



**UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA**

**SEDE BOGOTÁ
FACULTAD DE INGENIERÍA**

**DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y
AGRÍCOLA**

LABORATORIO DE ENSAYOS HIDRÁULICOS

**ESTUDIOS E INVESTIGACIONES DE LAS OBRAS DE RESTAURACIÓN AMBIENTAL
Y DE NAVEGACIÓN DEL CANAL DEL DIQUE**

Convenio interadministrativo No 1 – 0037/05

Laboratorio de Ensayos Hidráulicos (LEH) - Facultad de Ingeniería
CORMAGDALENA

**LA IMPORTANCIA ECOLÓGICA DE LAS CIÉNAGAS DEL CANAL DEL DIQUE Y LA
DETERMINACIÓN DE SU ESTADO LIMNOLÓGICO**

Gabriel Pinilla, Biólogo Ph.D.

Profesor Asistente, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias

Juliana Duarte, Bióloga

Contratista LEH

Bogotá D.C., septiembre de 2006

CONTENIDO

LISTA DE ANEXOS	IV
LISTA DE FIGURAS.....	V
LISTA DE FOTOGRAFÍAS.....	VI
LISTA DE TABLAS.....	VII
INTRODUCCIÓN	1
1. QUÉ SON LAS CIÉNAGAS Y QUÉ PAPEL CUMPLEN (SERVICIOS AMBIENTALES).....	2
1.1 CARACTERÍSTICAS GENERALES	2
1.2 IMPORTANCIA DEL PLANO DE INUNDACIÓN EN EL QUE SE ENCUENTRAN LAS CIÉNAGAS...3	
2. PARTICULARIDADES DE ALGUNAS CIÉNAGAS DEL CANAL DEL DIQUE Y POSIBLES INDICADORES DE SU ESTADO ECOLÓGICO ACTUAL	6
2.1 GENERALIDADES DE ALGUNAS CIÉNAGAS	7
2.2 MORFOMETRÍA.....	14
2.3 CONDICIONES FISICOQUÍMICAS	16
2.4 COMUNIDADES FITOPLANCTÓNICAS.....	26
2.6 COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS	29
2.6 MACRÓFITAS	33
2.7 PECES Y PESQUERÍAS.....	35
2.8 POSIBLES INDICADORES DEL ESTADO ACTUAL DE LAS CIÉNAGAS DEL CANAL DEL DIQUE	51
3. INDICE DEL ESTADO LIMNOLÓGICO	54
ALGUNAS CONSIDERACIONES DERIVADAS DEL IEL	57
4. OTROS ECOSISTEMAS PROTEGIDOS DENTRO DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL CANAL DEL DIQUE.....	59
4.1 EL ECOSISTEMA DE MANGLAR EN EL ÁREA DEL CANAL DEL DIQUE	59
4.2 SANTUARIO DE FAUNA Y FLORA EL CORCHAL “EL MONO HERNÁNDEZ”.....	65
4.3 EL PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO.....	67
5. QUÉ ES EL CAUDAL ECOLÓGICO Y CÓMO PODRÍA APLICARSE A LAS CIÉNAGAS DEL CANAL DEL DIQUE.....	72
5.1 EL CONCEPTO DE CAUDAL ECOLÓGICO Y SUS DERIVADOS	72
5.2 COMPONENTES DE LOS CAUDALES ECOLÓGICOS Y AMBIENTALES.....	73
5.3 ENFOQUES EN LA DETERMINACIÓN DE CAUDALES ECOLÓGICOS Y AMBIENTALES.....	74
5.4 METODOLOGÍAS PARA CALCULAR LOS CAUDALES ECOLÓGICOS Y AMBIENTALES	75
5.5 CAUDALES ECOLÓGICOS PROPUESTOS PARA LAS CIÉNAGAS DEL CANAL DEL DIQUE	79
6. BIBLIOGRAFIA.....	83
ANEXO A:.....	88
LISTA DE DOCUMENTOS CON INFORMACIÓN LIMNOLÓGICAS DISPONIBLES EN EL LABORATORIO DE ENSAYOS HIDRÁULICOS	88
ANEXO B:.....	93

CURVAS DE CALIDAD PARA LAS VARIABLES DEL ÍNDICE DE ESTADO LIMNOLÓGICO (IEL)
.....93

LISTA DE ANEXOS

- A. LISTA DE DOCUMENTOS CON INFORMACIÓN LIMNOLÓGICAS DISPONIBLES EN EL LABORATORIO DE ENSAYOS HIDRÁULICOS
- B. CURVAS DE CALIDAD PARA LAS VARIABLES DEL ÍNDICE DE ESTADO LIMNOLÓGICO (IEL)

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Esquema del Canal del Dique. Se muestran las principales ciénagas del sistema ...	6
Figura 2 Ubicación de la Ciénaga de Machado en el Alto Canal del Dique	7
Figura 3 Ubicación de las ciénagas La Luisa y Capote en el Medio Canal del Dique	10
Figura 4 Comparación de las áreas del espejo del agua en Km ² en las ciénagas del Canal del Dique en los años 1953, 1998, 2003 y 2005.	15
Figura 5 Conductividad en μ S/cm tomada en las ciénagas Capote, Guajaro, Jobo, Juan Gómez, Maria la Baja, Machado, Matuya, La Luisa, Aguas Claras en los años 2001, 2002, 2003 (Universidad del Norte).....	18
Figura 6 Conductividad en μ S/cm tomada en las ciénagas Honda, Jobo, Capote, Tupe, Zarzal, Aguas Claras, Juan Gómez, Maria La Baja y Palotal en marzo de 2006.	18
Figura 7. Unidades de pH en las ciénagas Capote, Jobo, Guájaro, Maria La Baja y Juan Gómez en los años 2001, 2002, 2003 (Universidad del Norte)	19
Figura 8. Unidades de pH en las ciénagas Honda, Jobo, Capote, Tupe, Zarzal, Aguas Claras, Juan Gómez, Maria La Baja y Palotal en marzo de 2006.	20
Figura 9 Saturación de oxígeno en las ciénagas Capote, Jobo, Guájaro, Maria La Baja y Juan Gómez en los años 2001, 2002 y 2003 (Universidad del Norte)	21
Figura 10 Saturación de Oxígeno en las ciénagas Honda, Jobo, Capote, Tupe, Zarzal, Aguas Claras, Juan Gómez, Maria La Baja, Palotal y Guájaro en marzo de 2006.	22
Figura 11 Asociación de las ciénagas según la composición de la ictiofauna existente utilizando el cluster Bray-Curtis, con el método de Ward.....	43
Figura 12 Red trófica de la comunidad de peces en las ciénagas del Canal del Dique. Los porcentajes corresponden a las capturas en las pesquerías de la zona.	45
Figura 13 Biplot de ciénagas e indicadores de estado obtenido mediante un ACP	53
Figura 14 Comparación entre el IEL Completo (a) y el IEL Parcial (b) aplicado a las ciénagas del Canal del Dique.....	57
Figura 15 Cadena trófica de un ecosistema de manglar.....	61
Figura 16 Ubicación geográfica del Santuario de Fauna y Flora "Mono Hernández" en el delta del Canal del Dique.....	66
Figura 17 Evolución del concepto de caudal ecológico (tomado de UICN 2004).....	72

