiciones rurales de montaña tropicales y han explicitado la necesidad de contar con un modelo de evaluación de la calidad de aguas adaptado a las condiciones reales de estos ecosistemas de montaña, sin que hasta el momento se tenga uno definitivo (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2012; 2013; 2016). El presente trabajo de investigación aborda esa necesidad.

La microcuenca Doña María en su parte alta y media, en el corregimiento San Antonio de Prado de Medellín, tiene establecido un importante programa de monitoreo ambiental, cuya línea base se estableció desde la formulación de la Agenda Ambiental Corregimental y como implementación del Plan de Acción Ambiental Local 2007-2019 (Municipio de Medellín, 2007), y en desarrollo del Observatorio Ambiental Local (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2012).

Este observatorio es la experiencia más importante de Medellín en cuanto a monitoreo de la calidad del agua en la zona rural de la ciudad (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016) y quizá de toda el área metropolitana, bajo las condiciones de cuencas rurales de montaña y bajo enfoques participativos de comunidades y organizaciones locales.

La importancia y validez técnica de la participación de comunidades en proceso de monitoreo de calidad de agua ha sido tratada por algunos estudios que demuestran su gran valía y el alto rigor técnico que pueden alcanzar (Shelton, 2013; Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016; Uribe-García, 2017).

Con el desarrollo de esta investigación se espera hacer un avance significativo en materia de participación social, al fortalecer y dar sustento técnico y científico al conocimiento pertinente, contextualizado y oportuno para las comunidades locales de la zona rural de la cuenca del río Aburrá y quizás otras.

Las comunidades y organizaciones socioambientales de la microcuenca Doña María están realizando un gran esfuerzo desde hace más de 10 años por consolidar un observatorio ambiental local, en donde el monitoreo de la calidad ambiental de aguas superficiales es uno de sus más relevantes procesos para reconocer y diagnosticar el estado ambiental del territorio, bajo el liderazgo de las organizaciones locales, y ha sido precisamente este observatorio, a través de varios informes de monitoreo, quien ha reclamado la formulación de un índice de calidad de aguas definitivo para este tipo de cuencas.

Al formular el modelo, con la construcción de las curvas paramétricas y los índices de ponderación para este tipo de cuencas, las instituciones públicas y las

organizaciones sociales contarán con información necesaria para avanzar en los procesos de investigación participativa y monitoreos integrales sobre la calidad ambiental de sus territorios. Por esta razón se ha hecho el esfuerzo de formular un modelo que se integre a programas digitales que puedan ser usados con facilidad no sólo por académicos y científicos, sino por las comunidades.

Otro aspecto importante de este trabajo radica en que todavía no se tiene un modelo matemático que permita conocer a cabalidad el estado del agua en este tipo de cuencas y en esa medida los resultados de la investigación pueden constituirse en un aporte importante para el estudio y análisis de las dinámicas y complejidades ambientales de estos cuerpos de agua, por parte no sólo de organizaciones sociales y municipios interesados, sino de las autoridades ambientales y corporaciones autónomas regionales (CAR), que se encargan de adelantar monitoreos de calidad de agua en los diferentes territorios de sus jurisdicciones.

En el caso particular de la microcuenca Doña María, las organizaciones ambientales locales y el municipio de Medellín reconocen la urgente necesidad de conocer el estado de calidad ambiental de las aguas superficiales en estos territorios, dado que las corrientes hídricas están sufriendo altas presiones por usos no solo agropecuarios, sino urbanísticos, sin que se sepa a cabalidad si el estado de calidad del agua es adecuado para ellos (y particularmente para el uso ambiental o de mantenimiento de vida acuática). En alguna medida esta situación se debe no sólo a la debilidad en la continuidad de los monitoreos, sino además a la carencia de un modelo ajustado a las condiciones de estos ecosistemas y en esa perspectiva esta investigación responde a esa necesidad, expresada explícitamente en los diferentes informes (Municipio de Medellín, 2008; Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2009; 2012; 2013; 2016)

Así mismo en un futuro facilitará correlacionar el estado del agua (físicoquímico y biológico) con el estado de factores ambientales aledaños a las corrientes superficiales (conservación o intervención de las rondas hídricas), pero además podrá ayudar a ajustar el índice BMWP/Col, cuando se encuentre (si es del caso) la correlación entre la calidad ambiental del agua y el estado ambiental de las

rondas hídricas o por lo menos de los retiros legales de corrientes, tal como lo contempla el POT de Medellín.

Las implicaciones del estado ambiental de las rondas hídricas con relación a la presencia de bioindicadores como los macroinvertebrados, en ciertos tramos de quebradas, que dependen en algunos estados de su ciclo biológico de hábitats aéreos (boscosos) adecuados para su reproducción, debería ser tema de especial importancia para centros de investigación y universidades, y en esa medida han mostrado algún interés por el tema Corantioquia y la Universidad de Antioquia, pero sin que se adelanten aún suficientes investigaciones que correlacionen la bioindicación con el estado ambiental de retiros de quebradas. Se espera que los resultados de esta investigación contribuyan a facilitar la comprensión de las relaciones entre el estado ambiental de las rondas hídricas y la calidad del agua determinada por índices bióticos, en cuencas rurales de montaña.

De igual manera, el índice físico-químico y microbiológico que se propondrá, ajustado en sus diferentes componentes, podrá ser replicado en un gran número de cuencas de Antioquia y quizás de otras zonas del país que compartan condiciones ambientales similares, e incluso en un futuro quizá sirva de base para construir monitoreos más económicos basados en índices simplificados, que usan muy pocas variables consideradas por expertos como más determinantes en los índices de calidad de aguas.

Así, esta investigación busca construir y ajustar un modelo (físicoquímico y microbiológico) para medición de la calidad ambiental del agua adaptado a las condiciones particulares de las cuencas rurales de montaña en el Valle de Aburrá, aprovechando que se cuenta con levantamiento de información simultánea de parámetros físicoquímicos, microbiológicos y biológicos (bioindicación) en cerca de 20 subcuencas de la microcuenca Doña María.

5. OBJETIVOS

5.1. OBJETIVO GENERAL

Formular un índice de calidad ambiental de aguas para cuencas rurales en zonas de montaña con base en parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, tomando como caso de estudio subcuencas de la microcuenca Doña María al occidente del Valle de Aburrá.

5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a. Identificar los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos determinantes en la cualificación de la calidad aguas superficiales en cuencas rurales en zonas de montaña

b. Construir las curvas de calidad paramétrica o índices de calidad (Q_i) y los índices de ponderación (P_i) para los parámetros definidos en la ecuación general del ICA, de acuerdo con la normatividad vigente y con investigaciones realizadas en ecosistemas similares (andinos tropicales y ecosistemas equivalentes de otras zonas)

c. Construir, calibrar y validar un modelo de ICA definitivo para las microcuencas rurales de montaña.

5.3. MARCO TEÓRICO

5.4. ESTADO DEL ARTE

La parte alta y media de esta microcuenca hace parte del Distrito de Manejo Integrado Divisoria Valle de Aburrá Río Cauca (CORANTIOQUIA, 2009) y es una zona de alta provisión de servicios ecosistémicos, especialmente oferta hídrica para acueductos veredales y municipales, control de erosión y corredor biológico, además de regulador hidrológico y microclimático. Estos servicios ambientales están ligados básicamente a las coberturas boscosas de la parte alta y media, por encima de los 2.350 msnm y hasta los 3.100 msnm (CORANTIOQUIA, 2009; Corantioquia, AMVA y Cornare, 2019; Municipio de Medellín, 2007; AMVA y CCTA, 2008).

En 2007 se inició una propuesta de monitoreo de calidad ambiental del agua en varios afluentes de la microcuenca Doña María (Municipio de Medellín, 2007), mediante un proceso de monitoreo liderado por el observatorio ambiental local de San Antonio de Prado (OALSAP) que ha gestionado la continuidad del programa en la parte alta y media de la microcuenca Doña María durante cerca de 7 fases, a lo largo de 11 años. Desde entonces se ha iniciado la construcción empírica de una ecuación para determinar la calidad ambiental del agua en este tipo de quebradas y microcuencas. A lo largo del tiempo se han realizado modificaciones a las propuestas de ecuación; pero en la medida en que el monitoreo se ha ampliado a más microcuencas, se han integrado nuevas variables y se han acopiado más datos, esta investigación considera que se cuenta con suficiente información para definir una ecuación final, ajustada a las condiciones reales de estos tipos de cuencas y específicamente para la Doña María.

Desde hace varios años existe una red de monitoreo de calidad del agua para río Aburrá denominada Red Río (AMVA, 2016), la cual contempla un índice que viene aplicándose en la corriente principal del río Aburrá denominado genéricamente Índice de Calidad General en Corrientes Superficiales (Área

Metropolitana del Valle de Aburrá, 2017) pero no resulta conveniente su aplicación en las subcuencas tributarias, como el caso de las afluentes de la Doña María con características rurales, con usos de la tierra muy diferentes, en zonas de montaña y fuertes pendientes (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016). Esta situación es más evidente cuando trata de realizarse evaluaciones con índices simplificados basados en dos o tres parámetros (generalmente OD y DBO₅) tal como proponen algunos informes de ciudad (Medellín cómo vamos, 2016).

Si bien en el marco del monitoreo de calidad ambiental del agua en la microcuenca objeto del estudio, vienen tomándose datos en cerca de 20 microcuencas (subcuencas de la Doña María), esta situación se presenta sólo en las últimas dos o tres campañas de monitoreo, dado que en las anteriores sólo se consideraban cerca de 12 quebradas y en 2007 se inició con sólo 7. Igualmente, la aplicación de métodos de bioindicación se realizan desde hace cerca de 5 campañas, pero con todo el rigor técnico-científico sólo en las dos últimas campañas, lo cual limita los procesos comparativos con el índice BMWP/Col a estas dos fases y en 18 microcuencas.

Es de resaltar que actualmente se contemplan cerca de 68 sitios de muestreo en 18 quebradas que son: La Despensa, La Sorbetana, La Manguala, La Limona, La Zorrita, La Jacinta, La Cañadita, La Barro Azul (o Barba Azul), La Isabela, La Zulía (la Verde o La Honda), La Popala, El Coco o Macana, Chorrera o Larga (en El Salado), La Candela, Larga o Arenera (en La Verde), La Cabuyala y El Indio. Adicionalmente se realizan muestreos esporádicos en un afluente de La Larga en Yarumalito, y las quebradas La Astillera y La Guapante, así como en la Doña María misma en su arte alta y media.

Los monitoreos actuales contemplan un total de 15 parámetros, además del estado de intervención de retiros, la temperatura del aire al momento del muestreo y macroinvertebrados, y son los siguientes:

Físico-Químicos: DBO₅ total, DQO total, dureza total, oxígeno disuelto, saturación de oxígeno, pH, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales,

conductividad eléctrica, ORP, turbidez, temperatura del agua, temperatura del aire en el sitio.

Microbiológicos: Coliformes y coliformes fecales NMP.

Biológicos: Macroinvertebrados

De este total de parámetros, tradicionalmente 8 se consideran como fundamentales para el índice de calidad: coliformes fecales, coliformes totales, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), oxígeno disuelto (OD), porcentaje de saturación de oxígeno (Sat OD), turbidez y conductividad eléctrica (CE) y los demás son usados para explicar comportamientos anómalos y para llevar un control de eventos no previstos.

Estudios anteriores han evaluado otros parámetros y han concluido que no son relevantes para la determinación del ICA en este tipo de microcuencas, al no resultar limitantes de acuerdo con la norma vigente (Municipio de Medellín, 2007; 2008). Específicamente variables como algunos pesticidas, grasas y aceites, nitritos, nitratos, dureza, y sólidos sedimentables fueron descartados para ulteriores fases de monitoreo pues siempre se encontraron cumpliendo la norma. Esta labor en numerosos sitios y durante varios años llevó a su descarte para no encarecer innecesariamente los costos del monitoreo (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2009; 2012; 2016)

Algunos estudios en esta microcuenca o en otras similares (subcuencas del río Aburrá) fueron adelantados hace más de 10 años, concluyendo que existen peculiaridades que entrañan los procesos de monitoreo y de ICA para este tipo de microcuencas, pero lastimosamente los estudios fueron realizados para un solo periodo (no hay monitoreo estricto), y además sin contraste con bioindicación (González, Caicedo, & Aguirre, 2013; Jiménez & Vélez, 2006); no obstante coinciden en algunos aspectos con los hallazgos de la presente investigación, especialmente en cuanto a las condiciones especiales de OD y saturación de OD, relacionadas con las características morfológicas de la microcuenca y las variables propias del cauce de este tipo de cuencas rurales de montaña.

5.5. MARCO CONCEPTUAL

Con relación a los ICA, Valcarcell y otros (2009) anotan que: “Un índice de calidad de agua, consiste básicamente en una expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros que caracterizan la calidad del agua” (p.1). Hay que tener en cuenta que el diseño y aplicación de un índice (ICA), es específico para una región o ecosistema hídrico en particular (Ministerio de Ambiente de Chile, 2010), y además depende del tipo de monitoreo y cuerpos de agua, así como de los objetivos a lograr (UNESCO/WHO/UNEP, 1996), pero en general debería darse énfasis preferiblemente a un enfoque ecosistémico/funcional (MMA, CATIE, CTCN, 2015; BES, 1990, pág. 6; MADS, 2018).

Un ICA, facilita la comprensión del estado de calidad o “salud” de un cuerpo de agua, para amplios grupos de personas interesadas y tomadores de decisiones, aunque no sean especialistas en el tema, dado que los índices permiten resumir una gran cantidad de datos relacionados y provenientes de monitoreos, en un dato o unos pocos datos de fácil comprensión, expresados como un número, rango, color, símbolo o una breve descripción (IDEAM y Universidad de Pamplona, 2007; Ministerio de Ambiente de Chile, 2010, pág. 19).

Los ICA resultan útiles para responder preguntas generales, para realizar comparaciones, para toma de decisiones frente a restricciones legales y para procesos de difusión de información a gran escala, pero tiene alcances limitados en caso de requerirse toma de decisiones técnicas y científicas muy rigurosas, de acuerdo con Hallock (2002) y Yogendra (2008), citados por Mădălina & Breabăn (2014).

Para el caso de esta investigación se parte de la aceptación general del modelo propuesto por el proceso de monitoreo de calidad ambiental de aguas superficiales en las subcuencas de la Doña María, todas rurales y en zonas de montaña (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016). Este índice ha variado con el tiempo y en la medida en que se han acopiado más datos se considera que ya existe suficiente información de campo para formular una ecuación

definitiva, una vez se ajusten tanto las curvas funcionales para cada parámetro involucrado, como los índices de ponderación para cada uno de ellos. Si bien esta última acción es considerada por algunos autores como relativamente subjetiva (Alberti & Parker, 1991, citado por Varcacell et al, 2009), la gran cantidad de información disponible para esta microcuenca y sus tributarias permite reducir el mencionado riesgo de establecer valores de ponderación muy arbitrarios, aunque no lo elimina; además hay que tener en consideración que se tiene una valoración paralela basada en el índice biótico BMWP/Col, que sirve para ajustar y contrastar aún más la propuesta del índice fisicoquímico y microbiológico (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2013; 2016).

En esta perspectiva puede decirse que el método Delphi para determinar los parámetros más relevantes ha sufrido una modificación en la presente investigación, al incluir sólo aquellos parámetros que resultaron ser limitantes durante los 11 años de monitoreo (7 campañas), de acuerdo con la norma vigente (decreto 1076 de 2015 y otras relacionadas).

A partir de la tercera campaña de monitoreo el OALSAP decidió eliminar algunos parámetros que se consideraban inicialmente, dado que nunca fueron limitantes y en cambio encarecían y dificultaban innecesariamente los monitoreos (en esa medida la opinión de expertos se sustituyó progresivamente por los hallazgos reales en campo durante 10 años, en 20 microcuencas y más de 65 sitios de muestreo, en cuanto a la determinación de los parámetros principales a considerar). No obstante, otros parámetros que tampoco han resultado limitantes, se mantienen bajo monitoreo debido a que ayudan a explicar comportamientos de los demás.

Los protocolos de levantamiento de datos y toma de muestras han seguido los estándares del IDEAM y Corantioquia, entidad que ha recibido tradicionalmente las muestras para el análisis en su laboratorio de aguas certificado por el IDEAM. Con relación a los monitoreos de retiros de quebradas se sigue la metodología establecida por el Observatorio Ambiental Local -OALSAP- (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016) y con relación a los macroinvertebrados se

siguen los protocolos establecidos para la caracterización de los sitios bajo la metodología BMWP/Col (Roldán, 2003; Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016).

De otro lado, se resalta que la investigación se centra en la calidad del agua superficial, con énfasis en el uso de preservación de flora y fauna, establecido en el artículo 2.2.3.3.2.1 sobre los usos del agua, contemplado en el del decreto 1076 de 2015. En caso de que dicho uso no contemple rangos o niveles para algunos parámetros en ese uso se emplean los de otros usos como el recreativo e incluso de consumo humano y normas o criterios internacionales. Esta determinación se tomó, teniendo en cuenta que el mejor estado ambiental de las aguas debería corresponder con el mejor estado ecológico del ecosistema en su conjunto (el menos perturbado por acción humana) y en esa medida garantiza su uso para los procesos naturales (funcionalidad, estructura, composición), pero también para cualquier otro uso que el ser humano desee hacer del agua, en consonancia con OWRB (2015), Jara (2016), entre otros.

De acuerdo con Samboni et al (2007), en general los métodos de evaluación de la calidad de las aguas bajo el enfoque de índices de calidad fueron propuestos inicialmente en la década del 60 por investigadores como Horton y Liebman y luego otros investigadores profundizaron y diversificaron las propuestas (Samboni, Carvajal, & Escobar, 2007) aunque ya desde el siglo XIX se había iniciado el tratamiento del tema (Lumb, Sharma, & Bibeault, 2011).

El recorrido histórico de la formulación de ICA pasa por varias décadas y muchos investigadores, así como organismos de investigación, diversos métodos y un numeroso grupo de variables: desde dos o tres, hasta más de 150, para el caso de índices fisicoquímicos y microbiológicos (Bai, Bouwmeester, & Mohan, 2009; BES, 1990, pág. 41; Torres, Cruz, & Patiño, 2009; Fernández, Ramírez, & Solano, 2003, pág. 211; Castro, Almada, Ferrer, & Díaz, 2014, pág. 114), por ejemplo en Europa son de uso frecuente más de 30 índices, algunos con hasta 72 variables (Fernández, Ramírez, & Solano, 2003); algo similar ocurre con los índices bióticos

que también cuenta con varios métodos (UNESCO/WHO/UNEP, 1996; UNEP-WHO, 1996; BES, 1990, pág. 30; Roldán, 2003).

Algunos centros de investigación conceptúan que es más importante definir con claridad cuales parámetros incluir en un índice que el número de variables involucradas en el mismo, no obstante, algunos investigadores recomiendan que el número de parámetros debería estar entre 7 y 10, evitando que los parámetros seleccionados estén altamente correlacionados (CCME, 2017, págs. 17-18).

En Colombia a partir de los años setenta empiezan a realizarse estudios de las características biológicas y fisicoquímicas de los ecosistemas acuáticos. No obstante, desde antes se usaban algunos indicadores fisicoquímicos, y ya entrada la década de los 90 se dio preponderancia a los estudios fisicoquímicos junto con los biológicos, proponiéndose incluso que los estudios y monitoreos de calidad de aguas deberían contemplar ambos enfoques dado que se complementan y dan una visión más acertada de la realidad de los cuerpos de agua (Orozco et al, 2005, citado por Samboni et al, 2007). Posteriormente se propuso una visión más integral y complementaria donde factores biológicos, fisicoquímicos y otros ecosistémicos relacionados con la cuenca deberían dar mejor explicación del estado ambiental de las aguas. Esta última perspectiva es la que aplica el OALSAP, mediante la creación y uso de varios índices, incluido el índice de intervención de retiros de quebradas (IIRSAP).

A pesar de que en el mundo estudios y propuestas de indicadores biológicos vienen desde mediados del siglo XIX, una de las primeras propuestas del enfoque biológico para Colombia fue planteada por Roldán quien propuso la metodología Biological Monitoring Working Party (BMWP), inicialmente establecida en Inglaterra en 1970 y adaptada en Colombia por el citado investigador como BMWP/Col (Roldán, 2003).

Basilico et al (2015), hacen reconocimiento de los ICA como una poderosa herramienta técnico-científica que integra mucha información en pocos datos, facilitando la toma de decisiones. Por su parte Allan, reconoce la influencia del estado de las coberturas ribereñas en la calidad de las aguas corrientes (Allan,

2004), lo cual debería ser considerado en la evaluación del índice BMWP/Col, y Basílico et al (2015) reporta que las condiciones de las corrientes no sólo reflejan las condiciones de los ecosistemas hídricos, sino también el de las rondas de las corrientes (Basílico, De Cabo, & Faggi, 2015, pág. 121), perspectiva en la que coincide el OALSAP (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016; 2013; 2012) y estudios de otras latitudes (Burton & Pitt, 2001). Otra investigación en China reporta que el uso de la tierra y las coberturas vegetales en las áreas adyacentes a las corrientes hídricas son claramente influyentes en la calidad del agua de las corrientes y en la diversidad de especies y macroinvertebrados (Zhou, Wu, & Peng, 2012). A pesar de estas consideraciones, para el caso de la presente investigación se tomará como comparativo al índice BMWP/Col, tal cual se aplica en el país (es decir sin consideraciones sobre el estado ambiental de las rondas hídricas), y sólo en casos explícitos se harán las observaciones y ajustes del caso (en relación con la influencia de las rondas hídricas) en el proceso de construcción del índice de calidad objeto de este trabajo.

En Colombia el IDEAM tiene establecida una propuesta para el cálculo del índice de calidad de aguas en corrientes superficiales (ICA), resumido en la hoja metodológica (IDEAM, 2014); pero igualmente varias corporaciones ambientales tienen sus propios índices (CDMB, 2010; CORNARE, 2009; AMVA, 2016) basadas en la del IDEAM. Además existen otras propuestas generadas para corrientes superficiales que han tenido aplicación local o regional (González, Caicedo, & Aguirre, 2013; Jiménez & Vélez, 2006; Torres, Cruz, & Patiño, 2009).

En este último caso se destaca en los monitoreos de las subcuencas de la quebrada Doña María la propuesta de un índice tradicionalmente usado, pero que debe ser ajustado para su aplicación en cuencas andinas en zonas rurales de montaña, lo cual es el objetivo de la presente investigación, aprovechando la información levantada durante cerca de 10 años de monitoreos (6 campañas) en la microcuenca Doña María, al occidente del Valle de Aburrá (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016). El índice contempla 8 variables cuyas ponderaciones y curvas de Q_i por parámetro requieren ajustarse, mediante la

consulta de fuentes secundarias de investigaciones que aborden el tema de niveles críticos para cada parámetro contemplado en el índice propuesto (coliformes fecales, coliformes totales, DBO_5 , DQO, OD, Sat OD, turbidez y CE). Hasta ahora no se han incluido en el ICA los sólidos suspendidos totales (SST) que algunas veces han resultado limitantes. La validación del índice fisicoquímico y microbiológico resultante se comparó con los resultados de calidad mediante el índice BMWP/Col para realizar los ajustes, aprovechando una información parcial de monitoreos biológicos simultáneos que han sido realizados en las últimas dos campañas.

Para el ajuste de los valores Q_i (obtenidos de las curvas funcionales creadas para esta investigación) y P_i (factores de ponderación creados para esta investigación) en cada parámetro, se tienen en cuenta los valores establecidos en la norma de Colombia (decreto 1076 de 2015, guía MAVDT, 2005, Objetivos de calidad río Aburrá a 2022, propuestas del IDEAM en el ENA 2010), las recomendadas por algunos organismos internacionales reconocidos (OMS, CEE, EPA, ministerios de ambiente latinoamericanos, entre otros) e investigaciones realizadas en el país y otras de las zonas tropicales de América, incluyendo bioensayos sobre los parámetros considerados. Finalmente se tienen en cuenta las recomendaciones realizadas en los estudios de monitoreo de la microcuenca Doña María, durante los últimos 11 años, para los diferentes parámetros.

5.5.1. Descripción de los parámetros involucrados en la investigación

La determinación sobre el número y tipo de parámetros a considerar en un ICA no es un asunto absoluto, sino que depende de los intereses regionales e institucionales, de las condiciones ambientales de la cuenca y los ecosistemas implicados, de limitaciones en recursos logísticos y económicos para monitoreos, del enfoque sobre el uso o los usos a destinar el agua, de la información existente con relación a ellos en las microcuencas evaluadas, de los criterios del investigador, entre otros factores técnicos, científicos, económicos y de política pública (Ministerio

de Ambiente de Chile, 2010, pág. 19; Torres, Cruz, & Patiño, 2009; IDEAM, 2004; CCME, 2017).

Esta realidad sobre la complejidad en la formulación de ICA y la diversidad de enfoques, hace que en mundo existan números índices que incluyen usualmente desde 2 hasta 73 variables (Unipamplona, 2005, pág. 33; Castro, Almada, Ferrer, & Díaz, 2014, pág. 122) cuya aplicabilidad es generalmente local o regional, aunque algunos índices pretenden ser universales como el propuesto por Boyacioglu en 2007 (Castro, Almada, Ferrer, & Díaz, 2014, pág. 117), pero también existen metodologías de monitoreo que incluyen cerca de 150 indicadores químicos, como la usada en Cataluña (Bai, Bouwmeester, & Mohan, 2009, págs. 51-52) y aún más, algunas estrategias de monitoreo incluyen hasta de 226 parámetros, considerándose metodologías no sólo universales sino muy integrales como la estrategia AMOEBA, cuando se incluyen los 9 índices de la estrategia completa (De Zwart & Trivedi, 1995; Unipamplona, 2005, págs. 101-102).

No obstante, investigadores e instituciones dedicadas en profundidad al tema de evaluar la calidad del agua en corrientes hídricas, conceptúan que el número ideal de parámetros en un ICA debe estar entre 7 y 10, y que lo más relevante es la decisión sobre cuales parámetros son los pertinentes en cada caso, así, un número muy bajo de variables incrementa el riesgo de perder información valiosa y un número muy elevado (más de 20), aporta poca información adicional (CCME, 2017, págs. 9-18).

Casi siempre la decisión sobre cuáles parámetros son los pertinentes es tomada mediante consulta de expertos (método Delphi) y no tanto por evidencias de investigaciones biológicas locales o regionales (bioanálisis, ensayos ecotoxicológicos e investigaciones similares) como debería suceder de manera ideal (MAVDT, 2005, págs. 16-21), igual sucede con relación a la determinación de los pesos relativos de cada variable, lo cual puede constituirse en una limitación dado que puede perderse objetividad y muchas veces resulta ser un asunto de información redundante, debido a que los académicos, funcionarios públicos e

investigadores comparten los mismos referentes aceptados internacionalmente y los aplican a regiones, cuencas y ambientes muy distintos de manera uniforme.

Tradicionalmente el OALSAP ha incluido en el ICA 8 parámetros, los demás parámetros recomendados y monitoreados en el marco del programa de monitoreo se miden con el fin de ayudar a explicar los fundamentales. Igual papel cumplen las evaluaciones de calidad ambiental de retiros de quebradas y como índice complementario y comparativo se realiza la valoración de calidad por el método BMWP/Col.

Por otro lado, si bien es válido realizar una interpretación individual de los parámetros considerados en la evaluación de calidad del agua (MAVDT, 2005, pág. 16), esta información no explica sinergias e influencias entre variables y más bien se usa para explicar casos específicos de contaminación como sucede con los ICOs, y en esa medida por lo general se prefiere el análisis de calidad de aguas mediante índices compuestos, como el objeto de esta investigación, aunque es necesario reconocer que en realidad se trata de enfoques complementarios, no excluyentes (ICAs e ICOs), bajo esta perspectiva, es muy importante reconocer la importancia y los efectos individuales de cada parámetro, por lo cual se describen a continuación someramente cada uno.

Coliformes Totales (CT)

Este parámetro resulta ser uno de los más importantes en las microcuencas estudiadas dado que se presenta como limitante (incumple la norma colombiana, decreto 1076 de 2015) en todas ellas y en la mayoría de sitios a lo largo de todo el periodo. No existen sitios en las partes medias y bajas de las 20 quebradas estudiadas que no rebasen el límite establecido por la norma durante todos los años de estudios y solo 4 sitios en las partes altas han cumplido eventualmente con la norma, pero en otros años no (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016). En la figura 1, se observa el comportamiento de esta variable en el periodo y sitios estudiados, en cuanto a coliformes totales (NMP), por sitio y por campaña.

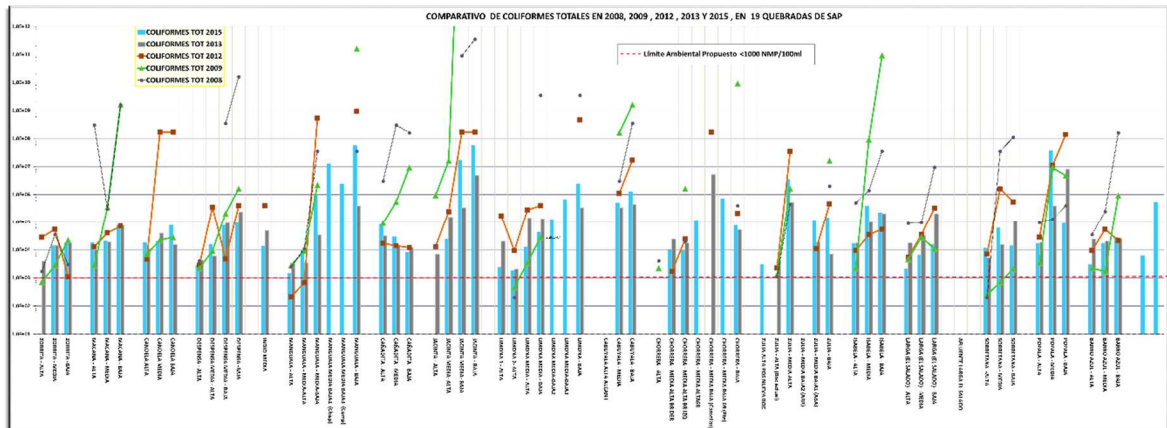


Figura 1. Comportamiento histórico de CT en las subcuencas de la Doña María
 Fuente: Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016

Los coliformes totales son un grupo de bacterias muy amplio que incluyen tanto microorganismos que habitan en los intestinos de animales de sangre caliente, como en los suelos y otros componentes del ambiente. La mayoría de ellas no son nocivas para la salud humana, no obstante, se consideran como indicadoras de la salud ambiental del agua (especialmente del agua para consumo humano) debido a que este grupo incluye al subgrupo de las fecales, quienes a su vez se consideran indicadoras probables de la presencia de algunos microorganismos patógenos para muchos animales y especialmente para el ser humano (Faillagi, 2015).

Las bacterias coliformes totales son un grupo de microorganismos gramnegativos que incluye coliformes termotolerantes, bacterias fecales, y otras bacterias ambientales (en hábitats de suelos y bosques), son relativamente inofensivas y algunas incluso son necesarias en nuestros cuerpos dado que viven en grandes cantidades en los intestinos del hombre y animales de sangre fría y caliente y contribuyen con la digestión de los alimentos (UNEP-WHO, 1996).

Una alta presencia de coliformes totales en el agua, no necesariamente indican presencia de excretas, pues estos coliformes pueden estar teniendo su origen en la erosión de suelos de la cuenca aguas arriba del sitio muestreado, igualmente pueden provenir de la remoción de sedimentos en ríos y quebradas,

asociados a épocas de altas temperaturas y periodos de sequía unido a eventuales lluvias fuertes (Faillagi, 2015, págs. 108, 109)

En Colombia la normatividad vigente (decreto 1076 de 2015) establece que el nivel máximo de CT en muestras de agua destinadas al tratamiento de agua para consumo humano que requiera sólo desinfección es de menos de 1000 CT (NMP)/100ml, igual que para el uso de recreación con contacto primario y no establece norma para el uso de preservación de flora y fauna, ni para el consumo animal.

Coliformes Fecales (CF)

Este parámetro también resulta ser uno de los más importantes en las microcuencas estudiadas dado que se presenta como limitante en todas las quebradas y en la mayoría de sitios a lo largo de todo el periodo (ha resultado incumpliendo la norma de más de 200 CF NMP/100ml en todos los sitios en algún momento, excepto en 2 de los 63 del total estudiados entre 2007 y 2015-16). Ningún sitio en las partes medias y bajas de las 20 quebradas estudiadas ha cumplido el límite establecido por la norma durante el periodo de estudio y solo 2 sitios en las partes altas han cumplido siempre con la norma. Esta variable muestra una fuerte correlación con CT en todas las quebradas y sitios estudiados de las subcuencas de la Doña María (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016), lo cual puede observarse en la figura 2 que muestra la situación en el monitoreo realizado en 2015-2016; sin embargo en general esta correlación no es muy aceptada en todos los casos, por ejemplo la Organización Mundial de la Salud destaca que las bacterias coliformes totales incluyen organismos que pueden sobrevivir y crecer en el agua, y que por lo que no son útiles como un indicador de patógenos fecales (WHO, 2018, pág. 81).

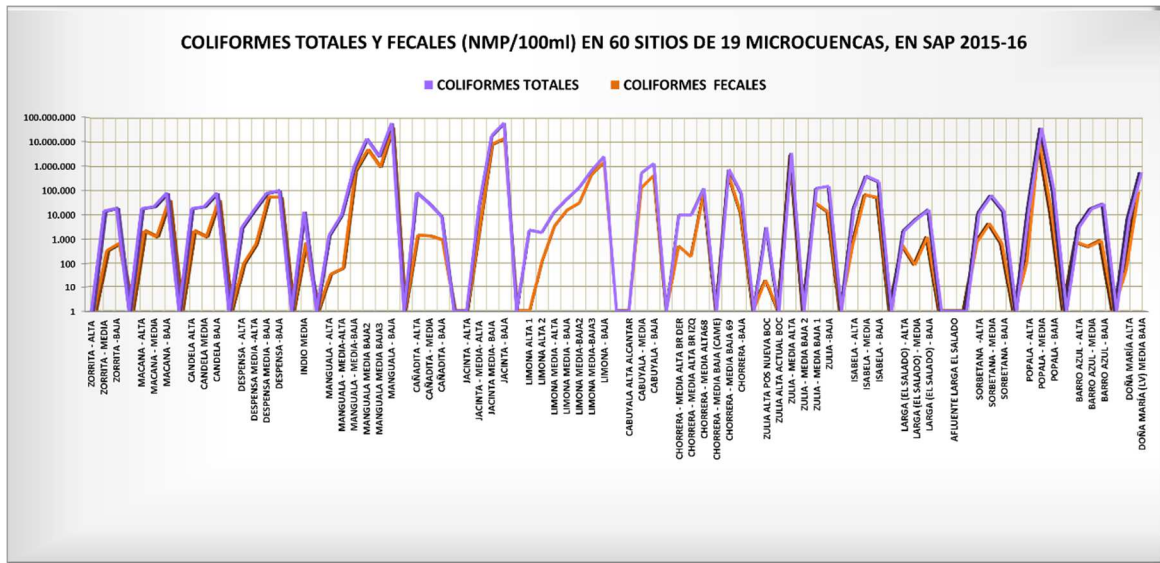


Figura 2. Comportamiento de los CT y CF en diferentes sitios de las subcuencas de la Doña María
Fuente: Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016

En la figura 3, se observa el comportamiento de esta variable en el periodo y sitios estudiados.

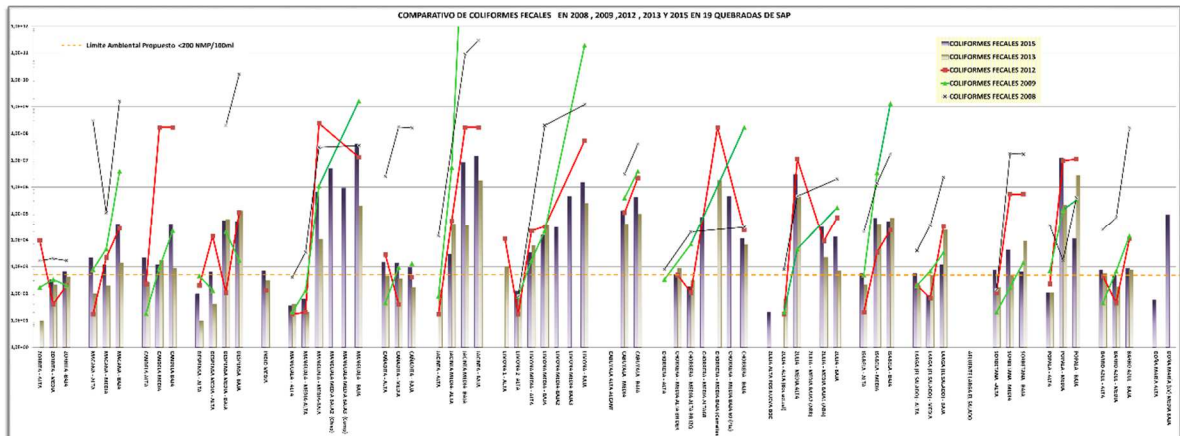


Figura 3. Comportamiento histórico de CF en las subcuencas de la Doña María
Fuente: Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016

De acuerdo con la OMS et al (2012), en el mundo pueden existir más de 1400 especies de microorganismos patógenos asociados con enfermedades humanas,

pero sólo una porción muy pequeña de ellas se transmite por agua (OMS, EPA, & IWA, 2012, pág. 28)

Las bacterias coliformes fecales han sido usadas desde hace mucho como indicadores de la presencia de patógenos en el agua, aunque muchas de ellas no lo sean. La presencia en el agua de un grupo específico de coliformes, las coliformes fecales, revela que los cuerpos de agua han sido contaminados por excretas de animales y/o del hombre y en esa medida existe una probabilidad de que esas aguas también contengan bacterias y virus nocivas para los humanos, dado que las bacterias y virus nocivas se encuentran en las heces de personas enfermas y en esa medida se constituyen en un foco de dispersión de las enfermedades entre las cuales se cuenta la diarrea, la tifoidea, la gastroenteritis viral y bacteriana, la hepatitis A. Algunas de las bacterias que pueden transmitirse por el agua son *Salmonella typhi* y *S. paratyphi*, *Vibrio*, *Escherichia coli* enterotoxigénica, *Yersinia*, *Shigella*, pero además *Mycobacterium*, *Leptospira*, *Pasteurella* y virus como enterovirus, Adenovirus, rotavirus, entre otros y pueden enfermar a las personas y animales no sólo con la ingesta directa, sino al usar el agua en actividades de aseo o recreativas (UNESCO/WHO/UNEP, 1996, pág. 117; OMS, 2003, pág. 124).

Las coliformes fecales, pueden crecer y multiplicarse a temperaturas más altas que el resto de las coliformes (por eso son denominadas termotolerantes, crecen a temperaturas entre 44°C y 44,5°C) pues su hábitat común son los intestinos de animales de sangre caliente (incluido el hombre) y dentro de este grupo, la especie más común es *Escherichia coli*, que puede llegar hasta el 95% del total (UNEP-WHO, 1996, pág. 230). Como estas bacterias están asociadas con procesos digestivos y habitan los intestinos, normalmente salen con las heces (junto con muchos otros microorganismos) pudiendo contaminar las aguas y en esa medida son indicadores de la probabilidad de presencia de los microorganismos nocivos. En esta perspectiva es posible que muestras de agua tomadas en zonas altas de montaña, donde no existen actividades humanas (como en áreas protegidas) puedan presentar tanto coliformes totales como fecales, aunque en bajas concentraciones.

Por otro lado, las fuentes de CF en las corrientes hídricas de las subcuencas de la Doña María no sólo se explican por descargas directas de aguas residuales, sino también por los fenómenos asociados a la escorrentía superficial principalmente la asociada a las áreas de pastizales ya sea que tengan riego permanente de excretas líquidas o no. Sin embargo, algunos autores reportan que la supervivencia de los CF en las corrientes receptoras es efímera (entre 24 y 48 horas, para el 99% de las bacterias), aunque esta duración se hace más larga cuando logran incorporarse en los sedimentos de las quebradas y ríos, en donde pueden sobrevivir hasta por semanas o meses (Burton & Pitt, 2001, pág. 82); por su parte Chapra y Pellier (2003), citados por Torres-Vega (2009), reportan que el comportamiento de los CF en un cuerpo de agua depende básicamente de dos factores: la muerte y el asentamiento y al respecto crearon una ecuación para el cálculo respectivo (Torres-Vega, 2009, pág. 91), aunque es necesario tener en cuenta que procesos de resuspensión de sedimentos, por ejemplo en eventos de aumento de caudales por lluvias, pueden volver a incrementar la cantidad de CF en la corriente.

En Colombia la normatividad vigente (decreto 1076 de 2015) establece que el nivel máximo de CF en muestras de agua destinadas al tratamiento de agua para consumo humano que requiera tratamiento convencional es de menos de 2000 CF (NMP)/100ml, y menos de 200 CF (NMP)/100ml para el uso de recreación con contacto primario y no establece norma para el uso de preservación de flora y fauna, ni para el consumo animal, lo cual refleja una tendencia muy fuerte a nivel mundial relacionada con la poca importancia que le da a la salud ambiental, cuando no implica directamente en sus efectos a la especie humana.

Oxígeno Disuelto (OD)

Este parámetro hace alusión a la cantidad de oxígeno que está presente en el agua (usualmente medida como mg de OD /l) y es considerado como uno de los más

importantes en todo el mundo, independiente del modelo de evaluación de la calidad de aguas. En Colombia también es considerado como fundamental.

No obstante dado que esta investigación se centra en las cuencas rurales de montaña, las cuales por lo general presentan altas pendientes y rugosidad de los lechos, lo que genera elevados regímenes de reaeración a lo largo de toda la corriente, algunos investigadores en microcuencas como La Doña María y la Ayurá (cercana y similar a la anterior) recomiendan no asignarle demasiado peso relativo frente a otros parámetros (González, Caicedo, & Aguirre, 2013; Holguín & Camacho, 2003), e incluso algunos recomiendan no incluirlo en procesos de evaluación de calidad de agua en la Doña María (basados en un estudio puntual), pues debido a sus condiciones de altas pendientes y rugosidad, así como pequeños saltos a todo lo largo de su recorrido, entre otros factores hidráulicos, siempre exhibirá altos niveles de OD, independientemente del estado de contaminación que presente la quebrada en algunos sitios (Jiménez & Vélez, 2006, pág. 68). Por su parte el programa de monitoreo de las 20 subcuencas de la Doña María, siempre ha incluido este parámetro y recomienda hacerlo, dado que el fenómeno de alta reaeración no es uniforme en todo el recorrido de las quebradas y además ha resultado ser clave para explicar varios fenómenos de autodepuración drástica en algunos tramos de corrientes (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2009; 2012; 2013; 2016)

Tradicionalmente varios sitios en las subcuencas estudiadas no cumplen con el nivel estipulado en la normatividad colombiana de 5 mg/l (decreto 1076 de 2015) frente a este parámetro en aguas corrientes superficiales dulces y frías. Por ejemplo, en la campaña de 2015-2016, 6 sitios presentaban una concentración inferior a este nivel; pero si se toma el nivel de 6 mg/l, que tiende a ser más aceptado internacionalmente en la actualidad, se observa que 11 sitios no cumplen, y para el caso de 7 mg/l, que es un nivel estándar mínimo en varios países tanto de zonas templadas como tropicales, 30 sitios no cumplen, de un total de 65 sitios evaluados en las 20 subcuencas. No obstante, algunas agencias ambientales (especialmente en zonas templadas) como la CCME (1999), de Canadá, tienen como rango mínimo

de OD más estricto: para una buena calidad de agua el rango es 9,5 - 6,5 mg/l (según se trate de estados juveniles u otros estados de desarrollo respectivamente), en el caso de aguas frías como las que trata esta investigación.

En la figura 4, se observa el comportamiento histórico de esta variable en el periodo y sitios estudiados. Los valores mostrados en la gráfica muestra el promedio de varias decenas de datos capturados en campo directamente, cada tres segundos, con un multiparamétrico, según se describe en los estudios respectivos de cada campaña.

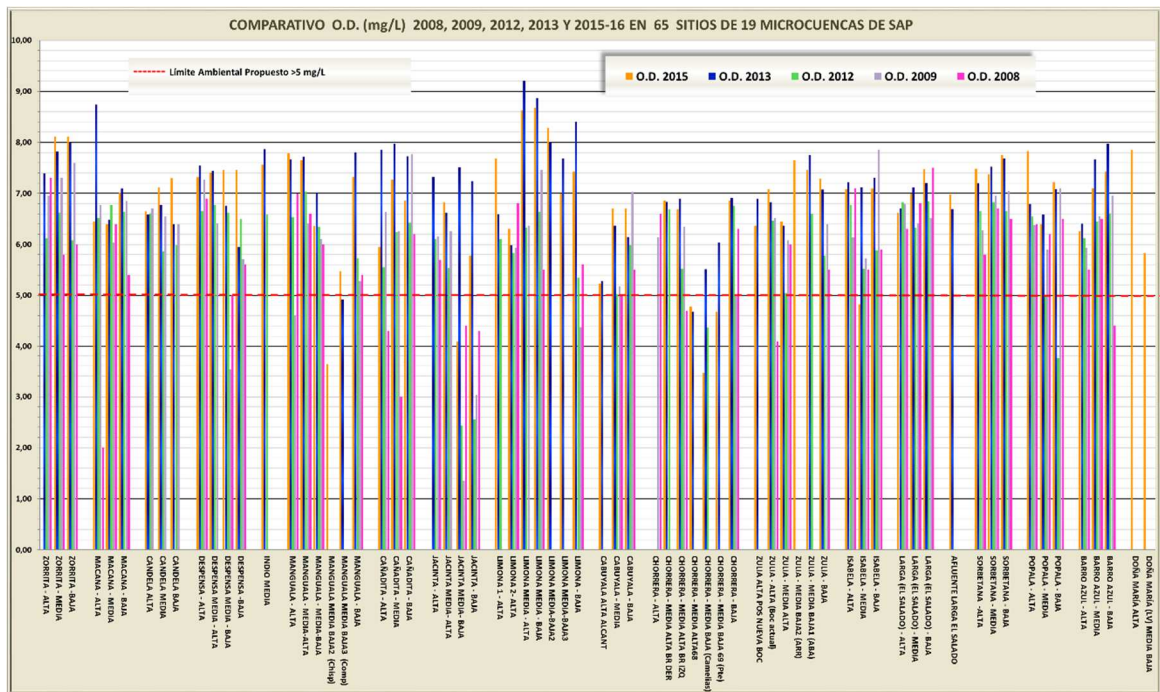


Figura 4. Comportamiento histórico del OD en las subcuencas de la Doña María Fuente: Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016

El OD ingresa al agua por varios medios: por la respiración de plantas acuáticas, mediante la interfase atmosfera-superficie del agua, de manera acelerada por procesos de reaeración debido a pequeñas o grandes cascadas en los cauces (turbulencia), la velocidad de la corriente también influye de manera directamente proporcional, pero en el fenómeno de disolución del oxígeno atmosférico en el agua también influye la salinidad (de manera inversa), la

temperatura del agua (de manera inversamente proporcional) y la presión atmosférica (de manera directamente proporcional), (Faiilagi, 2015, pág. 103; UNESCO/WHO/UNEP, 1996, pág. 86).

Por su parte Holguín & Camacho (2003), aseguran que la reaireación es la principal fuente de OD en las corrientes, y particularmente en las corrientes de montaña determinan su elevado grado de autodepuración, pero igualmente recalcan que las tasa de reaireación (K_a) al ser calculadas con ecuaciones empíricas, tienen validez en los ecosistemas donde fueron creadas (casi siempre en las zonas templadas), pero que generan dificultades al trasladar los datos a los ríos y quebradas de montaña del trópico americano (Holguín & Camacho, 2003, pág. 83), pero en general en nuestras cuencas de montaña al aumentar el caudal aumenta la K_a , casi siempre debido a las macro rugosidades presentes en los cauces (Holguín & Camacho, 2003, pág. 89). Para una mayor información sobre tasas de reaireación se invita al lector a consultar el artículo citado.

Bajos niveles de OD en el agua pueden afectar severamente la vida acuática tanto de peces como de macroinvertebrados y otros grupos, aunque sus afectaciones son diferentes para cada grupo de animales, pero incluso concentraciones de OD inferiores a 7 mg/l pueden afectar algunas especies, sobre todo en etapas tempranas de desarrollo y concentraciones de 5 mg/l resultan moderadamente limitantes para muchas especies exigentes como los salmónidos o estados tempranos de especies no salmónidas (EPA, 1986, págs. 216-218), pero además bajos niveles de OD en el agua afectan la capacidad de autodepuración de los ríos (UNESCO/WHO/UNEP, 1996, pág. 86). En Colombia este tipo de investigaciones (bioensayos en cuencas de montaña y con nuestras especies autóctonas) son escasas, por lo cual generalmente se referencian informes de ecosistemas de zonas templadas, cuando se trata de aguas superficiales dulces y frías.

A nivel del mar (1 atmósfera de presión) y a 0°C la concentración de OD normal es cercana a 15 mg/l, pero a esa misma presión y a 25°C la concentración normal (100% de saturación) es de unos 8 mg/l, sin embargo en condiciones naturales, todo

esto depende tanto de los contextos de la cuenca como de las condiciones internas o propias de las características hidráulicas y fisicoquímicas, entre las que destacan, la temperatura del agua, la presión atmosférica, turbulencias en la corriente, los procesos biológicos, las cargas de materia orgánica, incluso eventos de lluvias que generen resuspensión de sedimentos pueden bajar los niveles de OD, entre otras (UNESCO/WHO/UNEP, 1996, pág. 86; CCME, 1999, pág. 1; Burton & Pitt, 2001, págs. 74-75). En general el OD, en diferentes tipos de corrientes, se encuentra en concentraciones desde 0 hasta 18,4 mg/l (CCME, 1999, pág. 2). La EPA reporta que la disolución máxima (normal o con 100% de saturación) de oxígeno en el agua en función de la temperatura varía desde 14,6 mg/l (a 0°C), hasta 5,95 mg/l (a 45°C), pasando por 10,76 mg/l (a 12°C) y 9,07 mg/l (a 20°C) (EPA, 2019).

Torres-Vega (2009), basado en investigaciones de Chapra y Pellier, muestra una ecuación propuesta para determinar la manera en que el OD aumenta o disminuye según los mecanismos de transferencia y agentes del entorno, incluyendo: crecimiento del fitoplancton, crecimiento de las algas del fondo, oxidación rápida de carbono, reaireación de oxidación, temperatura, entre otros, lo cual muestra la complejidad de las reacciones y procesos involucrados en los niveles de OD en una corriente (Torres-Vega, 2009, págs. 89-90). Y más recientemente Chapra et al (2008), ha incorporado ecuaciones para el OD y la saturación de OD en el modelo QUAL2K, teniendo en cuenta las influencias de factores bióticos como la fotosíntesis y la respiración y factores abióticos como la temperatura en los citados parámetros (Chapra, Pelletier, & Tao, 2008, págs. 54, 74).

Las bajas concentraciones de OD pueden afectar la calidad del agua químicamente de manera indirecta al promover estados de reducción de iones metálicos, en compuesto que estaban precipitados como hidróxidos, lo cual afecta una gran cantidad de especies acuáticas, de acuerdo con bioensayos (CCME, 2003, pág. 66)

Los efectos tanto agudos como crónicos por déficit de OD en peces han sido estudiados mediante bioensayos, los cuales han mostrado efectos variables

dependiendo de las especies y del estado de desarrollo del espécimen. Según el grado de déficit de OD, los efectos van desde la muerte de individuos, hasta la pérdida de movilidad o lentitud notable, carencia de movimiento opercular, atraso considerable en el crecimiento y desarrollo, incapacidad parcial o total de nadar, debilidad general, incremento en enfermedades, aumento de la exposición a riesgos por otros contaminantes, gasto energético excesivo para satisfacer las necesidades de oxígeno, afectaciones a la reproducción, retraso en crecimiento embrionario y en la eclosión de huevos, modificaciones en los patrones de alimentación, malformaciones fisiológicas entre otras, con los consiguientes efectos sobre la supervivencia de la especie (CCME, 1999, pág. 3; 2003, págs. 65-66; Priyanka Sharma & Sujata Gupta, 2014, pág. 56).

En el caso de macroinvertebrados las investigaciones (bioensayos) son más numerosas, pero a la vez los resultados son menos generalizables debido a la gran variación en la adaptabilidad de este tipo de animales a condiciones muy diferentes de OD, de acuerdo con las distintas especies. Algunos muestran rangos de concentración de OD muy estrechos en los que pueden sobrevivir, pero otras especies los tienen muy amplios, gracias a que introducen en sus comportamientos mecanismos de adaptación dinámica como incremento de hemoglobina, regulación del consumo de oxígeno, movilidad, intercambio de oxígeno directamente de la atmósfera, entre otros, esto lleva a que algunos puedan sobrevivir en aguas que presentan OD por debajo de 1 mg/l, pero otras especies manifiestan estrés y afectaciones cuando la saturación de oxígeno baja más del 96% (CCME, 1999).

Saturación de OD (% sat OD)

El porcentaje de saturación del OD en el agua es considerada por muchos investigadores como más adecuada que la concentración en términos de mg de OD/l, debido a que una misma cantidad de OD puede corresponder a diferentes grados de saturación dependiendo de otros factores en el agua como la temperatura y la salinidad; por ejemplo el nivel de 5 mg/l en aguas con temperaturas de 26°C

corresponde a cerca del 62% de saturación, pero en aguas de quebradas de montaña, por ejemplo a 13°C, corresponde a 47,5% de saturación y esta situación se hace más dramática en la medida en que se consideran rangos de temperatura más amplios en función de ese nivel de 5 mg de OD/l, que en principio estaría cumpliendo la normatividad colombiana y de otros países. Teniendo en cuenta que porcentajes de saturación de OD moderados y bajos (por debajo de 70%) pueden resultar nocivos para la vida acuática y que estos porcentajes pueden cumplir con el nivel de 5 mg de OD/l, parece conveniente reevaluar esta manera de medir este parámetro o por lo menos contribuye a sustentar la necesidad de medir el OD con ambos criterios. De hecho, el MAVDT (2005), para el grupo IV relacionado con especies resistentes, recomienda que nunca el agua debe tener menos de 5 mg de OD/l, pero no todas las especies son resistentes a condiciones de hipoxia, aunque aún no hay consenso sobre el nivel a partir del cual se consideran condiciones hipóxicas en un ecosistema acuático, quizá porque esto depende del conjunto de especies consideradas, pero también es cierto que con un enfoque ecosistémico las especies menos tolerantes deberían marcar ese nivel.

Existen estudios que muestran daños a algunas especies con niveles de saturación de OD por debajo del 96% para larvas de algunos macroinvertebrados (CCME, 1999, pág. 4). Por su parte la EPA reporta efectos adversos en peces cuando la saturación de OD está en 50% o menos (EPA, 2001, pág. 76), y Priyanka et al (2014, pág. 56), reporta que saturaciones de OD consideradas moderadas modifican los patrones alimenticios del Bagre, en alusión a los reportes sobre esta especie que señalan que niveles por debajo del 59% generan estos comportamientos alimenticios (Randolph & Clemens, 1976).

Pero igualmente saturaciones muy elevadas de OD también pueden ser perjudiciales para peces y aunque tampoco hay consenso sobre este nivel máximo, la mayoría de investigadores ubican los descensos en la calidad del agua, debido a este parámetro cuando excede los 110% o 120% de saturación de OD. El U.S. Department of the Interior Bureau of Reclamation, en 2003, calculó descensos en la calidad del agua a partir de 110%. La UNEP, OMS and WSSCC (1997), generan

descensos progresivos en la calidad del agua a partir de 110%; Hong Kong también contempla descensos progresivos a partir de 110%, y Torres-Vega, a partir de 120%. La NFS, basada en curvas de Cude (2001), establece descensos progresivos a partir de 105%.

En contraposición, De Zwart & Trivedi (1995) no contemplan descensos de calidad bajo ningún nivel de sobresaturación, y por su parte Ramírez et al, (1997 y 1999), tampoco contemplan descensos por sobresaturación de OD. Así mismo la mayor parte de países latinoamericanos tampoco contemplan descensos de calidad por la sobresaturación de este parámetro (UNEP, OMS, & WSSCC, 1997; Unipamplona, 2005).

El IDEAM, señala que cuando el porcentaje de saturación es del 70% o menos, puede presumirse contaminación por vertimientos (IDEAM, 2010, pág. 234).

Por lo antes expresado, parece que esta forma de medir el OD resulta mejor que la medida de mg de OD/l, o como alternativa pueden medirse de ambas maneras e incluirse en la ecuación dividiendo la ponderación asignada al OD, entre estas dos medidas, tal como lo hace el proceso de monitoreo en la Doña María, lo cual no afecta la ponderación total del parámetro, pero aminora posibles errores en comparación al solo criterio de OD como concentración. Algunas propuestas a nivel internacional también contemplan esta posibilidad de usar los dos criterios, por debajo de una saturación del 100% se usa la concentración y por encima del 100%, se usa el porcentaje de saturación (Unipamplona, 2005, pág. 49).

Este criterio tuvo el comportamiento que se muestra en la figura 5, con relación a la campaña de monitoreo 2015-2016. Como se observa, sólo 6 sitios presentan % saturación de OD por debajo de 70%, y 9 sitios por debajo del 80% de saturación, lo cual refleja las enormes aportaciones que realizan los procesos de reaireación en estas cuencas rurales de montaña, especialmente cuando se tiene en cuenta que la mayoría de sitios en las partes medias y bajas tienen altos niveles de contaminación por materia orgánica.

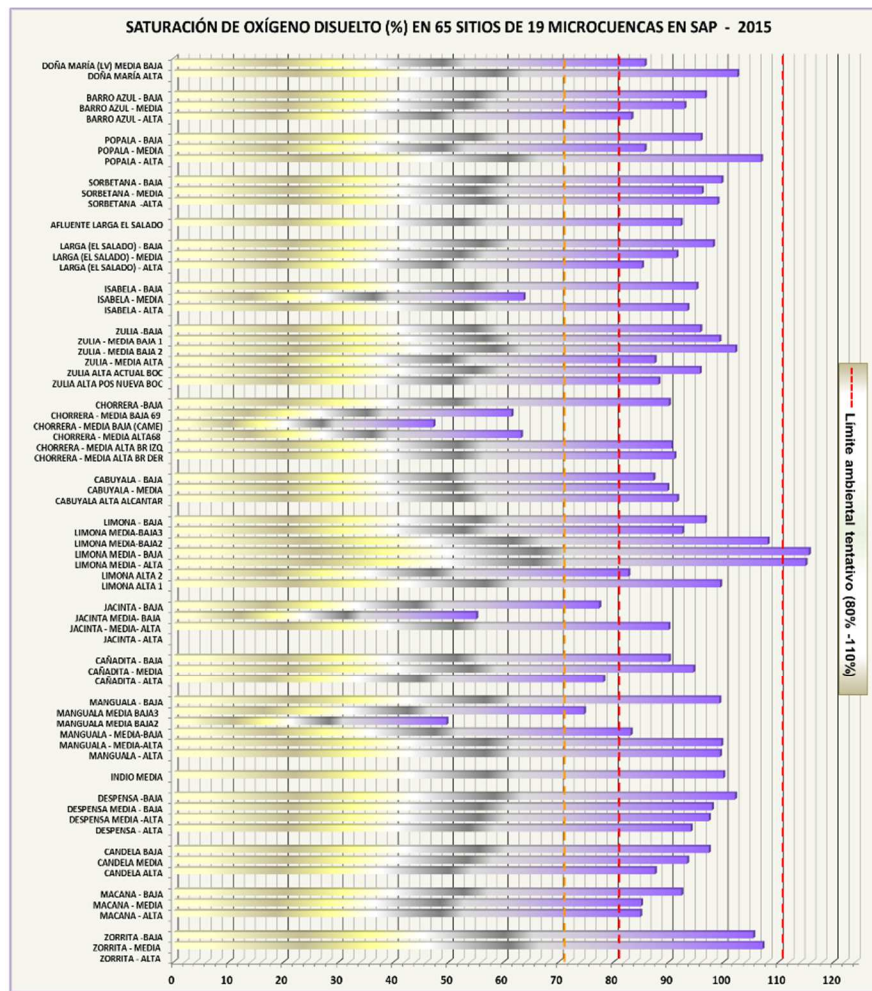


Figura 5. Comportamiento del % saturación OD en las subcuencas de la Doña María
 Fuente: Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

Este parámetro también es considerado como fundamental en casi todos los países del mundo, y casi todas las propuestas de ICA lo incluyen.

La DBO₅ mide la cantidad de oxígeno que las bacterias consumen en los procesos de descomposición de la materia orgánica (M.O.) que existe en el agua, al cabo de 5 días. Si bien una vez transcurridos esos 5 días es muy posible que toda la M.O. presente en la muestra no haya sido descompuesta, internacionalmente se

ha aceptado esta medida, pues explica la mayor parte del proceso de biodegradación (cerca del 65%). Continuar la prueba más allá de ese tiempo, hasta agotar toda la M.O. presente puede implicar cerca de 20 días más, e incluir medidas especiales de laboratorio que contrarresten los efectos de la oxidación de los compuestos nitrogenados (EPA, 2001, pág. 78; NGRDC, 2001, pág. 71). Sin embargo, Pitt (1979) citado por Burton et al (2001), demostró que la DBO₅ proveniente de la escorrentía urbana puede llegar a ser entre 5 y 10 veces más en el lapso de incubación de 10 a 20 días, con relación a la DBO₅ medida al cabo de 5 días (Burton & Pitt, 2001, pág. 75). Otras situaciones similares han hallado distintos autores en el caso de escorrentías rurales cargadas de ácidos húmicos y fúlvicos que son más estables frente a la biodegradación de corto plazo (UNESCO/WHO/UNEP, 1996).

La DBO₅ entonces es un parámetro centrado en la medida de la M.O. fácilmente biodegradable (en menos de 5 días), y en esa medida sirve para determinar el grado de contaminación por M.O., pero hay que tener en cuenta que este proceso de biodegradación es dependiente de otros factores como la temperatura, la clase de microorganismos presentes en la corriente, la presencia y cantidad de nutrientes y toxinas en el medio acuático, entre otros factores que afectan las actividades microbianas (Torres-Vega, 2009, pág. 30; Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016), por lo cual una parte de la M.O. fácilmente biodegradable puede terminar siendo medida en la DQO, en tramos con contaminaciones químicas específicas, aunque para el caso de las microcuencas estudiadas este factor no es muy relevante dado que las corrientes realizan todo su recorrido, desde el nacimiento hasta la desembocadura en lapso de pocas horas.

Según Corantioquia, en ríos y quebradas no contaminadas son comunes valores de DBO₅ por debajo de 2 mg de O₂/l, y si presentan valores superiores a este nivel se presume que están recibiendo vertimientos con aguas residuales. Debido a que la normatividad en Colombia (decreto 1076 de 2015) no contempla límites para esta variable en los usos de recreación, ambiental y agropecuario, en esta investigación se trabaja principalmente con estándares internacionales, tal

como lo hace el programa de monitoreo de las subcuencas de la Doña María (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016). Los objetivos de calidad del río Aburrá establecidos por AMVA (resolución 2016 de 2012), tramo 3, señalan el límite de <15 mg de O_2/L a partir de 2017 (AMVA, 2012).

Debido a las características propias del tipo de microcuencas rurales y de montaña de los que trata esta investigación, tradicionalmente los tramos de quebradas que presentan baja o moderada contaminación por M.O. (en algunos casos incluso alta), medida como DBO_5 , presentan elevados niveles de OD y saturación de OD, por lo motivos antes expuestos, relacionados con la intensa reaireación. Sin embargo, las campañas de monitoreo de entre 2013 y 2016 mostraron que a pesar de que muchos sitios que tenía elevados niveles de OD (más de 5 mg/l) y de saturación de OD (entre 90% y 105%), no terminaban mostrando una buena calidad del agua en el ICA, debido a la fuerte contaminación por patógenos que no garantizan el buen estado ambiental del ecosistema y se demostró que bajo estas circunstancias ocurrían afectaciones a la fauna acuática: peces, cangrejos y macroinvertebrados fueron observados con enfermedades en la piel y caparazones, y algunos individuos empezaban a morir a pesar de la elevada disponibilidad de oxígeno en el agua (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016).

