AAR2296

UNIVERSIDAD CATÓLICA ANDRÉS BELLO
VICERRECTORADO ACADÉMICO
ESTUDIOS DE POSTGRADO
ÁREA DE INGENIERÍA
Postgrado en Ingeniería Ambiental

MODELACIÓN DE LA AUTODEPURACIÓN DEL AGUA EN EL TRAMO MEDIO DEL RÍO SAN CARLOS MEDIANTE EL MODELO DE DEFICIT DE OXÍGENO DE SREETER – PHELPS

Presentado por Ing. Freddy José La Cruz Alvarado
Tutor: Dr. Edilberto Guevara Pérez

San Carlos, Noviembre 2004

ABSTRACT

MODELATION OF THE AUTODEPURATION OF THE WATER IN THE HALF TRACT OF THE RIVER SAN CARLOS

The autodepuración of the river San Carlos was evaluated in the tract delimited by the coordinated UTM: 1.066.210,070 N; 544.020,736 and and 1.054.091,096 N; 537.475,981 E during the year 2003. It was an investigation of field of the type: exploratory - explanatory. This tract was chosen because near 60 % of the waters cloacales coming from San Carlos'city are poured in him. The experimental values were adjusted to the Model of Deficit of Oxygen of Streeter – Phelps; the variables included were: DBO last of the river in the mixture area, deficit of dissolved oxygen in the mixture area, deficit of dissolved oxygen of the river in the town "Caño Hondo" and the time of journey of the mixture. An analysis of non lineal regression was used to obtain the kinetic constants of the model: desoxigenation rate and reaireación rate. A Factorial Analysis of Main Components was carried out to determine the variables that influenced the oxygen concentration dissolved in the referred tract. We find that the time of low water of the river San Carlos is given during: February, March and April; the desoxigenation rate in the studied tract was 0,016791 day^{-1}, while the reaireación rate was 0,661118 day^{-1}. The pattern of Streeter – Phelps generated had a R^2 equal to 47,187%; we don't find areas anoxics. The model generated established that the maxim loads poluente that could support the river San Carlos in this tract during the low water time, without putting in danger the life aquatic present in Caño Hondo is 131.629,79 kg DBO_5/día. We find that the concentration of dissolved oxygen of the river San Carlos in the signal tract is associate mainly to a component erosive hidrico of the river and in second place to a variation thermal organic altitudinal.

Key words: autodepuration, Streeter – Phelps, river San Carlos, mathematical model

ÍNDICE

Página

DEDICATORIA..... III

AGRADECIMIENTOS..... IV

RESUMEN..... V

ABSTRACT..... VI

ÍNDICE DE CONTENIDOS..... VII

ÍNDICE DE TABLAS..... XI

ÍNDICE DE FIGURAS..... XIV

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 1: EL PROBLEMA

1.1 Planteamiento del problema..... 1

1.2 Justificación de la investigación..... 4

1.3 Objetivos de la investigación..... 5

1.3.1 Objetivo general de la investigación..... 5

1.3.2 Objetivos específicos de la investigación..... 5

CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes de la investigación..... 8

2.2 Fundamentos teóricos..... 11

2.3 Aspectos legales..... 27

CAPÍTULO 3: MARCO METODOLÓGICO

3.1 Unidad de estudio..... 30

3.2 Fases de la investigación..... 32

Fase 1. Determinación de la época de estiaje del río San Carlos..... 32

Fase 2. Determinación de puntos de muestreo..... 33

Fase 3. Muestreo en campo..... 34

Fase 4. Determinación de los parámetros del modelo..... 35

Fase 5. Ubicación de posibles zonas anóxicas..... 41

Fase 6. Cuantificación de la máxima carga orgánica que el río San Carlos puede soportar sin poner en riesgo la vida acuática presente en la localidad Caño Hondo durante la época de estiaje..... 41

Fase 7. Redacción del informe final de investigación..... 42

CAPÍTULO 4: DESCRIPCIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

4.1 Meses que conforman la época de estiaje del río San Carlos..... 43

4.2 Ecuación matemática para modelar el oxígeno disuelto de saturación en el agua en función de la altitud, salinidad y temperatura del agua en el río 43

4.3 Determinación de los parámetros del modelo de Streeter – Phelps para el agua en el tramo medio del río San Carlos..... 49

4.4 Factores que afectan la concentración de oxígeno disuelto en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo del río San Carlos 60

4.5 Ubicación de zonas anóxicas en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo..... 70

4.6 Máxima carga poluente que el río San Carlos puede soportar sin poner en riesgo la vida acuática en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo..... 73

CONCLUSIONES..... 76

RECOMENDACIONES..... 79

REFERENCIAS..... 80

ANEXOS

Anexo A. Gastos medios mensuales del río San Carlos en la estación hidrológica "Paso Viboral"..... 86

Anexo B. Concentración de oxígeno disuelto saturado en agua en función de la 87

temperatura, presión barométrica y salinidad.....

Anexo C. Resumen de los registros realizados en el punto muestral 1 [Barrio Arizona] 102

Anexo D. Resumen de los registros realizados en el punto muestral 3 [Caño Hondo]... 103

Anexo E. Resumen de los registros realizados en el punto muestral 2 [Vertido principal]..... 104

Anexo F. Resumen de los registros realizados en el punto muestral 2 [Vertido secundario]..... 105

Anexo G. Variables consideradas para analizar los factores que afectan la concentración de oxígeno disuelto en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo del río San Carlos 106

Anexo H. Ribera del río San Carlos en el punto muestral 1 (Barrio Arizona)..... 107

Anexo I. Ribera del río San Carlos en el punto muestral 3 (Caño Hondo)..... 108

Anexo J. Descargas cloacales asociadas al punto muestral 2..... 109

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Título	Página
1	Constantes de aireación típicas (K_2) para aguas superficiales.....	24
2	Clasificación de las aguas según el Decreto N° 883 tomando como referencia los niveles de OD.....	28
3	Parámetros medidos durante una sesión de muestreo.....	36
4	Gastos mensuales del río San Carlos registrados en la estación hidrológica "Paso Viboral"; Años 1941 a 1992.....	43
5	Análisis de varianza del modelo para predecir el oxígeno disuelto de saturación.....	46
6	Parámetros del modelo para predecir el oxígeno disuelto de saturación en el río San Carlos.....	47
7	Estadísticos del modelo para predecir el oxígeno disuelto de saturación en el río San Carlos.....	47
8	Matriz de correlación para los coeficientes del modelo de oxígeno disuelto de saturación en el río San Carlos.....	47
9	Carga poluente vertida en el río San Carlos proveniente de la ciudad de San Carlos durante la época de estiaje del año 2003.....	50
10	Déficit de oxígeno disuelto (Do) en la zona de mezcla durante la época de estiaje.....	51

11 Análisis de tratabilidad de muestra compuesta del vertido..... 51

12 Análisis de residuales del modelo derivado del análisis de tratabilidad del vertido..... 52

13 DBO última del agua del río en la zona de mezcla (Lo)..... 54

14 Déficit de oxígeno disuelto [D(t)] en el punto de muestreo 3 durante la época de estiaje..... 55

15 Tiempo de recorrido de la mezcla para el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo..... 55

16 Análisis estadístico de las constantes del modelo de autodepuración Streeter – Phelps generado..... 56

17 Análisis de residuales del modelo de autodepuración Streeter – Phelps generado..... 57

18 Matriz de correlación para las variables: altitud, caudal medio, demanda bioquímica de oxígeno, humedad relativa del aire, sólidos suspendidos totales, temperatura del aire, temperatura del agua y velocidad..... 60

19 Comunalidades del modelo factorial obtenido para explicar la variación del oxígeno disuelto..... 61

20 Varianza total explicada por el modelo factorial para la variación del oxígeno disuelto..... 62

21 Matriz de componentes rotados del modelo factorial para la variación del oxígeno disuelto..... 63

22 Variables ficticias derivadas del AFCP..... 65

23 Matriz de correlación para las variables ficticias derivadas del AFCP y la concentración de oxígeno disuelto..... 65

24 Análisis de varianza del modelo derivado del AFCP para predecir el oxígeno disuelto del río San Carlos..... 66

25 Parámetros del modelo derivado del AFCP para predecir el oxígeno disuelto del río San Carlos..... 67

26 Estadísticos del modelo derivado del AFCP para predecir el oxígeno disuelto del río San Carlos..... 67

27 Matriz de correlación para los coeficientes del modelo derivado del AFCP para predecir el oxígeno disuelto del río San Carlos..... 68

28 Distancia medida desde la descarga cloacal a la cual ocurre el déficit de oxigeno crítico (Dc)..... 72

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Título	Página
1	Ubicación geográfica del río San Carlos.....	32
2	Diagrama esquemático de los puntos de muestreo en el tramo medio del río San Carlos.....	34
3	Ubicación geográfica de la Estación Paso Viboral y los puntos de muestreo.....	35
4	Corrientes incluidas en los balances de masa de la zona de mezcla.....	38
5	Gráfico de contorno para el logaritmo neperiano del oxígeno disuelto de saturación en función de la temperatura y salinidad del agua del río a una altitud de 0 msnm.....	48
6	Valores observados de logaritmo neperiano de oxígeno disuelto de saturación versus valores predichos de logaritmo neperiano de oxígeno disuelto de saturación en el modelo de oxígeno disuelto de saturación para el río San Carlos.....	48
7	Dispersión de los valores observados con superposición del modelo matemático derivado del análisis de tratabilidad del vertido.....	53
8	Dispersión de los residuales versus los valores predichos por el modelo matemático derivado del análisis de tratabilidad del vertido.....	53
9	Valores observados versus los valores predichos por el modelo de Streeter – Phelps en el tramo comprendido entre Barrio Arizona y Caño Hondo del río San Carlos.....	58

10 Valores residuales versus los valores predichos por el modelo de Streeter – Phelps en el tramo comprendido entre Barrio Arizona y Caño Hondo del río San Carlos..... 58

11 Valores normales esperados versus los valores residuales del modelo de Streeter – Phelps en el tramo comprendido entre Barrio Arizona y Caño Hondo del río San Carlos..... 59

12 Distribución espacial de las saturaciones factoriales del modelo obtenido del AFCP..... 64

13 Distribución de los valores observados versus los valores predichos en el modelo derivado del AFCP para predecir el oxígeno disuelto del río San Carlos..... 68

14 Superficie de respuesta del modelo para predecir el oxígeno disuelto del río San Carlos..... 70

INTRODUCCIÓN

Uno de los recursos hídricos superficiales de mayor importancia en el estado Cojedes es el río San Carlos, pues proporciona agua para consumo humano a: San Carlos, Tinaco, Tinaquillo y otras pequeñas comunidades periféricas; sin embargo, desde hace unas tres décadas sus aguas han sido utilizadas como receptáculo final de las descargas cloacales generadas en la ciudad de San Carlos, tal situación ha traído como consecuencia el deterioro paulatino de la calidad de sus aguas, escenario que se agudiza al considerar la disminución temporal de los gastos medios mensuales del río y el incremento sostenido del caudal de agua servida evacuada.

Dada esta problemática, la presente investigación tuvo como objetivo modelar la autodepuración del agua en el tramo medio del río San Carlos tomando como referencia el Modelo de Déficit de Oxígeno propuesto por Streeter – Phelps. Una vez obtenido el modelo matemático se infirió, entre otras cosas, el comportamiento del déficit de oxígeno disuelto en función de la carga orgánica incorporada por la descarga de vertidos domésticos provenientes de la ciudad de San Carlos. Del mismo modo, se evaluó los factores que afectaban la concentración de oxígeno disuelto del río. Este conocimiento constituirá una valiosa herramienta al realizar estudios de impacto ambiental y/o al definir estrategias conducentes a preservar el recurso agua. Es importante resaltar, que el trayecto del río estudiado tiene una longitud aproximada de 24 Km. y esta acotado por las riberas aledañas tanto al Barrio Arizona como a la comunidad Caño Hondo.

De acuerdo a su tipología se llevó a cabo una investigación de campo y carácter exploratoria – explicativa (Ramírez, 1999; Sampieri, Collado y Lucio, 2002). La metodología englobó las siguientes fases: análisis histórico de los caudales medios mensuales del río San Carlos para determinar la época de estiaje; mediciones en campo de: oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, gasto volumétrico medio, sólidos suspendidos totales, velocidad media del río,

altitud, humedad relativa del aire, salinidad, temperatura del agua y temperatura del aire; procesamiento de datos con los software: STATISTICA™ 6.0, STATGRAPHICS plus 2.1, SPSS 7.5 y Maple 7.0, los cuales permitieron determinar los parámetros del modelo y realizar un Análisis Factorial de Componentes Principales; tomando como base el modelo desarrollado se indagó la existencia de zonas anóxicas en el río; por último, se cuantificó la máxima carga orgánica que el río San Carlos podía soportar sin poner en riesgo la vida acuática presente en la localidad Caño Hondo durante la época de estiaje.

Este estudió se estructuró de la siguiente manera: el Capítulo 1 se centra en el planteamiento del problema, la justificación y los objetivos de la investigación; el Capítulo 2 trata de los antecedentes de la investigación, fundamentos teóricos relacionados con los modelos matemáticos y aspectos legales asociados a la calidad del agua; el Capítulo 3 detalla los aspectos metodológicos, el Capítulo 4 aborda la descripción y discusión de los resultados, por último se presentan las conclusiones y recomendaciones que se consideraron pertinentes.

CAPÍTULO I

EL PROBLEMA

1.1 Planteamiento del problema

Los recursos hídricos son vitales para satisfacer las diferentes necesidades de la población. A pesar de su importancia, en muchas regiones del mundo se agudiza la situación de escasez y contaminación de las aguas superficiales como consecuencia de tratamientos inadecuados de efluentes domésticos e industriales, pérdida de remansos naturales, deforestación y utilización en la agricultura de plaguicidas y otras sustancias químicas que acaban por infiltrarse en las aguas subterráneas (Keating, 1993). América Latina posee varias ciudades que tienen un abastecimiento de agua cada vez menor. En la región peri-amazónica, desde hace tres décadas, como consecuencia de la deforestación de las cuencas, los niveles fluviales descienden considerablemente durante la estación seca, mientras que en el período húmedo se producen inundaciones inéditas (Delgado y Antón, 2002).

A pesar que el año 2003 ha sido catalogado como el año internacional del agua dulce: 1,2 millardos de personas no tienen acceso al líquido potable [3 millones mueren al año por enfermedades relacionadas con esta causa y 4 de cada 10 viven en zonas donde escasea], y 2,4 millardos carecen de saneamiento adecuado (Davies, 2003). Diariamente se vierten dos millones de toneladas de desechos en ríos, lagos y arroyos, lo cual equivale a decir que un litro de agua residual contamina unos ocho litros de agua dulce. En Estados Unidos, 40 % de los espacios con agua evaluados en 1998 estaban contaminados con residuos alimentarios, metales, abonos y plaguicidas, mientras que sólo cinco de los 55 ríos de Europa están exentos de contaminación (El Universal, 2003).

A diferencia de otros países del hemisferio sur, Venezuela cuenta con abundantes recursos hídricos, sin embargo, confronta limitaciones para su aprovechamiento debido a la irregular distribución de las precipitaciones y ciertas condiciones topográficas y geológicas. Existen regiones donde la disponibilidad de agua es abundante en comparación con las demandas previsibles, por lo tanto, los aprovechamientos pueden realizarse sin que la utilización del recurso llegue a comprometer la situación futura, ni a crear problemas entre los diferentes sectores usuarios; no obstante, hay zonas del país con tal grado de desarrollo, que sus necesidades superan la disponibilidad (CEPIS/OPS, 2002). Adicionalmente, Venezuela presenta severos problemas asociados a contaminación por aguas negras en lagos, deforestación, contaminación industrial y amenaza al bosque por la minería (Almanaque Mundial 2003, 2002).

En San Carlos (capital del estado Cojedes) el recurso hídrico de mayor importancia lo constituye el río San Carlos, pues proporciona agua dulce a las poblaciones: San Carlos, Tinaquillo y Tinaco, así como a otras pequeñas comunidades del estado Cojedes. A pesar de ser un importante reservorio de agua dulce, este río recibe descargas significativas de aguas cloacales (60 % de las producidas en San Carlos) y en menor proporción efluentes industriales en la parte alta y media de la cuenca (Desarrollo Hidráulicos Cojedes [DHC], Canagro International y MARNR [Ministerio de los Recursos Naturales Renovables], 1997). Aunado a lo anterior, se encuentra la reducción del caudal medio del río San Carlos, situación que ha conllevado a la racionalización del agua al momento de distribuirla (Prensa Gobernación, 2003; Hernández, 2003a; Hernández, 2003b; Sánchez, 2003). La problemática anteriormente señalada ha promovido un gran número de investigaciones con miras a generar estrategias que permitan mitigar o revertir los impactos derivados de la contaminación de tan importante recurso, sin

embargo, en su mayoría estos estudios son de carácter descriptivo y puntual (Pardi et al, 1997; Ruiz, 1990).

Una forma de abordar la problemática de la contaminación de las aguas superficiales consiste en recolectar información que permita evaluar la situación de la calidad de las aguas por medio de herramientas como modelos matemáticos y/o aplicación de índices de calidad de agua físico-químicos (Servicio Nacional de Estudios Territoriales del Salvador [MARN], 2002). La modelación constituye un apoyo muy poderoso en el análisis de calidad de agua, sin embargo, la validez de los resultados de un modelo depende grandemente de la calidad de la información disponible (CONAMA, 1994). El modelo más simple que se ha empleado es el Modelo de Déficit de Oxígeno desarrollado por Streeter y Phelpls en 1925, el cual permitió modelar el decaimiento del déficit de oxígeno en el río Ohio a consecuencia de la descarga de aguas residuales (Tchobanoglous y Schroeder, 1987). En tal sentido, surgen interrogantes como: ¿El río San Carlos es capaz de biodegradar en forma natural las aguas residuales que son descargadas por la ciudad de San Carlos?; ¿Cuál es la capacidad de autodepuración del río San Carlos en época de estiaje?; ¿Cuál es la tasa de desoxigenación del río San Carlos en época de estiaje?; ¿Cuál es la tasa de reaeriación del río San Carlos en época de estiaje?; ¿Se presentará en época de estiaje, zonas anóxicas a lo largo del cauce?; ¿Cuán preciso sería un modelo matemático unidireccional sencillo?; ¿Cuál es la máxima carga orgánica que pudiese soportar el río San Carlos en época de estiaje?; ¿Cuáles son los factores más importantes que afectan la concentración de oxígeno disuelto en el río San Carlos?.

En base a lo anterior y tomando en cuenta la trascendencia de la calidad de las aguas del río San Carlos dada su condición de reservorio de agua dulce, surgió la necesidad de abordar un estudio que generase un modelo matemático sencillo basado en el Modelo de Déficit de Oxígeno

de Streeter – Phelps, a objeto de modelar el poder autodepurativo de sus aguas ante descargas cloacales (principal fuente de contaminación del río San Carlos en su tramo medio). Igualmente, evaluar cuales factores ejercen mayor influencia sobre la concentración de oxígeno disuelto en las aguas del citado río.

1.2 Justificación de la investigación

Dado que el río San Carlos proporciona agua dulce a las ciudades de San Carlos, Tinaco, Tinaquillo y otras pequeñas regiones aledañas, las cuales congregan una población cercana a las 200.000 personas (Instituto Nacional de Estadística – PNUD Alianza contra la pobreza – Gobernación del Estado Cojedes, 2001; Desarrollos Hidráulicos Cojedes [DHC], Canagro International y MARNR, 1997), y que éstas, de acuerdo al Artículo 127 de la Constitución de la República Bolivariana de Venezuela tienen derecho a vivir en un ambiente libre de contaminación, es obligación del Estado promover investigaciones que conduzcan a preservar todos los recursos naturales, entre los que se encuentra el recurso agua, pues su conservación permitirá cubrir las necesidades hídricas de ésta y las futuras generaciones.

La inexistencia de una metodología a nivel de los organismos estadales para generar modelos matemáticos de calidad de agua que permitan modelar el comportamiento de compuestos orgánicos biodegradables en los ríos del estado Cojedes, crea un grave inconveniente al momento de elaborar proyecciones a largo plazo en base a tratamientos aplicados o propuestos, imposibilitando la definición de estrategias conducentes a la descontaminación de los mismos. Aunque los estudios descriptivos, ciertamente permiten conocer la problemática de la contaminación en un instante temporal, no son apropiados para inferir la atenuación natural de los contaminantes en un cauce a futuro.

Debido a que los modelos de calidad de agua son herramientas utilizadas para determinar el

nivel de descargas de contaminantes a un recurso hídrico, de forma que se respeten los valores de calidad del mismo fijados por los usos establecidos, se pueden definir distintas situaciones donde se planteen reducciones de los niveles de vuelco basándose en las tasas de crecimiento de población, políticas de saneamiento, establecimiento de nuevos centros urbanos o industriales, entre otros. En tal sentido, al evaluar determinísticamente la capacidad asimilativa de un cuerpo de agua receptor, los proyectistas podrán inferir con un nivel de confianza aceptable, la máxima cantidad de materia orgánica biodegradable que es capaz de soportar una corriente natural, sin ocasionar efectos adversos a la vida acuática aguas abajo del punto de descarga (Servicio Nacional de Estudios Territoriales de El Salvador, 2002).

Este proyecto de investigación fue factible, pues tomó como referencia el Modelo de Déficit de Oxígeno de Streeter – Phelps, el cual ha sido ampliamente utilizado con resultados muy satisfactorios en diferentes ríos del mundo. Además, requirió datos de fácil captación, como: concentración de oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), gasto volumétrico medio, sólidos suspendidos totales, velocidad media del río, altitud, humedad relativa del aire, salinidad, temperatura del agua y temperatura del aire.

1.3 Objetivos de la investigación

1.3.1 Objetivo general de la investigación

Evaluar la autodepuración de las aguas del río San Carlos en el tramo acotado por las coordenadas UTM: 1.066.210,070 N; 544.020,736 E y 1.054.091,096 N; 537.475,981 E por medio del Modelo de Déficit de Oxígeno de Streeter – Phelps.

1.3.2 Objetivos específicos de la investigación

Con esta investigación se lograrán los siguientes objetivos específicos:

1. Determinar los meses que conforman la época de estiaje del río San Carlos.

2. Modelar el oxígeno disuelto de saturación en el agua del río en función de la altitud, salinidad y temperatura del agua.

3. Cuantificar la tasa de desoxigenación del río San Carlos durante la época de estiaje en el tramo acotado por las coordenadas UTM: 1.066.210,070 N; 544.020,736 E y 1.054.091,096 N; 537.475,981 E.

4. Cuantificar la tasa de reaireación del río San Carlos durante la época de estiaje en el tramo acotado por las coordenadas UTM: 1.066.210,070 N; 544.020,736 E y 1.054.091,096 N; 537.475,981 E.

5. Predecir el déficit de oxígeno en el río San Carlos durante la época de estiaje en el tramo acotado por las coordenadas UTM: 1.066.210,070 N; 544.020,736 E y 1.054.091,096 N; 537.475,981 E tomando como base las premisas del Modelo de Déficit de Oxígeno propuesto por Streeter – Phelps.

6. Evaluar la calidad predictora del modelo matemático de Streeter – Phelps para predecir el déficit de oxígeno en el río San Carlos durante la época de estiaje en el tramo acotado por las coordenadas UTM: 1.066.210,070 N; 544.020,736 E y 1.054.091,096 N; 537.475,981 E.

7. Determinar los factores que afectan la concentración de oxígeno disuelto en época de estiaje en el tramo acotado por las coordenadas UTM: 1.066.210,070 N; 544.020,736 E y 1.054.091,096 N; 537.475,981 E del río San Carlos.

8. Ubicar geográficamente las zonas anóxicas que pudiesen presentarse en época de estiaje en el tramo acotado por las coordenadas UTM: 1.066.210,070 N; 544.020,736 E y

1.054.091,096 N; 537.475,981 E del río San Carlos.

9. Cuantificar la máxima carga orgánica que el río San Carlos puede soportar sin poner en riesgo la vida acuática presente en la localidad Caño Hondo durante la época de estiaje.

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes de la investigación

La modelación matemática de calidad de agua se ha utilizado ampliamente en los países desarrollados: Estados Unidos, Alemania, Francia, España, entre otros. El modelo más simple que se ha desarrollado, ha sido el de Streeter-Phelpls (1925: citado en Tchobanoglous y Schroeder, 1987) el cual permitió modelar el decaimiento del déficit de oxígeno en el río Ohio producto de la descarga de aguas residuales. A partir de él se han extendido modelos más complejos y que por consiguiente poseen mayor cantidad de variables de estado (Tchobanoglous y Schroeder, 1987).

Diversos modelos se han utilizado en investigaciones sobre autodepuración de ríos a lo largo y ancho del orbe. Por ejemplo: Seidl, Servais y Mouchel (1998), emplearon el modelo de Streeter – Phelps para modelar la degradación de la materia orgánica en el río Seine (Francia) después de recibir descargas cloacales; El Departamento de Calidad Ambiental del Mississippi, en Newton County – Mississippi utilizó un modelo matemático computarizado llamado AWFWIV1 para evaluar la calidad del agua del riachuelo Richardson Mill (Mississippi Department of Environmental Quality, 2000); Deksissa, Meirlaen, Ashton y Vanrolleghem (2001), tomaron como base un modelo de lodos activados para modelar el comportamiento del nitrógeno inorgánico en el río Cocodrilo en Sur – África, apoyándose en un modelo conocido como RWQM1; En El Salvador, el Ministerio de Ambiente y los Recursos Naturales [MARN] con información del Programa Ambiental de El Salvador [MAG] modeló la calidad del agua de los ríos: Sucio, Suquiapa y Acelhuate por medio del Programa computarizado RIOS4, el cual, les permitió analizar el estado permanente del oxígeno disuelto en dichos ríos, bajo el supuesto de

que la dispersión no era significativa en comparación con el transporte adventivo (Ministerio de Ambiente y los Recursos Naturales [MARN], 2002); En Argentina, se evaluó el balance y dinámica de los nutrientes principales en el río de la Plata interior, por medio del modelo WASP5 (Instituto Nacional de Ambiente [INA], 2002). Los programas y modelos antes mencionados tienen como factor común, el hecho de ser variantes del modelo de Streeter – Phelps.