LISTA DE FOTOGRAFÍAS

	Pág.
Fotografía 1 Panorama de la ciénaga de Jobo	8
Fotografía 2 Paisaje de la ciénaga de Capote	9
Fotografía 3 Detalle de la vegetación acuática en la ciénaga de Zarzal	10
Fotografía 4 Vista de la ciénaga de Tupe	10
Fotografía 5 Panorámica de la ciénaga de Matuya.....	11
Fotografía 6 Vegetación acuática en la ciénaga María La Baja	12
Fotografía 7 Paisaje de la ciénaga de Aguas Claras	12
Fotografía 8 Aspecto de la ciénaga de Juan Gómez cerca de la bocatoma	13
Fotografía 9 El ecosistema de manglar. Se destaca el mangle rojo en contacto directo con el agua.....	60
Fotografía 10. Bosque de corcho en del Santuario de Fauna y Flora “El Mono Hernández”. ..	67

LISTA DE TABLAS

	<i>Pág.</i>
Tabla 1. Superficie de los principales cuerpos de agua en el Sistema Lagunar de Juan Gómez	13
Tabla 2. Relación Área/Volumen de las ciénagas del Canal del Dique (Universidad del Norte 2003).....	15
Tabla 3 Datos morfométricos de algunas ciénagas del Canal del Dique (Universidad del Norte 2003).....	16
Tabla 4. Relación Nitrógeno/Fósforo en algunas ciénagas del Canal del Dique en los años 2003 y 2006 (*Datos tomados por de la Universidad del Norte 2003; **datos de este trabajo en marzo de 2006).	22
Tabla 5 Valores de Amonio, Nitrito y Nitrito de algunas ciénagas del Canal del Dique en los años 2003 y 2006 (*Datos tomados de la Universidad del Norte 2003; **datos de este trabajo tomados en marzo de 2006).....	23
Tabla 6 Valores de ortofosfatos sólidos y particulados, de fósforo total y de ortofosfatos totales en algunas ciénagas del Canal del Dique en los años 2003 y 2006 (*Datos tomados de la Universidad del Norte 2003; **datos de este trabajo tomados en marzo de 2006).....	23
Tabla 7 Estado trófico de las ciénagas del Canal del Dique según las concentraciones de nitrato, nitrito, amonio, fósforo total y ortofosfatos, utilizando la tabla de clasificación de Vollenwieder (1968, en Roldán 1992).	25
Tabla 8 Tiempo de retención del agua en algunas ciénagas del Canal del Dique	25
Tabla 9 Clasificación trófica de algunas ciénagas del Canal del Dique según la concentración de clorofila a en mg/m ³ (*Datos registrados en 2003 por la Universidad del Norte; **datos de este trabajo tomados en marzo de 2006)	26
Tabla 10 Clasificación trófica de las ciénagas del Canal del Dique según la composición de fitoplancton en temporada de aguas subiendo (Datos de fitoplancton tomados de Universidad del Norte 2003).....	28
Tabla 11 Clasificación trófica de las ciénagas del Canal del Dique según la composición de fitoplancton en temporada de lluvias intensas (Datos de fitoplancton tomados de Universidad del Norte 2003).....	28
Tabla 12 Clasificación trófica de las ciénagas del Canal del Dique según la composición de fitoplancton en temporada seca (Datos de fitoplancton tomados de Universidad del Norte 2003).....	29
Tabla 13 Número de taxones, orden más representativo, familia más representativa, numero de individuos y total de individuos de algunas ciénagas del Canal del Dique. (Consorcio Hidroestudios y Geoingeniería 2002)	30
Tabla 14 Resultado e interpretación del método BMWP para algunas ciénagas del Canal del Dique. Los datos de macroinvertebrados provienen del estudio realizado por el Consorcio Hidroestudios y Geoingeniería (2002)	31
Tabla 15 Índices de diversidad de las ciénagas Juan Gómez, María La Baja, Capote, Guájaro y Jobo.	32
Tabla 16 Caracterización de las especies de vegetación acuática de las ciénagas del Canal del Dique en 1984 (Universidad del Norte 2003).....	34