En las subcuencas estudiadas, usualmente una gran cantidad de sitios no cumplen con el nivel máximo de 5 mg/l de DBO_5 y casi todos los mismos presentan muy elevados niveles de patógenos, lo que unidos generan malas calidades de agua. En 2015-2016, un total de 18 sitios de los 65 estudiados no cumplieron con el nivel propuesto de 5 mg de O_2/l o menos, y 7 sitios rebasaron los 20 mg de O_2/l , con algunos casos extremos que superan los 100 mg de O_2/l .

En la figura 6, se observa el comportamiento histórico de esta variable en las subcuencas de la Doña María.

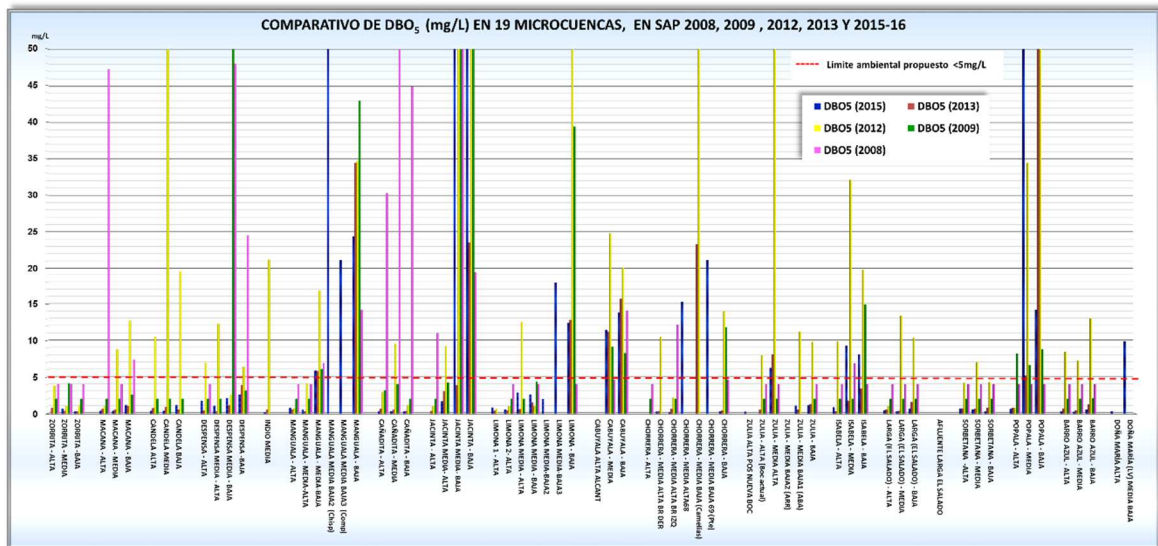


Figura 6. Comportamiento histórico de la DBO₅ en las subcuencas de la Doña María
 Fuente: Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Este parámetro casi siempre está ligado o relacionado con la DBO₅, es considerado como complemento del anterior y también es estimado como fundamental en muchos países del mundo, que lo incluyen en las propuestas de ICA.

La DQO mide la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la M.O. que existe en la muestra de agua y que es susceptible de ser oxidada por medios químicos con oxidantes fuertes como el dicromato. El ensayo de laboratorio para DQO no identifica el tipo de material oxidable ni puede diferenciar entre el contenido orgánico o inorgánico existente en la muestra. En algunos casos puede haber interferencias que lleven a errores leves en la medición del laboratorio debido a que las muestras pueden además tener sustancias inorgánicas susceptibles de oxidación como sulfuros, sulfitos, yoduros, entre otras, pero bajo las condiciones de las microcuencas estudiadas, en zonas rurales sin industrialización, esta posibilidad es despreciable (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016; Bai, Bouwmeester, & Mohan, 2009; UNESCO/WHO/UNEP, 1996). El análisis de la relación DBO₅/DQO es muy usado para definir el tipo de sustancias carbonáceas

predominante en los cuerpos de agua (origen orgánico, de fácil biodegradación o inorgánico de lenta biodegradación).

Algunos autores calculan que en aguas dulces el ácido fúlvico representa entre el 60 y el 90% de las sustancias húmicas disueltas, las cuales son muy estables ante la biodegradación, es decir, presentan DBO_5 baja, pero afectan la DQO (UNESCO/WHO/UNEP, 1996, pág. 100), situación que puede ser importante en cuencas rurales de montaña que están sujetas a procesos de erosión edáfica y escurrimientos laminares de agua provenientes de bosques y rastrojos donde la formación de este tipo de sustancias húmicas es intensa y en esa medida valores de DQO moderados (entre 7 y 10 mg de O_2/l) no necesariamente afectarán de manera importante la vida acuática en este tipo de cuencas, aunque si pueden hacerlo en los cuerpos receptores, asunto tratado en los estudios de monitoreo de las subcuencas estudiadas, cuando se ha abordado el tema de la relación DBO_5/DQO (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016; 2013).

En Colombia el decreto 1076 de 2015 establece como nivel máximo permisible en el uso ambiental, 20 mg de O_2/l . Otra normatividad a nivel internacional es más rigurosa: algunos establecen como límite menos de 3 mg de O_2/l , otros ponen el límite en menos de 7 mg de O_2/l , y otros más en menos de 10 mg de O_2/l ; pero así mismo existen países que ubican el nivel máximo en 30 mg de O_2/l (UNEP, OMS, & WSSCC, 1997, pág. 42; Siyu Chen, Guohua Fang, Xianfeng Huang, & Yuhong, 2018, pág. 4; Bai, Bouwmeester, & Mohan, 2009, pág. 56; OECD-EAP Task Force, 2007, págs. 13,43). Por su parte los objetivos de calidad del río Aburrá establecidos por AMVA (resolución 2016 de 2012), tramo 3, señalan el límite de <30 mg de O_2/L , a partir de 2017 (AMVA, 2012).

En la figura 7, se observa el comportamiento de esta variable en el periodo y sitios estudiados. Como puede verse, aun considerando el nivel de 20 mg de O_2/l , muchos sitios incumplen históricamente la norma colombiana.

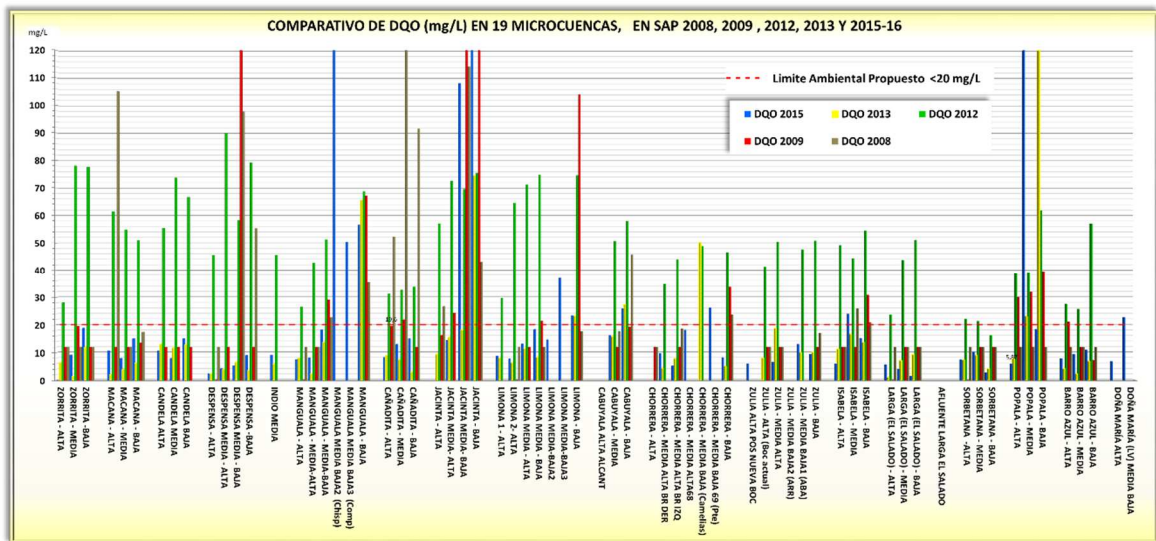


Figura 7. Comportamiento histórico de la DQO en las subcuencas de la Doña María. Fuente: Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016

Turbidez (T)

Este parámetro algunas veces es incluido en los ICA tradicionales, a pesar de que es reconocido como de muy alta importancia en lo que se refiere a los impactos que puede causar sobre la vida acuática. Esta situación se debe, quizá, a que la mayor parte de ICA están enfocados a la determinación de calidad del agua en función del consumo o el uso humano, muy pocas veces para el uso de preservación de flora y fauna de ecosistemas hídricos, y en el caso del consumo humano la turbidez es fácilmente controlable por métodos fisicoquímicos, permitiendo lograr los criterios de potabilización del agua.

La turbiedad está relacionada con la cantidad de sólidos suspendidos en el agua y determina el grado de transparencia de la misma en función de los sólidos suspendidos que contenga (Faiilagi, 2015, pág. 104), a su vez estos sólidos suspendidos pueden provenir de limos y arcillas orgánicas e inorgánicas (por ejemplo provenientes de la erosión de suelos y subsuelos o de actividades mineras, etc.), pero en la turbidez también inciden compuesto orgánicos solubles, el plancton y otros microorganismos en las aguas. Normalmente se consideran que sobre la

turbidez inciden partículas muy pequeñas (menos de 1 μm), y en general se acepta que el material suspendido es el que no pasa por un filtro de 0,45 μm . Se evalúa midiendo el grado de absorción y dispersión de un haz de luz al atravesar un volumen de agua e incidir sobre esas partículas. La medición más confiable y usual es a través de nefelometría por medio de un instrumento que devuelve los valores en Unidades Nefelométricas de Turbidez (UNT). Los valores medidos aumentan con la presencia de partículas de materia orgánica y mineral suspendidas en la muestra. Este parámetro es preferible medirlo directamente en campo, dado que el almacenamiento puede llevar a algún grado de precipitación de las partículas, por ejemplo cuando ocurren cambios de pH (UNESCO/WHO/UNEP, 1996, pág. 83; CCME, 2003, pág. 64; Burton & Pitt, 2001, pág. 834)

Los excesos de turbiedad pueden interferir con los procesos fotosintéticos, al reducir la cantidad de luz disponible para las plantas y otros organismos acuáticos y en esa medida bajar la productividad biológica e incluso incidir en el aumento de temperatura del cuerpo de agua (CCME, 2003, pág. 64), especialmente en ecosistemas lénticos; pero además es indicativo de la probabilidad de daños en la fauna acuática, pues un exceso de sólidos suspendidos puede obstruir en normal desarrollo de huevos, la respiración de macroinvertebrados e incluso obstruir parcialmente las branquias de peces, entre otros. NGRDC (2001), reporta que algunas especies de peces sufren de estrés cuando se someten por largos periodos a más de 25 UNT. Adicionalmente puede afectar la calidad de las aguas para usos recreativos y en general la estética de la quebrada o río, así como el uso en algunas industrias y además el exceso de turbidez puede dificultar y encarecer el tratamiento de agua para consumo humano, especialmente cuando se realiza tratamiento por desinfección, ante la posibilidad de que las partículas puedan proteger a los patógenos en el proceso de desinfección (EPA, 2001, pág. 117).

Muchas veces en periodos climáticos específicos la turbidez correlaciona con los sólidos suspendidos totales (SST) y por este motivo ocasionalmente (luego de calibraciones puntuales para ecosistemas y periodos específicos) puede usarse como medida indirecta de los SST (UNESCO/WHO/UNEP, 1996, pág. 83).

Este parámetro no está contemplado en el decreto 1594/84 (ahora incorporado en el decreto 1076 de 2015) para los usos ambiental o recreativo y tampoco está incluido en los objetivos de calidad del río Aburrá o en la guía del MAVDT de 2005, quizá debido a lo difícil que es cumplir los niveles objetivo que se establezcan a nivel de cuencas urbanas o porque se prefiera usar criterios de SST exclusivamente. Pero la resolución 1096/2000 del Ministerio de Desarrollo Económico de Colombia indica que una fuente “aceptable” para tratamiento, debe tener turbiedad menor a 2 UNT, y que fuentes de calidad “regular” para tratamiento tendrán entre 2 y 40 UNT, las “deficientes” para tratamiento tienen valores entre 40 y 150 UNT y las “muy deficientes” valores >150 UNT (Res. 1096/2000, art. 104 a 107). Algunas normas internacionales recomiendan el límite máximo de 40 UNT (CONAMA, 2005), menos de 50 UNT (República de Uruguay, 1979), otras establecen menos de 50 UNT para peces resistentes y menos de 10 UNT para peces susceptibles como las Truchas (OWRB, 2017), el estado de Georgia (USA), y Venezuela recomiendan menos de 25 UNT (NGRDC, 2001, pág. B6; República de Venezuela, 1995), otras recomiendan que sea inferior a 5 UNT (WHO and India, 2010, pág. 6; República de Perú, 2008), en Panamá se recomienda menos de 3 UNT (República de Panamá, 2000). Esta amplia variabilidad en rangos y límites obedece en parte al enfoque no prioritario que tiene el uso ambiental del agua y además en que en ocasiones parece confundirse el límite para uso ambiental (estrictamente) con objetivos de calidad en diferentes países.

Si se tiene en cuenta el valor de 2 UNT como referente en Colombia, se observa que menos del 20% de los sitios en las partes medias y bajas evaluados en las quebradas de las subcuencas de la Doña María cumplen con el estándar en la campaña de monitoreo de 2015-2016, y si se tiene en cuenta el nivel de 5 UNT, sólo cerca de la mitad de los sitios cumplen en las partes medias y bajas. En las partes altas, solo un sitio no cumple (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016), todo lo cual justifica su incorporación en el grupo de parámetros dentro del índice que se propone para este tipo de cuencas, en el marco de esta investigación.

En la figura 8, se observa el comportamiento de esta variable en el periodo histórico y en los sitios estudiados.

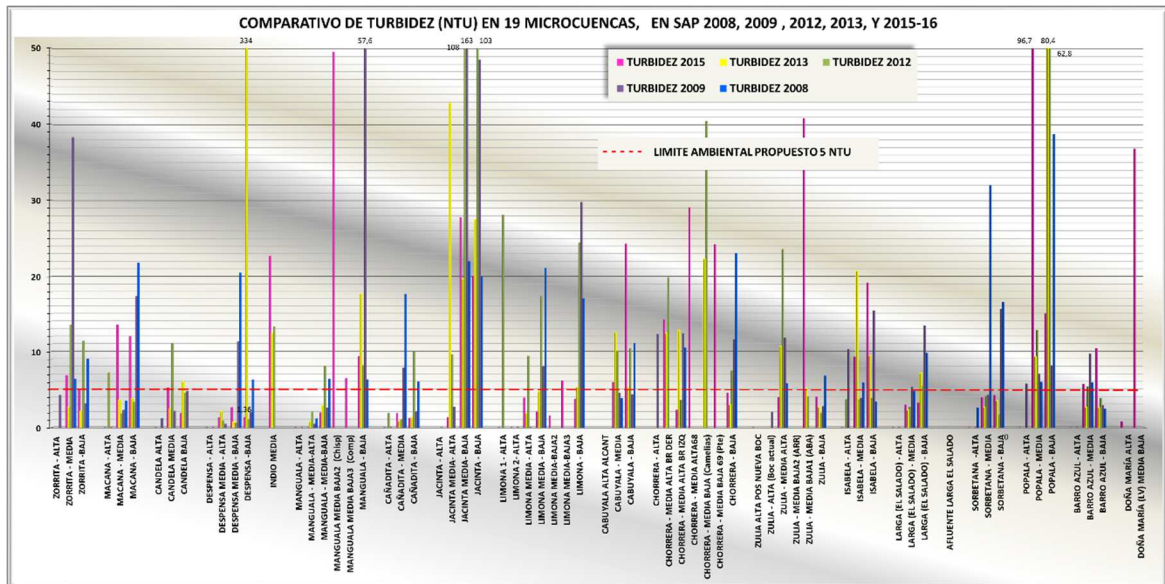


Figura 8. Comportamiento histórico de la turbidez en las subcuencas de la Doña María.

Fuente: Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016

En el caso específico de las subcuencas objeto de esta investigación, la turbiedad proviene tanto de la presencia de materia orgánica (descargas de aguas residuales domésticas, actividades pecuarias y agroindustriales), como de material mineral (arcillas y limos), originado en procesos de socavamiento lateral, derrumbes activos, actividades mineras y de construcción. En los últimos años ha podido apreciarse que en varias quebradas afluentes de la Doña María han desaparecido temporalmente macroinvertebrados y peces, cuando días o semanas antes se presentaron eventos de larga duración (más de 2 o 3 semanas) donde se evidenció el transporte masivo de sedimentos arcillosos originados por movimientos en masa, socavamientos laterales y actividades de minería (especialmente lavado de suelos para obtener arenas). Y estos animales vuelven a hacer presencia sólo después de varios meses de terminar los fenómenos nocivos y de haber clareado las aguas (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016), mostrando que los procesos de recolonización de especies, luego de fuertes impactos por el

incremento exagerado y duradero de la turbidez, es más bien lento, a partir de la cesación del daño ambiental. A este respecto y en el caso de la protección de vida acuática, la EPA recomienda que estos eventos no deben repetirse más allá de una vez cada 3 años (EPA, 2019a, pág. 15).

Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Cuando se alude a “sólidos” generalmente se hace referencia a los compuestos y partículas que permanecen en estado sólido después de la evaporación de aguas naturales. Los sólidos suspendidos totales corresponden al peso seco después de filtrar una muestra de agua (UNESCO/WHO/UNEP, 1996, pág. 82; NGRDC, 2001, pág. B5). Los sólidos en suspensión permanecen suspendidos en virtud de su naturaleza coloidal, casi siempre cargadas eléctricamente, por lo que son afines a las moléculas polares de agua, y en esa medida es difícil separarlas del agua sin previa floculación (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016).

En ocasiones se usa la turbiedad como una medida indirecta de los SST y se supone que las unidades de turbidez equivalen a los SST, pero esta correspondencia es apenas aproximada (NGRDC, 2001, pág. B5). De acuerdo con Torres Vega (2009) “La escala de tamaño para los sólidos suspendidos varía entre 0.1 μm hasta 1.0 μm . En general, se define a los sedimentos suspendidos como aquellos sólidos que pueden ser removidos por filtración” (pág. 32). Normalmente las plantas de tratamiento de agua usan sustancias floculantes para sedimentar este tipo de sólidos, pero también algunas condiciones naturales y compuestos orgánicos, así como procesos biológicos microbianos pueden tener un efecto similar.

La concentración de SST en las corrientes hídricas aumenta debido a factores como el incremento del flujo, las descargas de aguas residuales, la resuspensión de sedimentos, la degradación progresiva del material orgánico en lechos (hojas, frutos, madera, etc.), la erosión de suelos agropecuarios, las descargas laminares luego de eventos de lluvias, los movimientos en masa, obras de construcción,

minería de lecho e incluso materia arrastrado por vientos (UNESCO/WHO/UNEP, 1996, pág. 253; Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016).

El parámetro de SST se incluye en muchos ICA a nivel internacional, pero los niveles y rangos considerados como limitantes son bastante contradictorios, es decir hay una elevada discrepancia en los criterios, lo cual parece deberse a que en algunos casos se da preponderancia a valores relacionados con políticas públicas de desarrollo urbano e industrial, así como agropecuario, que condicionan estos valores y no tanto porque se tengan en cuenta las realidades bióticas y ecológicas de los cuerpos de agua, como ocurre con varios índices entre los cuales hay varios para Colombia que contemplan buenas valoraciones de SST por encima de 50 mg/l y aun hasta 100 mg/l y sólo reconocen un muy elevado grado de contaminación al rebasar 300 mg/l (Unipamplona, 2005, pág. 107), y esto a pesar de que esta variable es reconocida como de muy alta importancia en lo que se refiere a los impactos que puede causar sobre la vida acuática. Esta situación se debe, quizá, a que la mayor parte de ICA están enfocados a la determinación de calidad del agua en función del consumo o el uso humano, muy pocas veces para el uso de preservación de flora y fauna de ecosistemas hídricos, y en el caso del consumo humano la turbidez es fácilmente controlable por métodos fisicoquímicos, permitiendo lograr los criterios de potabilización del agua.

De otro lado, el IDEAM también parece ser muy tolerante con este criterio, dado que prioriza las condiciones de los ríos Cauca y Magdalena que en la actualidad y desde hace muchas décadas presentan muy elevados niveles de SST. Algunas CAR, como Cornare, aplican tal cual las ecuaciones del IDEAM en sus cuencas locales, como en el caso del oriente antioqueño (Cadavid-Gallego, Echeverri-Ruiz, & Gómez-Gutiérrez, 2010), región donde predominan cuencas de montaña con elevada influencia rural, lo cual acaba siendo muy tolerante con fenómenos de contaminación y a la larga termina haciendo perder parte de la funcionalidad ecológica de algunos cuerpos de agua y disminuyendo la complejidad de especies en ciertos ríos, quizás porque aún persiste la confusión de criterios de

valores de calidad para los distintos parámetros (como los SST) según se trate de un ICA o de objetivos de calidad.

En síntesis, este parámetro tampoco cuenta con niveles máximos oficiales por parte de la normatividad de aguas en Colombia, no obstante, los objetivos de calidad del río Aburrá establecidos por AMVA (resolución 2016 de 2012), tramo 3, señalan el límite de <20 mg/L a partir de 2017 (AMVA, 2012).

En la figura 9, se observa el comportamiento de esta variable en el periodo y sitios estudiados. Si consideramos el límite máximo permisible en 25 mg/l para la conservación de ecosistemas hídricos y funciones ecológicas, puede observarse que sólo el 50% de los sitios muestreados históricamente cumplen siempre con el criterio, lo cual justifica su inserción en el ICA que plantea esta investigación. La mayor parte de estos SST son orgánicos y provienen de vertimientos de viviendas y agroindustrias pecuarias, pero también de actividades mineras de pequeña escala, así como de movimientos en masa, socavamientos laterales y actividades de construcción (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016).

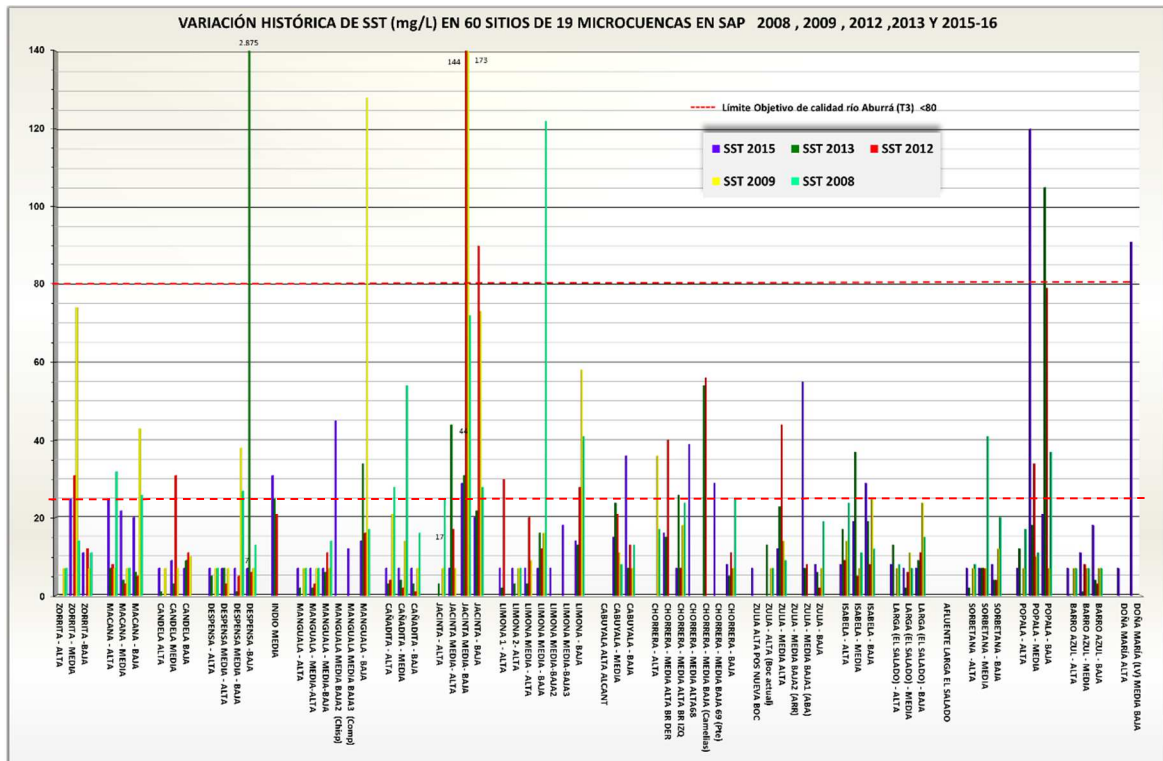


Figura 9. Comportamiento histórico de los SST en las subcuencas de la Doña María.
 Fuente: Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016

Los impactos en la vida acuática derivados del exceso de SST son reconocidos en todo el mundo y se manifiestan no sólo en la columna de agua, sino en la zona de sedimentos (CCME, 2003; EPA, 1986; NGRDC, 2001; Burton & Pitt, 2001; NCASI, 2013).

La EPA (1986), citando a la Comisión Asesora Europea de Pesca Interior (EIFAC, 1965), reporta los daños probados en peces por causa del exceso de SST: muerte de individuos y reducción de tasas de crecimiento, disminución en la resistencia a enfermedades, traumas en el desarrollo de huevos y larvas, alteraciones en las migraciones, reducción en la disponibilidad de alimentos para los peces (pág. 269). La NGRDC (2001, pág. B6) señala que una turbidez entre 25 y 70 UNT, causa afectación en salmónidos para alimentarse y que además en otros peces después de 5 días de exposición a niveles de 25 UNT, causa daños en las funciones branquiales. Por su parte la CCME (2003), reportan que el aumento en

los SST muchas veces lleva a déficits temporales de OD y esto obliga a los peces a incrementar la tasa de ventilación, lo cual a su vez aumenta las probabilidades de obstrucción de las agallas y llevar a que las branquias sufran abrasión (pág. 66). Adicionalmente el limo que recubre los huevos impide el intercambio suficiente de O₂ y CO₂ entre los huevos y el medio acuático (Burton & Pitt, 2001, pág. 835), afectando no sólo el desarrollo de embriones, sino la eclosión.

La NCASI (2013, págs. 2, 3), así como EIFAC, (1965) y Edberg & Hofsten, (1973), citados por EPA (1986), complementan el listado de impactos por el aumento de SST, con el asentamiento y daño de los hábitats de macroinvertebrados, bloqueo de lechos de desove de gravas para peces, obstrucción de luz en la columna de agua, degradación de la calidad estética y disminución de la fotosíntesis de las plantas acuáticas (disminución de la profundidad de la zona fótica). Por su parte Gammon (1970), citado por EPA (1986, pág. 270), señala que el aumento en los SST en 80 mg/l, provenientes de una cantera, provocaron la disminución del 60% en la población de macroinvertebrados bentónicos tanto en el recorrido de la corriente como en la zona de acumulación de sedimentos. Similar hallazgo reporta Tebo (1955), citado por la misma fuente. Y otros autores señalan que los aumentos de SST obstruyen los sistemas de filtrado de la fauna acuática (Burton & Pitt, 2001, pág. 72).

Tarzwel y Gaufin, (1953), citados por EPA (1986), muestran que la deposición de materiales orgánicos genera en incremento de la densidad de gusanos en el fondo, mientras disminuye la diversidad total al desaparecer especies sensibles y, además, aunque las algas aumentan, pierden acogida por parte de los consumidores.

Algunos centros de investigación consideran que el límite de 25 mg/l de SST es el que marca el no deterioro de la corriente. Y el rango de 25 a 80 mg/l es considerado como de calidad moderada (NGRDC, 2001, pág. B6).

Burton et al (2001, págs. 73-74), muestran una serie completa de efectos del incremento de SST sobre macroinvertebrados y peces, y se invita al lector a consultar dicho informe.

Conductividad Eléctrica (CE)

La conductividad eléctrica mide la capacidad del agua para conducir corriente eléctrica, gracias a que las aguas superficiales contienen sales disueltas (y por lo tanto iones que permiten esa conducción). Se sabe que el agua pura, es decir, carente de sales disueltas, prácticamente no conduce la electricidad y por eso su conductividad es cercana a cero (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016).

La fuerte relación directa entre la conductividad y los sólidos disueltos totales (SDT), debido a la cantidad de iones presentes, permite inferir la cantidad de sales en una muestra, de acuerdo con su conductividad; sin embargo, esta relación general no es siempre simple: en ocasiones, cuando la concentración de las sales sobrepasa un cierto nivel, la CE ya no está directamente relacionada debido a que algunas veces se forman pares de iones que debilitan la carga de uno al otro, haciendo que una mayor cantidad de sólidos disueltos no resulte obligatoriamente en una CE más alta (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2013). Pero además es necesario considerar que algunos sólidos disueltos orgánicos no ionizan y en esa medida no modifican la CE de la muestra. A esto hay que agregar que la CE también depende de la temperatura del agua, aumentando la CE 2-3% por cada °C de temperatura que se aumente, aunque lo usual es que los instrumentos de medición corrijan estas variaciones automáticamente al momento de realizar las mediciones.

No obstante, en general se acepta una relación más o menos lineal bajo la proporción sólidos disueltos totales (SDT) = 0,55 a 0,9 de la CE. Lo más frecuente es usar $SDT=0,65*CE$ (OWRB, 1998, pág. 4). Este factor debe calcularse para cada fuente hídrica y establecer su estado normal.

Los iones más frecuentes en disolución de aguas superficiales son Sodio (Na^+), Potasio (K^+), Calcio (Ca^{+2}) y Magnesio (Mg^{+2}), pero también puede haber iones de metales más pesados, especialmente cuando hay una fuerte

contaminación por descargas de aguas residuales industriales. Los iones negativos más comunes en ríos y quebradas son Cloruro (Cl^-), Sulfato (SO_4^{2-}), Carbonato (CO_3^{2-}), Bicarbonato (HCO_3^-). Los nitratos y fosfatos no contribuyen de forma apreciable a la conductividad, pero tienen elevada importancia biológica y ambiental (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016; Faiilagi, 2015; NGRDC, 2001, pág. B4; EPA, 2001, pág. 49; UNESCO/WHO/UNEP, 1996, pág. 83). El grado en que logran disociarse las sales, la cantidad de carga eléctrica de los iones resultantes, la temperatura del agua, la formación de pares iónicos, la movilidad de los iones, influyen sobre el resultado final en la medición de la CE.

Usualmente los valores de CE en aguas superficiales varían entre 50 y 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, aunque otros centros de investigación aseguran que varía ente 10 y 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (OWRB, 1998, pág. 4; UNESCO/WHO/UNEP, 1996, págs. 83-84; EPA, 2001, pág. 49).

Algunos autores consideran que la CE en sí no constituye un problema de salud humana o ambiental, pero que en cambio permite inferir problemas de vertimientos que si producen riesgos y daños, y puede ser un indicador valioso del rango probable de los valores de dureza y alcalinidad presentes en los sitios donde se hagan las mediciones (NGRDC, 2001, pág. B4; EPA, 2001, pág. 49). Otros centros de investigación conceptúan que existe una relación inversamente proporcional entre la CE y la diversidad de peces en aguas dulces (OWRB, 1998, pág. 4). Por otro lado, la composición iónica, producto de la disociación de las sales, llega a ser crítica para la biota acuática (especialmente para microorganismos y macroinvertebrados). Distintos organismos tienen tolerancias diferentes a la CE y al tipo de iones, por ejemplo, los Cladocera (pulgas de agua) son mucho más sensibles al cloruro de potasio que al cloruro de sodio en concentraciones iguales, por eso no sólo importan los valores de CE, sino que interesa también conocer el origen iónico de las sustancias que generan es CE (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016).

En las aguas superficiales las sales (y por lo tanto la CE) provienen de distintas fuentes: la meteorización de capas geológicas, erosión del suelo en la cuenca

hidrográfica, descargas de aguas residuales domésticas e industriales, descargas de ácidos de actividades mineras, actividad volcánica, escorrentía superficial de zonas agropecuarias (especialmente cuando se usan grandes cantidades de fertilizantes) y escorrentías urbanas, entre otras (Faiilagi, 2015, pág. 100; Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016; OWRB, 1998, pág. 4; IDEAM, 2010, pág. 234).

En el caso de las subcuencas estudiadas en esta investigación, se ha reportado que las microcuencas tributarias de la Doña María en la parte alta, en su margen derecha presentan mayores valores de CE que las microcuencas de la parte izquierda (Jiménez & Vélez, 2006, pág. 66).

Este parámetro tampoco cuenta con niveles máximos oficiales por parte de la normatividad de aguas en Colombia, no obstante, los objetivos de calidad del río Aburrá establecidos por AMVA (resolución 2016 de 2012), tramo 3, señala el límite de $<50 \mu\text{S}/\text{cm}$ a partir de 2017 y teniendo en cuenta este valor se justifica la inserción de esta variable en la investigación. En la figura 10, puede observarse el comportamiento de esta variable en distintos sitios de las 19 subcuencas estudiadas en La Doña María en la campaña 2015-2016.

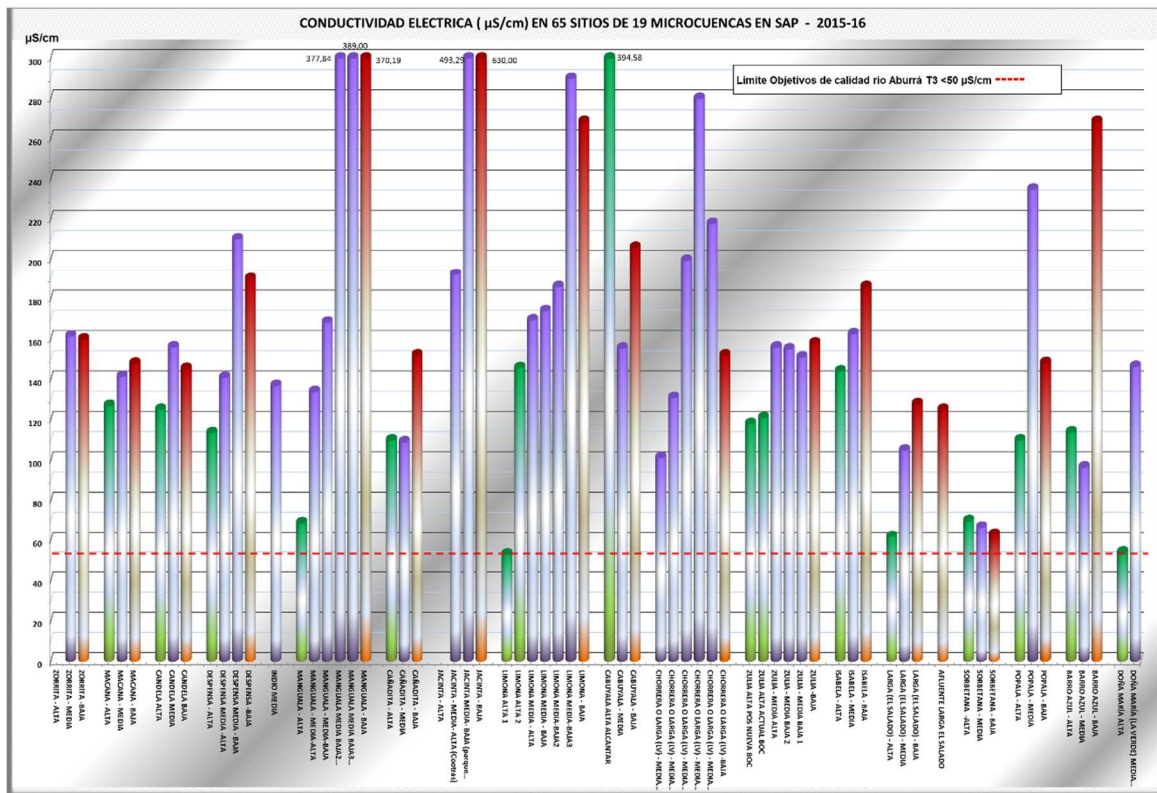


Figura 10. Comportamiento de la CE en las subcuencas de la Doña María
 Fuente: Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016

Con la argumentación antes expresada, queda configurada la sustentación sobre la elección de los 9 parámetros considerados en el índice.

5.5.2. Sobre la construcción del índice

Como se ha expresado, un ICA es una expresión simple que resume en un dato la condición aproximada de calidad del agua en un sitio (puede ser un color, un número, una expresión, un símbolo, un rango, etc.), y surge a partir de la aplicación de un modelo o ecuación más o menos compleja que incluye la relación de todos los parámetros (pueden ser físicos, químicos, microbiológicos, biológicos, e incluso de otro tipo) evaluados en un momento y lugar específico de un río o quebrada (o más genéricamente en diversos componentes del sistema eco-hidrológico). Al ser una expresión simple y resumida, facilita la comprensión sobre la situación por parte

de usuarios, comunidad en general, tomadores de decisiones y otras personas o entidades interesadas en conocer y gestionar dicho estado de calidad en un cuerpo de agua o región determinada (Torres, Cruz, & Patiño, 2009; Mădălina & Breabăn, 2014; Bai, Bouwmeester, & Mohan, 2009; IDEAM, 2004, pág. 32; Fernández, Ramírez, & Solano, 2003, pág. 211; MAVDT, 2005, págs. 16-17).

Existen además propuestas para superar el concepto de índice de calidad de agua, hacia visiones más integrales como los índices ecológicos del agua de un río o quebrada en consideración a su realidad ecosistémica, pretendiendo medir “su buen estado global” en cuanto a la “calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos”, por lo cual contemplan parámetros no sólo físicos, químicos y biológicos, sino además el estado de los retiros, la vegetación riparia, las comunidades animales y vegetales, los sedimentos, entre otros (Ministerio de Ambiente de España, 2000).

En general se acepta que la metodología para la construcción de un ICA consiste en 4 pasos básicos: a. La selección de variables (casi siempre establecidas por el método Delphi), b. La determinación de los subíndices o valores de calidad para cada parámetro, ya sea mediante curvas funcionales o ecuaciones que las describen, aunque en ocasiones se usan rangos convenidos entre expertos, lo cual incrementa la imprecisión, c. La determinación de los diferentes pesos (factores de ponderación) de cada variable, aunque en ocasiones se decide una fórmula equiponderada (como las usadas por el IDEAM), y d. La construcción de la ecuación o fórmula de agregación, casi siempre usando una sumatoria ponderada (como la usada por el IDEAM) o una multiplicatoria, pero existen más de 10 propuestas diferentes de tipos de ecuaciones (Ministerio de Ambiente de Chile, 2010; MAVDT, 2005, págs. 16-17; Castro, Almada, Ferrer, & Díaz, 2014; Samboni, Carvajal, & Escobar, 2007; Unipamplona, 2005).

Para una mayor profundidad sobre el tema y sobre el proceso histórico implicado en la formulación de ICA, así como sobre la diversidad de propuestas de índices se recomienda consultar a Unipamplona (2005), Samboni et al (2007), Torres-Vega (2009) y a Castro et al (2014).

En el caso de esta investigación, el proceso de formulación del índice decidió sobre los parámetros implicados, teniendo en cuenta la realidad de campo encontrada en las 20 subcuencas de La Doña María estudiadas desde 2007 hasta 2016, incluyendo a lo largo del periodo 22 parámetros (ver numeral 7.1), de los cuales sólo 9 han resultado limitantes en algún sitio y en algún momento, por lo cual fueron los elegidos para los análisis del modelo (véase el numeral 7.1., para una ampliación sobre el tema).

En cuanto a los subíndices, se optó por construir curvas funcionales o ecuaciones paramétricas, teniendo en cuenta la información obtenida de criterios internacionales, normatividad colombiana y latinoamericana, alguna normatividad de otras latitudes que, de acuerdo con el sistema de zonas de vida de Holdridge, representaban ecosistemas equivalentes a nuestros ecosistemas de montaña tropical y adicionalmente se usaron datos de investigaciones relacionadas con bioensayos sobre los parámetros incluidos en esta investigación (en el numeral 7.2 se explica en detalle el proceso metodológico). En cuanto a los valores de ponderación de cada parámetro incluido se optó por dos métodos: uno empírico y otro estadístico, que ese explican en el numeral 7.3, y finalmente en cuanto al tipo de ecuación el resultado fue una sumatoria ponderada.

5.6. MARCO LEGAL

En Colombia no existe un marco legal específicamente para la formulación de índices de calidad de agua (ICA), no obstante, el IDEAM, algunos ministerios, varias corporaciones autónomas regionales (CAR) y autoridades ambientales han planteado rangos y límites de calidad para algunos parámetros y usos a lo largo de las últimas décadas, lo cual es considerado en esta investigación como el marco legal del orden nacional sobre los que se sustentan algunos datos incorporados en la investigación.

Para el abordaje del trabajo se ha tomado como referentes fundamentales los niveles de calidad de aguas por parámetros establecidos en la norma colombiana,

para el uso ambiental (uso de preservación de flora y fauna) y otros que complementen de manera directa el modelo de ICA ambiental, como el uso recreativo y el de consumo humano y doméstico. En este caso la norma principal se relaciona con el decreto 1076 de 2015 (decreto único reglamentario del sector ambiente), pero además se tienen en cuenta la guía metodológica para el establecimiento de objetivos de calidad de los cuerpos de agua (MAVDT, 2005), la resolución metropolitana 2016 de 2012 (establece objetivos de calidad para el río Aburrá para el periodo 2012-2022), el estudio nacional del agua de 2010, y otras fuentes reportadas en los distintos informes de monitoreo (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016; 2013; 2012) . Más detalles pueden observarse en la tabla 1.

Tabla 1. Niveles de calidad para los parámetros considerados, según la normatividad colombiana y otras fuentes (uso ambiental y recreativo contacto primario)

Fuente	Coliformes Tot. (NMP/100 ml)	Coliformes fecales (NMP/100 ml)	DBO5 total (mg O ₂ /l)	DOO total (mg O ₂ /l)	Oxígeno disuelto (mg/l)	% Saturación OD	Sólidos suspendidos totales (mg/l)	Turbiedad (NTU)	Conductividad Eléctrica (µS/cm)
Valores decreto 1076/2015	1000	200	3-6	20	>5			10 *	
Valores otras fuentes	5000	1000							
Valores otras fuentes 2	20000		20	20-50	>4	90-100	500	5	<800, <750
Guía MAVDT (Grupo IV), 2005		<100	<5		>5				
Guía MAVDT (Grupo VII), 2005		<2000	<5		>4				
Objetivos de Calidad río Aburrá-Red Río (Tramo 3) (Resolución 2016/2012)	<5000	<1000	<20	<30	>4		<80		<50
Objetivos de Calidad río Aburrá-Red Río (Tramo 4) (Resolución 2016/2012)			<60	<110	>4		<200		<200
IDEAM, 2010							CuF**		CuF**

*Para consumo humano y doméstico, con tratamiento de sólo desinfección

**CuF: Curva funcional

Con el fin de cumplir el objetivo de la investigación y en vista de este vacío normativo en Colombia, se han consultado e integrado como referentes (aunque no son de obligatorio cumplimiento en Colombia), rangos y límites citados en algunas

normas e investigaciones que establecen niveles de calidad para cada parámetro en países andinos latinoamericanos con condiciones ambientales similares a las trabajadas en esta investigación y adicionalmente aquellos niveles y rangos que son aceptados o propuestos internacionalmente como los planteados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Organización Panamericana de la Salud (OPS), además se tienen en cuenta de manera referencial normas de la Unión Europea y de Estados Unidos de Norte América (EPA), así como datos sobre bioensayos, y datos recopilados por el programa de monitoreo local en las 20 subcuencas de la Doña María, entre otros.

De la misma manera, si bien en Colombia no existe normatividad con relación a índices biológicos, para este trabajo se toma como índice de comparación en BMWP/Col (Roldán, 2003), por ser el de más frecuente uso y en general el mejor aceptado en Colombia.

Teniendo en cuenta los criterios antes mencionados, se partió de la información aceptada por el OALSAP que sirvió de fundamento para crear una base de datos relacionada con niveles y rangos establecidos y propuestos a nivel nacional e internacional en cada uno de los 9 parámetros incluidos en la investigación, dando predominancia a aquellos que son aceptados para zonas ambientales similares a las tropicales andinas. En total se obtuvo cerca de 300 fuentes de rangos y niveles para los 9 parámetros y sobre esta base luego se procedió a realizar un trabajo de depuramiento como se explicará más adelante.

6. METODOLOGÍA

6.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La microcuenca Doña María, donde se enmarca este estudio, está ubicada al occidente del valle de Aburrá, en el centro del departamento de Antioquia (Colombia), tal como puede observarse en la figura 11, y hace parte de la subzona hidrográfica con código 2701-01 (Cuenca Río Aburrá), en una de las provincias hidrogeológicas montana e intramontana (PM), haciendo parte de “otros sistemas de acuíferos” en la región cordillera occidental-central (PM 6.3), de acuerdo con la clasificación vigente en Colombia (IDEAM, 2013). La microcuenca ocupa un área de 75,8 km², de los cuales 60,4 km² se encuentra en el municipio de Medellín, 11,2 Km² en Itagüí y 4,21 km² en el municipio de La Estrella. La parte baja de la microcuenca se ubica en Itagüí y está básicamente urbanizada. La parte alta y media de la microcuenca se ubica principalmente en la zona rural de Medellín y en menor proporción en el municipio La Estrella (AMVA y CCTA, 2008).

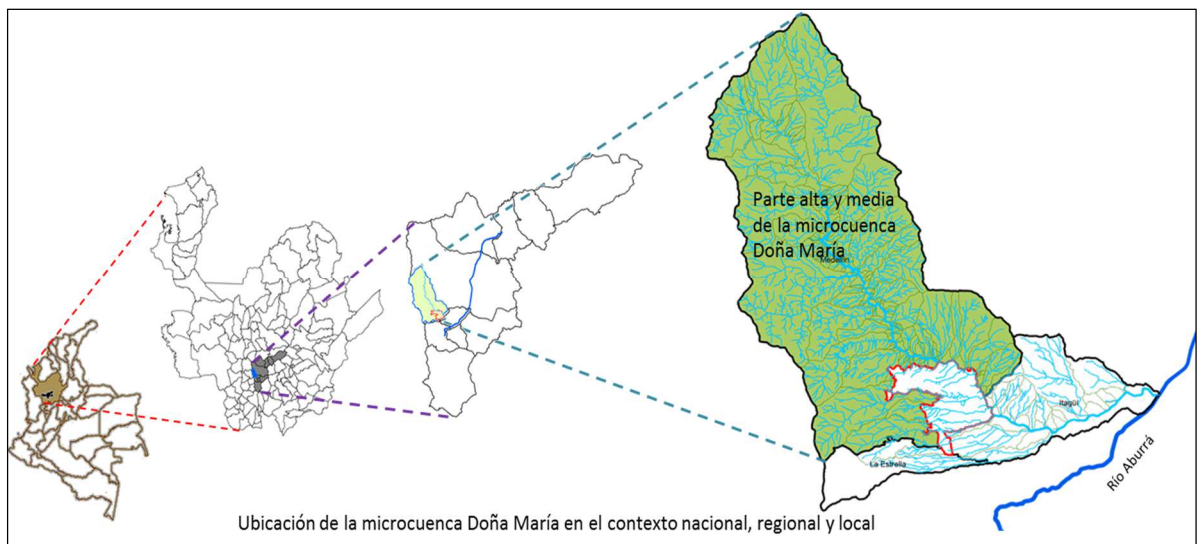
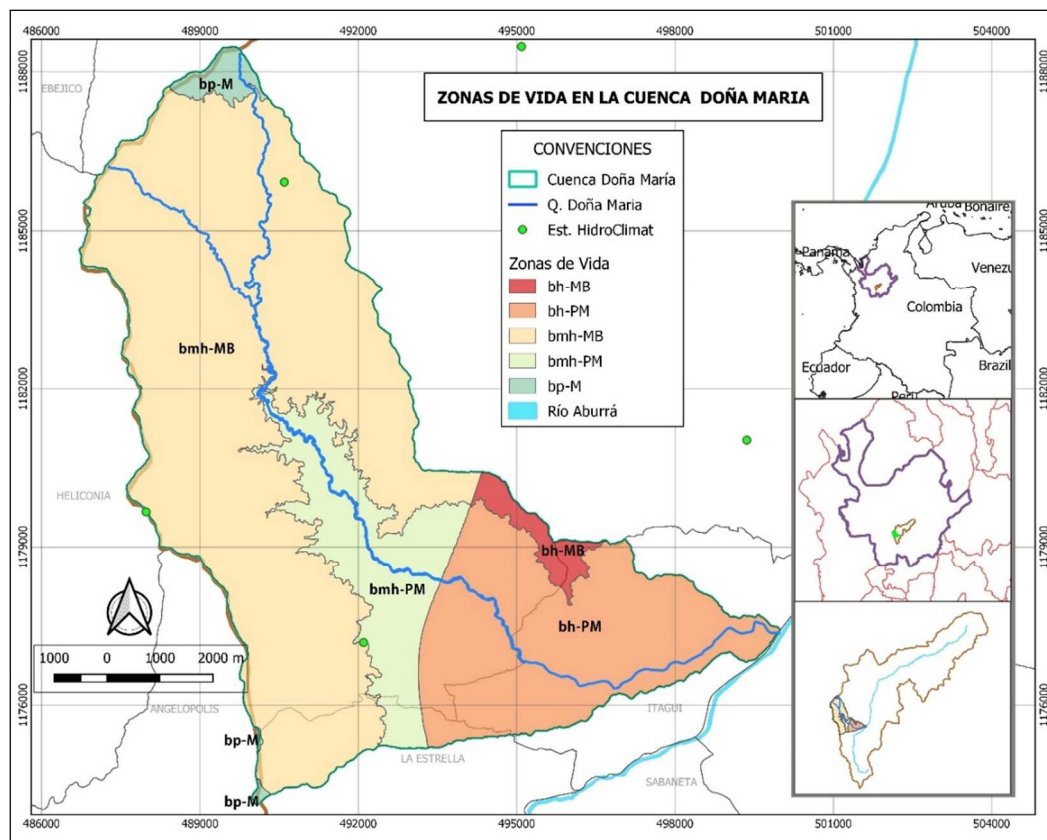


Figura 11. Ubicación de la parte alta y media de la microcuenca Doña María en el contexto regional de Antioquia y el Valle de Aburrá.

Fuente: construcción del autor

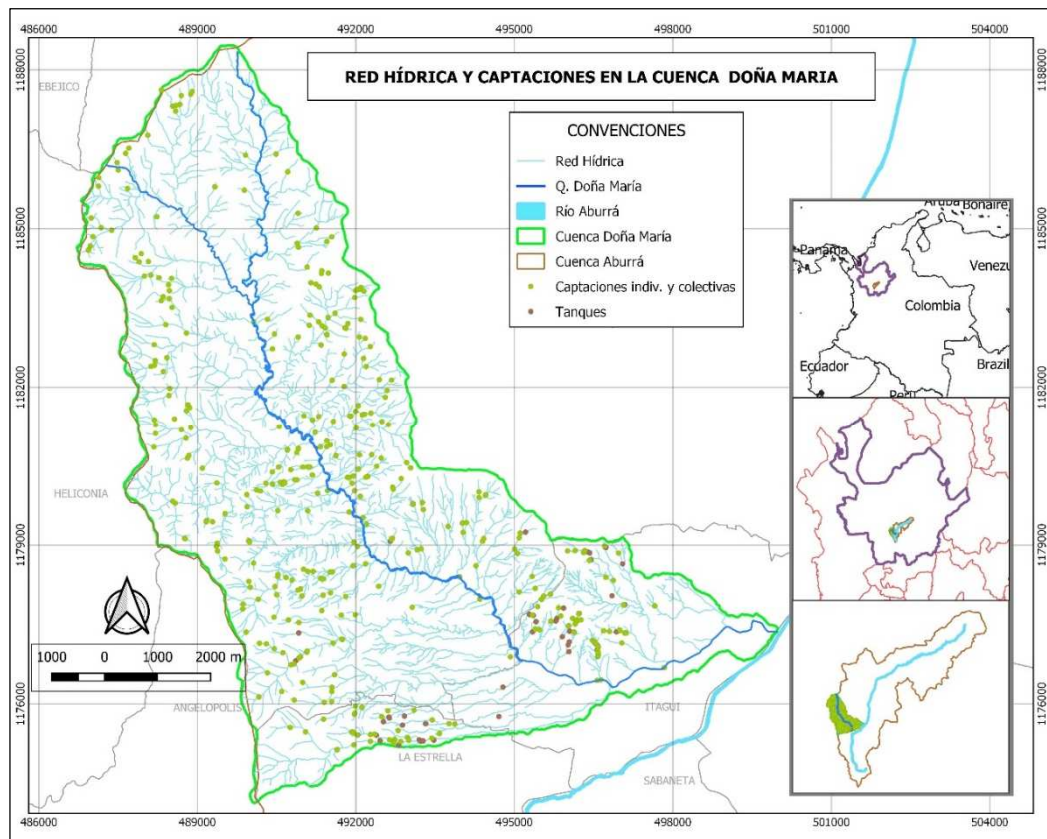
Su cota baja está a 1500 msnm (sitio de la desembocadura en el río Aburrá) y la más alta a 3105 msnm (en el Alto del Padre Amaya), soportando gradientes de humedad y precipitación variados que originan 5 zonas de vida: bosque húmedo Premontano (bh-P), bosque muy húmedo Premontano (bmh-P), bosque húmedo Montano Bajo (bh-MB), bosque muy húmedo Montano Bajo (bmh-MB) y bosque pluvial Montano (bp-M), de acuerdo con la clasificación de zonas de vida (Holdridge, 1987), tal como se observa en el mapa 1.



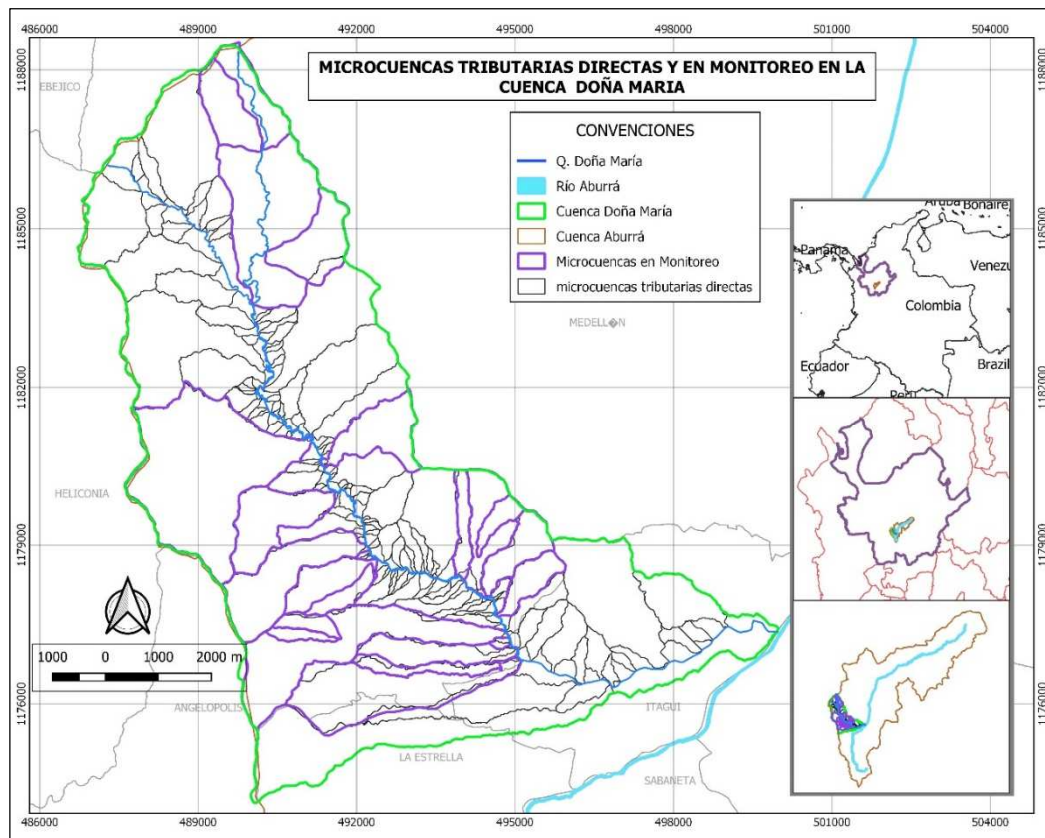
Mapa 1. Zonas de Vida en la microcuenca Doña María
 Fuente: construcción del autor, basado en Shapes de AMVA, Corantioquia, Gobant, e IDEAM

Estas provincias de humedad alta, unido a las condiciones de montaña con altas pendientes y a la juventud de las microcuencas tributarias, termina generando una red hídrica muy densa (mapa 2) y un elevado número de microcuencas

tributarias directas (más de 100) en tan poco espacio (AMVA y CCTA, 2008), lo cual da una indicación del grado de accidentalidad topográfica y fisonómica de la microcuenca, pero además la abundancia de agua en la misma, unido a que está bastante poblada ha terminado por tener un elevado número de bocatomas tanto colectivas como individuales. En el mapa 3, puede observarse la situación de las subcuencas tributarias a la Doña María y la ubicación de las microcuencas en las cuales se ha realizado el programa de monitoreo durante los últimos 10 años, liderado por el OALSAP, y sobre las cuales se tiene información objeto de esta investigación.



Mapa 2. Red Hídrica de la microcuenca Doña María y sitios de captaciones de agua
 Fuente: construcción del autor, basado en Shapes de AMVA, Corantioquia, Gobant, e IDEAM

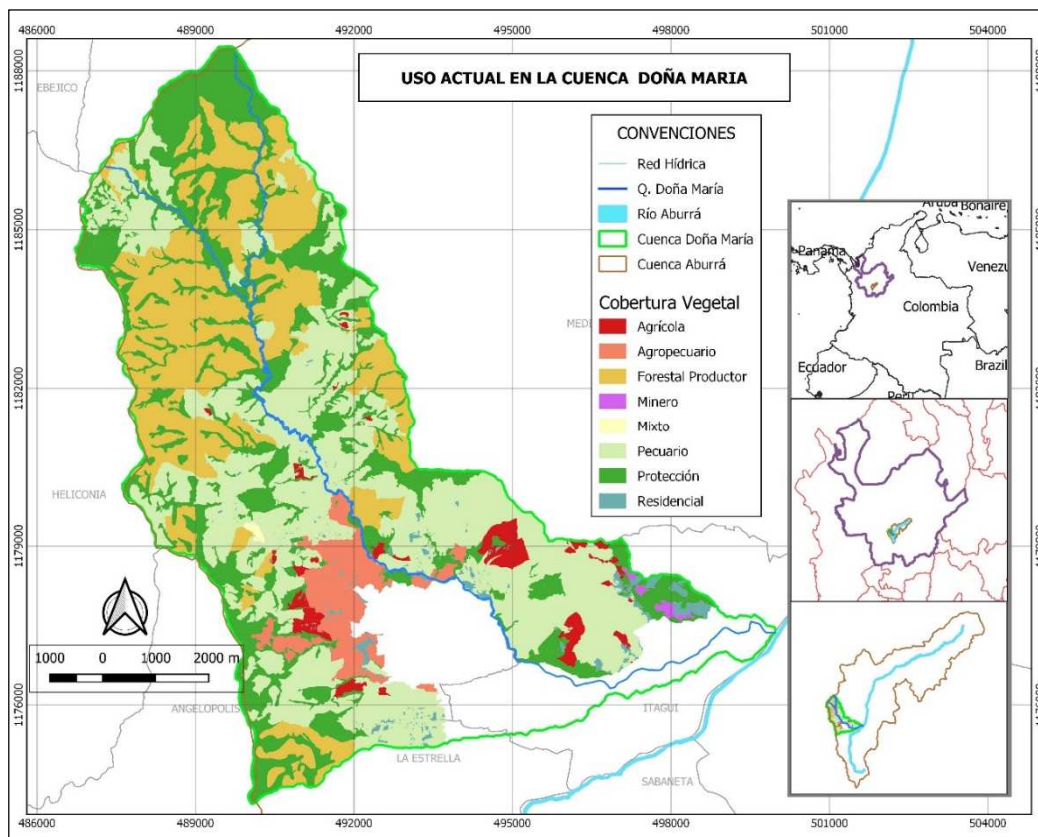


Mapa 3. Subcuenclas tributarias directas y monitoreadas de la microcuenca Doña María

Fuente: construcción del autor, basado en Shapes de AMVA, Corantioquia, Gobant, IDEAM y Pro Romeral

Como puede observarse en el mapa 3 y en el gráfico 11, el área de estudio lo constituye la parte alta y media de la microcuenca Doña María, zona que se enmarca en su mayoría dentro de una figura de conservación nacional y regional denominado Distrito de Manejo Integrado Divisoria Valle de Aburrá Río Cauca (DMI DVARC), reconocida como alta proveedora de servicios ecosistémicos, especialmente oferta hídrica para acueductos veredales y municipales, control de erosión y corredor biológico, además de regulador hidrológico y microclimático y área de conservación de biodiversidad (Uribe García, 2016; 2014). Estos servicios ambientales están ligados básicamente a las coberturas boscosas de las partes altas y medias, por encima de los 2.350 msnm y hasta los 3.100 msnm (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016). Los estudios de formulación del

PIOM muestran las coberturas vegetales, tal como se aprecia en el mapa 4 y en los estudios más recientes realizados en el marco de la actualización del POMCA del río Aburrá, se constata que los usos predominantes son bosques de protección, plantaciones forestales, pastos y en menor medida agricultura y áreas urbanas (Corantioquia, AMVA y Cornare, 2019).