En el arqueo bibliográfico realizado para esta investigación no se encontró ningún trabajo sobre modelado de la calidad de aguas superficiales en Venezuela. Todos los estudios realizados son meramente descriptivos, entre los que destacan: Barrientos, Ruiz, Devia y Perdomo (2002), evaluaron la calidad del agua del río Piedra Azul en el Estado Vargas, realizando mediciones de conductividad específica, sólidos totales disueltos, pH, Eh, fluoruros, oxígeno disuelto, cloruros, alcalinidad total, dureza total, bicarbonatos, sulfatos, sílice, fósforo total y Número Más Probable [NMP]; Vásquez, Mendoza, Pérez, Padrón, Rodríguez, Marcó y Anzalone (2002), registraron los niveles de Paraquat en pozos profundos y lagunas en el Municipio Jiménez Quibor, utilizando la técnica de espectroscopia UV – visible; Ruiz, Suárez, Barrientos, Devia y Perdomo (2002), determinaron las concentraciones de hierro total y aluminio en las aguas del río Piedra Azul en el Estado Vargas. Pocos investigadores han recurrido a técnicas más elaboradas que las evaluaciones descriptivas, a fin de estudiar la atenuación natural de los ríos ante contaminantes no conservativos, ejemplo de ello lo constituyen Guevara y Carrasco (2001), quienes emplearon modelos estocásticos como herramienta para evaluar la capacidad de autodepuración del río Cabriales, ubicado en Valencia, estado Carabobo. En el caso particular del estado Cojedes, el escenario no difiere al presentado a escala nacional, pues, los documentos consultados son descriptivos en su totalidad. No obstante, debe reconocerse los aportes de Pardi y asociados (1997), quienes plantearon un método para evaluar cuantitativamente la autodepuración y

capacidad de asimilación de contaminantes del río Cojedes, basado en la determinación del "tiempo de paso" de las aguas del referido río.

En Cojedes las investigaciones descriptivas sobre la calidad de las aguas del río San Carlos más recientes se llevaron a cabo en 1997. La primera de ellas se presentó en febrero del mismo año, y estuvo a cargo de la Empresa Regional Desarrollos Hidráulicos Cojedes (DHC), Canagro Internacional y el Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables (MARNR). Ésta, se derivó del Plan de Evaluación de la Calidad de las Aguas del estado Cojedes, el cual a su vez formó parte del Programa de Protección Ambiental desarrollado en forma conjunta por DHC y el MARNR. Su objetivo fue evaluar descriptivamente la calidad de las aguas de los ríos: Cojedes, San Carlos, Tinaco y Pao. Los parámetros considerados en el río San Carlos fueron: caudal, temperatura, pH, alcalinidad, turbiedad, conductividad, oxígeno disuelto, saturación en oxígeno, DBO_5, sólidos totales, sólidos suspendidos, sólidos disueltos, aceites y grasas, fósforo total, nitrógeno total, cloruros, sulfatos, cobre total, hierro total, plomo total, zinc, plaguicidas y coliformes totales fecales. La metodología consistió en tomar muestras en cinco puntos ubicados a lo largo del cauce: al sur de la intersección con la carretera Bejuma – Miranda, el acceso vía Tinaquillo hacia la estación de bombeo Las Mercedes (Futuro Embalse Las Mercedes), vía Paso Viboral (futuro Embalse La Palmera), a la salida de la ciudad de San Carlos hacia Las Vegas, y por último, antes de la confluencia con el río Tinaco. Los momentos en los cuales se realizaron dichos muestreos fueron: mayo, septiembre y noviembre de 1996. Durante dicho estudio se concluyó que las aguas del río San Carlos podrían categorizarse como buena, con excepción de los niveles moderadamente altos de hierro y coliformes totales encontrados.

En noviembre de 1997, un segundo estudio se presentó, el cual fue ejecutado por Pardi y asociados (1997), su objeto fue elaborar un plan maestro para el control y manejo de la calidad de

las aguas del sistema río Cojedes desde su nacimiento. La investigación fue descriptiva y se centró en cuatro grandes aspectos: descripción de la cuenca, información hidrológica del río Cojedes y sus tributarios, clasificación de uso de las aguas del río Cojedes y tributarios principales, y reseña de las fuentes de contaminación puntuales y no puntuales. Entre los aportes de importancia, resaltó la propuesta sobre el uso del parámetro "tiempo de paso" como alternativa para evaluar el poder de autodepuración del río Cojedes.

Estos proyectos se limitaron a exponer resultados en base a caracterizaciones puntuales, efectuadas en sitios ubicados a lo largo del río San Carlos. No obstante, Pardi y asociados (1997), resaltó la necesidad de calibrar y verificar los factores de autodepuración orgánica y microbiana de los ríos; más aún, sitúa en un lugar preponderante lo concerniente a la modelación matemática.

2.2 Fundamentos teóricos

En materia ambiental, el modelado de los procesos ambientales y transportes de contaminantes se ha convertido en una labor esencial para el ingeniero y el científico moderno. La variedad de problemas de ingeniería que pueden abordarse mediante la modelización es verdaderamente infinita (Zill, 1997). Existen modelos diseñados o paquetes de programas para casi cada tarea que se pueda plantear, ya sea el tratamiento de aguas residuales, la optimización de las rutas para los camiones municipales de transporte de residuos sólidos, la identificación de una localización óptima para el vertido de aguas residuales (con objeto de maximizar la mezcla y la dilución) o, por supuesto, la modelización de la calidad del aire (Kiely, 1999).

La tarea del modelado estriba en determinar los resultados o predecir lo que podría ocurrir a partir de un conjunto de datos de entrada. El nivel de sofisticación varía enormemente, yendo desde los conocidos y sencillos modelos de caja, utilizados en los sistemas hidrológicos (Ruiz, 2001); a la más sofisticada modelización tridimensional, como los de St. Venant (Kiely, 1999).

No obstante, la sofisticación del modelo dependerá del nivel de comprensión y entendimiento del sistema en sí.

CONAMA (1994), desarrolló ampliamente el tópico de los modelos matemáticos como herramienta de apoyo en el campo ambiental, en tal sentido se expondrá este tema tomándolo como referencia. Un modelo matemático en el campo de la ingeniería ambiental es una representación del medio ambiente utilizada para simular las condiciones ambientales y sus respuestas ante estímulos o impactos determinados. Una vez que el modelo ha sido seleccionado o construido pueden ser evaluados los efectos de la acción propuesta y sus alternativas. Los modelos más comunes utilizados son los modelos matemáticos de diferentes grados de complejidad, también se utilizan modelos físicos cuando las situaciones son demasiado complejas para ser analizadas matemáticamente.

Los modelos matemáticos pueden ser: uni, bi o tridimensionales dependiendo de las características físicas del medio a simular. Se tienen:

1. Modelos unidimensionales: se utilizan generalmente para representar flujos de agua en ríos, siendo la dirección considerada el sentido de escurrimiento.

2. Modelos bidimensionales: se utilizan para ríos de gran ancho, en los cuales las concentraciones de contaminantes varían de un lado de la ribera al otro. En estos casos se usan un sistema cartesiano de coordenadas, en el cual una de ellas corresponde al sentido de flujo y la otra a la dimensión lateral.

3. Modelos tridimensionales: encuentran aplicación en estudios de aguas subterráneas y en sistemas más complejos de aguas superficiales. Requieren de mayor información que los modelos uni y bidimensionales, y también mayor tiempo computacional, por lo que su

uso se restringe a problemas de gran magnitud, y se disponga de recursos suficientes para su aplicación.

Los modelos pueden ser dinámicos o de estado estacionario. Los dinámicos proveen información acerca de la calidad del agua tanto en la dirección (o distancia aguas debajo de una descarga) como el tiempo. Los estacionarios, por su parte, suponen que existe variación sólo en el espacio (no existen cambios en los indicadores en el tiempo), como por ejemplo una descarga continua y constante. Estos son de menor grado de dificultad y de menor costo de aplicación que los modelos dinámicos.

En la aplicación de los modelos se identifican cinco fases: desarrollo del modelo, calibración, validación, aplicación del modelo y análisis de sensibilidad. Cada una de éstas tiene un propósito específico que se detalla a continuación:

1. Desarrollo del modelo: en la actualidad existen múltiples modelos del tipo "envasados" para las más diversas aplicaciones. Muchos de ellos son extremadamente simples, mientras que otros son de una gran complejidad. La selección de un modelo "envasado" para una aplicación específica depende fundamentalmente del alcance del análisis a realizar y del tipo y calidad de la información disponible o a obtener. Cabe resaltar nuevamente que a mayor complejidad del modelo, más es la cantidad y la calidad de la información requerida para su aplicación. No debe desecharse la alternativa de desarrollar un modelo específico para una situación particular. Generalmente la tarea no es difícil y permite en muchas ocasiones representar más adecuadamente el problema de interés.

2. Calibración: la calibración consiste en aplicar el modelo a un conjunto conocido de datos y analizar los resultados simulados. Luego se deben conciliar los valores observados con los estimados por el modelo. Esto se realiza ajustando los parámetros del modelo, de

modo tal que los valores simulados coincidan con los observados dentro de un margen de error aceptable. Para calibrar un modelo existen diferentes técnicas, tales como ajuste de curvas y métodos numéricos de identificación de parámetros. La calibración debe realizarse hasta que haya una coincidencia de, a lo menos, un 80 % entre los valores observados y los simulados; de otra manera el modelo no va a ser confiable al ser utilizado en la etapa de predicción.

3. Validación: una vez calibrado el modelo, éste debe ser aplicado a un segundo conjunto de datos conocidos. El modelo debería ser capaz de reproducir estos valores, de otro modo su validez será dudosa.

4. Aplicación del modelo: consiste básicamente en la utilización del modelo calibrado y validado en el análisis de los impactos en la calidad del agua de la acción en estudio. Primeramente se aplica el modelo a la situación sin acción y luego a la situación con acción. Las diferencias entre ambos resultados representan el impacto de la acción. El modelo también puede utilizarse para analizar el impacto de las medidas mitigantes, o aun para proponerlas en caso que la situación con acción represente una condición ambiental poca satisfactoria.

5. Análisis de sensibilidad: comúnmente se hace necesario evaluar las variaciones que presentan los resultados al alterar algunos parámetros del modelo. El análisis de sensibilidad indica los márgenes dentro de los cuales el modelo es confiable, es decir, establece los valores críticos de los parámetros en donde los valores simulados dejan de corresponder con los reales. Estos valores deben ser informados conjuntamente con los resultados del estudio.

Antiguamente, las evaluaciones sobre los posibles impactos ambientales de los vertidos de

aguas residuales tratadas se centraban en la presencia de oxígeno disuelto [OD], el punto clave era la capacidad de asimilación de las aguas receptoras que representa la cantidad de Demanda Bioquímica de Oxígeno [DBO_5] que se puede asimilar sin poner en peligro la presencia de niveles adecuados de OD. Esta atención a los niveles de OD condujo a que las normativas obligaran a someter a las aguas residuales, antes del vertido, a procesos de tratamiento secundarios. La importancia del OD para la vida acuática se debe a que, en los casos en los que el nivel de OD se sitúa por debajo de 4 – 5 mg/l, se pueden producir efectos nocivos en determinadas especies (Metcalf y Eddy Inc., 1996; USEPA, 2002).

El OD puede disminuir a lo largo de un río debido a varios factores: nutrientes que promueven el crecimiento de algas, temperaturas altas del agua que reducen la solubilidad del oxígeno e incrementa la descomposición biológica de la materia orgánica, tasas de aireación bajas debido a condiciones de corrientes tranquilas, caudales reducidos, elevado transporte de material orgánico fino que puede ser fácilmente lavado y consumido por los microorganismos (Metcalf y Eddy Inc., 1996; Guevara, 1999).

De acuerdo con los señalamiento anteriores, el OD sería un excelente parámetro de calidad de agua al momento de realizar un modelo matemático; pero, ¿cómo pudiese utilizarse en un río?. Los ríos y estuarios suelen tener una dimensión preponderante, constituyendo cuerpos de agua muchos más largos que anchos. En consecuencia, las aportaciones de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales u otras fuentes se mezclan rápidamente en la sección transversal, lo cual justifica la adopción de modelos unidimensionales. En este tipo de modelos, sólo se pretende calcular las variaciones longitudinales de las concentraciones de los constituyentes, tomando como punto de partida los valores medios de cada sección. La ecuación general de conservación de la masa se aplica a cada sección del curso de agua con el fin de obtener un valor

medio representativo, lo cual conduce, para constituyente con cinética de primer orden, a la siguiente expresión (Metcalf y Eddy Inc., 1996):

$$\frac{\delta C}{\delta t} = -U\frac{\delta C}{\delta x} + \frac{\delta}{\delta x}\left[(Ex + E_L)\frac{\delta C}{\delta x}\right] - KC + \sum I \qquad (1)$$

Donde:

$\frac{\delta C}{\delta t}$: variación del componente en el tiempo, M/L^3T

$\frac{\delta C}{\delta x}$: variación longitudinal del componente, M/L^3T

U: velocidad media del cauce, L/T

E_L: coeficiente de dispersión longitudinal, L^2/T

E_x: coeficiente de difusión en la dirección x [difusividad], L^2/T

K: constante de reacción de la oxidación del componente, T^{-1}

I: velocidad de aportación de las fuentes externas: masa introducida por unidad de tiempo y de volumen de agua, M/L^3T

C: concentración del componente en el agua, M/L^3

x: distancia longitudinal a lo largo del río, L

El término asociado a la dispersión surge como consecuencia del proceso seguido para la obtención del valor medio que caracteriza cada una de las secciones como consecuencia de la relación entre la velocidad transversal y las variaciones de las concentraciones (Fischer, List, Koh, Imberger y Brooks, 1979; Taylor, 1854: ambos citados en Metlcalf y Eddy, 1996). En los cursos de aguas naturales, la dispersión suele estar provocada por las variaciones laterales de la

velocidad. Para estimar el valor del coeficiente de dispersión se puede emplear la siguiente ecuación, presentada por Metlcalf y Eddy (1996):

$$E_L = 0{,}011\frac{U^2B^2}{Hu*} \qquad (2)$$

Donde:

E_L: coeficiente de dispersión longitudinal, L^2/T

U: velocidad media transversal, L/T

B: anchura del curso de agua, L

H: profundidad del curso de agua, L

$u*$: velocidad tangencial, L/T, [$\sqrt{gHs}$]

g: aceleración de gravedad, L/T^2

s: pendiente del curso de agua, L/L

La Ecuación 2, es una aproximación, ya que no incorpora la influencia de posibles zonas muertas en las que puede quedar atrapada materia, incrementando, por lo tanto, el valor del coeficiente de dispersión efectivo (Metlcalf y Eddy, 1996). En el caso de un vertido continuo, la resolución de la Ecuación 1 en el punto x = 0, es:

$$C = \frac{M'}{A\sqrt{U^2 + 4KE_L}} e^{(xU/2E_L)(1\pm\sqrt{1+4KE_L/U^2})} \qquad (3)$$

Donde:

A: área transversal del curso de agua, L^2

M': velocidad del vertido, M/T = Qd.Cd

Qd: caudal de vertido, L^3/T

Cd: concentración del vertido, M/L^3

$\pm$: + para x < 0, y – para x > 0

Para una sustancia conservativa (K = 0), la concentración aguas abajo del punto de descarga es uniforme con valor M'/A.U. La intrusión aguas arriba queda influida, en cantidades apreciables, por el coeficiente de desaparición. En muchos casos, el valor del termino $4KE_L/U^2$ es pequeño comparado con la unidad. En esta situación, las concentraciones aguas abajo del punto de descargase se aproximan muy bien con la expresión (Melcaft y Eddy, 1996):

$$C = \frac{M'}{AU} e^{-Kx/U} \quad \text{para } x > 0 \qquad (4)$$

que es independiente del valor del coeficiente de dispersión. Por lo tanto, generalmente se acepta en los vertidos continuos a ríos despreciar la influencia del fenómeno dispersión (Metlcalf y Eddy Inc., 1996).

En el análisis del vertido continuo de agua residual a un río, se puede emplear la Ecuación 4 aplicable a la DBO, que esta sujeta a un proceso de decaimiento de primer orden (Metcalf y Eddy Inc., 1996):

$$L = L_o e^{-Kx/U} \qquad (5)$$

Donde:

Lo: concentración de DBO inicial, M/L^3. $Lo = M'/A.U$

L: concentración de DBO remanente aguas abajo de la descarga, M/L^3

Esta aproximación es válida, tanto para la DBO carbonosa (DBOC) como para la DBO

nitrogenada (DBON), siempre y cuando el valor de x se adopte con referencia al punto en el que se inicie la reducción de la DBO nitrogenada. Por lo tanto, la DBO nitrogenada se puede considerar como una fuente ficticia de DBO situada en un punto aguas abajo de la fuente real, separada por un tiempo de recorrido $t = x/U$, correspondiente al tiempo de retardo de la DBO nitrogenada (Metlcaf y Eddy, 1996).

En general, además del transporte (advección y difusión), la concentración de un determinado constituyente también se vera afectada por varios procesos de transformación, tales como: oxidación de la DBO_5, reaireación superficial, demanda de oxígeno de los sedimentos, fotosíntesis y respiración, deposición de sólidos, adsorción, mortalidad bacteriana y volatilización. En el caso de que el constituyente considerado sea OD, el término relativo a las transformaciones es (Metcalf y Eddy Inc., 1996):

$$\sum r_i = -r_o + r_R - r_S + r_P - r_{R_P} \qquad (6)$$

Donde:

r_o: pérdida de oxígeno por unidad de tiempo y de volumen debida a la oxidación de la DBO, M/TL^3

r_R: ganancia de oxígeno por unidad de tiempo y de volumen de agua debida a la reaireación superficial, M/TL^3

r_S: consumo de oxígeno debido a la demanda de oxígeno de los sedimentos por unidad de tiempo y de volumen de agua, M/TL^3

r_P: velocidad de producción de oxígeno por fotosíntesis por unidad de tiempo y de volumen de agua, M/TL^3

r_{RP}: velocidad de consumo de oxígeno por respiración por unidad de tiempo y de volumen de agua, M/TL3

Para el OD, la ecuación de conservación de la masa se puede deducir fácilmente a partir de la Ecuación 1. El término de la derivada temporal se puede eliminar como consecuencia de asumir condiciones estacionarias, al igual que el término relativo a la dispersión, que se supone despreciable en el caso de los vertidos continuos. De la Ecuación 6 se pueden obtener los términos correspondientes a las fuentes y sumideros de OD, lo cual conduce a (Metcalf y Eddy Inc., 1996):

$$0 = -U\frac{dC}{dx} - KL + K_2(Cs - C) + (r_P - r_{R_P} - \frac{ks}{H} + \sum I) \qquad (7)$$

Donde:

Cs: concentración de saturación del oxígeno disuelto, M/L^3

C: concentración de oxígeno disuelto, M/L^3

H: profundidad del agua, L

k_s: tasa de consumo de oxígeno de los sedimentos, M/TL^3

K_2: velocidad de reaireación superficial, 1/T

K: constante de reacción de la oxidación de la DBO, 1/T

Para un vertido continuo en el punto, x = 0, la solución de la Ecuación 7 es:

$$D = \frac{KLo}{K_2 - K}(e^{-Kt} - e^{-K_2 t}) + Doe^{-K_2 t} - \frac{r_P - r_{R_P} - ks/H}{K_2}(1 - e^{-K_2 t}) \qquad (8)$$

Donde:

D: déficit de oxígeno disuelto. D = Cs – C

Do: déficit de oxígeno disuelto en el punto x = 0

t: tiempo de recorrido

Basándose en estas premisas, Streeter y Phelps (1925: citado en Kiely, 1999 y Tchobanoglous y Schroeder, 1987) desarrollaron un modelo matemático el cual suponía que cuando un residuo biodegradable se vertía a un curso de agua o río, consumía oxígeno, y éste era únicamente renovado por la aireación atmosférica. Esto es equivalente a no considerar en la Ecuación 8 la demanda de oxígeno para la fotosíntesis, la respiración, y la asociada a los sedimentos. En conclusión, el modelo de Déficit de Oxígeno de Streeter – Phelps, se resume a la siguiente ecuación:

$$D(t) = \frac{K_1 Lo}{K_2 - K_1}(e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + Doe^{-K_2 t} \qquad (9)$$

Donde:

Lo: demanda de oxígeno en $t = t_o$ (la DBO), M/L^3

Do: déficit de oxígeno disuelto en $t = t_o$, M/L^3

D: déficit de oxígeno disuelto saturado en cualquier momento t, M/L^3

K_1: velocidad de desoxigenación, 1/T (equivale a la K utilizada hasta ahora)

K_2: velocidad de reaireación, 1/T

Normalmente se necesita saber el OD mínimo en el río y ver si éste se hace anóxico o peor. También, a veces, es importante saber la distancia agua abajo en que se produce esta condición fatal. El déficit máximo de oxígeno (Dc) que tiene lugar a una distancia x_c, aguas abajo del punto

de descarga se puede calcular estableciendo que dD/dt = 0, es decir (Kiely, 1999):

$$\frac{dD}{dt} = K_1 Loe^{-K_1 t} - K_2 Dc \Rightarrow Dc = \frac{K_1}{K_2} Loe^{-K_1 t} \qquad (10)$$

Donde:

Dc: déficit máximo de oxígeno, M/L^3

Para determinar el tiempo en el que se produce el déficit crítico de oxígeno, la Ecuación 9 se deriva con respecto a t, se iguala a cero, y se procede a despejar t_c:

$$\frac{dD}{dt} = \frac{K_1 Lo}{K_1 + K_2}(K_2 e^{-K_1 t} - K_1 e^{-K_2 t}) - K_2 De^{-K_2 t} = 0 \Rightarrow t_c = \frac{1}{K_2 - K_1} In\left\{\frac{K_2}{K_1}\left[1 - \frac{Do(K_2 - K_1)}{K_1 Lo}\right]\right\} \qquad (11)$$

Donde:

t_c: tiempo en que se da el Dc, T

Para el cálculo de la velocidad de reaireación (K_2), presente en el Modelo de Déficit de Oxígeno de Streeter – Phelps se han propuestos varias fórmulas. Una de la comúnmente utilizada, es la fórmula de O`Connor y Dobbins (1958, citado en Tchobanoglous y Schroeder, 1987):

$$K_2 = 294 \frac{\sqrt{DoU}}{H^{3/2}} \qquad (12)$$

Donde:

Do: coeficiente de difusión molecular del oxígeno en el agua, L^2/T (m^2/d)

U: velocidad de la corriente, L/T (m/s)

H: profundidad del río, L (m)

El coeficiente de difusión molecular del oxígeno en el agua varía con la temperatura

aproximadamente de acuerdo a la siguiente expresión (Tchobanoglous y Schroeder, 1987):

$$Do = Do_{20}.1{,}037^{(T-20)} \qquad (13)$$

Donde:

Do: coeficiente de difusión molecular del oxígeno en el agua a la temperatura T, L^2/T (m^2/d)

Do_{20}: coeficiente de difusión molecular del oxígeno en el agua a 20 °C, L^2/T ($1{,}760 \times 10^{-4}$ m^2/d)

1,037: coeficiente térmico

T: temperatura del agua del río, °C

Metcalf y Eddy Inc. (1996), cuestionaron el uso de la Ecuación 12, pues aseveran que los valores obtenidos a través de esta expresión suelen ser inferiores a los reales, con una relación que puede llegar a ser de una tercera parte, especialmente en el caso de corrientes transversales. Ellos, se inclinan por el uso de una fórmula basada en la disipación de energía:

$$K_2 = Ce\frac{\Delta h}{t_f} \qquad (14)$$

Donde:

Δh: variación de la altura de la superficie de agua, L

t_f: tiempo de transporte, T

Ce: coeficiente de escape = 0,177 m^{-1} a 20 °C. Para cursos de agua relativamente grandes con caudales superiores a 7 m^3/s, este factor se debe ajustar reduciéndolo hasta un valor mínimo de 0,09 m^{-1}; a temperaturas diferentes, el valor obtenido se debe multiplicar por $1{,}022^{(T-20\,°C)}$

Tchobanoglous y Schroeder (1987), presentaron una expresión empírica desarrollada a partir

de estudios efectuados en ríos con 0,6 a 3,4 m de profundidad y un rango de velocidad entre 0,5 a 1,5 m/s, ubicados en el Valle de Tennessee, EUA; dicha expresión es:

$$K_2 = \frac{5{,}23U}{\overline{H}^{1{,}67}} \qquad (15)$$

Donde:

U: velocidad media del río, L/T (m/s)

$\overline{H}$: profundidad promedia del río, L (m)

A pesar de los múltiples criterios y expresiones desarrolladas en torno a la velocidad de reaireación, todos los investigadores concluyen que este factor depende de: la temperatura del agua, velocidad de la corriente y la profundidad del río. En este sentido Tchobanoglous y Schroeder (1987), presentaron en la obra Water Quality: Characteristic, modelling and modification, una tabla que resume las constantes de aireación típicas (Tabla 1).

Tabla 1. Constantes de aireación típicas (K_2) para aguas superficiales.

Medio	**Rango de K_2 a 20 °C (día^{-1})**
Pequeñas lagunas	0,1 a 0,23
Ríos de aguas muy lentas y grandes lagos	0,23 a 0,35
Ríos de velocidad lenta	0,35 a 0,46
Ríos de velocidad media	0,46 a 0,69
Ríos rápidos	0,69 a 1,15
Rápidos	> 1,15

Fuente: Tchobanoglous y Schroeder (1987)

Covar (1976) desarrolló un método para calcular la reaireación en ríos denominado

"reaireación por flujo inducido", en el cual la constante de reaireación se presenta como una función de la velocidad del agua y la profundidad del río. Él, planteó el uso de tres ecuaciones desarrolladas por: Ownes, Churchill y O'Connor –Dobbins, respectivamente:

$$k_{2(20\,°C)} = 5{,}349.v^{0{,}67}.D^{-1{,}85} \quad \text{[Ecuación de Ownes]} \qquad (16)$$

$$k_{2(20\,°C)} = 5{,}049.v^{0{,}97}.D^{-1{,}67} \quad \text{[Ecuación de Churchill]} \qquad (17)$$

$$k_{2(20\,°C)} = 3{,}93.v^{0{,}50}.D^{-1{,}50} \quad \text{[Ecuación de O'Connor –Dobbins]} \qquad (18)$$

Donde:

$k_{2\,(20\,°C)}$: velocidad de reaireación por flujo inducido a 20 ° C, días $^{-1}$

v: velocidad media del agua en el segmento de estudio, m/s

D: profundidad media del río en el segmento de estudio, m

La Ecuación 16 se emplea cuando el tramo de río analizado posee una profundidad menor a 2 pies, en caso contrario, se usa las ecuaciones 17 o 18 de acuerdo a ciertas consideraciones de profundidad y velocidad; si el río es lento y profundo se escoge la Ecuación 18, si es poco profundo y relativamente rápido se utiliza la Ecuación 17. El método de Covar se emplea en el programa WASP 6.0 (desarrollado por la USEPA) para modelar la calidad de las aguas superficiales (Wool, Ambrose, Martin y Comer, 2002).

Kiely (1999), afirmó que el Modelo de Déficit de Oxígeno de Streeter – Phelps presentado, está incompleto, si bien sirve para conseguir valores iniciales sobre el comportamiento del OD, no incluye parámetros como: sedimentación, fotosíntesis, resuspensión, advección y dispersión.