Tabla 17 Especies de peces encontrados en las ciénagas en el 1998 (Universidad del Norte 2003).....	36
Tabla 18 Especies de peces encontrados en las ciénagas del Canal del Dique en el 2003 (Universidad del Norte).	39
Tabla 19 Abundancia de peces migratorios en las ciénagas del Canal del Dique (Universidad del Norte 2003).	41
Tabla 20 Disminución de la riqueza ictiológica entre los años 1984 y 2003.....	42
Tabla 21 Hábitos alimenticios de las especies de mayor captura en las Ciénagas del Canal del Dique.....	44
Tabla 22 Puertos pesqueros en cada Ciénaga y la ubicación por municipio (Universidad del Norte 2003).....	46
Tabla 23 Indicadores de productividad pesquera de algunas ciénagas del Canal de Dique en la época de aguas bajas del año 2003 (Cálculos basados en información de Universidad del Norte 2003)	47
Tabla 24 Indicadores de productividad pesquera de algunas ciénagas del Canal de Dique en la época de aguas en ascenso del año 2003 (Cálculos basados en información de Universidad del Norte 2003).....	47
Tabla 25 Captura por unidad de esfuerzo pesquero (CPUE) en algunas ciénagas del Canal del Dique en el año 2003 (Universidad del Norte 2003)	48
Tabla 26 Comparación de la producción pesquera en diferentes ciénagas de de la cuenca del río Magdalena. CUEP: captura por unidad de esfuerzo pesquero	49
Tabla 27 Comparación anual del esfuerzo diario (UEP/día) en las ciénagas Betancí, Lórica, Bajas, en el río Sinú y en su estuario	50
Tabla 28 Comparación anual de la captura diaria por unidad de esfuerzo (kg/UEP/día) en las ciénagas Betancí, Lórica, Bajas, en el río Sinú y en su estuario.....	50
Tabla 29 Indicadores del estado actual de las ciénagas del Canal del Dique.....	52
Tabla 30. Subíndices de importancia (vi) asignados a las variables utilizadas para la construcción del IEL.....	54
Tabla 31 Clasificación limnológica con base en el índice del estado limnológico (IEL).....	55
Tabla 32 Clasificación del funcionamiento ecológico de algunas ciénagas del Canal del Dique según el IEL Completo	56
Tabla 33 Bienes que se ofrece el ecosistema de manglar a las poblaciones circundantes...	61
Tabla 34 Superficie de manglares (Ha) de algunos departamentos de la costa Caribe colombiana, registrada entre 1995 y 1996 (Ulloa <i>et al.</i> 1998).....	63
Tabla 35 Porcentaje de la cobertura media de coral vivo en Isla Grande, Rosario, Tesoro y Pavito registradas en 1989 (Alvarado <i>et al.</i> 1989) y 2005 (Zapata 2005).	69
Tabla 36 Métodos para la determinación de caudales ecológicos (tomado de UICN 2004)..	78
Tabla 37 Caudales ecológicos de las ciénagas del Canal del Dique obtenidos mediante modelación matemática que satisfacen las mejores condiciones limnológicas de dichos ecosistemas	81

INTRODUCCIÓN

El Canal del Dique es de una enorme importancia para la comunicación entre la ciudad de Cartagena y el río Magdalena. A través de esta vía, la ciudad establece lazos comerciales y energéticos con el interior del país. Pero además de su papel económico, el Canal del Dique es fundamental para el funcionamiento ecológico de los sistemas acuáticos que se ubican en sus riberas y para otros ecosistemas más alejados pero que reciben su influencia. Además, varios asentamientos humanos hacen uso de sus aguas en acueductos y distritos de riego. Dada su importancia regional y nacional, la Corporación Autónoma Regional del Río Grande de la Magdalena – CORMAGDALENA, contrató al Laboratorio de Ensayos Hidráulicos de la Universidad Nacional de Colombia (Convenio Interadministrativo LEHUN-CM-1-0037/2005) para realizar los estudios e investigaciones sobre las obras de restauración ambiental y de navegación del Canal del Dique.

El presente informe trata principalmente sobre las características ecológicas de las ciénagas que hacen parte del complejo hidrológico del Canal del Dique. Se pretende hacer un análisis del estado actual de estos ecosistemas lénticos, basado tanto en información bibliográfica (Anexo A) como en datos tomados en campo. Además del análisis limnológico de las ciénagas, se incluye información sobre otros ecosistemas relacionados con el delta del Canal, tales como los manglares de la bahía de Barbacoas y los corales que se encuentran y en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Igualmente, se presentan algunos datos de la reserva Mono Hernández, la cual contiene otro tipo de ecosistema boscoso inundable.

La información limnológica disponible es relativamente abundante y el número de variables estudiadas es considerable. Van desde los aspectos físicos y químicos de aguas y sedimentos, hasta los temas pesqueros, pasando por las características ecológicas de composición, abundancia y diversidad del fitoplancton, las macrófitas y los invertebrados acuáticos. Con toda esta información se propone un índice (Índice del Estado Limnológico) que combina aspectos bióticos y abióticos, a fin de sintetizar de manera sencilla las condiciones ecológicas de estos ambientes acuáticos. Dicho índice servirá para monitorear los cambios que puedan sufrir las ciénagas cuando se realicen las obras planificadas en el Canal.

Por otra parte, se hace una revisión del significado del “caudal ecológico” y sus implicaciones para el adecuado funcionamiento de las ciénagas. Se proponen los caudales ecológico que deberían tener estos sistemas cenagosos.

1. QUÉ SON LAS CIÉNAGAS Y QUÉ PAPEL CUMPLEN (SERVICIOS AMBIENTALES)

1.1 CARACTERÍSTICAS GENERALES

Las ciénagas son sistemas acuáticos de aguas lentas (ecosistemas lénticos) asociados a ríos o planicies de inundación, tanto al interior de los continentes como en las zonas costeras. Por lo general son ambientes poco profundos (no superan los 10 metros y comúnmente tienen menos de 4 metros en promedio). Como su nombre lo indica, la ciénaga es un sistema pantanoso o lleno de cieno que a diferencia de los lagos profundos, sufre cambios importantes durante los ciclos de inundación y estiaje, lo cual hace que su morfología (área, forma, profundidad) varíe a lo largo del año (Welcomme 1979).

Existen cuatro tipos principales de ciénagas asociadas a los ríos: las **primarias conectadas directamente** con el río a través de un canal, las que conforman un **racimo o rosario de ciénagas** conectadas a la ciénaga primaria, las **primarias conectadas indirectamente** al río a través de canales secundarios y las **aisladas o sin conexión** con el río (Arias 1985). Todos estos tipos de ciénagas se presentan en el área del Canal del Dique.

Según Arias (1985) y Roldán (1992) en Colombia existen aproximadamente 1938 ciénagas que ocupan 478 419 hectáreas, lo cual las ubica como el tipo de ecosistema acuático continental de mayor extensión en el país (67% del área correspondiente a cuerpos de agua lénticos, Ramírez y Viña 1998). La importancia de estos ambientes acuáticos se puede resumir en los siguientes puntos:

- Mantienen una elevada diversidad biológica, en especial de aves y peces. Muchas especies de estos grupos de vertebrados se reproducen y crían total o parcialmente dentro de las ciénagas.
- Presentan una elevada productividad biológica que se refleja en una elevada producción de peces. Por lo tanto, sustentan una importante actividad pesquera que es fundamental en la economía de las regiones en que se encuentran.
- Funcionan como sistemas digestores de la materia orgánica que conducen los ríos, es decir, como depuradores de la contaminación orgánica.
- Sirven como trampas de sedimentos y de sustancias tóxicas, reduciendo la cantidad de sólidos en suspensión que llevan los ríos.
- Constituyen reservorios de agua que se emplea en acueductos y en riego.
- Controlan o amortiguan las crecidas de los ríos y aportan agua a estos últimos durante las épocas secas, es decir, regulan los caudales.
- Permiten la recarga de acuíferos.
- Controlan el microclima local amortiguando cambios fuertes de temperatura y aumentando la humedad relativa.