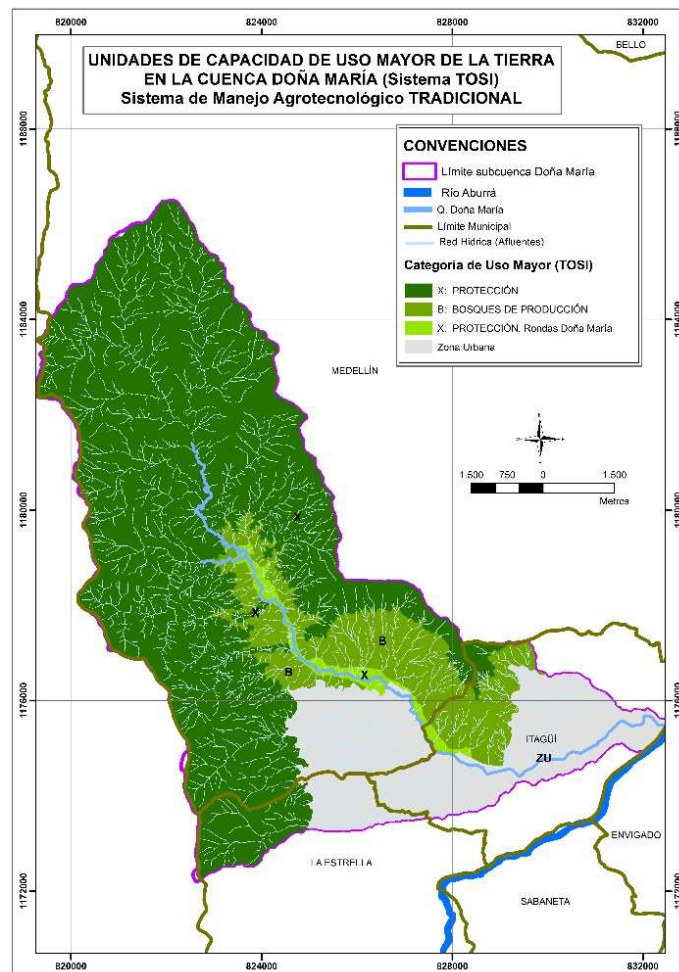


Mapa 4. Usos de la tierra en la microcuenca Doña María

Fuente: construcción del autor, basado en Shapes de AMVA, Corantioquia, Gobant e IDEAM

La microcuenca presenta elevados conflictos de uso, casi siempre por sobreuso, que terminan generando insostenibilidad ambiental a mediano y largo plazo y fenómenos de contaminación hídrica, erosión acelerada y altos niveles de movimientos en masa, además de otros fenómenos como pérdida notable de biodiversidad. La mayor parte de los usos potenciales o máximos, bajo los sistemas

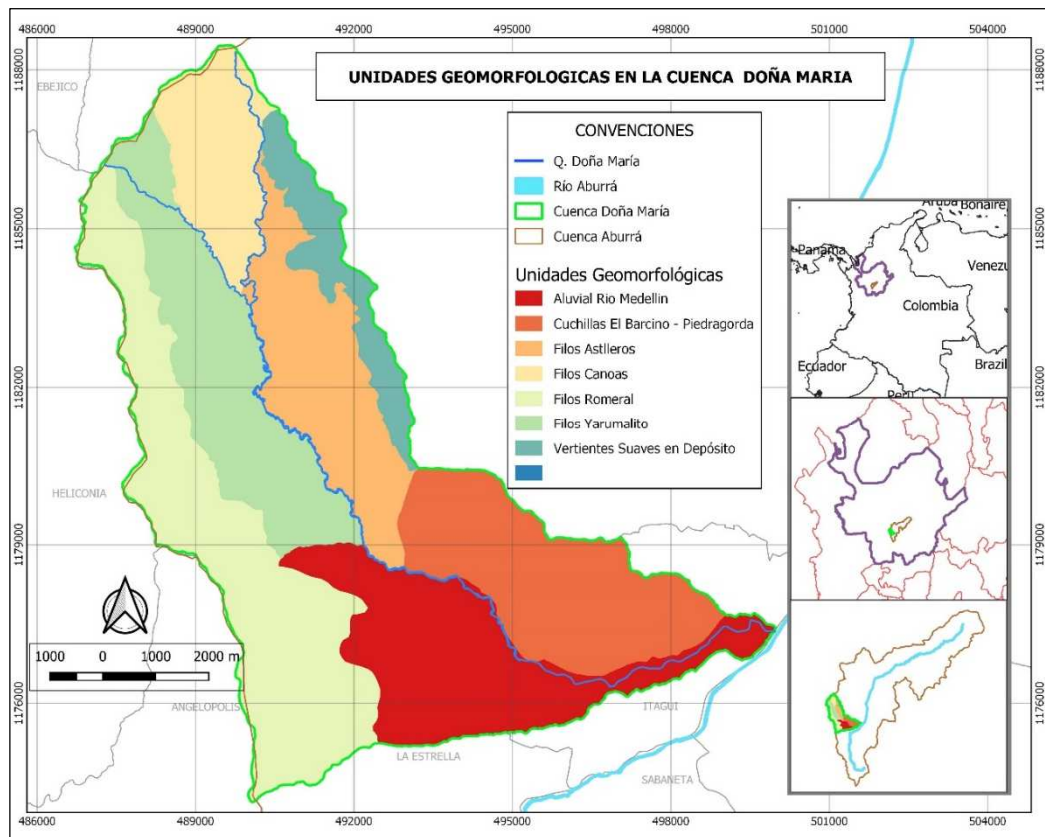
de manejo agrotecnológicos existentes corresponderían los usos en bosques nativos o protección y en menor medida plantaciones forestales, tal como lo muestra un estudio sobre la capacidad máxima de uso de la tierra en la microcuenca (alta y media) realizado al respecto por Uribe García (2018) y cuya imagen puede apreciarse en el mapa 5. En el mejor de los casos y bajo la modificación de los sistemas de manejo agrotecnológicos los usos máximos predominantes siguen siendo los mismos, aunque cambian sus proporciones y aparecen nuevos usos como los cultivos permanentes y el pastoreo en pequeñas áreas (Uribe García, 2018).



Mapa 5. Usos máximo tierra en la microcuenca Doña María, bajo la metodología TOSI

Fuente: Uribe García, 2018

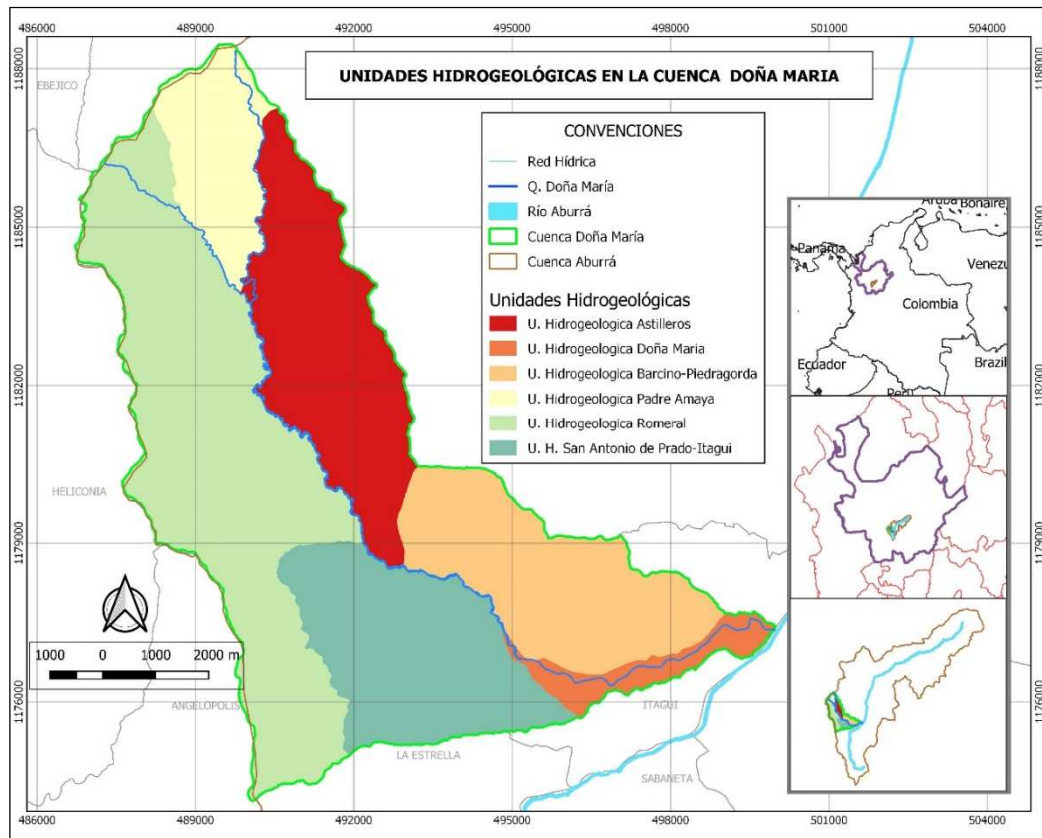
Las limitaciones en los usos máximos de la tierra en la microcuenca se relacionan no sólo con sus condiciones climáticas húmedas y muy húmedas y con sus condiciones culturales (sistemas de manejo agrotecnológicos tradicionales), sino con su geomorfología donde predominan las unidades de filos de montaña con pendientes fuertes y en menor medida vertientes suaves (que generalmente son aprovechadas para los procesos urbanísticos). En el mapa 6 puede apreciarse las condiciones geomorfológicas de la microcuenca.



Mapa 6. Unidades geomorfológicas en la microcuenca Doña María
 Fuente: construcción del autor, basado en Shapes de AMVA, Corantioquia, Gobant e IDEAM

Estas condiciones geomorfológicas, unido a las características geológicas predominantes en la microcuenca y a sus condiciones climáticas, determinan las

unidades hidrogeológicas que fueron señaladas en el plan de manejo de la microcuenca en 2008 y que se muestran en el mapa 7. En él puede apreciarse la fuerte determinación de geomorfología en la existencia de estas unidades.



Mapa 7. Unidades hidrogeológicas en la microcuenca Doña María
 Fuente: construcción del autor, basado en Shapes de AMVA, Corantioquia, Gobant e IDEAM

En los últimos 30 años y con mayor énfasis en los últimos 20 años, la zona media de la microcuenca ha sufrido un proceso creciente de urbanización, pasando de 35.000 habitantes a cerca de 140.000 en la actualidad y el proceso expansionista urbano continúa, generando grandes presiones sobre las zonas rurales y demandando cada vez mayor cantidad de agua, a la vez que se incrementa la contaminación de las fuentes hídricas, así como los fenómenos de erosión, la pérdida de biodiversidad y la presión sobre los espacios verdes destinados a la protección y conservación.

Desde el punto de vista hidrológico es importante resaltar que la quebrada Doña María es una de las más grandes y caudalosas entre las tributarias del río Aburrá y es la microcuenca a cuyo cauce principal vierten las 20 quebradas básicas incluidas en el programa de monitoreo ambiental de calidad del agua y de los retiros de quebradas en San Antonio de Prado (Medellín), donde se ubican las 18 subcuencas objeto de análisis en este estudio y que sirvieron para ajustar el modelo ICA definitivo basada en variables físico-químicas y microbiológicas.

Las 20 quebradas históricamente contempladas en los estudios de monitoreo (de las cuales 18 fueron consideradas en este estudio) se distribuyen geográficamente así: 12 quebradas nacen en la formación orográfica llamada Cuchilla del Romeral (La Limona, La Manguala, La Jacinta, La Cabuyala, La Candela, La Barro Azul, La Cañadita, La Zorrita, La Macana o El Coco, La Despensa, La Larga del Salado-Yarumalito y su afluente) y 8 en la formación del Barcino, (La Popala, La Isabela, La Zulia, La Larga de la Verde o Chorrera, La Sorbetana, El Indio, Guapante y Astillera).





Foto 1. Vista panorámica de la parte alta, media y baja de la microcuenca Doña María

Fuente: Municipio de Medellín y Pro Romeral, 2016. Fotos del autor

Las panorámicas de la foto 1 muestran el contexto geográfico de la zona de estudio y en la parte alta y media de esta microcuenca se ubican todas las subcuencas y sitios incluidos en los estudios tradicionales de monitoreo. Se observa que la parte alta y media de la microcuenca es eminentemente rural y la parte baja está en un proceso activo de urbanización. La foto 2 muestra la panorámica de la parte alta y media de la microcuenca Doña María, con las subcuencas y sitios de muestreo tradicionales en el marco del OALSAP, así mismo se aprecia como el proceso urbanístico presiona la parte baja y media-baja de la microcuenca, por efectos de la expansión de la zona urbana metropolitana que se observa al fondo. La foto 3, muestra la microcuenca Doña María en el contexto de la cuenca del río Aburrá y las quebradas tributarias a la Doña María, incluidas en este estudio. En las fotos 2 y 3 se aprecia con claridad la condición de cuenca rural de montaña en lo referente a la Doña María, pero además se observa como la mayor parte de la cuenca del río Aburrá comparte esta condición en sus subcuencas (son rurales y de montaña) y por eso sus microcuencas tributarias ameritan ser tratadas en consideración a sus realidades geográficas y ecosistémicas.

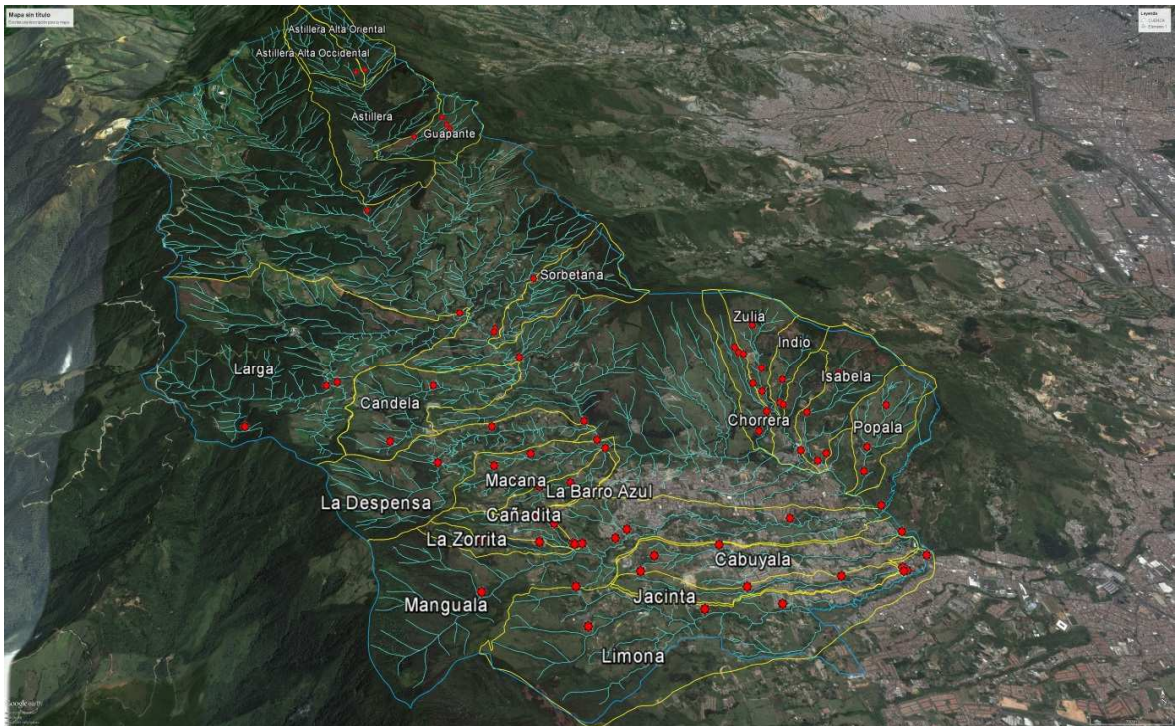


Foto 2. Foto aérea de la microcuenca Doña María en su parte alta y media, mostrando las subcuencas y sitios de monitoreos tradicionales
Fuente: Municipio de Medellín y Pro Romeral, 2016

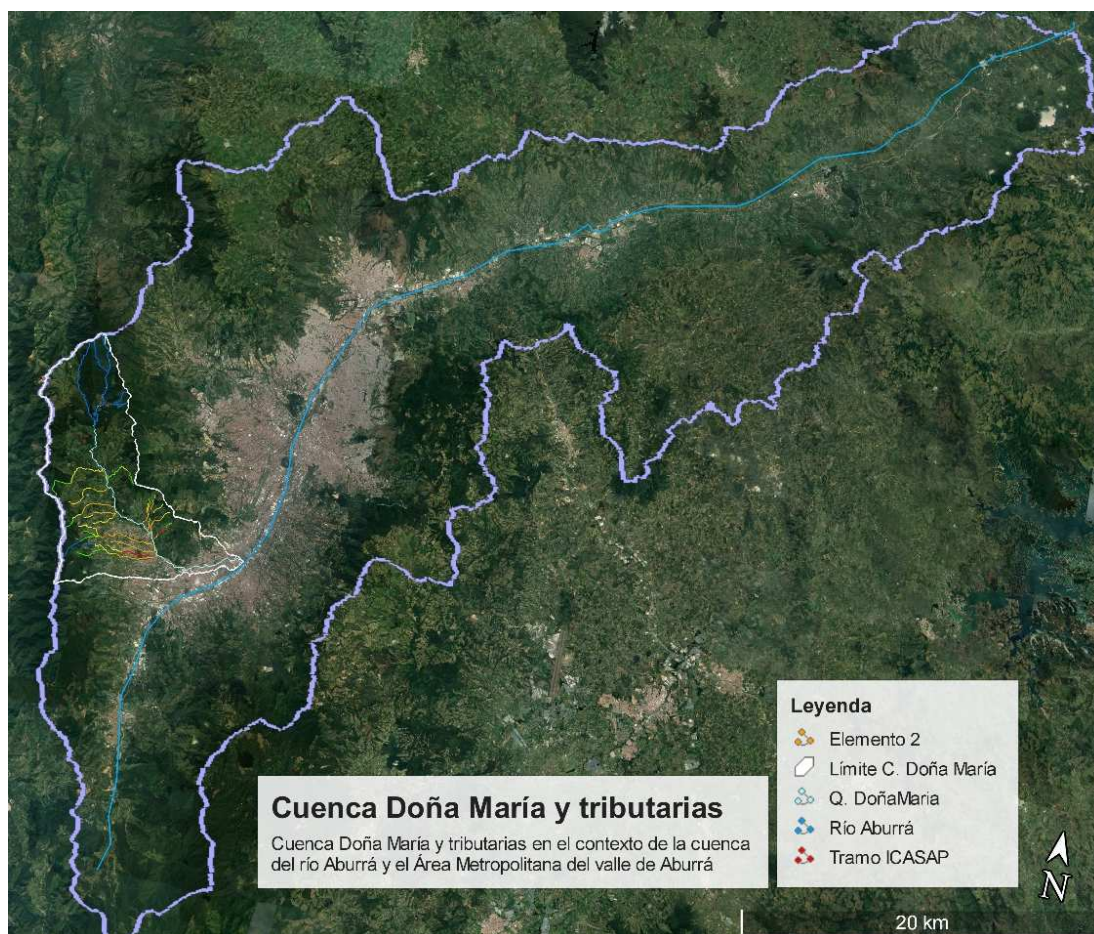


Foto 3. Ubicación de la microcuenca Doña María en el contexto de la cuenca del río Aburrá

Fuente: construcción del autor, basado en Google Earth y Shapes de AMVA, Gobant y Pro Romeral

Las 18 microcuencas incluidas en el estudio presentan condiciones generales similares en cuanto a que se trata de microcuencas rurales de montaña, pero existen diferencias importantes en cuanto a su morfología y morfometría, que también pueden ayudar a explicar algunas condiciones específicas relacionadas con el comportamiento de algunos parámetros incluidos en la investigación. En las tablas 2 y 3, puede consultarse algunos datos importantes sobre la morfología y morfometría de estas microcuencas; sin embargo, y siguiendo las consideraciones y criterios relativos a la caracterización morfométrica de algunas microcuencas como La Balsa y Las Panelas en Tolima (CORTOLIMA, 2019, págs. 143-156) es

importante resaltar que la mayoría de microcuencas objeto de esta investigación tienen corrientes de longitudes cortas, excepto tres que las presentan medianas y una larga; en todos los casos las pendientes medias de la microcuenca son fuertes, excepto en dos de ellas que presentan pendientes moderadas. En general estas altas pendientes son usuales en las cuencas de montaña en los andes colombianos. En cuanto a su forma, diez de las microcuencas son oval alargadas o alargadas, las ocho microcuencas restantes muestran formas oval redondas a oval-alargadas. Por otro lado, de acuerdo con su densidad de drenaje se observa que todas las microcuencas presentan alta densidad de drenaje y los tiempos de concentración son cortos, oscilando entre 7 y 40 minutos, y finalmente las microcuencas oscilan en números de orden entre 2 y 5, pero la mayoría se concentran en los rangos de 3 y 4 lo que indica su buen drenaje si se tiene en cuenta el área de las mismas, pero al mismo tiempo insinúa cierto grado de susceptibilidad a la erosión y un proceso activo de formación de cauces.

Tabla 2. Valores fundamentales de algunos parámetros de las microcuencas estudiadas

NOMBRE MICROCUENCA	PERÍMETRO Km (P)	ÁREA CUENCA (A) Km ²	LONGITUD CORRIENTE PRINCIPAL (Lc) Km	COTA NACIMIENTO (msnm)	COTA DESEMBOCADURA (msnm)	LARGO DE CUENCA (L) Km	ANCHO MÁXIMO CUENCA (H) Km	ALTURA MÁXIMA DE LA CUENCA (Hm)	ANCHO PROM. CUENCA (Km)
ASTILLERA	13,250	7,63	6,383	3.050	2.369	5,013	1,320	3.105	1,522
BARRO AZUL	3,705	0,41	1,659	2.150	1.815	1,604	0,360	2.225	0,258
CABUYALA	6,833	1,11	3,254	2.010	1.634	2,938	0,536	2.050	0,379
CANDELA	6,842	1,76	3,119	2.485	1.860	2,468	0,109	2.475	0,712
CAÑADITA	3,055	0,34	1,497	2.445	1.648	1,320	0,338	2.505	0,256
DESPENSA	8,126	2,21	3,806	2.705	1.800	2,957	1,242	2.740	0,748
GUAPANTE	5,736	1,43	2,228	2.660	2.240	1,816	1,340	2.660	0,785
INDIO	3,279	0,37	1,200	2.126	1.765	1,310	0,530	2.180	0,284
ISABELA	5,013	0,93	1,963	2.060	1.685	1,812	0,825	2.205	0,512
JACINTA	6,435	0,56	2,958	2.014	1.660	2,831	0,370	2.058	0,199
LARGA-YARUM.	12,864	6,59	5,269	2.540	1.890	3,630	3,873	2.575	1,815
LARGA O CHORRERA	4,764	0,51	1,997	2.105	1.705	1,982	0,390	2.340	0,257
LIMONA	10,900	3,59	5,408	2.550	1.622	4,500	1,430	2.600	0,798
MACANA O EL COCO	5,051	1,33	2,133	2.210	1.815	1,914	0,736	2.395	0,694
MANGUALA	13,278	4,04	6,600	2.710	1.646	5,172	1,320	2.795	0,780

NOMBRE MICROCUENCA	PERÍMETRO Km (P)	ÁREA CUENCA (A) Km ²	LONGITUD CORRIENTE PRINCIPAL (Lc) Km	COTA NACIMIENTO (msnm)	COTA DESEMBOCADURA (msnm)	LARGO DE CUENCA (L) Km	ANCHO MÁXIMO CUENCA (H) Km	ALTURA MÁXIMA DE LA CUENCA (Hm)	ANCHO PROM. CUENCA (Km)
POPALA	4,146	0,67	1,658	2.080	1.662	1,600	0,637	2.186	0,420
SORBETANA	6,701	1,42	3,059	2.375	1.875	1,888	1,574	2.405	0,754
ZORRITA	2,991	0,23	1,344	2.490	2.040	1,376	0,260	2.555	0,168
ZULIA	6,416	1,44	2,422	2.120	1.690	2,318	1,000	2.320	0,623

Fuente: cálculos del autor, basados en SHP de Pro Romeral y AMVA

Tabla 3. Índices morfométricos principales de las microcuencas estudiadas

NOMBRE MICROCUENCA	LONGITUD DE CORRIENTES (Km)	NUMERO DE CORRIENTES	FRECUENCIA DE DRENAJE	ÍNDICE DE COMPACIDAD (Kc)	FACTOR DE FORMA (Kf)	PENDIENTE DE LA CUENCA (S)	DENSIDAD DE DRENAJE (D) (Km/Km ²)	No DE ORDEN
ASTILLERA	43,364	106	14	1,35	7,63	11,11%	5,68	5
BARRO AZUL	2,595	7	17	1,62	0,41	22,13%	6,26	3
CABUYALA	7,538	17	15	1,83	1,11	12,18%	6,78	3
CANDELA	14,316	67	38	1,46	1,76	17,98%	8,15	4
CAÑADITA	2,985	6	18	1,48	0,34	56,10%	8,83	3
DESPENSA	18,335	84	38	1,54	2,21	23,14%	8,29	2
GUAPANTE	5,332	12	8	1,35	1,43	14,64%	3,74	4
INDIO	2,179	9	24	1,52	0,37	25,31%	5,86	2
ISABELA	4,399	10	11	1,47	0,93	20,75%	4,74	3
JACINTA	3,772	6	11	2,42	0,56	12,37%	6,70	3
LARGA-YARUM.	42,997	140	21	1,41	6,59	10,65%	6,53	4
LARGA O CHORRERA	3,448	5	10	1,88	0,51	26,66%	6,77	4
LIMONA	15,631	39	11	1,62	3,59	17,94%	4,35	3
MACANA O EL COCO	6,744	38	29	1,24	1,33	22,97%	5,08	4
MANGUALA	21,630	56	14	1,86	4,04	17,31%	5,36	4
POPALA	5,959	23	34	1,43	0,67	25,28%	8,87	3
SORBETANA	11,795	35	25	1,58	1,42	15,82%	8,28	3
ZORRITA	1,483	2	9	1,76	0,23	34,44%	6,43	2
ZULIA	7,872	25	17	1,51	1,44	19,64%	5,45	3

Fuente: cálculos del autor, basados en SHP de Pro Romeral y AMVA

6.2. ANÁLISIS DE APLICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

Es necesario tener en cuenta que la investigación trata de la construcción de una ecuación de ICA con parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Este índice es de **calidad ambiental** del agua, es decir se ajustará a los criterios de calidad para

aguas que presenten usos ambientales (servicios a los ecosistemas) aunque en ocasiones podrá complementarse con criterios para otros usos. Esta condición es clave para acotar los alcances; sin embargo, se espera que los resultados tengan un campo de aplicación para el resto de usos de las aguas en la microcuenca, dado que el uso ambiental o ecosistémico debe coincidir con el de mejor calidad y mayores restricciones.

6.3. POBLACIÓN Y UNIDAD DE MUESTREO

Se consideró como muestra las 18 subcuencas monitoreadas en la microcuenca Doña María desde que inició el programa de monitoreo. Como Población puede considerarse las cerca de 45 subcuencas principales de la Doña María; sin embargo, debido a que no se tiene información previa sobre ellas y no fue posible obtenerla en esta investigación, se tomó como muestra la totalidad de las subcuencas evaluadas con el fin de mejorar los ajustes a la ecuación con más información. La unidad de muestreo es equivalente a cada sitio de muestreo donde se aplicó la ecuación resultante y adicionalmente se comparó con el índice BMWP/Col, el cual de todas maneras aún está también en proceso de ajuste en Colombia, sin embargo, se constituye en el mejor referente comparativo.

Las unidades de muestreo entonces son los sitios de muestreo considerados en el programa de monitoreo, tal como muestra la tabla 4.

Tabla 4. Sitios de muestreo de aguas

SITIO DE MUESTREO	Coordenada Magna Sirgas		ALTURA (msnm)
	X	Y	
AFLUENTE DE LARGA EL SALADO	822.129	1.177.901	2125
BARRO AZUL - ALTA	824.028	1.176.010	2114
BARRO AZUL - MEDIA	824.341	1.176.061	2039
BARRO AZUL -BAJA	824.804	1.176.563	1877

SITIO DE MUESTREO	Coordenada Magna Sirgas		ALTURA (msnm)
	X	Y	
CABUYALA - MEDIA	825.595	1.175.179	1866
CABUYALA -BAJA	827.444	1.175.098	1669
CANDELA - ALTA	822.648	1.176.818	2183
CANDELA - MEDIA	823.146	1.177.783	2026
CANDELA -BAJA	824.138	1.178.054	1876
CAÑADITA - ALTA	823.910	1.175.617	2174
CAÑADITA - MEDIA	824.083	1.175.522	2122
CAÑADITA -BAJA	824.297	1.175.266	2054
DESPENSA - ALTA	822.640	1.175.899	2260
DESPENSA - MEDIA ALTA	823.090	1.176.523	2112
DESPENSA - MEDIA BAJA	823.687	1.176.995	1967
DESPENSA -BAJA	824.678	1.177.036	1850
DOÑA MARÍA (ALTA)-BOC. EPM	822.570	1.181.316	2.049
DOÑA MARÍA (Las Playas)	823.914	1.178.512	1895
DOÑA MARÍA (LA VERDE)	826.949	1.176.074	
INDIO MEDIA	826.946	1.177.148	1855
ISABELA - ALTA	827.548	1.177.030	1904
ISABELA - MEDIA	827.054	1.176.664	1761
ISABELA -BAJA	827.070	1.176.132	1707
JACINTA - ALTA	824.760	1.174.907	2035
JACINTA - MEDIA ALTA (Cootrasana)	826.650	1.174.711	1761
JACINTA - MEDIA BAJA (Parque lineal)	825.698	1.174.668	1886
JACINTA -BAJA	827.285	1.174.731	1688
LARGA (EL SALADO) - ALTA	821.239	1.177.193	2300
LARGA (EL SALADO) - MEDIA	822.016	1.177.854	2132

SITIO DE MUESTREO	Coordenada Magna Sirgas		ALTURA (msnm)
	X	Y	
LARGA (EL SALADO) -BAJA	823.561	1.178.947	1920
CHORRERA - ALTA	826.607	1.177.158	2100
CHORRERA - MEDIA ALTA BR DER	826.542	1.177.644	1915
CHORRERA - MEDIA ALTA BR IZQ.	826.617	1.177.542	1909
CHORRERA - MEDIA BAJA (Camelias)	826.673	1.177.034	1830
CHORRERA 68	826.607	1.177.158	1787
CHORRERA 69	826.634	1.176.763	1945
CHORRERA -BAJA	826.467	1.176.531	1751
LIMONA 1 - ALTA	824.142	1.174.778	2110
LIMONA 2 - ALTA	824.161	1.174.348	2130
LIMONA - MEDIA ALTA	825.232	1.174.462	1932
LIMONA - MEDIA BAJA	825.967	1.174.464	1843
LIMONA - MEDIA BAJA 2	825.983	1.174.460	1843
LIMONA - MEDIA BAJA 3	825.954	1.174.463	1848
LIMONA -BAJA	827.572	1.174.815	1673
MACANA - ALTA	823.630	1.176.340	2128
MACANA - MEDIA	824.020	1.176.525	2010
MACANA -BAJA	824.747	1.176.706	1841
MANGUALA - ALTA	823.323	1.174.776	2260
MANGUALA - MEDIA ALTA	824.226	1.175.260	2061
MANGUALA - MEDIA BAJA	824.756	1.175.419	1972
MANGUALA MEDIA BAJA2 (Chispero)	824.620	1.175.315	1892
MANGUALA MEDIA BAJA3 (Compartir)	826.406	1.175.421	1.778
MANGUALA -BAJA	827.367	1.175.416	1678
POPALA - ALTA	827.882	1.176.509	1909

SITIO DE MUESTREO	Coordenada Magna Sirgas		ALTURA (msnm)
	X	Y	
POPALA - MEDIA	827.500	1.176.094	1791
POPALA -BAJA	827.359	1.175.832	1722
SORBETANA -ALTA	825.058	1.179.224	2036
SORBETANA - MEDIA	824.516	1.179.329	1905
SORBETANA -BAJA	823.933	1.178.565	2344
ZORRITA - ALTA	823.398	1.175.356	2321
ZORRITA - MEDIA	823.908	1.175.302	2126
ZORRITA -BAJA	824.211	1.175.271	2074
ZULIA – ALTA (Pos Nueva Boc)	826.873	1.177.995	2026
ZULIA ALTA (Actual Boc.)	826.873	1.177.995	1.993
ZULIA - MEDIA ALTA	826.765	1.177.331	1879
ZULIA - MEDIA BAJA1 (Abajo desemb.)	826.837	1.176.812	1.775
ZULIA - MEDIA BAJA2 (Arriba desem.)	826.807	1.176.853	1.783
ZULIA -BAJA	826.822	1.176.221	1725
GUAPANTE BR1 Izq.	823.851	1.182.705	2.429
GUAPANTE BR2 Der	823.811	1.182.833	2.427
BOCAT. GUAPANTE	823.784	1.183.055	2.463
GUAPANTE MEDIA BAJA	823.326	1.182.679	2.315
AFL. ASTILLERA MEDIA ALTA	822.574	1.184.535	2.476
ASTILLERA MED ALTA	822.725	1.184.519	2.437

Fuente: Municipio de Medellín y Pro Romeral, 2016

Estrictamente no se tuvo un diseño de muestreo, pues en la práctica se tomaron todos los datos disponibles hasta la fecha en las subcuencas de la Doña María.

En esta investigación se consideran como ciertos y aceptables los rangos o niveles para cada parámetro establecidos en la norma colombiana como el decreto

1076 de 2015, la guía metodológica del MAVDT (2005), y otros, además en caso de carecer de ellos en Colombia, se consideran los propuestos por investigaciones y recomendaciones de organismos internacionales (OMS, CEE, EPA, Ministerios de Ambiente de países). No se tuvieron en cuenta los valores contemplados en la resolución 2016 de 2012 de AMVA (objetivos de calidad del río Aburrá 2012-2022), pues a la fecha 2022 no se tendrá cumplido el objetivo, que de todas maneras apunta hacia lo contemplado en el decreto 1076 de 2015, además el tramo 3 no concuerda con las condiciones de las microcuencas estudiadas y esta resolución no presenta los valores para los tramos 1 y 2 (quizá por ser de la competencia de Corantioquia).

6.4. DESARROLLO METODOLÓGICO

El desarrollo metodológico general contempla en primer lugar la identificación y selección de los parámetros que serán incluidos de manera preliminar en el modelo, a partir del análisis de los datos obtenidos sobre los parámetros monitoreados en la microcuenca Doña María desde 2007, en segundo lugar la construcción de las curvas funcionales a partir de la información disponibles en diferentes fuentes nacionales e internacionales, en tercer lugar la determinación de los subíndices por métodos estadísticos, para los parámetros involucrados en el índice y en cuarto lugar la construcción del modelo propiamente dicho, a partir de procesos empíricos (tradicionales en el OALSAP) y estadísticos.

Esquemáticamente el desarrollo metodológico se muestra en la figura 12, cuyo paso a paso se explica a continuación.

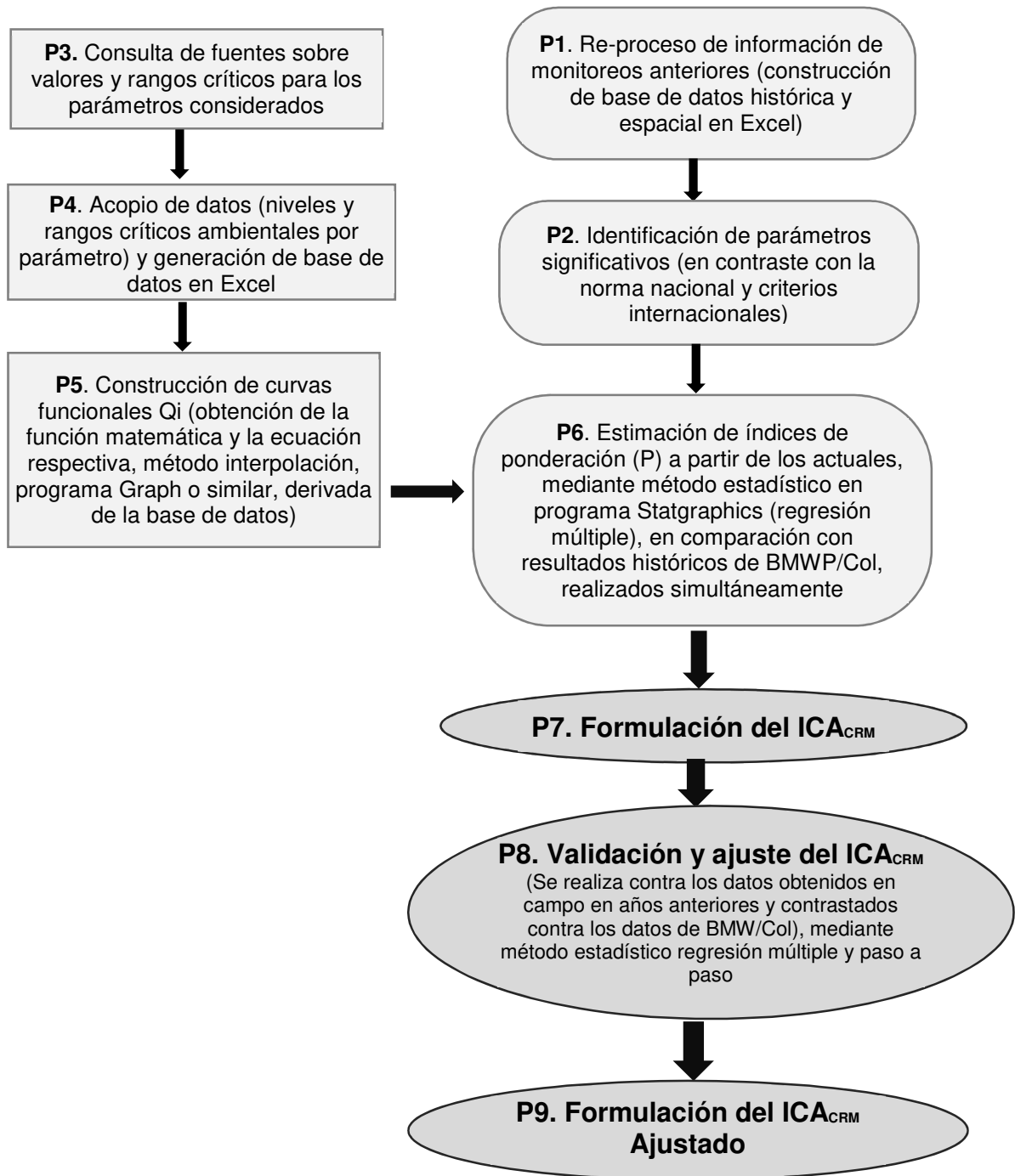


Figura 12. Desarrollo metodológico general

Para el desarrollo del proyecto se contó básicamente con dos fuentes principales de información: de un lado la revisión de estudios anteriores relacionados con la microcuenca Doña María, especialmente en los temas concernientes a la evaluación de la calidad ambiental del agua superficial y los resultados de los muestreos realizados en las diferentes campañas. Se contó con estudios valiosos realizados en los últimos 10 años, en cerca de 18 subcuencas que fueron abordados. Además, se estudiaron algunos documentos que sustentan el desarrollo teórico de las metodologías de índices de calidad de agua (ICA), con énfasis en cuencas tropicales de montaña, tanto en Colombia como en países cercanos que comparten condiciones ambientales similares, pero en la construcción de las curvas funcionales se tuvo además en cuenta información de otras latitudes guardando la precaución necesaria al ajustar los datos a nuestras condiciones, pero teniendo en cuenta la posibilidad de hacerlo dado que los ecosistemas de montaña tropicales pueden tener sus “equivalentes bioclimáticos” en otras latitudes, de acuerdo con la metodología de clasificación de zonas de vida para el mundo (Holdridge, 1987). También se revisaron otros estudios que ofrecían información útil para la aplicación de los índices de calidad de aguas superficiales, como datos sobre bioensayos, además de metodologías pertinentes.

Otra fuente importante de información fue la obtenida en campo por parte del autor en investigaciones anteriores, relacionadas con monitoreos de agua en estas quebradas y que fue reprocesada y usada con el enfoque de la presente investigación.

Para el caso de la creación de curvas de calidad (curvas de Q_i o funciones de calidad paramétricas), que es uno de los objetivos de la investigación, se tomaron como valores o datos que alimentaron la nube de puntos para crear las curvas, los referenciados en la norma colombiana, y en normas de países de América tropical, además de los propuestos por organismos internacionales como OMS, FAO, EPA, normas de la UE, CCME, ministerios de ambiente latinoamericanos, centros de investigación de varios países, bioensayos con varias especies en relación a los 9 parámetros incluidos, entre otras.

Estos datos se incluyeron siempre que pudo justificarse su uso para las condiciones ambientales colombianas y dando énfasis a los datos relacionados con criterios de vida acuática y vida silvestre asociada con estos cuerpos de agua, como por ejemplo aves y mamíferos que usan estas aguas. En el caso de las condiciones ambientales equivalentes se tuvo en cuenta la posibilidad de considerar ecosistemas lejanos y especialmente de otras latitudes que sean equivalentes a los existentes en las montañas colombianas. De acuerdo con el sistema Holdridge, en general estos ecosistemas equivalentes corresponden a los Premontanos (equivalente del subtrópico en el planeta), Montano bajos (equivalente de la zona templada en el planeta) y Montanos (equivalente de las zonas frías del planeta) (Holdridge, 1987). La figura 13 muestra estas equivalencias en el sistema Holdridge.

Así, de acuerdo con el sistema de zonas de vida, existen zonas en el mundo que son equivalentes ecológicas (aunque no iguales) entre las zonas templadas y tropicales, en la medida en que en los trópicos se asciende en las montañas, pues las condiciones climáticas latitudinales, van teniendo su equivalente en los trópicos por las variaciones altitudinales. Esto es aplicable a ecosistemas completos y sus funciones, aunque las especies sean diferentes, pero mantienen sus nichos esenciales (Holdridge, 1987).

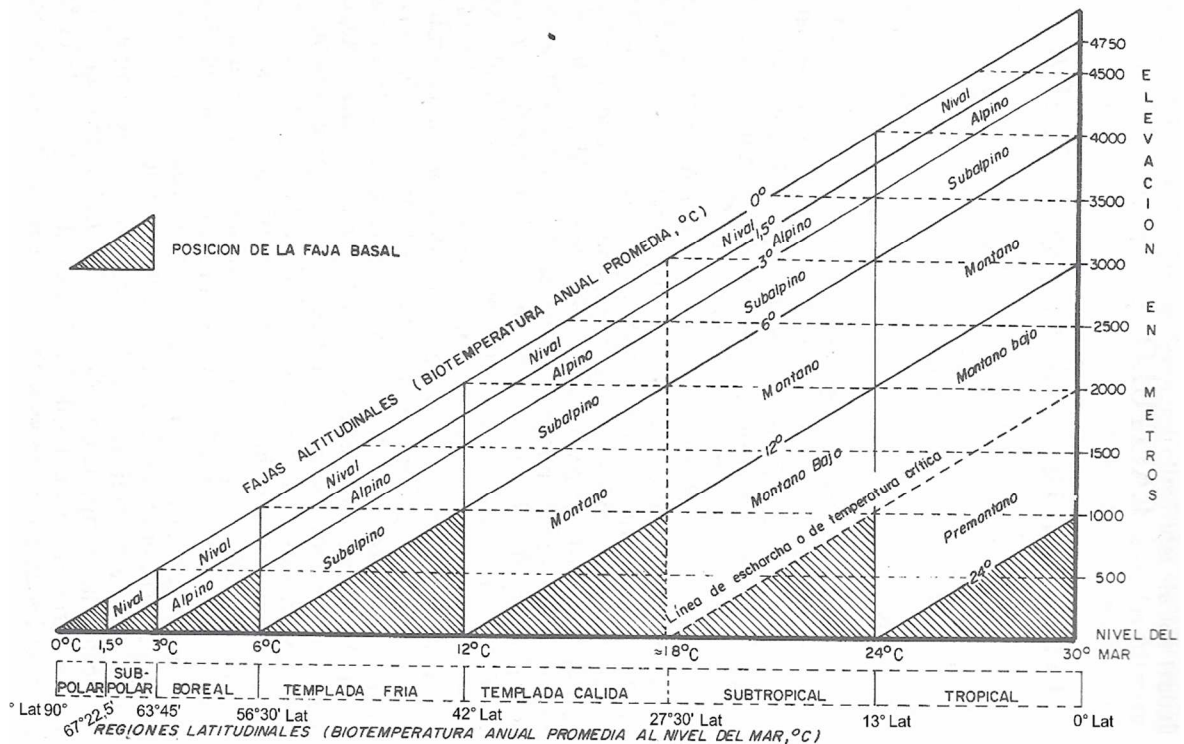


Figura 13. Posiciones relativas de las regiones latitudinales y las fajas altitudinales del mundo

Fuente: adaptado de Holdridge, 1987

La microcuenca Doña María presenta zonas de vida en el piso Premontano (entre 1.000 msnm y 2.000 msnm), en el piso Montanobajo (entre 2.000 msnm y 3.000 msnm) y en el piso Montano (entre 3.000 msnm y 4.000 msnm), y tal como se muestra en la figura 13, estos pisos equivalen respectivamente a las siguientes regiones latitudinales del planeta Subtropical (entre 13° latitud y 27°30' de latitud), Templada cálida (entre 27°30' latitud y 42° de latitud), Templada fría (entre 42° latitud y 56° 30' de latitud). Los pisos Premontano, Montano bajo y Montano son los que constituyen la ubicación de las cuencas rurales de montaña.

Si bien estas equivalencias son aplicables a grandes ecosistemas (o zonas bioclimáticas), es presumible que muchas de las funciones ecológicas (no sólo la fisonomía) tengan sus similares en las zonas de montaña tropicales y en esa medida las cuencas hidrográficas, en las zonas de vida equivalentes fueron metodológicamente equiparadas realizando la equivalencia entre la región

latitudinal y la altura en la zona tropical de Colombia, y en esa medida parte de la información en cuencas, y en particular en ICA y en curvas funcionales, obtenida en otras latitudes pudo ser ajustada y adaptada a nuestras condiciones de cuencas de montaña.

Para el caso de la presente investigación esta hipótesis de ecosistemas equivalentes no fue objeto de comprobación, sino que se aceptó, teniendo en cuenta los numerosos estudios existentes con respecto a zonas de vida, método aceptado y aplicado con frecuencia en Colombia y muchos otros países. De todas maneras, estas informaciones deben ser adaptadas mediante ajustes locales, ojalá con bioensayos que demuestren los efectos sobre especies, poblaciones y comunidades asociadas a ríos y quebradas tal como se realiza en zonas templadas (EPA, 2003; UNESCO/WHO/UNEP, 1996).

En el mapa 1 pueden observarse las zonas de vida presentes en la microcuenca Doña María.

El paso a paso metodológico es como sigue:

- **Construcción de base de datos histórica de las subcuencas y selección de variables**

En concordancia con los estudios existentes para la microcuenca Doña María en este tema, se procedió a la identificación y selección de los parámetros preliminares que serían considerados para las pruebas estadísticas en la formulación del índice: en este caso se decidió incluir sólo los parámetros que resultaron limitantes en alguna de las campañas de monitoreo desde 2007, en alguno de los sitios de muestreo, ya fuese que esta limitación se hubiera presentado de manera crónica o esporádica. Para esto se construyó una base de datos histórica con todos los resultados de las diferentes campañas desde 2007 hasta 2016 (paso 1 del esquema mostrado en la figura 12) y se procedió a evaluar contra la norma (ver tabla 1) cuales parámetros incumplieron en algún momento y sitio (paso 2 del esquema mostrado en la figura 12).

En el numeral 7.1 puede consultarse todo el procedimiento y los resultados al respecto, obteniéndose el logro del primer objetivo específico en esta investigación.

En el trabajo de campo, que dio por resultado la obtención de los datos considerados en el paso 1, se usó el instrumento Hanna HI 9828, debidamente calibrado y con verificación de integridad de datos, para los parámetros de pH, OD, % de saturación OD, CE, TSD, ORP, los demás parámetros fueron evaluados a partir de las muestras simples radicadas en el laboratorio de aguas de Corantioquia (certificado por el IDEAM).

El mismo día de la toma de muestras de aguas y en los mismos sitios, se realizó la labor de bioindicación. Igualmente, el mismo día o durante visitas posteriores, se realizó la evaluación de los tramos de retiro de quebradas en una longitud de 100 metros arriba y abajo de cada sitio de muestreo y a ambos lados de la corriente, con el fin de ayudar a explicar resultados de campo en sitios específicos que no concordaban claramente con la bioindicación.

Los métodos analíticos implementados para el análisis de cada muestra de agua que fue llevada a laboratorio, estuvieron determinados por el laboratorio de aguas de Corantioquia, certificado en calidad, los demás fueron levantados directamente en campo con un equipo Hanna HI9828 aprobado internacionalmente y homologado, tomando entre 20 y 50 datos para cada parámetro y en cada sitio y procediendo luego a obtener el promedio, que es el dato que se incorpora para el sitio en cuanto a ese parámetro. Los métodos analíticos se describen en la tabla 5, así:

Tabla 5. Métodos analíticos empleados en el monitoreo de calidad de agua

PARÁMETRO	MÉTODO ANALÍTICO	FACTOR DE INCERTIDUMBRE	FUENTES DE ORIGEN	SIGNIFICADO AMBIENTAL
pH (Unidades de pH)	Medición directa en campo multiparamétrico HI9828	± 0,02 pH	Descargas ácidas y/o alcalinas de industrias como: producción de ácidos y álcalis, curtimbres, aceros, papel, textiles, plásticos, y resinas, galvanoplastia, bebidas gaseosa, arrastre de áreas encaladas en cultivos.	El pH natural de una corriente puede variar ampliamente por el vertimiento de desechos con valores externos, afectando la vida acuática del ecosistema. El efecto más severo se presenta en el sitio de descarga, ya que muchos desechos pueden neutralizarse con otros a lo largo de la corriente.

PARÁMETRO	MÉTODO ANALÍTICO	FACTOR DE INCERTIDUMBRE	FUENTES DE ORIGEN	SIGNIFICADO AMBIENTAL
TEMPERATURA DEL AGUA Y AIRE (°C)	Medición directa en el campo con termómetro de alcohol. Y contrastada con medición del multiparamétrico HI9828	± 0,02 pH	Depende directamente de la temperatura ambiente, también se ve afectada por las descargas con temperaturas extremas de industrias tales como: textiles, papel, aceros, fábricas de licores, aguas de enfriamiento, y producción de vapor, al igual que la influencia que recibe de la corriente.	Cambios extremos o bruscos en la temperatura afectan adversamente la vida en el ecosistema. Al aumentar la temperatura se disminuye la cantidad de oxígeno disuelto, aumenta la actividad bacteriana reduciendo el oxígeno disponible ya reducido, se aumenta la sensibilidad de la vida acuática a los elementos tóxicos, disminuye el valor de la calidad del agua para muchos usos. Se relaciona con el OD.
OXÍGENO DISUELTTO (mg O ₂ /L)	Medición directa en campo multiparamétrico HI9828	0,00 a 30,00 mg/l: ± 1,5 % de lectura o 0,10 mg/l el que sea mayor	La cantidad de oxígeno que puede disolverse en el agua depende de factores como la temperatura, altura, condiciones climáticas y morfológicas.	Su presencia en el agua, aparte de ser indispensable, es una medida de la calidad de las mismas. Es necesario para el desarrollo de la vida acuática y en medida en que aumenta la carga contaminante este se ve disminuido al consumirse en los procesos de autodepuración hasta agotarse en corrientes altamente contaminadas. Normalmente sus valores aumentan con la rugosidad del lecho y la presencia de cascadas y pequeños saltos, debido al efecto físico de dilución del aire en contacto con la superficie
TURBIEDAD (Unidades nefelométricas de Turbiedad. NTU)	Nefelométrico SM 2130 B; ed. 22-2012, Instructivo Determinación de turbiedad v. 5	0,112°C	Es ocasionado por los sólidos en suspensión, especialmente de escombros y extracción de materiales, actividades mineras, extracción y lavado de materiales de playa y por descargas altamente coloreadas como las de textiles curtimbres fábricas de licores, mataderos y procesadoras de pollo, pulpa y papel.	La turbiedad se puede relacionar directamente con el índice de contaminación, entendiéndola limitación de que muchas descargas altamente contaminadas (especialmente de sustancias tóxicas) provocan cambios en el aspecto de las aguas receptoras. Su mayor efecto se presenta en un deterioro de la parte estética de la corriente y en la limitación a los procesos de fotosíntesis.
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (mg/l)	Método Gravimétrico: secado a 104°C SM 2540 D ed. 21-2005, Instructivo Determinación de sólidos suspendidos totales, fijos y volátiles v. 4	0,092°C	Se generan principalmente por la extracción de materiales y disposición de escombros. Entre las industrias con mayor contenido en sus descargas se tienen: Las textiles, curtimbres, mataderos, harineras y almidonerías, pulpa y papel, siderúrgica y terminales de combustibles.	Las aguas con alto contenido de sólidos suspendidos son indeseables prácticamente para todos los usos. Del total de sólidos estos son los que más problemas causan a los cursos de agua, por su difícil degradación, además de los efectos perjudiciales en la parte estética e hidráulica de la corriente. Estos pueden presentarse: flotante, en suspensión real y como sedimentables.
SÓLIDOS SEDIMENTABLES (ml/L)	Gravimétrico secado a 104°C SM 2540 D, F ed. 21-2005, Instructivo Determinación de sólidos sedimentables v. 2	N/D	Como la anteriores también son una fracción de los sólidos totales	Son todos aquellos sólidos susceptibles de sedimentarse y acumularse, presentando problemas en captaciones, conducciones, en los cauces y sistemas de almacenamiento como presas y embalses.
SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES SDT (mg/l)	Medición directa en campo multiparamétrico HI9828	± 1 % de lectura o ± 1 mg/l (ppm) el que sea mayor	Cualquier descarga doméstica, industrial o agroindustrial, ya que normalmente llevan iones o sales que se disuelven en el agua, la disolución de las rocas, la erosión de suelos, etc.	El SDT está directamente relacionado con la conductividad y refleja la cantidad de sales disueltas en el agua y con ello las posibles afectaciones para ciertos organismos. En algunas partes del mundo existen objetivos de calidad para SDT.

PARÁMETRO	MÉTODO ANALÍTICO	FACTOR DE INCERTIDUMBRE	FUENTES DE ORIGEN	SIGNIFICADO AMBIENTAL
CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Medición directa en campo multiparamétrico HI9828	$\pm 1\%$ de lectura o $\pm 1\ \mu\text{S}/\text{cm}$ el que sea mayor	Cualquier descarga doméstica, industrial o agroindustrial, ya que normalmente llevan iones o sales que se disuelven en el agua, la disolución de las rocas, la erosión de suelos, etc.	La conductividad se define como la capacidad del agua para conducir una corriente eléctrica a través de los iones disueltos. La salinidad y la conductividad están relacionadas porque la cantidad de iones disueltos aumentan los valores de ambas. Las sales afectan la calidad del agua potable o de riego. También influyen en la biota acuática y cada organismo tolera una gama de valores de conductividad, aunque esto depende también en gran parte de la composición iónica en el agua.
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO ($\text{mg O}_2/\text{l}$)	Colorimétrico de reflujo cerrado SM 5220 D ed. 21-2005, Instructivo Determinación de DQO total, soluble y sobrenadante v. 4	Rango bajo $0,068^\circ\text{C}$ Rango alto $0,036^\circ\text{C}$	Una descarga, cualquiera que sea su tipo (industrial o doméstico) y origen, aporta material contaminante en términos de DQO. Puede decirse que la DQO es el parámetro más representativo para indicar la contaminación de un agua.	La DQO es una determinación que mide la fuerza contaminante de las aguas de desecho. Permite medir la cantidad de carga contaminante en términos de oxígeno requerido para la oxidación de la materia orgánica a CO_2 y H_2O , y algunos compuestos orgánicos excepto unos pocos pueden ser oxidados por agentes químicos en condiciones fuertemente ácidas, por lo tanto, la DQO puede ser relacionada empíricamente con la DBO y contenido de materia orgánica. Estos pueden presentarse solubles como alcoholes y azúcares, e insolubles como polímeros, plásticos y resinas. Ambas formas aparte de su poder contaminante, afectan la solubilidad y presentan reacciones e interacciones con otros componentes de la corriente.
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO DBO5 ($\text{mg O}_2/\text{L}$)	Método Test DBO 5 días. SM 5210 B,4500-O G ed. 21-2005, Instructivo Determinación de DBO5 total, soluble y sobrenadante v. 4	$0,032^\circ\text{C}$	Para la DBO se tienen las mismas consideraciones que en la DQO, ya que por lo general todos aquellos componentes que aportan contaminación en términos de DQO lo hacen también como DBO en una determinada fracción, dependiendo de su naturaleza y complejidad.	El DBO ₅ mide el periodo utilizado durante un lapso de tiempo de oxidación a condiciones específicas, para la degradación biológica del material orgánico por medio de la acción de bacterias comunes. Esto es la cantidad de material degradable a las condiciones naturales de la corriente. Si se hace la relación DBO/DQO, hallamos la biodegradabilidad de la carga contaminante y una forma aproximada la complejidad del desecho, entendiéndose que la determinación puede verse afectada por materiales inorgánicos y sustancias tóxicas.
DUREZA TOTAL ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)	Método Titulométrico con EDTA. SM 2340 C ed. 22-2012, Instructivo Determinación de dureza total v. 7	$0,053^\circ\text{C}$	Tanto naturales por aguas de escorrentía superficial como subsuperficial, como por influencia de descargas de aguas cargadas de detergentes, industriales, agropecuarias, etc.	Mide la cantidad de sales (iones) de Ca y Mg. Ambientalmente no está bien establecido sus daños por fuera de un amplio rango de presencia.
TEMPERATURA DEL AIRE ($^\circ\text{C}$)	Medición directa en el campo con un termómetro ambiental		Corrientes de aire, influidas por coberturas, albedo, etc.	Relación con la temperatura del agua y condiciones de hábitats para especies relacionadas en todo su ciclo de vida o en parte de él con el agua

PARÁMETRO	MÉTODO ANALÍTICO	FACTOR DE INCERTIDUMBRE	FUENTES DE ORIGEN	SIGNIFICADO AMBIENTAL
COLIFORMES TOTALES	Coliformes totales (con colilert), NMP (método sustrato enzimático (definido) SM 9223 ed. 22-2012, Instructivo Determinación de coliformes totales y E. coli por sustrato definido Colilert (NMP) v. 2	0,050*°C	Descargas de aguas residuales domésticas y en ocasiones industriales, incluso biodigestores, tanques sépticos, descargas de estructuras de confinamiento animal (piaras, establos, etc.). También defecaciones de animales silvestres, entre otras y tecnologías de riego de excretas en pastos.	Indica la cantidad de contaminación por excretas de animales mamíferos y a la vez la probabilidad de presencia de bacterias y otros microorganismos asociadas a Coliformes que suelen ser perjudiciales para la salud humana y animal.
Escherichia coli	Escherichia coli (con colilert), nmp (método Sustrato enzimático (definido) SM 9223 ed. 22-2012, Instructivo Determinación de coliformes totales y E. coli por sustrato definido Colilert (NMP) v. 2	0,091*°C	Descargas de aguas residuales domésticas y en ocasiones industriales, incluso biodigestores, tanques sépticos, descargas de estructuras de confinamiento animal (piaras, establos, etc.). También defecaciones de animales silvestres, entre otras y tecnologías de riego de excretas en pastos.	Indica la cantidad de contaminación por excretas de animales mamíferos y a la vez la probabilidad de presencia de bacterias y otros microorganismos asociadas a Coliformes que suelen ser perjudiciales para la salud humana y animal.
Potencial de Oxido Reducción (ORP)	Medición directa en campo multiparamétrico HI9828	± 1,0 mV		La medición de ORP se usa como medida efectiva de la actividad de saneamiento en el agua potable, piscinas y balnearios. El tiempo de eliminación de la bacteria E. Coli en el agua depende del valor del potencial redox. El ORP es un indicador de la calidad bacteriológica del agua. En algunos países se considera que valores de ORP igual o mayor a 650 mV está dentro de los parámetros para aguas de piscinas y balnearios.

*Para conocer la incertidumbre de cada resultado, es necesario reemplazar la "C" en la expresión de la incertidumbre por el valor de concentración reportado en la Tabla Resultados de Ensayo, para el parámetro en cuestión, según el rango.

▪ Creación de base de datos para la construcción de curvas funcionales

El siguiente paso (paso 3 del esquema mostrado en la figura 12), consistió en la revisión de numerosas fuentes tanto nacionales como internacionales que referían rangos, niveles y funciones para los nueve parámetros considerados en la investigación, teniendo en cuenta que los estudios y normas estuviesen en ecosistemas equivalentes a los planteados por Holdridge en las equivalencias latitud/altitud entre el planeta y Colombia. Además, se dio énfasis a la información proveniente de países latinoamericanos del trópico y subtropical.

En cuanto a la determinación de niveles y rangos, así como para la construcción de las curvas funcionales para cada uno de los parámetros incluidos

en el modelo, es usual que quienes realizan esta labor se acojan a los criterios de curvas diseñados por la Fundación de Sanidad Nacional de Estados Unidos de Norteamérica (NFS) con algunas leves modificaciones o tal cual como fueron diseñadas para ese país (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de El Salvador, sf; Samboni, Carvajal, & Escobar, 2007; Torres-Vega, 2009; Unipamplona, 2005), o lo hagan a partir del método Delphi, consultando la opinión de “expertos” quienes aconsejan sobre los niveles o rangos de calidad para cada variable (Ministerio de Ambiente de Chile, 2010; Torres, Cruz, & Patiño, 2009, pág. 83; Samboni, Carvajal, & Escobar, 2007, págs. 173, 176; Torres-Vega, 2009, págs. 5, 8, 17). Debido a que esto implica un cierto grado de subjetividad, se procede a promediar los valores del grupo de consulta y este valor es generalmente el asumido para el país o la región, no obstante, el método es clasificado en el nivel de cualitativos o subjetivos (Torres-Vega, 2009, pág. 18).

En vista de la anterior situación, para esta investigación se decidió crear una base de datos inicial (BD1) incluyendo referencias a nivel mundial, con énfasis en Latinoamérica sobre niveles y rangos de calidad para cada uno de los 9 parámetros incluidos en el modelo. En esta labor fueron incluidas más de 60 fuentes a nivel mundial que trataban sobre niveles y rangos oficiales para los diferentes parámetros, lo cual es equivalente a la aplicación del método Delphi, pero modificado. Si se tiene en cuenta que la mayoría de países usan este método, puede colegirse que los rangos y niveles propuestos llevan incorporadas las opiniones de numerosos expertos; pero además se incorporaron valores de organismos internacionales (OMS, UE, OCDE, CCME, EPA), así mismo se incorporan algunos datos provenientes de bioensayos y los del OALSAP.

La BD1 original, sirvió para construir una BD2 depurada eliminando algunos datos extremos que no parecían corresponder a la realidad, especialmente algunos provenientes de Asia oriental y sudeste asiático, que parecían corresponder más a políticas públicas u objetivos de calidad que a niveles ambientales desde el punto de vista del ideal ecosistémico, igualmente se eliminaron datos que parecían repetidos para un mismo país o región al corresponder a citas bibliográficas

referentes al tema que hacía alusión a la misma norma, pero en cambio se dejaron referencias de estados distintos de un mismo país (por ejemplo USA) donde cada estado puede tener directrices propias, aunque limitadas por las de la EPA. Para el caso de Colombia se incluyeron los datos referenciados en la normatividad vigente, los trabajados por el IDEAM y además los considerados en los estudios de monitoreo en la microcuenca Doña María.

Metodológicamente, cuando se referenciaba un valor mínimo de calidad para algún parámetro, en la tabla se le asignaba el valor máximo de Q_i (1), por ejemplo si en la normatividad de un país el nivel mínimo de OD es de 5 mg de O_2/l se le asignó un Q_i de 1, pero si en otro país ese valor mínimo es de 7 mg de O_2/l , se le asigna el Q_i de 1 a la concentración de 7, y esos valores fueron llevados a una tabla Excel, que a su vez fue ingresada en un programa graficador matemático. Cuando la fuente reportaba rangos y les asignada valoraciones cualitativas (por ejemplo: excelente, buena, regular, mala y muy mala) asociadas a datos por parámetro, entonces se procedió a traducir esas valoraciones de manera equitativa en el Q_i (por ejemplo, excelente -1-, buena -0,8-, regular -0,6-, mala -0,4- y muy mala -0,2- o -0-); así mismo, en el caso en que existían curvas propuestas, se procedió a calcular matemáticamente el valor de Q_i , correspondiente al valor del parámetro en varios niveles y todos los datos fueron llevados a la BD2 del parámetro respectivo. En general los valores reportados para aguas de bebida de consumo humano no fueron tenidas en cuenta ni tampoco los relacionados con objetivos de calidad, lo cual fue parte del objetivo de la depuración de la BD2.

Esta recopilación y procesamiento de información corresponde al paso 4 del esquema mostrado en la figura 12.

- **Construcción de curvas funcionales**

Los datos depurados obtenidos en el paso anterior, fueron insertados en el programa Graph, generando una nube de puntos para la obtención de las curvas funcionales (paso 5 del esquema mostrado en la figura 12).

En el citado programa, se probaron varios tipos de curvas que ofrece para el análisis el programa (lineales, polinómicas, potenciales, racionales, entre otras) y se

eligió la que presentó mayor R^2 . De esta manera se obtuvo tanto la función gráfica como la ecuación matemática correspondiente a ese subíndice de calidad. Luego de probar varias posibilidades de funciones, se optó por elegir la que presentaba mayor R^2 , pero en algunas ocasiones si las R^2 de dos funciones, para el mismo parámetro, eran muy similares (no se diferenciaban estadísticamente), se pudo elegir la que tenía una R^2 un poco menor (por ejemplo, $R^2=0,93$, en lugar de $R^2=0,94$), si la función era mucho más simple, verbigracia, una función lineal en lugar de una racional; pero si la diferencia en R^2 era muy alta, siempre se eligió la función con mayor R^2 , independiente de su complejidad (por ejemplo polinómicas de tercer grado o racionales). De esta manera se consolidó el paso 5 y se obtuvo el logro de la primera parte del segundo objetivo específico en esta investigación, es decir la posibilidad de incluir en el futuro modelo los Q_i .