Considerando que parte del DBO puede ser eliminado por sedimentación, Orlob (1983) desarrolló la siguiente ecuación para DBO:

$$\frac{dL}{dt} = -(K_1 + K_s)L \qquad (19)$$

Donde:

k_s: constante de eliminación del DBO por sedimentación, días^{-1}

k_1: constante de desoxigenación del río, días^{-1}

En tal sentido, encontró que:

$$L_t = L_o.e^{-(K_1+K_s).t} \qquad (20)$$

Por ende, el modelo de déficit de oxígeno de Streeter – Phelps quedó:

$$D(t) = \frac{K_1 Lo}{K_2 - (K_1 - K_s)}(e^{-(K_1-K_s)t} - e^{-K_2 t}) + Doe^{-K_2 t} \qquad (21)$$

No obstante, el modelo de Streeter – Phelps modificado presentado por Orlob consideró que no se obtiene OD del propio sedimento y que no se lleva a cabo fotosíntesis. Ante esta situación se aprovechó los hallazgos de Camp (1963), para modificar nuevamente el modelo y reestructura la DBO y el OD, quedando:

$$\frac{dL}{dt} = -(K_1 + K_s).L + B \qquad (22)$$

$$\frac{dOD}{dt} = K_1.L - K_2.OD - P \qquad (23)$$

Donde:

B: aporte de DBO al medio acuático por los depósitos bentónicos

P: concentración de fitoplancton

Estas modificaciones dieron origen a un nuevo modelo modificado de déficit de oxígeno:

$$D(t)=\frac{K_1 Lo}{K_2-(K_1-K_s)}\left(L_o-\frac{B}{K_1+K_s}\right)\left(e^{-(K_1-K_s)t}-e^{-K_2 t}\right)+\frac{K_1}{K_2}\left(\frac{B}{K_1+K_s}-\frac{P}{K_1}\right)\left(1-e^{-K_2 t}\right)+Doe^{-K_2 t} \quad (24)$$

Actualmente, los modelos para predecir el déficit de oxígeno en cauces superficiales se fundamentan en modificaciones del modelo general de Streeter – Phelps; obviamente, en la medida que se incluyen nuevas variables de estados se hace necesario recabar mayor cantidad de datos en el campo.

2.3 Aspectos legales

La Calidad del agua refleja la composición del agua, como producto de causas naturales y actividades culturales del hombre, expresada en términos de cantidades medibles y relacionada con el uso que se le desea asignar, para cada uso se establecen parámetros que expresan el grado óptimo de calidad (Guevara, 1999). En Venezuela, el Decreto N° 883 (1995), define la calidad de un cuerpo de agua como una: "caracterización física, química y biológica de aguas naturales para determinar su composición y utilidad al hombre y demás seres vivos". El Artículo 4 del mencionado decreto, clasifica las aguas de acuerdo con los usos a que se destinen, en funciones de diversos parámetros, entre los cuales se encuentra el OD. La Tabla 2, resume los niveles de OD que deben poseer los diferentes tipos de aguas y su uso reglamentado. De la Tabla 2, se concluye que la calidad de las aguas depende directamente (entre otros parámetros) de la concentración de OD, presente en los ríos. En la medida que el nivel de OD aumenta, el agua es considerada de mejor calidad. No solamente, el mencionado decreto toma en consideración la importancia del recurso agua en nuestro país.

Tabla 2. Clasificación de las aguas según el Decreto N° 883 tomando como referencia los niveles de OD.

Tipo de agua	Límite o rango máximo de OD (mg/l)	Características
1 – A	> 4 [1]	Aguas que desde el punto de vista sanitario pueden ser acondicionadas con la sola adición de desinfectantes.
1 – B	> 4 [1]	Aguas que pueden ser acondicionadas por medio de tratamientos convencionales de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y cloración.
1 – C	NA	Aguas que pueden ser acondicionadas por proceso de potabilización no convencional.
2 – A	NA	Aguas para riego de vegetales destinados al consumo humano.
2 – B	NA	Aguas para el riego de cualquier otro tipo de cultivo y para uso pecuario.
3	> 3 [2]	Aguas marinas o de medios costeros destinadas a la cría y explotación de moluscos consumidos en crudos.
4 – A	NA	Aguas para el contacto humano total.
4	> 5 [2]	Aguas para el contacto humano parcial.
5	NA	Aguas destinadas para usos industriales que no requieren agua potable.
6	> 4	Aguas destinadas a la navegación y generación de energía.
7	> 3	Aguas destinadas al transporte, dispersión y desdoblamiento de poluentes sin que se produzca interferencia con el medio ambiente adyacente

Nota: [1]: este valor también se podrá expresar como porcentaje de saturación, el cual debe ser mayor de 50 %; [2]: este valor también se podrá expresar como porcentaje de saturación, el cual debe ser mayor de 60 %. NA: no aplica.

Fuente: Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos (Decreto N° 883)

La Constitución Nacional de La República Bolivariana de Venezuela, en sus Artículos 99 y 106, desarrolla normas ambientales tendentes a la conservación; la Ley Forestal de Suelos y Aguas del 8 de enero de 1966, dedica una fracción importante de su articulado al tema del recurso agua; la Ley Orgánica de Ordenamiento Territorial del 11 de agosto de 1983, en su Artículo 3 establece como contenido del ordenamiento territorial, la definición de los mejores usos de los espacios de acuerdo con sus limitaciones ecológicas; la protección del ambiente y la conservación y racional aprovechamiento de las aguas, los suelos, el subsuelo, los recursos forestales y demás recursos naturales renovables y no renovables en función del ordenamiento del territorio. Por último, la Ley Penal del Ambiente del 13 de enero de 1992, tipifica los delitos que violentan la conservación, defensa y mejoramiento del recurso agua [Artículo 28] (Guevara, 1999).

CAPÍTULO III

MARCO METODOLÓGICO

3.1 Unidad de estudio

En este apartado se describirá detalladamente las características más relevantes de la cuenca del río San Carlos, pues el presente estudio tuvo como región de trabajo su parte media.

La cuenca del río San Carlos está ubicada al noroccidente del país, abarcando porciones importantes de los estados: Yaracuy, Carabobo y Cojedes. La cuenca alta y media se ubica astronómicamente entre las coordenadas 9° 04' 00'' a 10° 36' 00'' de latitud norte y 68° 12' 00'' a 68° 41' 00'' de longitud oeste, ocupando un área de 1.497,3 Km^2, correspondiendo al Estado Cojedes 323,5 Km^2; que en términos porcentuales equivalen a 21,8 % (Desarrollos Hidráulicos Cojedes, Canagro International y Ministerio del Ambiente y de Los Recursos Naturales Renovables, 1997).

Con respecto a su morfología, el paisaje de montaña es predominante, existen pendientes fuertes, piedemontes, colinas y filas secundarias; están enmarcadas en los Grupos Caracas (Formación Las Brisas y Formación Las Mercedes), Grupo Cristales (Formación Nirgua y Aroa) y por el sur el complejo El Tinaco. Asimismo, se encuentran depresiones altas con pendientes de 0 a 5 % y 5 a 12 % al norte de la cuenca, con alturas entre 600 y 700 metros sobre el nivel del mar (msnm) y acumulación coluvio – aluvial del cuaternario: Salom en el Estado Yaracuy, y Bejuma y Montalbán en el Estado Carabobo. En ellas, predomina la actividad agropecuaria intensiva y desarrollo agroindustrial, además de existir importantes centros poblado. En la parte sur se encuentran planicies intermedias con suelos de buena calidad, clasificados según su capacidad de uso como: I, II y III; éstos, se encuentran al suroeste de la ciudad de San Carlos,

predominando la actividad agropecuaria (DHC, Canagro International y MARNR, 1997).

Según DHC, Canagro International y MARNR (1997), en la cuenca media y alta predomina el bosque húmedo premontano (BH-P), mientras que en la cuenca baja prevalecen: sabanas, herbazales, matorrales y bosques de galería. Con relación al clima, señalan la existencia de dos épocas bien definidas: sequía y lluvias; temperaturas oscilante entre los 22 a 28 ° C, siendo menor en la cuenca alta media, donde varía entre 17 a 20 ° C, con precipitaciones de 1.400 a 2.100 mm/año.

El río San Carlos nace en la confluencia de la fila de Bejuma y la fila de Aguirre, en el cerro San Isidro (≈1480 msnm), llevando el nombre de río Aguirre y luego río Tirgua. Es denominado río San Carlos desde la confluencia del río Oruje y el río Tirgua, al llegar a la frontera política del estado Cojedes con el estado Carabobo. Los principales ríos tributarios del río San Carlos son: Bejuma, Aguirre, Onoto, Oruje, San Pedro, Cabuy y Mapuey (Ruiz, 1990) (Figura 1).

Con relación a las contaminaciones puntuales y difusas en la cuenca, DHC, Canagro International y MARNR (1997), afirman que el centro poblado de mayor importancia es San Carlos, el cual descarga sus vertidos cloacales en el río del mismo nombre, en un punto ubicado después de la Urbanización Limoncito al sur de la ciudad. Con respecto a la cuenca alta sostienen que existen dos centros poblados importantes: Bejuma y Montalbán, quienes descargan sus efluentes cloacales al río en cuestión. Por otro lado, advierten la existencia de pequeños productores enclavados en la cuenca media, que generan graves problemas erosivos (quema y tala indiscriminada) junto al vertido de desechos químicos inherentes a la actividad agrícola (agroquímicos). Por último, señalan la presencia de complejos agroindustriales ubicados en la periferia de la ciudad de San Carlos, que vierten sus efluentes al río.

Figura 1. Ubicación geográfica del río San Carlos.

3.2 Fases de la investigación

Fase 1. Determinación de la época de estiaje del río San Carlos.

En el Ministerio de Ambiente y de los Recursos Naturales [MARN] – San Carlos, se recabó datos históricos de los caudales medios mensuales del río San Carlos, registrado en la estación hidrológica Paso Viboral, la cual se ubica en la cota 158 m del mencionado río. A continuación, se efectuó un análisis de los caudales medios mensuales, que consistió en calcular el promedio y

la desviación estándar de los registros mensuales; los tres meses que poseían menores caudales medios, fueron considerados la época de estiaje del río. Se efectuó la investigación en este período, pues se dan las condiciones más desfavorables para los procesos biológicos asociados con la autodepuración del río.

Fase 2. Determinación de puntos de muestreo.

Haciendo uso de un ortofotomapa escala 1: 25.000 de la cuenca media del río San Carlos, se escogió los puntos de muestreos. Para asegurar los supuestos del Modelo de Déficit de Oxígeno de Streeter – Phelps, un primer punto coincidió con una descarga de agua servida proveniente de la población de San Carlos. Un segundo punto de muestreo se ubicó a unos 500 m aguas arriba de la confluencia entre las descargas cloacales y el río. Un tercer y último punto, se situó aguas abajo del punto de mezcla. Fue necesario que el tramo comprendido entre la zona de mezcla y el tercer punto de muestreo no poseyera tributarios o descargas importante de vertidos industriales o urbanos (Figura 2).

Tomando en consideración el párrafo anterior se consideraron tres zonas de muestreo. Las dos primeras ubicada a la altura del Barrio Arizona; coordenadas Universal Transversal Mercartor (UTM): 1.066.210,070 Norte, 544.020,736 Este, Cota: 139,781 m; una última situada aguas abajo, en la localidad Caño Hondo; coordenadas UTM: 1.054.091,096 Norte, 537.475,981 Este, Cota: 108,989 m. La distancia del tramo de río evaluada fue de 24.452,96 m (longitud entre la zona de mezcla y el punto de interés aguas abajo). Estos datos cartográficos fueron obtenidos haciendo uso de un GPS (PRO – XR12; precisión: 20 cm), y corregidos con el software Pathfinder del Sistema de Información Geográfico (SIG) de la Empresa Regional Desarrollos Hidráulicos Cojedes (Figura 3). El punto 2 de muestreo, es una descarga de aguas servidas domésticas procedente de la ciudad de San Carlos. El punto 3 de muestreo se situó en la

proximidad de la "Las Vega" (refiérase a Figura 2), específicamente en la localidad "Caño Hondo". Entre la zona de mezcla y el punto 3 de muestreo no se halló fuentes importantes de vertidos domésticos o cauces naturales (información extraída del ortofotomapa).

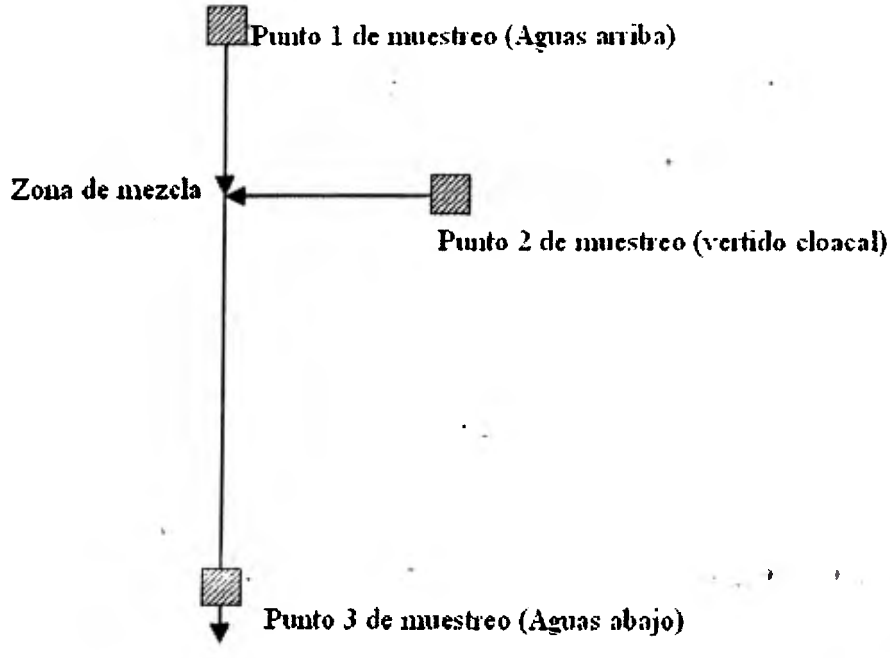

Figura 2. Diagrama esquemático de los puntos de muestreo en el tramo medio del río San Carlos.

Fase 3. Muestreo en campo.

Los muestreos se realizaron la primera y última quincena de cada mes que conformó la época de estiaje del río. Dado que la época de estiaje englobó tres meses, se efectuaran 6 sesiones de toma de muestra en campo. La Tabla 3 presenta los parámetros que se midieron en cada sesión de muestreo.

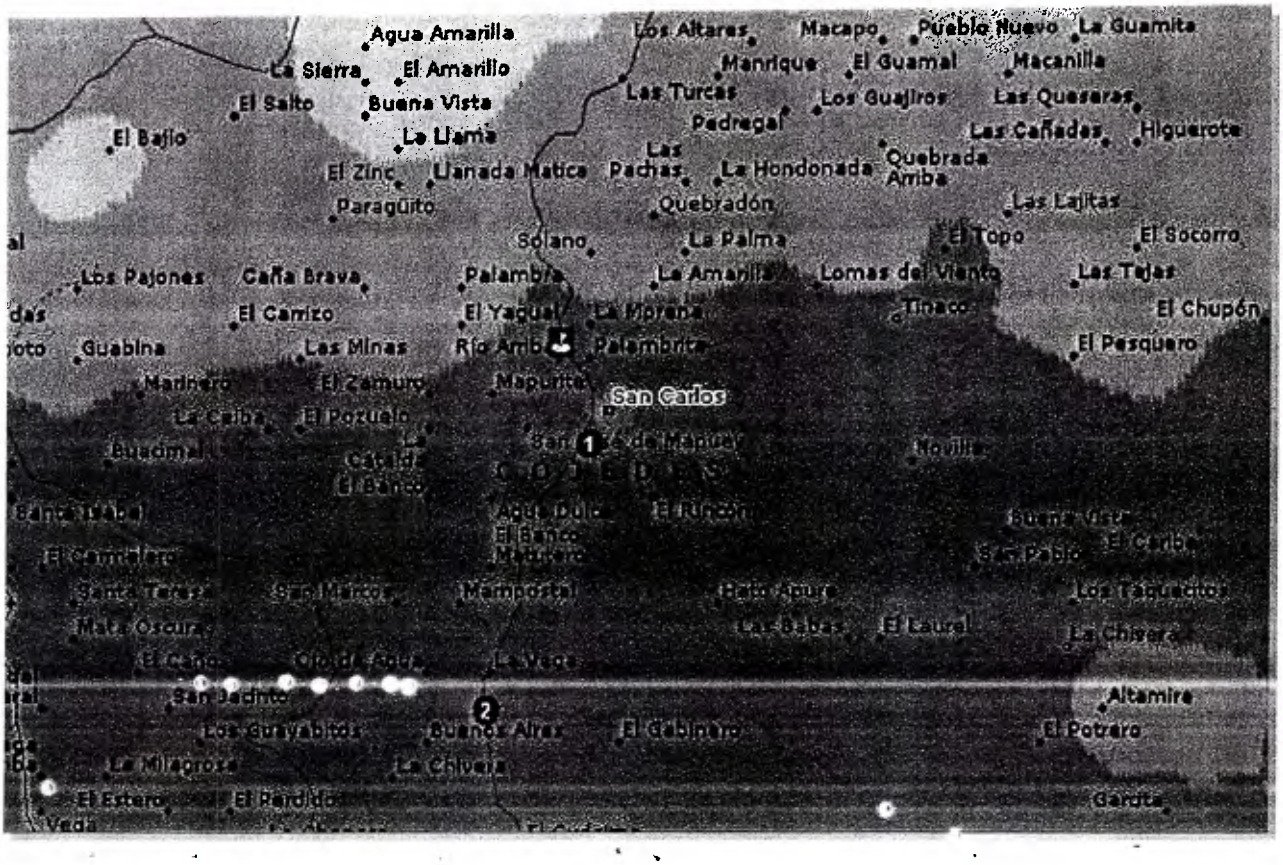

Figura 3. Ubicación geográfica de la Estación Paso Viboral y los puntos de muestreo.

Nota: 1: zona de mezcla; 2: Caño Hondo; Cuadro verde: Estación Paso Viboral.

Fase 4. Determinación de los parámetros del modelo.

Antes de determinar de los parámetros del modelo se realizó varios balances de masa por componente en la zona de mezcla, con el propósito de cuantificar la DBO_5, el OD, la temperatura y el caudal de la mezcla (vertido cloacal + agua del río). La diferencia entre el OD de la mezcla y el OD de saturación del agua en el punto de muestreo 1 corresponde a Do en la Ecuación 9.

Tabla 3. Parámetros medidos durante una sesión de muestreo.

Parámetro	**Fuente**	**Técnica**	**Instrumento**	**Número** [I]
Caudal de vertido [C]	Campo	Documental	Ficha registro	1
Caudal del río [C]	Campo	Documental	Ficha registro	2
DBO_5 del río ante de la mezcla [A]	Campo	Documental	Ficha registro	3
DBO_5 del vertido [A]	Campo	Documental	Ficha registro	3
Humedad relativa	Campo	Documental	Ficha registro	3
OD del río aguas abajo [B]	Campo	Documental	Ficha registro	3
OD del río ante de la mezcla [B]	Campo	Documental	Ficha registro	3
OD del vertido [B]	Campo	Documental	Ficha registro	3
Sólidos suspendidos totales [A]	Campo	Documental	Ficha registro	6
Temperatura del aire	Campo	Documental	Ficha registro	3
Temperatura del río aguas abajo	Campo	Documental	Ficha registro	3
Temperatura del río ante de mezcla	Campo	Documental	Ficha registro	3
Temperatura del vertido	Campo	Documental	Ficha registro	3
Velocidad del río [C]	Campo	Documental	Ficha registro	2

Nota: [I]: cada medición se hizo por triplicado. [A]: análisis que se efectuaron siguiendo los lineamientos de American Public Health Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation (1989). [B]: Medición realizada en campo con oxídimetro modelo YSI – 5000 y celda YSI – 5010. [C]: se empleó un medidor de caudal USGS tipo AA, marca RICKLY HIDROLOGICLA, modelo 6200 y un contador digital AquaCount 5000 con barra estándar de aforo; para la determinación de caudales se empleó el método de las secciones medias (Acevedo y Acosta, 1976).

A fin de realizar el balance de masa por componente, se tomó como referencia la Figura 4.

<u>Balance de masa para el componente DBO_5</u>:

$$Q_r.[DBO_5]_r + Q_v.[DBO_5]_v = (Q_r + Q_v).[DBO_5]_M \qquad (25)$$

Donde:

Q_r: caudal medio del río antes del punto de mezcla, L^3/T (m^3/s)

$[DBO_5]_r$: concentración de la DBO_5 del río antes del punto de mezcla, mg/l

Q_v: caudal medio del vertido antes del punto de mezcla, L^3/T (m^3/s)

$[DBO_5]_v$: concentración de la DBO_5 del vertido antes del punto de mezcla, mg/l

$[DBO_5]_M$: concentración de la DBO_5 de la mezcla, mg/l

A partir de $[DBO_5]_M$ se obtuvo la DBO_L (DBO última), que equivale a Lo en la Ecuación 9. Para ello se aplicó la siguiente expresión:

$$Lo = \frac{DBO_5\ de\ mezcla}{1 - e^{-5k}} \qquad (26)$$

Donde:

Lo: DBO última del agua en la zona de mezcla, M/L^3

DBO_5 de mezcla: DBO a los 5 días y 20 ° C del agua en la zona de mezcla, M/L^3

k: tasa de desoxigenación del vertido a 20 °C, M/L^3

A fin de determinar el parámetro k de la Ecuación 26 se recolectó una muestra compuesta de vertido, la cual se incubó a 20 ° C. El segundo, cuarto, sexto, octavo y décimo día se midió su DBO; estos datos se ajustaron por el método de mínimos cuadrado al siguiente modelo (LIPESA, 1998):

$$DBO(t) = Lu(1 - e^{-kt}) \qquad (27)$$

Donde:

Lu: DBO última de la muestra, M/L^3

DBO (t): DBO en cualquier tiempo t, M/L^3

k: tasa de desoxigenación del vertido a 20 °C, M/L^3

t: tiempo medido en días, T

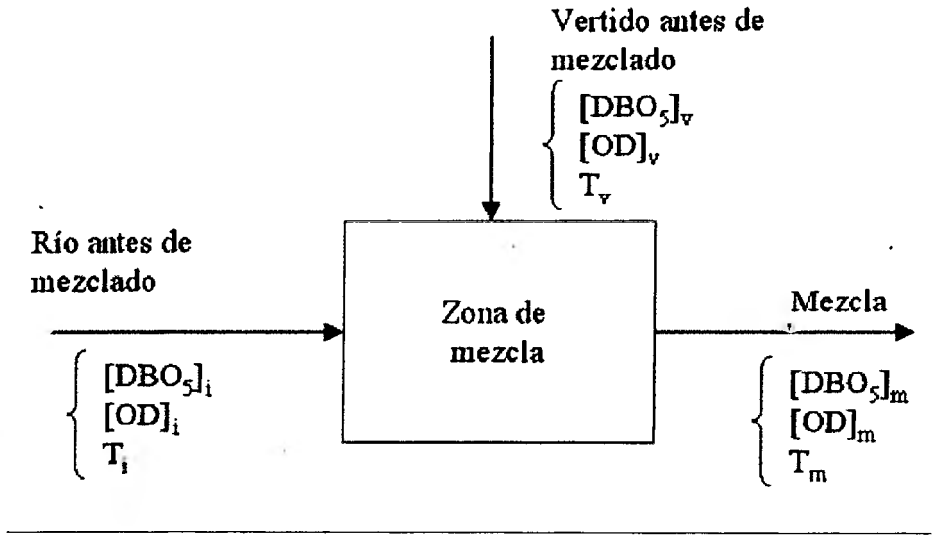

Figura 4. Corrientes incluidas en los balances de masa de la zona de mezcla.

Balance de masa para el componente OD:

$$Q_r.[OD]_r + Q_v.[OD]_v = (Q_r + Q_v).[OD]_M \qquad (28)$$

Donde:

Q_r: caudal medio del río antes del punto de mezcla, L^3/T (m^3/s)

$[OD]_r$: concentración media de OD del río antes del punto de mezcla, mg/l

Q_v: caudal medio del vertido antes del punto de mezcla, L^3/T (m^3/s)

$[OD]_v$: concentración media de OD del vertido antes del punto de mezcla, mg/l

$[OD]_M$: concentración media de OD de la mezcla, mg/l

Balance térmico de las corrientes:

Se partió de la suposición que el calor específico de las corrientes involucradas es 1 cal/g.°C.

$$Q_r.[T]_r + Q_v.[T]_v = (Q_r + Q_v).[T]_M \qquad (29)$$

Donde:

Q_r: caudal medio del río antes del punto de mezcla, L^3/T (m^3/s)

$[T]_r$: temperatura media del río antes del punto de mezcla, ° C

Q_v: caudal medio del vertido antes del punto de mezcla, L^3/T (m^3/s)

$[T]_v$: temperatura media del vertido antes del punto de mezcla, ° C

$[T]_M$: temperatura media de la mezcla, ° C

A partir de las Ecuaciones 25, 28 y 29 se determinaron la DBO_5, el OD, la temperatura y el caudal de la mezcla, por simple despeje. Dado que el OD de saturación en los puntos de muestreo 1 y 3 depende de la presión atmosférica, salinidad y temperatura del agua, se desarrolló un modelo usando los datos presentados por Metcalf y Eddy Inc. (1996) y el modelo de atmósfera politrópica propuesto por Masey (1979). Para su generación se empleó la técnica estadística: análisis de regresión múltiple; se usó el módulo Multiple Regresión del Software STATGRAPHIC Plus for Windows (versión 2.1, 1996). El referido modelo permitió determinar el OD de saturación del río en función de la temperatura del agua, salinidad y la altitud del punto muestral en cuestión. A fin de evaluar la calidad predictora del modelo de OD de saturación se determinó: el coeficiente de determinación (R^2), el análisis de varianza, la matriz de correlación de los predictores, entre otros; asimismo, se graficó: los valores predichos por el modelo versus los observados y la distribución de los residuales en papel normal (Montgomery, 1991: Bartés et al., 1999).

La diferencia entre el OD de saturación y el OD del agua en el punto muestral 3, corresponde a D(t) en la Ecuación 9. Por otro lado, la variable "t" de la referida ecuación, se estableció dividiendo la distancia entre la zona de mezcla y el punto muestral 3 (24.452,96 m) con la

velocidad promedio del río en los puntos muestrales 1 y 3.

Los parámetros del modelo son las constantes K_1 y K_2 de la Ecuación 9, o sea, la velocidad de desoxigenación y la velocidad de reaireación del agua del río, respectivamente. Para calcularlas, se procesó todas las D(t), Lo, t y Do derivadas de cada una de las sesiones de muestreo, utilizando el software estadístico STATISTICA (versión 6.0, 2000); empleando el módulo Nonlinear Regression, en su componente User-Specified Regressión Function, se determinaron los parámetros mencionados. Dado que se partió de un modelo predefinido (Ecuación 9), el programa ajustó la función a través de una función de perdida [loss function]. Con el propósito de evaluar la calidad predictora del modelo se calculó: el coeficiente de determinación (R^2), el porcentaje de la varianza explicada por el modelo, el error estándar de los parámetros estimados, la matriz de correlación de los parámetros estimados, entre otros; asimismo, se graficó: los valores predichos por el modelo versus los observados y la distribución de los residuales (Montgomery, 1991: Bartés et al., 1999).