- Se utilizan como medio para el transporte, la recreación y el turismo de las comunidades humanas.

Las ciénagas se encuentran influenciadas por el ciclo hidrológico anual que determina sus formas, tamaños y condiciones tróficas. El ciclo hidrológico anual de las ciénagas asociadas al río Magdalena se divide en tres épocas: de sequía, transicional y de lluvias. La primera ocurre en los meses de marzo y julio- agosto, en donde se presentan niveles bajos de agua que causan el estancamiento de los caños de conexión, presentándose leves flujos en dirección al río. La segunda época se divide en transición a lluvias (mayo y junio – julio) y transición a sequía (diciembre – enero). La tercera época o periodo lluvioso se presenta entre los meses de septiembre y octubre con flujo en dirección a las ciénagas (Consortio Hidroestudios S.A. - Geoingeniería Ltda 2002).

La productividad de estos cuerpos de agua, así como la dinámica de las comunidades hidrobiológicas propias de las ciénagas están relacionadas con el ciclo hidrológico. Durante la época de lluvias se produce la fertilización de las aguas por el aporte de una gran cantidad de nutrientes y sedimento por parte del río asociado y por la expansión del espejo de agua que causa la anexión de gran parte de la biota del ecosistema terrestre circundante que se desarrolló durante la época seca anterior. Esto permite que se den los procesos de reciclaje de los nutrientes atrapados en las ciénagas. Al llegar la época seca el ecosistema terrestre experimenta una expansión y aprovecha los nutrientes atrapados por la vegetación acuática, la fauna asociada, el bentos y los sedimentos durante las lluvias inmediatamente anteriores, disminuyendo las concentraciones de los nutrientes en el agua. Según Wellcomme (1979) se trata de un mecanismo que impide la pérdida de nutrientes del sistema, ya que si bien escapan del ambiente acuático durante verano, parte de ellos retornan al agua en la siguiente inundación.

1.2 IMPORTANCIA DEL PLANO DE INUNDACIÓN EN EL QUE SE ENCUENTRAN LAS CIÉNAGAS

Los ríos y sus ecosistemas asociados dependen normalmente del mantenimiento de sus planos de inundación. El plano de inundación conecta los ecosistemas acuáticos y los terrestres, tanto en espacio como en tiempo. En estos planos ocurren fuertes interacciones hidrológicas, energéticas, tróficas y biológicas. De esta manera, una parte sustancial de la energía que viaja por la corriente está compuesta por restos orgánicos de la vegetación que crece en los planos de inundación (Whiting 2002). La materia orgánica disuelta también entra a la corriente proveniente de los suelos de las riberas. Los suelos ricos en nutrientes del plano, creados en parte por la disposición de sedimentos finos del río, sostienen a su vez una densa vegetación riparia (vegetación de la ribera). En el Canal del Dique esta vegetación está representada principalmente por macrófitas acuáticas, manglares y bosques de corcho y cantagallo.

Los planos de inundación juegan un papel importante en el flujo de nutrientes. El agua superficial o sub-superficial fluye de los paisajes terrestres hacia el canal y atraviesa los

suelos de la vegetación riparia, la cual transforma e inmoviliza sustancias tóxicas, nutrientes y sedimentos. De esta manera, se transforma el agua almacenada en los suelos o en la superficie del plano de inundación. Los suelos del plano de inundación son a menudo anóxicos, lo cual tiene consecuencias importantes sobre el reciclaje de nutrientes (Whiting 2002). La depositación de sedimentos ricos en nutriente en el plano remueve el fósforo del río, lo cual mejora la calidad del agua en el canal.

La morfología del plano de inundación, en particular la elevación de la superficie del suelo con respecto a los niveles de los caudales, determina la frecuencia y la duración de la inundación. Esto a su vez explica en gran medida la estructura de las comunidades de vegetación riparia. Los peces que transitan por el sistema usan las ciénagas del plano de inundación para alimentarse, desovar, crecer y refugiarse. Muchas especies terrestres (aves, reptiles y mamíferos) están relacionadas íntimamente con la vegetación y los peces de los planos de inundación, ya sea porque se alimentan o se refugian allí. El canal y las ciénagas anexas se convierten en consecuencia en corredores migratorios (Whiting 2002) y en centros de alta diversidad biológica.

Diferentes acciones disturban las conexiones entre el canal principal y los sistemas acuáticos del plano de inundación. La construcción de niveles limita la habilidad del plano para amortiguar las actividades antropogénicas en la cuenca. La profundización del canal principal puede reducir la frecuencia de las inundaciones. La retención aguas arriba de sedimentos finos en represas puede reducir la velocidad a la cual se depositan suelos en el plano, lo cual con el tiempo puede cambiar su textura. La construcción de jarillones o diques en las orillas del canal dificulta el papel regulador de inundaciones del plano.

Los flujos que crean la morfología y los hábitats del plano de inundación son diferentes a los que determinan el régimen de humedad (frecuencia y duración de la inundación) de los terrenos riparios. Se requiere acreción vertical y horizontal de sedimentos para construir el plano de inundación (Whiting 2002), de manera que para que éste crezca, se necesitan caudales con profundidades suficientes para inundar y con sedimentos suficientes para permitir la depositación en la parte de menor energía del plano. Estos caudales de acreción pueden darse cada año, cada dos años o cada cuatro años, dependiendo de las características particulares del sistema. Algunos autores (p.e. Hill *et al.* 1991 citados por Whiting 2002) sugieren que estos caudales formadores de la morfología del plano ocurren episódicamente y tienen intervalos recurrentes de 25 años o más. No obstante, la mayoría de los planos de inundación no presentan tales caudales extremos y hay poca evidencia de que tales flujos determinen la forma y los procesos del plano.

La vegetación riparia provee muchas funciones ecológicas, tales como la reducción en los cambios fuertes de temperatura del agua por el sombrero en el litoral, el mantenimiento de los niveles de oxígeno disuelto, la provisión de refugio contra la depredación y la radiación solar directa, la protección contra las velocidades altas de la corriente, el transporte de materia orgánica y nutrientes a las corrientes adyacentes, la captura y fijación de nutrientes del agua, su posterior liberación a partir de la producción de desperdicio y hojarasca, la asociación importante con insectos acuáticos y otros invertebrados, especialmente en sus fases

larvales, y la provisión de hábitat para vertebrados terrestres, en particular aves. Todo esto hace de la vegetación de ribera un importante ecotono (zona de transición entre dos ecosistemas), de alta diversidad biológica y que es empleado por la fauna como corredor migratorio.