- **Obtención de factores de ponderación**

Una vez definidas las curvas funcionales, se procedió, mediante diferentes métodos estadísticos (con el programa Statgraphics 16.2) a obtener los factores de ponderación, por medio de tres procedimientos: regresión múltiple (véase el desarrollo de este procedimiento en el numeral 7.4 y el anexo A2.1), procedimiento de ajuste paso a paso (véase el desarrollo de este procedimiento en el numeral 7.4 y el anexo A2.2) y procedimiento de selección de variables para el modelo de regresión (véase el desarrollo de este procedimiento en el numeral 7.4 y el anexo A2.3). Los procedimientos se usaron tanto para un número mínimo de entre siete y nueve parámetros (ecuación normal), como para un número inferior de parámetros (ecuación simplificada). Se usaron tres procedimientos con fines comparativos.

En todos los casos la variable respuesta fueron los valores del índice BMWP/Col hallados en campo para los mismos sitios y en la misma fecha. Como se ha expresado antes, en esta investigación se aceptó que el índice BMWP/Col es el más adecuado, y no fue sujeto de modificación. En esta perspectiva, los valores del índice fisicoquímico y microbiológico (ICA_{CRM}), para cada sitio, deberían acercarse lo más posible a las valoraciones del índice BMWP/Col, en el mismo sitio y fecha. Para este análisis se usó el método de regresión múltiple, obteniéndose así

los valores correspondientes a las ponderaciones en cada opción de modelo evaluada, tal como se muestra en el numeral 7.4 y en los anexos A2.

Las mejores opciones de modelo se obtuvieron de acuerdo con los criterios de los estadísticos coeficiente de determinación R^2 ajustado (mayor valor), estadístico Cp de Mallows (menor valor), y menor valor del criterio de información de Akaike (AIC). Estos procedimientos constituyen los pasos 6 y 7 del esquema mostrado en la figura 12, y se desarrollan en el numeral 7.4 y más ampliamente en el anexo A2.3. De esta manera se obtuvo el logro de la segunda parte del segundo objetivo específico en esta investigación, específicamente en lo concerniente a la obtención de los valores de ponderación del modelo (P_i).

- **Definición del modelo matemático**

Mediante el programa estadístico y teniendo en cuenta los criterios nombrados antes (R^2 , Cp de Mallows y AIC), se seleccionó y definió el modelo matemático que sería usado en el ICA_{CRM} . En el numeral 7.4, se detalla el desarrollo metodológico.

- **Construcción de la tabla de valoración y creación del ICA_{CRM}**

Una vez elegido el mejor modelo, se procedió a la construcción de la tabla de valoración correspondiente a ese modelo para obtener el ICA_{CRM} . La tabla de valoración se construyó a partir del ajuste realizado en la presente investigación, a la tabla propuesta por el OALSAP. Se mantuvieron básicamente los mismos rangos, aunque hubo pequeños ajustes en los valores a partir de las pruebas de las cinco clases de calidad que permanecieron inmodificadas y que siguen los estándares internacionales aceptados en Colombia (Muy mala, Mala, Regular, Buena, Excelente). El procedimiento usado fue el cálculo del coeficiente de Pearson, r , y el de determinación, R^2 , pero usando los valores de rangos (de 1 a 5) y comparándolos con los valores de rango del BMWP/Col, para 65 sitios de las 20 microcuencas. Este proceso permitió detectar donde se encontraban diferencias en la calificación de un sitio y si la diferencia podía ser corregida mediante una leve modificación (generalmente de menos de 2%) del nivel superior o inferior del rango en la tabla de calificación. Cada vez que se realizaba un pequeño ajuste a algún rango de la tabla, volvía a correrse el modelo en el programa y se evaluaba el cambio en r y R^2

El criterio de decisión fue el mayor valor en el coeficiente de correlación Pearson, r , obtenido para el modelo con las diferentes tablas de calificación (ver numeral 7.4). En el anexo 5 pueden observarse los niveles de calificación para todos los sitios evaluados tanto para el modelo original con 9 variables, como para el modelo elegido, con 7 variables.

Una vez se definió la tabla de calidad, se obtuvo la formulación completa del índice de calidad de aguas para cuencas rurales de montaña, ICA_{CRM} , siendo este el logro del paso 8 mostrado en el esquema de la figura 12. De esta manera se logró el segundo objetivo específico en esta investigación.

- **Prueba y ajuste del ICA_{CRM}**

Como resultado de estos pasos, se obtuvo el índice propuesto que fue ajustado, mediante regresión múltiple en 59 sitios de 18 microcuencas de la Doña María, en contraste con el índice BMWP/Col (paso 9 del esquema mostrado en la figura 12).

- **Validación del ICA_{CRM}**

Finalmente, la validación se realizó estadísticamente tomando como base los datos de 10 sitios, en cuatro subcuencas de La Doña María que también contaban con los datos de BMWP/Col, correspondientes a una campaña pequeña realizada en 2017.

Un mayor detalle de los procedimientos realizados para el ajuste y validación puede ser consultado en el numeral 7.5 de esta investigación y en los anexos respectivos citados en dicho capítulo.

La propuesta inicial consideró la ecuación general coincidente con la del OALSAP (una sumatoria), y efectivamente los resultados estadísticos mostraron un modelo de este tipo:

$$ICA_{CRM} = \sum Pi1 \times Qi1 + Pi2 \times Qi2 + \dots + PIn \times Qin$$

ICA_{CRM} = Índice de Calidad del Agua en Cuenca Rural de Montaña

Qi = Valor de Calidad del Parámetro

Pi = Nivel o Valor de Ponderación del Parámetro

Σ = Función sumatoria

7. RESULTADOS

Como se ha explicado no todos los 20 parámetros evaluados a lo largo del proceso de monitoreo han resultado ser limitantes para la calidad del agua a lo largo del periodo 2007-2016. Esta situación ha determinado que algunos parámetros no volvieron a monitorearse para disminuir costos (por ejemplo, grasas y aceites, nitritos y nitratos, pesticidas –se evaluaron los dos de mayor consumo en la microcuencia-, entre otros), y aunque algunos otros tampoco han mostrado limitaciones, continúan monitoreándose debido a su importancia para explicar la condición de aquellos parámetros que resultaron ser limitantes en algún momento o de manera permanente en las diferentes campañas.

7.1. PROCESO DE SELECCIÓN DE VARIABLES

En esta investigación, para el caso específico de la microcuencia Doña María en su parte alta y media y sus microcuencas tributarias, se ha definido por las razones expresadas en los numerales anteriores, que los parámetros fundamentales del ICA_{CRM} son 9. El criterio principal de decisión para su selección es que fueron los únicos que, a lo largo de las campañas de monitoreo en los últimos 10 años, resultaron ser limitantes desde el punto de vista normativo en Colombia (en especial el decreto 1076 de 2015), y de recomendaciones de organismos internacionales. Esta limitación se presentó de manera crónica o eventual en uno o más sitios de muestreo, teniendo en cuenta los resultados históricos sobre cerca de 20 parámetros fisicoquímicos y microbiológicos evaluados a lo largo de ese periodo, en 20 subcuencas de la Doña María y en cerca de 65 sitios de muestreo (ver tabla 6).

Tabla 6. Número de sitios y parámetros que históricamente incumplen la norma y porcentaje con relación a los sitios evaluados para ese parámetro, en la microcuenca Doña María

PARÁMETRO	AÑO												\bar{X} Incumple
	2007		2008		2009		2012		2013		2015-16		
	# sitios	% sitios	# sitios	% sitios	# sitios	% sitios	# sitios	% sitios	# sitios	% sitios	# sitios	% sitios	
CT*	14	88%	43	96%	46	90%	53	96%	55	100%	60	100%	94,9%
CF*	13	81%	42	93%	37	73%	37	67%	41	75%	50	83%	78,7%
DBO ₅ *	4	25%	15	33%	13	25%	14	25%	8	15%	17	28%	25,4%
DQO*	1	6%	15	33%	15	29%	13	24%	3	5%	12	20%	19,7%
OD*	0	0%	8	18%	6	12%	5	9%	2	3%	6	9%	8,5%
SST**	0	0%	1	2%	2	4%	2	4%	2	4%	2	3%	2,9%
Turbidez***	3	19%	25	78%	22	43%	25	57%	20	50%	23	38%	47,5%
CE**									63	100%	65	100%	100,0%
%Sat OD									2	3%	6	9%	6,2%

* Decreto 1076/2015

** Objetivos de Calidad río Aburrá-Red Río (Tramo 3) (Resolución 2016/2012 de AMVA)

*** Otras fuentes

Fuentes: (Municipio de Medellín, 2007; 2008; Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2009; 2012; 2013)

Al observar la tabla 6, resaltan algunos parámetros como los CT que han incumplido la norma en el 95% de los sitios a lo largo del periodo histórico (2007-2016), los CF lo han incumplido en el 79% de los sitios en el mismo periodo, la turbidez en el 48% de los sitios, y la DBO₅ en el 25% de los sitios en el lapso histórico, pero incluso la DQO lo ha sido en el 20% de los sitios. Por su parte el OD sólo ha incumplido la norma en el 9% de los sitios, a pesar de la elevada contaminación por materia orgánica en la mayoría de sitios, lo cual se explica por el elevado régimen de reaireación de este tipo de cuencas, tal como se explicó antes, en el numeral concerniente a la descripción de este parámetro.

Esta decisión en la selección preliminar de parámetros, busca eliminar en gran parte la subjetividad implicada en el método Delphi con relación a las “opiniones de expertos” que no han trabajado en las zonas específicas y tienden a generalizar sus opiniones con relación a los parámetros de deberían evaluarse.

Como resultado de este análisis sobre 22 parámetros incluidos desde 2007 (coliformes totales, coliformes fecales, oxígeno disuelto, saturación de OD, conductividad eléctrica, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, turbidez, sólidos suspendidos totales, dureza total, pH, salinidad, sólidos disueltos totales, sólidos sedimentables, temperatura del agua y del aire, dos plaguicidas -Malathion, Clorpirifos-, potencial redox, nitritos, nitratos, grasas y aceites, bioindicadores), sólo 9 parámetros han resultado limitantes y por eso se han incorporado en el modelo preliminar para este tipo de cuencas rurales y de montaña.

De acuerdo con la tabla 6, los parámetros seleccionados preliminarmente y que fueron incluidos en las pruebas estadísticas de modelos resultaron ser: coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF, E. coli), oxígeno disuelto (OD), saturación de OD (%sat OD), conductividad eléctrica (CE), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), turbidez (T) y sólidos suspendidos totales (SST).

Algunos de estos parámetros parecen redundantes (por ejemplo, CT y CF, o turbidez y SST), tal como se explicó en el numeral 5.2.1; pero en lugar de eliminar uno de ellos, se optó inicialmente en el modelo empírico, por disminuir su ponderación a la mitad (ante la incertidumbre de su ponderación relativa, y ante la incertidumbre sobre cual parámetro debería dejarse en el modelo, se asignó el 50% del valor a cada uno).

Adicionalmente se realizaron pruebas estadísticas para la eliminación progresiva de variables que presentaran alta colinealidad, lo que efectivamente terminó en la eliminación de algunos parámetros en el modelo final, tema que se aborda más adelante en el numeral 7.3 y puede además profundizarse con la consulta de los anexos 1, 2 y 3.

Con base en la premisa de considerar en el modelo sólo los parámetros que resultaron limitantes de manera crónica o esporádica a lo largo de los años, se realizó un primer análisis mediante la construcción y depuración de la base de datos (BD) de la información de campo tomada en todos los años (ver la figura 14). Este

ejercicio sirvió no sólo para determinar los parámetros que incumplieron la norma, sino además para evidenciar la ausencia de información sobre algunos parámetros que nunca fueron evaluados y que se presume podrían tener significancia ambiental en la evaluación de este tipo de cuencas (como es el caso de los detergentes y el fósforo) o de otros que fueron evaluados permanentemente y de manera ocasional mostraron limitaciones, pero que nunca fueron incorporados en la valoración del ICA como los sólidos suspendidos totales (SST), dado que la normatividad colombiana no contempla rangos o límites para este factor en aguas destinadas a las funciones ambientales; pero debido a que los objetivos de calidad del río Aburrá los contemplan, se incluyeron en esta investigación.

QUEBRADA	DBOS 2015	DBOS 2013	DBOS 2012	DBOS 2009	DBOS 2008	DBO total 2015	DBO total 2013	DBO total 2012	DBO total 2009	DBO total 2008	Oxígeno disuelto 2015	Oxígeno disuelto 2013	Oxígeno disuelto 2012	Oxígeno disuelto 2009	Oxígeno disuelto 2008	TSS 2015	TSS 2013	TSS 2012	TSS 2009	TSS 2008	Turbiedad 2015	Turbiedad 2013	
ZORRITA - MEDIA	0.64	0.34	1.00	4.13	4.00	9.17	1.29	78.30	19.60	12.00	8.12	7.82	6.62	7.20	5.80	25.00			30.00	74.00	14.00	6.86	2.26
ZORRITA - BAJA	0.24	0.26	1.00	2.00	4.00	10.00	12.00	77.70	12.00	12.00	8.32	7.99	6.08	7.60	6.00	10.00				7.00	1.00	4.93	2.1
MACANA - ALTA	0.35	0.61	1.00	2.00	47.25	10.60	2.63	45.90	12.00	10.10	6.45	6.74	6.52	6.77	2.00	25.00	7.00				0.00	32.00	
MACANA - MEDIA	0.35	0.51	0.76	2.00	4.00	7.53	3.89	54.90	12.00	12.00	6.39	6.47	6.70	6.03	6.40	22.00	4.00	3.00	7.00	7.00	13.50	3.50	3.6
MACANA - BAJA	1.36	0.99	12.70	2.57	7.39	15.00	6.16	51.00	13.50	17.42	7.02	7.09	6.64	6.85	5.40	20.00	6.00	5.00	43.00	26.00	12.00	3.7	
CANDELA ALTA	0.35	0.72	10.50	2.00	10.60	13.00		55.40	12.00		6.85	6.59	6.61	6.70		7.00	1.00		7.00		1.00	1.00	1.0
CANDELA MEDIA	0.35	0.65	16.00	2.00	7.53	11.70		73.70	12.00		7.12	6.78	5.99	6.54		9.00	3.00		10.00		7.00	5.25	2.4
CANDELA BAJA	1.36	0.54	18.60	2.00	15.00	12.90		66.70	12.00		7.20	6.40	5.99	6.39		7.00	9.00		10.00		10.00	1.86	6.0
DESPIENA - ALTA	1.89	0.38	6.83	2.00	4.00	2.38	2.32	45.50	0.00	12.00	7.32	7.95	6.86	7.27	6.90	7.00	5.00			7.00	7.00	1.00	1.0
DESPIENA MEDIA - ALTA	1.04	0.30	12.30	2.00		4.35	3.93	30.00	12.00		7.41	7.42	6.77	6.41		7.00	7.00		3.00	7.00		1.32	2.1
DESPIENA MEDIA - BAJA	2.09	1.01	2.52	177.00		48.00	5.28	6.57	98.30	224.00	19.98	7.46	6.76	6.82	3.53	5.00	7.00	1.00	5.00	30.00	27.00	2.84	0.7
DESPIENA - BAJA	2.59	3.94	6.40	3.12	24.54	8.94	3.52	39.20	12.00	55.33	7.45	5.95	6.50	5.71	5.60	7.00	2,875.00	6.00	7.00		13.00	1.26	334
INDIO MEDIA	0.17	0.52	21.00			9.13	5.91	45.50			7.56	7.86	6.58			31.00	25.00	21.00				22.70	12.4
MANGUALA - ALTA	0.72	0.53	0.69	2.00	4.00	7.47	8.01	26.50	0.00	12.00	7.78	7.86	6.53	6.61	7.00	7.00	2.00			7.00	7.00	1.00	0.0
MANGUALA - MEDIA-ALTA	0.49	0.29	4.14	2.00	4.00	8.06	2.24	42.80	12.00	12.00	7.85	7.72	7.04	6.41	6.80	7.00	2.00	3.00	7.00		7.00	1.00	0.7
MANGUALA - MEDIA-BAJA	5.96	5.78	16.00	6.09	6.90	10.20	13.70	93.20	28.30	23.68	6.35	7.02	6.24	6.31	6.00	7.00	6.00		10.00	7.00	14.90	1.95	2.5
MANGUALA MEDIA-BAJA2 (Chip)	303.00					101.00					3.84					45.00						49.50	
MANGUALA MEDIA-BAJA3	21.10					50.30					5.48	4.92				12.00						6.47	
MANGUALA - BAJA	24.40	34.40	34.70	42.90	14.36	56.60	65.60	68.80	67.20	35.40	7.33	7.80	5.73	5.28	5.40	14.00	34.00	16.00	128.00	17.00	9.35	17.1	
CAÑADITA - ALTA	0.31	0.65	2.90	3.36	30.30	8.26	9.04	31.20	19.60	52.27	9.94	7.85	6.94	4.30	7.00	3.00	4.00	21.00			20.00	1.00	1.0
CAÑADITA - MEDIA	0.27	0.49	3.54	3.96	393.00	11.00	7.48	32.70	21.90	492.20	7.27	7.88	6.24	6.36	3.00	7.00	4.00	2.00	14.00		14.00	1.87	0.8
CAÑADITA - BAJA	0.24	0.33	1.17	2.00	44.85	15.00	2.98	33.70	12.00	34.48	6.86	7.73	6.42	7.77	6.20	7.00	3.00	1.00	7.00		16.00	1.25	1.2
JACINTA - ALTA	0.34	1.00	2.00	11.01		9.42		87.80	16.20	28.70	7.33	6.30	6.15	5.70		3.00	7.00				7.00	25.00	
JACINTA MEDIA - ALTA	1.65	3.06	9.21	4.22		14.40	15.50	72.60	24.30		6.82	6.82	5.54	6.26		7.00	44.00	17.00	7.00		1.95	42.8	
JACINTA MEDIA - BAJA	76.00	3.04	302.00	235.00		100.00	19.20	63.60	394.00	14.30	4.19	7.51	2.43	1.36	4.40	29.00	31.00	144.00	173.00		27.60	18.3	
JACINTA - BAJA	66.40	23.50	358.00	134.00	18.46	105.00	74.50	97.50	299.00	43.95	5.78	7.24	2.98	3.03	3.03	23.00	22.00	30.00	30.00		28.00	20.30	27.1
LRMONA 1 - ALTA	0.81	0.36	0.63			6.89	7.95	23.70			7.68	6.59	6.30			7.00	2.00	30.00			1.00		
LRMONA 2 - ALTA	0.52	0.39	1.00	2.00	4.00	7.58	6.28	64.50	0.00	12.00	6.30	5.98	5.83	5.93	6.80	7.00	3.00			7.00	7.00	1.00	1.0
LRMONA MEDIA - ALTA	2.85	0.59	12.50	2.00		13.30	11.40	71.20	12.00		8.63	9.20	6.23	6.27		7.00	3.00		20.00		9.00	3.92	1.8
LRMONA MEDIA - BAJA	2.59	1.52	1.00	4.31	4.00	11.40	8.25	74.90	21.40	12.00	5.68	6.27	6.04	7.46	5.90	7.00	16.00		12.00	16.00	122.00	2.09	4.7
LRMONA MEDIA-BAJA2	1.95					14.60					8.20	9.00				7.00						1.57	
LRMONA MEDIA-BAJA3	17.90					37.80					6.99	7.88				10.00						6.16	
LRMONA - BAJA	12.40	12.80	95.10	39.40	4.00	23.30	23.30	74.60	104.00	17.62	7.42	8.41	5.34	4.39	5.00	14.00	13.00		28.00	58.00	41.00	3.76	5.3
CABUYALA-ALTA-ALCANT											5.22	5.27											
CABUYALA - MEDIA	13.40	13.20	24.80	9.12	4.60	16.20	15.80	50.70	12.00	17.67	6.71	6.37	5.03	5.18	5.00	15.00	24.00	21.00	11.00	8.00	5.97	12.3	
CABUYALA - BAJA	13.80	15.70	20.10	8.25	14.08	25.90	27.40	57.90	19.30	45.76	6.71	6.15	5.99	7.03	5.90	36.00	7.00	13.00	7.00	13.00	13.00	24.20	5.2
CHIBORRA - ALTA											12.00	12.00				8.11	6.60			38.00	17.00		

Figura 14. Sección de la base de datos original (BD1) depurada a partir del programa de monitoreo en la Doña María.
Fuente: Autor

Algunos de los 9 parámetros seleccionados para el modelo muestran una alta correlación a lo largo de los varios años de monitoreo, lo que ha llevado a la realización de pruebas estadísticas para la modificación de sus valores de ponderación y no necesariamente a la eliminación a priori de alguno de ellos como

lo sugieren algunos estudios (CCME, 2017, pág. 18). Estas correlaciones fuertes se presentan por ejemplo entre coliformes fecales y totales, DBO₅ y DQO, entre otros; pero en el caso de SDT y CE, si se eliminó la variable SDT pues su valor fue deducido matemáticamente por el instrumento de medición a partir de la CE, por lo cual sólo se consideró la CE.

El análisis estadístico, realizado con el programa Statgraphics 16.2, para todas las variables consideradas año por año en las diferentes campañas de monitoreo, muestran que existe correlación de Pearson fuerte y muy fuerte en muchos pares de variables. Se resaltan las correlaciones significativas (valores-P por debajo de 0,05, con un 95% de confianza) entre turbidez y TSS, entre CF y CT, en el 100% de las campañas de monitoreo; CF y DBO₅, DBO₅ y OD, DBO₅ y DQO en el 80% de las campañas; CT y DBO₅, CT y DQO, CF y OD, DQO y OD en el 60% de las campañas (ver anexo 6).

Un análisis específico para cada parámetro involucrado en el modelo puede observarse en el numeral 5.2.1.

7.2. CONSTRUCCIÓN DE CURVAS PARAMÉTRICAS

Comprende el segundo paso y para el efecto se procedió a la construcción de las curvas de calidad paramétricas o funcionales (Q_i).

La creación y ajustes a las funciones de calidad o curvas funcionales Q_i se realizaron mediante la consulta de investigaciones existentes para cada parámetro incluido en la ecuación ICA, así mismo mediante la consulta de rangos y niveles aceptados por organismos internacionales, ministerios de ambiente y centros de investigación de numerosos países, especialmente latinoamericanos, pero además se incorporaron datos de bioensayos y algunos aceptados por el OALSAP para las microcuencas investigadas.

De acuerdo con las fuentes bibliográficas consultadas del orden internacional los datos relacionados con niveles y rangos de calidad para cada parámetro, en su mayor parte, fueron creados o concertados por cada organismo y ministerio de

ambiente de cada país mediante el método Delphi. No obstante, en esta consulta de fuentes también se obtuvo datos provenientes de estudios de bioanálisis disponibles en internet. Toda esta información generó una base de datos en Excel que se trabajó en el programa Graph.

Esta investigación encontró que en general los valores propuestos por el grupo de expertos consultados, cuando se aplicó el método Delphi, son muy similares en casi todos los países del mundo, debido a que con frecuencia se tuvieron los mismos referentes internacionales, casi todos basados en datos generados por el CCME, EPA, CEE, OMS, para zonas templadas, que a su vez en alguna medida también usaron el método Delphi, lo cual tiende a constituirse en un bucle de información redundante (WHO, 2018), como puede observarse en la figura 15. La anterior situación presenta el agravante de que esta información se asume tal cual en países tropicales por parte de los expertos locales, en particular en Latinoamérica, de acuerdo con más de 60 fuentes consultadas al respecto, cuyos datos sirvieron para construir la base de datos 1.

En menor proporción, los valores de niveles máximos o mínimos o rangos definidos para los 9 parámetros considerados en la presente investigación, se basan en investigaciones de campo o bioensayos relacionados con impactos reproductivos, crecimiento, ciclos de vida, malformaciones en especies, impactos en diversidad en comunidades acuáticas nativas, etc., y pocas veces se tuvo acceso a datos de estudios que midieran los impactos a medida que variaban los niveles de cada parámetro (EPA, 1986; OWRB, 1998; Matuk-Velasco, Puerta-Quintero, & Rodríguez-Valencia, 1997; CCME, 1999; Varadharajan, Bouwmeester, & Mohan, 2009; Burton & Pitt, 2001).

Como se expresó antes en la literatura de los últimos 30 años se reportan muy pocos estudios sobre bioensayos referidos a los parámetros considerados en esta investigación, aunque abundan los estudios de bioensayos relacionados con plaguicidas, productos industriales, metales pesados, entre otros. En las últimas décadas solo se reportan los datos de niveles y rangos, citando estudios de

bioensayos realizados entre 1950 y 1980, pero que no están disponibles en internet en su mayoría.

De acuerdo con las fuentes consultadas, un hallazgo importante es que la mayor parte de la información más confiable para la construcción de curvas funcionales (bioensayos y mediciones bióticas de campo), a nivel de los impactos de las variaciones en los niveles de concentración de los 9 parámetros usados en esta investigación, fueron generados por la EPA y los países de Europa en la décadas de los 60, 70 y principios de los 80, pero en su mayoría no están publicadas en la web (son documentos físicos que reposan en centros de investigación y bibliotecas), sino que usualmente se referencian en documentos posteriores (EPA, 2003; EPA, 1986, págs. 218, 235, 237, 269; Burton & Pitt, 2001; UNEP, OMS, & WSSCC, 1997).

Este tipo de investigaciones basadas en bioensayos no han vuelto a realizarse para los 9 parámetros considerados, con excepción de aguas residuales; pero en cambio se ha dado paso a un nutrido proceso de investigación de bioensayos para determinar ICA centrados en impactos sobre la biota en cuanto a las concentraciones de metales pesados, productos químicos industriales, plaguicidas, ingredientes farmacéuticos, etc., abundando en internet este tipo de información en la actualidad.

Otro hallazgo es que en informes producidos en las dos últimas décadas (a partir del año 2000 aproximadamente) por parte de instituciones y organismos públicos de países en zonas templadas, se nota una tendencia a modificar algunos niveles en varios parámetros que estaba establecidos desde hace más de 3 décadas (como el caso de OD, DBO₅, entre otros, en donde por ejemplo el nivel de 5 mg/l O₂ para OD, está ubicándose entre 6 y 7 mg/l O₂ como el mínimo óptimo) y en esa medida se resaltan como políticas públicas en aquellos países el adelantar nuevas investigaciones relacionadas con temas de contaminación por sedimentos, patógenos, nutrientes, entre otros básicos y tradicionales (EPA, 2003). Este hallazgo también fue incorporado en la nube de puntos en el programa Graph.

Adicionalmente, tal como se explicó en la metodología, algunos de los ecosistemas hídricos de zonas templadas pueden tener similitudes o equivalencia ambiental con ecosistemas hídricos en zonas de montaña en los trópicos, en zonas de vida como los bosques montano-bajo tropical y montano tropical e incluso algunos premontanos, en donde precisamente se ubican el tipo de microcuencas objeto de esta investigación (véase figura 13). En esa medida los datos propuestos para muchos de los ríos de zonas templadas, en épocas diferentes al invierno, es presumible que puedan tener equivalencias para ríos y quebradas de montaña en zonas tropicales. Basados en esta premisa, esos valores y rangos fueron adoptados por la presente investigación, incluyéndolos como datos adicionales a la nube de puntos y de esa manera pudo corregirse o aminorarse posibles errores de trasladar los datos de otros ecosistemas sin ningún ajuste.

El resultado de este proceso arrojó una nube de puntos de entre 60 y 175, para los diferentes parámetros, y luego de la depuración quedó la nube de puntos que se aprecia en la tabla 7 (entre 32 y 163 puntos), con las cuales se construyeron las curvas funcionales usando el programa Graph.

Como se explicó antes, el proceso de depuración consistió en observar en la nube de puntos algunos que se mostraban extremos, por lo cual se regresó a consultar la fuente para analizar la pertinencia del mismo, procediendo a su corroboración o eliminación. Por otro lado, tradicionalmente las curvas funcionales se construyen mediante el método Delphi, el cual casi siempre contempla un grupo entre 6 y 30 expertos (García Valdés & Suárez Marín, 2013, págs. 258-259; Torres-Vega, 2009), aunque en ocasiones puede llegar a más de 100. Si se tiene en cuenta que cada experto aporta un dato por parámetro, se colige que internacionalmente se acepta como válido estadísticamente este número de puntos para la construcción de las curvas.

Es importante tener en cuenta que en los gráficos pueden visualizarse menos puntos que los existentes en las tablas, debido a que un punto en el gráfico puede corresponder a varios valores en la tabla (varias fuentes, centros de investigación y

países pueden tener el mismo Q_i para ese nivel y por lo tanto los puntos se traslapan).

Tabla 7. Número de datos para la construcción de curvas funcionales

Parámetro	# de puntos originales	# de puntos depurados
CT	61	39
CF	123	68
OD	155	140
Sat de OD	123	110
DBO ₅	175	163
DQO	60	32
Turbiedad	72	52
CE	110	42
SST	112	74

Fuente: Construcción del autor

Parte de las BD1 y BD2 pueden observarse en las figuras 15 y 16.

A	B	C	D	E	F	G	H	I
Autor	Año	País	Título	Parámetro	Valor propuesto	Pag	Uso	
DOE-INWQS (Bai. V y otros)	2009	Malasia	Fuzzy Logic Water Quality Index and Importance of Water Quality Parameters	O.D.	<5 mg/L (adecuado) 5-7 (aceptables) >7 (altamente aceptables)	56	Aguas corrientes dulces	<5 (0,8) 5-7 (0,95) 7-1 (1)
	2009	Malasia		DBO5	<3 mg/L (altamente aceptable) 4-5 mg/L (aceptable) >6 mg/L (adecuado)	56	Aguas corrientes dulces	<3 (1) 3.1 - 5.9 (0,7) 6 (0,5) 9 (0,25) 12 (0,1)
	2009	Malasia		DQO	<10 mg/L (altamente aceptable) 10 - 25 mg/L (aceptable) >25 mg/L (adecuado)	56	Aguas corrientes dulces	<10 (1) 10.1 - 25 (0,7) 26 (0,4) 37 (0,2) 50 (0)
	2009	Malasia		SST	<50 mg/L (altamente aceptable) 50.1 - 100 mg/L (aceptable) >100,1 mg/L (adecuado)	56	Aguas corrientes dulces	<50 (1) 50.1 - 100 (0,5) 101 (0,2) 150 (0)
	2009	Malasia		pH	6,5 a 8,4 (altamente aceptable) 4,8 a 6,5 y 8,5 a 9,1 (aceptable) <4,8 o > 9,2 (adecuado)	56	Aguas corrientes dulces	4,8 (0,7) 6,5 (1) 7,5 (1) 8,4 (1) 8,5 (0,95) 9,1 (0,7) 9,2 (0)
EPA	2018	USA	Surface water quality standards 2018	Colif. Fec.	14 (NMP) promedio No exceder 43 en 10% de muestras No exceder 800 en ningún	28	Aguas corrientes dulces	14 (1) 43 (0,5) 800 (0)
	2018	USA		Colif. Fec.	126 (NMP) promedio No exceder 410 en 10% de muestras	29	Aguas corrientes dulces	126 (1) 410 (0,5)
Fuentes pesos relativos formulas ENA2010								
Autor	Año	País	Título	Parámetro	Valor propuesto	Pag	Uso	
	2017	Vietnam		DBO5	<5 mg/L O ₂	9	Aguas corrientes dulces	<5 (1)
	2017	Vietnam		DQO	<40 mg/L O ₂	9	Aguas corrientes dulces	<40 (1)
	2017	Vietnam		Colif. Tot	<5000 NMP/100 ml	9	Aguas corrientes dulces	<5000 (1)
G. Allen Burton, Jr. and Robert Pitt	2001	USA	Stormwater effects handbook : a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers.	Colif. Fec.	<1000 NMP/100 ml	822	Aguas corrientes dulces. Vida acuática	<1000 (1)
				pH	6.5 a 9 (EPA) 4.5 y 5.2 (daño en peces)(Mount, 1973) 2.5 - 4 (emergen menos del 50% de macroinvertebrados) 4.0 a 6.6 (emergen mas del 50% de macroinvertebrados y mas con pH mayor) (Bell, 1971)	834 833		2,4 (0) 2,5 (0,1) 4 (0,4) 6,5 (1) 7,5 (1) 8,5 (1) 9 (1)
	2001	USA		Turbid	< 50 UNT (por encima del valor natural)	835	Aguas corrientes dulces. Vida acuática	
UNEP, OMS and WSSCC	1997	CEE	Water Pollution Control - A Guide to the Use of Water Quality Management Principles	Sat OD	90-110 (1) 70-90 o 110-120 (0,8) 50-70 o 120-130 (0,6) 30-50 o 130-150 (0,4) <30 o >150 (0,1)	42	Aguas corrientes dulces. Vida acuática	90-110 (1) 70-90 o 110-120 (0,8) 50-70 o 120-130 (0,6) 30-50 o 130-150 (0,4) <30 o >150 (0,1)
	1997	CEE		Sat OD	90-70 (1) 70-50 o 110-120 (0,8) 50-30 o 120-130 (0,6) 30-10 o 130-150 (0,4) <10 o >150 (0,1) >7 (clase 1) 7-6 (clase 2)	42	Aguas corrientes dulces. Vida acuática	90-70 (1) 70-50 o 110-120 (0,8) 50-30 o 120-130 (0,6) 30-10 o 130-150 (0,4) <10 o >150 (0,1) >7 (1) 6,9-6 (0,8)
Fuentes pesos relativos formulas ENA2010								

Figura 15. Sección de las bases de datos original de fuentes bibliográficas (BD1), fundamento de la construcción de las curvas funcionales
 Fuente: Construcción del autor

	A	B	C		A	B	C		% Sat OD	Qi	Pais	Fuente
1	DBO ₅ (mg/L)	Qi	Pais	1	CF (NMP)	Qi	Pais	1				
2	0	1	Colombia	Monit S 2	0	1	Uruguay	Decreto 253/	0	0	Colombia	Monit SAP, 2016
3	1	1	Colombia	Monit S 3	0	1	Colombia	Monit SAP, 2016	10	0,01	Colombia	Monit SAP, 2016
4	1,5	1	Gran Bretaña	British I 4	10	1	Chile	Comisión Na	20	0,02	Colombia	Monit SAP, 2016
5	2	0,95	Gran Bretaña	British I 5	20	1	España	REAL DECRETO	30	0,3	España	REAL DECRETO 1541/1994
6	2	1	Chile	Comisic 6	50	1	Colombia	Monit SAP, 2016	30	0,1	Colombia	Monit SAP, 2016
7	2	1	Colombia	Monit S 7	100	1	Moldavia	OECD, 2007	40	0,2	Colombia	Monit SAP, 2016
8	3	1	Malasia	DOE-INI 8	126	1	USA	EPA. Office of	50	0,6	España	REAL DECRETO 1541/1994
9	3	1	Mundo	UNESCO 9	126	1	USA	State of Texa	50	0,3	Colombia	Monit SAP, 2016
10	3	1	CEE	DIRECTI 10	126	1	USA	State of Mini	60	0,5	Colombia	Monit SAP, 2016
11	3	1	Moldavia	OECD, 2 11	126	1	USA	State of Mini	60	0,5	Colombia	Monit SAP, 2016
12	3	1	USA	State of 12	199	1	Argentina	Subsecretari	65	0,6	Colombia	Monit SAP, 2016
13	3	1	España	REAL DE 13	199	1	Brasil	CONSELHO Na	70	1	España	REAL DECRETO 1541/1994
14	3	1	España	REAL DE 14	200	0,99	Chile	Comisión Na	70	1	España	REAL DECRETO 1541/1994
15	3	1	Brasil	CONSELI 15	200	0,99	Colombia	Monit SAP, 2016	70	1	CEE	Citado por Subsecretaría de Recursos Hídrico
16	3	1	Argentina	Subsecr 16	260	1	Samoa	Seumaioisai	70	0,65	Colombia	Monit SAP, 2016
17	3	1	CEE	Citado 17	298	0,95	USA	EPA. Office of	75	0,75	Colombia	Monit SAP, 2016
18	3	1	Colombia	Monit S 18	399	0,99	USA	State of Texa	80	1	Nueva Zelan	NZ Water Environment Research Foundation, 2002
19	3,5	1	USA	State of 19	406	0,9	USA	EPA. Office of	80	1	CEE	Citado por Subsecretaría de Recursos Hídrico
20	4	1	Colombia	Monit S 20	500	1			80	0,8	Colombia	Monit SAP, 2016
21	5	0,7	Gran Bretaña	British I 21	500	1	Uruguay	Decreto 253/	85	0,92	Colombia	Monit SAP, 2016
22	5	0,7	Malasia	DOE-INI 22	500	0,97	Chile	Comisión Na	85	0,92	Colombia	Monit SAP, 2016
23	5	1	India	K. Yoge 23	501	0,9			90	1	USA	EPA. Office of Water Regulations and Standards. Washington, DC 2046
24	5	0,8	Moldavia	OECD, 2 24	576	0,85	USA	EPA. Office of	90	1	CEE	Citado por Subsecretaría de Recursos Hídrico
25	5	1	Hong Kong (China)	Acuerd 25	600	0,9	Colombia	Monit SAP, 2016	90	0,97	Colombia	Monit SAP, 2016
26	5	0,9	España	REAL DE 26	630	0,8	USA	State of Texa	95	0,99	Colombia	Monit SAP, 2016
27	5	1	Uruguay	Decreto 27	1000	0,5			95	0,99	Colombia	Monit SAP, 2016
28	5	0,9	Chile	Comisic 28	1000	1	Hong Kong	Acuerdo No. 24	100	1	USA	EPA. Office of Water Regulations and Standards. Washington, DC 2046
29	5	1	Colombia	Monit S 29	1000	0,95	Uruguay	Decreto 253/	100	1	CEE	Citado por Subsecretaría de Recursos Hídrico
30	5,1	0,5	Gran Bretaña	British I 30	1000	0,9	Chile	Comisión Na	100	1	Colombia	Monit SAP, 2016
31	6	0,5	Malasia	DOE-INI 31	1000	0,8	Colombia	Monit SAP, 2016	100	1	Colombia	Monit SAP, 2016
32	6	0,8	Mundo	UNESCO 32	1030	0,5	USA	State of Texa	105	1	Colombia	Monit SAP, 2016
33	6	0,7	CEE	DIRECTI 33	1170	0,7	Colombia	Monit SAP, 2016	110	1	USA	EPA. Office of Water Regulations and Standards. Washington, DC 2046
34	6	0,6	Moldavia	OECD, 2 34	1260	0,7	USA	State of Mini	110	1	CEE	Citado por Subsecretaría de Recursos Hídrico
35	6	1	India	NIDHI J. 35	1261	0	USA	State of Mini	110	0,98	Colombia	Monit SAP, 2016
36	6	0,8	España	REAL DE 36	1330	0,5	Colombia	Monit SAP, 2016	115	0,95	Colombia	Monit SAP, 2016
37	6	0,96	Colombia	Monit S 37	1500	0,4	Colombia	Monit SAP, 2016	120	1	CEE	Citado por Subsecretaría de Recursos Hídrico
38	7	0,6	Moldavia	OECD, 2 38	1670	0,3	Colombia	Monit SAP, 2016	120	0,92	Colombia	Monit SAP, 2016
39	7	0,7	España	REAL DE 39	1830	0,2	Colombia	Monit SAP, 2016	125	0,9	Colombia	Monit SAP, 2016
40	10	1	Uruguay	Decreto an	2000	0,8	Moldavia	Monit SAP, 2016	125	0,9	Colombia	Monit SAP, 2016

Figura 16. Sección de las bases de datos por parámetro (BD2) para la depuración y la construcción de las curvas funcionales
Fuente: Construcción del autor

Los gráficos preliminares mostrados en la figura 17 ejemplifican el proceso realizado y permiten visualizar algunas de las diferentes versiones de las funciones para cada parámetro y sus gráficas respectivas, luego de la depuración de datos. Este ejercicio se hizo con el fin de ayudar en la toma de decisión sobre la mejor curva (y su función respectiva), basado en los criterios antes nombrados (mayor R^2 y mayor sencillez en la ecuación). Las figuras 18 a 26 muestran en detalle la curva seleccionada para cada parámetro en esta investigación.

En general las funciones que muestran mejor correlación son las polinómicas de segundo y tercer grado y las racionales. Este tipo de curvas han sido consideradas por otros investigadores, específicamente en la microcuenca Doña María (Jiménez & Vélez, 2006; Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016).

Las curvas construidas para cada parámetro, en el programa Graph, tienen la ventaja de que puede ser fácilmente consultadas por cualquier investigador y pueden usarse en otras investigaciones que requieran valores específicos para

cualquier valor reportado por el laboratorio o por la toma de datos directamente en campo, en caso de que las cuencas tengan equivalencia ambiental.

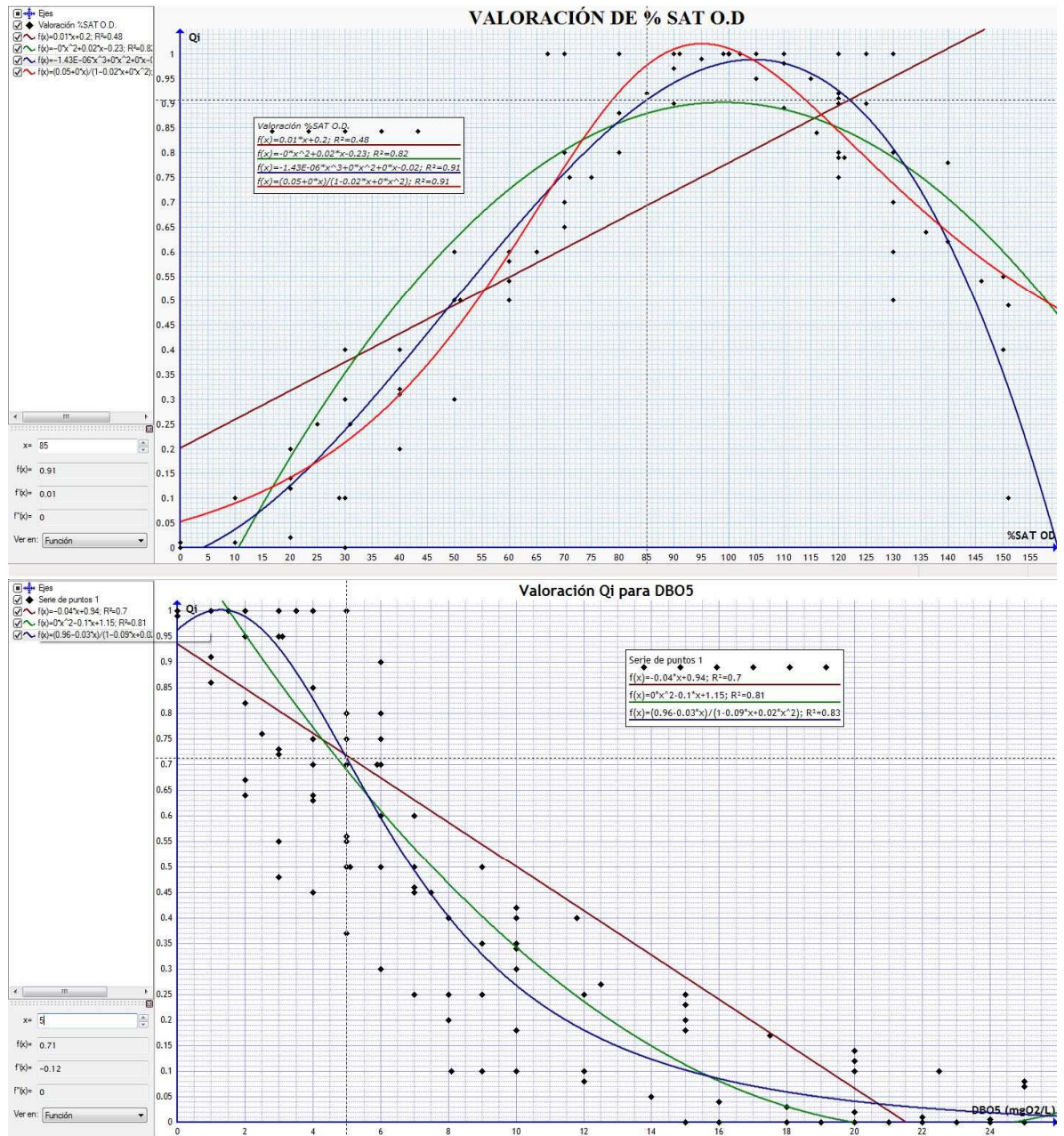


Figura 17. Ejemplo de curvas funcionales paramétricas preliminares para las subcuencas rurales de montaña
 Fuente: construcción del autor

Las figuras 18 a 26 muestran con detalle cada una de las curvas y funciones definitivas para cada parámetro.

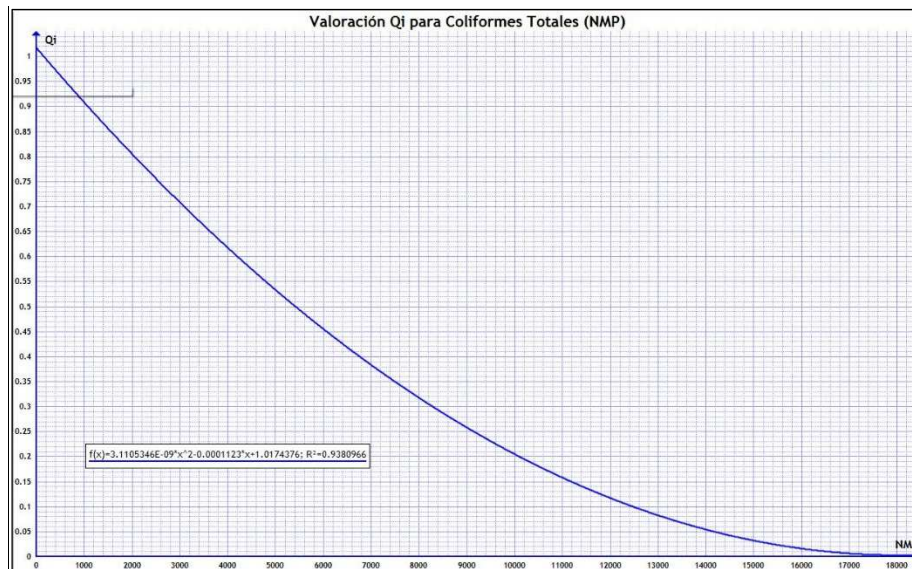


Figura 18. Curva funcional de CT, basado en la función matemática respectiva
 Fuente: construcción del autor

La ecuación para CT corresponde a:

Si $CT \leq 156$ NMP, $Q_i = 1$

Si $CT > 156$ NMP, entonces

$$Q_{iCT} = 3,1105346 \cdot 10^{-9} \cdot CT^2 - 1,123 \cdot 10^{-4} \cdot CT + 1,0174376 \quad [1]$$

Si $CT > 17450$ NMP, $Q_i = 0$

$$R^2 = 0,9381$$

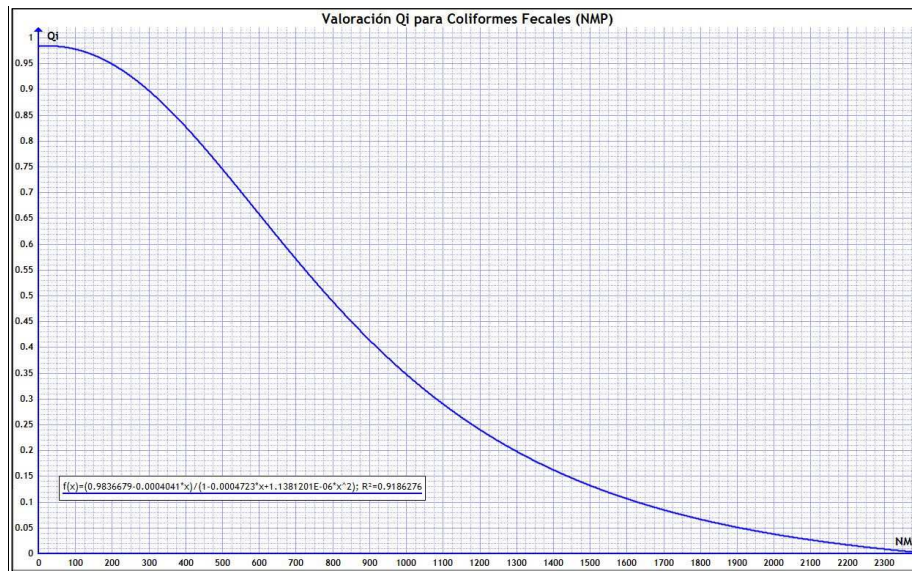


Figura 19. Curva funcional de CF, basado en la función matemática respectiva
Fuente: construcción del autor

La ecuación para CF corresponde a:

$$Q_{iCF} = (0,9836679 - 0,0004041 \cdot CF) / (1 - 0,0004723 \cdot CF + 1,1381201 \cdot 10^{-6} \cdot CF^2) \quad [2]$$

Si $CF > 2357$ NMP, $Q_i = 0$

$$R^2 = 0,9186$$

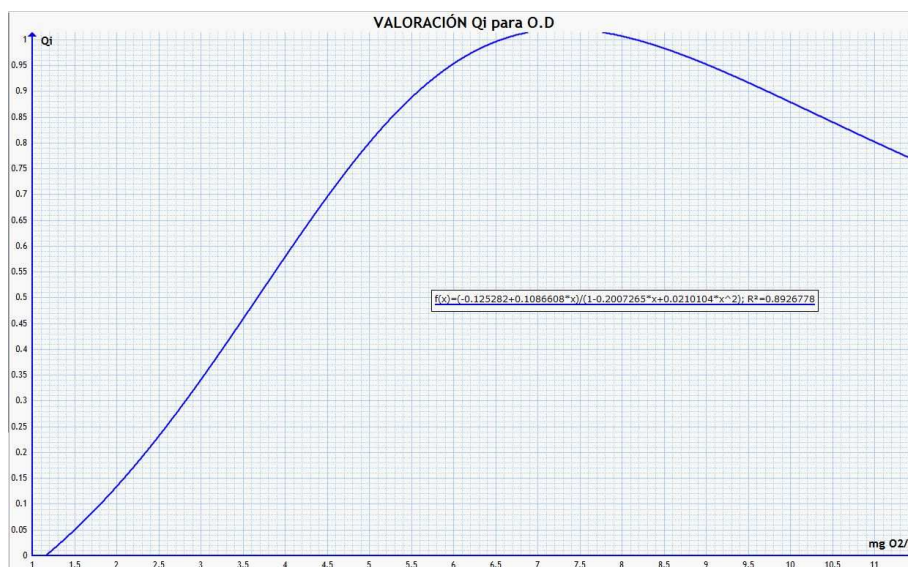


Figura 20. Curva funcional de OD, basado en la función matemática respectiva
Fuente: construcción del autor

La ecuación para OD corresponde a:

Si $OD \leq 1,16$ mg/L, $Q_i = 0$

Si $OD > 1,16$ mg/L y $\leq 6,48$ mg/L, entonces

$$Q_{iOD} = -0,0032863 \cdot OD^3 + 0,0307757 \cdot OD^2 + 0,1126933 \cdot OD - 0,1469681 \quad [3]$$

Si $OD > 6,48$ mg/L y $OD \leq 8,06$, $Q_i = 1$

Si $OD > 8,06$, entonces

$$Q_{iOD} = -0,0032863 \cdot OD^3 + 0,0307757 \cdot OD^2 + 0,1126933 \cdot OD - 0,1469681 \quad [3]$$

$$R^2 = 0,8927$$

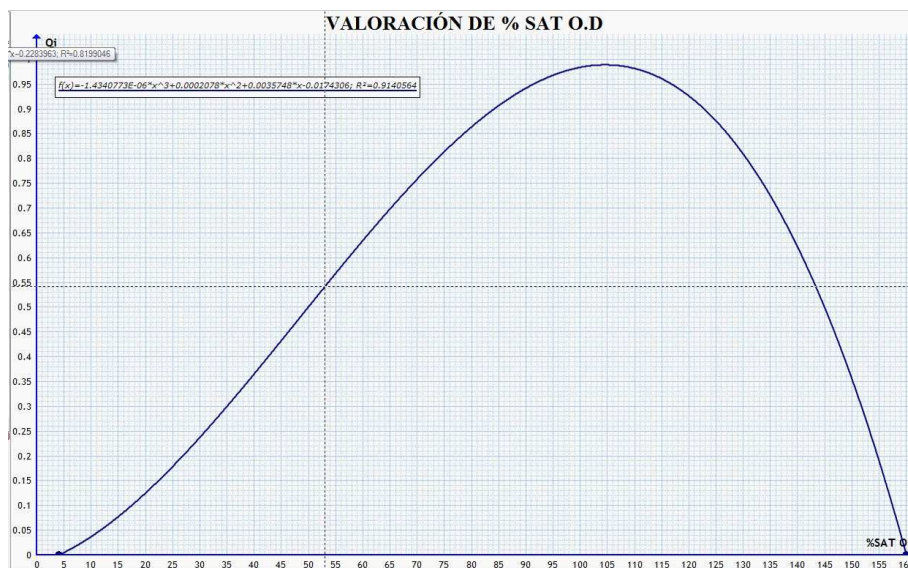


Figura 21. Curva funcional de % Sat OD, basado en la función matemática respectiva

Fuente: construcción del autor

La ecuación para % de saturación de OD corresponde a:

$$Q_{iSatOD} = -1,4340773 \cdot 10^{-6} \cdot SatOD^3 + 2,078 \cdot 10^{-4} \cdot SatOD^2 + 0,0035748 \cdot SatOD - 0,0174306 \quad [4]$$

$$R^2 = 0,9141$$

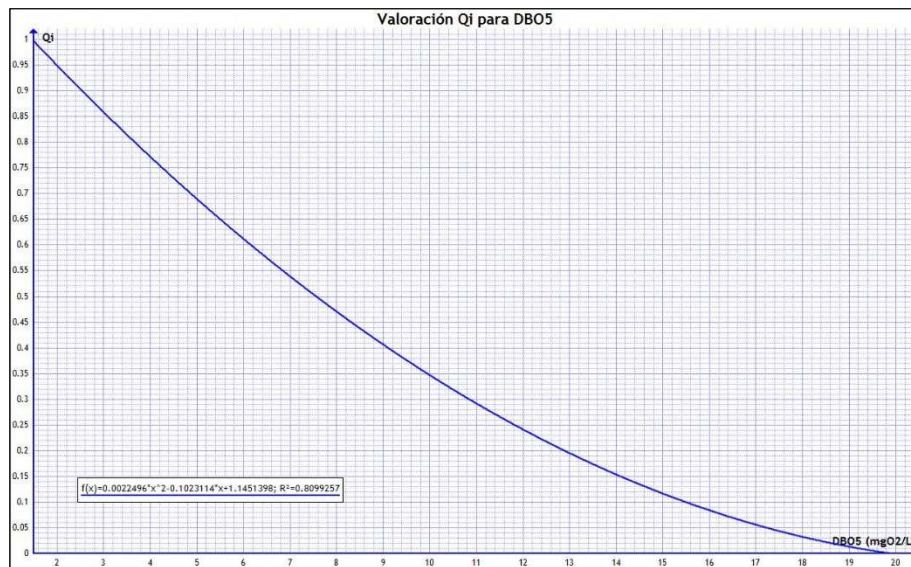


Figura 22. Curva funcional de DBO₅, basado en la función matemática respectiva
 Fuente: construcción del autor

La ecuación para DBO₅ corresponde a:

Si DBO₅ ≤ 1,51 mg de O₂/L, Qi=1

Si DBO₅ > 1,51 mg de O₂/L y < 19,54 de O₂/L, entonces

$$Q_{iDBO} = 0,0022496 * DBO^2 - 0,1023114 * DBO + 1,1451398 \quad [5]$$

Si DBO₅ > 19,55 mg de O₂/L, Qi=0

$$R^2 = 0,81$$

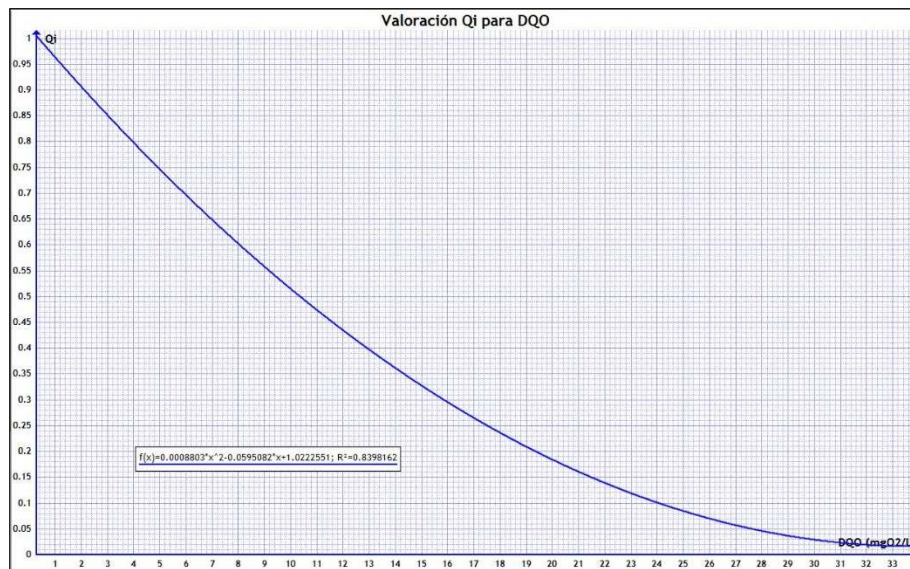


Figura 23. Curva funcional de DQO, basado en la función matemática respectiva
 Fuente: construcción del autor

La ecuación para DQO corresponde a:

Si $DQO \leq 0,3$ mg de O_2/L , $Q_i=1$

Si $DQO > 0,3$ mg de O_2/L y $\leq 33,8$ de O_2/L , entonces

$$Q_{iDQO} = 8,803 \cdot 10^{-4} \cdot DQO^2 - 0,0595082 \cdot DQO + 1,0222551 \quad [6]$$

Si $DQO > 33,8$ mg de O_2/L , $Q_i=0$

$$R^2 = 0,8398$$

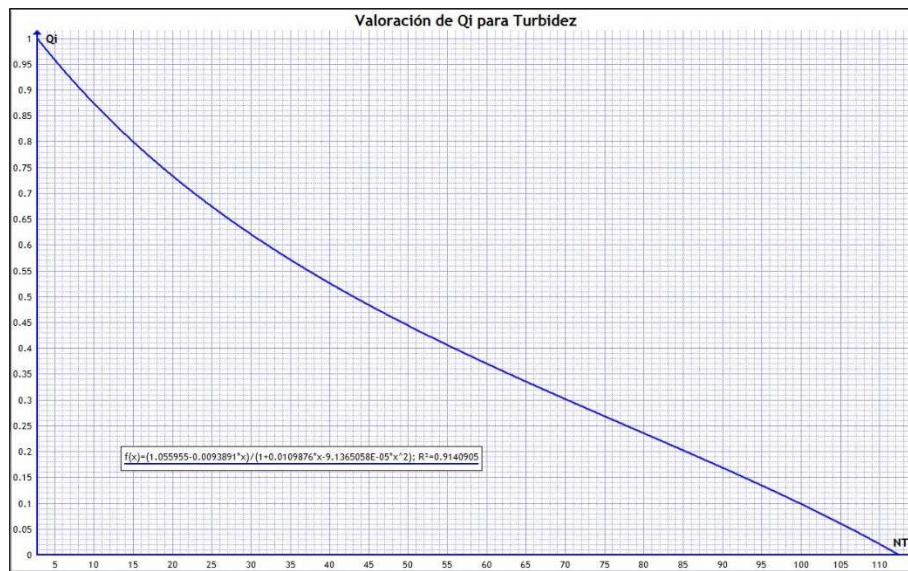


Figura 24. Curva funcional de turbidez, basado en la función matemática respectiva
 Fuente: construcción del autor

La ecuación para Turbidez corresponde a:

Si $T \leq 3$ UNT, $Q_i=1$

Si $T > 3$ UNT y $\leq 111,9$ UNT, entonces

$$Q_i T = (1,055955 - 0,0093891 \cdot T) / (1 + 0,0109876 \cdot T - 9,1365058 \cdot 10^{-5} \cdot T^2) \quad [7]$$

Si $T > 112$ UNT, $Q_i=0$

$$R^2 = 0,9141$$

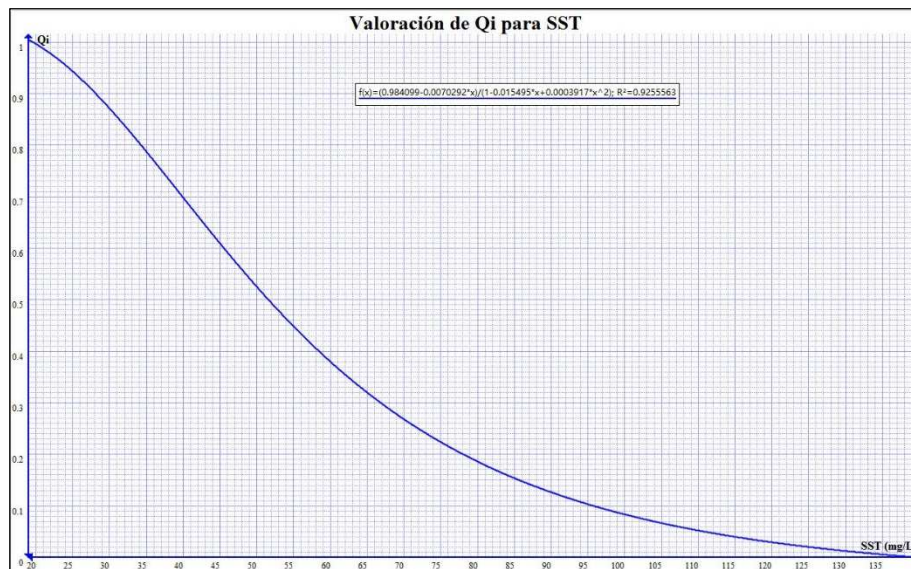


Figura 25. Curva funcional de SST, basado en la función matemática respectiva
 Fuente: construcción del autor

La ecuación para SST corresponde a:

Si $SST \leq 20,1$ mg/L, $Q_i = 1$

Si $SST > 20,1$ mg/L y $\leq 135,7$ mg/L, entonces

$$Q_{iSST} = \frac{0,984099 - 0,0070292 * SST}{1 - 0,015495 * SST + 3,917 \cdot 10^{-4} * SST^2} \quad [8]$$

Si $SST > 135,7$ mg/L, $Q_i = 0$

$$R^2 = 0,9256$$

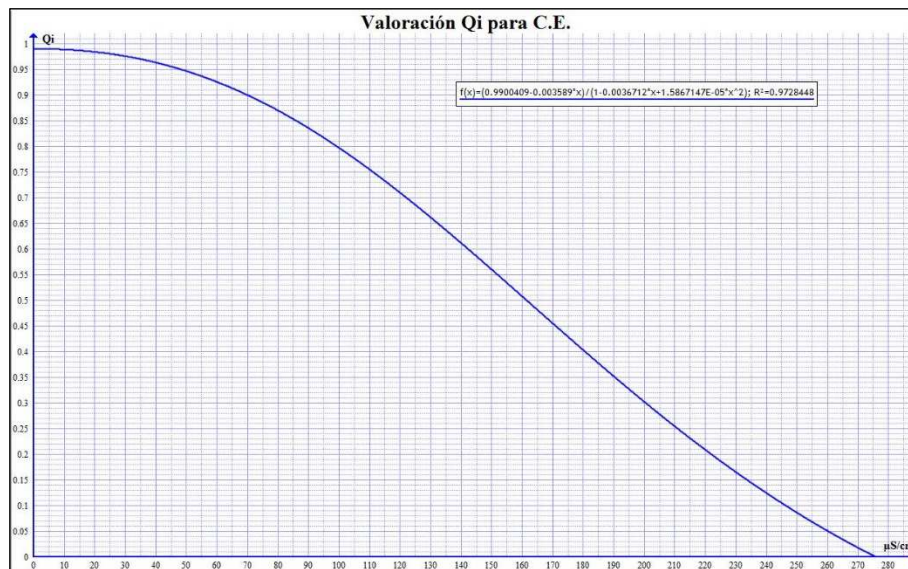


Figura 26. Curva funcional de CE, basado en la función matemática respectiva
 Fuente: construcción del autor

La ecuación para CE corresponde a:

Si $CE \leq 274,3 \mu\text{S}/\text{cm}$ entonces

$$Q_{iCE} = (0,9900409 - 0,003589 \cdot CE) / (1 - 0,0036712 \cdot CE + 1,5867147 \cdot 10^{-5} \cdot CE^2) \quad [9]$$

Si $CE > 274,3 \mu\text{S}/\text{cm}$, $Q_i = 0$

$$R^2 = 0,9728$$

Cualquiera de estas curvas funcionales permite consultar el valor exacto del Q_i respectivo, en el programa Graph, insertando el valor del parámetro obtenido en el sitio de muestreo o el entregado por el laboratorio de aguas, tal como se muestra en la figura 27. Esto facilita la consulta tanto de investigadores como de la comunidad en general. En este último caso se producirán adicionalmente tablas en Excel con los valores de Q_i para cada parámetro vs los datos obtenidos en campo o en laboratorio, esto con el fin de facilitar aún más la consulta y uso por parte de las comunidades que lideran el Observatorio Ambiental Local de San Antonio de Prado (OALSAP).