Las constantes cinéticas K_1 y K_2 varían con la temperatura, razón por la cual, al momento de usar el modelo de Streeter – Phelps en un rango de temperatura de mezclado (Tm) fuera al estudiado deben corregirse. Las ecuaciones de referencia para corregir térmicamente dichas constantes son (Metcalf y Eddy Inc., 1996):

$$K_1 = K_{1_{20^\circ C}} (1{,}135)^{Tm-20} \qquad (30)$$

Donde:

K_1: velocidad de desoxigenación a una temperatura cualquiera, 1/T

$K_{1\,20^\circ c}$: velocidad de desoxigenación a 20 °C, 1/T

Tm: temperatura en la zona de mezcla, °C

$$K_2 = K_{2_{20°C}} (1{,}024)^{Tm-20} \qquad (31)$$

Donde:

K_2: velocidad de reaireación a una temperatura cualquiera, 1/T

$K_{2\ 20°c}$: velocidad de reaireación a 20 °C, 1/T

Tm: temperatura en la zona de mezcla, °C

A fin de determinar que factores afectan la concentración de oxígeno en época de estiaje en el tramo acotado por las coordenadas UTM: 1.066.210,070 N; 544.020,736 E y 1.054.091,096 N; 537.475,981 E del río San Carlos, se aplicó un Análisis Factorial por Componentes Principales (Bolívar, 2002; Morales, 2003; Sampieri et al., 2002), a la variables medidas en campo, el cual permitió desarrollar un modelo de regresión lineal para predecir la concentración de oxígeno disuelto tanto en el punto muestral 1 como el punto muestral 2.

Fase 5. Ubicación de posibles zonas anóxicas.

Dado que en esta fase se conocían los parámetros K_1 y K_2 del modelo de Streeter – Phelps, se usó la Ecuación 11 para determinar el t_c, previa definición de los valores de Do y Lo. Ahora, para determinar a cuanta distancia de la zona de mezcla se presentará el déficit de oxígeno crítico, se multiplicó la velocidad promedio del río en los puntos muestrales 1 y 3 por el t_c. Sustituyendo t_c en la Ecuación 10 se determinó el déficit de oxígeno crítico (Dc). Restando el OD de saturación aguas arriba de la zona de mezcla al ODc se precisó el OD en la zona crítica.

Fase 6. Cuantificación de la máxima carga orgánica que el río San Carlos puede soportar sin poner en riesgo la vida acuática presente en la localidad Caño Hondo durante la época de estiaje.

Prefijando valores de D(t), Do, y t y utilizando la Ecuación 9, se determinó los valores

máximos de Lo en el punto de mezcla. Dado que Lo equivale a la $[DBO_5]_M$ de la Ecuación 16, se halló la carga másica de DBO (o sea, el producto $Q_v.[DBO5]_v$) para los valores medios de Q_r, y $[DBO_5]_r$. La manipulación de las ecuaciones se realizó empleando el software matemático Maple 8.0.

Fase 7. Redacción del informe final de investigación.

Una vez procesada toda la información y alcanzado los objetivos específicos planteados, se redactó el informe final de investigación, en donde se desarrolló con detalle los resultados obtenidos en cada una de las fases de la investigación.

CAPÍTULO 4

DESCRIPCIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

4.1 Meses que conforman la época de estiaje del río San Carlos

La Tabla 4 muestra los registros históricos de los gastos promedios mensuales del río San Carlos a la altura de la estación hidrológica "Paso Viboral", la cual se ubica en la cota 158 m del río San Carlos y a unos 13.000 m aguas arriba de la confluencia del citado río con los vertidos cloacales provenientes de la ciudad de San Carlos. Se encontró que los meses donde históricamente se dan los caudales de estiaje son: febrero, marzo y abril.

Tabla 4. Gastos mensuales del río San Carlos registrados en la estación hidrológica "Paso Viboral"; Años 1941 a 1992.

Mes	Promedio mensual [1]	Desviación estándar
Enero	8,329	2,983
Febrero	6,479	2,686
Marzo	5,054	2,144
Abril	6,480	4,295
Mayo	11,128	6,288
Junio	14,929	7,342
Julio	20,269	8,971
Agosto	23,089	8,932
Septiembre	22,069	8,240
Octubre	20,719	7,946
Noviembre	17,163	6,288
Diciembre	11,876	4,285

Nota: [1]: los años 1978 y 1991 carecen de registros (refiérase al ANEXO 1).

Fuente: MARNR Zona 8 (2002).

En el caso de febrero y marzo, ostentaron una desviación estándar pequeña en comparación con el resto de los meses, lo que permitió inferir una baja dispersión en los registros; por su parte el mes de abril, presentó una dispersión aproximadamente dos veces mayor a la de febrero y marzo, situación que reveló fluctuaciones importantes en los registros históricos.

4.2 Ecuación matemática para modelar el oxígeno disuelto de saturación en el agua en función de la altitud, salinidad y temperatura del agua en el río

La concentración de saturación de oxígeno disuelto en un río varía de acuerdo a la temperatura, salinidad y presión barométrica (Metcalf y Eddy Inc., 1996). En tal sentido, se hizo necesario generar un modelo matemático para determinar la concentración de saturación de oxígeno disuelto a partir de las variables referidas. Para ello, se partió de los datos presentados por Metcalf y Eddy Inc. (1996: refiérase al Anexo B). Sin embargo, dado que la presión barométrica es una variable difícil de medir (requiere un barómetro), se aprovechó el hecho de que varía con la altitud, a fin de modelarla.

Masey (1979), señaló que la presión atmosférica en los primeros 9 km sobre la superficie de la Tierra se ajusta a la siguiente expresión (modelo de atmósfera politrópica):

$$\frac{p}{p_o} = \left[1 - \frac{g.\rho_o.z}{p_o}\left(\frac{n-1}{n}\right)\right]^{\frac{n}{n-1}} \qquad (32)$$

Donde:

P: presión atmosférica a una altura z sobre el nivel del mar, atmósfera

Po: presión atmosférica a nivel del mar, atmósfera

ρ_o: densidad del aire a nivel del mar, kg/m^3

g: aceleración de gravedad, m/s^2

z: altura sobre el nivel del mar, m

n: constante politrópica del aire, adimensional

De acuerdo a Masey (1979), la constante politrópica del aire en los primeros 9 km sobre la superficie de la Tierra es 1,235; asimismo asevera que la aceleración de gravedad disminuye apenas en 0,01 % por cada aumento de 300 m en altura, pudiéndose considerar constante. Despejando de la Ecuación 32 la variable "z", se obtuvo una ecuación que permitió calcular la altura sobre el nivel del mar a partir de la presión barométrica.

$$z = \frac{p_o.n}{(n-1).g.\rho_o}\left[1-\left(\frac{p}{p_o}\right)^{\frac{n-1}{n}}\right] \qquad (33)$$

Asumiendo que la aceleración de gravedad es igual a 9,81 m/s^2, la densidad del aire a nivel del mar 1,225 kg/m^3, la presión atmosférica a nivel del mar 101.325 N/m^2 y la constante "n" 1,235; se transformó los valores de presión atmosférica del Anexo B en alturas sobre el nivel del mar medida en metros, por medio de la Ecuación 33. A partir de la altura sobre el nivel del mar, salinidad y temperatura se realizó un análisis de regresión lineal múltiple a fin de obtener un modelo que predijese el oxígeno disuelto de saturación en el río; en dicho análisis, el logaritmo neperiano del oxígeno disuelto de saturación fue la variable respuesta. Para indagar la idoneidad de usar las variables antes señaladas como variables predictoras, se realizó un análisis de varianza (Tabla 5). Dado que el valor "p" encontrado fue inferior a 0,05 se infirió que las variables: altitud, salinidad y temperatura podían ser utilizadas para generar un modelo que predijese el logaritmo neperiano del oxígeno disuelto de saturación en el agua del río con un nivel de confianza del 99 % (Figura 5).

Tabla 5. Análisis de varianza del modelo para predecir el oxígeno disuelto de saturación.

Fuente	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	Estadístico de Fischer	Valor p
Altitud	0,0191	1	0,0191	41,1000	0,0000 *
Salinidad	6,3737	1	6,3737	13674,8300	0,0000 *
Temperatura	42,9726	1	42,9726	92197,4900	0,0000 *
Residual	0,3612	775	0,0004		
Total (Corr.)	49,7267	778			

Nota: datos provenientes del Anexo B, previa transformación de la presión barométrica en altitud; *: $p < 0,01$.

La Tabla 6 muestra los coeficientes de la ecuación de regresión. Puesto que el valor "p" en cada uno de los parámetros fue inferior a 0,05 se concluyó que todos son estadísticamente significativos a un nivel de confianza del 99 %, por ende se incluyeron en la función de regresión. La Tabla 7 revela que el modelo encontrado explicó 99,2736 % de la variabilidad de la variable respuesta (logaritmo neperiano de la concentración de oxígeno de saturación); El error estándar de los estimadores, que es la desviación estándar de los residuales fue 0,0216. La media del error absoluto, que representa el valor promedio de los residuales fue 0,0179. Por último, el estadístico de Durbin – Watson advirtió la presencia de residuales seriados correlacionados, esta situación confirmó que los datos procesados no se encontraban aleatoriamente distribuidos (Figura 6); en consecuencia, los estimadores pudiesen llegar a ser inestables (Montgomery, 1991).

A fin de detectar problemas de multicolinearidad en el modelo se construyó la matriz de correlación para los coeficientes (altitud, temperatura y salinidad). De la Tabla 8, se descartó la existencia de correlación entre los predictores. En el modelo no se incluyeron las interacciones (altitud x temperatura, altitud x salinidad y temperatura x salinidad), debido a que no fueron significativas a un nivel de confianza del 95 %; no se consideraron términos cuadráticos (altitud^2, temperatura^2 y salinidad^2), pues, presentaron problemas de multicolinearidad.

Tabla 6. Parámetros del modelo para predecir el oxígeno disuelto de saturación en el río San Carlos.

Parámetro	Estimador	Error estándar	t de Student	Valor p
Constante	2,6250	0,0016	1600,0600	0,0000 *
Altitud	-0,0001	0,0000 [A]	-18,1872	0,0000 *
Salinidad	-0,0059	0,0000 [A]	-116,9390	0,0000 *
Temperatura	-0,0198	0,0000 [A]	-303,6400	0,0000 *

Nota: *: $p < 0,01$; [A]: valor inferior a 0,00005.

Tabla 7. Estadísticos del modelo para predecir el oxígeno disuelto de saturación en el río San Carlos.

Estadístico	
Coeficiente de determinación (R^2)	99,2736 %
Coeficiente de determinación ajustado	99,2708 %
Error estándar de los estimadores	0,0216
Media de los errores absolutos	0,0179
Estadístico de Durbin-Watson	0,3449 [A]

Nota: [A]: dado que es menor a 1,40 se infirió la existencia de residuales adyacentes correlacionados.

Tabla 8. Matriz de correlación para los coeficientes del modelo de oxígeno disuelto de saturación en el río San Carlos.

	Altitud	Salinidad	Temperatura
Altitud	1,0000	0,1010	0,0000
Salinidad	0,1010	1,0000	0,0000
Temperatura	0,0000	0,0000	1,0000

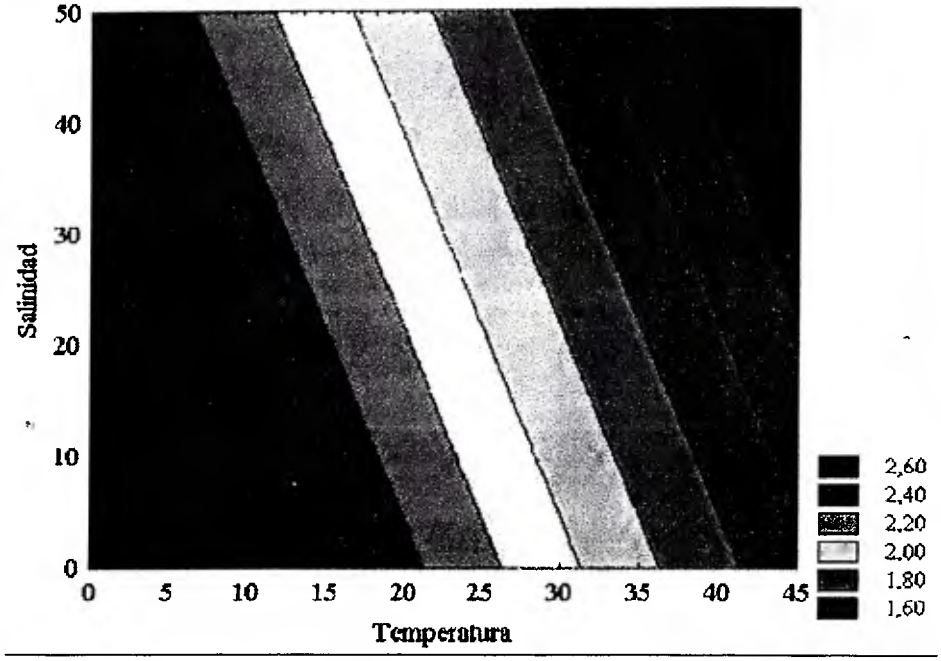

Figura 5. Gráfico de contorno para el logaritmo neperiano del oxígeno disuelto de saturación en función de la temperatura y salinidad del agua del río a una altitud de 0 msnm.

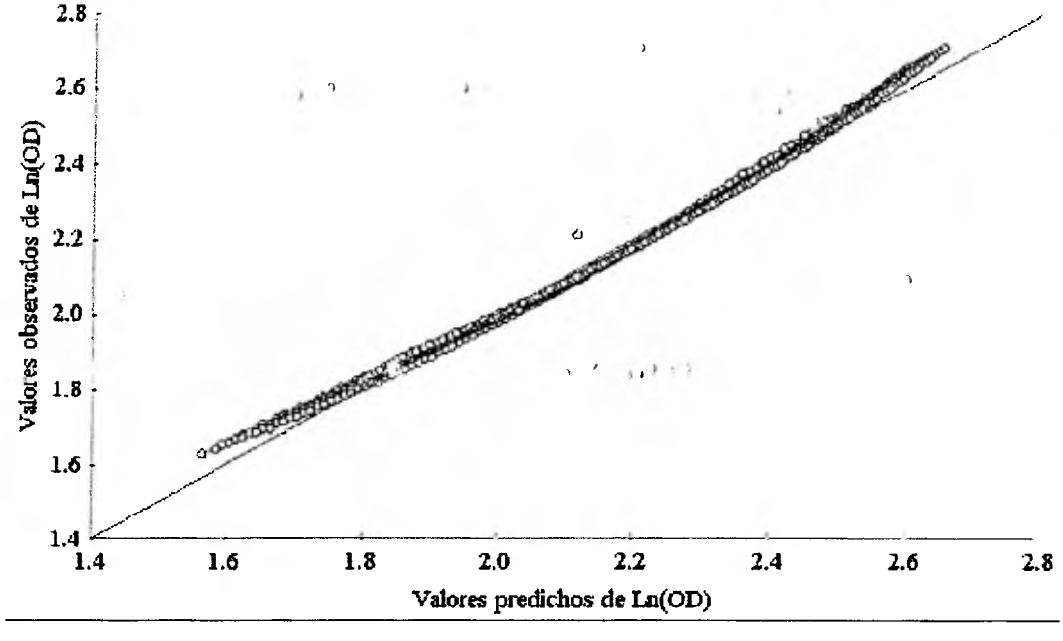

Figura 6. Valores observados de logaritmo neperiano de oxígeno disuelto de saturación versus valores predichos de logaritmo neperiano de oxígeno disuelto de saturación en el modelo de oxígeno disuelto de saturación para el río San Carlos.

Tomando en consideración lo argumentado hasta aquí, se concluyó que el modelo matemático para predecir el comportamiento de la concentración de oxígeno saturado en el agua del río como una función de la altitud, la temperatura y la salinidad es:

$$\text{In } [OD_{saturación}] = 2{,}6251 - 0{,}00012105.\text{Altitud} - 0{,}005934.\text{Salinidad} - 0{,}01985.\text{Temperatura} \quad (34)$$

Donde:

Ln $[OD_{saturación}]$: logaritmo neperiano de la concentración de oxígeno disuelto de saturación

Altitud: altitud con respecto al nivel del mar a la cual se encuentra el punto de muestreo, m

Salinidad: salinidad total del agua en el punto muestral, mg/l

Temperatura: temperatura a la cual se encuentra el agua en el punto muestral, °C

Despejando de la Ecuación 34 el $OD_{saturación}$, quedó:

$$OD_{saturación} = e^{(2{,}6251 - 0{,}00012105.\text{Altitud} - 0{,}005934.\text{Salinidad} - 0{,}01985.\text{Temperatura})} \quad (35)$$

4.3 Determinación de los parámetros del modelo de Streeter – Phelps para el agua en el tramo medio del río San Carlos.

Cerca de un 60 % del agua residual generada en la ciudad de San Carlos es vertida en el río del mismo nombre a la altura del Barrio Arizona; específicamente en el lugar con coordenadas UTM: 1.066.210,070 Norte, 544.020,736 Este, Cota: 139,781 m, por dos vías: un canal de tierra y una tubería de concreto de 12 pulgadas (diámetro interno). Ambas descargas se unen para conformar un vertido único, que luego confluye con el río San Carlos (Anexo H, Anexo I y Anexo J). La Tabla 9 muestra la carga poluente que recibió el citado río durante la época de estiaje del año 2003. Aunque el gasto volumétrico de agua residual presentó una dispersión bastante baja (0,025), la variación de la carga poluente fue notoria (817,248). Se observó un cambio abrupto a

finales de marzo, probablemente asociado a la ocurrencia de precipitaciones aisladas en el Municipio San Carlos, las cuales, presumimos, incorporaron una carga orgánica adicional proveniente del sistema colector de aguas de lluvias.

Tabla 9. Carga poluente vertida en el río San Carlos proveniente de la ciudad de San Carlos durante la época de estiaje del año 2003.

Fecha [A]	**Gasto volumétrico (m^3/s)**	**Carga poluente (Kg DBO_5/día)** [B]	**Población equivalente (habitantes)**
14/02/2003	0,184	961,198	16.019,973
28/02/2003	0,181	824,984	13.749,739
14/03/2003	0,131	918,343	15.305,174
28/03/2003	0,122	2.560,789	42.679,821
20/04/2003	0,156	2.335,714	38.928,563
30/04/2003	0,148	2.241,489	37.358,156
Promedio	0,154	1.639,617	
Desviación est.	0,025	817,248	

Nota: [A]: fecha en la cual se realizó la toma de muestra en el punto muestral 2; [B]: basado en una carga orgánica de 0,06 hab./kg DBO_5/día.

Para calcular los parámetros del modelo se determinaron las variables de la Ecuación 9. La primera que se cuantificó fue el déficit de oxígeno disuelto (Do) en la zona de mezcla, restando el oxígeno disuelto en dicha zona, con el oxígeno de saturación del agua en el punto de muestreo 1 (Anexo C, Anexo E y Anexo F). Debe resaltarse que el oxígeno de saturación del agua en el punto de muestreo 1 se encontró a través de la Ecuación 35; donde la altitud era 139,781 m; tanto la temperatura en la zona de mezcla como la salinidad del agua antes de la mezcla fueron medidas en campo (Tabla 10).

Tabla 10. Déficit de oxígeno disuelto (Do) en la zona de mezcla durante la época de estiaje.

Fecha [A]	OD mezcla (mg/l) [B]	Temperatura (° C) [B]	Salinidad (mg/l)	OD saturación (mg/l)	Do (mg/l)
14/02/2003	7,765	29,977	2,500	7,377	-0,388
28/02/2003	7,607	29,457	2,894	7,436	-0,171
14/03/2003	7,728	28,624	2,017	7,599	-0,129
28/03/2003	6,889	30,346	1,568	7,363	0,474
20/04/2003	6,608	30,950	1,894	7,261	0,653
30/04/2003	7,413	29,837	2,002	7,419	0,006

Nota: [A]: fecha en la cual se realizó la toma de muestra en el punto 1; [B]: calculado por medio de balances de masa.

La tasa de desoxigenación del vertido se determinó incubando una muestra compuesta de agua residual en proporción 50:50 (una parte de la descarga principal versus una de la descarga secundaria). La temperatura de incubación fue 20 ° C, la medición de DBO se realizó a intervalo de dos días. La Tabla 11 resume las lecturas de DBO efectuadas.

Tabla 11. Análisis de tratabilidad de muestra compuesta del vertido.

Tiempo (días)	DBO (mg/lt)
2	210,070
4	218,000
6	284,980
8	340,981
10	342,206

Los valores indicados en la Tabla 11 fueron ajustados a la Ecuación 27 a través de un análisis de regresión no lineal, para ello se empleó el método de estimación: Quasi – Newton. La función de pérdida [loss function] usada fue: (valor observado – valor predicho)^2; al finalizar las interacciones la función de pérdida se estabilizó en 3.715,8916.

Se encontró que la DBO última de la muestra era 347,7379 mg/l, mientras que la tasa de

desoxigenación del vertido a 20 ° C resultó 0,334448 día^{-1}. Por otro lado, el modelo logró explicar un 95,431 % de la varianza de la respuesta. La función matemática ajustada resultó:

$$DBO\ (t) = 347{,}7379.(1 - \exp^{(-0{,}334448.\ t)}) \qquad (36)$$

Donde:

DBO (t): DBO en cualquier tiempo t, M/L^3

t: tiempo de incubación transcurrido, T

La Tabla 12 muestra los valores observados, valores predichos y residuales del modelo. La Figura 7 exhibe un gráfico de dispersión de los valores observados experimentalmente; sobre ella, se trazó la curva del modelo derivado de ajustar los registros de campo a la Ecuación 27 (línea segmentada azul). La Figura 8 muestra la distribución de los residuales del modelo.

Tabla 12. Análisis de residuales del modelo derivado del análisis de tratabilidad del vertido.

Valor observado	**Valor predicho**	**Residual** [A]
0,000	0,000	0,000
210,070	169,600	40,469
218,000	256,482	-38,482
284,980	300,990	-16,010
340,980	323,790	17,190
342,205	335,470	6,735

Nota: [A]: resulta de restar el valor observado con el valor predicho por el modelo.

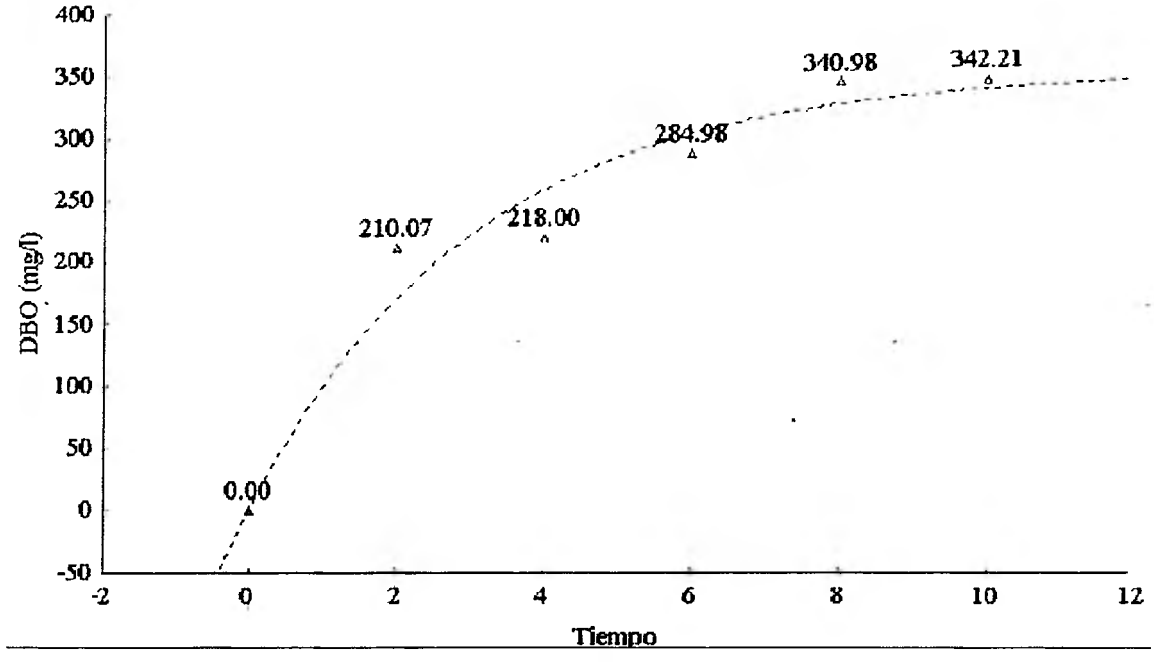

Figura 7. Dispersión de los valores observados con superposición del modelo matemático derivado del análisis de tratabilidad del vertido.

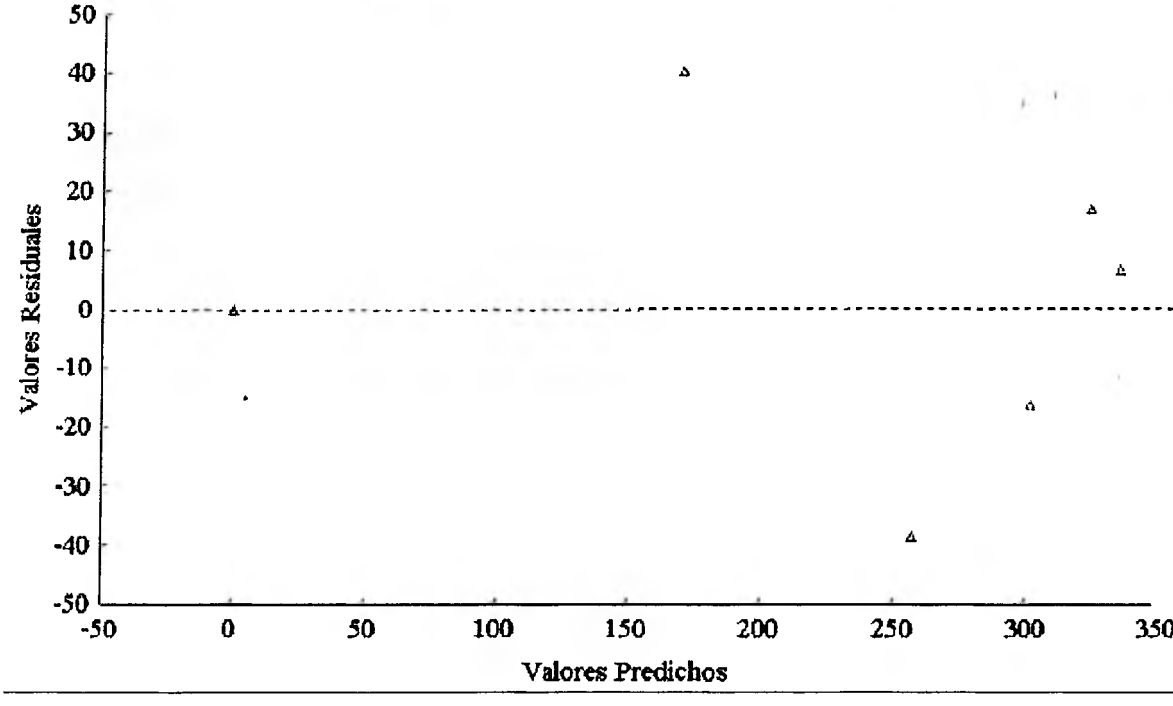

Figura 8. Dispersión de los residuales versus los valores predichos por el modelo matemático derivado del análisis de tratabilidad del vertido.