La relación entre la duración de la inundación y otras variable ambientales críticas en el sitio donde crece la vegetación riparia parece ser importante para establecer los caudales necesarios para la conservación de las comunidades de plantas ribereñas. La profundidad y duración de la inundación se pueden deducir a partir de las posiciones de las especies riparias en un cierto nivel del canal y de su relación con la etapa de la descarga para ese nivel. El mantenimiento de la vegetación riparia requiere de diferentes caudales. Algunos pueden ser suficientes para mantener a las plantas adultas vivas pero puede ser insuficiente para el establecimiento de nuevas plantas. Algunos regímenes de caudal pueden ser suficientes para el establecimiento de nuevas plantas, pero no proveen el disturbio suficiente para crear las condiciones para el establecimiento de las semillas. A diferencia de muchos sistemas físicos, en los planos de inundación la temporalidad de los caudales es importante para mantener la vegetación. En resumen, la irregularidad natural de las inundaciones es un factor de disturbio que permite mantener la diversidad de los patrones vegetativos.

2. PARTICULARIDADES DE ALGUNAS CIÉNAGAS DEL CANAL DEL DIQUE Y POSIBLES INDICADORES DE SU ESTADO ECOLÓGICO ACTUAL

El Canal del Dique está ubicado en el bajo Magdalena al norte del país. Constituye una bifurcación del río Magdalena frente a la población de Calamar en el departamento de Bolívar. Tiene una extensión de 115 Km hasta su desembocadura en Pasacaballos, en la bahía de Cartagena. Durante su recorrido cruza el departamento de Bolívar y sirve de límite entre éste y los departamentos de Atlántico y Sucre (Cormagdalena 2004, Universidad Nacional de Colombia y Ministerio del Medio Ambiente 2002). La desembocadura principal está en la bahía de Cartagena, pero posee tres desembocaduras secundarias por los caños Lequerica, Matunilla y Correa, todas las cuales drenan hacia la bahía de Barbacoas (Figura 1). A ambos lados del canal se presenta un sistema de ciénagas que se interconectan, tanto con el canal como con ellas mismas, dependiendo de los niveles que alcance el agua en las épocas de precipitaciones. Este sistema cenagoso cubre en aguas altas cerca de 60 mil Has (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial 2004).

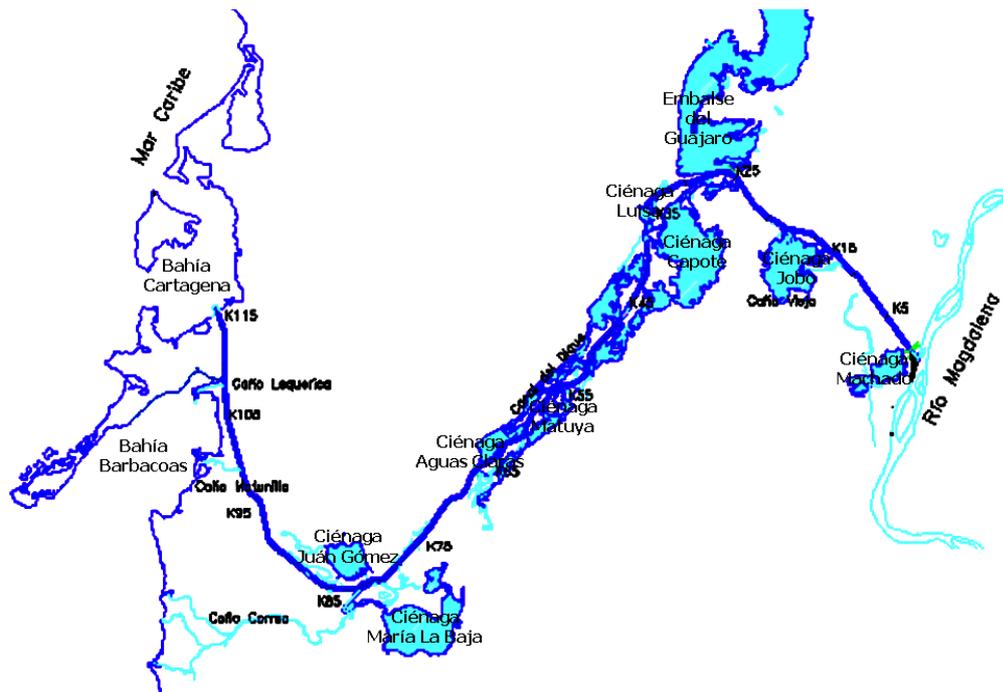


Figura 1 Esquema del Canal del Dique. Se muestran las principales ciénagas del sistema

El Canal del Dique se ha dividido en tres zonas o sectores:

Alto Canal del Dique: comprende la población de Calamar (K0) hasta la población de Soplaviento (K33). Los cuerpos de agua cenagosos de este tramo son: ciénaga de Machado, ciénaga Los Negros, ciénaga de Hobo y embalse del Guájaro

Medio Canal de Dique: se localiza entre la población de Soplaviento (K33) y la bifurcación del caño Correa (K82) y está conformado por las ciénagas: Capote*, Tupe*, Zarzal*, La Luisa, Matuya, María La Baja y Aguas Claras.

Bajo Canal del Dique: corresponde a la zona entre la bifurcación del caño Correa (K82) y la desembocadura del canal en la bahía de Cartagena (K115), en la población de Pasacaballos. Está conformado, entre otras, por las ciénagas Juan Gómez y La Honda.

2.1 GENERALIDADES DE ALGUNAS CIÉNAGAS

La ciénaga de Machado:

Está es alimentada por el caño del Dique viejo, ubicado sobre la orilla izquierda a la altura del Km 9 del Canal (Figura 2). Al parecer, el deterioro ambiental es intenso, tanto a nivel acuático como terrestre (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial 2004).



Figura 2 Ubicación de la Ciénaga de Machado en el Alto Canal del Dique

* Las ciénagas Capote, Tupe y Zarzal forman un complejo cenagoso.