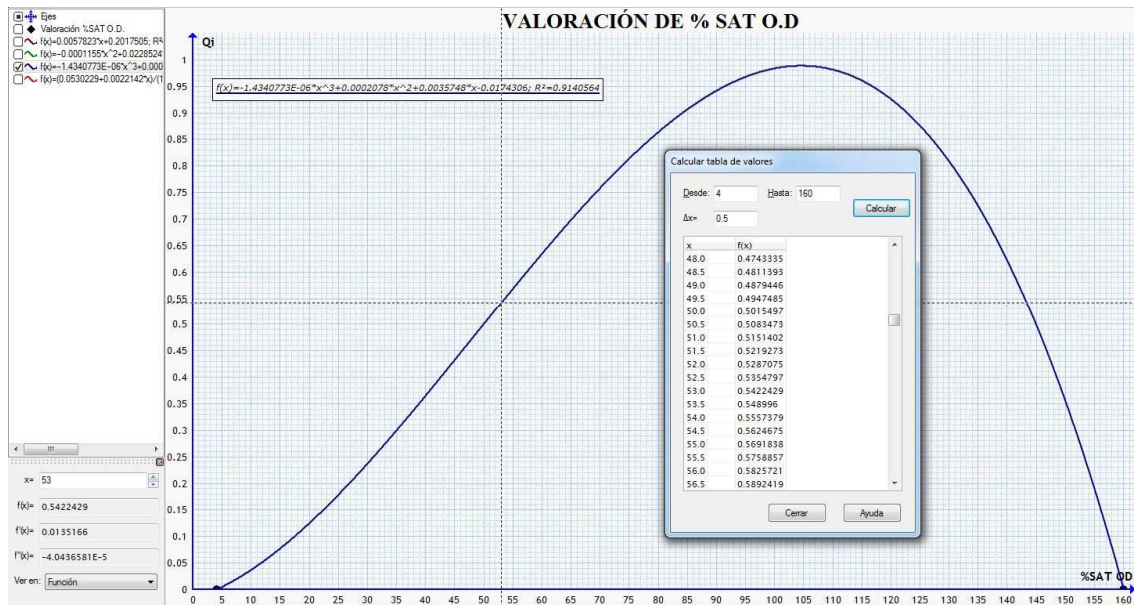


Figura 27. Consulta de valores específicos (Q_i) en una curva funcional
 Fuente: Construcción del autor

7.3. OBTENCIÓN DEL MODELO POR MÉTODO EMPÍRICO

La depuración e inserción de la información de los datos de campo de los muestreos anteriores en cada uno de los sitios de las microcuencas objeto de estudio (incluye cientos de datos en referencia a los 9 parámetros fundamentales y otros complementarios en los cerca de 65 sitios de muestreo y 18 microcuencas), ha permitido iniciar los análisis estadísticos, especialmente en cuanto a correlación entre pares de parámetros. Con las curvas paramétricas definitivas, se dio énfasis a los datos de aquellos sitios donde se ha realizado simultáneamente bioindicación, con el fin de aplicar y ajustar sobre ellos las ecuaciones resultantes del trabajo hasta encontrar la propuesta definitiva.

Así mismo se ajustó la tabla general de calificación para el índice siguiendo el método empírico contemplado en el OALSAP.

Después de probar varias propuestas de ecuación, la que mejor resultado mostró estadísticamente corresponde a:

$$ICA_{CRM} = \sum 3*Q_{iCT} + 4*Q_{iCF} + 3*Q_{iDBO5} + 2*Q_{iDQO} + 2*Q_{iO2} + 2*Q_{i\%SatOD} + 1*Q_{iT} + 1*Q_{iCE} + 2*Q_{iSST}$$

[10]

Donde:

ICA_{CRM} : Índice de calidad de agua en cuencas rurales de montaña

Q_i : valor de calidad para el parámetro respectivo

Y la tabla de calificación es

		RANGO
5	EXCELENTE	18,6 - 20
4	BUENA	16,01 - 18,59
3	REGULAR	10,01 - 16
2	MALA	7,01 - 10
1	MUY MALA	0 - 7

El anterior ICA es equivalente a este, en otra notación (porcentual):

$$ICA_{CRM} = \sum 0,15Q_{iCT} + 0,2*Q_{iCF} + 0,15*Q_{iDBO5} + 0,1*Q_{iDQO} + 0,1*Q_{iO2} + 0,1*Q_{i\%SatOD} + 0,05Q_{iT} + 0,05Q_{iCE} + 0,1*Q_{iSST}$$

[11]

Donde:

ICA_{CRM} : Índice de calidad de agua en cuencas rurales de montaña

Q_i : valor de calidad para el parámetro respectivo

Y la tabla de calificación es

		RANGO
5	EXCELENTE	0,931 - 1
4	BUENA	0,81 - 0,93
3	REGULAR	0,501 - 0,8
2	MALA	0,351 - 0,5
1	MUY MALA	0 - 0,35

Esta segunda es preferida muchas veces por técnicos, pues permite adicionalmente tener una comprensión directa del valor relativo de los rangos en la tabla de calificación, pero debido a que esta investigación pretende servir no sólo a académicos y especialistas técnicos, sino a tomadores de decisiones institucionales y particularmente a comunidades que como en el caso del OALSAP quienes vienen liderando el proceso de monitoreo ambiental de la calidad de agua de las subcuencas de La Doña María desde hace más de 10 años, y en donde pocos son especialistas, se recomienda la primera versión de calificación y sus valores de ponderación pues resultan más comprensibles, manteniendo el mismo rigor técnico.

Esta versión de ICA (ecuación [10]), fue analizada estadísticamente mediante el coeficiente de correlación de Pearson, arrojando el mayor valor en comparación con otras versiones de ICA y frente a los valores obtenidos en la campaña de 2015-2016, en las 18 microcuencas y 60 sitios, obtenidos para el índice BMWP/Col en el modelo propuesto en 2003 (Roldán, 2003). El coeficiente de correlación de Pearson fue de 0,761, y el coeficiente de regresión, R^2 , fue 0,5789 cuando se trabajó con las calificaciones de cada sitio (Muy Mala: 1, Mala: 2, Regular: 3, Buena: 4, Excelente: 5, para el ICA; y sus equivalentes en BMWP/Col, también de 1 a 5), y este mismo coeficiente de correlación de Pearson fue de 0,724, y el R^2 fue 0,524 cuando se trabajó con los valores exactos de cada sitio, y además con la inclusión de todos los parámetros (ver anexo 1).

Algunas pruebas estadísticas, con las variables y los datos disponibles en esta investigación, mostraron una leve mejora en la correlación de Pearson (desde 0,72 hasta 0,75), cuando se comparó el ICA propuesto empíricamente con los resultados del índice BMWP/Col, en los casos en que se eliminaron de la ecuación propuesta de ICA_{CRM} algunos parámetros que mostraban alta correlación entre pares de variables (ver tabla 8 y anexo 1 y 2). Por ejemplo, para el modelo empírico, se probó la eliminación de la turbidez y se sumó su ponderación a SST y se eliminó CT y se sumó su ponderación a CF, quedando el índice con 7 variables así:

$$ICA_{CRM}=7*Q_{CF}+3*Q_{iDBO5}+2*Q_{iDQO}+2*Q_{iOD}+2Q_{iSatOD}+1*Q_{iCE}+3*Q_{iSST} \quad [12]$$

Correspondiente al modelo “V1 simplif” (ver anexo 1)

El mismo resultado se obtuvo con relación a la correlación de Pearson (desde 0,72 hasta 0,75), cuando adicionalmente se eliminó el % de saturación de OD y se sumó su ponderación a OD, quedando el índice con 6 variables así:

$$ICA_{CRM}=7*Q_{ICF}+3*Q_{IDBO5}+2*Q_{IDQO}+4*Q_{IOD}+1*Q_{ICE}+3*Q_{ISST} \quad [13]$$

Correspondiente al modelo “V1 simplif 2” (ver anexo 1)

Y finalmente se obtuvo igual mejora (desde 0,72 hasta 0,75 en la correlación de Pearson) cuando también se eliminó DQO y se sumó su ponderación a DBO₅, quedando el índice con 5 variables así:

$$ICA_{CRM}=7*Q_{ICF}+5*Q_{IDBO5}+4*Q_{IOD}+1*Q_{ICE}+3*Q_{ISST} \quad [14]$$

Correspondiente al modelo “V1 simplif 3” (ver anexo 1)

O su equivalente

$$ICA_{CRM}=0,35Q_{ICF}+0,25Q_{IDBO5}+0,2Q_{IOD}+0,05Q_{ICE}+0,15Q_{ISST} \quad [15]$$

Todas estas propuestas de eliminación de variables, no son arbitrarias sino recomendadas por la literatura internacional, y además se soportan en los análisis de varianza y en la significancia de cada variable en el modelo propuesto (ver numerales anteriores de este trabajo), y más detalles estadísticos en el anexo 1. La tabla 10 muestra el mejoramiento progresivo, pero leve, en el coeficiente de correlación de Pearson en la medida en que se eliminan algunas variables no significativas del modelo preliminar propuesto.

Tabla 8. Correlaciones de Pearson entre ICA opcionales y BMWP/Col

Propuesta ICA _{CRM}	Parámetros eliminados	Parámetros incluidos	Correlación de Pearson (ICA vs BMWP/Col)	R ² (ICA vs BMWP/Col)
ICA _{CRM} (V1)*	Ninguno	CF, CT, DBO5, DQO, OD, % Sat OD, T, CE, SST (9)	0,724	0,524
ICA _{CRM} (V1 ₂)*	CT y T	CF, DBO5, DQO, OD, % Sat OD, CE, SST (7)	0,748	0,56
ICA _{CRM} (V1 ₃)*	CT, T, % Sat OD	CF, DBO5, DQO, OD, CE, SST (6)	0,747	0,557
ICA _{CRM} (V1 ₄)*	CT, T, % Sat OD, DQO	CF, DBO5, OD, CE, SST (5)	0,754	0,568

*V1₁, V1₂, V1₃, V1₄, son diferentes versiones de ICA

Fuente: construcción del autor

7.4. OBTENCIÓN DEL MODELO POR MÉTODO ESTADÍSTICO

Teniendo en cuenta los resultados preliminares señalados en el numeral anterior, se procedió a hallar, mediante el uso del programa estadístico Statgraphics 16.2, los mejores valores de ponderación, a partir de los Q_i de cada parámetro en contraste con los valores hallados en el sitio para la BMWP/Col, mediante el procedimiento de ajuste mínimo cuadrados ordinarios, obteniéndose los resultados que se muestran a continuación:

R-cuadrada = 89,8 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,2 por ciento

Error estándar del est. = 20,1

Error absoluto medio = 15,4

Estadístico Durbin-Watson = 2,02

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,0457

Y la siguiente ecuación del modelo con 9 variables:

$$ICA_{CRM} = -5,233*Q_iCT + 39,07*Q_iCF + 36,52*Q_iDBO_5 - 4,67*Q_iDQO - 173,72*Q_iOD - 67,23*Q_iT + 210,9*Q_iSatOD + 6,24*Q_iCE + 44,06*Q_iSST \quad [16]$$

Debido a que el análisis multivariado mostraba correlaciones muy fuertes entre algunos pares de parámetros, que insinuaban multicolinealidad se procedió a eliminar progresivamente algunas variables, según el criterio de valor-P, por encima de 0,05. Los detalles del proceso pueden consultarse en el anexo 2 (2.1), donde se detallan los resultados de los procesos de eliminación más relevantes de acuerdo con el criterio del investigador y el apoyo del programa estadístico.

La tabla 9 muestra los mayores valores del coeficiente de regresión, R^2 ajustado, para las opciones consideradas.

Tabla 9. Coeficiente de regresión, R^2 ajustado, en varios modelos

Modelo	Variables eliminadas	# variables independientes	R^2 ajustado	Valor-P en tabla ANOVA (modelo)	Valor-P parámetro
1	Ninguna	9	88,2 %	0,0000	0,729 (DQO)
2	DQO	8	88,4 %	0,0000	0,73 (CT)
3	DQO y CT	7	88,6 %	0,0000	0,793 (CE)
4	DQO y CE	7	88,6 %	0,0000	0,28 (T)
5	DQO, CT, CE	6	88,8 %	0,0000	0,214 (SST)
6	DQO, CT, SST, CE	5	88,6 %	0,0000	0,294 (T)
7	DQO, CT, OD, CE	5	88,5 %	0,0000	0,278 (SST)
8	DQO, CT, OD, SST, CE	4	88,5 %	0,0000	0,178 (T)
9	DQO, CT, OD, T, CE	4	88,2 %	0,0000	0,455 (SST)
10	DQO, CT, OD, T, SST, CE	3	88,3 %	0,0000	

Fuente: Construcción del autor

Se observa que ante variaciones importantes en el número y tipo de variable, el R^2 no varía de manera significativa, lo cual podría llevar a la decisión de eliminar hasta 6 de las 9 variables consideradas originalmente, no obstante este criterio no

ajusta bien con las observaciones de campo (véase más detalles al respecto en el numeral de descripción de cada parámetro), por lo cual se analiza simplificar el modelo, pero no de manera tan drástica y se procede a implementar un nuevo procedimiento: Ajuste paso a paso hacia atrás (véanse más detalles en el anexo 2 (2.2)).

El modelo original, con todas las variables, presenta un valor-P = 0,0000 y un R^2 ajustado = 88,2, una vez iniciada la prueba arroja los siguientes resultados:

Alpha a introducir: 0,05

Alpha a cambiar: 0,05

Paso 0:

9 variable(s) en el modelo. 50 g.l. para el error.

R-cuadrado = 89,79% R-cuadrado ajustado = 87,95% CME = 405,

Paso 1:

Cambiando variable Qi DQO con Alpha a cambiar =0,815

8 variable(s) en el modelo. 51 g.l. para el error.

R-cuadrado = 89,78% R-cuadrado ajustado = 88,17% CME = 398,

Paso 2:

Cambiando variable Qi CE con Alpha a cambiar =0,743

7 variable(s) en el modelo. 52 g.l. para el error.

R-cuadrado = 89,75% R-cuadrado ajustado = 88,38% CME = 391,

Paso 3:

Cambiando variable Qi CT con Alpha a cambiar =0,766

6 variable(s) en el modelo. 53 g.l. para el error.

R-cuadrado = 89,74% R-cuadrado ajustado = 88,57% CME = 384,

Paso 4:

Cambiando variable Qi SST con Alpha a cambiar =0,214

5 variable(s) en el modelo. 54 g.l. para el error.

R-cuadrado = 89,43% R-cuadrado ajustado = 88,45% CME = 388,

Paso 5:

Cambiando variable Qi T con Alpha a cambiar =0,294

4 variable(s) en el modelo. 55 g.l. para el error.

R-cuadrado = 89,21% R-cuadrado ajustado = 88,43% CME = 389,

Paso 6:

Cambiando variable Qi OD con Alpha a cambiar =0,115

3 variable(s) en el modelo. 56 g.l. para el error.

R-cuadrado = 88,71% R-cuadrado ajustado = 88,10% CME = 400,

Modelo final seleccionado por el programa:

$$\text{BMWP/Col} = 36,0 \cdot \text{Qi CF} + 31,1 \cdot \text{Qi DBO} + 15,0 \cdot \text{Qi SatOD} \quad [17]$$

Dado que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R^2 indica que el modelo ajustado explica 88,7% de la variabilidad en BMWP/Col (que en el caso de esta investigación equivale a ICA_{CMR}). El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 88,1% y en esa medida puede considerarse que el modelo explica el 88,1% de las variaciones del ICA_{CRM} .

Es necesario tener en cuenta que esta investigación parte del supuesto que el índice BMWP/Col es perfecto, es decir, que los resultados de su valoración son óptimos frente al estado ambiental del agua y por eso se constituye en la variable respuesta. En realidad, a juicio de algunos investigadores, el índice BMWP/Col también requiere ajustes no sólo en relación con algunas familias de macroinvertebrados consideradas, sino en relación con otras no consideradas; pero este debate está por fuera de esta investigación. Adicionalmente, el OALSAP también sugiere que se realicen investigaciones sobre la influencia del estado ambiental de las rondas hídricas en el índice BMWP/Col (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016).

Igualmente se procedió a una prueba complementaria muy similar para la selección del modelo de regresión, considerando todas las opciones posibles de combinaciones y eliminación progresiva de variables, cuyos resultados pueden observarse en el anexo 2 (2.3), evaluando en total 512 modelos diferentes y obteniendo para cada uno de ellos varios estadísticos que ayudan en la decisión:

* *Coeficiente de regresión, R^2 ajustado* (mide la proporción de variabilidad en ICA_{CRM} que es explicada por el modelo). Valores grandes de R^2 ajustada corresponden a valores pequeños de cuadrado medio del error (CME) y son preferibles en el modelo. Con base en este criterio el mejor modelo contiene 5 variables: CF, DBO, OD, T y Sat OD. Para el caso estudiado la gráfica muestra los mejores modelos a partir de 3 variables, con un máximo en los modelos con 6 y 7 variables.

Gráfica de R-Cuadrada Ajustada para BMWP/Col

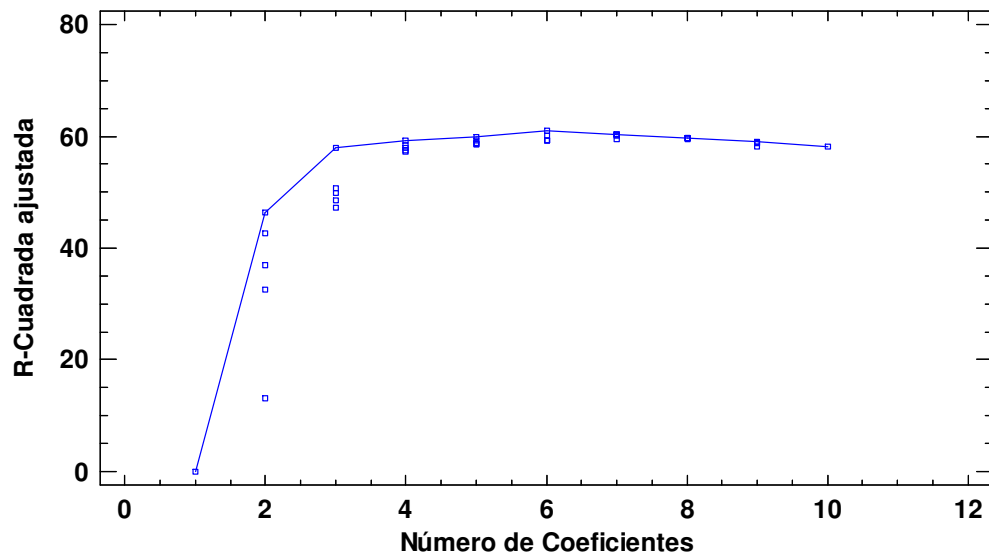


Figura 28. Modelos con mejor R^2 ajustada, en relación al número de variables
Fuente: construcción del autor

* *Coeficiente C_p de Mallows, C_p* , (es una medida del bias -sesgo- en el modelo, basada en la comparación entre el cuadrado medio del error total y la varianza del error verdadero). De acuerdo con este criterio se debe buscar modelos con valores

de Cp cercanos a p. Para el caso estudiado la gráfica muestra los mejores modelos a partir de 4 variables.

Gráfica de Cp de Mallows para BMWP/Col

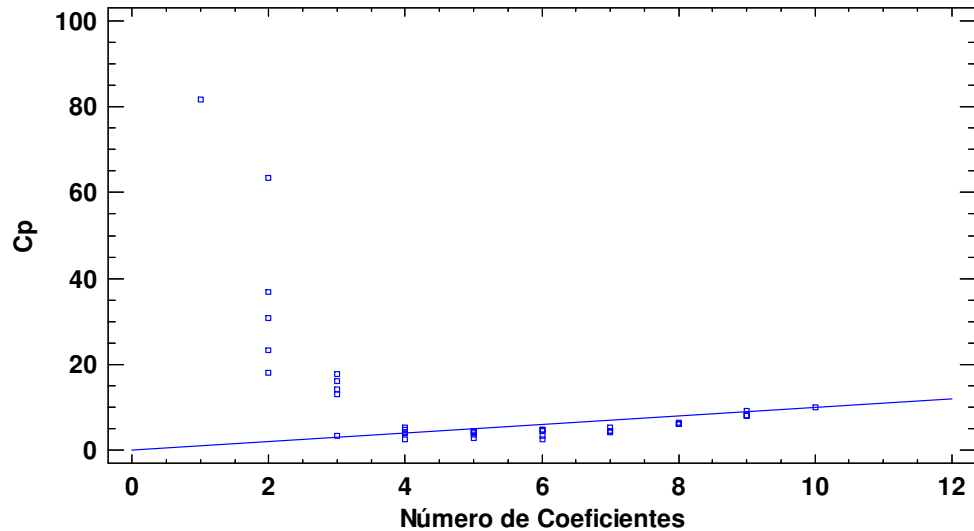


Figura 29. Grafica de ajuste del coeficiente Cp de Mallows vs. Número de variables
Fuente: construcción del autor

**Modelos con mejor criterio de información* (definido de acuerdo con el valor del criterio de información de Akaike -AIC-). El criterio de información se basa en el error cuadrático medio residual con una penalización que crece con el aumento en el número de variables, por eso busca el modelo con el error residual más bajo y con el mínimo posible de variables, en ese sentido considera que el mejor modelo es el que minimiza el criterio de información, lo cual no necesariamente está de acuerdo con el enfoque y las necesidades de esta investigación, debido a que un exceso de simplificación en el modelo puede mejorar los estadísticos, pero bajar la comprensión de sinergias y efectos combinados de algunos parámetros con relación a la biota acuática y al conjunto de la complejidad ecosistémica de estos cuerpos de agua. Para el caso estudiado la gráfica muestra que con menos de 4 variables el cuadrado medio del error se aumenta en la mayoría de casos.

CME para BMWP/Col

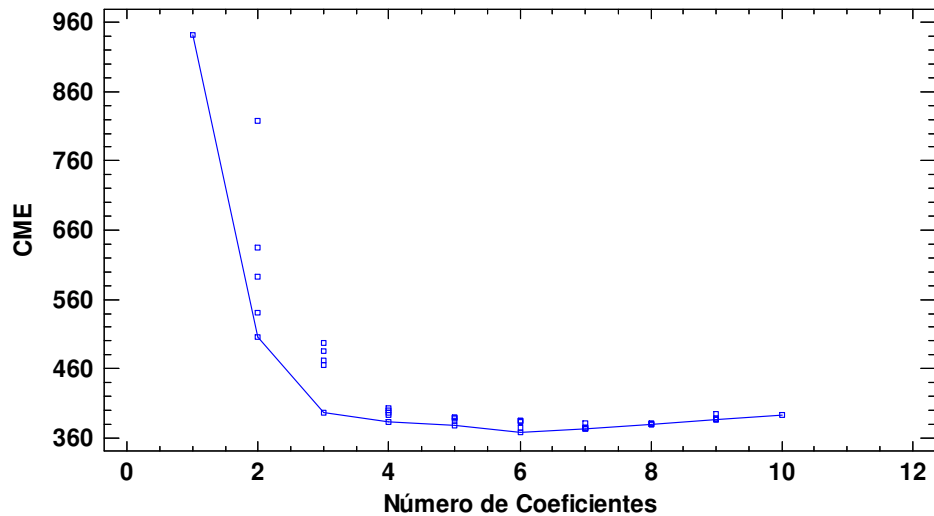


Figura 30. Grafica del error cuadrático medio vs. Número de variables
 Fuente: construcción del autor

Para las decisiones finales se tuvieron en cuenta los siguientes criterios:

- Variables consideradas claves como oxígeno, SST, coliformes no serían eliminadas totalmente del modelo, aunque mostraran en los análisis de regresión valor-P no significativo, en su lugar se optaría por probar la eliminación del parámetro con multicolinealidad, por ejemplo, se eliminaría OD, pero se mantendría % saturación de OD, se eliminaría coliformes totales, pero se mantendría coliformes fecales.
- Se tuvo en cuenta las recomendaciones internacionales sobre el número ideal de variables en este tipo de modelos (entre 7 y 9) para decidir sobre el modelo definitivo a implementar en el OALSAP y el que se propone para futuros monitoreos en microcuencas similares de otras regiones.
- El modelo simplificado propuesto tendría 6 variables o menos.
- Se tendría en cuenta no sólo el valor máximo de R^2 , sino que se considerarían además otros criterios mostrados en la tabla 10 (CME, Cp, AIC).

Tabla 10. Tabla para toma de decisión sobre el modelo de ICA_{CMR}

ID modelo	R-Cuadrada Ajustada	Cp	CME	AIC	Variables	# variables	Variables eliminadas	# criterios cumplen	# criterios ajuste
77	59,3	2,51	383	6,08	BCF	3	sin CT, DQO, OD, Sat OD, CE, SST	4	3
80	58,3	3,87	393	6,11	BCI	3	sin CT, DQO, OD, T, Sat OD, CE	1	1
193	59,9	2,83	378	6,1	BCEG	4	sin CT, DQO, T, CE, SST	4	3
133	59,2	3,7	384	6,12	ABCF	4	sin DQO, OD, Sat OD, CE, SST	4	3
198	58,8	4,17	388	6,13	BCFI	4	sin CT, DQO, OD, Sat OD, CE	2	2
188	58,6	4,48	390	6,14	BCDF	4	sin CT, OD, Sat OD, CE, SST	1	1
192	58,7	4,37	389	6,16	BCEF	4	sin CT, DQO, Sat OD, CE, SST	1	1
196	58,6	4,49	390		BCFG	4	sin CT, DQO, OD, CE, SST	0	0
197	58,6	4,49	390		BCFH	4	sin CT, DQO, OD, Sat OD, SST	0	0
136	58,3	4,89	393		ABCI	4	sin DQO, OD, T, Sat OD, CE	0	0
450	60,4	4,24	373	6,16	BCEFGI	6	sin CT, DQO, CE	4	3
449	60,3	4,44	374	6,16	BCEFGH	6	sin CT, DQO, SST	4	3
393	60,3	4,39	374	6,16	ABCEFG	6	sin DQO, SST, CE	4	3
452	59,4	5,48	382		BCEGHI	6	sin CT, DQO, T	2	1
453	57,4	8,05	402		BCFGHI	6	sin CT, DQO, OD	0	0
451	57,3	8,1	402		BCEFHI	6	sin CT, DQO, Sat OD	0	0
500	59,7	6,17	380	6,21	BCEFGHI	7	sin CT, DQO	4	3
477	59,6	6,28	381	6,21	ABCEFGH	7	sin DQO, SST	4	3
495	59,5	6,38	381		BCDEFGH	7	sin CT, SST	3	2
479	57,1	9,35	404		ABCEFHI	7	sin DQO, Sat OD	0	0
497	56,5	10,1	410		BCDEFHI	7	sin CT, Sat OD	0	0
508	59	8,04	386	6,26	ABCEFGHI	8	sin DQO	2	2
511	58,9	8,12	387	6,26	BCDEFGHI	8	sin CT	2	2
504	58,9	8,13	387	6,26	ABCDEFGI	8	sin CE	1	1
503	58,9	8,22	388	6,27	ABCDEFHG	8	sin SST	1	1
512	58,2	10	394	6,31	ABCDEFGHI	9	NINGUNA	2	2

Fuente: construcción del autor

Teniendo en cuenta los criterios anteriores y los señalados en el ajuste paso a paso del numeral anterior (véase anexo 2), se considera que el mejor modelo es el correspondiente al ID 500, con 7 parámetros (se eliminan de la propuesta original los parámetros DQO y CT). La eliminación de la multicolinealidad presentada entre OD y Sat OD, que se considera en los modelos 479 y 497, con 7 variables (ver tabla 10), presentan valores de R^2 inferiores, y valores superiores en C_p , CME y en AIC (los espacios vacíos indican valores por fuera del rango para los 20 mejores entre los 512 modelos evaluados).

Si bien el modelo 500 parece tener dos variables altamente correlacionadas y con colinealidad como son OD y Sat OD, lo que podría llevar a la eliminación de una de ellas del modelo, al observar la tabla 10, se nota que los modelos 451 y 453 que evalúan estas opciones, muestran que ninguno de los dos modelos cumplen los criterios estadísticos estipulados a nivel de selección establecido (que sus R^2 ajustada, su C_p y su AIC estén entre los mejores 20, considerando la totalidad de los 512 modelos evaluados), por lo cual se descarta esta opción. Las ecuaciones respectivas y los estadísticos de cada caso se muestran a continuación, sólo como referencia:

Modelo 453:

$$ICA_{CRM} = 38,2 * Q_i CF + 39,9 * Q_i DBO - 70,7 * Q_i T + 35,3 * Q_i SatOD - 0,748 * Q_i CE + 40,6 * Q_i SST$$

[18]

R-cuadrada = 89,3 %

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,3 %

El valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, mostrando una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

Además, se observa que la CE se hace irrelevante en este modelo.

Modelo 451:

$$ICA_{CRM} = 38,2 * Q_i CF + 40,7 * Q_i DBO + 30,2 * Q_i OD - 67,5 * Q_i T - 1,27 * Q_i CE + 40,8 * Q_i SST$$

[19]

R-cuadrada = 89,1 %

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,1 %

El valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, mostrando una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

Por consiguiente, se elige el modelo 500, al cual se le analizan los estadísticos usando el procedimiento de ajuste de optimización Cochrane-Orcutt (ver anexo 3), que presenta R-cuadrada = 90,922 y R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 89,854, con 7 variables, sin incluir CT ni DQO, y la ecuación final corresponde a:

$$ICA_{CRM} = 34,577 * Q_i CF + 35,459 * Q_i DBO - 153,79 * Q_i OD - 66,681 * Q_i T + 188,56 * Q_i SatOD + 5,8991 * Q_i CE + 44,591 * Q_i SST$$

[20]

El valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, por lo cual hay una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El Coeficiente de regresión, R^2 ajustado, indica que el modelo explica 89,9% de la variabilidad en el ICA_{CRM} en función del BMWP/Col. En el anexo 3, puede observarse más ampliamente los detalles del análisis.

Y en este caso la tabla de calificación queda así:

		RANGO
5	EXCELENTE	82,41 - 88,62
4	BUENA	69,11 - 82,4
3	REGULAR	40 - 69,1
2	MALA	25,71 - 39,99
1	MUY MALA	0 - 25,7

Este será el modelo y la tabla de calificación que se entregará al OALSAP y entidades de la cuenca del río Aburrá.

El anterior ICA es equivalente en notación porcentual, por los motivos expresados arriba, a este:

$$ICA_{CRM} = 0,39 \cdot Q_iCF + 0,4 \cdot Q_iDBO - 1,736 \cdot Q_iOD - 0,752 \cdot Q_iT + 2,128 \cdot Q_iSatOD + 0,067 \cdot Q_iCE + 0,503 \cdot Q_iSST$$

[21]

Donde:

ICA_{CRM} : Índice de calidad de agua en cuencas rurales de montaña

Q_i : valor de calidad para el parámetro respectivo

Y la tabla de calificación es:

		RANGO
5	EXCELENTE	0,931 - 1
4	BUENA	0,781 – 0,93
3	REGULAR	0,451 – 0,78
2	MALA	0,291 – 0,45
1	MUY MALA	0 – 0,29

7.5. VALIDACIÓN Y AJUSTE

Se procedió a realizar una prueba de calibración y validación de este modelo contra los valores de las variables obtenidas en la campaña 2015-16 y el BMWP/Col, en los 65 sitios de 18 microcuencas, con siete variables, obteniéndose una correlación de Pearson de 0,794 y un R^2 de 0,6297, y se probó también el modelo estadístico, para la campaña 2015-16, con 9 variables, arrojando $r = 0,792$ y $R^2 = 0,6275$ (véase anexo 4), probándose que no existe ningún beneficio en agregar estas dos variables, por lo cual se corrobora la decisión de proponer el

índice de calidad de agua para cuencas rurales de montaña, con siete variables que incluyen: CF, DBO₅, OD, T, SatOD, CE y SST.

Finalmente se realizó una validación con datos de diez sitios en cuatro microcuencas (subcuencas de la Doña María, en su parte alta y media), dos de las cuales no hicieron parte de esta investigación en la formulación del modelo. Este monitoreo se realizó en 2017 (Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral, 2016). Los resultados del análisis muestran un coeficiente correlación de Pearson de 0,979 y un R² ajustado = 0,847, para el análisis basado en los valores de calidad (ver tabla 12).

Tabla 11. Datos de campo para validación en 10 sitios de 4 subcuencas de la Doña María

QUEBRADA	Coliformes fecales (NMP/100 ml)	DBO ₅ total (mg O ₂ /L)	Oxígeno disuelto (mg/L)	Turbiedad (NTU)	% sat. O.D.	C.E. (μS/cm)	SST (mg/L)
Manguala Alta - Brazo 1 - Bocat. Potrerito	52	0,67	6,48	1,93	84,94	48,70	5
Manguala Alta -Brazo 2. Bocat. Manantial	10	0,73	6,90	1,72	88,37	52,98	7
Limona 1 Alta - Bocatomas	63	0,96	5,74	0,371	74,84	129,39	3
Limona 2 Alta	22.080	0,64	6,78	12,4	89,09	100,00	11
Guapante Alta (Bocatoma)	20	0,88	7,21	0,916	94,08	37,08	2
Afluente 2 Guapante Alta	30	0,86	6,49	6,44	84,97	26,15	18
Afluente 1 Guapante Alta	52	0,72	6,68	1,85	88,60	33,83	5
Guapante Media Alta (Vía)	121	0,66	8,01	1,96	104,42	30,18	4
Astillera Alta (Vía)	31	0,218	7,98	0,446	102,62	12,12	1
Afluente Astillera Media Alta (Vía)	30	0,11	7,88	0,617	101,57	15,26	2

Fuente: Construcción del autor

Tabla 12. Validación del modelo en 10 sitios de 4 microcuencas en La Doña María

QUEBRADA	Qi CF	Qi DBO	Qi OD	Qi T	Qi Sat OD	Qi CE	Qi SST	VALOR ICA _{CRM}	CALIDAD ICA _{CRM}	BMWP/COL (Roldan, 2003)	Suma BMWP/Col
Manguala Alta - Brazo 1 - Bocat. Potrerito	0,98	1,00	0,98	1,00	0,91	0,95	1,00	72,96	BUENA	BUENA	110
Manguala Alta -Brazo 2. Bocat. Manantial	0,98	1,00	1,00	1,00	0,93	0,94	1,00	74,82	BUENA	ACEPTABLE	73
Limona 1 Alta - Bocatomas	0,98	1,00	0,89	1,00	0,81	0,66	1,00	67,21	REGULAR	ACEPTABLE	96
Limona 2 Alta	0,00	1,00	1,00	0,84	0,94	0,80	1,00	51,69	REGULAR	DUDOSA	57
Guapante Alta (Bocatoma)	0,98	1,00	1,00	1,00	0,96	0,97	1,00	81,09	BUENA	BUENA	140
Afluente 2 Guapante Alta	0,98	1,00	1,00	0,93	0,91	0,98	1,00	74,86	BUENA	BUENA	156
Afluente 1 Guapante Alta	0,98	1,00	1,00	1,00	0,93	0,97	1,00	75,35	BUENA	BUENA	130
Guapante Media Alta (Via)	0,97	1,00	1,00	1,00	0,99	0,98	1,00	85,48	EXCELENTE	BUENA	158
Astillera Alta (Via)	0,98	1,00	1,00	1,00	0,99	0,99	1,00	85,74	EXCELENTE	BUENA	131
Afluente Astillera Media Alta (Via)	0,98	1,00	1,00	1,00	0,99	0,99	1,00	85,50	EXCELENTE	BUENA	102

Fuente: Construcción del autor

Resumen para valores

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coeficiente de correlación múltiple	0,97879
Coeficiente de determinación R ²	0,95803
R ² ajustado	0,84692
Error típico	16,4368
Observaciones	10

Los elevados valores en r y R^2 ajustado, muestran que el modelo ICA_{CRM} definitivo construido en esta investigación ajusta muy bien como indicadora de la calidad ambiental del agua.

7.6. COMPARATIVO CON OTROS MODELOS

Finalmente se realizó una prueba comparativa del modelo ICA_{CRM} con otros cuatro modelos de usos común a nivel internacional y con el modelo empírico, tomando como base el índice BMWP/Col. Los cinco modelos usados como comparativos son:

- * El ICA de León (1998), usado en México principalmente,
- * El ICA de la NFS, usado en Estados Unidos de América y otros países del mundo.
- * El ICA de Dinius, usado en Estados Unidos de América y otros países del mundo.
- * El ICA OWQI, usado en Estados Unidos de América y otros países del mundo.
- * El ICA_{CRME} (modelo empírico), usado por el OALSAP y ajustado en esta investigación

Para el proceso comparativo, se empleó el programa ICATEST V.1.0 (Unipamplona, 2005) que incluye los cuatro primeros ICA citados. Es necesario tener en cuenta que los ICA antes nombrados no pueden ser comparados exactamente con el ICA_{CRM} debido a que no usan el mismo número de variables y ninguno de los cuatro incluye todas las variables del ICA_{CRM}; sin embargo, el programa ICATEST V 1.0 permite calcular los valores de cualquier grupo de variables en estos ICA, mediante la revalorización de los factores de ponderación, cuando falta alguna variable en el modelo.

En la tabla 13 puede observarse los resultados de las pruebas estadísticas correspondientes a los seis modelos:

- * El modelo estadístico de ICA_{CRM} (construido y elegido finalmente por esta investigación).
- * El modelo empírico de ICA_{CRM}, (construido y ajustado bajo el enfoque del OALSAP, rechazado finalmente por esta investigación).

* El ICA de León (1998), que integra 15 parámetros en su versión original. Debido a que sólo 5 de los 7 parámetros del ICA_{CRM} están integrados en el índice de León, se trabajó con un modelo simplificado con esos 5 parámetros, mediante el uso del programa ICATEST V. 1.0. Esta situación hace que la comparación tenga alcances limitados.

* El ICA de la NFS, que integra 9 parámetros en su versión original. Debido a que sólo 5 de los 7 parámetros del ICA_{CRM} están integrados en el índice NFS, se trabajó con un modelo simplificado con esos 5 parámetros, mediante el uso del programa ICATEST V. 1.0. Esta situación hace que la comparación tenga alcances limitados.

* El ICA de Dinius, que integra 12 parámetros en su versión original. Debido a que sólo 5 de los 7 parámetros del ICA_{CRM} están integrados en el índice de Dinius, se trabajó con un modelo simplificado con esos 5 parámetros, mediante el uso del programa ICATEST V. 1.0. Esta situación hace que la comparación tenga alcances limitados.

* El ICA OWQI, que integra 7 parámetros en su versión original. Debido a que sólo 4 de los 7 parámetros del ICA_{CRM} están integrados en el índice OWQI, se trabajó con un modelo simplificado con esos 4 parámetros, mediante el uso del programa ICATEST V. 1.0. Esta situación hace que la comparación tenga alcances limitados.

Todos los modelos fueron evaluados en los 59 sitios de las 18 microcuencas objeto de la presente investigación y se compararon con los valores de BMWP/Col en los mismos 59 sitios.

En la tabla puede verse como los mayores valores de r y R^2 se presentan en el modelo ICA_{CRM}, que supera ampliamente a todos los demás, confirmándose que resulta ser el mejor modelo para las cuencas rurales de montaña, bajo los criterios de esta investigación. En el anexo 7 puede consultarse más detalles de los cálculos respectivos, de regresión lineal simple, realizados con el programa Statgraphics. No obstante, se recalca que esta comparación no puede realizarse con todo el rigor estadístico debido a que los modelos de León (1998), el de Dinius, el de la NFS y el

OWQI no integran en su totalidad las variables del ICA_{CRM}, por lo cual tuvo que analizarse con modelos simplificados (esta opción está contemplada en las versiones originales de dichos modelos, haciendo uso de la modificación de las ponderaciones, cuando hay ausencia de algún parámetro).

Tabla 13. Valores de r y R², de la regresión entre diferentes modelos de ICA usados internacionalmente y BMWP/Col

Modelo	r	R² ajustado (con constante)	R² ajustado (sin constante)
ICA _{CRM} (Modelo estadístico, propuesto por esta investigación)	0,791	61,93 %	89,67 %
ICA _{CRME} (Modelo empírico)	0,719	50,81 %	85,91 %
ICA León (1998) (simplificado)*	0,704	48,69 %	85,93 %
ICA NFS (simplificado)*	0,682	45,60%	81,99 %
ICA Dinius (simplificado)*	0,723	52,0%	86,78 %
ICA OWQI (simplificado)*	0,692	47,89%	82,22 %

* Cálculos con el programa ICATest V 1.0.

Fuente: Cálculos del autor

8. PROCESO DE SOCIALIZACIÓN

Tal como se explicó antes, la motivación principal de esta investigación fue fortalecer un proceso participativo muy serio, de larga existencia en una localidad rural del área metropolitana en la cuenca del río Aburrá. Esta localidad se ubica en la microcuenca Doña María, cuya población en la parte alta y media constituyó hace más de 15 años una mesa ambiental que gestiona y lidera una agenda ambiental de largo plazo y un observatorio ambiental local (OALSAP), que entre otros programas contiene uno relacionado con el monitoreo de la calidad ambiental de aguas en 20 subcuencas de la microcuenca Doña María, desde hace más de 10 años.

Este proceso de monitoreo ambiental, con carácter muy autónomo y participativo, estaba requiriendo el apoyo de una investigación que definiera un índice de calidad de agua, diseñado específicamente para el tipo de microcuencas existentes en ese territorio: rurales y de montaña. En ese marco histórico, la presente investigación se consideró muy pertinente y necesaria, además porque el país no cuenta con ese tipo de índices, para el tipo de cuencas citadas. La investigación optó por no sólo tratar de resolver esa necesidad, sino que parte del proceso de investigación fuese sirviendo para la sensibilización social territorial y el involucramiento de la comunidad en la solución de los problemas encontrados y diagnosticados por el programa de monitoreo.

En esa medida se diseñaron una serie de actividades tanto de socialización de la presente investigación, como el abordaje de la problemática en una microcuenca específica, de las 18 que fueron incluidas en esta investigación, con miras a construir soluciones colectivas, y se concertó que la mejor manera era que la investigación apoyara el componente técnico de un proyecto de restauración ambiental en la microcuenca La Cabuyala (subcuenca de la Doña María), estableciéndose así un proceso participativo que incluyó más de 9 encuentros entre reuniones de socialización de la investigación adelantada como tesis de grado con

la universidad Santo Tomás, sesiones de planificación participativa de acciones para que la investigación apoyará el proceso de diagnóstico y restauración de la microcuenca, salidas de campo con la comunidad para formación socioambiental y técnica (bajo la metodología “aprender haciendo”) y para la toma de datos de campo y toma de muestras que fueron llevadas al laboratorio de Corantioquia, siguiendo los protocolos tradicionales del OALSAP.

Los datos levantados en campo estuvieron relacionados tanto con la calidad del agua, como con la calidad de retiros de la quebrada (en apoyo a un índice local llamado Índice de Intervención de Retiros, IIRSAP) y con el uso de herramientas SIG, igualmente hubo encuentros de socialización de resultados y de planeación de acciones futuras para la restauración de la quebrada y el involucrando a las instituciones públicas.

Todo el proceso se llevó a cabo entre agosto de 2018 y junio de 2019, pero se proyecta continuar por lo menos 5 años más, hasta lograr la restauración ambiental de la citada quebrada. En el anexo 5, pueden verse detalles de estas actividades de socialización y apoyo de la investigación a un caso específico de diagnóstico y planeación de la restauración en una de las subcuencas de La Doña María, que es objeto de esta investigación. Dado lo extenso del proceso, y para no atiborrar el cuerpo principal de esta investigación, se invita al lector a consultar el anexo 5.

En total se realizaron cinco reuniones de socialización, planeación de acciones y socialización de resultados, gestión con instituciones para la restauración, incluyendo una de presentación y ofrecimiento al OALSAP y a la Alianza en Defensa de La Cabuyala, para insertar la investigación de maestría con el proceso de restauración de esa microcuenca tributaria de la Doña María, que está incluida en esta investigación y finalmente hubo otra reunión de presentación de resultados. El siguiente registro fotográfico muestra algunos eventos, pero en el anexo 5 está la información extensa.



Foto 4. Reuniones de participación para socialización de la investigación e inserción de la misma en la solución de un problema local
Fuente: Autor

El proceso además incluyó tres salidas de campo para levantamiento de información y diagnóstico participativo (toma directa de datos con multiparamétrico, toma de muestras de aguas para evaluación en laboratorio de Corantioquia, bioindicadores, evaluación de intervenciones en los retiros legales de la quebrada La Cabuyala, georreferenciación, entre otras actividades). La foto 17 muestra algunos eventos, pero en el anexo 5 está la información extensa.



Foto 5. Salidas de campo con integrantes del OALSAP y de la Alianza en Defensa de La Cabuyala para diagnósticos participativos
Fuente: Autor

Por último, el día 21 de junio de 2019 se realizó un encuentro entre las organizaciones de la comunidad que hacen parte de la Alianza en Defensa de La Cabuyala y varias instituciones públicas como la Corregiduría, EPM, Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Corantioquia, Secretaría del Medio Ambiente de Medellín, Secretaría de Salud de Medellín, Secretaría de Control Territorial de Medellín, entre otras, para la concertación de acciones coordinadas, entre la sociedad civil y el estado, para la restauración de la quebrada y sus retiros, a partir de la línea base generada con los diagnósticos participativos que apoyó la presente investigación.



Foto 6. Encuentro final con integrantes del OALSAP, Alianza en Defensa de La Cabuyala, mesa ambiental e instituciones públicas para concertación de acciones de restauración
Fuente: Autor

Un amplio compendio de este componente de socialización, participación y de inserción de la investigación en la solución de un problema local, en una de las microcuencas incluidas en esta investigación, puede observarse en el anexo 5. En dicho anexo se detallan las actividades, pero no se incluyen los resultados como la base de datos de problemas e intervenciones encontradas, la geodatabase básica generada, los resultados de laboratorio de aguas, entre otros, por no ser parte de los objetivos centrales de esta investigación, sino que constituyen resultados adicionales, sin embargo, toda esa información fue donada al OALSAP y a la Alianza en Defensa de La Cabuyala, para que sirva como línea base para el proceso de restauración a cinco años que ha sido definido por la comunidad, y que será gestionado de manera autónoma por las organizaciones locales, con el involucramiento de las instituciones públicas, con el compromiso de apoyo voluntario de parte del maestrante durante todo ese periodo.

9. DISCUSIÓN

En Colombia se ha hecho poco esfuerzo en construir técnicamente índices de calidad de aguas adaptados a las diversas condiciones ambientales de las cuencas del país y especialmente en ecosistemas rurales de montaña. La razón principal estriba en el hecho de que hay una notable carencia de investigación básica y aplicada sobre los efectos que generan diferentes concentraciones o niveles de muchas variables básicas (como los parámetros considerados en la presente investigación) sobre las distintas especies acuáticas en ecosistemas tan contrastantes como los que se manifiestan en el país. Ante esta carencia de información, se ha optado desde hace décadas por usar datos provenientes de otras latitudes y ecosistemas hídricos muy diferentes, sin hacer un esfuerzo por adaptar la información a nuestras condiciones, pero tampoco se ha corregido de fondo la carencia de la información necesaria, mediante las investigaciones pertinentes, como bioensayos.

Una posible manera de corregir parcialmente la anterior situación puede ser mediante la metodología usada en esta investigación consistente en filtrar la información disponible e incrementar el número de datos factibles tanto de los provenientes de fuentes nacionales y locales, como de otros países y latitudes no extremas, bajo criterios básicos de equivalencia ecosistémica. El acopio de abundantes datos específicos, para crear por ejemplo curvas funcionales, permite bajar el peso relativo de datos erróneos o no muy aplicables a nuestras condiciones, pero así mismo es necesario tener precaución con ingresar demasiados datos redundantes provenientes de fuentes distintas, pero que en el fondo aluden a un mismo origen y situación.

Por otro lado, es muy importante considerar los datos obtenidos de investigaciones locales, en particular bioensayos o similares que permitan correlacionar los efectos de cambios abióticos sobre los bióticos, aunque sean

parciales o fragmentarios (por ejemplo, uno o dos puntos en lugar de una secuencia).

Otro aspecto importante es tener en cuenta que un índice creado para alguna región de Colombia o usado de manera oficial o amplia en el país, no necesariamente resulta adecuado en otras regiones y especialmente cuando aquellos índices tienen una fuerte influencia de decisiones políticas, como los objetivos de calidad, que por lo general resultan muy tolerantes a corto y mediano plazo, y a largo plazo no siempre apuntan al estado ambiental ideal del agua. Así es evidente que, por ejemplo, los índices usados por el IDEAM para los ríos Cauca y Magdalena (donde hay mucha permisividad en SST, OD, entre otros) no son apropiados para microcuencas rurales de montaña, por lo que hay que ser muy cautelosos en el ingreso pleno de estos datos (o ecuaciones) en situaciones ambientales muy disímiles y emprender un análisis pausado parámetro por parámetro.

En lo referente a la selección de variables que integrarán el modelo, es importante tener en cuenta la información local disponible, y si esta es abundante no sólo en cuanto a número de sitios de muestreo (o de monitoreo), sino en cuanto a subcuencas evaluadas. Además, si se dispone de información histórica, es preferible analizar todos los parámetros que han resultado limitantes y trabajar con todos ellos inicialmente y esperar a que las pruebas y ajustes estadísticos demuestren la conveniencia de eliminar algunos. Este método resulta más conveniente que eliminar a priori algunas variables, basándose en recomendaciones de autores u organismos que han realizado investigaciones en ecosistemas diferentes a los locales.

Ante la carencia de información físico-biótica (especialmente bioensayos) proveniente de investigaciones locales en variables fundamentales como las incluidas en esta investigación, puede no resultar conveniente seguir a priori y tal cual algunas recomendaciones de investigadores y organizaciones muy importantes de zonas templadas, con relación a no incluir en un índice dos variables muy relacionadas, pues se corre el riesgo de duplicar la ponderación de dichos

parámetros. En la presente metodología se decidió incluir inicialmente, por ejemplo, CF y CT o turbidez y SST, debido a que puede ser una buena estrategia de reducir errores provenientes de supuestas certezas sobre correlaciones de variables que inciden en la decisión sobre valores de ponderación o en curvas funcionales de cada parámetro a partir de fuentes secundarias que casi siempre son respaldadas por el método Delphi, que a su vez suele estar soportado por investigadores académicos que toman los valores aceptados internacionalmente y no tanto por datos provenientes de bioensayos, con especies locales y en ecosistemas similares o equivalentes.

La inclusión de estos parámetros no encarece ni dificulta ostensiblemente el monitoreo, pero en cambio permite ayudas muy importantes en las decisiones técnicas y políticas posteriores, pero además los procesos de depuración estadística posterior (tal como se hizo en esta investigación), mediante la eliminación de variables que resultan poco significativas, puede ser mejor estrategia que la eliminación de variables a priori.

En este mismo sentido es preferible incluir curvas funcionales construidas con abundante información local (preferiblemente más de 30 datos por parámetro) e inclusive internacional (siempre que se consideren ecosistemas equivalentes). Trasladar curvas o ecuaciones de otros territorios, sin ningún ajuste, especialmente cuando se trata de regiones latitudinales y ecosistemas muy disímiles a los locales, siempre conlleva un riesgo que debe sopesarse y aminorarse, por lo cual puede resultar conveniente aplicar una metodología como la propuesta en esta investigación.

En cuanto a los resultados obtenidos con los análisis de los modelos propuestos estadísticamente (ver tabla 9), aunque las variaciones en el R^2 no son tan notables entre esos modelos, si son mejores (más grandes) que los modelos empíricos, por lo cual finalmente se decidió incorporar en el ICA_{CMR} sólo los obtenidos estadísticamente y se procedió a construir una nueva tabla de valoración de calidad, basadas en las obtenidas empíricamente y probadas durante varios años por el OALSAP.

La calibración del modelo por los métodos estadísticos ha resultado efectiva (ver anexos 2 y 3), pero es de resaltar que la decisión del modelo no debe dejarse a cargo del programa estadístico, debido a que por lo general su algoritmo tiende a simplificar en exceso el resultado, basándose en decisiones incorporadas en él de manera general. Es necesario sopesar no sólo la diferencia mínima de un único estadístico como R^2 ajustado, Cp, AIC, sino el conjunto de ellos (ver anexo 2) así como el enfoque de la propuesta de modelo, pues un exceso de simplificación puede llevar a la pérdida de información clave para la comprensión de la calidad ambiental del agua en este tipo de ecosistemas de montaña.

Por otro lado, la validación de los modelos debería realizarse siempre en comparación con un modelo biológico de reconocida aplicación en la localidad, tal como se hizo en esta investigación al usar el BMWP/Col (ver anexo 4), pero es evidente que esto conlleva un mayor trabajo y costos en cuanto al levantamiento de información en campo. No obstante, si se cuenta con la información biótica en los mismos sitios y fechas, esta debería ser la ruta de ajuste y calibración, dado que los índices basados en parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, se consideran complementarios con los bióticos y se espera que deben ajustar mediante una alta correlación y su R^2 ajustado debe ser alto.

Si bien el modelo seleccionado como ICA_{CRM} , contiene 7 parámetros, se resalta un modelo simplificado que contiene sólo 3 variables: CF, DBO_5 y %Sat OD (ver arriba, en el ajuste paso a paso hacia atrás, el modelo final seleccionado por el programa), que aunque estadísticamente muestra muy buenos indicadores: R^2 ajustado = 0,881 (frente a R^2 ajustado = 0,899, del modelo elegido, que de todas maneras lo supera) y que efectivamente contiene los 3 parámetros más influyentes en el ICA_{CRM} , el autor no lo recomienda dado que realmente no genera ahorros en trabajo, tiempo y costos de manera significativa en las actividades de monitoreo, pues se suprimen básicamente las variables que se toman en campo de manera simultánea con un multiparamétrico. Estas variables eliminadas en el modelo simplificado, en cambio, pueden aportar información importante en caso de eventuales contaminaciones, así como en el análisis de posibles sinergias entre

variables, y además estos datos adicionales seguramente permitirán ampliar los análisis e interpretaciones llevadas a cabo por los procesos de monitoreo.

El modelo seleccionado de 7 variables no sólo presenta muy buenos estadísticos en cuanto a Cp, AIC, sino además el mejor R^2 ajustado (0,899), lo cual indica que el modelo explica 89,9% de la variabilidad en el ICA_{CRM} en función del $BMWP/Col$, con un nivel de confianza de 95%, y en la medida en que investigaciones posteriores mejoren el índice biótico, seguramente se podrá ajustar mejor el ICA_{CRM} en un proceso gradual entre ambos índices.

El comparativo del ICA_{CRM} con otros modelos de ICA (ver numeral 7.6) creados para condiciones de otros países, especialmente para zonas templadas y frías del planeta, y que con frecuencia se usan en Colombia y otros países de Latinoamérica sin ajustes, no parece recomendable, basado en los resultados de este comparativo, por lo menos para cuencas rurales de montaña.

El ICA_{CRM} resultó superior a todos los demás modelos con los que se comparó, usando la herramienta del programa ICATEST V 1.0., y en esa medida puede decirse que se constituye en el mejor modelo disponible para cuencas rurales de montaña no sólo en el centro de Antioquia, sino quizá en el país, asunto que deberá continuarse probando en otras regiones de Colombia.

10. CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados de esta investigación, la formulación de un índice de calidad ambiental de aguas para cuencas rurales en zonas de montaña debe contemplar por lo menos siete parámetros fundamentales: coliformes fecales, demanda bioquímica de oxígeno, oxígeno disuelto, turbidez, conductividad eléctrica, sólidos suspendidos totales y porcentaje de saturación de oxígeno. Como opción puede usarse un modelo simplificado que contiene sólo tres variables: coliformes fecales, demanda bioquímica de oxígeno y porcentaje de saturación de oxígeno, pero es preferible el primero.

Si bien OD y Sat de OD presentan alta colinealidad, los análisis estadísticos mostraron que es mejor considerar ambos en el modelo, siendo más significativa la saturación de oxígeno, en función de los resultados de la R^2 ajustada, cuando se eliminan alternativamente algunos de los dos.

La mejor manera de interrelacionar todas las variables resultó ser una sumatoria ponderada, dentro del modelo.

Si bien con la información disponible es posible construir curvas funcionales para cada parámetro, que se ajusten mejor a las condiciones de las cuencas rurales de montaña, es posible y necesario mejorar estos ajustes mediante el desarrollo de investigaciones sobre bioensayos con las especies nativas de estos tipos de ecosistemas.

Dado que en Colombia la mayor parte del agua para consumo humano proviene de ecosistemas de montaña, no sólo en grandes ciudades como Bogotá, Medellín, Cali, etc., sino que la mayoría de acueductos veredales también usan estos ecosistemas proveedores, hay una evidente conveniencia en continuar perfeccionando estos modelos que identifiquen la calidad del agua mediante variables pertinentes, con curvas funcionales ajustadas y modelos igualmente ajustados a las condiciones rurales de montaña.

Es importante tener en cuenta en la construcción de ICA ajustados estadísticamente, que algunos resultados de modelos con procedimientos como el de paso a paso hacia atrás, deben ser considerados como “recomendaciones” u opciones, pero es el investigador, de acuerdo con su conocimiento local y su experiencia quien debe decidir sobre el modelo final adoptado, teniendo en cuenta no sólo un estadístico arrojado por el programa. Es preferible evaluar varios estadísticos, en lugar de sólo R^2 o R^2 ajustado. En este sentido también deben considerarse condiciones como la complejidad ambiental y social del territorio, la disponibilidad tecnológica y económica del programa de monitoreo para asumir más o menos variables en su monitoreo y la conveniencia de no simplificar en exceso un modelo, aunque algún estadístico muestre que es posible (especialmente si estos estadísticos no son significativamente diferentes).

La calibración y validación del modelo seleccionado, muestra que existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0% y que el modelo así ajustado explica el 89,9% de la variabilidad en BMWP/Col, que se tomó como comparativo ideal del modelo ICA_{CRM}, estos resultados si bien son buenos aún dejan un margen para el perfeccionamiento del modelo.

El índice BMWP/Col resulta un buen índice para tomarlo como contraste frente a índices fisicoquímicos y microbiológicos, especialmente en procesos de construcción de ICA. En este sentido, es indispensable contar con información tanto fisicoquímica y microbiológica, como de bioindicadores recolectada en los mismos sitios y fechas, con la rigurosidad que exige la formulación y aplicación de ambos métodos.

El ICA_{CRM}, formulado en esta investigación, es mejor que los demás modelos con los que se comparó, los cuales son de uso frecuente en Colombia, por lo cual puede decirse que resulta ser el mejor modelo disponible para cuencas rurales de montaña, por lo menos en las subcuencas del río Aburrá y deberá probarse en el resto del centro de Antioquia y otras cuencas similares de Colombia.

Finalmente se recalca que el ICA_{CRM} no debe usarse con simplificaciones, mediante la técnica de ajuste en las ponderaciones de variables. Su uso debe hacerse con las siete variables incluidas en el modelo, con las ponderaciones y los Q_i derivados de las curvas paramétricas construidas en esta investigación.

11. RECOMENDACIONES

Se recomienda al OALSAP, y a las autoridades ambientales de la cuenca del río Aburrá, adoptar el presente índice de calidad ambiental del agua (ICA_{CRM}) y aplicarlo en las subcuencas rurales de montaña que tributan a la microcuenca Doña María y al río Aburrá.

Igualmente se recomienda a la gobernación de Antioquia e incluso a instituciones del orden nacional, evaluar y probar el presente índice en las condiciones ambientales de sus respectivos territorios, en las cuencas rurales de montaña, con fines de adopción para la evaluación de la calidad ambiental del agua, mediante el ICA propuesto, y se invita a hacer uso de las curvas funcionales construidas para el efecto.

Se recomienda a los centros de investigación y académicos, emprender investigaciones de bioensayos con especies nativas bioindicadoras y preferiblemente contempladas en el índice BMWP/Col, en cuanto a los efectos de variaciones en niveles de los parámetros considerados en esta investigación, para conocer sus efectos sobre las especies acuáticas y mejorar, si es del caso, las curvas funcionales construidas, mediante la inserción de nuevos datos basados en bioensayos locales.

Se recomienda a los centros de investigación y académicos, evaluar la conveniencia de ajustar el índice BMWP/Col, mediante la incorporación de una variable sobre el estado ambiental de las rondas hídricas de los tramos de río donde se realice la evaluación biológica, dado que algunos sitios que muestran buena o muy buena calidad del agua desde el punto de vista fisicoquímico y microbiológico, muestran una calidad “dudosa” y hasta “crítica” según este índice biótico. Si bien esto puede explicarse por fenómenos como descargas puntuales y eventuales, o por aguaceros horas o días antes de la evaluación, entre otros, en los datos mostrados por el OALSAP no se evidencian estas condiciones, y en esa medida es posible que un factor determinante sea que las rondas hídricas en los tramos

monitoreados tengan coberturas de pastos limpios que dificultan la reproducción y supervivencia de algunas especies bioindicadoras en su fase aérea del ciclo de vida.

Una vez se realicen los posibles ajustes al índice biótico, es posible y recomendable ajustar de nuevo el modelo ICA_{CRM}. De esta manera puede haber un mejoramiento continuo entre los dos modelos y mejorar su complementariedad.

Se recomienda a las instituciones públicas en especial a Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA) y a Corantioquia, así como al municipio de Medellín, apoyar desde el corto y hasta el largo plazo las actividades comunitarias relacionadas con los monitoreos ambientales que implementa el Observatorio Ambiental Local de San Antonio de Prado (OALSAP), no sólo para cumplir el precepto constitucional de participación ciudadana en el objetivo de disfrutar de un ambiente sano, sino porque de esta manera puede darse continuidad a un proceso participativo de muy alta calidad técnica al servicio de la sostenibilidad ambiental territorial.

Se recomienda a la universidad de Pamplona incluir este modelo dentro de las opciones a analizar en el programa ICATEST, pero sin permitir el uso simplificado del modelo.

Se recomienda al IDEAM, contemplar el ICA_{CRM} para la evaluación de la calidad ambiental del agua, en cuencas rurales de montaña en Colombia, iniciando con pruebas en diferentes regiones de la zona andina del país, entre los 1.500 msnm y los 3.500 msnm.