Conocida la tasa de desoxigenación del vertido se calculó la DBO última del agua (Lo) en la zona de mezcla haciendo uso de la Ecuación 26. Para cuantificar la DBO_5 se realizó un balance de masa al componente DBO_5 en el sistema río – vertido (Ecuación 25; Figura 4).

Tabla 13. DBO última del agua del río en la zona de mezcla (Lo).

Fecha [A]	**DBO_5 en zona de mezcla** [B] **(mg/l)**	**Lo (mg/l)**
14/02/2003	9,502	11,699
28/02/2003	5,842	7,193
14/03/2003	7,060	8,693
28/03/2003	24,140	29,723
20/04/2003	11,112	13,682
30/04/2003	9,968	12,273

Nota: [A]: fecha en la cual se realizó la toma de muestra en el punto muestral 2; [B]: calculado por medio de balances de masa.

La variable D(t) o déficit de oxígeno disuelto en el punto de muestreo 3 (refiérase a Ecuación 9), se determinó restando la concentración de oxígeno de saturación en el referido punto muestral con la concentración de oxígeno medida en campo (Anexo D). El oxígeno de saturación del agua en el punto de muestreo 3 fue determinado a través de la Ecuación 35; donde la altitud era 108,989 m; tanto la temperatura como la salinidad del agua fueron medidas en Caño Hondo (Tabla 14).

Tabla 14. Déficit de oxígeno disuelto [D(t)] en el punto de muestreo 3 durante la época de estiaje.

Fecha [A]	OD medida (mg/l)	Temperatura (° C)	Salinidad (mg/l)	OD saturación (mg/l)	D(t) (mg/l)
14/02/2003	7,037	31,740	2,908	7,132	0,095
28/02/2003	7,287	32,063	3,035	7,081	-0,206
14/03/2003	7,830	30,553	2,132	7,336	-0,494
28/03/2003	6,903	32,430	2,005	7,073	0,17
20/04/2003	6,347	31,133	2,010	7,257	0,91
30/04/2003	6,833	31,584	2,513	7,171	0,338

Nota: [A]: fecha en la cual se realizó la toma de muestra en el punto muestral 3 (Caño Hondo).

A fin de determinar el tiempo de recorrido de la mezcla "t" (refiérase a Ecuación 9), se promedió las velocidades media del río en los puntos de muestreo 1 y 3. Se supuso un flujo tipo pistón uniforme con un perfil de velocidades constante a fin de simplificar el cálculo del tiempo de recorrido (Tabla 15).

Tabla 15. Tiempo de recorrido de la mezcla para el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo.

Fecha [A]	Velocidad (m/s) Punto 1	Velocidad (m/s) Punto 3	Velocidad media (m/s)	t [B] (días)
14/02/2003	0,640	1,600	1,12	0,253
28/02/2003	1,560	1,040	1,30	0,218
14/03/2003	1,530	1,050	1,29	0,219
28/03/2003	1,670	0,560	1,12	0,254
20/04/2003	1,050	0,770	0,91	0,311
30/04/2003	0,870	0,750	0,81	0,349

Nota: [A]: fecha en la cual se realizó el vadeo en el Barrio Arizona y Caño Hondo; [B]: tiempo de recorrido de la mezcla considerando un flujo pistón uniforme con velocidad constante y una longitud de tramo igual a 24.452,96 m.

Los valores Do, Lo, D(t) y t (refiérase a la Tabla 10, Tabla 13, Tabla 14 y Tabla 15) fueron ajustados a la Ecuación 9 a través de un análisis de regresión no lineal, para ello se empleó el método de estimación: Quasi – Newton. La función de pérdida [loss function] usada fue: (valor

observado – valor predicho)^2; al finalizar las interacciones dicha función se estabilizó en 0,6108.

Se encontró que la velocidad de desoxigenación era 0,016791 día^{-1}, mientras que la velocidad de reaireación resultó ser 0,661118 día^{-1}. Por otro lado, un 47,187 % de la varianza del déficit de oxígeno saturado fue explicada por el modelo encontrado. La función matemática ajustada resultó:

$$D(t) = 0{,}02605947.Lo.\,(e^{-0{,}016791.t} - e^{-0{,}661118.t}) + Do.e^{-0{,}661118.t} \qquad (28)$$

Las constantes del modelo fueron analizadas con el propósito de evaluar su significancia estadística, para ello se aplicó una prueba de t – Student, la cual arrojó que ambas no eran significativas a un nivel de confianza del 5 % (Tabla 16). Se determinó el grado de correlación entre dichas constantes, haciendo uso del estadístico de Pearson, dando como resultado 0,547569. El análisis de los residuales evidenció una moderada discrepancia entre los valores predichos por el modelo y los valores observados (Tabla 17).

Tabla 16. Análisis estadístico de las constantes del modelo de autodepuración Streeter – Phelps generado.

	K_1	K_2
Valor estimado	0,017	0,661
Error estándar	0,049	2,130
t-Student [A]	0,341	0,310
Nivel p	0,751	0,772

Nota: [A]: 4 grados de libertad.

Tabla 17. Análisis de residuales del modelo de autodepuración Streeter – Phelps generado.

Valor observado	Valor predicho	Residual [A]
0,095	-0,283	0,378
-0,206	-0,124	-0,082
-0,494	-0,082	-0,412
0,170	0,517	-0,347
0,910	0,596	0,314
0,338	0,069	0,269

Nota: [A]: resulta de restar el valor observado con el valor predicho por el modelo.

El alto porcentaje de varianza asociada al error experimental (52,813 %), aunado al elevado valor absoluto de los residuales permitió inferir que el modelo de autodepuración propuesto por Streeter – Phelps debe utilizarse solamente como una aproximación de la capacidad de autodepuración del río San Carlos en el tramo: Barrio Arizona – Caño Hondo (refiérase a la Figura 9, Figura 10 y Figura 11). Esta situación evidenció la necesidad de desarrollar modelos más complejos a fin de modelar adecuadamente el déficit de oxígeno disuelto en el tramo estudiado.

Las constantes del modelo proporcionaron una importante referencia en torno a la elevada capacidad de reaireación de las aguas del río San Carlos y su baja tasa de desoxigenación. Estas condiciones, permitieron inferir que el río puede recuperar rápidamente la concentración de oxígeno disuelto en el agua luego de mezclarse con los vertidos cloacales provenientes de la ciudad de San Carlos.

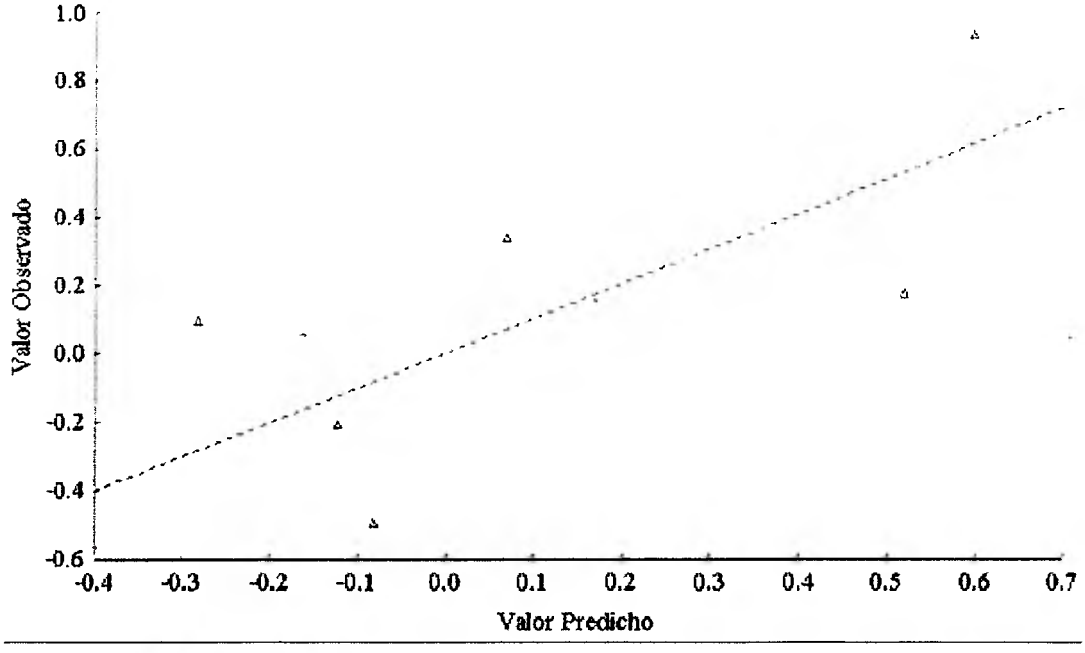

Figura 9. Valores observados versus los valores predichos por el modelo de Streeter – Phelps en el tramo comprendido entre Barrio Arizona y Caño Hondo del río San Carlos.

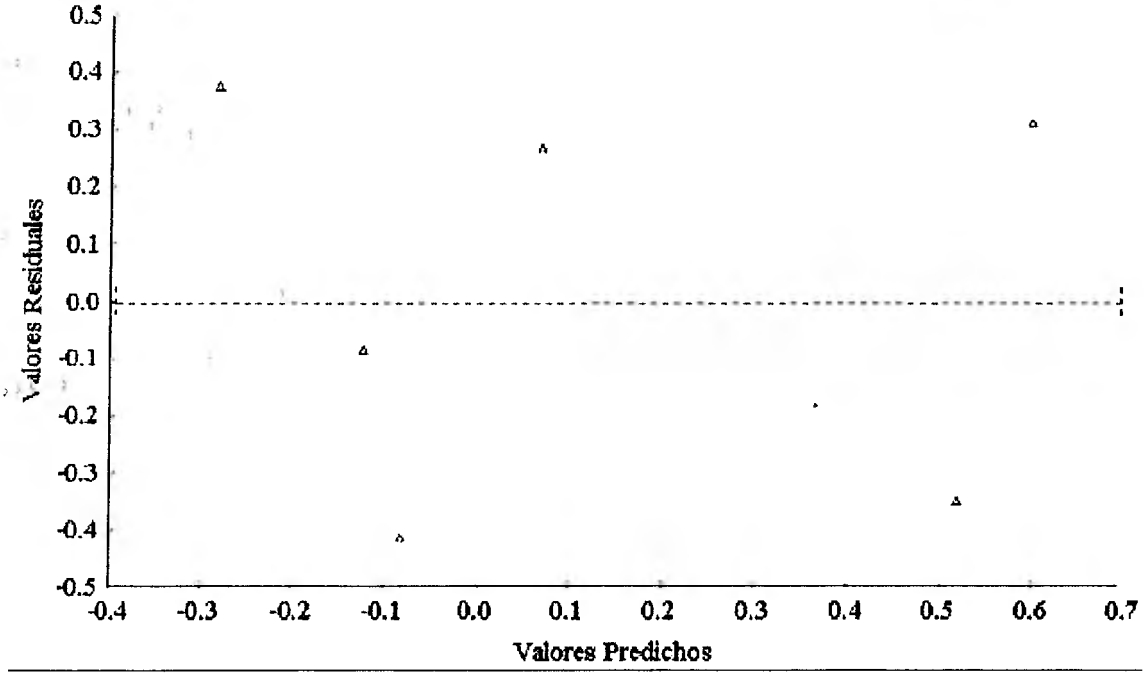

Figura 10. Valores residuales versus los valores predichos por el modelo de Streeter – Phelps en el tramo comprendido entre Barrio Arizona y Caño Hondo del río San Carlos.

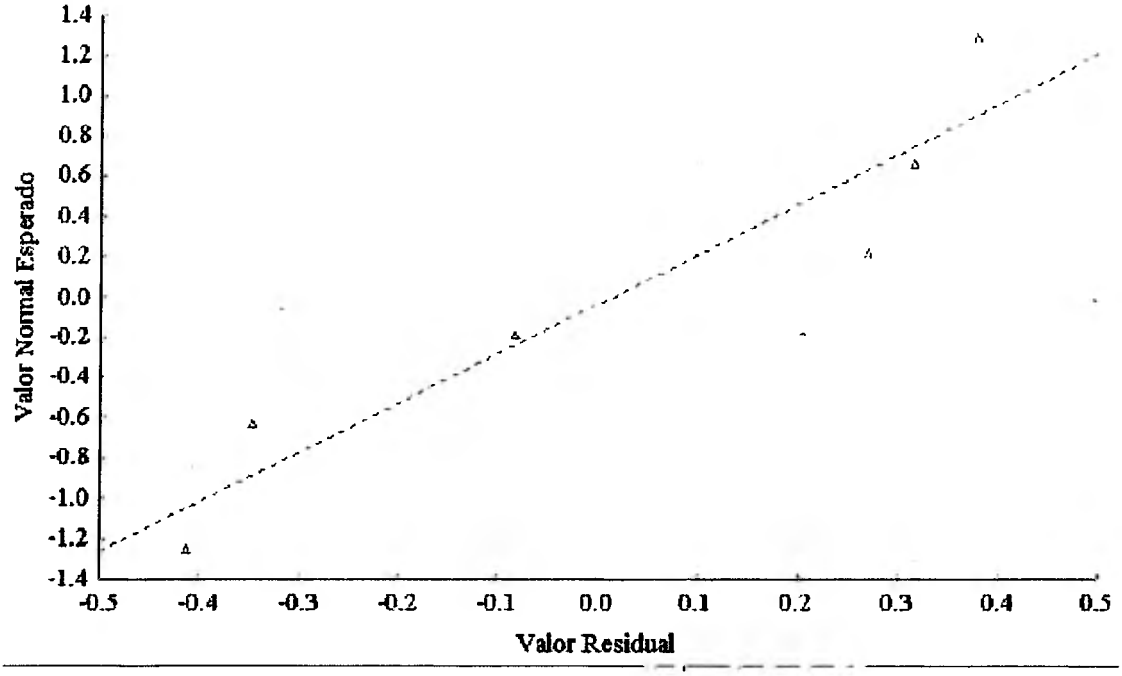

Figura 11. Valores normales esperados versus los valores residuales del modelo de Streeter – Phelps en el tramo comprendido entre Barrio Arizona y Caño Hondo del río San Carlos.

Dado que la variable "t" de la Ecuación 37 resultó de dividir la velocidad promedia del río entre la distancia total de dicho tramo, se sustituyó dicha variable por:

$$t = \frac{0{,}2830203704}{\overline{U}} \qquad (38)$$

Donde:

$\overline{U}$: velocidad promedia del río en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo, m/s

t: tiempo de recorrido de la mezcla, días

0,2830203704: constante de conversión

Se introdujo la Ecuación 38 en la Ecuación 37 simplificando de esta manera el modelo de Streeter – Phelps generado; ésta sustitución permitió evaluar el comportamiento del déficit de oxígeno del río como una función del déficit de oxígeno en la zona de mezcla (Do), la DBO

última del vertido (Lo) y la velocidad promedia del río entre los puntos muestrales 1 y 3 ($\overline{U}$):

$$D(t) = 0{,}02605947.Lo\left[e^{-\frac{0{,}004752195034}{\overline{U}}} - e^{-\frac{0{,}1871098612}{\overline{U}}}\right] + Do.e^{-\frac{0{,}1871098612}{\overline{U}}} \quad (39)$$

4.4 Factores que afectan la concentración de oxígeno disuelto en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo del río San Carlos.

A fin de determinar que factores afectaban la concentración de oxígeno disuelto en los puntos muestrales 1 y 3 se realizó un Análisis Factorial por Componentes Principales (AFCP) a las variables mostradas en el Anexo G. El primer paso consistió en construir la matriz de correlación. Los resultados se resumen en la Tabla 18.

Tabla 18. Matriz de correlación para las variables: altitud, caudal medio, demanda bioquímica de oxígeno, humedad relativa del aire, sólidos suspendidos totales, temperatura del aire, temperatura del agua y velocidad.

	Temp	**SST**	**Caudal**	**Velocidad**	**DBO_5**	**Altitud**	**$Temp_A$**	**HR_A**
Temp	1,000	0,239	0,195	0,202	-0,259	-0,794*	0,088	-0,048
SST	0,239	1,000	0,819*	0,936*	-0,160	-0,128	-0,251	-0,023
Caudal	0,195	0,819*	1,000	0,812*	-0,105	-0,150	-0,413	-0,316
Velocidad	0,202	0,936*	0,812*	1,000	-0,066	0,038	-0,296	-0,073
DBO_5	-0,259	-0,160	-0,105	-0,066	1,000	0,606*	-0,008	-0,362
Altitud	-0,794*	-0,128	-0,150	0,038	0,606*	1,000	0,093	-0,215
$Temp_A$	0,088	-0,251	-0,413	-0,296	-0,008	0,093	1,000	-0,494
HR_A	-0,048	-0,023	-0,316	-0,073	-0,362	-0,215	-0,494	1,000

Nota: *: $p < 0{,}10$.

El logaritmo en base 10 del determinante de la matriz de correlaciones (Tabla 18) fue – 5,61457, lo cual indicó que las variables bajo estudio estaban linealmente correlacionadas.

Posteriormente, se realizaron dos pruebas estadísticas que permitieron decidir que el AFCP era viable, éstas fueron: la medida de adecuación muestral de Kaiser – Meyer – Olkin y la prueba de esfericidad de Bartlett. El estadístico de Kaiser – Meyer – Olkin fue 0,246; éste valor indicó que la relación entre cada par de variables era poca explicada por el resto. La prueba de esfericidad de Bartlett arrojó un Chi – cuadrado aproximado de 58,177 (con 28 grados de libertad), resultando estadísticamente significativo a un nivel de confianza del 1 %; él, evidenció que la matriz de correlaciones distaba de ser una matriz identidad.

Seguidamente, se evaluó las comunalidades (Tabla 19). El modelo factorial obtenido explicó: 92,2 % de la varianza de la altitud; 89,7 % de la variabilidad del caudal; 58,9 % de la variabilidad de la DBO_5; 88,6 % de la variabilidad de la humedad relativa del aire; 89,3 % de los SST; 76 % de la variabilidad de la temperatura media del aire; 78,7 % temperatura del agua y 90,7 % de la variabilidad de la velocidad media del río.

Tabla 19. Comunalidades del modelo factorial obtenido para explicar la variación del oxígeno disuelto.

Variable	Varianza inicial	Extracción
Altitud	1,000	0,922
Caudal	1,000	0,897
DBO_5	1,000	0,589
HR_A	1,000	0,886
SST	1,000	0,893
$Temp_A$	1,000	0,760
Temp	1,000	0,787
Velocidad	1,000	0,907

Nota: Método de extracción: Análisis de Componentes Principales.

El criterio para seleccionar los componentes principales consistió en elegir aquellos que

poseían autovalores (posterior a la rotación) iguales o superiores a 1,000. La Tabla 20 indica la varianza total explicada por cada componente principal escogido. Dichos factores aglutinaron un 83,027 de la varianza; desglosada de la siguiente manera: el componente principal 1 con 36,045 %, el componente principal 2 con 27,240 % y el componente principal 3 con 19,742 %. En el análisis de los residuos (entre las correlaciones observadas y las correlaciones reproducidas) se encontró que el 60 % de éstos (diecisiete) poseían valores absolutos superiores a 0,05; tal situación indicó que el ajuste del modelo a los datos era moderado.

Tabla 20. Varianza total explicada por el modelo factorial para la variación del oxígeno disuelto.

	Suma de las saturaciones al cuadrado de las rotaciones		
Componente	**Total**	**Varianza (%)**	**Porcentaje**
Factor 1	2,884	36,045	36,045
Factor 2	2,179	27,240	63,285
Factor 3	1,579	19,742	83,027

Nota: Método de extracción: Análisis de Componentes Principales.

A fin de que cada factor principal absorbiera la mayor cantidad posible de varianza se aplicó una rotación. El método empleado fue el Varimax Normalizado con Kaiser. La Tabla 21 muestra las saturaciones factoriales, que constituyen la carga de cada variable en cada factor.

Tabla 21. Matriz de componentes rotados del modelo factorial para la variación del oxígeno disuelto

	Factor 1	**Factor 2**	**Factor 3**
Temp	-0,191	0,831	0,246
SST	-0,932	0,138	
Caudal	-0,943		
Velocidad	-0,951		
DBO_5		-0,708	0,296
Altitud		-0,956	
$Temp_A$	0,373		0,783
HR_A	0,212	0,199	-0,895

Nota: Método de extracción: Análisis de Componentes Principales. Método de rotación: Normalización Varimax. Se omitieron aquellas saturaciones factoriales inferiores a 0,100.

De la Tabla 21 se evidenció que en el factor 1 subyace un componente hidroerosivo propio del río San Carlos; en el factor 2 subyace un componente de variación térmica orgánica altitudinal y en el factor 3 subyace un componente atmosférico. Para definir las variables ficticias se consideraron aquellas saturaciones factoriales superiores a 0,70; quedando:

$$F_1 = 0{,}932.SST - 0{,}943.Caudal - 0{,}951.Velocidad \quad (40)$$

$$F_2 = 0{,}831.Temp - 0{,}708.DBO_5 - 0{,}956.Altitud \quad (41)$$

$$F_3 = 0{,}783.Temp_A - 0{,}895.HR_A \quad (42)$$

La Figura 12 muestra la manera como se distribuyeron las variables luego de rotar ortogonalmente los componentes principales. Es de resaltar la manera como las variables: caudal, velocidad y SST están fuertemente correlacionadas entre si (se agruparon muy cerca del Factor 1).

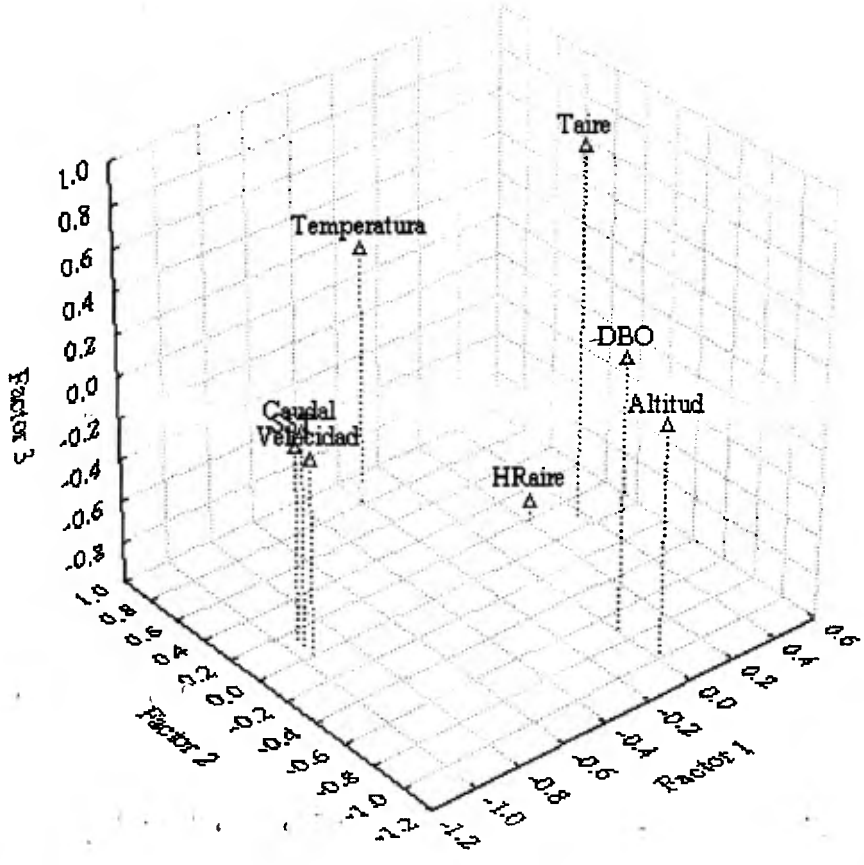

Figura 12. Distribución espacial de las saturaciones factoriales del modelo obtenido del AFCP.

Empleando las ecuaciones 40, 41 y 42 se calcularon los valores de las variables ficticias: F_1, F_2 y F_3, los cuales se resumen en la Tabla 22. Una vez obtenidas las variables ficticias: F_1, F_2 y F_3 se construyó una matriz de correlaciones entre dichas variables y la variable concentración de oxígeno disuelto del río (Tabla 23).

Tabla 22. Variables ficticias derivadas del AFCP.

F_1	F_2	F_3
-2,403	-100,870	-14,470
-0,177	-105,016	3,367
-0,617	-104,846	-21,680
-0,172	-91,322	-5,386
277,609	-100,044	-6,583
273,399	-101,779	-14,940
23,945		
9,838		-3,092
9,857		-7,914
16,231	-74,271	-10,628
215,030	-75,136	-10,817

Nota: Las casillas vacías corresponden a datos faltantes a nivel de los resgistros.

Tabla 23. Matriz de correlación para las variables ficticias derivadas del AFCP y la concentración de oxígeno disuelto.

	OD	F_1	F_2	F_3
OD	1,0000	-0,5308	-0,7164*	-0,1753
F_1	-0,5308	1,0000	0,1021	-0,0959
F_2	-0,7164*	0,1021	1,0000	-0,1199
F_3	-0,1753	-0,0959	-0,1199	1,0000

Nota: *: $p < 0,10$.

Puesto que la correlación entre las variables ficticias no fueron significativas al 10 %, aunado a una alta correlación entre éstas y la concentración de oxígeno disuelto, se realizó un análisis de regresión lineal; donde, la concentración de oxígeno disuelto del río fue la variable respuesta. Para indagar la idoneidad de usar las variables antes señaladas como predictoras, se realizó un análisis de varianza (Tabla 24). Dado que dos valores "p" encontrados fueron inferior a 0,05 se

infirió que las variables ficticias: F_1 y F_2 podían ser utilizadas para generar un modelo que predijese la concentración de oxígeno disuelto en el agua del río con un nivel de confianza del 95 %. Llamó la atención el hecho de que la variación de oxígeno en el río se asocia principalmente al componente hidroerosivo del río y en segundo lugar a la variación térmica orgánica altitudinal.

Tabla 24. Análisis de varianza del modelo derivado del AFCP para predecir el oxígeno disuelto del río San Carlos.