La ciénaga de Jobo:

La ciénaga de Jobo (Fotografía 1) se alimenta del canal a través del Chorro de Jobo a la altura del Km 20. Por causa del estrechamiento del flujo hídrico, el espejo de agua ha ido desapareciendo y la tierra emergida ha sido utilizada para actividades como el pastoreo y la agricultura. Una parte de la zona circundante se mantiene como humedal, en el que aún existen algunos parches de bosques naturales secundarios intervenidos (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial 2004).



Fotografía 1 Panorama de la ciénaga de Jobo

Complejo cenagoso Capote, Tupe y Zarzal:

La ciénaga de Capote



Fotografía 2 Paisaje de la ciénaga de Capote

Se alimenta a través del caño de Mahates, pero se conecta también con el sistema principal por medio de dos canales artificiales: Los Chivos y Los Salas (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial 2004). Esta ciénaga (Fotografía 2) sufre procesos de colmatación, lo cual facilita la acumulación de sedimentos, la reducción de la profundidad y el aumento de la temperatura del agua.

La ciénaga de Zarzal

Según el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2004), la ciénaga de Zarzal (Fotografía 3) se encuentra en un elevado nivel de degradación debido a la reducción del cauce del caño Mahates que la comunica con el Canal del Dique y el caño Evitar que la interconecta con la ciénaga de Tupe. En consecuencia, hay una baja hidrodinámica en esta ciénaga, lo cual facilita la somerización del fondo y la reducción del espejo puesto que los tiempos de residencia de los materiales bióticos y abióticos se han incrementado (Universidad del Norte 2003).

La ciénaga de Tupe

Se encuentra aislada de la influencia del sistema magdalénico y del Canal del Dique, razón por la cual presenta un fuerte estado de sedimentación, lo cual es aprovechado para actividades de pastoreo y agricultura estacional. Esto ha modificado la capacidad sucesional de la nueva área, afectando la emergencia de la flora y la fauna acuáticas y disminuyendo la elasticidad del ecosistema (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial 2004). En resumen, la ciénaga de Tupe (Fotografía 4) presenta reducción de profundidad y aumento de temperatura.



Fotografía 3 Detalle de la vegetación acuática en la ciénaga de Zarzal



Fotografía 4 Vista de la ciénaga de Tupe

La ciénaga de La Luisa:

La Luisa (Figura 3) se alimenta de los arroyos Vericuelo, Caribani, Piedra Candela, Carreto y Pachita, entre otros. Se le indujo la pérdida de la capacidad de almacenamiento de agua al reducirle la profundidad y el área de espejo libre (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial 2004).



Figura 3 Ubicación de las ciénagas La Luisa y Capote en el Medio Canal del Dique

La ciénaga de Matuya:

Se encuentra aislada del sistema magdalénico y del Canal del Dique y por tanto de la influencia del ciclo hidrológico, pues los caños de comunicación con las demás ciénagas están ubicados en una zona donde el conjunto cenagoso se ha reducido en un alto porcentaje. Esto ha causado que el sistema haya pasado de un humedal con plantas helófitas (plantas anfibias con raíces sumergidas y tallos y hojas que se desarrollan en el medio aéreo) a uno de pastos manejados con cultivos transitorios. Esta ciénaga (Fotografía 5) presentaba en el pasado una marcada variación en el área del espejo del agua entre las

fases de sequía (2,8 Km²) y de inundación (7,0 Km²). Los terrenos emergidos por la regresión del nivel del agua se utilizan actualmente para el pastoreo intensivo, semi-intensivo y extensivo (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial 2004).



Fotografía 5 Panorámica de la ciénaga de Matuya

La ciénaga de Maria La Baja:

Este sistema (Fotografía 6) se alimentaba del caño Correa pero esta comunicación actualmente está interrumpida por las obras de rectificación. De igual forma se perdió la conexión con los Montes de Maria al cegar el arroyo Raicero y los caños la Pochochera, Flamenco, Jardio, La Vaca y Francisco, entre otros. Sin embargo, aún se mantiene el gradiente de salida permanente de aguas de la ciénaga al Canal del Dique. La consecuencia de estas acciones ha sido la disminución del cuerpo del agua y la somerización (pérdida de profundidad) del fondo en los lugares ciegos donde se corto la conexión con el Canal del Dique. En consecuencia, se han formado extensas áreas pantanosas que con el tiempo se han convertido en islas (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial 2004).



Fotografía 6 Vegetación acuática en la ciénaga María La Baja

La ciénaga de Aguas Claras:

La ciénaga de Aguas Claras (Fotografía 7) perdió la conexión hídrica natural con el Canal del Dique por causa de la antropización de la zona. Las obras más impactantes han sido la construcción de la carretera Cartagena de Indias – Gambote y la ampliación y rectificación del Canal del Dique. La rápida tasa de variación del espejo de agua y las características fisicoquímicas han conllevado a la disminución de la riqueza y la densidad de las especies acuáticas, anfibias y terrestres (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial 2004).



Fotografía 7 Paisaje de la ciénaga de Aguas Claras

La ciénaga de Juan Gómez:

Este cuerpo de agua (Fotografía 8), del cual se toma la mayor parte del agua para el acueducto de Cartagena, se encuentra en un buen estado ambiental, pues a pesar de su aislamiento del ciclo hidrológico regional está en la zona la cual se benefició con la rectificación y la ampliación del canal (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial 2004). El sistema lagunar de Juan Gómez se localiza al noroeste del departamento de Bolívar, dentro de lo que se denomina la zona fluvio - marina del Canal. Con una extensión de 3.345 ha (33,45 km²) aproximadamente, se extiende entre los kilómetros 82 y 92 sobre la margen derecha de dicha arteria fluvial. Administrativamente, se localiza en la jurisdicción del municipio de Arjona al suroeste de la cabecera municipal, donde se encuentran asentamientos humanos de los corregimientos de Rocha y Puerto Badel (Aguas de Cartagena S.A.E.S.P 2005).

El complejo lagunar de Juan Gómez está compuesto por un sistema de ciénagas fluviales que se comunican entre sí a través de caños y canales, entre las que se destacan las ciénagas de Juan Gómez, Bohórquez, Dolores y Palotalito. Además de los espejos de agua, comprende una planicie inundable que rodea las ciénagas principales durante el invierno, lo cual aumenta el área cubierta de agua. Esto convierte este sistema en un gran vaso de amortiguamiento de crecientes del Canal del Dique en este sector. En la Tabla 1 se presentan las extensiones de los principales cuerpos de agua y sus zonas de inundación (Aguas de Cartagena S.A.E.S.P 2005).