REFERENCIAS

- Alcaldía de Medellín. (2014). *Acuerdo municipal 48 de 2014, "Por medio del cual se adopta la revisión y ajuste de largo plazo del Plan de Ordenamiento Territorial del Municipio de Medellín y se dictan otras disposiciones complementarias"*. Medellín, Antioquia, Colombia.
- Allan, D. (2004). Landscapes and Riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*(35), 257-284.
- AMVA. (2012). *Resolución Metropolitana 2016 de 2012. Por medio de la cual se adoptan nuevos objetivos de calidad del río Medellín-Aburrá para el periodo 2012-2022*. Área Metropolitana del Valle de Aburrá.
- AMVA. (2016). *Red de monitoreo ambiental en la cuenca hidrográfica del río Aburrá en jurisdicción del Área Metropolitana. Fase V*. Medellín.
- AMVA y CCTA. (2008). *Plan de Ordenación y Manejo de la Microcuenca de la Quebrada Doña María, municipios de Itagüí, La Estrella y Medellín*. Consultoría, Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Centro de Ciencia y Tecnología de Antioquia, Medellín.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2017). *Índice de Calidad Ambiental*. Recuperado el 08 de 05 de 2018, de <http://www.metropol.gov.co/recursohidrico/Pages/indice-calidad-ambiental.aspx>
- Bai, R., Bouwmeester, R., & Mohan. (2009). Fuzzy Logic Water Quality Index and Importance of Water Quality Parameters. En *Air, Soil and Water Research* (Vol. 2, págs. 51-59). doi:10.4137/ASWR.S2156
- Basílico, G., De Cabo, L., & Faggi, A. (2015). Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana. *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.*, 17(2), 119-134.
- BES. (1990). *Ecological Issues No. 1. River Water Quality*. British Ecological Society. Shrewsbury: Field Studies Council of BSE.
- Burton, A., & Pitt, R. (2001). *Stormwater effects handbook : a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers / by G. Allen Burton, Jr. and Robert Pitt*. LEWIS PUBLISHERS. New York. New York: LEWIS PUBLISHERS. Obtenido de <http://rpitt.eng.ua.edu/Publications/BooksandReports/Stormwater%20Effects%20Handbook%20by%20%20Burton%20and%20Pitt%20book/lowrezhandbook.pdf>
- Cadavid-Gallego, J., Echeverri-Ruiz, J., & Gómez-Gutiérrez, A. (agosto de 2010). Modelación índices de calidad de agua (ICA) en las cuencas de la región Cornare. *Revista Gestión y Ambiente*, 13(2), 7-24. Recuperado el mayo de 2019, de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/25391/25902>
- Cardona-Duque, W. (2012). *Curvas de idoneidad de hábitat para macroinvertebrados bentónicos: una herramienta para la estimación de caudales ambientales*. Tesis de Maestría , Universidad del Valle.

- Castro, M., Almada, J., Ferrer, J., & Díaz, D. (en-dic de 2014). Indicadores de la calidad del agua: evolución y tendencias a nivel global. *Ingeniería Solidaria*, 10(17), 111-124. doi:10.16925/in.v9i17.811
- CCME. (1999). *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Dissolved Oxygen (Freshwater)*. Canadian Council of Ministers of the Environment. Obtenido de <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/177>
- CCME. (2003). *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Guidance on the Site-Specific Application of Water Quality Guidelines in Canada: Procedures for Deriving Numerical Water Quality Objectives*. Canadian Council of Ministers of the Environment. Obtenido de <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/22>
- CCME. (2017). *Synthesis of research and application of the CCME water quality index*. Canadian Council of Ministers of the Environment. Recuperado el 5 de marzo de 2019, de https://www.ccme.ca/files/Resources/water/water_quality/Synthesis%20of%20Research%20and%20Application%20of%20the%20CCME%20Water%20Quality%20Index%202017.pdf
- CDMB. (2010). *Informe del histórico de calidad del agua de la red de monitoreo años 2000 a 2010*. Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga, Bucaramanga.
- Chapra, S., Pelletier, G., & Tao, H. (2008). *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality. Version 2.11: Documentation and Users Manual*. Obtenido de http://www.ecs.umass.edu/cee/reckhow/courses/577/Qual2/Q2KDocv2_11b8%20v211.pdf
- CONAMA. (2005). *Resolução No 357, de 17 de março de 2005*. Conselho Nacional do Meio Ambiente.
- CORANTIOQUIA. (2009). *Acuerdo 327 de 2009. Por el cual se modifica el Acuerdo No. 267 del 10 de septiembre de 2007 y aprueba el Plan Integral de Manejo del Distrito de Manejo Integrado de los Recursos Naturales Renovables Divisoria Valle de Aburrá - Río Cauca*. Medellín.
- Corantioquia, AMVA y Cornare. (2019). *Actualización del POMCA del río Aburra*. Medellín.
- CORNARE. (2009). *Modelación índices de calidad de agua (ICA) cuencas región Cornare año 2008*.
- CORTOLIMA. (marzo de 2019). *Gestión integral del recurso hídrico*. Recuperado el marzo de 2019, de Planes de ordenación de manejo de cuencas hidrográficas: <http://www.cortolima.gov.co/cuenca-gual/gesti-n-integral-recurso-h-drico>
- De Zwart, D., & Trivedi, R. (1995). *Manual on integrated water quality evaluation*. Bilthoven - Delhi.
- EPA. (1986). *Quality Criteria for Water*. Office of Water Regulations and Standards, Washington, DC 20460. Obtenido de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/00001MGA.TXT?ZyActionD=ZyDocu>

- ment&Client=EPA&Index=1986+Thru+1990&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=
- EPA. (2001). *Parameters of Water Quality. Interpretation and Standards*. Environmental Protection Agency. Obtenido de https://www.epa.ie/pubs/advice/water/quality/Water_Quality.pdf
- EPA. (2003). *A Compendium of Chemical, Physical and Biological Methods for Assessing and Monitoring the Remediation of Contaminated Sediment Sites*. En: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NERL&dirEntr. U.S. Environmental Protection Agency. Recuperado el 7 de marzo de 2019, de https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NERL&dirEntryId=83657&simpleSearch=1&searchAll=EPA%2F600%2FR-03%2F108
- EPA. (2003). *Strategy for Water Quality Standards and Criteria*. Office of Science and Technology. Obtenido de http://www.iwa-network.org/filemanager-uploads/WQ_Compendium/Database/Future_analysis/089.pdf
- EPA. (2016). *The EPA's Partial Approval/Partial Disapproval of Washington's Human Health Water Quality Criteria and Implementation Tools*. United States Environmental Protection Agency. Office of Water and Watersheds, Seattle. Recuperado el 7 de marzo de 2019, de https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-11/documents/epas_partial_approvalpartial_disapproval_wa_hh_wqc_impl_tools_bellon_ltr_enclosures_508c.pdf
- EPA. (30 de 04 de 2019). *Dissolved Oxygen and Biochemical Oxygen Demand*. Obtenido de <https://archive.epa.gov/water/archive/web/html/vms52.html>
- EPA. (15 de abril de 2019a). *Introducción a la Ley de Agua Limpia*. EPA, Watershed Academy Web. Obtenido de https://cfpub.epa.gov/watertrain/pdf/modules/Introduccion_a_la_Ley_de_Agua_Limpia.pdf
- Faiilagi, S. A. (2015). *Assessing the impacts of land use patterns on river water quality at catchment level: A Case Study of Fulusou River Catchment in Samoa*. Tesis de grado. Massey University. University of New Zealand.
- Fernández, N., Ramírez, A., & Solano, F. (2003). Índices Físicoquímicos de Calidad de Agua un Estudio Comparativo. En U. d. Cinara, *Conferencia Internacional Usos Múltiples del Agua: Para la Vida y el Desarrollo Sostenible*. Cali: Universidad del Valle/Instituto Cinara. Obtenido de <http://www.ingenieroambiental.com/4014/fisic.pdf>
- García Valdés, M., & Suárez Marín, M. (2013). El método Delphi para la consulta a expertos en la investigación científica. *Revista Cubana de Salud Pública*, 39(2), 253-267. Obtenido de <http://scielo.sld.cu/pdf/rcsp/v39n2/spu07213.pdf>

- González, V., Caicedo, O., & Aguirre, N. (Mayo de 2013). Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP en la quebrada La Ayurá, Antioquia, Colombia. *Revista Gestión y Ambiente*, 16(1), 97-108.
- Holdridge, L. (1987). *Ecología basada en zonas de vida*. (H. J. Saa, Trad.) San José, Costa Rica: IICA.
- Holguín, J., & Camacho, A. (2003). Determinación de la tasa de reaireación en un río de montaña colombiano mediante el uso de trazadores. En U. d. Cinara, *Seminario Internacional La Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos* (págs. 83-90). Cali, Valle del Cauca. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/230887956_Determinacion_de_la_tasa_de_reaireacion_en_un_rio_de_montana_colombiano_mediante_el_u_so_de_trazadores
- IDEAM. (2004). *Guía para el monitoreo y seguimiento del agua*. Bogotá. Recuperado el 10 de abril de 2019, de https://www.academia.edu/9984608/Guia_de_Monitoreo
- IDEAM. (2010). *Estudio Nacional del Agua 2010*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá: Strategy Ltda.
- IDEAM. (2013). *Zonificación y codificación de unidades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá: Imprenta Nacional de Colombia.
- IDEAM. (2014). *Hoja metodológica del indicador Índice de calidad del agua (Versión 1,00). Sistema de Indicadores Ambientales de Colombia - Indicadores de Calidad del agua superficial*. Bogotá.
- IDEAM y Universidad de Pamplona. (2007). *Nota técnica sobre los aspectos científicos y técnicos de la aplicación del índice de calidad de agua para los ríos y evaluar las experiencias de estimaciones de indicadores del agua a nivel nacional e internacional*.
- Jara Martin, P. (2016). *Fiscalización de instrumentos de gestión ambiental. Relación entre las normas de calidad de componente hídrico y la Superintendencia del Medio Ambiente*. Santiago de Chile. Obtenido de <http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/137464>
- Jiménez, M., & Vélez, M. (octubre de 2006). Análisis comparativo de indicadores de la calidad de agua Superficial. *Avances en Recursos Hidráulicos*(14), 53-69.
- Lumb, A., Sharma, T., & Bibeault, J.-F. (2011). A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. *Water Qual Expo Health*(3), 11-24.
- Mădălina, P., & Breabăn, I. (2014). Water Quality Index – An Instrument for Water Resources Management. doi:10.13140/2.1.3736.3203
- MADS. (2018). *Guía Metodológica para la Formulación de los Planes de Manejo Ambiental de Microcuencas*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Dirección de Gestión Integral del Recurso Hídrico, Bogotá.
- MADS. (2018b). *Guía Técnica de Criterios para el Acotamiento de las Rondas Hídricas en Colombia*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá.

- Matuk-Velasco, V., Puerta-Quintero, G., & Rodríguez-Valencia, N. (1997). Impacto biológico de los efluentes del beneficio húmedo del café. *Cenicafé*, 48(4), 234-252. Obtenido de [http://biblioteca.cenicafe.org/bitstream/10778/67/1/arc048\(04\)234-252.pdf](http://biblioteca.cenicafe.org/bitstream/10778/67/1/arc048(04)234-252.pdf)
- MAVDT. (2005). *Guía metodológica para el establecimiento de objetivos de calidad de los cuerpos de agua en ausencia de los planes de ordenamiento del recurso*. Bogotá.
- Medellín cómo vamos. (2016). *Informe de calidad de vida 2012-2015: Medio Ambiente y gestión del riesgo*. Medellín: Pregón S.A.S.
- Ministerio de Ambiente de Chile. (2010). *Guía técnica para la elaboración e implementación de programas de vigilancia de normas ambientales de calidad de agua*. Departamento de asuntos hídricos. Recuperado el 26 de 02 de 2019, de <http://www.cenma.cl/Pagina%20web-LQA/6-Apoyo%20a%20la%20dictaci%C3%B3n%20de%20normas%20ambientales/2010%20Guia%20Programas%20de%20Vigilancia%20para%20Normas%20de%20Calidad%20Ambiental%20de%20Agua.pdf>
- Ministerio de Ambiente de España. (2000). *Libro Blanco del Agua en España*. Madrid, España: Jacarian S.A.
- Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de El Salvador. (sf). *Índice de Calidad del Agua General "ICA"*. Servicio Nacional de Estudios Territoriales. Obtenido de <http://www.snet.gob.sv/Hidrologia/Documentos/calculolCA.pdf>
- MMA, CATIE, CTCN. (2015). *Diagnóstico sobre la disponibilidad de información y análisis de vacíos para el diseño de una red de monitoreo de la biodiversidad de aguas continentales, marina y terrestre en un contexto de cambio climático en Chile: Componente Biodiversidad de Aguas Co*. Ministerio de Ambiente de Chile (MMA), Centro Agronómico Tropical de Investigación y Educación (CATIE), Climate Technology Centre and Network (CTCN)., Santiago de Chile. Obtenido de https://www.ctcn.org/system/files/dossier/3b/mma_ctcn_catie_biodiversidad_marina.pdf
- Municipio de Medellín. (2007). *Agenda Ambiental Local para el Corregimiento de San Antonio de Prado y Bases para la Implementación del Sistema de Gestión Ambiental Corregimental*. Medellín.
- Municipio de Medellín. (2008). *Monitoreo del Recurso Hídrico, Recurso Suelo-Bosque, en el Corregimiento de San Antonio de Prado del Municipio de Medellín*. Estudio de Monitoreo ambiental, Medellín.
- Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral. (2009). *Monitoreo del recurso hídrico en el corregimiento de San Antonio de Prado del municipio de Medellín*. Medellín.
- Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral. (2012). *Monitoreo del recurso hídrico y de los trayectos de retiros de quebrada, en el corregimiento San Antonio de Prado del municipio de Medellín, de acuerdo con las directrices trazadas en la agenda ambiental y en la tercera fase de monitoreo de quebradas*. Medellín.

- Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral. (2013). *Quinta fase del monitoreo del recurso hídrico y los trayectos de retiro de quebradas en la comuna 80 del municipio de Medellín, de acuerdo con la agenda ambiental*. Medellín.
- Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral. (2016). *Comanejo de las áreas y ecosistemas de importancia ambiental del corregimiento de San Antonio de Prado, municipio de Medellín*. Medellín.
- Municipio de Medellín y Corporación Pro Romeral. (2016). *Comanejo de las áreas y ecosistemas de importancia ambiental del corregimiento de San Antonio de Prado, municipio de Medellín*. Medellín.
- NCASI. (2013). *Environmental Footprint Comparison Tool. A tool for understanding environmental decisions related to the pulp and paper industry*. National Council for Air and Stream Improvement. Obtenido de https://www.researchgate.net/profile/Nirmala_Svsg/post/Is_there_any_review_paper_available_on_the_sorbent_used_to_remove_SOx_NOx/attachment/59d6385679197b80779958d0/AS%3A396876701552641%
- NGRDC. (2001). *A guidebook for local governments for developing regional watershed protection plans*. Northeast Georgia Regional Development Center. Brown and Caldwell.
- Northeast Georgia Regional Development Center. (2001). *A guidebook for local governments for developing regional watershed protection plans*. Brown and Caldwell.
- OECD-EAP Task Force. (2007). *Proposed System of Surface Water Quality Standards for Moldova*. París. Obtenido de <http://www.oecd.org/environment/outreach/38120922.pdf>
- OMS. (2003). *Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1, Coastal and fresh waters*. Malta. Obtenido de <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42591/9241545801.pdf;jsessionid=7BD71E66365EE589BE070EA59673DCB8?sequence=1>
- OMS, EPA, & IWA. (2012). *Animal Waste, Water Quality and Human Health*. London. Obtenido de apps.who.int/iris/bitstream/10665/75700/1/9789241564519_eng.pdf
- OWRB. (1998). *Guide to Interpreting Ambient Water and Effluent Variables (ILMB, BC 1998)*. Oklahoma Water Resources Board, Oklahoma. Obtenido de https://www.owrb.ok.gov/quality/monitoring/bump/pdf_bump/SOPs_for_streams/WaterQualityParameterDefinitions.pdf
- OWRB. (2015). *Proposed updated aquatic life criteria for the protection of the fish and wildlife propagation beneficial use*. Oklahoma Water Resources Board. Obtenido de <https://www.owrb.ok.gov/rules/wqs/revisions/pdf/2015-16/Aquatic%20Life%20Criteria%20Appendix>
- OWRB. (2017). *Oklahoma's Water Quality Standards*. Oklahoma Water Resources Board. Obtenido de <http://www.owrb.ok.gov/quality/standards/standards.php>
- Priyanka Sharma, & Sujata Gupta. (2014). Study of amount of Oxygen (BOD, OD, COD) in water and their effect on fishes. Obtenido de <http://www.iasir.net>

- Randolph, K., & Clemens, H. (november de 1976). Some factors influencing the feeding behaviour of channel catfish in culture ponds. *Transactions of American Fisheries Society*, 105(6), 718-724. doi:DOI: 10.1577/1548-8659(1976)105<718:SFITFB>2.0.CO;2.
- República de Panamá. (2000). *Resolución No. 49 de 2 de febrero de 2000*. Ministerio de Comercio e Industrias de Panamá.
- República de Perú. (2008). *Decreto Supremo 02 de 2008. Estandares de Calidad de Agua*.
- República de Uruguay. (1979). *Decreto 253 de 1979. Se aprueban normas para prevenir la contaminación ambiental*.
- República de Venezuela. (1995). *Decreto 883 de 1995, Normas para la Clasificación y el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua y Vertidos o Efluentes Líquidos*. Gaceta Oficial N° 5.021 Extraordinario del 18 de Diciembre de 1995.
- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la calidad de agua en Colombia. Propuesta para el uso del método BMWP/Col*. Medellín: Universidad de Antioquia.
- Samboni, N., Carvajal, Y., & Escobar, J. (diciembre de 2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Revista ingeniería e investigación*, 27(3), 172-181.
- Shelton, A. (2013). *The Accuracy of Water Quality Monitoring Data: A Comparison Between Citizen Scientists and Professionals*. Thesis, Saint Mary's University, Halifax, Nova Scotia, Halifax, Nova Scotia. Obtenido de <https://cbemn.ca/wp-content/uploads/2016/07/shelton-msc-thesis-final.pdf>
- Siyu Chen, Guohua Fang, Xianfeng Huang, & Yuhong. (2018). *Water Quality Prediction Model of a Water Diversion Project Based on the Improved Artificial Bee Colony–Backpropagation Neural Network*. *Water* 2018, 10, 806. doi:10.3390/w10060806
- Torres, P., Cruz, C., & Patiño, P. (julio-diciembre de 2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano: Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15), 79-94.
- Torres-Vega, F. (2009). *Desarrollo y aplicación de un índice de calidad de agua para ríos en Puerto Rico*. Universidad de Puerto Rico. Obtenido de http://prwreri.uprm.edu/publications/PR_2009_01.pdf
- UNEP, OMS, & WSSCC. (1997). *Water Pollution Control - A Guide to the Use of Water Quality Management Principles*. (S. Bury St Edmunds, Ed.) Great Britain: St Edmundsbury Press.
- UNEP-WHO. (1996). *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Jamie Bartram and Richard Ballance. doi:ISBN 0 419 22320 7
- UNESCO/WHO/UNEP. (1996). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Cambridge: Great Britain at the University Press. doi:ISBN 0 419 21590 5

- Unipamplona. (2005). *ICATEST, una herramienta para la valoración de la calidad del agua*. Universidad de Pamplona (Nelson Fernández, Gabriel Ramos & Fredy Solano), Bucaramanga (Colombia). Obtenido de http://www.unipamplona.edu.co/unipamplona/portallG/home_10/recursos/general/pag_contenido/libros/05082010/libros.jsp
- Uribe García, C. (2014). *Proyecto redes económicas y solidarias en San Antonio de Prado. Subsectores, actores y encadenamientos principales en las relaciones económico-ambiental en SAP*. Resultado de investigación, Municipio de Medellín-Confecoop, Medellín.
- Uribe García, C. (Noviembre de 2016). *Complejidad ambiental en San Antonio de Prado. Una mirada local en perspectiva regional con énfasis en la gestión y manejo de los bienes y servicios ambientales de las AIE*. Presentación PowerPoint, Medellín.
- Uribe García, C. (2018). *Levantamiento y mapificación de la capacidad de uso máximo de la tierra bajo la metodología TOSI en la microcuenca Doña María*. Tesis de grado a nivel de Especialización, Universidad Santo Tomás, Bogotá.
- Uribe-García, C. M. (2017). Funcionamiento y estado de avance del Observatorio Ambiental Local de San Antonio de Prado (OALSAP) mediante una agenda participativa. *Observatorio de los derechos colectivos y del ambiente. Jornada Académica de la personería de Medellín*. (M. A. Medellín, Ed.) Barbosa, Antioquia, Colombia.
- Uribe-García, C. M. (Abril de 2018). Situación actual del agua para uso ambiental y humano, y de los ecosistemas de soporte en San Antonio de Prado – Medellín. *Cabildo Abierto por el agua*. (M. A. Medellín, Ed.) Medellín, Antioquia, Colombia.
- Valcarcell, L., Alberro, N., & Frías, D. (2009). El Índice de Calidad de Agua como herramienta para la gestión de los recursos hídricos. *Cub@: Medio Ambiente y Desarrollo. Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente*, 9(16), 1-5.
- Varadharajan, B., Bouwmeester, R., & Mohan. (2009). Fuzzy Logic Water Quality Index and Importance of Water Quality Parameters. *Air, Soil and Water Research*, 2, 51–59. doi:10.4137/ASWR.S2156
- WHO. (2018). *Global overview of national regulations and standards for drinking-water quality*. World Health Organization. Obtenido de En:<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/272345/9789241513760-eng.pdf?ua=1>
- WHO and India. (2010). *Water Quality Study, a report May 2010. Democratic Republic of Timor-Leste*. World Health Organization, Ministry of Health. Environmental Health Division, New Delhi, India. Obtenido de <https://apps.who.int/iris/handle/10665/206527>
- Yogendra, K., & Puttaiah, E. (2008). Determination of Water Quality Index and Suitability of an Urban Waterbody in Shimoga Town, Karnataka., (págs. 342-346). Shimoga, Karnataka. Obtenido de

- https://www.academia.edu/32049089/Determination_of_Water_Quality_Index_and_Suitability_of_an_Urban_Waterbody_in_Shimoga_Town_Karnataka
- Zartha, J., Montes, J., Toro, I., & Villada, H. (2014). Método Delphi -Propuesta para el cálculo del número de expertos en un estudio Delphi sobre empaques biodegradables al 2032. *Espacios*, Vol. 35(13), 10.
- Zhou, T., Wu, J., & Peng, S. (2012). Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: A case study of the Dongjiang River watershed, China. *Ecological Indicators*(23 (2012)), 166-175. Obtenido de http://leml.la.asu.edu/jingle/Wu-Publications-PDFs/2012/Zhou_etal-2012-Ecological%20indicators.pdf

ANEXOS
ANEXO 1. RESULTADOS DE PRUEBAS DE DIFERENTES MODELOS EMPÍRICOS PARA ICA_{CMR} Y VALORES DE r y R²

Sitio	CALIDAD (V8) *	CALIDAD (V7) *	CALIDAD (V4) *	CALIDAD (V3) *	CALIDAD (V2) *	CALIDAD (V1) SIMPLIF 3 *	CALIDAD (V1) SIMPLIF 2 *	CALIDAD (V1) SIMPLIF *	CALIDAD (V1)*	BMWP/COL (Roldan, 2003)
BARRO AZUL - ALTA	23,20	6,40	13,50	15,87	13,66	16,25	15,47	15,34	15,87	30
BARRO AZUL - MEDIA	23,12	6,09	12,74	14,80	13,09	18,11	17,19	17,11	14,80	30
BARRO AZUL -BAJA	20,51	5,24	11,20	12,57	11,64	15,12	14,08	14,03	12,57	54
CABUYALA - MEDIA	17,53	4,58	8,46	8,75	8,19	8,89	8,93	8,81	8,75	23
CABUYALA - BAJA	14,69	3,64	6,90	6,97	6,77	7,40	7,22	7,06	6,97	14
CANDELA - ALTA	20,52	5,60	11,06	11,60	10,74	12,80	11,78	11,64	11,60	68
CANDELA - MEDIA	21,10	5,65	11,47	12,54	11,44	14,15	13,36	13,28	12,54	37
CANDELA - BAJA	20,31	5,46	10,86	11,19	10,57	12,58	11,24	11,19	11,19	62
CAÑADITA - ALTA	20,47	5,63	11,17	12,06	10,94	13,46	12,65	12,50	12,06	51
CAÑADITA - MEDIA	21,22	5,72	11,45	12,20	11,25	14,02	12,81	12,74	12,20	31
CAÑADITA - BAJA	21,85	5,82	12,15	13,57	12,27	15,35	14,01	13,89	13,57	8
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA BR DER	22,79	6,06	12,91	15,11	13,24	17,89	16,95	16,84	15,11	68
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA BR IZQ.	24,25	6,39	13,63	16,49	14,25	19,34	18,81	18,70	16,49	92
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA68	12,11	3,13	5,74	5,97	5,59	5,92	6,18	6,06	5,97	9
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA	11,98	3,04	5,48	5,55	5,37	5,74	5,88	5,75	5,55	31

Sitio	CALIDAD (V8) *	CALIDAD (V7) *	CALIDAD (V4) *	CALIDAD (V3) *	CALIDAD (V2) *	CALIDAD (V1) SIMPLIF 3 *	CALIDAD (V1) SIMPLIF 2 *	CALIDAD (V1) SIMPLIF *	CALIDAD (V1)*	BMWP/COL (Rotlan, 2003)
BAJA 69 (abajo de Camelias)										
CHORRERA O LARGA (LV) -BAJA	20,34	5,53	11,00	11,59	10,72	12,55	11,74	11,62	11,59	55
DESPENSA - ALTA	25,50	6,91	14,88	18,44	15,49	19,49	19,30	19,23	18,44	74
DESPENSA - MEDIA - ALTA	23,04	6,11	12,66	14,74	12,99	17,03	16,61	16,57	14,74	78
DESPENSA - MEDIA BAJA	20,15	5,41	10,77	11,50	10,64	11,96	11,54	11,50	11,50	31
DESPENSA -BAJA	19,97	5,34	10,57	11,13	10,40	11,83	11,16	11,13	11,13	71
DOÑA MARÍA - ALTA	25,24	6,76	14,40	17,45	14,91	19,82	19,14	19,12	17,45	72
DOÑA MARÍA - MEDIA BAJA (LA VERDE)	12,43	3,09	5,95	6,08	5,67	5,97	5,51	5,52	6,08	20
INDIO MEDIA	22,18	5,84	12,13	13,89	12,39	16,19	15,29	15,26	13,89	94
ISABELA - ALTA	22,95	6,05	12,59	14,67	12,98	17,38	16,78	16,70	14,67	79
ISABELA - MEDIA	15,07	4,03	7,51	7,62	7,27	8,43	7,86	7,74	7,62	37
ISABELA - BAJA	16,95	4,39	8,55	8,87	8,36	9,37	9,08	9,01	8,87	30
JACINTA - MEDIA ALTA (Cootras)	19,72	5,25	10,52	10,87	10,35	12,25	10,98	10,87	10,87	10
JACINTA - MEDIA-BAJA (parque lin)	10,50	2,62	4,77	4,77	4,77	5,08	5,08	5,01	4,77	35
JACINTA - BAJA	13,71	3,34	6,20	6,20	6,20	6,58	6,58	6,46	6,20	5
LARGA (EL SALADO) - ALTA	24,53	6,80	14,39	17,26	14,61	17,68	17,11	16,94	17,26	66

Sitio	CALIDAD (V8) *	CALIDAD (V7) *	CALIDAD (V4) *	CALIDAD (V3) *	CALIDAD (V2) *	CALIDAD (V1) SIMPLIF 3 *	CALIDAD (V1) SIMPLIF 2 *	CALIDAD (V1) SIMPLIF *	CALIDAD (V1)*	BMWP/COL (Rotlan, 2003)
LARGA (EL SALADO) - MEDIA	24,95	6,68	14,27	17,45	14,86	19,64	19,23	19,13	17,45	103
LARGA (EL SALADO) - BAJA	22,03	6,02	12,05	13,46	11,94	14,28	14,15	14,11	13,46	57
LIMONA - ALTA 1	25,78	6,97	15,02	18,32	15,53	19,83	18,96	18,93	18,32	61
LIMONA - ALTA 2	24,70	6,65	14,52	17,90	15,20	19,25	18,49	18,34	17,90	84
LIMONA - MEDIA ALTA	19,78	5,30	10,54	11,01	10,31	11,82	10,86	10,78	11,01	26
LIMONA - MEDIA BAJA	19,51	5,17	10,26	10,49	10,05	11,91	10,57	10,49	10,49	35
LIMONA - MEDIA BAJA2	19,88	5,28	10,55	10,89	10,36	12,14	10,92	10,89	10,89	43
LIMONA - MEDIA BAJA3	15,56	3,78	6,95	6,95	6,95	7,17	7,10	7,02	6,95	7
LIMONA - BAJA	16,58	4,12	7,73	7,85	7,72	8,13	7,92	7,87	7,85	20
MACANA - ALTA	23,40	6,11	12,96	15,58	13,59	19,14	18,43	18,28	15,58	56
MACANA - MEDIA	18,96	5,11	10,27	10,56	9,97	12,15	10,85	10,72	10,56	71
MACANA - BAJA	19,65	5,29	10,68	11,04	10,39	12,56	11,28	11,19	11,04	72
MANGUALA - ALTA	25,82	7,01	15,19	18,65	15,72	19,79	19,05	19,01	18,65	99
MANGUALA - MEDIA ALTA	24,30	6,35	13,60	16,39	14,27	19,52	18,72	18,69	16,39	116
MANGUALA - MEDIA BAJA	18,27	4,83	9,28	9,51	9,05	10,45	9,67	9,51	9,51	10
MANGUALA - MEDIA BAJA2 (CHISPERO)	8,14	1,99	3,68	3,68	3,68	3,87	3,87	3,84	3,68	8
MANGUALA - MEDIA BAJA3 (COMPARTIR)	14,12	3,47	6,26	6,26	6,26	6,41	6,41	6,33	6,26	14

Sitio	CALIDAD (V8) *	CALIDAD (V7) *	CALIDAD (V4) *	CALIDAD (V3) *	CALIDAD (V2) *	CALIDAD (V1) SIMPLIF 3 *	CALIDAD (V1) SIMPLIF 2 *	CALIDAD (V1) SIMPLIF *	CALIDAD (V1)*	BWP/COL (Rotlan, 2003)
MANGUALA -BAJA	15,38	3,72	6,85	6,85	6,85	7,00	7,00	6,96	6,85	10
POPALA - ALTA	24,28	6,35	13,40	16,06	14,00	19,59	19,00	18,97	16,06	79
POPALA - MEDIA	9,26	2,01	4,10	4,10	4,02	4,13	4,13	4,00	4,10	12
POPALA - BAJA	16,69	4,32	7,95	8,17	7,66	8,26	8,42	8,36	8,17	22
SORBETAN A -ALTA	23,21	6,27	12,84	14,69	12,93	16,66	15,93	15,89	14,69	63
SORBETAN A - MEDIA	20,99	5,78	11,34	11,84	10,88	12,91	11,92	11,87	11,84	61
SORBETAN A -BAJA	23,54	6,37	13,03	15,15	13,17	17,14	16,87	16,83	15,15	57
ZORRITA - MEDIA	22,95	5,91	12,69	15,05	13,32	18,47	17,57	17,54	15,05	104
ZORRITA - BAJA	21,85	5,62	11,86	13,27	12,20	16,70	15,13	15,11	13,27	88
ZULIA - ALTA POS NUEVA BOC	24,98	6,73	14,59	17,96	15,22	19,49	18,89	18,81	17,96	78
ZULIA - MEDIA ALTA	19,01	5,14	9,77	10,44	9,51	10,42	10,57	10,46	10,44	6
ZULIA - MEDIA BAJA 1	16,85	4,45	9,33	9,73	9,06	10,90	9,69	9,66	9,73	89
ZULIA -BAJA	20,38	5,51	10,98	11,52	10,72	12,52	11,60	11,54	11,52	17
R del modelo	0,683	0,671	0,708	0,724	0,721	0,754	0,747	0,748	0,724	
R² del modelo	0,166	0,451	0,501	0,524	0,52	0,568	0,557	0,56	0,524	

* V1, V2..V8 corresponde a distintas versiones del modelo empírico

Modelos empíricos:

V1: $ICA = 3*QiCT+4*QiCF+3*QiDBO+2*QiDQO+2*QiOD+2*QiSatOD+QiT+QiCE+2*QiSST$

V1 Simplif: $ICA = 7*QiCF+3*QiDBO+2*QiDQO+2*QiOD+2*QiSatOD+QiCE+3*QiSST$

V1 Simplif 2: $ICA = 7*QiCF+3*QiDBO+2*QiDQO+4*QiOD+QiCE+3*QiSST$

V1 Simplif 3: $ICA = 7*QiCF+5*QiDBO+4*QiOD+QiCE+3*QiSST$

V2: $ICA = 2*QiCT+3*QiCF+3*QiDBO+1*QiDQO+2*QiOD+2*QiSatOD+1*QiT+0,5*QiCE+2*QiSST$

V3: $ICA = 3*QiCT+4*QiCF+3*QiDBO+2*QiDQO+2*QiOD+2*QiSatOD+QiT+QiCE+2*QiSST$

V4: $ICA = 2*QiCT+2*QiCF+3*QiDBO+1*QiDQO+2*QiOD+2*QiSatOD+QiT+QiCE+2*QiSST$

A1.1. RESULTADOS DE LA CORRELACIÓN ENTRE RANGOS DE CALIDAD Y BMWP/COL (MODELO EMPÍRICO)

Resumen

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coefficiente de correlación múltiple	0,76084431
Coefficiente de determinación R ²	0,57888406
R ² ajustado	0,57162345
Error típico	0,67057764
Observaciones	60

ANÁLISIS DE VARIANZA

	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>
Regresión	1	35,85221974	35,85221974	79,7292929	1,7361E-12
Residuos	58	26,08111359	0,449674372		
Total	59	61,93333333			

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Intercepción	0,92077677	0,210427357	4,37574647	5,1093E-05	0,49956065	1,34199289	0,49956065	1,34199289
Variable X 1	0,60800825	0,068092694	8,9291261	1,7361E-12	0,47170591	0,74431058	0,47170591	0,74431058

A1.2. RESULTADOS DE LA CORRELACIÓN ENTRE VALORES DE CALIDAD Y BMWP/COL (MODELO EMPÍRICO)

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coefficiente de correlación múltiple	0,7236869
Coefficiente de determinación R ²	0,52372274
R ² ajustado	0,51551106
Error típico	2,82441764
Observaciones	60

ANÁLISIS DE VARIANZA

	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>
--	---------------------------	--------------------------	----------------------------------	----------	---------------------------

Regresión	1	508,776919	508,776919	63,7778054	6,4622E-11
Residuos	58	462,68543	7,977334994		
Total	59	971,462349			

	<i>Coefficie ntes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadísti co t</i>	<i>Probabili dad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Intercep ción	7,17194 955	0,69026 96	10,39007 019	7,3743E -15	5,79022 483	8,553674 27	5,790224 83	8,5536742 7
Variable X 1	0,09575 199	0,01198 983	7,986100 764	6,4622E -11	0,07175 174	0,119752 24	0,071751 74	0,1197522 4

ANEXO 2. CÁLCULOS ESTADÍSTICOS DE DIFERENTES MODELOS

A2.1. PROCEDIMIENTO DE AJUSTE MÍNIMO CUADRADOS ORDINARIOS SIN CONSTANTE DE MODELO

Regresión Múltiple - BMWP/Col

Variable dependiente: BMWP/Col

Variables independientes:

Qi CT

Qi CF

Qi DBO

Qi DQO

Qi OD

Qi T

Qi Sat_OD

Qi CE

Qi SST

		<i>Error</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Estándar</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Qi CT	-5,23	15,0	-0,348	0,7290
Qi CF	39,1	10,9	3,59	0,0008
Qi DBO	36,5	13,8	2,65	0,0108
Qi DQO	-4,67	19,9	-0,235	0,8152
Qi OD	-174,	130,	-1,34	0,1870
Qi T	-67,2	46,5	-1,45	0,1542
Qi Sat_OD	211,	134,	1,57	0,1221
Qi CE	6,24	16,6	0,376	0,7083
Qi SST	44,1	38,3	1,15	0,2561

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma</i>	<i>de</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
	<i>Cuadrados</i>			<i>Medio</i>		
Modelo	1,78E5		9	1,98E4	48,84	0,0000
Residuo	2,03E4		50	405,		
Total	1,98E5		59			

R-cuadrada = 89,8 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,2 por ciento

Error estándar del est. = 20,1

Error absoluto medio = 15,4

Estadístico Durbin-Watson = 2,02

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,0457

La salida muestra los resultados de ajustar un modelo de regresión lineal múltiple para describir la relación entre BMWP/Col y 9 variables independientes. La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{BMWP/Col} = -5,23 \cdot Q_i \text{ CT} + 39,1 \cdot Q_i \text{ CF} + 36,5 \cdot Q_i \text{ DBO} - 4,67 \cdot Q_i \text{ DQO} - 174 \cdot Q_i \text{ OD} - 67,2 \cdot Q_i \text{ T} + 211 \cdot Q_i \text{ Sat_OD} + 6,24 \cdot Q_i \text{ CE} + 44,1 \cdot Q_i \text{ SST}$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo así ajustado explica 89,8% de la variabilidad en BMWP/Col. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 88,2%.

ANOVA adicional para Variables en el Orden Ajustado

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Qi CT	6,4E4	1	6,4E4	157,85	0,0000
Qi CF	7,14E4	1	7,14E4	176,11	0,0000
Qi DBO	3,92E4	1	3,92E4	96,81	0,0000
Qi DQO	0,00381	1	0,00381	0,00	0,9976
Qi OD	1,73E3	1	1,73E3	4,26	0,0442
Qi T	440,	1	440,	1,09	0,3023
Qi Sat_OD	803,	1	803,	1,98	0,1655
Qi CE	70,3	1	70,3	0,17	0,6789
Qi SST	535,	1	535,	1,32	0,2561
Modelo	1,78E5	9			

Intervalos de confianza del 95,0% para las estimaciones de los coeficientes

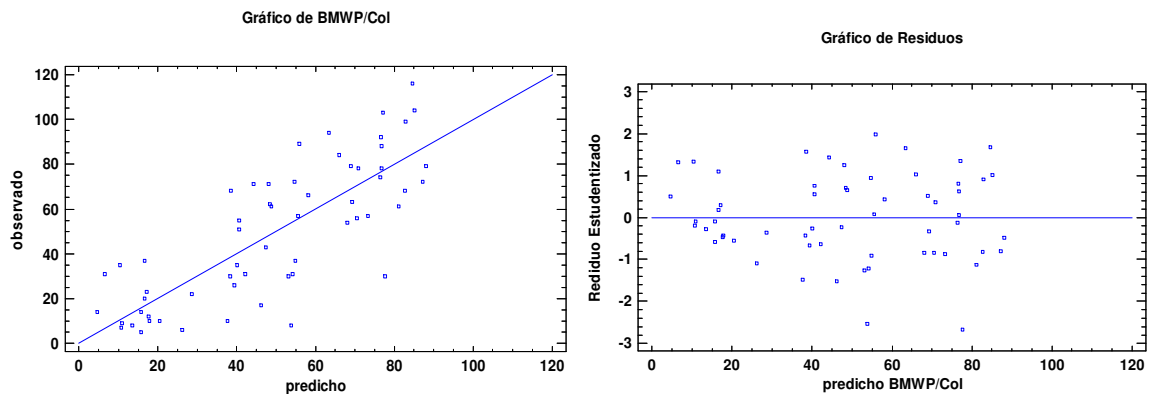
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Error Estándar</i>	<i>Límite Inferior</i>	<i>Límite Superior</i>
Qi CT	-5,23	15,0	-35,4	24,9
Qi CF	39,1	10,9	17,2	60,9
Qi DBO	36,5	13,8	8,83	64,2
Qi DQO	-4,67	19,9	-44,6	35,3
Qi OD	-174,	130,	-435,	87,1

Qi T	-67,2	46,5	-161,	26,1
Qi Sat_OD	211,	134,	-58,5	480,
Qi CE	6,24	16,6	-27,0	39,5
Qi SST	44,1	38,3	-33,0	121,

Matriz de Correlación para las estimaciones de los coeficientes

	Qi CT	Qi CF	Qi DBO	Qi DQO	Qi OD	Qi T	Qi Sat_OD	Qi CE	Qi SST
Qi CT	1,0000	-0,5575	0,1177	0,0178	-0,2524	-0,1410	0,2694	-0,1662	0,1176
Qi CF	-0,5575	1,0000	0,0113	-0,2795	0,2365	0,0109	-0,2319	-0,1201	-0,0129
Qi DBO	0,1177	0,0113	1,0000	-0,4165	0,1400	-0,3306	-0,1437	-0,3751	0,2863
Qi DQO	0,0178	-0,2795	-0,4165	1,0000	0,0660	-0,1422	-0,0576	-0,2608	0,1007
Qi OD	-0,2524	0,2365	0,1400	0,0660	1,0000	0,0301	-0,9903	-0,1774	-0,1237
Qi T	-0,1410	0,0109	-0,3306	-0,1422	0,0301	1,0000	-0,0713	0,0493	-0,8996
Qi Sat_OD	0,2694	-0,2319	-0,1437	-0,0576	-0,9903	-0,0713	1,0000	0,1591	0,1083
Qi CE	-0,1662	-0,1201	-0,3751	-0,2608	-0,1774	0,0493	0,1591	1,0000	-0,0347
Qi SST	0,1176	-0,0129	0,2863	0,1007	-0,1237	-0,8996	0,1083	-0,0347	1,0000

Estas correlaciones pueden usarse para detectar la presencia de multicolinealidad severa, es decir, correlación entre las variables predictoras. En este caso, hay 3 correlaciones con valores absolutos mayores que 0,5.



Gráficos observados vs predichos y residuos vs predicho

Eliminando DQO del modelo

Regresión Múltiple - BMWP/Col

Variable dependiente: BMWP/Col

Variables independientes:

Qi CT
 Qi CF
 Qi DBO
 Qi OD
 Qi T
 Qi Sat_OD
 Qi CE
 Qi SST

		<i>Error</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Estándar</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Qi CT	-5,17	14,9	-0,347	0,7297
Qi CF	38,3	10,4	3,7	0,0005
Qi DBO	35,2	12,4	2,83	0,0066
Qi OD	-172,	128,	-1,34	0,1870
Qi T	-68,8	45,6	-1,51	0,1374
Qi Sat_OD	209,	133,	1,58	0,1212
Qi CE	5,22	15,8	0,329	0,7432
Qi SST	45,0	37,8	1,19	0,2398

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	1,78E5		8	2,23E4	55,98	0,0000
Residuo	2,03E4		51	398,		
Total	1,98E5		59			

R-cuadrada = 89,8 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,4 por ciento

Error estándar del est. = 19,9

Error absoluto medio = 15,4

Estadístico Durbin-Watson = 2,04

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,0556

La salida muestra los resultados de ajustar un modelo de regresión lineal múltiple para describir la relación entre BMWP/Col y 8 variables independientes. La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{BMWP/Col} = -5,17 \cdot \text{Qi CT} + 38,3 \cdot \text{Qi CF} + 35,2 \cdot \text{Qi DBO} - 172 \cdot \text{Qi OD} - 68,8 \cdot \text{Qi T} + 209 \cdot \text{Qi Sat_OD} + 5,22 \cdot \text{Qi CE} + 45,0 \cdot \text{Qi SST}$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo así ajustado explica 89,8% de la variabilidad en BMWP/Col. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 88,4%.

ANOVA adicional para Variables en el Orden Ajustado

Fuente	Suma de Cuadrados	de Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Qi CT	6,4E4	1	6,4E4	160,83	0,0000
Qi CF	7,14E4	1	7,14E4	179,43	0,0000
Qi DBO	3,92E4	1	3,92E4	98,64	0,0000
Qi OD	1,68E3	1	1,68E3	4,23	0,0449
Qi T	466,	1	466,	1,17	0,2841
Qi Sat_OD	795,	1	795,	2,00	0,1635
Qi CE	45,9	1	45,9	0,12	0,7354
Qi SST	563,	1	563,	1,41	0,2398
Modelo	1,78E5	8			

Intervalos de confianza del 95,0% para las estimaciones de los coeficientes

Parámetro	Estimación	Error		
		Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
Qi CT	-5,17	14,9	-35,0	24,7
Qi CF	38,3	10,4	17,6	59,1
Qi DBO	35,2	12,4	10,2	60,1
Qi OD	-172,	128,	-429,	86,0
Qi T	-68,8	45,6	-160,	22,7
Qi Sat_OD	209,	133,	-57,2	475,
Qi CE	5,22	15,8	-26,6	37,0
Qi SST	45,0	37,8	-30,9	121,

Matriz de Correlación para las estimaciones de los coeficientes

	Qi CT	Qi CF	Qi DBO	Qi OD	Qi T	Qi Sat_OD	Qi CE	Qi SST
Qi CT	1,0000	-0,5755	0,1377	-0,2541	-0,1399	0,2709	-0,1674	0,1164
Qi CF	-0,5755	1,0000	-0,1204	0,2661	-0,0304	-0,2588	-0,2082	0,0160
Qi DBO	0,1377	-0,1204	1,0000	0,1846	-0,4332	-0,1847	-0,5512	0,3629
Qi OD	-0,2541	0,2661	0,1846	1,0000	0,0399	-0,9903	-0,1663	-0,1313
Qi T	-0,1399	-0,0304	-0,4332	0,0399	1,0000	-0,0804	0,0128	-0,8989
Qi Sat_OD	0,2709	-0,2588	-0,1847	-0,9903	-0,0804	1,0000	0,1495	0,1149
Qi CE	-0,1674	-0,2082	-0,5512	-0,1663	0,0128	0,1495	1,0000	-0,0088
Qi SST	0,1164	0,0160	0,3629	-0,1313	-0,8989	0,1149	-0,0088	1,0000

Gráfico de BMWP/Col

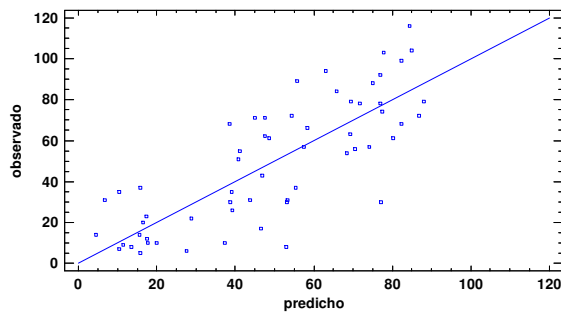
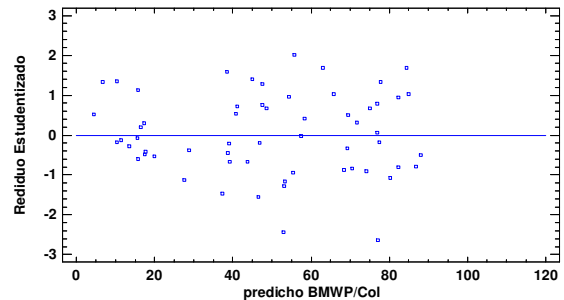


Gráfico de Residuos



Gráficos observados vs predichos y residuos vs predicho

Eliminando DQO y CT del modelo

Regresión Múltiple - BMWP/Col

Variable dependiente: BMWP/Col

Variables independientes:

- Qi CF
- Qi DBO
- Qi OD
- Qi T
- Qi Sat_OD
- Qi CE
- Qi SST

		<i>Error</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Estándar</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Qi CF	36,3	8,39	4,32	0,0001
Qi DBO	35,8	12,2	2,93	0,0050
Qi OD	-183,	123,	-1,49	0,1431
Qi T	-71,0	44,7	-1,59	0,1186
Qi Sat_OD	222,	127,	1,75	0,0860
Qi CE	4,3	15,5	0,277	0,7825
Qi SST	46,5	37,2	1,25	0,2173

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	1,78E5	7	2,54E4	65,06	0,0000

Residuo	2,03E4	52	391,		
Total	1,98E5	59			

R-cuadrada = 89,8 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,6 por ciento

Error estándar del est. = 19,8

Error absoluto medio = 15,4

Estadístico Durbin-Watson = 2,03

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,0531

La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{BMWP/Col} = 36,3 \cdot Q_i \text{ CF} + 35,8 \cdot Q_i \text{ DBO} - 183 \cdot Q_i \text{ OD} - 71,0 \cdot Q_i \text{ T} + 222 \cdot Q_i \text{ Sat_OD} + 4,3 \cdot Q_i \text{ CE} + 46,5 \cdot Q_i \text{ SST}$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo así ajustado explica 89,8% de la variabilidad en BMWP/Col. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 88,6%.

ANOVA adicional para Variables en el Orden Ajustado

Fuente	Suma de Cuadrados	de Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Qi CF	1,34E5	1	1,34E5	343,34	0,0000
Qi DBO	3,99E4	1	3,99E4	102,10	0,0000
Qi OD	1,68E3	1	1,68E3	4,29	0,0433
Qi T	552,	1	552,	1,41	0,2403
Qi Sat_OD	1,04E3	1	1,04E3	2,65	0,1096
Qi CE	27,2	1	27,2	0,07	0,7930
Qi SST	610,	1	610,	1,56	0,2173
Modelo	1,78E5	7			

Intervalos de confianza del 95,0% para las estimaciones de los coeficientes

Parámetro	Estimación	Error		
		Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
Qi CF	36,3	8,39	19,4	53,1
Qi DBO	35,8	12,2	11,3	60,2
Qi OD	-183,	123,	-430,	64,0

Qi T	-71,0	44,7	-161,	18,8
Qi Sat_OD	222,	127,	-32,5	476,
Qi CE	4,3	15,5	-26,8	35,4
Qi SST	46,5	37,2	-28,2	121,

Matriz de Correlación para las estimaciones de los coeficientes

	Qi CF	Qi DBO	Qi OD	Qi T	Qi Sat_OD	Qi CE	Qi SST
Qi CF	1,0000	-0,0509	0,1515	-0,1369	-0,1307	-0,3777	0,1022
Qi DBO	-0,0509	1,0000	0,2293	-0,4221	-0,2329	-0,5409	0,3526
Qi OD	0,1515	0,2293	1,0000	0,0046	-0,9897	-0,2190	-0,1059
Qi T	-0,1369	-0,4221	0,0046	1,0000	-0,0446	-0,0109	-0,8975
Qi Sat_OD	-0,1307	-0,2329	-0,9897	-0,0446	1,0000	0,2053	0,0872
Qi CE	-0,3777	-0,5409	-0,2190	-0,0109	0,2053	1,0000	0,0109
Qi SST	0,1022	0,3526	-0,1059	-0,8975	0,0872	0,0109	1,0000

Eliminando DQO y CE del modelo

Regresión Múltiple - BMWP/Col

Variable dependiente: BMWP/Col

Variables independientes:

Qi CT

Qi CF

Qi DBO

Qi OD

Qi T

Qi Sat_OD

Qi SST

		<i>Error</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Estándar</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Qi CT	-4,35	14,5	-0,299	0,7661
Qi CF	39,1	10,0	3,89	0,0003
Qi DBO	37,4	10,3	3,64	0,0006
Qi OD	-165,	125,	-1,31	0,1952
Qi T	-69,0	45,2	-1,53	0,1329
Qi Sat_OD	203,	130,	1,56	0,1254
Qi SST	45,1	37,5	1,2	0,2345

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	1,78E5	7	2,54E4	65,08	0,0000
Residuo	2,03E4	52	391,		
Total	1,98E5	59			

R-cuadrada = 89,8 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,6 por ciento

Error estándar del est. = 19,8

Error absoluto medio = 15,4

Estadístico Durbin-Watson = 2,02

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,0462

La ecuación del modelo ajustado es

$$BMWP/Col = -4,35*Q_i CT + 39,1*Q_i CF + 37,4*Q_i DBO - 165*Q_i OD - 69,0*Q_i T + 203*Q_i Sat_OD + 45,1*Q_i SST$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo así ajustado explica 89,8% de la variabilidad en BMWP/Col. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 88,6%.

ANOVA adicional para Variables en el Orden Ajustado

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Q _i CT	6,4E4	1	6,4E4	163,64	0,0000
Q _i CF	7,14E4	1	7,14E4	182,56	0,0000
Q _i DBO	3,92E4	1	3,92E4	100,36	0,0000
Q _i OD	1,68E3	1	1,68E3	4,30	0,0430
Q _i T	466,	1	466,	1,19	0,2799
Q _i Sat_OD	795,	1	795,	2,03	0,1598
Q _i SST	566,	1	566,	1,45	0,2345
Modelo	1,78E5	7			

Intervalos de confianza del 95,0% para las estimaciones de los coeficientes

		<i>Error</i>		
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Estándar</i>	<i>Límite Inferior</i>	<i>Límite Superior</i>
Q _i CT	-4,35	14,5	-33,5	24,8

Qi CF	39,1	10,0	18,9	59,2
Qi DBO	37,4	10,3	16,8	58,0
Qi OD	-165,	125,	-416,	87,1
Qi T	-69,0	45,2	-160,	21,7
Qi Sat_OD	203,	130,	-58,4	463,
Qi SST	45,1	37,5	-30,1	120,

Matriz de Correlación para las estimaciones de los coeficientes

	Qi CT	Qi CF	Qi DBO	Qi OD	Qi T	Qi Sat_OD	Qi SST
Qi CT	1,0000	-0,6330	0,0552	-0,2901	-0,1397	0,3036	0,1166
Qi CF	-0,6330	1,0000	-0,2882	0,2400	-0,0283	-0,2354	0,0145
Qi DBO	0,0552	-0,2882	1,0000	0,1130	-0,5108	-0,1240	0,4291
Qi OD	-0,2901	0,2400	0,1130	1,0000	0,0427	-0,9902	-0,1346
Qi T	-0,1397	-0,0283	-0,5108	0,0427	1,0000	-0,0833	-0,8989
Qi Sat_OD	0,3036	-0,2354	-0,1240	-0,9902	-0,0833	1,0000	0,1176
Qi SST	0,1166	0,0145	0,4291	-0,1346	-0,8989	0,1176	1,0000

Eliminando DQO, CT y CE del modelo

Regresión Múltiple - BMWP/Col

Variable dependiente: BMWP/Col

Variables independientes:

Qi CF

Qi DBO

Qi OD

Qi T

Qi Sat_OD

Qi SST

		<i>Error</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Estándar</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Qi CF	37,2	7,71	4,82	0,0000
Qi DBO	37,6	10,2	3,7	0,0005
Qi OD	-176,	119,	-1,47	0,1462
Qi T	-70,9	44,3	-1,6	0,1160
Qi Sat_OD	214,	123,	1,75	0,0867
Qi SST	46,4	36,9	1,26	0,2143

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	1,78E5	6	2,97E4	77,23	0,0000
Residuo	2,04E4	53	384,		
Total	1,98E5	59			

R-cuadrada = 89,7 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,8 por ciento

Error estándar del est. = 19,6

Error absoluto medio = 15,4

Estadístico Durbin-Watson = 2,02

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,0455

La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{BMWP/Col} = 37,2 \cdot \text{Qi CF} + 37,6 \cdot \text{Qi DBO} - 176 \cdot \text{Qi OD} - 70,9 \cdot \text{Qi T} + 214 \cdot \text{Qi Sat_OD} + 46,4 \cdot \text{Qi SST}$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo así ajustado explica 89,7% de la variabilidad en BMWP/Col. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 88,8%.

ANOVA adicional para Variables en el Orden Ajustado

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Qi CF	1,34E5	1	1,34E5	349,43	0,0000
Qi DBO	3,99E4	1	3,99E4	103,90	0,0000
Qi OD	1,68E3	1	1,68E3	4,36	0,0415
Qi T	552,	1	552,	1,44	0,2361
Qi Sat_OD	1,04E3	1	1,04E3	2,70	0,1065
Qi SST	607,	1	607,	1,58	0,2143
Modelo	1,78E5	6			

Intervalos de confianza del 95,0% para las estimaciones de los coeficientes

		<i>Error</i>		
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Estándar</i>	<i>Límite Inferior</i>	<i>Límite Superior</i>
Qi CF	37,2	7,71	21,7	52,6
Qi DBO	37,6	10,2	17,2	58,0

Qi OD	-176,	119,	-414,	63,2
Qi T	-70,9	44,3	-160,	18,1
Qi Sat_OD	214,	123,	-32,0	461,
Qi SST	46,4	36,9	-27,6	120,

Matriz de Correlación para las estimaciones de los coeficientes

	Qi CF	Qi DBO	Qi OD	Qi T	Qi Sat_OD	Qi SST
Qi CF	1,0000	-0,3276	0,0762	-0,1523	-0,0586	0,1148
Qi DBO	-0,3276	1,0000	0,1350	-0,5088	-0,1480	0,4263
Qi OD	0,0762	0,1350	1,0000	0,0023	-0,9893	-0,1060
Qi T	-0,1523	-0,5088	0,0023	1,0000	-0,0433	-0,8975
Qi Sat_OD	-0,0586	-0,1480	-0,9893	-0,0433	1,0000	0,0868
Qi SST	0,1148	0,4263	-0,1060	-0,8975	0,0868	1,0000

Eliminando DQO, CT, SST y CE del modelo (empeoró)

Regresión Múltiple - BMWP/Col

Variable dependiente: BMWP/Col

Variables independientes:

Qi CF

Qi DBO

Qi OD

Qi T

Qi Sat_OD

		Error	Estadístico	
Parámetro	Estimación	Estándar	T	Valor-P
Qi CF	36,0	7,7	4,68	0,0000
Qi DBO	32,1	9,25	3,48	0,0010
Qi OD	-160,	119,	-1,34	0,1853
Qi T	-20,8	19,7	-1,06	0,2941
Qi Sat_OD	201,	123,	1,63	0,1082

Análisis de Varianza

Fuente	Suma de Cuadrados	de Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Modelo	1,77E5	5	3,55E4	91,38	0,0000
Residuo	2,1E4	54	388,		
Total	1,98E5	59			

R-cuadrada = 89,4 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,6 por ciento

Error estándar del est. = 19,7

Error absoluto medio = 15,4

Estadístico Durbin-Watson = 2,0

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,0393

La ecuación del modelo ajustado es

$$BMWP/Col = 36,0 \cdot Qi\ CF + 32,1 \cdot Qi\ DBO - 160 \cdot Qi\ OD - 20,8 \cdot Qi\ T + 201 \cdot Qi\ Sat_OD$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo así ajustado explica 89,4% de la variabilidad en BMWP/Col. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 88,6%.

ANOVA adicional para Variables en el Orden Ajustado

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Qi CF	1,34E5	1	1,34E5	345,71	0,0000
Qi DBO	3,99E4	1	3,99E4	102,80	0,0000
Qi OD	1,68E3	1	1,68E3	4,32	0,0425
Qi T	552,	1	552,	1,42	0,2385
Qi Sat_OD	1,04E3	1	1,04E3	2,67	0,1082
Modelo	1,77E5	5			

Intervalos de confianza del 95,0% para las estimaciones de los coeficientes

Parámetro	Estimación	Error		
		Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
Qi CF	36,0	7,7	20,6	51,5
Qi DBO	32,1	9,25	13,6	50,7
Qi OD	-160,	119,	-398,	78,9
Qi T	-20,8	19,7	-60,2	18,6
Qi Sat_OD	201,	123,	-45,7	448,

Matriz de Correlación para las estimaciones de los coeficientes

	Qi CF	Qi DBO	Qi OD	Qi T	Qi Sat_OD
Qi CF	1,0000	-0,4190	0,0894	-0,1125	-0,0693
Qi DBO	-0,4190	1,0000	0,2003	-0,3165	-0,2053
Qi OD	0,0894	0,2003	1,0000	-0,2119	-0,9894
Qi T	-0,1125	-0,3165	-0,2119	1,0000	0,0789
Qi Sat_OD	-0,0693	-0,2053	-0,9894	0,0789	1,0000

Eliminando DQO, CT, OD y CE del modelo

Regresión Múltiple - BMWP/Col

Variable dependiente: BMWP/Col

Variables independientes:

Qi CF

Qi DBO

Qi T

Qi SST

Qi Sat_OD

		<i>Error</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Estándar</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Qi CF	38,0	7,77	4,9	0,0000
Qi DBO	39,6	10,2	3,89	0,0003
Qi T	-70,7	44,8	-1,58	0,1205
Qi SST	40,6	37,1	1,1	0,2784
Qi Sat_OD	35,2	18,1	1,94	0,0571

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	1,77E5	5	3,55E4	90,28	0,0000
Residuo	2,12E4	54	393,		
Total	1,98E5	59			

R-cuadrada = 89,3 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,5 por ciento

Error estándar del est. = 19,8

Error absoluto medio = 15,3

Estadístico Durbin-Watson = 1,98

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,0328

La salida muestra los resultados de ajustar un modelo de regresión lineal múltiple para describir la relación entre BMWP/Col y 5 variables independientes. La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{BMWP/Col} = 38,0 \cdot \text{Qi CF} + 39,6 \cdot \text{Qi DBO} - 70,7 \cdot \text{Qi T} + 40,6 \cdot \text{Qi SST} + 35,2 \cdot \text{Qi Sat_OD}$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo así ajustado explica 89,3% de la variabilidad en BMWP/Col. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 88,5%.

ANOVA adicional para Variables en el Orden Ajustado

Fuente	Suma de Cuadrados	de Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Qi CF	1,34E5	1	1,34E5	341,99	0,0000
Qi DBO	3,99E4	1	3,99E4	101,69	0,0000
Qi T	840,	1	840,	2,14	0,1495
Qi SST	714,	1	714,	1,82	0,1833
Qi Sat_OD	1,48E3	1	1,48E3	3,78	0,0571
Modelo	1,77E5	5			

Intervalos de confianza del 95,0% para las estimaciones de los coeficientes

Parámetro	Estimación	Error		
		Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
Qi CF	38,0	7,77	22,5	53,6
Qi DBO	39,6	10,2	19,2	60,0
Qi T	-70,7	44,8	-161,	19,2
Qi SST	40,6	37,1	-33,7	115,
Qi Sat_OD	35,2	18,1	-1,1	71,5

Matriz de Correlación para las estimaciones de los coeficientes

	Qi CF	Qi DBO	Qi T	Qi SST	Qi Sat_OD
Qi CF	1,0000	-0,3420	-0,1529	0,1240	0,1153
Qi DBO	-0,3420	1,0000	-0,5138	0,4472	-0,0999
Qi T	-0,1529	-0,5138	1,0000	-0,9024	-0,2817
Qi SST	0,1240	0,4472	-0,9024	1,0000	-0,1247

Qi Sat_OD	0,1153	-0,0999	-0,2817	-0,1247	1,0000
-----------	--------	---------	---------	---------	--------

Eliminando DQO, CT, OD, SST y CE del modelo (empeoró)

Regresión Múltiple - BMWP/Col

Variable dependiente: BMWP/Col

Variables independientes:

Qi CF

Qi DBO

Qi T

Qi Sat_OD

		<i>Error</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Estándar</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Qi CF	37,0	7,72	4,79	0,0000
Qi DBO	34,6	9,13	3,79	0,0004
Qi T	-26,4	19,4	-1,37	0,1778
Qi Sat_OD	37,6	18,0	2,09	0,0409

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma</i> <i>Cuadrados</i>	<i>de</i> <i>Gl</i>	<i>Cuadrado</i> <i>Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	1,77E5	4	4,42E4	112,15	0,0000
Residuo	2,17E4	55	394,		
Total	1,98E5	59			

R-cuadrada = 89,1 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,5 por ciento

Error estándar del est. = 19,9

Error absoluto medio = 15,4

Estadístico Durbin-Watson = 2,01

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,0457

La salida muestra los resultados de ajustar un modelo de regresión lineal múltiple para describir la relación entre BMWP/Col y 4 variables independientes. La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{BMWP/Col} = 37,0 \cdot \text{Qi CF} + 34,6 \cdot \text{Qi DBO} - 26,4 \cdot \text{Qi T} + 37,6 \cdot \text{Qi Sat_OD}$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo así ajustado explica 89,1% de la variabilidad en BMWP/Col. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 88,5%.