Fuente	**Suma de cuadrados**	**Grados de libertad**	**Cuadrados medios**	**Estadístico de Fischer**	**Valor p**
F_1	0,5869	1	0,5869	7,6900	0,0392 *
F_2	0,9232	1	0,9232	12,1000	0,0177 *
F_3	0,1915	1	0,1915	2,5100	0,1739
Residual	0,3815	5	0,0763		
Total (Corr.)	2,0831	8			

Nota: datos provenientes de la Tabla 22; *: $p < 0,05$.

La Tabla 25 muestra los coeficientes de la ecuación de regresión, en donde el beta de la variable ficticia F_2, fue significativo a un nivel de confianza del 5 %. La Tabla 26 revela que el modelo encontrado explicó 81,6877 % de la variabilidad de la variable respuesta (concentración de oxígeno disuelto); El error estándar de los estimadores, que es la desviación estándar de los residuales fue 0,2762. La media del error absoluto, que representa el valor promedio de los residuales fue 0,1865. Por último, el estadístico de Durbin – Watson fue 1,6211; en consecuencia, se descartó cualquier problemas de autocorrelación seriada en los datos base (Montgomery, 1991).

Tabla 25. Parámetros del modelo derivado del AFCP para predecir el oxígeno disuelto del río San Carlos.

Parámetro	Estimador	Error estándar	t de Student	Valor p
Constante	4,6116	0,7326	6,2947	0,0015 *
F_1	-0,0020	0,0008	-2,5297	0,0526
F_2	-0,0270	0,0074	-3,6333	0,0150 *
F_3	-0,0212	0,0134	--1,5845	0,1739

Nota: *: $p < 0,05$.

Tabla 26. Estadísticos del modelo derivado del AFCP para predecir el oxígeno disuelto del río San Carlos.

Estadístico	
Coeficiente de determinación (R^2)	81,6877 %
Coeficiente de determinación ajustado	70,7004
Error estándar de los estimadores	0,2762
Media de los errores absolutos	0,1865
Estadístico de Durbin-Watson	1,6211

A fin de detectar problemas de multicolinearidad en el modelo se construyó la matriz de correlación para los coeficientes (F_1, F_2 y F_3). En base a los resultados de la Tabla 27, se descartó la existencia de correlación entre los predictores.

Tabla 27. Matriz de correlación para los coeficientes del modelo derivado del AFCP para predecir el oxígeno disuelto del río San Carlos.

	F_1	F_2	F_3
F_1	1,0000	-0,0916	0,0848
F_2	-0,0916	1,0000	0,1112
F_3	0,0848	0,1112	1,0000

La Figura 13 muestra el gráfico de los valores observados versus los predichos por el modelo. La Figura 14 es la superficie de respuesta del modelo encontrado donde la variable ficticia F3 se hizo cero; en la medida que la variable ficticia F_2 tiende a – 100 y la variable ficticia F_1 tiende a cero la concentración de oxígeno disuelto de río aumenta significativamente.

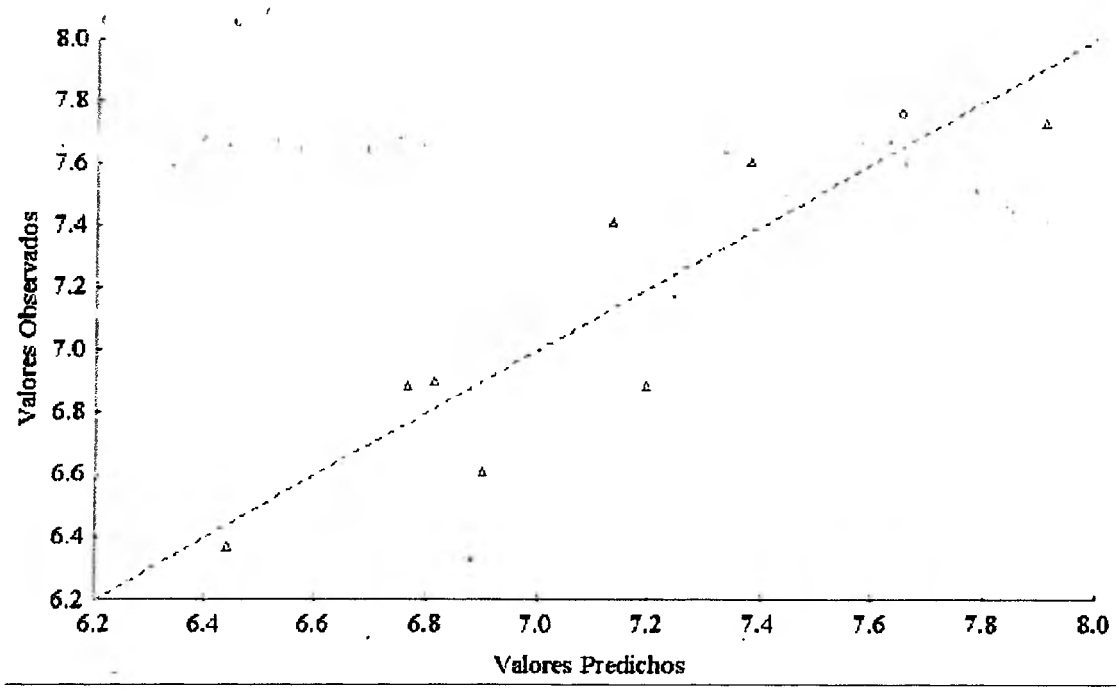

Figura 13. Distribución de los valores observados versus los valores predichos en el modelo derivado del AFCP para predecir el oxígeno disuelto del río San Carlos.

Tomando en consideración lo argumentado hasta aquí, se concluyó que el modelo matemático para predecir el comportamiento de la concentración de oxígeno disuelto en el agua del río San

Carlos como una función de las variables ficticias: F_1, F_2 y F_3 es:

$$OD = 4{,}61159 - 0{,}00200255.F_1 - 0{,}0270167.F_2 - 0{,}0212341.F_3 \quad (43)$$

No obstante, manipulando las ecuaciones 40, 41 y 42; quedo:

$$OD = 4{,}60059 - 0{,}001866376.SST + 0{,}0018884047.Caudal + 0{,}0019044251.Velocidad - 0{,}022450878.Temp + 0{,}0191278236.DBO_5 + 0{,}025827965.Altitud - 0{,}016626300.Temp_A + 0{,}019004520.HR_A \quad (44)$$

Donde:

OD: concentración de oxígeno disuelto del río, mg/l

SST: concentración de sólidos suspendidos totales, mg/l

Caudal: caudal medio del río, m^3/s

Velocidad: velocidad media del río, m/s

Temp: temperatura media del agua, ° C

DBO_5: demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días, mg/l

Altitud: metros sobre el nivel del mar a la que se encuentra el punto muestral, m

$Temp_A$: temperatura media del aire en el punto de muestreo, ° C

HR_A: humedad relativa del aire en el punto de muestreo, %

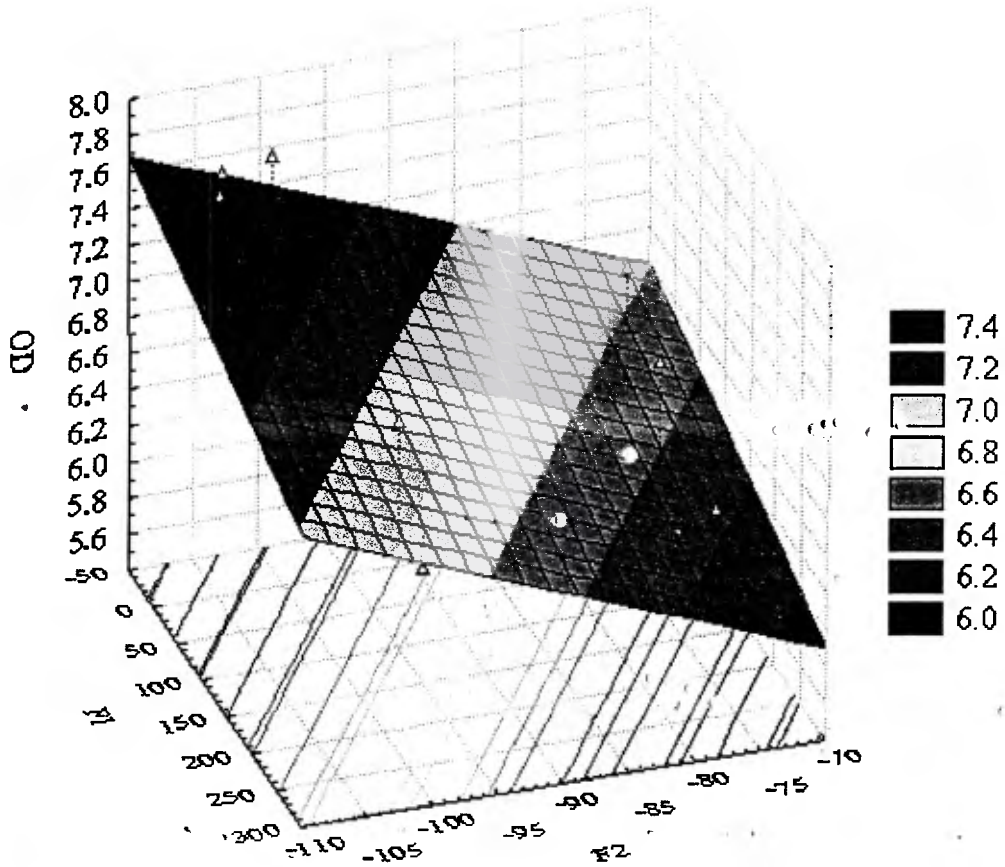

Figura 14. Superficie de respuesta del modelo para predecir el oxígeno disuelto del río San Carlos.

4.5 Ubicación de zonas anóxicas en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo.

A través de la Ecuación 11 se puede determinar el tiempo crítico (t_c), que es el tiempo que tarda en aparecer el mayor déficit de oxígeno en el tramo de río analizado. Dado que la variable "t" se obtuvo dividiendo la distancia del tramo entre la velocidad promedia del río, se estableció la siguiente igualdad:

$$t_c = \frac{X_c}{\overline{U}} = \frac{1}{K_2 - K_1} Ln\left[\frac{K_2}{K_1}\left(1 - \frac{Do\,(K_2 - K_1)}{K_1.Lo}\right)\right] \qquad (45)$$

Donde:

X_c: distancia crítica, L

Para obtener la distancia donde se da el máximo déficit de oxígeno en el tramo estudiado se despejó "X_c" de la Ecuación 45, quedando:

$$X_c = 86400.\frac{\overline{U}}{K_2 - K_1} Ln\left[\frac{K_2}{K_1}\left(1 - \frac{Do.(K_2 - K_1)}{K_1.Lo}\right)\right] \qquad (41)$$

Donde:

86400: factor de conversión

X_c: distancia crítica medida en metros

Puesto que se conocían las constantes: K_1 y K_2 se sustituyó sus correspondientes valores numéricos en la Ecuación 41, quedando:

$$Xc = 134093{,}5069.\overline{U}.Ln\left[39{,}37218235 - 1510{,}796561\frac{Do}{Lo}\right] \qquad (47)$$

A fin de cuantificar el déficit de oxígeno crítico se introdujo la Ecuación 11 en la Ecuación 10, quedando:

$$Dc = \frac{K_1}{K_2} Lo.e^{-\frac{K_1}{K_2 - K_1}.Ln\left[\frac{K_2}{K_1}\left(1 - \frac{Do(K_2 - K_1)}{K_1.Lo}\right)\right]} \qquad (48)$$

Como el déficit de oxígeno crítico (Dc) resulta de restar la concentración de oxígeno de saturación con la concentración de oxígeno medida en el sitio de interés, se aprovechó la Ecuación 48 para obtener:

$$OD\,crítico = OD\,saturación - \frac{K_1}{K_2} Lo.e^{-\frac{K_1}{K_2-K_1}.Ln\left[\frac{K_2}{K_1}\left(1-\frac{Do.(K_2-K_1))}{K_1.Lo}\right)\right]} \qquad (49)$$

En esta última ecuación el OD saturación se desarrolló a través de la Ecuación 35; por otro lado, dado que se conocían las constantes: K_1 y K_2 se sustituyó sus correspondientes valores numéricos en la Ecuación 49, quedando:

$$OD\,crítico = OD\,saturación - 0{,}02539864290.Lo.e^{-0{,}02606054539.Ln\left[39{,}37218235\left(1-1510{,}796561\frac{Do}{Lo}\right)\right]} \qquad (50)$$

La Tabla 28 resume los valores de Do, Lo y $\overline{U}$ derivados de las mediciones de campos efectuadas en el tramo de estudio del río San Carlos y sus correspondientes X_c.

Tabla 28. Distancia medida desde la descarga cloacal a la cual ocurre el déficit de oxigeno crítico (Dc).

Fecha [A]	**Do (mg/l)**	**Lo (mg/l)**	$\overline{U}$ **(m/s)**	**Xc (m)**
14/02/2003	-0,388	11,699	1,120	674.925,924
28/02/2003	-0,171	7,193	1,300	753.300,127
14/03/2003	-0,129	8,693	1,290	713.334,150
28/03/2003	0,474	29,723	1,120	409.474,439
20/04/2003	0,653	13,682	0,910	---------- [B]
30/04/2003	0,006	12,273	0,810	396.895,210

Nota: [A]: fecha en la cual se realizó la medición; [B]: matemáticamente es $\tilde{\infty}$

La Tabla 28 indica que la carga poluente proveniente de la ciudad de San Carlos en el período comprendido entre el 14/02/2003 a 30/04/2003 no ocasionó zonas con concentraciones de oxígeno disueltos críticas, pues todos los valores de X_c superaron ampliamente la longitud del tramo (24.452,96 m). Obviamente esta situación se esperaba, pues como se mencionó anteriormente el río San Carlos en el tramo estudiado presentó: una tasa de aireación elevada, una

tasa de desoxigenación baja y una "Lo" relativamente pequeña. No obstante, debe aclarase que esta situación es circunstancial, ya que una reducción del caudal del río, un aumento de la carga poluente, un aumento de la temperatura en la zona de mezcla y/o un aumento de la salinidad en el río generaría zona críticas en el tramo.

4.6 Máxima carga poluente que el río San Carlos puede soportar sin poner en riesgo la vida acuática en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo.

Para determinar la máxima carga orgánica que el río San Carlos es capaz de soportar sin generar zonas anóxicas en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo se partió de la Ecuación 25. A fin de simplificar los cálculos se consideró que el caudal medio del río antes del punto de mezcla es muy superior al caudal medio del vertido ($Q_r >> Q_v$); por consiguiente la referida ecuación, se transformó en:

$$Q_r.[DBO_5]_r + Q_v.[DBO_5]_v = Q_r.[DBO_5]_M \qquad (51)$$

Donde:

Q_r: caudal medio del río antes del punto de mezcla, L^3/T (m^3/s)

$[DBO_5]_r$: concentración de la DBO_5 del río antes del punto de mezcla, mg/l

Q_v: caudal medio del vertido antes del punto de mezcla, L^3/T (m^3/s)

$[DBO_5]_v$: concentración de la DBO_5 del vertido antes del punto de mezcla, mg/l

$[DBO_5]_M$: concentración de la DBO_5 de la mezcla, mg/l

Como $Q_v.[DBO_5]_v$, es la carga poluente cloacal vertida sobre el río San Carlos, la Ecuación 51 se modificó a:

$$Carga\ poluente = 86{,}4.Q_r.(DBO_M - DBO_r) \qquad (52)$$

Donde:

86,4: factor de conversión

Carga poluente: carga poluente expresada en kg/día

Tomando como referencia la Ecuación 26 se encontró que la DBO_M era equivalente a:

$$DBO_M = L_o.\left(1 - e^{-5k}\right) \qquad (53)$$

Donde:

Lo: DBO última del agua en la zona de mezcla, M/L^3

DBO_5 de mezcla: DBO a los 5 días y 20 ° C del agua en la zona de mezcla, M/L^3

k: tasa de desoxigenación del vertido a 20 °C, M/L^3

Por otro lado, de la Ecuación 9 se despejó Lo, quedando.

$$Lo = \frac{\left(D(t) - D_o.e^{-K_2.t}\right)\left(K_2 - K_1\right)}{K_1.\left(e^{-K_1.t} - e^{-K_2.t}\right)} \qquad (54)$$

Se unificaron las ecuaciones 38, 54, 53 y 52; luego sustituyendo los valores numéricos de: K_1, K_2 y K resultó:

$$C\arg a\ poluente = 86{,}4.Q_r.\left[31{,}16489404\frac{D(t) - D_o.e^{-0{,}187098612\frac{1}{U}}}{e^{-0{,}0047523365\,50\frac{1}{U}} - e^{-0{,}1871098612\frac{1}{U}}} - DBO_r\right] \qquad (55)$$

Donde:

Carga poluente: carga poluente aportada por el vertido cloacal, kg/día

Q_r: caudal medio del río antes del punto de mezcla, m^3/s

DBO_r: concentración de la DBO_5 del río antes del punto de mezcla, mg/l

D(t): déficit de oxígeno en el punto muestral 3 [Caño Hondo], mg/l

Do: déficit de oxígeno en el punto muestral 1 [Barrio Arizona], mg/l

$\overline{U}$: velocidad media del río en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo, m/s

Puesto que el objetivo era cuantificar la carga poluente máxima, se fijó un D(t) que asegurase un valor de OD igual a 4 mg/l en el punto muestral 3, pues por debajo de esta concentración el agua se torna anóxica. A fin de obtener el $OD_{saturación}$ en el punto muestral 3, se promedio el $OD_{saturación}$ presentado en la Tabla 14, dando por resultado 7,175 mg/l. Partiendo de estos valores se encontró que el D(t) debía fijarse en 3,175 mg/l.

El agua residual en su condición natural posee un OD próximo a cero, razón por la cual se estableció que el OD en la zona de mezcla era igual al OD del río antes de confluir con el vertido cloacal. En base a esta suposición se promedió el OD del río (punto muestral 1), resultando 7,810 mg/l. A fin de obtener el $OD_{saturación}$ en la zona de mezcla, se promedio el $OD_{saturación}$ presentado en la Tabla 10, dando por resultado 7,409 mg/l. Partiendo de estos valores se encontró que el Do debía fijarse en 0,401 mg/l.

El caudal promedio del río en el punto muestral 1 resultó 2,662 m^3/s, mientras que la DBO_5 promedio en el referido punto fue 4,166 mg/l (Anexo C). Con relación a la velocidad media del río en el tramo estudiado, se promedió las velocidades mostradas en la Tabla 15, resultando 1,09 m/s.

Establecidas las condiciones antes señaladas se empleó la Ecuación 55 para determinar la carga poluente máxima admisible por el río, dando por resultado: 131.629,7932 Kg DBO_5 /día. Este valor es 51 veces mayor que el valor más alto de carga poluente que recibió el río durante el estudio (refiérase a Tabla 9).

CONCLUSIONES

Del análisis y discusión de los resultados de esta investigación se obtuvieron las siguientes conclusiones:

1.- Los meses en que se dan los caudales mínimos o ecológicos en el río San Carlos son: febrero, marzo y abril.

2.- El modelo matemático para determinar la concentración de oxígeno saturado en el agua del río San Carlos como una función de la temperatura del agua (medida en grados centígrados), la altitud del punto muestral (medida en metros sobre el nivel del mar) y la salinidad del agua (expresada en mg/l) es:

$$OD_{saturación} = e^{(2,6251 - 0,00012105.Altitud - 0,005934.Salinidad - 0,01985.Temperatura)}$$

3.- La tasa de desoxigenación del río San Carlos en el tramo acotado por Barrio Arizona – Caño Hondo, durante la época de estiaje fue: 0,016791 día^{-1}.

4.- La tasa de reaireación del río San Carlos en el tramo acotado por Barrio Arizona – Caño Hondo, durante la época de estiaje fue: 0,661118 día^{-1}.

5.- El modelo de déficit de oxígeno aplicado al río San Carlos en el tramo acotado por Barrio Arizona – Caño Hondo, durante la época de estiaje fue:

$$D(t) = 0,02605947.Lo.\ (e^{-0,016791.t} - e^{-0,661118.t}) + Do.e^{-0,661118.t}$$

Donde:

Lo: demanda de oxígeno última en la zona de mezcla: río – vertido, mg/l

Do: déficit de oxígeno disuelto en la zona de mezcla: río – vertido, mg/l

D(t): déficit de oxígeno disuelto saturado del río en Caño Hondo, mg/l

6.- El coeficiente de determinación del modelo de Streeter – Phelps generado fue 47,187 %.

7.- La variación del oxígeno disuelto del río San Carlos en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo durante la época de estiaje se asoció principalmente a un componente hidroerosivo del río (caudal y velocidad del río, y carga de sólidos suspendidos totales) y en segundo lugar a la variación térmica orgánica altitudinal (temperatura y DBO_5 del agua, y la altitud del punto muestral).

8.- El modelo que explicó la variación del OD del río San Carlos en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo en época de estiaje fue (R^2 = 81,6877 %):

$$OD = 4{,}60059 - 0{,}001866376.SST + 0{,}0018884047.Caudal + 0{,}0019044251.Velocidad - 0{,}022450878.Temp + 0{,}0191278236.DBO_5 + 0{,}025827965.Altitud - 0{,}016626300.Temp_A + 0{,}019004520.HR_A$$

Donde:

OD: concentración de oxígeno disuelto del río, mg/l

SST: concentración de sólidos suspendidos totales, mg/l

Caudal: caudal medio del río, m^3/s

Velocidad: velocidad media del río, m/s

Temp: temperatura media del agua, ° C

DBO_5: demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días, mg/l

Altitud: metros sobre el nivel del mar a la que se encuentra el punto muestral, m

$Temp_A$: temperatura media del aire en el punto de muestreo, ° C

HR_A: humedad relativa del aire en el punto de muestreo, %

9.- No se encontró zonas anóxicas en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo durante la época de estiaje.

10.- La máxima carga poluente, de acuerdo al modelo de Streeter – Phelps generado, que el río San Carlos puede soportar sin poner en riesgo la vida acuática aerobia en la localidad Caño Hondo durante la época de estiaje es: 131.629,7932 Kg DBO_5/día.

RECOMENDACIONES

En función de los resultados y conclusiones que se obtuvieron con este estudio se recomienda las siguientes acciones:

A.-En torno al modelo matemático para predecir el déficit de oxígeno disuelto.

1.- Desarrollar modelos más complejos que el modelo de Streeter – Phelps para predecir el déficit de oxígeno disuelto que incluyan: la reducción de DBO en la sedimentación de los sólidos, la fotosíntesis y respiración asociada al fitoplancton y la difusión de oxígeno a la zona bentónica.

2.- Evaluar el efecto de los sólidos suspendidos totales en la reducción de los niveles de oxígeno disuelto en el río San Carlos en época de estiaje.

B.-En torno a la calidad del agua del río San Carlos en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo.

1.- Tratar las aguas cloacales provenientes de la ciudad de San Carlos con el propósito de minimizar la carga poluente vertida en el río San Carlos.

2.- Promover la siembra de especies vegetales en las riberas del río San Carlos a fin de reducir la temperatura del agua. Ello elevaría la concentración de oxígeno disuelto en el río.

3.- Analizar los caudales mínimos del río San Carlos a nivel de la estación hidrológica "Paso Viboral" con el propósito de predecir la probabilidad de ocurrencia de sequías extremas que ocasionasen una reducción severa del caudal del río; situación que conllevaría a la formación de zonas anóxicas en el tramo acotado por Barrio Arizona – Caño Hondo.

4.- Implementar un sistema de conservación y rehabilitación de la cuenca alta del río San Carlos con el propósito de reducir la concentración de sólidos suspendidos totales asociados al efecto erosivo de las precipitaciones.

REFERENCIAS

Almanaque Mundial 2003 (2002) *Venezuela* México: Editorial Televisa. pp. 626 – 628.

American Public Helath Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation (1989) *Standard for examination of water and wastewater.* 17th Edition. Ediciones Diaz de Santos, EUA.

Azevedo, J. y Acosta, G. (1976) *Manual de Hidráulica.* México: Editora Edgard Blueher Ltda.

Barrientos, Y., Ruiz, S., Suárez, C., Devia, B. y Perdomo, Y. (2002) *Calidad del agua del río Piedra Azul. Estado Vargas. Venezuela* Ponencia presentada en la ASOVAC 2002, Barquisimeto – Venezuela.

Bartés, A., LLabrés, X. y Fernández, L. (1999) *Métodos estadísticos: Control y mejora de la calidad.* España: 2000 Alfaomega Grupo Editor, S.A. de C.V. pp. 201 – 215

Bolívar, Carlos (2002) *Instrumentos de investigación educativa: procedimiento para su diseño y validación.* Centro de Investigación y Desarrollo en Educación y Gerencia. Barquisimeto, Venezuela. pp.221 – 239

Camp, T. (1963) *Water and Its Impurities.* Chapman and Hall, London.

CEPIS/OPS (2002) *Análisis del sector de agua potable y saneamiento en Venezuela* [Documento en línea]. Disponible: http://www.cepis.org.pe/index.htm [Consulta: 2003, Enero 03]

CONAMA (1994) *Orientaciones metodológicas para la medición de variables ambientales* [Documento en línea]. Disponible: http://www.lauca.usach/ima/orientac.htm#intro [Consulta: 2003, Enero 4]

Covar, A. (1976) *Selecting the proper reaireation coefficient for use in water quality models.* Presentado en: U.S. EPA Conference on Environmental Simulation Modeling, Abril del 19 al 22, 1976; Cincinnati, Ohio. pp. 8-1 a 8-7.

Davies, Vanesa (2003, Abril 22). *Día de la Tierra con falta de agua, basura, incendios y deforestación.* El Nacional, A/12

Deksissa, T., Meirlaen, J., Ashton, P., y Vanrolleghem, P. (2001) *Simplifying dynamic river water quality modelling: A cause study of inorganic nitrogen dynamics in the Crocodile*

River (South Africa) [Documento en línea]. Disponible: biomath.rug.ac.be/~peter/ftp/pvr345.pdf [Consulta: 2002, Diciembre 24]

Delgado, C. y Antón, D. (2002) *Sequía en un mundo de agua* [Libro en línea]. CIRA-UNAMEX, México. Disponible: http://www.cosmovisiones.com/sequia/index.html [Consulta: 2002, Diciembre 26]

Desarrollos Hidráulicos Cojedes [DHC], Canagro International y Ministerio del Ambiente y de Los Recursos Naturales Renovables [MARNR] (1997) *Diagnóstico de la calidad de las aguas superficiales en el Estado Cojedes.* Cojedes: Empresa Regional DHC.

El Nacional (2003, Marzo 05) *Crisis del agua "sin precedentes" en el planeta.* Sección Calidad de Vida. pp. 2 – 5.