Fotografía 8 Aspecto de la ciénaga de Juan Gómez cerca de la bocatoma

Tabla 1. Superficie de los principales cuerpos de agua en el Sistema Lagunar de Juan Gómez (Aguas de Cartagena S.A.E.S.P 2005).

Ciénaga	Área del Espejo (ha)	Planicie Inundable (ha)*
Juan Gómez	849,90	1903,25

Bohórquez	84,64	690,87
Palotalito	245,70	750,63
Total	1180,24	3344,75

2.2 MORFOMETRÍA

Cada ciénaga del complejo cenagoso del Canal del Dique presenta diferentes valores en cuanto a la morfometría. Estas diferencias no solo se originan de forma natural, sino también por la intervención humana a la cual han estado sometidos estos sistemas. Dentro de los datos registrados a través de los diferentes estudios realizados desde 1953, se encontró que en ese año la ciénaga El Guájaro presentaba un área superior que las otras ciénagas, seguida por María La Baja. Por el contrario, las ciénagas Matuya y La Luisa eran más pequeñas. En 1998 Tupe fue la ciénaga que registró una mayor área, seguida por Jobo, mientras que Juan Gómez tuvo el menor valor. En el 2003 se presentó un aumento abrupto del área de la ciénaga El Guájaro, evento que se repitió en 2005. En general Guájaro registra un área mayor que el resto de las ciénagas, pero no se ve una tendencia progresiva, ya que en el año 1998 su espejo se redujo considerablemente. En la mayoría de las ciénaga estas variaciones se deben a los cambios ocasionados por las temporadas lluviosas y secas, lo que demuestra que los planos de inundación de estos ecosistemas son importantes como sistemas de amortiguación. Sin embargo, en Guájaro las fluctuaciones amplias y repentinas del área están dadas por el manejo hidráulico que se hace de este sistema embalsado.

Las ciénagas Matuya, Juan Gómez, Aguas Claras y La Luisa presentan poca variación en área a lo largo de los años considerados, lo que podría indicar que los impactos externos no han sido lo suficientemente fuertes como para cambiar su morfometría, o que posiblemente son más profundas, por lo cual las variaciones horizontales del área se ven disminuídas. En la ciénaga de Jobo se presenta un crecimiento progresivo entre 1953 y 2003, pero con un descenso en 2005 (Figura 4).

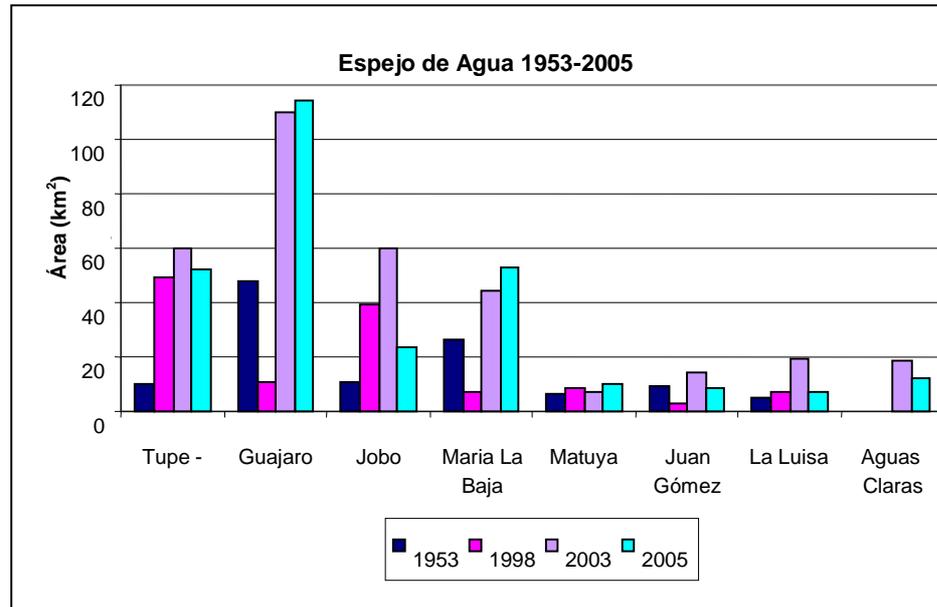


Figura 4 Comparación de las áreas del espejo del agua en Km² en las ciénagas del Canal del Dique en los años 1953, 1998, 2003 y 2005.

El indicador que analiza la relación Área/Volumen (Tabla 2) señala que en ningún caso se registró un cociente >1; esto descarta la posibilidad de encontrar alguna ciénaga donde el área potencialmente sea mayor que el volumen, lo que evidenciaría una desecación y disminución del cuerpo del agua (colmatación) por una elevada sedimentación o somerización excesiva. Los valores <1 evidencian que el volumen de agua es considerablemente mayor al área y esto demuestra que las ciénagas poseen caudales ecológicos que aún pueden mantener el equilibrio del sistema cenagoso del Canal del Dique. Por su parte, las ciénagas Capote, María La Baja y La Luisa presentan las relaciones A/V más bajas, indicio claro de su mayor profundidad que les permite almacenar relativamente más agua por unidad de área. Las ciénagas Jobo, Matuya y El Guájaro registraron los valores más altos (cerca de 0,6), posiblemente porque son sistemas menos profundos o de mayor extensión. Por otro lado, este indicador puede variar entre periodos hidrológicos, ya que un valor >1 puede darse en temporada seca y un cociente igual o < 1 puede suceder en temporada de lluvias.

Tabla 2. Relación Área/Volumen de las ciénagas del Canal del Dique (Universidad del Norte 2003)

Ciénaga	Relación Área/Volumen
Guájaro	0,548
Jobo	0,630
La Luisa	0,370
Capote	0,294

Aguas Claras	0,409
Matuya	0,598
María La Baja	0,285
Juan Gómez	0,437

Tabla 3 Datos morfométricos de algunas ciénagas del Canal del Dique (Universidad del Norte 2003).