ANOVA adicional para Variables en el Orden Ajustado

Fuente	Suma de Cuadrados	de Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Qi CF	1,34E5	1	1,34E5	340,75	0,0000
Qi DBO	3,99E4	1	3,99E4	101,33	0,0000
Qi T	840,	1	840,	2,13	0,1501
Qi Sat_OD	1,73E3	1	1,73E3	4,38	0,0409
Modelo	1,77E5	4			

Intervalos de confianza del 95,0% para las estimaciones de los coeficientes

Parámetro	Estimación	Error		
		Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
Qi CF	37,0	7,72	21,5	52,4
Qi DBO	34,6	9,13	16,3	52,9
Qi T	-26,4	19,4	-65,2	12,4
Qi Sat_OD	37,6	18,0	1,61	73,7

Matriz de Correlación para las estimaciones de los coeficientes

	Qi CF	Qi DBO	Qi T	Qi Sat_OD
Qi CF	1,0000	-0,4478	-0,0961	0,1328
Qi DBO	-0,4478	1,0000	-0,2862	-0,0497
Qi T	-0,0961	-0,2862	1,0000	-0,9220
Qi Sat_OD	0,1328	-0,0497	-0,9220	1,0000

Eliminando DQO, CT, OD, T y CE del modelo

Regresión Múltiple - BMWP/Col

Variable dependiente: BMWP/Col

Variables independientes:

Qi CF

Qi DBO

Qi Sat_OD

Qi SST

		<i>Error</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Estándar</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Qi CF	36,2	7,78	4,65	0,0000
Qi DBO	31,4	8,86	3,54	0,0008
Qi Sat_OD	27,1	17,6	1,54	0,1287
Qi SST	-12,2	16,2	-0,752	0,4552

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	1,76E5	4	4,41E4	109,27	0,0000
Residuo	2,22E4	55	403,		
Total	1,98E5	59			

R-cuadrada = 88,8 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,2 por ciento

Error estándar del est. = 20,1

Error absoluto medio = 15,3

Estadístico Durbin-Watson = 2,04

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,0598

La ecuación del modelo ajustado es

$$BMWP/Col = 36,2 * Qi CF + 31,4 * Qi DBO + 27,1 * Qi Sat_OD - 12,2 * Qi SST$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo así ajustado explica 88,8% de la variabilidad en BMWP/Col. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 88,2%.

Eliminando DQO, CT, OD, T, SST y CE del modelo

Regresión Múltiple - BMWP/Col

Variable dependiente: BMWP/Col

Variables independientes:

Qi CF

Qi DBO

Qi Sat_OD

		<i>Error</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Estándar</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Qi CF	36,0	7,74	4,64	0,0000
Qi DBO	31,1	8,81	3,53	0,0009
Qi Sat_OD	15,0	7,02	2,14	0,0367

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	1,76E5	3	5,87E4	146,65	0,0000
Residuo	2,24E4	56	400,		
Total	1,98E5	59			

R-cuadrada = 88,7 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,3 por ciento

Error estándar del est. = 20,0

Error absoluto medio = 15,0

Estadístico Durbin-Watson = 2,05

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,0681

La ecuación del modelo ajustado es

$$BMWP/Col = 36,0 * Qi CF + 31,1 * Qi DBO + 15,0 * Qi Sat_OD$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo así ajustado explica 88,7% de la variabilidad en BMWP/Col. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 88,3%.

ANOVA adicional para Variables en el Orden Ajustado

Fuente	Suma de Cuadrados	de Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Qi CF	1,34E5	1	1,34E5	335,58	0,0000
Qi DBO	3,99E4	1	3,99E4	99,79	0,0000
Qi Sat_OD	1,83E3	1	1,83E3	4,58	0,0367
Modelo	1,76E5	3			

Intervalos de confianza del 95,0% para las estimaciones de los coeficientes

Parámetro	Estimación	Error		
		Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
Qi CF	36,0	7,74	20,4	51,5
Qi DBO	31,1	8,81	13,4	48,7
Qi Sat_OD	15,0	7,02	0,958	29,1

Matriz de Correlación para las estimaciones de los coeficientes

	Qi CF	Qi DBO	Qi Sat_OD
Qi CF	1,0000	-0,4983	0,1148
Qi DBO	-0,4983	1,0000	-0,8455
Qi Sat_OD	0,1148	-0,8455	1,0000

Gráfico de BMWP/Col

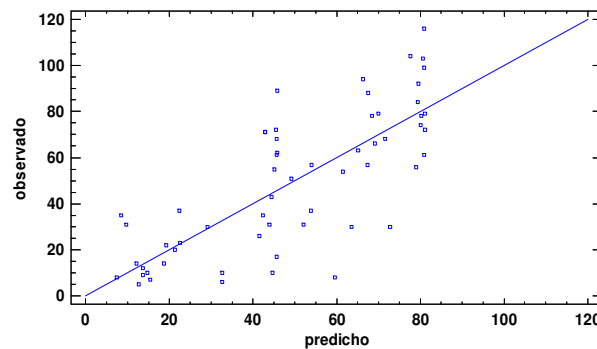


Gráfico de Residuos

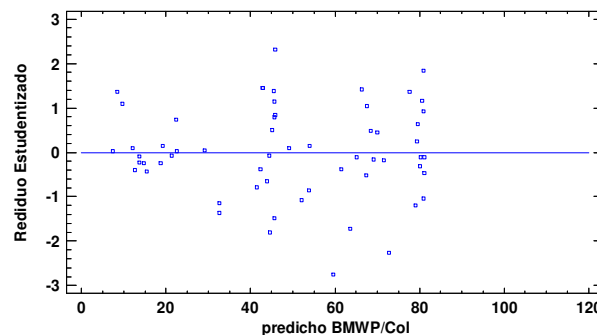


Gráfico observados y residuos vs predichos

A2.2. PROCEDIMIENTO DE AJUSTE SELECCIÓN PASO A PASO HACIA ATRÁS SIN CONSTANTE

Regresión Múltiple - BMWP/Col

Variable dependiente: BMWP/Col

Variables independientes:

Qi CT

Qi CF

Qi DBO

Qi DQO

Qi OD

Qi T

Qi Sat_OD

Qi CE

Qi SST

		<i>Error</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Estándar</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Qi CF	36,0	7,74	4,64	0,0000
Qi DBO	31,1	8,81	3,53	0,0009
Qi Sat_OD	15,0	7,02	2,14	0,0367

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	1,76E5	3	5,87E4	146,65	0,0000
Residuo	2,24E4	56	400,		
Total	1,98E5	59			

R-cuadrada = 88,7 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,3 por ciento

Error estándar del est. = 20,0

Error absoluto medio = 15,0

Estadístico Durbin-Watson = 2,05

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,0681

Regresión por Pasos

Método: Selección Hacia Atrás

Alpha a introducir: 0,05

Alpha a cambiar: 0,05

Paso 0:

9 variable(s) en el modelo. 50 g.l. para el error.

R-cuadrado = 89,79% R-cuadrado ajustado = 87,95% CME = 405,

Paso 1:

Cambiando variable Qi DQO con Alpha a cambiar =0,815

8 variable(s) en el modelo. 51 g.l. para el error.

R-cuadrado = 89,78% R-cuadrado ajustado = 88,17% CME = 398,

Paso 2:

Cambiando variable Qi CE con Alpha a cambiar =0,743

7 variable(s) en el modelo. 52 g.l. para el error.

R-cuadrado = 89,75% R-cuadrado ajustado = 88,38% CME = 391,

Paso 3:

Cambiando variable Qi CT con Alpha a cambiar =0,766

6 variable(s) en el modelo. 53 g.l. para el error.

R-cuadrado = 89,74% R-cuadrado ajustado = 88,57% CME = 384,

Paso 4:

Cambiando variable Qi SST con Alpha a cambiar =0,214

5 variable(s) en el modelo. 54 g.l. para el error.

R-cuadrado = 89,43% R-cuadrado ajustado = 88,45% CME = 388,

Paso 5:

Cambiando variable Qi T con Alpha a cambiar =0,294

4 variable(s) en el modelo. 55 g.l. para el error.

R-cuadrado = 89,21% R-cuadrado ajustado = 88,43% CME = 389,

Paso 6:

Cambiando variable Qi OD con Alpha a cambiar =0,115

3 variable(s) en el modelo. 56 g.l. para el error.

R-cuadrado = 88,71% R-cuadrado ajustado = 88,10% CME = 400,

La salida muestra los resultados de ajustar un modelo de regresión lineal múltiple para describir la relación entre BMWP/Col y 9 variables independientes. La ecuación del modelo ajustado es

Modelo Final seleccionado.

$$\text{BMWP/Col} = 36,0 \cdot \text{Qi CF} + 31,1 \cdot \text{Qi DBO} + 15,0 \cdot \text{Qi Sat_OD}$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo así ajustado explica 88,7% de la variabilidad en BMWP/Col. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 88,3%.

ANOVA adicional para Variables en el Orden Ajustado

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Qi CF	1,34E5	1	1,34E5	335,58	0,0000
Qi DBO	3,99E4	1	3,99E4	99,79	0,0000
Qi Sat_OD	1,83E3	1	1,83E3	4,58	0,0367
Modelo	1,76E5	3			

Intervalos de confianza del 95,0% para las estimaciones de los coeficientes

Parámetro	Estimación	Error		
		Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
Qi CF	36,0	7,74	20,4	51,5
Qi DBO	31,1	8,81	13,4	48,7
Qi Sat_OD	15,0	7,02	0,958	29,1

Matriz de Correlación para las estimaciones de los coeficientes

	Qi CF	Qi DBO	Qi Sat_OD
Qi CF	1,0000	-0,4983	0,1148
Qi DBO	-0,4983	1,0000	-0,8455
Qi Sat_OD	0,1148	-0,8455	1,0000

Gráfico de BMWP/Col

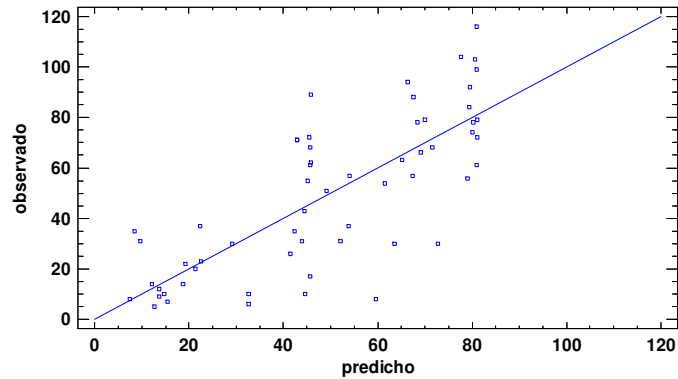


Gráfico de Residuos

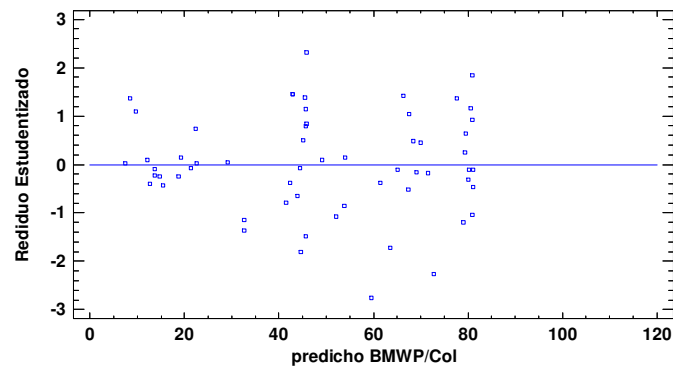


Gráfico de observados y residuos vs predichos

A2.3. SELECCIÓN MODELO DE REGRESIÓN (10 variables)

Selección del Modelo de Regresión - BMWP/Col

Variable dependiente: BMWP/Col

Variables independientes:

A=Qi CT

B=Qi CF

C=Qi DBO

D=Qi DQO

E=Qi OD

F=Qi T

G=Qi Sat_OD

$H=Q_i$ CE

$I=Q_i$ SST

Número de casos completos: 59

Número de modelos ajustados: 512

Resultados de los Modelos

ID	CME	R- Cuadrada	R- Cuadrada Ajustada	Cp	Variables Incluidas
1	942,	0,0	0,0	81,7	
2	818,	14,6	13,1	63,5	A
3	506,	47,2	46,3	18,2	B
4	541,	43,5	42,5	23,4	C
5	593,	38,1	37,0	30,9	D
6	864,	9,89	8,3	70,0	E
7	857,	10,6	9,07	69,0	F
8	831,	13,3	11,8	65,2	G
9	635,	33,7	32,6	36,9	H
10	933,	2,66	0,956	80,0	I
11	504,	48,3	46,5	18,7	AB
12	520,	46,7	44,8	21,0	AC
13	588,	39,8	37,6	30,6	AD
14	765,	21,6	18,8	55,8	AE
15	784,	19,7	16,8	58,4	AF
16	730,	25,2	22,5	50,8	AG
17	633,	35,1	32,8	37,1	AH
18	823,	15,7	12,7	64,0	AI
19	397,	59,3	57,9	3,42	BC
20	465,	52,3	50,6	13,1	BD
21	498,	49,0	47,2	17,8	BE
22	511,	47,6	45,8	19,6	BF
23	486,	50,2	48,4	16,1	BG
24	472,	51,6	49,9	14,1	BH
25	515,	47,3	45,4	20,2	BI
26	531,	45,6	43,7	22,5	CD
27	544,	44,3	42,3	24,3	CE
28	539,	44,7	42,7	23,7	CF
29	550,	43,6	41,6	25,2	CG
30	534,	45,3	43,3	23,0	CH
31	542,	44,4	42,4	24,1	CI
32	604,	38,1	35,9	32,8	DE
33	603,	38,2	36,0	32,7	DF

ID	CME	R- Cuadrada	R- Cuadrada Ajustada	Cp	Variables Incluidas
34	600,	38,6	36,4	32,2	DG
35	573,	41,3	39,2	28,5	DH
36	601,	38,4	36,2	32,4	DI
37	843,	13,6	10,5	66,8	EF
38	801,	17,9	14,9	60,9	EG
39	642,	34,2	31,8	38,3	EH
40	873,	10,5	7,3	71,2	EI
41	820,	16,0	13,0	63,5	FG
42	644,	34,0	31,6	38,6	FH
43	807,	17,3	14,3	61,8	FI
44	630,	35,4	33,1	36,6	GH
45	842,	13,7	10,7	66,7	GI
46	646,	33,7	31,4	38,9	HI
47	396,	60,1	57,9	4,35	ABC
48	463,	53,4	50,8	13,7	ABD
49	497,	49,9	47,2	18,5	ABE
50	509,	48,8	46,0	20,0	ABF
51	488,	50,9	48,2	17,1	ABG
52	463,	53,4	50,9	13,7	ABH
53	513,	48,3	45,5	20,7	ABI
54	521,	47,6	44,7	21,7	ACD
55	524,	47,2	44,4	22,2	ACE
56	513,	48,4	45,6	20,6	ACF
57	530,	46,7	43,8	23,0	ACG
58	525,	47,1	44,3	22,3	ACH
59	519,	47,7	44,9	21,5	ACI
60	598,	39,9	36,6	32,4	ADE
61	597,	40,0	36,7	32,3	ADF
62	591,	40,5	37,3	31,5	ADG
63	576,	42,0	38,8	29,5	ADH
64	595,	40,1	36,8	32,1	ADI
65	767,	22,8	18,6	56,2	AEF
66	670,	32,6	28,9	42,6	AEG
67	639,	35,7	32,2	38,2	AEH
68	778,	21,7	17,4	57,7	AEI
69	738,	25,7	21,7	52,1	AFG
70	643,	35,2	31,7	38,8	AFH
71	758,	23,8	19,6	54,8	AFI
72	624,	37,2	33,7	36,2	AGH
73	743,	25,2	21,1	52,7	AGI
74	645,	35,1	31,6	39,0	AHI
75	403,	59,4	57,2	5,26	BCD
76	400,	59,8	57,6	4,84	BCE

<i>ID</i>	<i>CME</i>	<i>R- Cuadrada</i>	<i>R- Cuadrada Ajustada</i>	<i>Cp</i>	<i>Variables Incluidas</i>
77	383,	61,4	59,3	2,51	BCF
78	404,	59,4	57,2	5,36	BCG
79	404,	59,4	57,1	5,39	BCH
80	393,	60,5	58,3	3,87	BCI
81	472,	52,5	49,9	14,9	BDE
82	472,	52,5	49,9	14,9	BDF
83	466,	53,0	50,5	14,1	BDG
84	465,	53,2	50,7	13,9	BDH
85	471,	52,6	50,0	14,7	BDI
86	507,	49,0	46,2	19,7	BEF
87	466,	53,1	50,5	14,1	BEG
88	477,	52,0	49,4	15,6	BEH
89	506,	49,1	46,3	19,7	BEI
90	494,	50,2	47,5	18,1	BFG
91	481,	51,6	49,0	16,1	BFH
92	511,	48,6	45,8	20,3	BFI
93	469,	52,8	50,2	14,5	BGH
94	494,	50,3	47,6	18,0	BGI
95	480,	51,7	49,1	16,0	BHI
96	532,	46,4	43,5	23,3	CDE
97	522,	47,4	44,5	22,0	CDF
98	539,	45,8	42,8	24,2	CDG
99	533,	46,3	43,4	23,5	CDH
100	529,	46,8	43,9	22,9	CDI
101	545,	45,1	42,1	25,1	CEF
102	515,	48,1	45,3	20,9	CEG
103	536,	46,0	43,1	23,9	CEH
104	546,	45,0	42,0	25,3	CEI
105	549,	44,7	41,7	25,7	CFG
106	531,	46,6	43,7	23,1	CFH
107	549,	44,7	41,7	25,7	CFI
108	543,	45,3	42,4	24,8	CGH
109	551,	44,5	41,5	26,0	CGI
110	535,	46,2	43,2	23,7	CHI
111	613,	38,3	35,0	34,6	DEF
112	569,	42,7	39,6	28,5	DEG
113	583,	41,3	38,1	30,5	DEH
114	611,	38,5	35,1	34,3	DEI
115	607,	38,9	35,6	33,7	DFG
116	580,	41,6	38,4	30,0	DFH
117	611,	38,5	35,2	34,3	DFI
118	581,	41,5	38,4	30,1	DGH
119	606,	39,0	35,7	33,6	DGI

ID	CME	R- Cuadrada	R- Cuadrada Ajustada	Cp	Variables Incluidas
120	579,	41,7	38,5	29,9	DHI
121	784,	21,0	16,7	58,5	EFG
122	653,	34,2	30,6	40,2	EFH
123	816,	17,8	13,4	63,0	EFI
124	570,	42,6	39,5	28,6	EGH
125	811,	18,4	14,0	62,2	EGI
126	654,	34,2	30,6	40,3	EHI
127	642,	35,4	31,9	38,6	FGH
128	803,	19,2	14,8	61,1	FGI
129	645,	35,1	31,5	39,1	FHI
130	641,	35,5	32,0	38,5	GHI
131	403,	60,2	57,2	6,23	ABCD
132	399,	60,6	57,6	5,71	ABCE
133	384,	62,0	59,2	3,7	ABCF
134	403,	60,2	57,2	6,22	ABCG
135	404,	60,1	57,2	6,35	ABCH
136	393,	61,2	58,3	4,89	ABCI
137	470,	53,5	50,1	15,5	ABDE
138	470,	53,5	50,1	15,5	ABDF
139	466,	53,9	50,5	15,0	ABDG
140	459,	54,7	51,3	13,9	ABDH
141	469,	53,7	50,2	15,3	ABDI
142	506,	49,9	46,2	20,4	ABEF
143	473,	53,2	49,8	15,9	ABEG
144	469,	53,6	50,2	15,4	ABEH
145	506,	50,0	46,3	20,4	ABEI
146	497,	50,9	47,3	19,1	ABFG
147	471,	53,4	50,0	15,6	ABFH
148	508,	49,8	46,1	20,6	ABFI
149	464,	54,2	50,8	14,6	ABGH
150	496,	51,0	47,4	19,0	ABGI
151	470,	53,5	50,1	15,5	ABHI
152	524,	48,2	44,4	22,8	ACDE
153	509,	49,7	46,0	20,8	ACDF
154	530,	47,6	43,8	23,6	ACDG
155	529,	47,8	43,9	23,5	ACDH
156	518,	48,8	45,0	22,0	ACDI
157	520,	48,6	44,8	22,3	ACEF
158	479,	52,7	49,2	16,6	ACEG
159	529,	47,7	43,9	23,5	ACEH
160	524,	48,2	44,3	22,9	ACEI
161	522,	48,4	44,6	22,6	ACFG
162	517,	48,9	45,1	21,9	ACFH

ID	CME	R- Cuadrada	R- Cuadrada Ajustada	Cp	Variables Incluidas
163	521,	48,5	44,7	22,5	ACFI
164	535,	47,2	43,3	24,3	ACGH
165	529,	47,7	43,9	23,5	ACGI
166	524,	48,2	44,4	22,9	ACHI
167	605,	40,2	35,7	34,0	ADEF
168	547,	46,0	42,0	26,0	ADEG
169	587,	42,0	37,7	31,5	ADEH
170	604,	40,3	35,8	33,9	ADEI
171	596,	41,1	36,7	32,8	ADFG
172	584,	42,3	38,1	31,0	ADFH
173	606,	40,2	35,7	34,0	ADFI
174	583,	42,4	38,2	30,9	ADGH
175	597,	41,0	36,6	32,8	ADGI
176	583,	42,4	38,2	30,9	ADHI
177	676,	33,2	28,2	43,7	AEEFG
178	651,	35,7	30,9	40,2	AEFH
179	761,	24,8	19,2	55,3	AEFI
180	553,	45,4	41,4	26,8	AEGH
181	682,	32,6	27,6	44,5	AEGI
182	650,	35,7	31,0	40,2	AEHI
183	635,	37,2	32,6	38,1	AFGH
184	740,	26,9	21,5	52,4	AFGI
185	646,	36,2	31,4	39,6	AFHI
186	634,	37,3	32,7	38,0	AGHI
187	406,	59,8	56,9	6,71	BCDE
188	390,	61,5	58,6	4,48	BCDF
189	410,	59,5	56,5	7,21	BCDG
190	410,	59,5	56,4	7,26	BCDH
191	400,	60,5	57,6	5,78	BCDI
192	389,	61,5	58,7	4,37	BCEF
193	378,	62,6	59,9	2,83	BCEG
194	407,	59,8	56,8	6,81	BCEH
195	397,	60,8	57,9	5,43	BCEI
196	390,	61,4	58,6	4,49	BCFG
197	390,	61,4	58,6	4,49	BCFH
198	388,	61,7	58,8	4,17	BCFI
199	411,	59,4	56,4	7,33	BCGH
200	400,	60,5	57,5	5,85	BCGI
201	400,	60,5	57,5	5,84	BCHI
202	477,	52,9	49,4	16,4	BDEF
203	444,	56,1	52,9	11,9	BDEG
204	473,	53,3	49,8	15,8	BDEH
205	477,	52,9	49,4	16,4	BDEI

<i>ID</i>	<i>CME</i>	<i>R- Cuadrada</i>	<i>R- Cuadrada Ajustada</i>	<i>Cp</i>	<i>Variables Incluidas</i>
206	469,	53,6	50,2	15,3	BDFG
207	470,	53,5	50,1	15,5	BDFH
208	479,	52,6	49,1	16,7	BDFI
209	468,	53,8	50,3	15,1	BDGH
210	471,	53,5	50,1	15,5	BDGI
211	470,	53,6	50,1	15,4	BDHI
212	475,	53,1	49,6	16,1	BEFG
213	485,	52,1	48,6	17,4	BEFH
214	513,	49,3	45,6	21,3	BEFI
215	436,	56,9	53,8	10,7	BEGH
216	474,	53,1	49,7	16,0	BEGI
217	484,	52,2	48,7	17,3	BEHI
218	475,	53,1	49,6	16,1	BFGH
219	502,	50,4	46,7	19,8	BFGI
220	487,	51,9	48,3	17,7	BFHI
221	475,	53,1	49,6	16,1	BGHI
222	528,	47,8	43,9	23,4	CDEF
223	505,	50,1	46,4	20,2	CDEG
224	535,	47,1	43,2	24,4	CDEH
225	532,	47,4	43,5	23,9	CDEI
226	532,	47,4	43,5	23,9	CDFG
227	525,	48,1	44,2	23,0	CDFH
228	531,	47,5	43,6	23,9	CDFI
229	542,	46,4	42,5	25,3	CDGH
230	538,	46,9	42,9	24,7	CDGI
231	532,	47,4	43,5	24,0	CDHI
232	517,	48,9	45,1	21,9	CEFG
233	537,	47,0	43,0	24,6	CEFH
234	555,	45,1	41,1	27,1	CEFI
235	497,	50,9	47,3	19,1	CEGH
236	518,	48,8	45,0	22,0	CEGI
237	538,	46,8	42,9	24,8	CEHI
238	541,	46,6	42,6	25,1	CFGH
239	559,	44,7	40,6	27,7	CFG I
240	540,	46,6	42,6	25,1	CFHI
241	544,	46,2	42,2	25,6	CGHI
242	578,	42,9	38,7	30,2	DEFG
243	591,	41,6	37,3	32,0	DEFH
244	622,	38,5	34,0	36,3	DEFI
245	534,	47,2	43,3	24,3	DEGH
246	577,	43,0	38,8	30,1	DEGI
247	590,	41,7	37,4	31,9	DEHI
248	586,	42,1	37,8	31,3	DFGH

ID	CME	R- Cuadrada	R- Cuadrada Ajustada	Cp	Variables Incluidas
249	617,	39,0	34,5	35,6	DFGI
250	590,	41,7	37,4	31,9	DFHI
251	586,	42,1	37,8	31,4	DGHI
252	580,	42,6	38,4	30,6	EFGH
253	763,	24,5	19,0	55,7	EFGI
254	657,	35,1	30,3	41,1	EFHI
255	580,	42,7	38,5	30,5	EGHI
256	649,	35,8	31,1	40,0	FGHI
257	406,	60,6	56,9	7,61	ABCDE
258	392,	62,0	58,4	5,69	ABCDF
259	410,	60,3	56,5	8,11	ABCDG
260	410,	60,2	56,5	8,21	ABCDH
261	400,	61,2	57,5	6,83	ABCDI
262	390,	62,1	58,6	5,52	ABCEF
263	383,	62,8	59,3	4,59	ABCEG
264	406,	60,6	56,9	7,7	ABCEH
265	397,	61,5	57,9	6,39	ABCEI
266	392,	62,0	58,4	5,7	ABCFG
267	392,	62,0	58,4	5,7	ABCFH
268	390,	62,2	58,6	5,44	ABCFI
269	410,	60,2	56,4	8,22	ABCGH
270	400,	61,2	57,5	6,82	ABCGI
271	400,	61,2	57,5	6,89	ABCHI
272	476,	53,8	49,5	17,1	ABDEF
273	450,	56,3	52,2	13,6	ABDEG
274	467,	54,7	50,4	15,9	ABDEH
275	476,	53,9	49,5	17,0	ABDEI
276	471,	54,4	50,1	16,3	ABDFG
277	465,	54,9	50,7	15,5	ABDFH
278	478,	53,7	49,3	17,3	ABDFI
279	464,	55,0	50,8	15,4	ABDGH
280	471,	54,3	50,0	16,4	ABDGI
281	464,	55,0	50,8	15,4	ABDHI
282	482,	53,2	48,8	17,9	ABEFG
283	477,	53,7	49,3	17,2	ABEFH
284	512,	50,4	45,7	21,8	ABEFI
285	439,	57,4	53,4	12,1	ABEGH
286	482,	53,3	48,9	17,8	ABEGI
287	476,	53,8	49,4	17,1	ABEHI
288	470,	54,4	50,1	16,3	ABFGH
289	504,	51,2	46,5	20,8	ABFGI
290	477,	53,7	49,3	17,2	ABFHI
291	470,	54,4	50,1	16,2	ABGHI

ID	CME	R- Cuadrada	R- Cuadrada Ajustada	Cp	Variables Incluidas
292	516,	49,9	45,2	22,5	ACDEF
293	481,	53,3	48,9	17,8	ACDEG
294	532,	48,4	43,6	24,6	ACDEH
295	523,	49,3	44,5	23,3	ACDEI
296	519,	49,7	45,0	22,8	ACDFG
297	517,	49,8	45,1	22,6	ACDFH
298	517,	49,9	45,1	22,6	ACDFI
299	538,	47,8	42,9	25,4	ACDGH
300	528,	48,8	44,0	24,0	ACDGI
301	526,	49,0	44,1	23,8	ACDHI
302	473,	54,1	49,8	16,7	ACEFG
303	525,	49,1	44,3	23,6	ACEFH
304	530,	48,6	43,8	24,3	ACEFI
305	478,	53,6	49,2	17,4	ACEGH
306	479,	53,6	49,2	17,4	ACEGI
307	529,	48,7	43,8	24,2	ACEHI
308	527,	48,9	44,1	23,9	ACFGH
309	530,	48,6	43,7	24,4	ACFGI
310	526,	49,0	44,1	23,8	ACFHI
311	534,	48,2	43,3	24,9	ACGHI
312	553,	46,3	41,3	27,5	ADEFG
313	594,	42,4	37,0	32,9	ADEFH
314	616,	40,3	34,6	35,9	ADEFI
315	527,	48,9	44,0	23,9	ADEGH
316	553,	46,3	41,3	27,5	ADEGI
317	593,	42,5	37,0	32,8	ADEHI
318	587,	43,1	37,7	31,9	ADFGH
319	607,	41,1	35,5	34,8	ADFGI
320	594,	42,4	37,0	32,9	ADFHI
321	588,	43,0	37,6	32,1	ADGHI
322	563,	45,4	40,3	28,7	AIEFGH
323	677,	34,4	28,2	44,1	AIEFGI
324	657,	36,3	30,3	41,4	AIEFHI
325	562,	45,5	40,4	28,6	AIEGHI
326	645,	37,4	31,5	39,8	AIFGHI
327	396,	61,6	57,9	6,35	BCDEF
328	384,	62,7	59,2	4,7	BCDEG
329	414,	59,8	56,1	8,71	BCDEH
330	404,	60,8	57,1	7,36	BCDEI
331	397,	61,5	57,8	6,46	BCDFG
332	397,	61,5	57,8	6,47	BCDFH
333	395,	61,7	58,1	6,15	BCDFI
334	418,	59,5	55,7	9,21	BCDGH

<i>ID</i>	<i>CME</i>	<i>R- Cuadrada</i>	<i>R- Cuadrada Ajustada</i>	<i>Cp</i>	<i>Variables Incluidas</i>
335	407,	60,5	56,8	7,76	BCDGI
336	407,	60,5	56,8	7,77	BCDHI
337	368,	64,3	60,9	2,51	BCEFG
338	396,	61,5	57,9	6,35	BCEFH
339	395,	61,7	58,1	6,12	BCEFI
340	385,	62,7	59,2	4,76	BCEGH
341	376,	63,6	60,1	3,54	BCEGI
342	404,	60,8	57,1	7,41	BCEHI
343	397,	61,5	57,8	6,47	BCFGH
344	394,	61,8	58,1	6,07	BCFGI
345	395,	61,7	58,1	6,15	BCFHI
346	407,	60,5	56,8	7,82	BCGHI
347	449,	56,5	52,4	13,4	BDEFG
348	477,	53,7	49,4	17,2	BDEFH
349	485,	52,9	48,5	18,3	BDEFI
350	437,	57,6	53,6	11,8	BDEGH
351	449,	56,5	52,3	13,4	BDEGI
352	477,	53,7	49,3	17,2	BDEHI
353	470,	54,5	50,2	16,2	BDFGH
354	478,	53,6	49,3	17,3	BDFGI
355	479,	53,6	49,2	17,4	BDFHI
356	472,	54,3	49,9	16,5	BDGHI
357	442,	57,1	53,1	12,5	BEFGH
358	481,	53,3	48,9	17,7	BEFGI
359	493,	52,2	47,7	19,3	BEFHI
360	442,	57,2	53,1	12,4	BEGHI
361	483,	53,1	48,7	18,0	BFGHI
362	501,	51,4	46,8	20,5	CDEFG
363	531,	48,5	43,6	24,5	CDEFH
364	538,	47,8	42,9	25,4	CDEFI
365	499,	51,6	47,0	20,2	CDEGH
366	505,	51,0	46,4	21,0	CDEGI
367	535,	48,1	43,2	25,0	CDEHI
368	535,	48,1	43,2	25,0	CDFGH
369	541,	47,5	42,5	25,9	CDFGI
370	535,	48,2	43,3	24,9	CDFHI
371	541,	47,5	42,5	25,8	CDGHI
372	497,	51,8	47,3	19,9	CEFGH
373	526,	48,9	44,1	23,8	CEFGI
374	547,	47,0	42,0	26,6	CEFHI
375	499,	51,6	47,0	20,1	CEGHI
376	551,	46,6	41,6	27,1	CFGHI
377	541,	47,5	42,6	25,8	DEFGH

ID	CME	R- Cuadrada	R- Cuadrada Ajustada	Cp	Variables Incluidas
378	587,	43,0	37,7	32,0	DEFGI
379	601,	41,7	36,2	33,9	DEFHI
380	540,	47,6	42,6	25,7	DEGHI
381	597,	42,1	36,7	33,3	DFGHI
382	586,	43,1	37,8	31,9	EFGHI
383	398,	62,2	57,8	7,5	ABCDEF
384	390,	62,9	58,6	6,47	ABCDEG
385	413,	60,7	56,1	9,59	ABCDEH
386	404,	61,6	57,1	8,34	ABCDEI
387	399,	62,0	57,6	7,68	ABCDFG
388	399,	62,0	57,7	7,68	ABCDFH
389	397,	62,2	57,9	7,43	ABCDFI
390	417,	60,3	55,7	10,1	ABCDGH
391	407,	61,3	56,8	8,76	ABCDGI
392	408,	61,2	56,7	8,81	ABCDHI
393	374,	64,4	60,3	4,39	ABCEFG
394	398,	62,1	57,8	7,52	ABCEFH
395	397,	62,3	57,9	7,35	ABCEFI
396	390,	62,9	58,6	6,47	ABCEGH
397	381,	63,7	59,5	5,34	ABCEGI
398	404,	61,5	57,1	8,39	ABCEHI
399	399,	62,0	57,6	7,7	ABCFGH
400	397,	62,2	57,9	7,41	ABCFGI
401	397,	62,2	57,8	7,43	ABCFHI
402	408,	61,2	56,7	8,82	ABCGHI
403	455,	56,7	51,7	15,1	ABDEFG
404	472,	55,1	49,9	17,3	ABDEFH
405	485,	53,9	48,5	19,0	ABDEFI
406	441,	58,0	53,2	13,2	ABDEGH
407	456,	56,6	51,6	15,1	ABDEGI
408	472,	55,1	49,9	17,3	ABDEHI
409	467,	55,5	50,4	16,7	ABDFGH
410	480,	54,4	49,1	18,3	ABDFGI
411	473,	55,0	49,8	17,4	ABDFHI
412	468,	55,4	50,3	16,8	ABDGHI
413	446,	57,6	52,7	13,9	ABEFGH
414	488,	53,5	48,2	19,5	ABEFGI
415	485,	53,8	48,5	19,0	ABEFHI
416	445,	57,6	52,7	13,8	ABEGHI
417	479,	54,4	49,2	18,2	ABFGHI
418	473,	55,0	49,8	17,5	ACDEFG
419	525,	50,1	44,3	24,3	ACDEFH
420	525,	50,0	44,2	24,4	ACDEFI

<i>ID</i>	<i>CME</i>	<i>R- Cuadrada</i>	<i>R- Cuadrada Ajustada</i>	<i>Cp</i>	<i>Variables Incluidas</i>
421	485,	53,9	48,5	19,0	ACDEGH
422	481,	54,3	49,0	18,4	ACDEGI
423	531,	49,5	43,6	25,1	ACDEHI
424	527,	49,8	44,0	24,6	ACDFGH
425	526,	49,9	44,1	24,5	ACDFGI
426	526,	50,0	44,2	24,4	ACDFHI
427	536,	49,0	43,1	25,8	ACDGHI
428	473,	55,0	49,8	17,4	ACEFGH
429	481,	54,2	48,9	18,5	ACEFGI
430	535,	49,1	43,3	25,6	ACEFHI
431	479,	54,5	49,2	18,2	ACEGHI
432	536,	49,0	43,1	25,7	ACFGHI
433	532,	49,3	43,5	25,3	ADEFGH
434	564,	46,3	40,2	29,4	ADEFGI
435	605,	42,5	35,8	34,8	ADEFHI
436	533,	49,3	43,4	25,4	ADEGHI
437	598,	43,1	36,6	33,9	ADFGHI
438	571,	45,6	39,4	30,4	AIEFGHI
439	375,	64,3	60,2	4,48	BCDEFG
440	404,	61,6	57,1	8,33	BCDEFH
441	402,	61,7	57,3	8,11	BCDEFI
442	391,	62,8	58,5	6,57	BCDEGH
443	382,	63,6	59,4	5,47	BCDEGI
444	412,	60,8	56,3	9,35	BCDEHI
445	405,	61,5	57,0	8,45	BCDFGH
446	402,	61,8	57,3	8,05	BCDFGI
447	402,	61,7	57,3	8,14	BCDFHI
448	415,	60,5	56,0	9,75	BCDGHI
449	374,	64,4	60,3	4,44	BCEFGH
450	373,	64,5	60,4	4,24	BCEFGI
451	402,	61,7	57,3	8,1	BCEFHI
452	382,	63,6	59,4	5,48	BCEGHI
453	402,	61,8	57,4	8,05	BCFGHI
454	440,	58,1	53,2	13,2	BDEFGH
455	457,	56,5	51,5	15,4	BDEFGI
456	486,	53,8	48,4	19,2	BDEFHI
457	441,	58,0	53,2	13,3	BDEGHI
458	479,	54,5	49,2	18,2	BDFGHI
459	450,	57,2	52,2	14,4	BEFGHI
460	496,	52,8	47,3	20,5	CDEFGH
461	511,	51,4	45,8	22,4	CDEFGI
462	542,	48,5	42,5	26,5	CDEFHI
463	500,	52,4	46,9	21,0	CDEGHI

ID	CME	R- Cuadrada	R- Cuadrada Ajustada	Cp	Variables Incluidas
464	545,	48,2	42,2	26,9	CDFGHI
465	506,	51,8	46,3	21,9	CEFGHI
466	551,	47,6	41,5	27,7	DEFGHI
467	381,	64,4	59,5	6,36	ABCDEFHG
468	405,	62,2	57,0	9,5	ABCDEFH
469	404,	62,3	57,1	9,34	ABCDEFI
470	396,	63,0	58,0	8,28	ABCDEGH
471	388,	63,8	58,8	7,27	ABCDEGI
472	412,	61,6	56,3	10,3	ABCDEHI
473	407,	62,0	56,8	9,68	ABCDFGH
474	405,	62,2	57,1	9,4	ABCDFGI
475	405,	62,2	57,0	9,42	ABCDFHI
476	415,	61,3	55,9	10,7	ABCDGHI
477	381,	64,5	59,6	6,28	ABCEFGH
478	380,	64,6	59,7	6,15	ABCEFGI
479	404,	62,3	57,1	9,35	ABCEFHI
480	388,	63,8	58,8	7,23	ABCEGHI
481	405,	62,2	57,0	9,4	ABCFGHI
482	445,	58,4	52,7	14,7	ABDEFGH
483	464,	56,7	50,7	17,1	ABDEFGI
484	481,	55,1	48,9	19,3	ABDEFHI
485	446,	58,4	52,7	14,7	ABDEGHI
486	476,	55,5	49,4	18,7	ABDFGHI
487	454,	57,6	51,8	15,8	ABEFGHI
488	477,	55,4	49,3	18,8	ACDEFGH
489	481,	55,1	49,0	19,3	ACDEFGI
490	534,	50,1	43,3	26,2	ACDEFHI
491	484,	54,8	48,6	19,7	ACDEGHI
492	535,	50,0	43,2	26,3	ACDFGHI
493	481,	55,1	48,9	19,3	ACEFGHI
494	543,	49,3	42,4	27,3	ADEFGHI
495	381,	64,4	59,5	6,38	BCDEFGH
496	380,	64,5	59,7	6,22	BCDEFGI
497	410,	61,7	56,5	10,1	BCDEFHI
498	389,	63,7	58,7	7,35	BCDEGHI
499	410,	61,8	56,5	10,0	BCDFGHI
500	380,	64,6	59,7	6,17	BCEFGHI
501	449,	58,1	52,3	15,2	BDEFGHI
502	506,	52,8	46,3	22,5	CDEFGHI
503	388,	64,5	58,9	8,22	ABCDEFHG
504	387,	64,6	58,9	8,13	ABCDEFGI
505	412,	62,3	56,2	11,3	ABCDEFHI
506	395,	63,9	58,1	9,1	ABCDEGHI

ID	CME	R-Cuadrada	R-Cuadrada Ajustada	Cp	Variables Incluidas
507	413,	62,2	56,2	11,4	ABCDFGHI
508	386,	64,7	59,0	8,04	ABCEFGHI
509	454,	58,4	51,8	16,7	ABDEFGHI
510	486,	55,6	48,5	20,6	ACDEFGHI
511	387,	64,6	58,9	8,12	BCDEFGHI
512	394,	64,7	58,2	10,0	ABCDFGHI

Esta tabla muestra los resultados de ajustar varios modelos de regresión múltiple para describir la relación entre BMWP/Col y 9 variables predictoras. Los modelos se han ajustado conteniendo todas las combinaciones desde 0 hasta 9 variables. Las estadísticas tabuladas incluyen el cuadrado medio del error (CME), los valores de R-Cuadrada ajustada y sin ajustar, y el estadístico Cp de Mallows.

Modelos con Mayor R-Cuadrada Ajustada

CME	R-Cuadrada	R-Cuadrada Ajustada	Cp	Variables Incluidas
368,	64,3	60,9	2,51	BCEFG
373,	64,5	60,4	4,24	BCEFGI
374,	64,4	60,3	4,39	ABCEFG
374,	64,4	60,3	4,44	BCEFGH
375,	64,3	60,2	4,48	BCDEFG
376,	63,6	60,1	3,54	BCEGI
378,	62,6	59,9	2,83	BCEG
380,	64,6	59,7	6,15	ABCEFGI
380,	64,6	59,7	6,17	BCEFGHI
380,	64,5	59,7	6,22	BCDEFGI
381,	64,5	59,6	6,28	ABCEFGH
381,	64,4	59,5	6,36	ABCDEFG
381,	63,7	59,5	5,34	ABCEGI
383,	61,4	59,3	2,51	BCF
383,	62,8	59,3	4,59	ABCEG
384,	62,7	59,2	4,7	BCDEG
384,	62,0	59,2	3,7	ABCF
385,	62,7	59,2	4,76	BCEGH
386,	64,7	59,0	8,04	ABCEFGHI
387,	64,6	58,9	8,12	BCDEFGHI
387,	64,6	58,9	8,13	ABCDEFGI
388,	64,5	58,9	8,22	ABCDFGHI

388,	61,7	58,8	4,17	BCFI
389,	61,5	58,7	4,37	BCEF
390,	61,5	58,6	4,48	BCDF
393,	60,5	58,3	3,87	BCI
394,	64,7	58,2	10,0	ABCDEFGHI
395,	63,9	58,1	9,1	ABCDEGHI
396,	60,1	57,9	4,35	ABC
397,	59,3	57,9	3,42	BC
400,	59,8	57,6	4,84	BCE
403,	59,4	57,2	5,26	BCD
465,	52,3	50,6	13,1	BD
472,	51,6	49,9	14,1	BH
486,	50,2	48,4	16,1	BG
498,	49,0	47,2	17,8	BE
506,	47,2	46,3	18,2	B
541,	43,5	42,5	23,4	C
593,	38,1	37,0	30,9	D
635,	33,7	32,6	36,9	H
818,	14,6	13,1	63,5	A
942,	0,0	0,0	81,7	

Esta tabla muestra los modelos que dan los valores más altos de R-Cuadrada ajustada. El estadístico de R-Cuadrada ajustada mide la proporción de variabilidad en BMWP/Col que es explicada por el modelo. Valores grandes de R-Cuadrada ajustada corresponden a valores pequeños de cuadrado medio del error (CME). Se muestran hasta 5 modelos en cada subconjunto de entre 0 y 9 variables. El mejor modelo contiene 5 variables, Qi CF, Qi DBO, Qi OD, Qi T, y Qi Sat_OD.

Modelos con Menor Cp

<i>CME</i>	<i>R-Cuadrada</i>	<i>R-Cuadrada Ajustada</i>	<i>Cp</i>	<i>Variables Incluidas</i>
383,	61,4	59,3	2,51	BCF
368,	64,3	60,9	2,51	BCEFG
378,	62,6	59,9	2,83	BCEG
397,	59,3	57,9	3,42	BC

376,	63,6	60,1	3,54	BCEGI
384,	62,0	59,2	3,7	ABCF
393,	60,5	58,3	3,87	BCI
388,	61,7	58,8	4,17	BCFI
373,	64,5	60,4	4,24	BCEFGI
396,	60,1	57,9	4,35	ABC
389,	61,5	58,7	4,37	BCEF
374,	64,4	60,3	4,39	ABCEFG
374,	64,4	60,3	4,44	BCEFGH
390,	61,5	58,6	4,48	BCDF
375,	64,3	60,2	4,48	BCDEFG
383,	62,8	59,3	4,59	ABCEG
384,	62,7	59,2	4,7	BCDEG
385,	62,7	59,2	4,76	BCEGH
400,	59,8	57,6	4,84	BCE
403,	59,4	57,2	5,26	BCD
381,	63,7	59,5	5,34	ABCEGI
380,	64,6	59,7	6,15	ABCEFGI
380,	64,6	59,7	6,17	BCEFGHI
380,	64,5	59,7	6,22	BCDEFGI
381,	64,5	59,6	6,28	ABCEFGH
381,	64,4	59,5	6,36	ABCDEFG
386,	64,7	59,0	8,04	ABCEFGHI
387,	64,6	58,9	8,12	BCDEFGHI
387,	64,6	58,9	8,13	ABCDEFGI
388,	64,5	58,9	8,22	ABCDEFGH
395,	63,9	58,1	9,1	ABCDEGHI
394,	64,7	58,2	10,0	ABCDEFGHI
465,	52,3	50,6	13,1	BD
472,	51,6	49,9	14,1	BH
486,	50,2	48,4	16,1	BG
498,	49,0	47,2	17,8	BE
506,	47,2	46,3	18,2	B
541,	43,5	42,5	23,4	C
593,	38,1	37,0	30,9	D
635,	33,7	32,6	36,9	H
818,	14,6	13,1	63,5	A
942,	0,0	0,0	81,7	

Esta tabla muestra los modelos que dan los valores más pequeños del estadístico C_p de Mallows. C_p es una medida del bias (sesgo) en el modelo, basada en la comparación entre el cuadrado medio del error total y la varianza del error verdadero. Modelos sin bias tienen un valor esperado de aproximadamente p , en donde p es el número de coeficientes en el modelo ajustado (incluyendo la constante). Se debe buscar modelos con valores de C_p cercanos a p . La gráfica de C_p , disponible de la lista de Opciones Gráficas, contiene una línea igual a p para ayudar a seleccionar los mejores modelos.

Modelos con el mejor criterio de información

<i>MSE</i>	<i>Coeficientes</i>	<i>AIC</i>	<i>HQC</i>	<i>SBIC</i>	<i>Variables incluidas</i>
383,	4	6,08	6,14	6,22	BCF
397,	3	6,09	6,13	6,19	BC
378,	5	6,1	6,17	6,28	BCEG
393,	4	6,11	6,16	6,25	BCI
368,	6	6,11	6,19	6,32	BCEFG
396,	4	6,12	6,17	6,26	ABC
384,	5	6,12	6,19	6,3	ABCF
400,	4	6,13	6,18	6,27	BCE
388,	5	6,13	6,2	6,31	BCFI
376,	6	6,13	6,21	6,34	BCEGI
389,	5	6,13	6,2	6,31	BCEF
403,	4	6,13	6,19	6,28	BCD
390,	5	6,14	6,2	6,31	BCDF
383,	6	6,15	6,23	6,36	ABCEG
384,	6	6,15	6,24	6,37	BCDEG
385,	6	6,16	6,24	6,37	BCEGH
373,	7	6,16	6,25	6,41	BCEFGI
374,	7	6,16	6,26	6,41	ABCEFG
374,	7	6,16	6,26	6,41	BCEFGH
375,	7	6,16	6,26	6,41	BCDEFG
381,	7	6,18	6,28	6,43	ABCEGI
380,	8	6,21	6,32	6,49	ABCEFGI
380,	8	6,21	6,32	6,49	BCEFGHI
380,	8	6,21	6,32	6,49	BCDEFGI
381,	8	6,21	6,32	6,49	ABCEFGH
381,	8	6,21	6,32	6,5	ABCDEFG

465,	3	6,24	6,29	6,35	BD
472,	3	6,26	6,3	6,36	BH
386,	9	6,26	6,39	6,58	ABCEFGHI
387,	9	6,26	6,39	6,58	BCDEFGHI
387,	9	6,26	6,39	6,58	ABCDEFGI
388,	9	6,27	6,39	6,58	ABCDEFHG
395,	9	6,28	6,41	6,6	ABCDEGHI
486,	3	6,29	6,33	6,39	BG
506,	2	6,29	6,32	6,36	B
498,	3	6,31	6,35	6,42	BE
394,	10	6,31	6,45	6,67	ABCDEFGHI
541,	2	6,36	6,39	6,43	C
593,	2	6,45	6,48	6,52	D
635,	2	6,52	6,55	6,59	H
818,	2	6,78	6,8	6,85	A
942,	1	6,88	6,9	6,92	

Esta tabla ordena los modelos de regresión de acuerdo al valor del criterio de información de Akaike (AIC). El criterio de información se basa en el error cuadrático medio residual con una penalización que crece con el crecimiento del número de coeficientes del modelo. La meta es seleccionar un modelo con el mínimo error residual y con tan pocos coeficientes como sea posible. El mejor modelo es el que minimiza el criterio de información. A menudo, el mejor modelo depende del criterio de información seleccionado, cada uno de los cuales utiliza una fórmula diferente para la penalización.

ANEXO 3. RESULTADOS DE REGRESIÓN MÚLTIPLE - BMWP/COL, PARA EL MODELO SELECCIONADO SIN CT NI DQO

Regresión Múltiple - BMWP/Col (procedimiento de ajuste de optimización Cochrane-Orcutt)

Variable dependiente: BMWP/Col

Variables independientes:

Qi CF

Qi DBO

Qi OD

Qi T

Qi Sat_OD

Qi CE

Qi SST

Transformación Cochrane-Orcutt aplicada: autocorrelación = -0,056475

		<i>Error</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimación</i>	<i>Estándar</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Qi CF	34,577	7,8084	4,4282	0,0001
Qi DBO	35,459	11,981	2,9595	0,0047
Qi OD	-153,79	123,28	-1,2474	0,2179
Qi T	-66,681	44,15	-1,5103	0,1371
Qi Sat_OD	188,56	126,96	1,4852	0,1436
Qi CE	5,8991	15,283	0,386	0,7011
Qi SST	44,591	36,765	1,2129	0,2308

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	1,9615E5	7	28021,	72,97	0,0000
Residuo	19583,	51	383,98		
Total	2,1573E5	58			

R-cuadrada = 90,922 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 89,854 por ciento

Error estándar del est. = 19,595

Error absoluto medio = 15,014

Estadístico Durbin-Watson = 1,9824

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,070042

La salida muestra los resultados de ajustar un modelo de regresión lineal múltiple para describir la relación entre BMWP/Col y 7 variables independientes.

La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{BMWP/Col} = 34,577 \cdot \text{Qi CF} + 35,459 \cdot \text{Qi DBO} - 153,79 \cdot \text{Qi OD} - 66,681 \cdot \text{Qi T} + 188,56 \cdot \text{Qi Sat_OD} + 5,8991 \cdot \text{Qi CE} + 44,591 \cdot \text{Qi SST}$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo así ajustado explica 90,922% de la variabilidad en BMWP/Col. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más apropiada para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 89,854%.

ANOVA adicional para Variables en el Orden Ajustado

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Qi CF	1,4956E5	1	1,4956E5	389,49	0,0000
Qi DBO	43195,	1	43195,	112,49	0,0000
Qi OD	1712,6	1	1712,6	4,46	0,0396
Qi T	423,49	1	423,49	1,10	0,2986
Qi Sat_OD	640,53	1	640,53	1,67	0,2023
Qi CE	52,231	1	52,231	0,14	0,7138
Qi SST	564,84	1	564,84	1,47	0,2308
Modelo	1,9615E5	7			

Intervalos de confianza del 95,0% para las estimaciones de los coeficientes

Parámetro	Estimación	Error		
		Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
Qi CF	34,577	7,8084	18,901	50,254
Qi DBO	35,459	11,981	11,406	59,513
Qi OD	-153,79	123,28	-401,29	93,715
Qi T	-66,681	44,15	-155,32	21,954
Qi Sat_OD	188,56	126,96	-66,321	443,45
Qi CE	5,8991	15,283	-24,782	36,58
Qi SST	44,591	36,765	-29,219	118,4

Matriz de Correlación para las estimaciones de los coeficientes

	Qi CF	Qi DBO	Qi OD	Qi T	Qi Sat_O D	Qi CE	Qi SST
Qi CF	1,0000	-0,0404	0,1536	-0,1402	-0,1323	-0,3784	0,1016
Qi DBO	-0,0404	1,0000	0,2297	-0,4145	-0,2305	-0,5559	0,3392
Qi OD	0,1536	0,2297	1,0000	0,0452	-0,9899	-0,2203	-0,1470
Qi T	-0,1402	-0,4145	0,0452	1,0000	-0,0862	-0,0016	-0,8969
Qi Sat_OD	-0,1323	-0,2305	-0,9899	-0,0862	1,0000	0,2035	0,1294
Qi CE	-0,3784	-0,5559	-0,2203	-0,0016	0,2035	1,0000	0,0142
Qi SST	0,1016	0,3392	-0,1470	-0,8969	0,1294	0,0142	1,0000

Gráfico de BMWP/Col

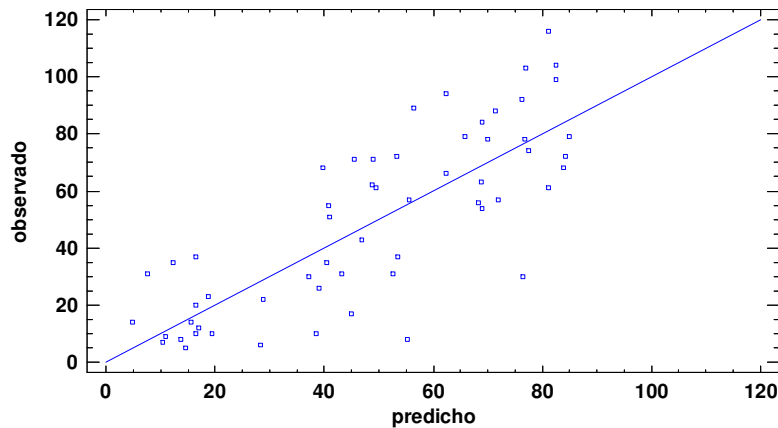


Gráfico de Observados vs predichos

Gráfico de Residuos

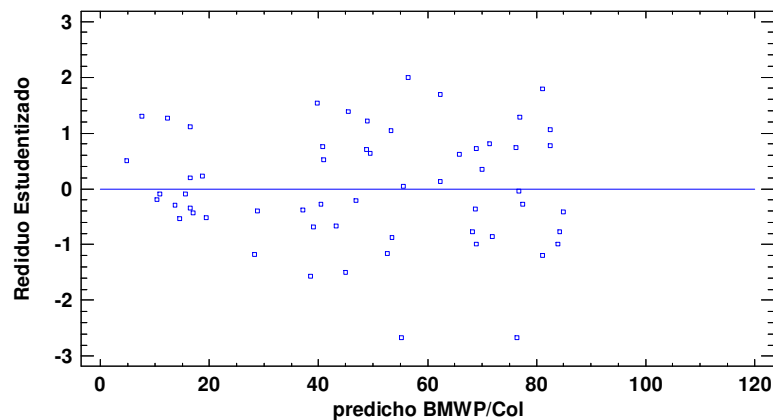


Gráfico de Residuos vs predichos

Gráfico de Residuos

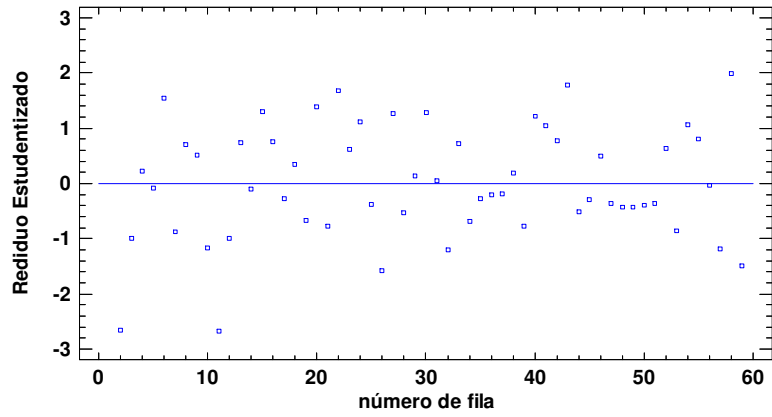


Gráfico de variables vs predicho

ANEXO 4. PRUEBAS DE MODELOS CON 7 Y 9 VARIABLES EN 59 SITIOS Y 18 MICROCUENCAS DE LA DOÑA MARÍA (CAMPAÑA 2015-16)

SITIO QUEBRADA	Qi CT	Qi CF	Qi DBO	Qi DQO	Qi OD	Qi T	Qi Sat OD	Qi CE	Qi Tesis SST	Valor (9Var)	Valor (7Var) *	Valor (7Var)**	Valor BMWP/C
BARRO AZUL - ALTA	0,70	0,53	1,00	0,61	0,96	1,00	0,89	0,74	1,00	53,92	56,06	56,99	30
BARRO AZUL - MEDIA	0,01	0,76	1,00	0,54	1,00	0,95	0,96	0,81	1,00	77,38	75,29	74,80	30
BARRO AZUL - BAJA	0,00	0,44	1,00	0,48	1,00	0,87	0,97	0,02	1,00	69,23	69,68	67,58	54
CABUYALA - MEDIA	0,00	0,00	0,27	0,29	1,00	0,94	0,94	0,53	1,00	17,00	16,70	17,88	23
CABUYALA - BAJA	0,00	0,00	0,16	0,07	1,00	0,68	0,92	0,27	0,77	16,14	15,65	16,32	14
CANDELA - ALTA	0,00	0,02	1,00	0,49	1,00	1,00	0,93	0,69	1,00	38,08	37,51	39,28	68
CANDELA - MEDIA	0,00	0,23	1,00	0,61	1,00	0,95	0,96	0,53	1,00	54,83	55,00	54,91	37
CANDELA -BAJA	0,00	0,00	1,00	0,33	1,00	1,00	0,98	0,58	1,00	47,73	47,14	47,19	62
CANADITA - ALTA	0,00	0,15	1,00	0,59	0,92	1,00	0,85	0,76	1,00	39,62	38,87	40,92	51
CANADITA - MEDIA	0,00	0,18	1,00	0,40	1,00	1,00	0,97	0,76	1,00	53,22	52,01	52,39	31
CANADITA - BAJA	0,29	0,40	1,00	0,33	1,00	1,00	0,94	0,55	1,00	54,37	53,90	54,35	8
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA BR DER	0,21	0,73	1,00	0,53	1,00	0,81	0,95	0,79	1,00	82,10	81,55	80,82	68
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA BR IZQ.	0,22	0,95	1,00	0,74	1,00	1,00	0,95	0,66	1,00	75,77	75,10	74,68	92
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA68	0,00	0,00	0,11	0,23	0,73	0,63	0,68	0,31	0,72	8,78	8,93	9,93	9
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA BAJA 69 (abajo de Camelias)	0,00	0,00	0,00	0,07	0,72	0,68	0,65	0,22	0,89	7,73	7,52	8,48	31
CHORRERA O LARGA (LV) - BAJA	0,00	0,00	1,00	0,59	1,00	0,97	0,94	0,55	1,00	41,26	41,74	42,73	55
DESPENSA - ALTA	0,72	0,98	0,98	0,89	1,00	1,00	0,96	0,74	1,00	77,04	79,67	78,74	74
DESPENSA - MEDIA -ALTA	0,02	0,63	1,00	0,79	1,00	1,00	0,98	0,61	1,00	70,30	70,19	69,20	78
DESPENSA - MEDIA BAJA	0,00	0,00	0,94	0,73	1,00	1,00	0,98	0,25	1,00	41,82	43,82	43,31	31
DESPENSA - BAJA	0,00	0,00	0,90	0,56	1,00	1,00	0,99	0,35	1,00	43,61	44,75	44,11	71
DOÑA MARÍA - ALTA	0,43	0,98	1,00	0,66	1,00	1,00	0,99	0,94	1,00	86,92	86,82	85,39	72
INDIO MEDIA	0,07	0,57	1,00	0,55	1,00	1,00	0,98	0,63	0,86	64,03	62,89	62,08	94

SITIO QUEBRADA	Qi CT	Qi CF	Qi DBO	Qi DQO	Qi OD	Qi T	Qi Sat OD	Qi CE	Qi Tesis SST	Valor (9Var)	Valor (7Var) *	Valor (7Var)**	Valor BMWP/C
ISABELA - ALTA	0,01	0,68	1,00	0,70	1,00	1,00	0,96	0,59	1,00	69,33	68,43	67,86	79
ISABELA - MEDIA	0,00	0,00	0,39	0,10	0,74	0,88	0,68	0,49	1,00	16,26	14,95	16,77	37
ISABELA -BAJA	0,00	0,00	0,47	0,32	1,00	0,74	0,97	0,37	0,89	37,44	38,23	37,50	30
JACINTA - MEDIA ALTA (Cootras)	0,00	0,00	0,98	0,35	1,00	1,00	0,94	0,34	1,00	38,13	37,75	38,57	10
JACINTA - MEDIA-BAJA (parque lin)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,61	0,64	0,57	0,00	0,89	10,60	10,76	10,78	35
JACINTA -BAJA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,90	0,73	0,84	0,00	1,00	15,42	15,66	15,53	5
LARGA (EL SALADO) - ALTA	0,79	0,68	1,00	0,71	0,99	1,00	0,91	0,92	1,00	57,04	59,15	60,69	66
LARGA (EL SALADO) - MEDIA	0,42	0,98	1,00	0,80	1,00	1,00	0,95	0,78	1,00	77,59	78,01	77,55	103
LARGA (EL SALADO) -BAJA	0,02	0,23	1,00	0,94	1,00	0,99	0,98	0,67	1,00	55,42	57,02	56,70	57
LIMONA - ALTA 1	0,77	0,98	1,00	0,57	1,00	1,04	0,98	0,94	1,00	82,11	83,17	82,08	61
LIMONA - ALTA 2	0,82	0,97	1,00	0,62	0,96	1,04	0,89	0,58	1,00	65,53	67,14	67,52	84
LIMONA - MEDIA ALTA	0,08	0,00	0,87	0,39	1,00	0,98	0,96	0,46	1,00	39,74	40,16	40,46	26
LIMONA - MEDIA BAJA	0,00	0,00	0,90	0,23	1,00	1,00	0,96	0,43	1,00	39,37	38,47	38,95	35
LIMONA - MEDIA BAJA2	0,00	0,00	0,95	0,34	1,00	1,00	0,99	0,37	1,00	46,61	46,62	46,05	43
LIMONA - MEDIA BAJA3	0,00	0,00	0,03	0,00	1,00	0,94	0,96	0,00	1,00	10,16	9,91	9,75	7
LIMONA -BAJA	0,00	0,00	0,22	0,11	1,00	0,98	0,97	0,02	1,00	17,58	17,72	17,11	20
MACANA - ALTA	0,05	0,97	0,98	0,63	0,98	1,00	0,91	0,68	0,94	70,22	67,74	68,12	56
MACANA - MEDIA	0,00	0,00	0,94	0,30	0,97	0,82	0,91	0,60	0,98	47,00	46,39	47,27	71
MACANA -BAJA	0,00	0,00	1,00	0,36	1,00	0,84	0,96	0,57	1,00	53,30	53,25	53,33	72
MANGUALA - ALTA	0,86	0,98	1,00	0,63	1,00	1,00	0,98	0,90	1,00	83,46	85,49	84,19	99
MANGUALA - MEDIA ALTA	0,22	0,98	1,00	0,60	1,00	1,00	0,98	0,64	1,00	85,44	84,47	82,73	116
MANGUALA - MEDIA BAJA	0,00	0,00	0,62	0,23	0,97	1,00	0,89	0,46	1,00	21,17	20,03	21,89	10
MANGUALA - MEDIA BAJA2 (CHISPERO)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,51	0,45	0,50	0,00	0,61	12,43	12,75	12,12	8
MANGUALA - MEDIA BAJA3 (COMPARTIR)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,85	0,93	0,81	0,00	1,00	3,98	3,60	3,94	14
MANGUALA -BAJA	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,88	0,98	0,00	1,00	18,03	18,30	17,04	10
POPALA - ALTA	0,01	0,98	1,00	0,70	1,00	1,00	0,99	0,76	1,00	87,46	85,72	84,02	79

SITIO QUEBRADA	Qi CT	Qi CF	Qi DBO	Qi DQO	Qi OD	Qi T	Qi Sat OD	Qi CE	Qi Tesis SST	Valor (9Var)	Valor (7Var) *	Valor (7Var)**	Valor BMWP/C
POPALA - MEDIA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,97	0,12	0,91	0,15	0,03	17,25	17,24	16,30	12
POPALA -BAJA	0,00	0,00	0,15	0,23	1,00	0,80	0,97	0,57	0,99	28,68	28,95	28,58	22
SORBETANA - ALTA	0,14	0,54	1,00	0,63	1,00	1,00	0,98	0,90	1,00	69,54	69,02	68,51	63
SORBETANA - MEDIA	0,00	0,00	1,00	0,51	1,00	0,98	0,97	0,91	1,00	49,47	49,12	49,75	61
SORBETANA - BAJA	0,05	0,60	1,00	0,86	1,00	0,97	0,98	0,92	1,00	73,82	73,86	73,09	57
ZORRITA - MEDIA	0,05	0,88	1,00	0,55	1,00	0,93	0,99	0,50	0,94	84,85	83,54	81,41	104
ZORRITA -BAJA	0,00	0,60	1,00	0,21	1,00	0,96	0,99	0,51	1,00	76,43	74,07	72,41	88
ZULIA - ALTA POS NUEVA BOC	0,70	0,98	1,00	0,70	0,97	1,00	0,93	0,72	1,00	76,97	78,57	77,82	78
ZULIA - MEDIA ALTA	0,00	0,00	0,60	0,67	0,98	0,98	0,93	0,53	1,00	25,57	26,74	27,78	6
ZULIA - MEDIA BAJA 1	0,00	0,00	1,00	0,40	1,00	0,52	0,98	0,55	0,45	56,41	56,73	55,53	89
ZULIA -BAJA	0,00	0,00	1,00	0,54	1,00	0,98	0,97	0,52	1,00	46,72	47,28	47,32	17
Correlación de Pearson										0,792	0,791	0,794	
Coeficiente R2 ajustado										0,628	0,626	0,63	

* Modelo basado en ajuste de Mínimo Cuadrados Ordinarios

** Modelo basado en ajuste Cochran-Orcutt

ANEXO 5. VALORES DE RANGOS DE CALIDAD Y TABLAS DE CALIFICACIÓN

ANEXO 5A. NIVELES DE CALIFICACIÓN CON ICA_{CMR} EN LOS MODELOS DE 7 Y 9 VARIABLES EN 65 SITIOS DE 20 SUBCUENCAS DE LA DOÑA MARÍA

SITIO DE QUEBRADA	CALIDAD ICACRM DEF (9V)	CALIDAD ICACRM DEF (7V) CMO	CALIDAD ICACRM DEF (7V) Cochrane	BMWP/COL (Según Roldan, 2003)
BARRO AZUL - ALTA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	CRITICA
BARRO AZUL - MEDIA	BUENA	BUENA	BUENA	CRITICA
BARRO AZUL -BAJA	BUENA	REGULAR	REGULAR	DUDOSA
CABUYALA - MEDIA	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	CRITICA
CABUYALA -BAJA	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	MUY CRITICA
CANDELA - ALTA	MALA	MALA	MALA	ACEPTABLE
CANDELA - MEDIA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	DUDOSA
CANDELA -BAJA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	ACEPTABLE
CAÑADITA - ALTA	REGULAR	MALA	REGULAR	DUDOSA
CAÑADITA - MEDIA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	CRITICA
CAÑADITA -BAJA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	MUY CRITICA
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA BR DER	EXCELENTE	BUENA	BUENA	ACEPTABLE
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA BR IZQ	BUENA	BUENA	BUENA	ACEPTABLE
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA68	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	MUY CRITICA
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA BAJA 69 (abajo de Camelias)	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	MUY CRITICA
CHORRERA O LARGA (LV) -BAJA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	DUDOSA
DESPENSA - ALTA	BUENA	BUENA	BUENA	ACEPTABLE

SITIO DE QUEBRADA	CALIDAD ICACRM DEF (9V)	CALIDAD ICACRM DEF (7V) CMO	CALIDAD ICACRM DEF (7V) Cochrane	BMWP/COL (Según Roldan, 2003)
DESPENSA - MEDIA - ALTA	BUENA	REGULAR	BUENA	ACEPTABLE
DESPENSA - MEDIA BAJA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	CRITICA
DESPENSA -BAJA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	ACEPTABLE
DOÑA MARÍA -ALTA	EXCELENTE	EXCELENTE	EXCELENTE	ACEPTABLE
INDIO MEDIA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	ACEPTABLE
ISABELA - ALTA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	ACEPTABLE
ISABELA - MEDIA	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	DUDOSA
ISABELA -BAJA	MALA	MALA	MALA	CRITICA
JACINTA - MEDIA ALTA (Cootras)	MALA	MALA	MALA	MUY CRITICA
JACINTA - MEDIA-BAJA (parque lin)	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	CRITICA
JACINTA -BAJA	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	MUY CRITICA
LARGA (EL SALADO) - ALTA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	ACEPTABLE
LARGA (EL SALADO) - MEDIA	BUENA	BUENA	BUENA	BUENA
LARGA (EL SALADO) - BAJA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	DUDOSA
LIMONA - ALTA 1	EXCELENTE	BUENA	BUENA	ACEPTABLE
LIMONA - ALTA 2	REGULAR	REGULAR	REGULAR	ACEPTABLE
LIMONA - MEDIA ALTA	MALA	MALA	REGULAR	CRITICA
LIMONA - MEDIA BAJA	MALA	MALA	MALA	CRITICA
LIMONA - MEDIA BAJA2	REGULAR	REGULAR	REGULAR	DUDOSA
LIMONA - MEDIA BAJA3	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	MUY CRITICA
LIMONA -BAJA	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	CRITICA
MACANA - ALTA	BUENA	REGULAR	REGULAR	DUDOSA
MACANA - MEDIA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	ACEPTABLE
MACANA -BAJA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	ACEPTABLE

SITIO DE QUEBRADA	CALIDAD ICACRM DEF (9V)	CALIDAD ICACRM DEF (7V) CMO	CALIDAD ICACRM DEF (7V) Cochrane	BMWP/COL (Según Roldan, 2003)
MANGUALA - ALTA	EXCELENTE	EXCELENTE	EXCELENTE	ACEPTABLE
MANGUALA - MEDIA ALTA	EXCELENTE	EXCELENTE	EXCELENTE	BUENA
MANGUALA - MEDIA BAJA	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	MUY CRITICA
MANGUALA - MEDIA BAJA2 (CHISPERO)	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	MUY CRITICA
MANGUALA - MEDIA BAJA3 (COMPARTIR)	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	MUY CRITICA
MANGUALA -BAJA	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	MUY CRITICA
POPALA - ALTA	EXCELENTE	EXCELENTE	EXCELENTE	ACEPTABLE
POPALA - MEDIA	MUY MALA	MUY MALA	MUY MALA	MUY CRITICA
POPALA -BAJA	MALA	MALA	MALA	CRITICA
SORBETANA -ALTA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	ACEPTABLE
SORBETANA - MEDIA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	ACEPTABLE
SORBETANA -BAJA	BUENA	BUENA	BUENA	DUDOSA
ZORRITA - MEDIA	EXCELENTE	EXCELENTE	BUENA	BUENA
ZORRITA -BAJA	BUENA	BUENA	BUENA	ACEPTABLE
ZULIA - ALTA POS NUEVA BOC	BUENA	BUENA	BUENA	ACEPTABLE
ZULIA - MEDIA ALTA	MALA	MALA	MALA	MUY CRITICA
ZULIA - MEDIA BAJA 1	REGULAR	REGULAR	REGULAR	ACEPTABLE
ZULIA -BAJA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	CRITICA

ANEXO 5B. VALORES DE RANGOS DE CALIDAD CON ICA_{CMR} EN LOS MODELOS DE 7 Y 9 VARIABLES EN 65 SITIOS DE 20 SUBCUENCAS DE LA DOÑA MARÍA (Cont.)