Guevara, E. y Carrasco, M. (2001) *Modelación estocástica de DBO y OD. Caso estudio río Cabriales*. Ingeniería UC, 8(2), 11-17

Guevara, Edilberto (1999) *Ética ambiental y políticas de conservación de los recursos naturales.* Valencia: Venezuela. Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la Universidad de Carabobo. p. 98

Hernández, Carlos (2003a, Marzo 26). *Criminales queman márgenes del río Tirgua en Boca Toma.* Las Noticias de Cojedes, p.15

Hernández, Carlos (2003b, Abril 12). *Cámara municipal se niega a realizar cabildo abierto para tratar crisis del agua.* Las Noticias de Cojedes, p.3

Instituto Nacional de Ambiente [INA] (2002) *Balance y dinámica de nutrientes principales en el río de la Plata Interior* [Documento en línea]. Disponible: http://www.hosting/cricyt.edu.ar/ina/bnu/7-9.pdf [Consulta: 2002, Diciembre 24].

Instituto Nacional de Estadística – PNUD Alianza contra la pobreza – Gobernación del Estado Cojedes (2001) *Síntesis Estadística: Estado Cojedes*. Cojedes

Keating, Michael (1993) *Cumbre para la Tierra: Programa para el cambio*. Ginebra: Centro para Nuestro Futuro Común.

Kiely, Gerard (1999) *Ingeniería ambiental: fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión* (José Miguel Veza Trad.) Islas Gran Canaria, España: Mc Graw Hill. pp. 411 – 444 y

pp. 1226 – 1236.

LIPESA (1998) *Tratamiento químico del agua.* Venezuela: Impegraf. p. 277 – 304.

Maple (versión 8.0) [Programa de computación en DC]. (2001). Disponible: http://www.maplesoft.com.

Massey, Bernard (1979) *Mecánica de los fluidos* (Cuarta impresión). México: CIA Editorial Continental SA de CV. pp. 70 – 72

Metcalf y Eddy Inc. (1996) *Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización* (Tercera edición; Juan de Dios Trillo e Ian Trillo Fox Trad.). México: McGraw-Hill. pp. 1353 – 1383; 1423 – 1425.

Ministerio de Ambiente y de los Recursos Naturales [MARN] (2002). *Datos hidrológicos de la Estación Hidrológica "Paso Viboral".* Informe técnico no publicado; Zona 8. San Carlos, Cojedes. Venezuela.

Mississippi Departament of Environmental Quality (2000) *Total Maximun Daily Loads for Organic Enrichment/Low DO and Ammonia Toxicity* [Documento en línea]. Office of Pollution Control. Disponible: http://www.deq.state.ms.us/newweb/swhome.nsf/pages/TMDLfiles [Consulta: 2002, Diciembre 24]

Montgomery, Douglas. (1991) *Diseño y análisis de experimentos* (Lic. Jaime Delgado Saldivar Trad.) México: Grupo Editorial Iberoamericana. pp. 429 – 462

Morales, Pedro (2003). *Métodos estadísticos multivariados. Módulo: Análisis Factorial Componentes Principales.* Manuscrito no publicado, Universidad Nacional Experimental de los Llanos "Ezequiel Zamora", Cojedes. Venezuela.

Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos (Decreto N° 883). (1995, Octubre 11). *Gaceta Oficial de la Republica de Venezuela, 5021* (Extraordinario), Diciembre 18, 1995.

Orlob, G. (1983) *Mathematical Modelling of Water Quality: Streams, Lakes and Reservoirs.* Jonh Wiley, New York.

Pardi, P. y asociados (1997) *Documento base para la elaboración del plan maestro para el*

control y manejo de la calidad de las aguas del sistema río Cojedes desde su nacimiento. Cojedes: Estudios y Controles en Contaminación Ambiental. p. 94; p.185 y pp. 192 –193.

Prensa Gobernación (2003, abril 15). *FORJA dictará seminario – taller para líderes ambientalistas de Cojedes.* [Artículo de prensa]. La Noticia de Cojedes, p. 8

Ramírez, Tulio. (1999) *Como hacer un proyecto de investigación: Guía práctica.* Caracas: Editorial Panapo.

Ruiz, José. (1990) *Principales características morfométricas de cinco cuencas del Estado Cojedes, su correlación e inferencias en el aspecto cualitativo del escurrimiento.* Trabajo de investigación, Universidad Nacional Experimental de los Llanos Ezequiel Zamora, San Carlos.

Ruiz, José. (2001) *Hidrología evolución y visión sistémica: La morfometría de cuencas como aplicación.* Venezuela: Ediciones de la Universidad Ezequiel Zamora, Colección Ciencia y Tecnología. p. 62

Ruiz, S., Suárez, C., Barrientos, Y., Devia, B., y Perdomo, Y. (2002) *Contenidos de hierro total y aluminio en las aguas del río Piedra Azul. Estado Vargas. Venezuela.* Ponencia presentada en la ASOVAC 2002, Barquisimeto-Venezuela.

Sampieri, R., Collado, C. y Lucio, P. (2002) *Metodología de la investigación* (Tercera edición). México: Mc Graw-Hill. pp. 570 – 572

Sánchez, Alexis (2003a, Abril 10). *No le podemos devolver el agua al río Macapo.* Las Noticias de Cojedes, p. 5

Seild, M., Servais, P. y Mouchel, J. (1998) *Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a Combined Sewer Overflow* [Documento en línea]. Disponible: http://www.enpc.fr/cergrene/HomePages/seidl/science/txt/wres98-1.htm [Consulta: 2002, Diciembre 24].

Servicio Nacional de Estudios Territoriales de El Salvador [MARN], (2002) *Estrategias de descontaminación de los ríos Acelhuate, Sucio y Suquiapa.* El Salvador: Servicio Hidrológico Nacional.

STATGRAPHICS Plus for Windows (versión 2.1). [Programa de computación en DC]. (1996).

Disponible: Statistical Graphics Corp.

STATISTICA (versión 6.0) [Programa de computación en DC]. (2000). Disponible: http://www.statsoft.com

Tchobanoglous G. y Schroeder E. (1987) *Water Quality: Characteristic, modelling and modification.* United State of American: Addison-Wesley Publishing Company, Inc. pp. 305 – 306.

United State Environmental Protection Agency .[USEPA] (2002). [Página Web en línea]. Disponible: http://www.epa.gov/ [Consulta: 2002, Marzo 15].

Vásquez, J., Mendoza, J., Pérez, Y., Padrón, J., Rodríguez, G., Marcó, L. y Anzalone, A. (2002) *Evaluación de los niveles de Paraquat en cuerpos de aguas en el Municipio Jiménez-Quibor utilizando la técnica de espectroscopia UV-visible* Ponencia presentada en la ASOVAC 2002, Barquisimeto – Venezuela.

Wool, T., Ambrose, R., Martin, J. y Comer, E. (2002) *Water Quality Analysis Simulation Program: User's manual.* Disponible: http://www.epa.gov/ [Consulta: 2002, Abril 15].

Zill, Dennis (1997). *Ecuaciones diferenciales con aplicaciones de modelado.* Sexta Edición. International Thomson Editores, México. p. 19.

ANEXOS

Anexo A. Gastos medios mensuales del río San Carlos en la estación hidrológica "Paso Viboral".

AÑO	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	JULIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE
1941				3,51	11,90	14,10	20,20	15,50	12,70	13,90	11,20	7,23
1942	4,67	3,77	2,89	4,38	13,60	17,50	28,50	25,50	31,70	29,10	24,80	14,40
1943	8,93	7,93	5,81	8,96	27,00	29,70	30,60	27,40	21,80	25,80	22,00	15,10
1944	10,60	7,95	7,16	7,88	19,60	31,70	26,20	26,00	29,50	24,20	18,90	14,20
1945	12,70	10,90	7,02	10,10	13,40	26,60	34,40	32,50	31,20	26,50	18,50	10,80
1946	10,40	11,20	9,71	18,3	19,30	21,50	33,00	39,30	30,70	25,80	23,40	17,80
1947	14,70	13,00	9,93	8,50	6,60	11,00	16,20	16,30	12,90	20,40	11,90	8,73
1948	7,35	5,05	4,16	3,87	6,27	13,30	44,30	35,60	26,20	25,00	20,70	13,80
1949	8,96	6,56	5,56	4,55	7,48	9,87	12,70	19,80	17,90	14,40	15,90	10,80
1950	6,85	6,87	4,72	4,64	19,30	28,70	28,50	40,50	26,50	30,30	24,50	18,50
1951	11,30	9,00	5,47	6,73	[illegible]	19,[illegible]0	31,00	24,[illegible]	20,50	15,00	15,20	13,50
1952	8,62	6,20	5,0[illegible]	9,47	8,20	15,60	22,00	21,10	16,70	17,40	14,60	11,90
1953	7,71	5,99	4,84	4,98	21,70	14,40	18,50	30,00	25,80	20,90	19,40	12,10
1954	8,86	9,51	6,12	9,24	12,00	18,80	37,30	35,80	28,40	49,50	32,90	19,70
1955	14,10	10,80	8,07	8,45	10,90	14,60	26,00	22,20	26,10	22,60	25,10	15,60
1956	11,20	8,17	6,79	7,32	9,55	10,30	16,90	17,60	19,50	23,90	18,70	11,80
1957	8,21	6,48	4,93	4,51	7,94	10,90	13,70	13,60	21,60	17,90	21,90	12,70
1958	9,48	6,94	5,58	3,77	9,16	12,30	21,60	30,40	20,40	13,40	10,30	7,81
1959	5,46	3,99	3,30	2,78	6,67	11,70	11,90	22,50	20,00	17,20	20,90	12,90
1960	8,56	6,19	5,17	6,[illegible]4	8,73	12,20	14,80	21,90	26,[illegible]0	17,10	11,10	11,20
1961	6,47	4,90	4,21	4,13	3,84	7,06	14,50	18,70	16,00	15,40	16,10	9,89
1962	5,41	4,49	4,70	3,28	9,79	11,00	12,30	17,80	25,50	14,50	11,20	7,29
1963	5,69	4,10	3,32	6,31	27,2	25,80	25,70	29,30	37,00	20,90	21,80	11,90
1964	8,40	4,54	5,10	5,96	5,86	13,30	17,50	14,10	16,90	12,50	9,51	6,53
1965	5,30	4,80	3,28	3,00	9,47	13,70	15,00	30,80	28,20	37,70	29,90	14,60
1966	9,65	6,91	5,40	5,19	7,16	26,00	15,90	16,60	18,60	15,70	19,90	18,00
1967	8,74	6,41	5,30	7,03	9,20	11,70	19,10	27,80	15,40	12,90	10,30	7,17
1968	5,39	4,39	3,48	7,02	7,67	13,31	20,36	19,75	13,93	15,78	10,53	7,03
1969	4,96	4,75	3,56	8,52	10,10	19,27	28,69	30,73	18,90	30,88	24,69	17,75
1970	10,13	7,65	5,[illegible]5	6,10	8,15	13,66	20,06	29,39	39,41	25,90	15,22	13,82
1971	8,04	8,02	5,81	6,33	8,52	7,07	10,86	19,05	21,90	13,25	13,03	8,39
1972	7,16	5,22	5,04	7,43	15,11	9,36	15,51	14,91	17,78	14,56	10,36	8,14
1973	5,51	4,54	3,86	6,21	5,96	5,86	6,52	9,42	14,69	17,11	11,05	5,84
1974	4,00	3,30	2,70	2,40	7,20	3,80	6,60	11,90	8,10	16,40	10,00	3,80
1975	0,44	0,31	0,27	0,23	0,52	0,53	0,67	1,42	1,70	1,80	1,59	1,72
1976	6,49	4,01	2,81	4,45	10,77	11,49	26,16	17,35	14,21	18,33	13,06	8,45
1977	5,57	3,66	3,41	2,03	4,84	9,77	17,99	16,76	13,03	21,62	15,45	9,94
1978												
1979	8,79	7,01	7,09	9,79	13,11	22,55		34,64	31,46	25,81	23,61	16,66
1980	12,26	8,99	7,35	7,89	12,86	15,88	23,38	28,88	23,66	18,58	16,35	11,98
1981	8,55	9,00	7,12	22,40	22,69	22,93	30,47	32,06	46,30	37,63	26,90	20,44
1982	15,77	12,82	9,77	16,35	19,81	20,90	24,17	27,41	25,81	22,67	16,85	14,08
1983	11,56	8,16	6,75	14,50	24,06	30,36	30,17	41,69	29,23	25,65	22,76	15,70
1984	13,28	10,53	8,85	9,23	7,18	10,79	12,68	16,35	18,62	20,33	12,29	9,14
1985	6,26	2,90	2,43	6,18	8,33	8,54	9,82	14,09	15,71	18,32	14,15	11,37
1986	6,23	4,14	2,42	1,43	15,93	14,94	14,59	14,53	26,96	28,43	21,10	14,20
1987	8,06	5,92	4,84	3,64	8,84	15,76	18,82	21,59	20,94	16,92	14,17	11,53
1988	6,77	3,83	1,92	1,23	1,28	6,79	11,86	21,42	24,07	18,43	17,15	11,52
1989	9,04	6,35	3,49	2,15	3,24	5,89	8,66	5,94	11,88	10,88	9,72	7,04
1990	5,90	3,61	1,82	1,36	4,12	4,95	14,64		12,33	12,64	11,92	8,84
1991												
1992	9,62	5,70	3,32	4,05	12,49	18,83	32,20	28,60	28,21	24,11	25,60	20,48

Fuente: MARNR – Zona 8 (2002); **Nota**: registros en m^3/s

Anexo B. Concentración de oxígeno disuelto saturado en agua en función de la temperatura, presión barométrica y salinidad.

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (°C)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
14,60	0,00	760,00	0,00
14,20	1,00	760,00	0,00
13,81	2,00	760,00	0,00
13,45	3,00	760,00	0,00
13,09	4,00	760,00	0,00
12,76	5,00	760,00	0,00
12,44	6,00	760,00	0,00
12,13	7,00	760,00	0,00
11,83	8,00	760,00	0,00
11,55	9,00	760,00	0,00
11,28	10,00	760,00	0,00
11,02	11,00	760,00	0,00
10,77	12,00	760,00	0,00
10,53	13,00	760,00	0,00
10,29	14,00	760,00	0,00
10,07	15,00	760,00	0,00
9,86	16,00	760,00	0,00
9,65	17,00	760,00	0,00
9,45	18,00	760,00	0,00
9,26	19,00	760,00	0,00
9,08	20,00	760,00	0,00
8,90	21,00	760,00	0,00
8,73	22,00	760,00	0,00
8,56	23,00	760,00	0,00
8,40	24,00	760,00	0,00
8,24	25,00	760,00	0,00
8,09	26,00	760,00	0,00
7,95	27,00	760,00	0,00
7,81	28,00	760,00	0,00
7,67	29,00	760,00	0,00
7,54	30,00	760,00	0,00
7,41	31,00	760,00	0,00
7,29	32,00	760,00	0,00
7,17	33,00	760,00	0,00
7,05	34,00	760,00	0,00
6,93	35,00	760,00	0,00
6,82	36,00	760,00	0,00
6,72	37,00	760,00	0,00
6,61	38,00	760,00	0,00
6,51	39,00	760,00	0,00
6,41	40,00	760,00	0,00
14,11	0,00	760,00	5,00
13,73	1,00	760,00	5,00
13,36	2,00	760,00	5,00
13,00	3,00	760,00	5,00
12,67	4,00	760,00	5,00
12,34	5,00	760,00	5,00
12,04	6,00	760,00	5,00
11,74	7,00	760,00	5,00
11,46	8,00	760,00	5,00

Anexo B. Concentración de oxígeno disuelto saturado en agua en función de la temperatura, presión barométrica y salinidad.

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (°C)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
14,60	0,00	760,00	0,00
14,20	1,00	760,00	0,00
13,81	2,00	760,00	0,00
13,45	3,00	760,00	0,00
13,09	4,00	760,00	0,00
12,76	5,00	760,00	0,00
12,44	6,00	760,00	0,00
12,13	7,00	760,00	0,00
11,83	8,00	760,00	0,00
11,55	9,00	760,00	0,00
11,28	10,00	760,00	0,00
11,02	11,00	760,00	0,00
10,77	12,00	760,00	0,00
10,53	13,00	760,00	0,00
10,29	14,00	760,00	0,00
10,07	15,00	760,00	0,00
9,86	16,00	760,00	0,00
9,65	17,00	760,00	0,00
9,45	18,00	760,00	0,00
9,26	19,00	760,00	0,00
9,08	20,00	760,00	0,00
8,90	21,00	760,00	0,00
8,73	22,00	760,00	0,00
8,56	23,00	760,00	0,00
8,40	24,00	760,00	0,00
8,24	25,00	760,00	0,00
8,09	26,00	760,00	0,00
7,95	27,00	760,00	0,00
7,81	28,00	760,00	0,00
7,67	29,00	760,00	0,00
7,54	30,00	760,00	0,00
7,41	31,00	760,00	0,00
7,29	32,00	760,00	0,00
7,17	33,00	760,00	0,00
7,05	34,00	760,00	0,00
6,93	35,00	760,00	0,00
6,82	36,00	760,00	0,00
6,72	37,00	760,00	0,00
6,61	38,00	760,00	0,00
6,51	39,00	760,00	0,00
6,41	40,00	760,00	0,00
14,11	0,00	760,00	5,00
13,73	1,00	760,00	5,00
13,36	2,00	760,00	5,00
13,00	3,00	760,00	5,00
12,67	4,00	760,00	5,00
12,34	5,00	760,00	5,00
12,04	6,00	760,00	5,00
11,74	7,00	760,00	5,00
11,46	8,00	760,00	5,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (°C)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
11,19	9,00	760,00	5,00
10,92	10,00	760,00	5,00
10,67	11,00	760,00	5,00
10,43	12,00	760,00	5,00
10,20	13,00	760,00	5,00
9,98	14,00	760,00	5,00
9,77	15,00	760,00	5,00
9,56	16,00	760,00	5,00
9,36	17,00	760,00	5,00
9,17	18,00	760,00	5,00
8,99	19,00	760,00	5,00
8,81	20,00	760,00	5,00
8,64	21,00	760,00	5,00
8,48	22,00	760,00	5,00
8,32	23,00	760,00	5,00
8,16	24,00	760,00	5,00
8,01	25,00	760,00	5,00
7,87	26,00	760,00	5,00
7,73	27,00	760,00	5,00
7,59	28,00	760,00	5,00
7,46	29,00	760,00	5,00
7,33	30,00	760,00	5,00
7,21	31,00	760,00	5,00
7,09	32,00	760,00	5,00
6,98	33,00	760,00	5,00
6,86	34,00	760,00	5,00
6,75	35,00	760,00	5,00
6,65	36,00	760,00	5,00
6,54	37,00	760,00	5,00
6,44	38,00	760,00	5,00
6,34	39,00	760,00	5,00
6,25	40,00	760,00	5,00
13,64	0,00	760,00	10,00
13,27	1,00	760,00	10,00
12,91	2,00	760,00	10,00
12,58	3,00	760,00	10,00
12,25	4,00	760,00	10,00
11,94	5,00	760,00	10,00
11,65	6,00	760,00	10,00
11,37	7,00	760,00	10,00
11,09	8,00	760,00	10,00
10,83	9,00	760,00	10,00
10,58	10,00	760,00	10,00
10,34	11,00	760,00	10,00
10,11	12,00	760,00	10,00
9,89	13,00	760,00	10,00
9,68	14,00	760,00	10,00
9,47	15,00	760,00	10,00
9,28	16,00	760,00	10,00
9,09	17,00	760,00	10,00
8,90	18,00	760,00	10,00
8,73	19,00	760,00	10,00
8,56	20,00	760,00	10,00
8,39	21,00	760,00	10,00
8,23	22,00	760,00	10,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (°C)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
8,08	23,00	760,00	10,00
7,93	24,00	760,00	10,00
7,79	25,00	760,00	10,00
7,65	26,00	760,00	10,00
7,51	27,00	760,00	10,00
7,38	28,00	760,00	10,00
7,26	29,00	760,00	10,00
7,14	30,00	760,00	10,00
7,02	31,00	760,00	10,00
6,90	32,00	760,00	10,00
6,79	33,00	760,00	10,00
6,68	34,00	760,00	10,00
6,58	35,00	760,00	10,00
6,47	36,00	760,00	10,00
6,37	37,00	760,00	10,00
6,28	38,00	760,00	10,00
6,18	39,00	760,00	10,00
6,09	40,00	760,00	10,00
13,18	0,00	760,00	15,00
12,83	1,00	760,00	15,00
12,49	2,00	760,00	15,00
12,16	3,00	760,00	15,00
11,85	4,00	760,00	15,00
11,56	5,00	760,00	15,00
11,27	6,00	760,00	15,00
11,00	7,00	760,00	15,00
10,74	8,00	760,00	15,00
10,49	9,00	760,00	15,00
10,25	10,00	760,00	15,00
10,02	11,00	760,00	15,00
9,80	12,00	760,00	15,00
9,59	13,00	760,00	15,00
9,38	14,00	760,00	15,00
9,19	15,00	760,00	15,00
9,00	16,00	760,00	15,00
8,82	17,00	760,00	15,00
8,64	18,00	760,00	15,00
8,47	19,00	760,00	15,00
8,31	20,00	760,00	15,00
8,15	21,00	760,00	15,00
8,00	22,00	760,00	15,00
7,85	23,00	760,00	15,00
7,71	24,00	760,00	15,00
7,57	25,00	760,00	15,00
7,44	26,00	760,00	15,00
7,31	27,00	760,00	15,00
7,18	28,00	760,00	15,00
7,06	29,00	760,00	15,00
6,94	30,00	760,00	15,00
6,83	31,00	760,00	15,00
6,72	32,00	760,00	15,00
6,61	33,00	760,00	15,00
6,51	34,00	760,00	15,00
6,40	35,00	760,00	15,00
6,31	36,00	760,00	15,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (°C)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
6,21	37,00	760,00	15,00
6,12	38,00	760,00	15,00
6,03	39,00	760,00	15,00
5,94	40,00	760,00	15,00
12,74	0,00	760,00	20,00
12,40	1,00	760,00	20,00
12,07	2,00	760,00	20,00
11,76	3,00	760,00	20,00
11,47	4,00	760,00	20,00
11,18	5,00	760,00	20,00
10,91	6,00	760,00	20,00
10,65	7,00	760,00	20,00
10,40	8,00	760,00	20,00
10,16	9,00	760,00	20,00
9,93	10,00	760,00	20,00
9,71	11,00	760,00	20,00
9,50	12,00	760,00	20,00
9,30	13,00	760,00	20,00
9,10	14,00	760,00	20,00
8,91	15,00	760,00	20,00
8,73	16,00	760,00	20,00
8,55	17,00	760,00	20,00
8,39	18,00	760,00	20,00
8,22	19,00	760,00	20,00
8,07	20,00	760,00	20,00
7,91	21,00	760,00	20,00
7,77	22,00	760,00	20,00
7,63	23,00	760,00	20,00
7,49	24,00	760,00	20,00
7,36	25,00	760,00	20,00
7,23	26,00	760,00	20,00
7,10	27,00	760,00	20,00
6,98	28,00	760,00	20,00
6,87	29,00	760,00	20,00
6,75	30,00	760,00	20,00
6,65	31,00	760,00	20,00
6,54	32,00	760,00	20,00
6,44	33,00	760,00	20,00
6,33	34,00	760,00	20,00
6,24	35,00	760,00	20,00
6,14	36,00	760,00	20,00
6,05	37,00	760,00	20,00
5,96	38,00	760,00	20,00
5,87	39,00	760,00	20,00
5,79	40,00	760,00	20,00
12,31	0,00	760,00	25,00
11,98	1,00	760,00	25,00
11,67	2,00	760,00	25,00
11,38	3,00	760,00	25,00
11,09	4,00	760,00	25,00
10,82	5,00	760,00	25,00
10,56	6,00	760,00	25,00
10,31	7,00	760,00	25,00
10,07	8,00	760,00	25,00
9,84	9,00	760,00	25,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (ºC)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
9,62	10,00	760,00	25,00
9,41	11,00	760,00	25,00
9,21	12,00	760,00	25,00
9,01	13,00	760,00	25,00
8,82	14,00	760,00	25,00
8,64	15,00	760,00	25,00
8,47	16,00	760,00	25,00
8,30	17,00	760,00	25,00
8,14	18,00	760,00	25,00
7,98	19,00	760,00	25,00
7,83	20,00	760,00	25,00
7,69	21,00	760,00	25,00
7,54	22,00	760,00	25,00
7,41	23,00	760,00	25,00
7,28	24,00	760,00	25,00
7,15	25,00	760,00	25,00
7,03	26,00	760,00	25,00
6,91	27,00	760,00	25,00
6,79	28,00	760,00	25,00
6,68	29,00	760,00	25,00
6,57	30,00	760,00	25,00
6,47	31,00	760,00	25,00
6,36	32,00	760,00	25,00
6,26	33,00	760,00	25,00
6,17	34,00	760,00	25,00
6,07	35,00	760,00	25,00
5,98	36,00	760,00	25,00
5,89	37,00	760,00	25,00
5,81	38,00	760,00	25,00
5,72	39,00	760,00	25,00
5,64	40,00	760,00	25,00
11,90	0,00	760,00	30,00
11,58	1,00	760,00	30,00
11,29	2,00	760,00	30,00
11,00	3,00	760,00	30,00
10,73	4,00	760,00	30,00
10,47	5,00	760,00	30,00
10,22	6,00	760,00	30,00
9,98	7,00	760,00	30,00
9,75	8,00	760,00	30,00
9,53	9,00	760,00	30,00
9,32	10,00	760,00	30,00
9,12	11,00	760,00	30,00
8,92	12,00	760,00	30,00
8,74	13,00	760,00	30,00
8,55	14,00	760,00	30,00
8,38	15,00	760,00	30,00
8,21	16,00	760,00	30,00
8,05	17,00	760,00	30,00
7,90	18,00	760,00	30,00
7,75	19,00	760,00	30,00
7,60	20,00	760,00	30,00
7,46	21,00	760,00	30,00
7,33	22,00	760,00	30,00
7,20	23,00	760,00	30,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (ºC)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
7,07	24,00	760,00	30,00
6,95	25,00	760,00	30,00
6,83	26,00	760,00	30,00
6,72	27,00	760,00	30,00
6,61	28,00	760,00	30,00
6,50	29,00	760,00	30,00
6,39	30,00	760,00	30,00
6,29	31,00	760,00	30,00
6,19	32,00	760,00	30,00
6,10	33,00	760,00	30,00
6,01	34,00	760,00	30,00
5,92	35,00	760,00	30,00
5,83	36,00	760,00	30,00
5,74	37,00	760,00	30,00
5,66	38,00	760,00	30,00
5,58	39,00	760,00	30,00
5,50	40,00	760,00	30,00
11,50	0,00	760,00	35,00
11,20	1,00	760,00	35,00
10,91	2,00	760,00	35,00
10,64	3,00	760,00	35,00
10,38	4,00	760,00	35,00
10,13	5,00	760,00	35,00
9,89	6,00	760,00	35,00
9,66	7,00	760,00	35,00
9,44	8,00	760,00	35,00
9,23	9,00	760,00	35,00
9,03	10,00	760,00	35,00
8,83	11,00	760,00	35,00
8,65	12,00	760,00	35,00
8,47	13,00	760,00	35,00
8,30	14,00	760,00	35,00
8,13	15,00	760,00	35,00
7,97	16,00	760,00	35,00
7,81	17,00	760,00	35,00
7,66	18,00	760,00	35,00
7,52	19,00	760,00	35,00
7,38	20,00	760,00	35,00
7,25	21,00	760,00	35,00
7,12	22,00	760,00	35,00
6,99	23,00	760,00	35,00
6,87	24,00	760,00	35,00
6,75	25,00	760,00	35,00
6,64	26,00	760,00	35,00
6,53	27,00	760,00	35,00
6,42	28,00	760,00	35,00
6,32	29,00	760,00	35,00
6,22	30,00	760,00	35,00
6,12	31,00	760,00	35,00
6,03	32,00	760,00	35,00
5,94	33,00	760,00	35,00
5,85	34,00	760,00	35,00
5,76	35,00	760,00	35,00
5,68	36,00	760,00	35,00
5,59	37,00	760,00	35,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (°C)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
5,51	38,00	760,00	35,00
5,44	39,00	760,00	35,00
5,36	40,00	760,00	35,00
11,11	0,00	760,00	40,00
10,83	1,00	760,00	40,00
10,55	2,00	760,00	40,00
10,29	3,00	760,00	40,00
10,04	4,00	760,00	40,00
9,80	5,00	760,00	40,00
9,57	6,00	760,00	40,00
9,35	7,00	760,00	40,00
9,14	8,00	760,00	40,00
8,94	9,00	760,00	40,00
8,75	10,00	760,00	40,00
8,56	11,00	760,00	40,00
8,38	12,00	760,00	40,00
8,21	13,00	760,00	40,00
8,04	14,00	760,00	40,00
7,88	15,00	760,00	40,00
7,73	16,00	760,00	40,00
7,58	17,00	760,00	40,00
7,44	18,00	760,00	40,00
7,30	19,00	760,00	40,00
7,17	20,00	760,00	40,00
7,04	21,00	760,00	40,00
6,91	22,00	760,00	40,00
6,79	23,00	760,00	40,00
6,68	24,00	760,00	40,00
6,56	25,00	760,00	40,00
6,46	26,00	760,00	40,00
6,35	27,00	760,00	40,00
6,25	28,00	760,00	40,00
6,15	29,00	760,00	40,00
6,05	30,00	760,00	40,00
5,96	31,00	760,00	40,00
5,87	32,00	760,00	40,00
5,78	33,00	760,00	40,00
5,69	34,00	760,00	40,00
5,61	35,00	760,00	40,00
5,53	36,00	760,00	40,00
5,45	37,00	760,00	40,00
5,37	38,00	760,00	40,00
5,30	39,00	760,00	40,00
5,22	40,00	760,00	40,00
10,74	0,00	760,00	45,00
10,46	1,00	760,00	45,00
10,20	2,00	760,00	45,00
9,95	3,00	760,00	45,00
9,71	4,00	760,00	45,00
9,48	5,00	760,00	45,00
9,27	6,00	760,00	45,00
9,06	7,00	760,00	45,00
8,85	8,00	760,00	45,00
8,66	9,00	760,00	45,00
8,47	10,00	760,00	45,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (°C)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
8,30	11,00	760,00	45,00
8,12	12,00	760,00	45,00
7,96	13,00	760,00	45,00
7,80	14,00	760,00	45,00
7,65	15,00	760,00	45,00
7,50	16,00	760,00	45,00
7,36	17,00	760,00	45,00
7,22	18,00	760,00	45,00
7,09	19,00	760,00	45,00
6,96	20,00	760,00	45,00
6,84	21,00	760,00	45,00
6,72	22,00	760,00	45,00
6,60	23,00	760,00	45,00
6,49	24,00	760,00	45,00
6,38	25,00	760,00	45,00
6,28	26,00	760,00	45,00
6,17	27,00	760,00	45,00
6,08	28,00	760,00	45,00
5,98	29,00	760,00	45,00
5,89	30,00	760,00	45,00
5,80	31,00	760,00	45,00
5,71	32,00	760,00	45,00
5,63	33,00	760,00	45,00
5,54	34,00	760,00	45,00
5,46	35,00	760,00	45,00
5,39	36,00	760,00	45,00
5,31	37,00	760,00	45,00
5,24	38,00	760,00	45,00
5,16	39,00	760,00	45,00
5,09	40,00	760,00	45,00
14,12	0,00	735,00	0,00
13,73	1,00	735,00	0,00
13,36	2,00	735,00	0,00
13,00	3,00	735,00	0,00
12,66	4,00	735,00	0,00
12,33	5,00	735,00	0,00
12,02	6,00	735,00	0,00
11,72	7,00	735,00	0,00
11,44	8,00	735,00	0,00
11,16	9,00	735,00	0,00
10,90	10,00	735,00	0,00
10,65	11,00	735,00	0,00
10,41	12,00	735,00	0,00
10,17	13,00	735,00	0,00
9,95	14,00	735,00	0,00
9,73	15,00	735,00	0,00
9,53	16,00	735,00	0,00
9,33	17,00	735,00	0,00
9,14	18,00	735,00	0,00
8,95	19,00	735,00	0,00
8,77	20,00	735,00	0,00
8,60	21,00	735,00	0,00
8,43	22,00	735,00	0,00
8,27	23,00	735,00	0,00
8,11	24,00	735,00	0,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (°C)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
7,96	25,00	735,00	0,00
7,82	26,00	735,00	0,00
7,68	27,00	735,00	0,00
7,54	28,00	735,00	0,00
7,41	29,00	735,00	0,00
7,28	30,00	735,00	0,00
7,16	31,00	735,00	0,00
7,04	32,00	735,00	0,00
6,92	33,00	735,00	0,00
6,80	34,00	735,00	0,00
6,69	35,00	735,00	0,00
6,59	36,00	735,00	0,00
6,48	37,00	735,00	0,00
6,38	38,00	735,00	0,00
6,28	39,00	735,00	0,00
6,18	40,00	735,00	0,00
14,22	0,00	740,00	0,00
13,82	1,00	740,00	0,00
13,45	2,00	740,00	0,00
13,09	3,00	740,00	0,00
12,75	4,00	740,00	0,00
12,42	5,00	740,00	0,00
12,11	6,00	740,00	0,00
11,80	7,00	740,00	0,00
11,52	8,00	740,00	0,00
11,24	9,00	740,00	0,00
10,98	10,00	740,00	0,00
10,72	11,00	740,00	0,00
10,48	12,00	740,00	0,00
10,24	13,00	740,00	0,00
10,02	14,00	740,00	0,00
9,80	15,00	740,00	0,00
9,59	16,00	740,00	0,00
9,39	17,00	740,00	0,00
9,20	18,00	740,00	0,00
9,01	19,00	740,00	0,00
8,83	20,00	740,00	0,00
8,66	21,00	740,00	0,00
8,49	22,00	740,00	0,00
8,33	23,00	740,00	0,00
8,17	24,00	740,00	0,00
8,02	25,00	740,00	0,00
7,87	26,00	740,00	0,00
7,73	27,00	740,00	0,00
7,59	28,00	740,00	0,00
7,46	29,00	740,00	0,00
7,33	30,00	740,00	0,00
7,21	31,00	740,00	0,00
7,09	32,00	740,00	0,00
6,97	33,00	740,00	0,00
6,85	34,00	740,00	0,00
6,74	35,00	740,00	0,00
6,63	36,00	740,00	0,00
6,53	37,00	740,00	0,00
6,43	38,00	740,00	0,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (ºC)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
6,33	39,00	740,00	0,00
6,23	40,00	740,00	0,00
14,31	0,00	745,00	0,00
13,92	1,00	745,00	0,00
13,54	2,00	745,00	0,00
13,18	3,00	745,00	0,00
12,83	4,00	745,00	0,00
12,50	5,00	745,00	0,00
12,19	6,00	745,00	0,00
11,89	7,00	745,00	0,00
11,60	8,00	745,00	0,00
11,32	9,00	745,00	0,00
11,05	10,00	745,00	0,00
10,80	11,00	745,00	0,00
10,55	12,00	745,00	0,00
10,31	13,00	745,00	0,00
10,09	14,00	745,00	0,00
9,87	15,00	745,00	0,00
9,66	16,00	745,00	0,00
9,46	17,00	745,00	0,00
9,26	18,00	745,00	0,00
9,07	19,00	745,00	0,00
8,89	20,00	745,00	0,00
8,72	21,00	745,00	0,00
8,55	22,00	745,00	0,00
8,39	23,00	745,00	0,00
8,23	24,00	745,00	0,00
8,08	25,00	745,00	0,00
7,93	26,00	745,00	0,00
7,79	27,00	745,00	0,00
7,65	28,00	745,00	0,00
7,51	29,00	745,00	0,00
7,38	30,00	745,00	0,00
7,26	31,00	745,00	0,00
7,14	32,00	745,00	0,00
7,02	33,00	745,00	0,00
6,90	34,00	745,00	0,00
6,79	35,00	745,00	0,00
6,68	36,00	745,00	0,00
6,57	37,00	745,00	0,00
6,47	38,00	745,00	0,00
6,37	39,00	745,00	0,00
6,27	40,00	745,00	0,00
14,41	0,00	750,00	0,00
14,01	1,00	750,00	0,00
13,63	2,00	750,00	0,00
13,27	3,00	750,00	0,00
12,92	4,00	750,00	0,00
12,59	5,00	750,00	0,00
12,27	6,00	750,00	0,00
11,97	7,00	750,00	0,00
11,67	8,00	750,00	0,00
11,40	9,00	750,00	0,00
11,13	10,00	750,00	0,00
10,87	11,00	750,00	0,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (°C)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
10,62	12,00	750,00	0,00
10,38	13,00	750,00	0,00
10,16	14,00	750,00	0,00
9,94	15,00	750,00	0,00
9,73	16,00	750,00	0,00
9,52	17,00	750,00	0,00
9,33	18,00	750,00	0,00
9,14	19,00	750,00	0,00
8,95	20,00	750,00	0,00
8,78	21,00	750,00	0,00
8,61	22,00	750,00	0,00
8,44	23,00	750,00	0,00
8,29	24,00	750,00	0,00
9,13	25,00	750,00	0,00
7,98	26,00	750,00	0,00
7,84	27,00	750,00	0,00
7,70	28,00	750,00	0,00
7,57	29,00	750,00	0,00
7,44	30,00	750,00	0,00
7,31	31,00	750,00	0,00
7,19	32,00	750,00	0,00
7,07	33,00	750,00	0,00
6,95	34,00	750,00	0,00
6,84	35,00	750,00	0,00
6,73	36,00	750,00	0,00
6,62	37,00	750,00	0,00
6,52	38,00	750,00	0,00
6,42	39,00	750,00	0,00
6,32	40,00	750,00	0,00
14,51	0,00	755,00	0,00
14,10	1,00	755,00	0,00
13,72	2,00	755,00	0,00
13,36	3,00	755,00	0,00
13,01	4,00	755,00	0,00
12,67	5,00	755,00	0,00
12,35	6,00	755,00	0,00
12,05	7,00	755,00	0,00
11,75	8,00	755,00	0,00
11,47	9,00	755,00	0,00
11,20	10,00	755,00	0,00
10,94	11,00	755,00	0,00
10,69	12,00	755,00	0,00
10,46	13,00	755,00	0,00
10,23	14,00	755,00	0,00
10,00	15,00	755,00	0,00
9,79	16,00	755,00	0,00
9,59	17,00	755,00	0,00
9,39	18,00	755,00	0,00
9,20	19,00	755,00	0,00
9,02	20,00	755,00	0,00
8,84	21,00	755,00	0,00
8,67	22,00	755,00	0,00
8,50	23,00	755,00	0,00
8,34	24,00	755,00	0,00
8,19	25,00	755,00	0,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (ºC)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
8,04	26,00	755,00	0,00
7,89	27,00	755,00	0,00
7,75	28,00	755,00	0,00
7,62	29,00	755,00	0,00
7,49	30,00	755,00	0,00
7,36	31,00	755,00	0,00
7,24	32,00	755,00	0,00
7,12	33,00	755,00	0,00
7,00	34,00	755,00	0,00
6,89	35,00	755,00	0,00
6,78	36,00	755,00	0,00
6,67	37,00	755,00	0,00
6,56	38,00	755,00	0,00
6,46	39,00	755,00	0,00
6,36	40,00	755,00	0,00
14,70	0,00	765,00	0,00
14,29	1,00	765,00	0,00
13,90	2,00	765,00	0,00
13,53	3,00	765,00	0,00
13,18	4,00	765,00	0,00
12,84	5,00	765,00	0,00
12,52	6,00	765,00	0,00
12,21	7,00	765,00	0,00
11,91	8,00	765,00	0,00
11,63	9,00	765,00	0,00
11,35	10,00	765,00	0,00
11,09	11,00	765,00	0,00
10,84	12,00	765,00	0,00
10,60	13,00	765,00	0,00
10,36	14,00	765,00	0,00
10,14	15,00	765,00	0,00
9,92	16,00	765,00	0,00
9,72	17,00	765,00	0,00
9,52	18,00	765,00	0,00
9,32	19,00	765,00	0,00
9,14	20,00	765,00	0,00
8,96	21,00	765,00	0,00
8,79	22,00	765,00	0,00
8,62	23,00	765,00	0,00
8,46	24,00	765,00	0,00
8,30	25,00	765,00	0,00
8,15	26,00	765,00	0,00
8,00	27,00	765,00	0,00
7,86	28,00	765,00	0,00
7,72	29,00	765,00	0,00
7,59	30,00	765,00	0,00
7,46	31,00	765,00	0,00
7,34	32,00	765,00	0,00
7,22	33,00	765,00	0,00
7,10	34,00	765,00	0,00
6,98	35,00	765,00	0,00
6,87	36,00	765,00	0,00
6,76	37,00	765,00	0,00
6,66	38,00	765,00	0,00
6,56	39,00	765,00	0,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (ºC)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
6,46	40,00	765,00	0,00
14,80	0,00	770,00	0,00
14,39	1,00	770,00	0,00
14,00	2,00	770,00	0,00
13,62	3,00	770,00	0,00
13,27	4,00	770,00	0,00
12,93	5,00	770,00	0,00
12,60	6,00	770,00	0,00
12,29	7,00	770,00	0,00
11,99	8,00	770,00	0,00
11,70	9,00	770,00	0,00
11,43	10,00	770,00	0,00
11,16	11,00	770,00	0,00
10,91	12,00	770,00	0,00
10,67	13 00	770,00	0,00
10,43	14,00	770,00	0,00
10,21	15,00	770,00	0,00
9,99	16,00	770,00	0,00
9,78	17,00	770,00	0,00
9,58	18,00	770,00	0,00
9,39	19,00	770,00	0,00
9,20	20,00	770,00	0,00
9,02	21,00	770,00	0,00
8,84	22,00	770,00	0,00
8,68	23,00	770,00	0,00
8,51	24,00	770,00	0,00
8,36	25,00	770,00	0,00
8,20	26,00	770,00	0,00
8,06	27,00	770,00	0,00
7,91	28,00	770,00	0,00
7,78	29,00	770,00	0,00
7,64	30,00	770,00	0,00
7,51	31,00	770,00	0,00
7,39	32,00	770,00	0,00
7,27	33,00	770,00	0,00
7,15	34,00	770,00	0,00
7,03	35,00	770,00	0,00
6,92	36,00	770,00	0,00
6,81	37,00	770,00	0,00
6,70	38,00	770,00	0,00
6,60	39,00	770,00	0,00
6,50	40,00	770,00	0,00
14,89	0,00	775,00	0,00
14,48	1,00	775,00	0,00
14,09	2,00	775,00	0,00
13,71	3,00	775,00	0,00
13,35	4,00	775,00	0,00
13,01	5,00	775,00	0,00
12,68	6,00	775,00	0,00
12,37	7,00	775,00	0,00
12,07	8,00	775,00	0,00
11,78	9,00	775,00	0,00
11,50	10,00	775,00	0,00
11,24	11,00	775,00	0,00
10,98	12,00	775,00	0,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (°C)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
10,74	13,00	775,00	0,00
10,50	14,00	775,00	0,00
10,27	15,00	775,00	0,00
10,06	16,00	775,00	0,00
9,85	17,00	775,00	0,00
9,64	18,00	775,00	0,00
9,45	19,00	775,00	0,00
9,26	20,00	775,00	0,00
9,08	21,00	775,00	0,00
8,90	22,00	775,00	0,00
8,73	23,00	775,00	0,00
8,57	24,00	775,00	0,00
8,41	25,00	775,00	0,00
8,26	26,00	775,00	0,00
8,11	27,00	775,00	0,00
7,97	28,00	775,00	0,00
7,83	29,00	775,00	0,00
7,69	30,00	775,00	0,00
7,46	31,00	775,00	0,00
7,44	32,00	775,00	0,00
7,31	33,00	775,00	0,00
7,20	34,00	775,00	0,00
7,08	35,00	775,00	0,00
6,97	36,00	775,00	0,00
6,86	37,00	775,00	0,00
6,75	38,00	775,00	0,00
6,65	39,00	775,00	0,00
6,55	40,00	775,00	0,00
14,99	0,00	780,00	0,00
14,57	1,00	780,00	0,00
14,18	2,00	780,00	0,00
13,80	3,00	780,00	0,00
13,44	4,00	780,00	0,00
13,10	5,00	780,00	0,00
12,77	6,00	780,00	0,00
12,45	7,00	780,00	0,00
12,15	8,00	780,00	0,00
11,86	9,00	780,00	0,00
11,58	10,00	780,00	0,00
11,31	11,00	780,00	0,00
11,05	12,00	780,00	0,00
10,81	13,00	780,00	0,00
10,57	14,00	780,00	0,00
10,34	15,00	780,00	0,00
10,12	16,00	780,00	0,00
9,91	17,00	780,00	0,00
9,71	18,00	780,00	0,00
9,51	19,00	780,00	0,00
9,32	20,00	780,00	0,00
9,14	21,00	780,00	0,00
8,96	22,00	780,00	0,00
8,79	23,00	780,00	0,00
8,63	24,00	780,00	0,00
8,47	25,00	780,00	0,00
8,31	26,00	780,00	0,00

Oxígeno disuelto de saturación (mg/lt)	Temperatura (°C)	Presión barométrica (mm de mercurio)	Salinidad (mg/l)
8,17	27,00	780,00	0,00
8,02	28,00	780,00	0,00
7,88	29,00	780,00	0,00
7,75	30,00	780,00	0,00
7,62	31,00	780,00	0,00
7,49	32,00	780,00	0,00
7,36	33,00	780,00	0,00
7,24	34,00	780,00	0,00
7,13	35,00	780,00	0,00
7,01	36,00	780,00	0,00
6,90	37,00	780,00	0,00
6,80	38,00	780,00	0,00
6,69	39,00	780,00	0,00
6,59	40,00	780,00	0,00

Fuente: Metcalf y Eddy Inc. (1996).

Nota: para efecto del modelo se transformó la presión barométrica dada en mm de mercurio a metros sobre el nivel del mar (msnm) a través del modelo propuesto por Masey (1979), quedando: 760 mm Hg = 0 msnm; 735 mm Hg = 281,12 msnm; 740 mm Hg = 224,28 msnm; 745 mm Hg = 167,76 msnm; 750 mm Hg = 111,54 msnm; 755 mm Hg = 55,62 msnm; 765 mm Hg = -55,32 msnm; 770 mm Hg = -110,35 msnm; 775 mm Hg = -165,10 msnm; 780 mm Hg = -219,55 mm Hg.

Anexo C. Resumen de los registros realizados en el punto muestral 1 [Barrio Arizona]. [(a)]

Fecha [A]	**Temperatura (° C)**	**OD** [B] **(mg/l)**	**DBO_5** [C] **(mg/l)**	**SST** [D] **(mg/l)**	**Caudal (m^3/s)**	**Velocidad (m/s)**
14/02/2003	29,953± 0,117	8,410± 0,026	5,264± 3,352	0,487± 0,476	2,200	0,640
28/02/2003	29,373± 0,032	8,237± 0,051	0,398± 0,133	2,133± 0,231	1,560	0,550
14/03/2003	28,437± 0,120	8,387± 0,021	0,716± 0,250	1,600± 0,346	1,530	0,570
28/03/2003	30,277± 0,083	7,473± 0,021	8,160± 3,852	2,200± 0,917	1,670	0,560
20/04/2003	30,970± 0,226	6,753± 0,174	6,873± 3,037	305,133± 16,48	5,470	1,050
30/04/2003	29,802± 0,014	7,600± 0,361	1,920± 0,583	297,46± 156,66	3,040	0,87

Nota: [A]: fecha en que se efectuó el muestreo; [B]: concentración de oxígeno disuelto; [C]: Demanda Bioquímica de Oxígeno medida a los 5 días y a 20 ° C; [D]: Sólidos Suspendidos Totales. (a): los valores se expresan como promedio ± desviación estándar.

Anexo D. Resumen de los registros realizados en el punto muestral 3 [Caño Hondo]. [(a)]

Fecha [A]	**Temperatura (° C)**	**OD** [B] **(mg/l)**	**SST** [C] **(mg/l)**	**DBO_5 (mg/l)**	**Caudal (m^3/s)**	**Velocidad (m/s)**
14/02/2003	31,740± 0,078	7,037± 0,031	27,933± 3,495	------ [D]	1,600	0,610
28/02/2003	32,063± 0,047	7,287± 0,032	12,200± 3,079	------ [D]	1,040	0,580
14/03/2003	30,553± 0,185	7,830± 0,026	12,200± 2,821	------ [D]	1,050	0,550
28/03/2003	32,430± 0,070	6,903± 0,025	18,867± 5,338	4,197±2,013	0,870	0,560
20/04/2003	31,133± 0,090	6,347± 0,091	238,00± 18,901	4,503±1,015	6,420	0,770
30/04/2003	31,584± 0,031	6,883± 0,058	151,20± 77,809	2,007±0,454	2,930	0,750

Nota: [A]: fecha en que se efectuó el muestreo; [B]: concentración de oxígeno disuelto; [C]: Sólidos Suspendidos Totales; [D]: no fue determinada. (a): los valores se expresan como promedio ± desviación estándar.

Anexo E. Resumen de los registros realizados en el punto muestral 2 [Vertido principal]. [(a)]

Fecha [A]	Temperatura (° C)	OD [B] (mg/l)	DBO_5 [C] (mg/l)	Caudal (m^3/s)	Velocidad (m/s)
14/02/2003	30,310± 0,127	0,035± 0,007	58,120± 0,453	0,160	0,273
28/02/2003	30,220± 0,071	0,020± 0,000	48,248± 0,036	0,150	0,360
14/03/2003	30,825± 0,078	0,035± 0,007	83,860± 8,485	0,100	0,350
28/03/2003	31,200± 0,184	0,050± 0,028	245,945± 7,007	0,090	0,390
20/04/2003	30,150± 0,184	1,045± 0,177	173,610± 0,000	0,150	0,120
30/04/2003	30,502± 0,000	0,237± 0,027	173,205± 26,905	0,130	0,330

Nota: [A]: fecha en que se efectuó el muestreo; [B]: concentración de oxígeno disuelto; [C]: Demanda Bioquímica de Oxígeno medida a los 5 días y a 20 ° C; (a): los valores se expresan como promedio ± desviación estándar.

Anexo F. Resumen de los registros realizados en el punto muestral 2 [Vertido secundario].

Fecha [A]	**Temperatura (° C)**	**OD** [B] **(mg/l)**	**DBO_5** [C] **(mg/l)**	**Caudal (m^3/s)**	**Velocidad (m/s)**
14/02/2003	29,920	0,030	77,380	0,024	0,995
28/02/2003	30,000	0,290	75,018	0,031	1,070
14/03/2003	30,780	0,010	72,800	0,031	1,070
28/03/2003	31,560	0,070	232,270	0,032	1,045
20/04/2003	31,010	0,890	169,640	0,006	1,044
30/04/2003	30,654	0,258	188,270	0,018	0,748

Nota: [A]: fecha en que se efectuó el muestreo; [B]: concentración de oxígeno disuelto; [C]: Demanda Bioquímica de Oxígeno medida a los 5 días y a 20 ° C.

Anexo G. Variables consideradas para analizar los factores que afectan la concentración de oxígeno disuelto en el tramo Barrio Arizona – Caño Hondo del río San Carlos.

Fecha	Temp	OD	SST	Caudal	Velocidad	DBO_5	Altitud	$Temp_A$	HR_A
Registros en zona de mezcla									
14/02/2003	29,997	7,765	0,487	2,384	0,640	11,064	139,781	34,100	46,000
28/02/2003	29,457	7,607	2,133	1,741	0,550	5,842	139,781	45,450	36,000
14/03/2003	28,624	7,728	1,600	1,661	0,570	7,060	139,781	31,750	52,000
28/03/2003	30,346	6,889	2,200	1,792	0,560	24,140	139,781	37,700	39,000
20/04/2003	30,950	6,608	305,133	6,126	1,050	11,112	139,781	35,600	38,500
30/04/2003	29,837	7,413	297,460	3,188	0,870	9,968	139,781	37,500	49,500
Registros en Caño Hondo									
14/02/2003	31,740	7,037	27,933	1,600	0,610	VP	108,989	VP	VP
28/02/2003	32,063	7,287	12,200	1,040	0,580	VP	108,989	37,200	36,000
14/03/2003	30,553	7,830	12,200	1,050	0,550	VP	108,989	37,900	42,000
28/03/2003	32,430	6,903	18,867	0,870	0,560	4,20	108,989	40,150	47,000
20/04/2003	31,133	6,374	238,000	6,420	0,770	4,50	108,989	33,050	41,000
30/04/2003	31,584	6,883	151,200	2,930	0,750	2,01	108,989	35,550	50,000

Nota: Fecha: fecha en la cual se realizó el muestreo; Temp: temperatura del agua medida en grados centígrados; OD: concentración de oxígeno disuelto del agua medida en mg/l; SST: concentración de sólidos suspendidos totales medida en mg/l; Caudal: gasto medio del río medido en m^3/s; Velocidad: velocidad media del río medida en m/s; DBO_5: demanda bioquímica de oxígeno medida en mg/l; Altitud: metros sobre el nivel del mar a que se encuentra el punto muestral; $Temp_A$: temperatura media del aire medida en grados centígrados; HR_A: humedad relativa del aire medida en tantos por cientos. VP: valor perdido.

Anexo H. Ribera del río San Carlos en el punto muestral 1 (Barrio Arizona).

Anexo I. Ribera del río San Carlos en el punto muestral 3 (Caño Hondo).

Anexo J. Descargas cloacales asociadas al punto muestral 2.