SITIO DE QUEBRADA	CALIDAD ICACRM DEF (9V)	CALIDAD ICACRM DEF (7V) CMO	CALIDAD ICACRM DEF (7V) Cochrane	BMWP/COL (Según Roldan, 2003)
BARRO AZUL - ALTA	3	3	3	2
BARRO AZUL - MEDIA	4	4	4	2
BARRO AZUL -BAJA	4	3	3	3
CABUYALA - MEDIA	1	1	1	2
CABUYALA -BAJA	1	1	1	1
CANDELA - ALTA	2	2	2	4
CANDELA - MEDIA	3	3	3	3
CANDELA -BAJA	3	3	3	4
CAÑADITA - ALTA	3	2	3	3
CAÑADITA - MEDIA	3	3	3	2
CAÑADITA -BAJA	3	3	3	1
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA BR DER	5	4	4	4
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA BR IZQ	4	4	4	4
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA68	1	1	1	1
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA BAJA 69 (abajo de Camelias)	1	1	1	1
CHORRERA O LARGA (LV) -BAJA	3	3	3	3
DESPENSA - ALTA	4	4	4	4
DESPENSA - MEDIA - ALTA	4	3	4	4
DESPENSA - MEDIA BAJA	3	3	3	2
DESPENSA -BAJA	3	3	3	4

SITIO DE QUEBRADA	CALIDAD ICACRM DEF (9V)	CALIDAD ICACRM DEF (7V) CMO	CALIDAD ICACRM DEF (7V) Cochrane	BMWP/COL (Según Roldan, 2003)
DOÑA MARÍA -ALTA	5	5	5	4
INDIO MEDIA	3	3	3	4
ISABELA - ALTA	3	3	3	4
ISABELA - MEDIA	1	1	1	3
ISABELA -BAJA	2	2	2	2
JACINTA - MEDIA ALTA (Cootras)	2	2	2	1
JACINTA - MEDIA-BAJA (parque lin)	1	1	1	2
JACINTA -BAJA	1	1	1	1
LARGA (EL SALADO) - ALTA	3	3	3	4
LARGA (EL SALADO) - MEDIA	4	4	4	5
LARGA (EL SALADO) - BAJA	3	3	3	3
LIMONA - ALTA 1	5	4	4	4
LIMONA - ALTA 2	3	3	3	4
LIMONA - MEDIA ALTA	2	2	3	2
LIMONA - MEDIA BAJA	2	2	2	2
LIMONA - MEDIA BAJA2	3	3	3	3
LIMONA - MEDIA BAJA3	1	1	1	1
LIMONA -BAJA	1	1	1	2
MACANA - ALTA	4	3	3	3
MACANA - MEDIA	3	3	3	4
MACANA -BAJA	3	3	3	4
MANGUALA - ALTA	5	5	5	4
MANGUALA - MEDIA ALTA	5	5	5	5
MANGUALA - MEDIA BAJA	1	1	1	1

SITIO DE QUEBRADA	CALIDAD ICACRM DEF (9V)	CALIDAD ICACRM DEF (7V) CMO	CALIDAD ICACRM DEF (7V) Cochrane	BMWP/COL (Según Roldan, 2003)
MANGUALA - MEDIA BAJA2 (CHISPERO)	1	1	1	1
MANGUALA - MEDIA BAJA3 (COMPARTIR)	1	1	1	1
MANGUALA -BAJA	1	1	1	1
POPALA - ALTA	5	5	5	4
POPALA - MEDIA	1	1	1	1
POPALA -BAJA	2	2	2	2
SORBETANA -ALTA	3	3	3	4
SORBETANA - MEDIA	3	3	3	4
SORBETANA -BAJA	4	4	4	3
ZORRITA - MEDIA	5	5	4	5
ZORRITA -BAJA	4	4	4	4
ZULIA - ALTA POS NUEVA BOC	4	4	4	4
ZULIA - MEDIA ALTA	2	2	2	1
ZULIA - MEDIA BAJA 1	3	3	3	4
ZULIA - MEDIA BAJA 2				
ZULIA -BAJA	3	3	3	2

Cálculos de r y R2, para las versiones de modelo con 7 y 9 variables

V9	CORRELACIÓN CON BMWP (Roldán,2003)	0,7696886
V9	CORRELACIÓN CON BMWP (Álvarez,2005)	0,74606084
V9	COEFICIENTE R2 (Roldán,2003)	0,5924206
V9	COEFICIENTE R2 (Álvarez,2005)	0,55660677

V7		
(Cochrane)	CORRELACIÓN CON BMWP (Roldán,2003)	0,7668494
V7		
(Cochrane)	CORRELACIÓN CON BMWP (Álvarez,2005)	0,75984612

V7		
(Cochrane)	COEFICIENTE R2 (Roldán,2003)	0,588058
V7		
(Cochrane)	COEFICIENTE R2 (Álvarez,2005)	0,57736613

TABLAS DE CALIFICACIÓN PARA LAS VERSIONES DE 7 Y 9 VARIABLES

ICACRM DEF (7V)		RANGO
5	EXCELENTE	82,41- 88,62
4	BUENA	69,11 - 82,4
3	REGULAR	40 - 69,1
2	MALA	25,71 - 39,99
1	MUY MALA	0 - 25,7

ICACRM DEF (9V)		RANGO
5	EXCELENTE	80,01- 87
4	BUENA	70,01 - 80
3	REGULAR	40,01 - 70
2	MALA	25,01 - 40
1	MUY MALA	0 - 25

ANEXO 6. ANALISIS DE CORRELACIÓN DE VARIABLES POR AÑO

ANÁLISIS DE DATOS 2015-2016

Análisis Multivariado

Datos/VARIABLES:

2015.Coliformes Totales (NMP/100ml)

2015.Coliformes fecales (NMP/100ml)

2015.DBO5 (mg O2/L)

2015.DQO total (mg O2/L)

2015.Oxígeno disuelto (mg/L)

2015.Sat OD (% sat O2)

2015.TSS (mg/L)

2015.Turbiedad (NTU)

C.E.

Existen 59 casos completos a utilizarse en los cálculos.

Correlaciones

Monitoreo 2015-2016	Coliformes Totales	Coliformes fecales	DBO ₅	DQO total	Oxígeno disuelto	Sat OD	TSS	Turbiedad	C.E.
Coliformes Totales		0,8974	0,6565	0,6921	-0,2259	-0,2029	0,3218	0,4252	0,7035
		(59)	(59)	(59)	(59)	(59)	(59)	(59)	(59)
		0,0000	0,0000	0,0000	0,0854	0,1232	0,0129	0,0008	0,0000
Coliformes fecales	0,8974		0,4697	0,4863	-0,1340	-0,1069	0,2043	0,2783	0,5501
	(59)		(59)	(59)	(59)	(59)	(59)	(59)	(59)
	0,0000		0,0002	0,0001	0,3115	0,4204	0,1206	0,0328	0,0000
DBO ₅	0,6565	0,4697		0,9497	-0,6096	-0,5971	0,5734	0,7341	0,7338
	(59)	(59)		(59)	(59)	(59)	(59)	(59)	(59)
	0,0000	0,0002		0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
DQO total	0,6921	0,4863	0,9497		-0,4699	-0,4559	0,6582	0,8018	0,6391
	(59)	(59)	(59)		(59)	(59)	(59)	(59)	(59)
	0,0000	0,0001	0,0000		0,0002	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000
Oxígeno disuelto	-0,2259	-0,1340	-0,6096	-0,4699		0,9901	-0,3482	-0,4276	-0,4697
	(59)	(59)	(59)	(59)		(59)	(59)	(59)	(59)
	0,0854	0,3115	0,0000	0,0002		0,0000	0,0069	0,0007	0,0002

Monitoreo 2015-2016	Coliformes Totales	Coliformes fecales	DBO ₅	DQO total	Oxígeno disuelto	Sat OD	TSS	Turbiedad	C.E.
Sat OD	-0,2029 (59)	-0,1069 (59)	-0,5971 (59)	-0,4559 (59)	0,9901 (59)		-0,2984 (59)	-0,3988 (59)	-0,4475 (59)
	0,1232	0,4204	0,0000	0,0003	0,0000		0,0217	0,0018	0,0004
TSS	0,3218 (59)	0,2043 (59)	0,5734 (59)	0,6582 (59)	-0,3482 (59)	-0,2984 (59)		0,9414 (59)	0,2414 (59)
	0,0129	0,1206	0,0000	0,0000	0,0069	0,0217		0,0000	0,0655
Turbiedad	0,4252 (59)	0,2783 (59)	0,7341 (59)	0,8018 (59)	-0,4276 (59)	-0,3988 (59)	0,9414 (59)		0,3572 (59)
	0,0008	0,0328	0,0000	0,0000	0,0007	0,0018	0,0000		0,0055
C.E.	0,7035 (59)	0,5501 (59)	0,7338 (59)	0,6391 (59)	-0,4697 (59)	-0,4475 (59)	0,2414 (59)	0,3572 (59)	
	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0002	0,0004	0,0655	0,0055	

StatAdvisor

Esta tabla muestra las correlaciones momento producto de Pearson, entre cada par de variables. El rango de estos coeficientes de correlación va de -1 a +1, y miden la fuerza de la relación lineal entre las variables. También se muestra, entre paréntesis, el número de pares de datos utilizados para calcular cada coeficiente. El tercer número en cada bloque de la tabla es un valor-P que prueba la significancia estadística de las correlaciones estimadas. Valores-P abajo de 0,05 indican correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95,0%. Los siguientes pares de variables tienen valores-P por debajo de 0,05:

2015.Coliformes Totales y 2015.Coliformes fecales

2015.Coliformes Totales y 2015.DBO₅

2015.Coliformes Totales y 2015.DQO total

2015.Coliformes Totales y 2015.TSS

2015.Coliformes Totales y 2015.Turbiedad

2015.Coliformes Totales y C.E.

2015.Coliformes fecales y 2015.DBO₅

2015.Coliformes fecales y 2015.DQO total

2015.Coliformes fecales y 2015.Turbiedad

2015.Coliformes fecales y C.E.

2015.DBO₅ y 2015.DQO total

2015.DBO5 y 2015.Oxígeno disuelto
2015.DBO5 y 2015.Sat OD
2015.DBO5 y 2015.TSS
2015.DBO5 y 2015.Turbiedad
2015.DBO5 y C.E.
2015.DQO total y 2015.Oxígeno disuelto
2015.DQO total y 2015.Sat OD
2015.DQO total y 2015.TSS
2015.DQO total y 2015.Turbiedad
2015.DQO total y C.E.
2015.Oxígeno disuelto y 2015.Sat OD
2015.Oxígeno disuelto y 2015.TSS
2015.Oxígeno disuelto y 2015.Turbiedad
2015.Oxígeno disuelto y C.E.
2015.Sat OD y 2015.TSS
2015.Sat OD y 2015.Turbiedad
2015.Sat OD y C.E.
2015.TSS y 2015.Turbiedad
2015.Turbiedad y C.E.

ANÁLISIS DE DATOS 2013

Análisis Multivariado

Datos/Variables:

2013.Coliformes Totales (NMP/100ml)
2013.Coliformes fecales (NMP/100ml)
2013.DBO5 (mg O₂/L)
2013.DQO total (mg O₂/L)
2013.Oxígeno disuelto (mg/L)
2013.TSS (mg/L)

2013.Turbiedad (NTU)

Existen 45 casos completos a utilizarse en los cálculos.

Correlaciones

Monitoreo 2013	Coliformes Totales	Coliformes fecales	DBO ₅	DQO total	Oxígeno disuelto	TSS	Turbiedad
Coliformes Totales		0,9948	0,8479	0,8950	-0,1965	0,0083	0,1921
		(45)	(45)	(45)	(45)	(45)	(45)
		0,0000	0,0000	0,0000	0,1958	0,9566	0,2063
Coliformes fecales	0,9948		0,8505	0,8983	-0,2008	0,0203	0,2008
	(45)		(45)	(45)	(45)	(45)	(45)
	0,0000		0,0000	0,0000	0,1859	0,8947	0,1860
DBO ₅	0,8479	0,8505		0,9688	-0,1249	0,0158	0,1981
	(45)	(45)		(45)	(45)	(45)	(45)
	0,0000	0,0000		0,0000	0,4135	0,9180	0,1921
DQO total	0,8950	0,8983	0,9688		-0,0943	-0,0464	0,1496
	(45)	(45)	(45)		(45)	(45)	(45)
	0,0000	0,0000	0,0000		0,5379	0,7622	0,3266
Oxígeno disuelto	-0,1965	-0,2008	-0,1249	-0,0943		-0,2627	-0,2907
	(45)	(45)	(45)	(45)		(45)	(45)
	0,1958	0,1859	0,4135	0,5379		0,0813	0,0527
TSS	0,0083	0,0203	0,0158	-0,0464	-0,2627		0,9719
	(45)	(45)	(45)	(45)	(45)		(45)
	0,9566	0,8947	0,9180	0,7622	0,0813		0,0000
Turbiedad	0,1921	0,2008	0,1981	0,1496	-0,2907	0,9719	
	(45)	(45)	(45)	(45)	(45)	(45)	
	0,2063	0,1860	0,1921	0,3266	0,0527	0,0000	

StatAdvisor

Esta tabla muestra las correlaciones momento producto de Pearson, entre cada par de variables. El rango de estos coeficientes de correlación va de -1 a +1, y miden la fuerza de la relación lineal entre las variables. También se muestra, entre paréntesis, el número de pares de datos utilizados para calcular cada coeficiente. El tercer número en cada bloque de la tabla es un valor-P que prueba la significancia estadística de las correlaciones estimadas. Valores-P abajo de 0,05 indican correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95,0%. Los siguientes pares de variables tienen valores-P por debajo de 0,05:

2013.Coliformes Totales y 2013.Coliformes fecales

2013.Coliformes Totales y 2013.DBO5

2013.Coliformes Totales y 2013.DQO total

2013.Coliformes fecales y 2013.DBO5

2013.Coliformes fecales y 2013.DQO total

2013.DBO5 y 2013.DQO total

2013.TSS y 2013.Turbiedad

ANÁLISIS DE DATOS 2012

Análisis Multivariado

Datos/VARIABLES:

2012.Coliformes Totales (NMP/100ml)

2012.Coliformes fecales (NMP/100ml)

2012.DBO5 (mg O2/L)

2012.DQO total (mg O2/L)

2012.Oxígeno disuelto (mg/L)

2012.TSS (mg/L)

2012.Turbiedad (NTU)

Existen 44 casos completos a utilizarse en los cálculos.

Correlaciones

Monitoreo 2012	Coliformes Totales	Coliformes fecales	DBO ₅	DQO total	Oxígeno disuelto	TSS	Turbiedad
Coliformes Totales		0,4859	0,2338	0,2663	-0,2642	0,2096	0,2050
		(44)	(44)	(44)	(44)	(44)	(44)
		0,0008	0,1267	0,0806	0,0831	0,1721	0,1819
Coliformes fecales	0,4859		0,5894	0,2526	-0,5058	0,5163	0,5171
	(44)		(44)	(44)	(44)	(44)	(44)
	0,0008		0,0000	0,0981	0,0005	0,0003	0,0003
DBO5	0,2338	0,5894		0,2654	-0,8829	0,9135	0,9516
	(44)	(44)		(44)	(44)	(44)	(44)
	0,1267	0,0000		0,0817	0,0000	0,0000	0,0000

Monitoreo 2012	Coliformes Totales	Coliformes fecales	DBO ₅	DQO total	Oxígeno disuelto	TSS	Turbiedad
DQO total	0,2663	0,2526	0,2654		-0,2258	0,2519	0,2553
	(44)	(44)	(44)		(44)	(44)	(44)
	0,0806	0,0981	0,0817		0,1405	0,0990	0,0945
Oxígeno disuelto	-0,2642	-0,5058	-0,8829	-0,2258		-0,8540	-0,8662
	(44)	(44)	(44)	(44)		(44)	(44)
	0,0831	0,0005	0,0000	0,1405		0,0000	0,0000
TSS	0,2096	0,5163	0,9135	0,2519	-0,8540		0,9537
	(44)	(44)	(44)	(44)	(44)		(44)
	0,1721	0,0003	0,0000	0,0990	0,0000		0,0000
Turbiedad	0,2050	0,5171	0,9516	0,2553	-0,8662	0,9537	
	(44)	(44)	(44)	(44)	(44)	(44)	
	0,1819	0,0003	0,0000	0,0945	0,0000	0,0000	

StatAdvisor

Esta tabla muestra las correlaciones momento producto de Pearson, entre cada par de variables. El rango de estos coeficientes de correlación va de -1 a +1, y miden la fuerza de la relación lineal entre las variables. También se muestra, entre paréntesis, el número de pares de datos utilizados para calcular cada coeficiente. El tercer número en cada bloque de la tabla es un valor-P que prueba la significancia estadística de las correlaciones estimadas. Valores-P abajo de 0,05 indican correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95,0%. Los siguientes pares de variables tienen valores-P por debajo de 0,05:

2012.Coliformes Totales y 2012.Coliformes fecales

2012.Coliformes fecales y 2012.DBO₅

2012.Coliformes fecales y 2012.Oxígeno disuelto

2012.Coliformes fecales y 2012.TSS

2012.Coliformes fecales y 2012.Turbiedad

2012.DBO₅ y 2012.Oxígeno disuelto

2012.DBO₅ y 2012.TSS

2012.DBO₅ y 2012.Turbiedad

2012.Oxígeno disuelto y 2012.TSS

2012.Oxígeno disuelto y 2012.Turbiedad

2012.TSS y 2012.Turbiedad

ANÁLISIS DE DATOS 2009

Análisis Multivariado

Datos/Variables:

2009.Coliformes Totales (NMP/100ml)

2009.Coliformes fecales (NMP/100ml)

2009.DBO5 (mg O₂/L)

2009.DQO total (mg O₂/L)

2009.Oxígeno disuelto (mg/L)

2009.TSS (mg/L)

2009.Turbiedad (NTU)

Existen 51 casos completos a utilizarse en los cálculos.

Correlaciones

Monitoreo 2009	Coliformes Totales	Coliformes fecales	DBO ₅	DQO total	Oxígeno disuelto	TSS	Turbiedad
Coliformes Totales		1,0000	0,7171	0,9188	-0,5950	0,6995	0,8799
		(51)	(51)	(51)	(51)	(51)	(51)
		0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Coliformes fecales	1,0000		0,7141	0,9167	-0,5920	0,6976	0,8782
	(51)		(51)	(51)	(51)	(51)	(51)
	0,0000		0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
DBO5	0,7171	0,7141		0,9240	-0,8151	0,7417	0,7872
	(51)	(51)		(51)	(51)	(51)	(51)
	0,0000	0,0000		0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
DQO total	0,9188	0,9167	0,9240		-0,7714	0,7908	0,9134
	(51)	(51)	(51)		(51)	(51)	(51)
	0,0000	0,0000	0,0000		0,0000	0,0000	0,0000
Oxígeno disuelto	-0,5950	-0,5920	-0,8151	-0,7714		-0,6238	-0,6610
	(51)	(51)	(51)	(51)		(51)	(51)
	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000		0,0000	0,0000
TSS	0,6995	0,6976	0,7417	0,7908	-0,6238		0,9342
	(51)	(51)	(51)	(51)	(51)		(51)
	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000		0,0000

Turbiedad	0,8799	0,8782	0,7872	0,9134	-0,6610	0,9342	
	(51)	(51)	(51)	(51)	(51)	(51)	
	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	

StatAdvisor

Esta tabla muestra las correlaciones momento producto de Pearson, entre cada par de variables. El rango de estos coeficientes de correlación va de -1 a +1, y miden la fuerza de la relación lineal entre las variables. También se muestra, entre paréntesis, el número de pares de datos utilizados para calcular cada coeficiente. El tercer número en cada bloque de la tabla es un valor-P que prueba la significancia estadística de las correlaciones estimadas. Valores-P abajo de 0,05 indican correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95,0%. Los siguientes pares de variables tienen valores-P por debajo de 0,05:

2009.Coliformes Totales y 2009.Coliformes fecales

2009.Coliformes Totales y 2009.DBO5

2009.Coliformes Totales y 2009.DQO total

2009.Coliformes Totales y 2009.Oxígeno disuelto

2009.Coliformes Totales y 2009.TSS

2009.Coliformes Totales y 2009.Turbiedad

2009.Coliformes fecales y 2009.DBO5

2009.Coliformes fecales y 2009.DQO total

2009.Coliformes fecales y 2009.Oxígeno disuelto

2009.Coliformes fecales y 2009.TSS

2009.Coliformes fecales y 2009.Turbiedad

2009.DBO5 y 2009.DQO total

2009.DBO5 y 2009.Oxígeno disuelto

2009.DBO5 y 2009.TSS

2009.DBO5 y 2009.Turbiedad

2009.DQO total y 2009.Oxígeno disuelto

2009.DQO total y 2009.TSS

2009.DQO total y 2009.Turbiedad
 2009.Oxígeno disuelto y 2009.TSS
 2009.Oxígeno disuelto y 2009.Turbiedad
 2009.TSS y 2009.Turbiedad

ANÁLISIS DE DATOS 2008

Análisis Multivariado

Datos/Variables:

2008.Coliformes Totales (NMP/100ml)
 2008.Coliformes fecales (NMP/100ml)
 2008.DBO5 (mg O2/L)
 2008.DQO total (mg O2/L)
 2008.Oxígeno disuelto (mg/L)
 2008.TSS (mg/L)
 2008.Turbiedad (NTU)

Existen 32 casos completos a utilizarse en los cálculos.

Correlaciones

Monitoreo 2008	Coliformes Totales	Coliformes fecales	DBO ₅	DQO total	Oxígeno disuelto	TSS	Turbiedad
Coliformes Totales		0,9991	0,0164	0,0413	-0,3490	0,1372	0,2107
		(32)	(32)	(32)	(32)	(32)	(32)
		0,0000	0,9290	0,8226	0,0502	0,4540	0,2471
Coliformes fecales	0,9991		0,0210	0,0478	-0,3560	0,1432	0,2138
	(32)		(32)	(32)	(32)	(32)	(32)
	0,0000		0,9094	0,7948	0,0456	0,4344	0,2399
DBO5	0,0164	0,0210		0,9939	-0,6135	0,2845	0,1534
	(32)	(32)		(32)	(32)	(32)	(32)
	0,9290	0,9094		0,0000	0,0002	0,1145	0,4018
DQO total	0,0413	0,0478	0,9939		-0,6329	0,2921	0,1631
	(32)	(32)	(32)		(32)	(32)	(32)
	0,8226	0,7948	0,0000		0,0001	0,1047	0,3723
Oxígeno disuelto	-0,3490	-0,3560	-0,6135	-0,6329		-0,3201	-0,0815

	(32)	(32)	(32)	(32)		(32)	(32)
	0,0502	0,0456	0,0002	0,0001		0,0741	0,6574
TSS	0,1372	0,1432	0,2845	0,2921	-0,3201		0,6081
	(32)	(32)	(32)	(32)	(32)		(32)
	0,4540	0,4344	0,1145	0,1047	0,0741		0,0002
Turbiedad	0,2107	0,2138	0,1534	0,1631	-0,0815	0,6081	
	(32)	(32)	(32)	(32)	(32)	(32)	
	0,2471	0,2399	0,4018	0,3723	0,6574	0,0002	

StatAdvisor

Esta tabla muestra las correlaciones momento producto de Pearson, entre cada par de variables. El rango de estos coeficientes de correlación va de -1 a +1, y miden la fuerza de la relación lineal entre las variables. También se muestra, entre paréntesis, el número de pares de datos utilizados para calcular cada coeficiente. El tercer número en cada bloque de la tabla es un valor-P que prueba la significancia estadística de las correlaciones estimadas. Valores-P abajo de 0,05 indican correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95,0%. Los siguientes pares de variables tienen valores-P por debajo de 0,05:

2008.Coliformes Totales y 2008.Coliformes fecales

2008.Coliformes fecales y 2008.Oxígeno disuelto

2008.DBO5 y 2008.DQO total

2008.DBO5 y 2008.Oxígeno disuelto

2008.DQO total y 2008.Oxígeno disuelto

2008.TSS y 2008.Turbiedad

ANEXO 7. PRUEBAS DE REGRESIÓN LINEAL PARA DIFERENTES MODELOS DE ICA USADOS INTERNACIONALMENTE EN RELACIÓN CON BMWP/COL

Valores de ICA para diferentes modelos en 59 sitios de 18 subcuencas de la Doña María

SITIO DE QUEBRADA	Valor ICA _{CRM}	Valor ICA (empírico)	Valor ICA LEÓN (1998) *	Valor ICA NFS*	Valor ICA Dinius*	Valor BMWP/COL (Roldan, 2003)
BARRO AZUL - ALTA	56,06	15,87	76,56	74,62	69,6	30
BARRO AZUL - MEDIA	75,29	14,80	78,96	76	68,86	30
BARRO AZUL -BAJA	69,68	12,57	76,72	73,46	64,73	54
CABUYALA - MEDIA	16,70	8,75	23,59	55,59	12,46	23
CABUYALA -BAJA	15,65	6,97	22,15	50,05	12,02	14
CANDELA - ALTA	37,51	11,60	74,67	73,81	65,23	68
CANDELA - MEDIA	55,00	12,54	77,22	74,12	66,22	37
CANDELA -BAJA	47,14	11,19	69,34	71,01	58,82	62
CAÑADITA - ALTA	38,87	12,06	73,8	72,32	62,23	51
CAÑADITA - MEDIA	52,01	12,20	77,42	75,36	68,35	31
CAÑADITA -BAJA	53,90	13,57	77,4	75,45	67,98	8
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA BR DER	81,55	15,11	77,17	73,02	69,46	68
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA BR IZQ	75,10	16,49	81,6	78,76	71,42	92
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA ALTA68	8,93	5,97	46,05	41,93	22,78	9
CHORRERA O LARGA (LV) - MEDIA BAJA 69 (abajo de Camelias)	7,52	5,55	19,71	39,19	10,92	31
CHORRERA O LARGA (LV) -BAJA	41,74	11,59	71,18	71	59,93	55
DESPENSA - ALTA	79,67	18,44	81,87	79,06	73,97	74
DESPENSA - MEDIA - ALTA	70,19	14,74	79,81	76,39	68,38	78
DESPENSA - MEDIA BAJA	43,82	11,50	65,88	67,65	55,08	31
DESPENSA -BAJA	44,75	11,13	65,39	66,68	54,74	71
DOÑA MARÍA -ALTA	86,82	17,45	87,4	83,28	76,24	72
INDIO MEDIA	62,89	13,89	75,89	77,78	69,37	94
ISABELA - ALTA	68,43	14,67	79,22	76,82	68,44	79
ISABELA - MEDIA	14,95	7,62	49,92	49	23,98	37

SITIO DE QUEBRADA	Valor ICA _{CRM}	Valor ICA (empírico)	Valor ICA LEÓN (1998) *	Valor ICA NFS*	Valor ICA Dinus*	Valor BMWP/COL (Roldan, 2003)
ISABELA -BAJA	38,23	8,87	54,79	56,48	26	30
JACINTA - MEDIA ALTA (Cootras)	37,75	10,87	72,57	71,47	61,91	10
JACINTA - MEDIA-BAJA (parque lin)	10,76	4,77	17,03	35,49	9,32	35
JACINTA -BAJA	15,66	6,20	19	44,76	9,86	5
LARGA (EL SALADO) - ALTA	59,15	17,26	77,47	75,6	71,07	66
LARGA (EL SALADO) - MEDIA	78,01	17,45	83,86	80,38	73,87	103
LARGA (EL SALADO) - BAJA	57,02	13,46	78,34	74,75	67,9	57
LIMONA - ALTA 1	83,17	18,32	97,55	94,3	86,1	61
LIMONA - ALTA 2	67,14	17,90	81,02	78,53	73,74	84
LIMONA - MEDIA ALTA	40,16	11,01	71,96	66	23,83	26
LIMONA - MEDIA BAJA	38,47	10,49	69,3	65,45	22,28	35
LIMONA - MEDIA BAJA2	46,62	10,89	69,13	68,51	29,85	43
LIMONA - MEDIA BAJA3	9,91	6,95	22,62	53,38	11,69	7
LIMONA -BAJA	17,72	7,85	23,96	56,76	12,15	20
MACANA - ALTA	67,74	15,58	75,91	77,18	69,26	56
MACANA - MEDIA	46,39	10,56	65,06	63,88	58,73	71
MACANA -BAJA	53,25	11,04	68,45	68,12	60,32	72
MANGUALA - ALTA	85,49	18,65	85,13	84,22	79,86	99
MANGUALA - MEDIA ALTA	84,47	16,39	86,5	82,77	74,92	116
MANGUALA - MEDIA BAJA	20,03	9,51	25,07	59,62	12,8	10
MANGUALA - MEDIA BAJA2 (CHISPERO)	12,75	3,68	15,82	31,44	9,13	8
MANGUALA - MEDIA BAJA3 (COMPARTIR)	3,60	6,26	21,47	48,31	10,92	14
MANGUALA -BAJA	18,30	6,85	22,57	51,45	11,42	10
POPALA - ALTA	85,72	16,06	86,44	80,76	73,7	79
POPALA - MEDIA	17,24	4,10	16,93	39,49	10,45	12
POPALA -BAJA	28,95	8,17	56,1	54,47	51,05	22
SORBETANA -ALTA	69,02	14,69	79,8	76,68	69,58	63
SORBETANA - MEDIA	49,12	11,84	74,72	72,91	63,11	61
SORBETANA -BAJA	73,86	15,15	80,17	75,96	69,52	57

SITIO DE QUEBRADA	Valor ICACRM	Valor ICA (empírico)	Valor ICA LEÓN (1998) *	Valor ICA NFS*	Valor ICA Dinius*	Valor BMWP/COL (Roldan, 2003)
ZORRITA - MEDIA	83,54	15,05	79,82	76,45	71,02	104
ZORRITA -BAJA	74,07	13,27	80,75	75,63	68,97	88
ZULIA - ALTA POS NUEVA BOC	78,57	17,96	87,17	84,84	77,89	78
ZULIA - MEDIA ALTA	26,74	10,44	24,9	59,56	12,93	6
ZULIA - MEDIA BAJA 1	56,73	9,73	64,56	64,5	30,65	89
ZULIA -BAJA	47,28	11,52	71,7	70,98	31,09	17

* Calculados con el programa ICATEST V 1.0

Regresión Simple - BMWP/Col vs. ICACRM

Variable dependiente: BMWP/Col

Variable independiente: ICACRM (Estadístico)

Lineal: $Y = a + b \cdot X$

Coefficientes

	Mínimos Cuadrados	Estándar	Estadístico	
Parámetro	Estimado	Error	T	Valor-P
Intercepto	2,0288	5,4401	0,37294	0,7106
Pendiente	0,96761	0,099107	9,7633	0,0000

Análisis de Varianza

Fuente	Suma de Cuadrados	de Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Modelo	34196,	1	34196,	95,32	0,0000
Residuo	20448,	57	358,74		
Total (Corr.)	54644,	58			

Coefficiente de Correlación = 0,79107

R-cuadrada = 62,579 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 61,923 por ciento

Error estándar del est. = 18,94

Error absoluto medio = 15,491

Estadístico Durbin-Watson = 2,0229 (P=0,5177)

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,051493

StatAdvisor

La salida muestra los resultados de ajustar un modelo lineal para describir la relación entre BMWP/Col y ICACRM. La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{BMWP/Col} = 2,0288 + 0,96761 \cdot \text{ICACRM}$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre BMWP/Col y ICACRM con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo ajustado explica 62,579% de la variabilidad en BMWP/Col. El coeficiente de correlación es igual a 0,79107, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables.

Puesto que el valor-P es mayor que 0,05, no hay indicación de una autocorrelación serial en los residuos con un nivel de confianza del 95,0%.

Regresión Simple - BMWP/Col vs. ICACRMe

Variable dependiente: BMWP/Col

Variable independiente: ICACRMe (Empírico)

Lineal: $Y = a + b \cdot X$

Coefficientes

	<i>Mínimos Cuadrados</i>	<i>Estándar</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimado</i>	<i>Error</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Intercepto	-16,192	8,8568	-1,8281	0,0728
Pendiente	5,4865	0,70306	7,8038	0,0000

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	28225,	1	28225,	60,90	0,0000
Residuo	26418,	57	463,48		
Total (Corr.)	54644,	58			

Coeficiente de Correlación = 0,7187

R-cuadrada = 51,653 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 50,805 por ciento

Error estándar del est. = 21,529

Error absoluto medio = 16,772

Estadístico Durbin-Watson = 2,1098 (P=0,6476)

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,10357

StatAdvisor

La salida muestra los resultados de ajustar un modelo lineal para describir la relación entre BMW/Col y ICACRMe. La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{BMW/Col} = -16,192 + 5,4865 \cdot \text{ICACRMe}$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre BMW/Col y ICACRMe con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo ajustado explica 51,653% de la variabilidad en BMWP/Col. El coeficiente de correlación es igual a 0,7187, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables.

Puesto que el valor-P es mayor que 0,05, no hay indicación de una autocorrelación serial en los residuos con un nivel de confianza del 95,0%.

Regresión Simple - BMWP/Col vs. ICA León (1998)

Variable dependiente: BMWP/Col

Variable independiente: ICA León (1998)

Lineal: $Y = a + b \cdot X$

Coeficientes

	<i>Mínimos Cuadrados</i>	<i>Estándar</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimado</i>	<i>Error</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Intercepto	-7,0944	8,0677	-0,87936	0,3829
Pendiente	0,89641	0,11974	7,4862	0,0000

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	27091,	1	27091,	56,04	0,0000
Residuo	27553,	57	483,39		
Total (Corr.)	54644,	58			

Coeficiente de Correlación = 0,70411

R-cuadrada = 49,577 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 48,692 por ciento

Error estándar del est. = 21,986

Error absoluto medio = 16,724

Estadístico Durbin-Watson = 1,8262 (P=0,2374)

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,039546

StatAdvisor

La salida muestra los resultados de ajustar un modelo lineal para describir la relación entre BMWP/Col y ICA León (1998). La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{BMWP/Col} = -7,0944 + 0,89641 * \text{ICA León (1998)}$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre BMWP/Col y ICA León (1998) con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo ajustado explica 49,577% de la variabilidad en BMWP/Col. El coeficiente de correlación es igual a 0,70411, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables.

Puesto que el valor-P es mayor que 0,05, no hay indicación de una autocorrelación serial en los residuos con un nivel de confianza del 95,0%.

Regresión Simple - BMWP/Col vs. ICA NFS

Variable dependiente: BMWP/Col

Variable independiente: ICA NFS

Lineal: $Y = a + b * X$

Coefficientes

	<i>Mínimos Cuadrados</i>	<i>Estándar</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimado</i>	<i>Error</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Intercepto	-52,774	14,804	-3,5649	0,0007

Pendiente	1,5167	0,21542	7,041	0,0000
-----------	--------	---------	-------	--------

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	25419,	1	25419,	49,58	0,0000
Residuo	29225,	57	512,72		
Total (Corr.)	54644,	58			

Coeficiente de Correlación = 0,68203

R-cuadrada = 46,517 por ciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 45,579 por ciento

Error estándar del est. = 22,643

Error absoluto medio = 17,902

Estadístico Durbin-Watson = 2,0224 (P=0,5166)

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = -0,051562

StatAdvisor

La salida muestra los resultados de ajustar un modelo lineal para describir la relación entre BMWP/Col y ICA NFS. La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{BMWP/Col} = -52,774 + 1,5167 \cdot \text{ICA NFS}$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre BMWP/Col y ICA NFS con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo ajustado explica 46,517% de la variabilidad en BMWP/Col. El coeficiente de correlación es igual a 0,68203, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables.

Puesto que el valor-P es mayor que 0,05, no hay indicación de una autocorrelación serial en los residuos con un nivel de confianza del 95,0%.

Regresión Simple - BMWP/Col vs. ICA Dinius

Variable dependiente: BMWP/Col

Variable independiente: ICA Dinius

Lineal: $Y = a + b \cdot X$

Coeficientes

	<i>Mínimos Cuadrados</i>	<i>Estándar</i>	<i>Estadístico</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Estimado</i>	<i>Error</i>	<i>T</i>	<i>Valor-P</i>
Intercepto	6,1183	6,0804	1,0062	0,3186
Pendiente	0,8686	0,10871	7,99	0,0000

Análisis de Varianza

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>de Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Modelo	28868,	1	28868,	63,84	0,0000
Residuo	25775,	57	452,2		
Total (Corr.)	54644,	58			

Coefficiente de Correlación = 0,72684

R-cuadrada = 52,83 porciento

R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 52,003 porciento

Error estándar del est. = 21,265

Error absoluto medio = 15,496

Estadístico Durbin-Watson = 1,8597 (P=0,2764)

Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,039144

StatAdvisor

La salida muestra los resultados de ajustar un modelo lineal para describir la relación entre BMWP/Col y ICA Dinius. La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{BMWP/Col} = 6,1183 + 0,8686 \cdot \text{ICA Dinius}$$

Puesto que el valor-P en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre BMWP/Col y ICA Dinius con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo ajustado explica 52,83% de la variabilidad en BMWP/Col. El coeficiente de correlación es igual a 0,72684, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables.

Puesto que el valor-P es mayor que 0,05, no hay indicación de una autocorrelación serial en los residuos con un nivel de confianza del 95,0%.

ANEXO 8. SOCIALIZACIÓN DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN CON LAS COMUNIDADES Y ORGANIZACIONES LOCALES DE LA MICROCUENCA DOÑA MARÍA

La difusión inicial del proceso de socialización del proyecto de investigación “Formulación de un índice de calidad de aguas para cuencas rurales en zonas de montaña basado en un estudio de subcuencas de la microcuenca Doña María del valle de Aburrá”, inició de manera informal desde el mes de agosto de 2018 en una reunión ordinaria de Mesa Ambiental de San Antonio de Prado (parte alta y media de la microcuenca, donde se ubican todas las subcuencas objetos de este estudio), citada principalmente para tratar el tema de un relleno sanitario que impactaba la parte alta de la microcuenca Doña María y en donde se hizo alusión a que entre otras acciones se estaba realizando una investigación para formular un índice de calidad de aguas apropiado para este tipo de cuencas y que esta investigación era la tesis actual, en el marco de una maestría en cuencas hidrográficas (ver fotos 1 y 2)



Fotos A1 y 2. Socialización informal el día 1 de agosto, en el marco de la Mesa Ambiental, realizada en el parque biblioteca
Fuente: autor

Posteriormente en el marco de otra reunión de Mesa Ambiental, el día 5 de septiembre se reiteró la información. Igualmente se realizó otra breve socialización el día 3 de octubre en el marco de una sesión ordinaria de Mesa Ambiental (ver acta de reunión)

Mas tarde en octubre 13 de 2018 en una reunión extraordinaria de Mesa y con el grupo de la alianza por La Cabuyala (una microcuenca de La Doña María), de nuevo se hizo socialización breve de la investigación y la manera como podía insertarse en el proceso de defensa de esta microcuenca, dando soportes y bases técnicas y científicas al proceso socioambiental ciudadano en la localidad (ver fotos 3 y 4, y acta de reunión), en el marco del Observatorio Ambiental Local (OALSAP).



Fotos A3 y 4. Socialización informal el día 13 de octubre, en el marco de la Alianza por la Cabuyala, realizada en la sede La Toluca
Fuente: autor

Sin embargo, se consideró necesario realizar una socialización más formal y exclusivamente para tratar el tema y su inserción en el proceso de monitoreo de las 20 microcuencas de la Doña María que gestiona y coordina el Observatorio Ambiental Local (OALSAP), por lo cual se citó una reunión para el día 21 de noviembre con la Mesa Ambiental, el Observatorio Ambiental, la Alianza por la Defensa de la Cabuyala, líderes locales, JACs, JAL, instituciones públicas, etc. Para esta actividad se logró un pequeño apoyo financiero de Corantioquia y el Consejo de Cuenca del río Aburrá (ver invitación)



Foto A5. Invitación formal a la socialización del proyecto

Fuente: autor

El día 21 de noviembre fue realizada la reunión, donde se hizo una amplia presentación del proyecto de investigación y su importancia para el OALSAP y en general para los procesos de monitoreo ambiental de calidad de aguas en cuencas rurales de montaña como las que existen en la Doña María y en general en toda la cuenca del río Aburrá, y otras partes del país. Además, se incluyó una presentación del video de avances y así mismo se concertaron algunas acciones de apoyo por parte del maestrante en los procesos de defensa y restauración de la microcuenca La Cabuyala y en general al OALSAP (ver fotos 6 a 9 y acta de asistencia a evento). Al final de la reunión quedó la inquietud sobre cómo será la difusión masiva de los resultados de la investigación y cómo la Mesa Ambiental y el OALSAP podrían participar en esa difusión.



Fotos A6 a 9. Socialización formal el día 21 de noviembre, con citación a la Alianza por la Cabuyala, La Mesa Ambiental y el OAL, en la sede del centro de desarrollo social de Prado.

Fuente: autor

Encuentro socialización proyecto de investigación para formular un índice de calidad ambiental del agua para la cuenca Doña María.				
Tesis Maestría.		Univ. Santo Tomás.	Carlos M. Uribe G. Noviembre - 2018	
NOMBRE	TELÉFONO	ORGANIZACIÓN/BARRIO	CORREO	
Amalberto Cardona P.	4863271	Mesa Ambiental	eco2305@unsto.com	
Carlos Mercedes S.	3013685160	Pro Prado - USANTO	proprado@unsto.com	
Julian Velazquez	2865058	JAC Ujue centro	julianvelazquez@hotmail.es	
Stella Valencia Gaudet	3016007050	JAC pradita parte baja	Stellally@gmail.com	
Hector Guillermo Ataherza Alvaroz	3233419005	ARAGON	hectorateha@gmail.com	
Vanessa Andrea Arango Villada	3502042530	Aragon	Varangp1992@gmail.com	
Gabriel Correa	3108823789	JAC	GabrielCorrea@gmail.com	
Javier de Bedoya	3128865942	Flonda		
Mario de la Cruz	3123653639	Sonocho y Smiling Juvenil	mario1962@hotmail.com	
Mario Zapata A	3102286024	Pro. Rameral	dariozapata@gmail.com	
Paulo Mario Umbea	3124976130	comunidad visible	mario.umbea@gmail.com	
Diego Alcega	3012793372	Cabildo Mayor MD	diegoalcega@yahoo.es	
Luis Alexander Narajo Fein	3218393244	JAC ARAGON Y NODO 1	alexra99@yahoo.es	
Monica Rios Hurtado	3094456399	Mesa Ambiental	MonicaRios@hotmail.com	
Jonathan Alvarado	2861743		JonathanAlv100k.com	
Antonio J. Betancur	3005778545	ciudad Rural	antonio.lentesura@gmail.com	
Gabriela Jaramillo	3122630246	JAC La Verde: camelias		
M ^{ra} Victoria Paniagua C.	3856295	Li. Corregimiento S	mosia.paniagua@unsto.com	
Eduardo Paz	3113625206	Participante Ciudad	plysp50@gmail.com	
Carlos Arturo Quintero	70-SF 164	J.A.L	carlosquintero@hotmail.com	
Florencia Dilla	3053520465	JAC ARAGON	florenciadilla@gmail.com	
Doña Eugenia Toro Lopez	31057340	JAC / 80 - 300 04378.15.	mariugenia.torolopez@hotmail.com	
Georgette Valencia Mayo	3219384174	Fun arona	georgettevalencia@gmail.com	

Foto A10. Acta de asistencia a evento de socialización del proyecto de investigación, realizado el 21 de noviembre en la sede del Centro de Desarrollo Social de Prado.
 Fuente: OALSAP

Segundo avance de socialización y acción participativa

Como parte del desarrollo de los compromisos adquiridos en la reunión del 21 de noviembre, la investigación y el maestrante apoyaron la realización de una actividad contemplada en el plan de acción de la Alianza por la Defensa de La Cabuyala, para generar la línea base ambiental del estado de retiros y de calidad de aguas de la microcuenca La Cabuyala. Esta actividad se realizó el 28 de noviembre y consistió en un proceso de diagnóstico participativo sobre estado de retiros (intervenciones como descargas de aguas residuales, presencia de puntos críticos de basuras, invasión de retiros, etc.) todo lo cual fue georreferenciado y las muestras de aguas en tres sitios de la quebrada está siendo analizados por el laboratorio de aguas de Corantioquia. Esta actividad sirvió no sólo para involucrar el trabajo de investigación con un problema real en la microcuenca objeto de investigación, sino además para

involucrar en el proceso al Consejo de Cuenca del río Aburrá y a la autoridad ambiental, además de organizaciones sociales locales.

La invitación a participar en la actividad puede observarse en la foto 11.



Foto A11. Invitación formal a la actividad de diagnóstico participativo en la microcuenca La Cabuyala

Fuente: autor



Fotos A12 a 15. Actividades en la salida de campo para diagnóstico participativo del estado de calidad ambiental del agua en la Cabuyala
Fuente: autor

ALIANZA COMUNITARIA POR LA QUEBRADA LA CABUYALA- SAN ANTONIO DE PRADO- MEDELLIN.				
FECHA	HORA	LUGAR		
Noviembre 28/18	9:00 Am. - 3 Pm	Microcuenca Quebrada Cabuyala San ant. Prado		
NOMBRES Y APELLIDOS	CEDULA	ORGANIZACIÓN	TELEFONO	CORREO ELECTRONICO
Monoran cacha Calle	1001539776		2861243	MonoranCacha@univmed.edu.co
Luz Stella Valencia Aguileo	12772529	JAC pradita P. Baja	3016007050	
Luz Angela Vélez Muñoz	42766779	vergel centro	2869506	
Johan Lparéla	8363174	JAC Aragón	5727018	Johan.Lparéla@gmail.com
Yana Elsy Sánchez	42766160	JAC Aragón	5846520	elisy.sanchez@univmed.edu.co
Ove Restrepo González	71848372	JAC PRADENA	3003612184	OveRestrepo@hotmail.com
M ^{ra} Alejandra Muñoz Gil	1031468696	JAL	2865173	jalsanantonio@prado.gov.co
Gabriel García	6787804	JAC	312882789	
Mario de R. Rico Hurtado	70108344	Mesa Ambiental	3024156399	mario413@univmed.edu.co
Elano Contreras Mantilla	1020405709	Biología	3216057103	ElanoContreras@univmed.edu.co
Ignacio Benito	31357418		3810220	
Isabel M. Uribe	7169095	PROZONAL	31366556	isabelmuribe@prozonal.gov.co
Pacho José Ciruga	30148868947			
Edgar D. Avila	1143117373		300979112	
Guilaine Caubero V.	81406555		2860116	
Maria Romero C	21407263	Mesa Amb.	3148852550	

Foto A16. Acta de asistencia a evento de diagnóstico participativo y apoyo del proyecto de investigación a la actividad, realizado el 28 de noviembre en la quebrada La Cabuyala.
 Fuente: OALSAP

Es de aclarar que esta microcuenca es una de las 18 que vienen monitoreándose tradicionalmente y su información hará parte de la investigación que se adelanta por parte del maestrante.

El 11 de diciembre se realizó una reunión de socialización de resultados y avances del programa establecido por la alianza en defensa de la Cabuyala, que está apoyando la presente investigación (ver fotos 17 y 18), y en esta reunión además se concertaron nuevas medidas de apoyo por parte de la investigación actual, tanto al programa de la alianza como al Observatorio Ambiental Local, mediante una salida de campo a todo lo largo de la quebrada para evaluar e identificar el estado de calidad e intervenciones de retiros, con el fin de generar una geodatabase que sirviera al OALSAP y a la Mesa Ambiental, para la gestión de la

restauración de la quebrada en un plan a 5 años, mediante el involucramiento de las instituciones públicas, la empresa privada y las organizaciones sociales



Coordinan: *Alianza por La Cabuyala*

Apoyan: 

MESA AMBIENTAL
SAN ANTONIO DE PRADO

Encuentro socialización de avances

Lugar: CDS (antigua Casa de la Cultura)

Fecha y hora: Martes 11 de diciembre de 2018, 4:00 p.m.

Actividades Principales:

- * Presentación de avances en las actividades
- * Concertación de continuidad de las actividades de la Alianza
- * Continuidad de apoyo de la investigación de "Formulación de un Índice de Calidad Ambiental del Agua en la cuenca Doña María", al proceso de la Alianza y el OALSAP
- * Presentación del Consejo de Cuenca del río Aburrá

PERIMETRO : 6833 m
ÁREA CUENCA : 111,245 Ha
LONGITUD CORRIENTE PRINCIPAL: 3254 m
COTA DE NACIMIENTO: 2010 M
COTA DESEMBOCADURA: 1634 m
LARGO DE LA CUENCA: 2938 m
ANCHO MAXIMO: 536 m
ALTURA MAXIMA DE LA CUENCA: 2050 m

Foto A17. Invitación formal a la actividad de socialización de avances en el programa de la Alianza en Defensa de La Cabuyala que apoya esta investigación
Fuente: autor



Foto A18. Encuentro socialización de avances y planificación de salida de campo, 21 de noviembre 2018

Fuente: autor

En desarrollo de los acuerdos de la anterior reunión se procedió a realizar las salidas de campo con representantes de organizaciones sociales, y algunas instituciones públicas, en el marco del Observatorio Ambiental Local y la Alianza en Defensa de La Cabuyala, bajo la coordinación del maestrante, para el levantamiento georreferenciado de los sitios críticos de invasiones de rondas hídricas y descargas directas en el cauce. Estas salidas de diagnóstico participativo se realizaron los días 25 de enero de 2019 y 23 de marzo de 2019.

Coordinan:



Apoya:



Foto A19. Invitación formal a la actividad de salida de campo para diagnóstico el día 26 de enero de 2019, en el programa de la Alianza en Defensa de La Cabuyala que apoya esta investigación
Fuente: autor

Esta actividad se realizó en la fecha programada y no sólo asistieron representantes de la comunidad de la microcuenca, sino el corregidor y varios funcionarios del municipio de Medellín. Se recolectó amplia evidencia de material fotográfico y videos, además el maestrante, en el marco del apoyo de la investigación, realizó el levantamiento de sitios críticos mediante GPS, que sirvieron para construir una geodatabase sencilla que usará el OALSAP y a la Alianza en Defensa de La Cabuyala, con el apoyo de Pro Romeral, durante los siguientes 5 años, para corroborar el avance del proceso participativo y autogestionado de la restauración de la quebrada La Cabuyala (ver fotos 20 a 25).





Fotos A20 a 26. Actividades en la salida de campo para diagnóstico participativo del estado de rondas hídricas en la Cabuyala, el 26 de enero de 2019, con el apoyo del maestrante
 Fuente: autor

Coordinan:  *Alianza por La Cabuyala*

Apoya: 

Tramo Cabuyala parte baja
Alianza en Defensa de La Cabuyala

ÁREA DE DIAGNÓSTICO PARTICIPATIVO
Proceso autogestionado para la restauración y defensa de La Cabuyala
Alianza por la Defensa de la quebrada La Cabuyala 2018-2023 (Fase 1)

Encuentro diagnóstico participativo
Lugar: Centro de Salud del Limonar
Fecha y hora: Sábado 23 de marzo de 2019, 8:00 a.m.

Actividades Principales:
 • Georreferenciación de sitios y áreas críticas
 • Continuidad de apoyo de la investigación de "Formulación de un Índice de Calidad Ambiental del Agua en la cuenca Doña María", al proceso de la Alianza y al OALSAP

Leyenda
La Cabuyala
Q. Doña María

Foto A27. Invitación formal a la actividad de salida de campo para diagnóstico el día 23 de marzo de 2019, en el programa de la Alianza en Defensa de La Cabuyala que apoya esta investigación
 Fuente: autor

Esta actividad se realizó en la fecha programada y contó con el apoyo del ejército, debido a que se cruzó por zonas con problemas de orden público. Se recolectó amplia evidencia de material fotográfico y videos (finalmente resultaron cientos de fotos y videos que constituyen la línea base del programa de restauración), además el maestrante, en el marco del apoyo de la investigación, realizó el levantamiento de sitios críticos mediante GPS que también se incorporaron a la geodatabase sencilla que usarán el OALSAP y la Mesa Ambiental con el apoyo de Pro Romeral, durante los siguientes 5 años, en el programa participativo de restauración integral de la quebrada y sus retiros (ver fotos 27 a 34).





Fotos A28 a 36. Actividades en la salida de campo para diagnóstico participativo del estado de rondas hídricas en la Cabuyala, el 23 de marzo de 2019, con el apoyo del maestrante
Fuente: autor

Una vez terminadas las actividades de monitoreo de calidad de agua y del estado de los retiros, el maestrante procedió a construir una geodatabase sencilla

con toda la información levantada, con el fin de que sirva tanto a las organizaciones que lideran el proceso de restauración de la quebrada La Cabuyala, sino a las instituciones públicas implicadas en el mismo proceso: el municipio de Medellín, las autoridades ambientales pertinentes (Área Metropolitana y Corantioquia), Empresas Públicas de Medellín -EPM- (prestadora del servicio de agua potable y alcantarillado), Empresas Varias de Medellín (empresa prestadora del servicio de recolección de basuras), entre otras. Esta información fue entregada a varias entidades y a las organizaciones locales en una reunión realizada el día 10 de abril de 2019, como puede observarse a continuación.



Foto A37. Invitación formal a la actividad de socialización de resultados el día 10 de abril de 2019, en el programa de la Alianza en Defensa de La Cabuyala que apoya esta investigación

Fuente: autor



Fotos A38 a 41. Socialización de resultados y entrega de geodatabase a comunidad e instituciones, el 10 de abril de 2019
Fuente: autor

Posteriormente, el día 24 de mayo de 2019 se tuvo una reunión de socialización exclusivamente con un funcionario de EPM, pues se considera la más implicada en el control sobre vertimientos ilegales, tanto por usuarios suyos como por la misma empresa y se concertó realizar una nueva reunión, a la cual asistieron representantes de la Alianza por La Cabuyala, Mesa Ambiental, Pro Romeral, Corregiduría, EPM, Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Corantioquia, Secretaría del Medio Ambiente de Medellín, Secretaría de Salud de Medellín, Secretaría de Control Territorial de Medellín, y otras instituciones para definir las acciones coordinadas entre todas las instituciones y la comunidad para corregir los problemas encontrados por parte de la Alianza en Defensa de La Cabuyala, esta reunión se realizó el 21 de junio de 2019, momento hasta el cual la investigación y

el maestrante continuaron apoyando el proceso, en el marco del trabajo de tesis con la universidad Santo Tomás. La invitación fue la siguiente:



Foto A42. Invitación formal a la actividad de concertación de acciones de restauración entre la Alianza y las instituciones públicas, con el apoyo del maestrante, el día 21 de junio de 2019

Fuente: autor

Y la realización del evento, quedó registrado así:



Fotos A43 a 48. Realización del encuentro de concertación de acciones de restauración entre la Alianza y las instituciones públicas, con el apoyo del maestrante, el día 21 de junio de 2019
Fuente: autor