Ciénagas	Área (Km ²)	Volumen (x 10 ⁶ m ³)	Profundidad Media (m)
Jobo	10,4	16,5	2,34
Embalse El Guájaro	99,9	182,0	2,70
Capote, Tupe, Zarzal	32,2	109,5	3,40
La Luisa	2,9	7,83	2,68
Aguas Claras	7,5	18,3	2,45
Matuya	7,0	11,7	1,68
María La Baja	39,1	136,9	3,50
Juan Gómez	8,8	20,1	2,30

La Tabla 3 resume las principales características morfológicas de algunas ciénagas del Canal del Dique. Estos datos confirman lo mencionado sobre la relación entre el área y la profundidad. Efectivamente, Matuya, Jobo y Guájaro son sistemas poco profundos, pero la gran extensión en área de Guájaro permite que almacene una gran cantidad de agua.

2.3 CONDICIONES FISICOQUÍMICAS

Los factores fisicoquímicos del agua se refieren a todas aquellas variables ambientales que influyen en la estabilidad y productividad de los ecosistemas acuáticos. Dentro de éstos se encuentran la luz solar, los gases disueltos y los sólidos disueltos (Roldan1992). Debido a su influencia en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, los factores fisicoquímicos son excelentes indicadores de estado o la calidad de estos ambientes.

Conductividad

La conductividad mide la cantidad total de iones y se basa en la capacidad que tiene una solución de conducir una corriente eléctrica en función de la concentración de iones presentes. En el año 2001, la conductividad en las ciénagas Jobo, Juan Gómez y María La Baja presentaron el mismo valor en los tres estratos verticales muestreados (superficie, medio y fondo), con oscilaciones entre 150 y 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 5). Por el contrario, las ciénagas Capote y Guájaro presentaron diferencias en cuanto a la conductividad según el estrato vertical. En Capote la conductividad fue mayor en la superficie y en Guájaro se presentó un elevado valor en los estratos superficie y fondo. En general, el Guájaro presentó

la mayor conductividad y Maria La Baja la menor. Debido a la influencia marina, los valores registrados en las ciénagas de Canal del Dique son relativamente altos comparados con otros ecosistemas acuáticos colombianos con conductividades menores, como los de la región altoandina, la orinoquia y la amazonia.

En el año 2002 los valores de la conductividad descendieron en general; además, en la mayoría de las ciénagas se observó que la conductividad no varió en la columna de agua. No obstante, la ciénaga de Capote registró una gran diferencia en cuanto a la conductividad en el fondo, donde fue superior. En 2003 los valores tanto en profundidad de cada ciénaga, como entre sistemas fueron muy similares, exceptuando El Guájaro, en el cual se presentaron valores muy por encima del resto de ciénagas (Figura 5). Los cambios que se observan año a año indican posiblemente los efectos de los periodos hidrológicos (inundación – sequía).

Los valores altos registrados en la ciénaga El Guájaro en los estudios preexistentes, se atribuyen a los proyectos agrícolas y pesqueros (cultivos de palma africana, maracuyá y camaroneras) asentados en su cuenca. Sin embargo, no puede descartarse la naturaleza geoquímica del terreno, la cual puede ocasionar las altas conductividades en el fondo. En el último año muestreado esta ciénaga evidenció una alta conductividad demostrando una elevada concentración de iones, una importante productividad biológica y posibles procesos de contaminación. Esto está de acuerdo con el tipo de aguas eutróficas presentes en este sistema, como se verá más adelante. La ciénaga Maria La Baja también mostró una alta conductividad, posiblemente por la naturaleza geoquímica del suelo y por la influencia marina que presenta (Roldán 1992, Kadlec y Knight 1996, Chapra 1997).

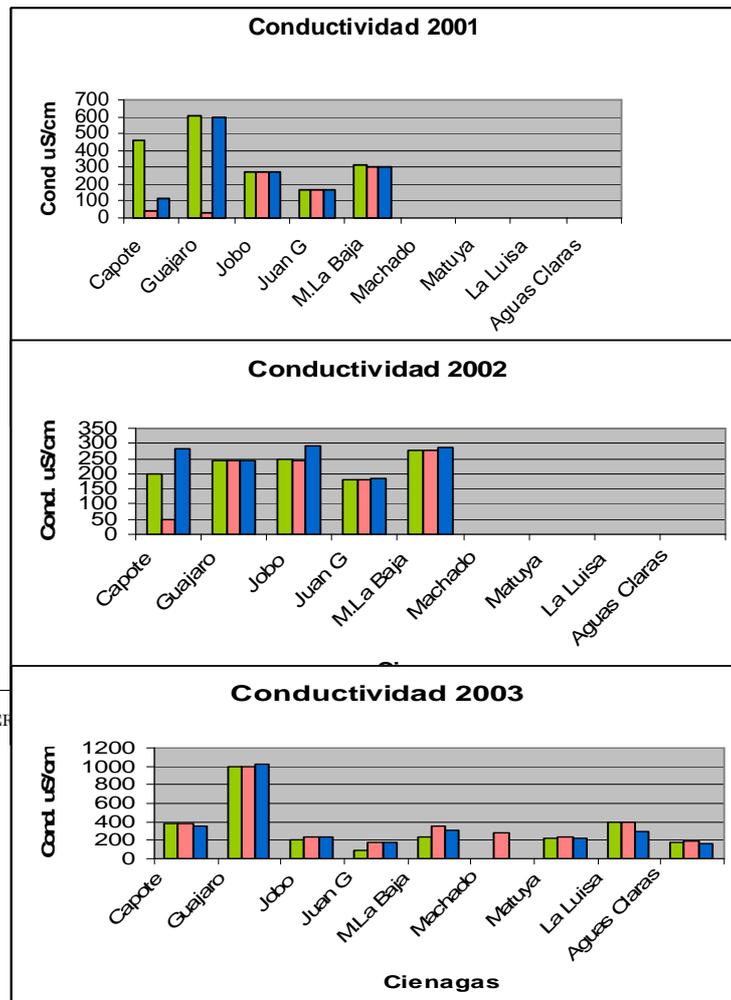


Figura 5 Conductividad en $\mu\text{S}/\text{cm}$ tomada en las ciénagas Capote, Guajaro, Jobo, Juan Gómez, Maria la Baja, Machado, Matuya, La Luisa, Aguas Claras en los años 2001, 2002, 2003 (Universidad del Norte)

Los datos de la campaña realizada en este trabajo en marzo de 2006 (Figura 6), muestran que la conductividad fue similar en la mayoría de las ciénagas y estuvo dentro de los valores esperados para este tipo de sistemas acuáticos. Solo en El Guájaro esta variable estuvo muy por encima del resto de ciénagas, lo cual se puede deber a las condiciones particulares de este sistema, señaladas en el párrafo anterior.

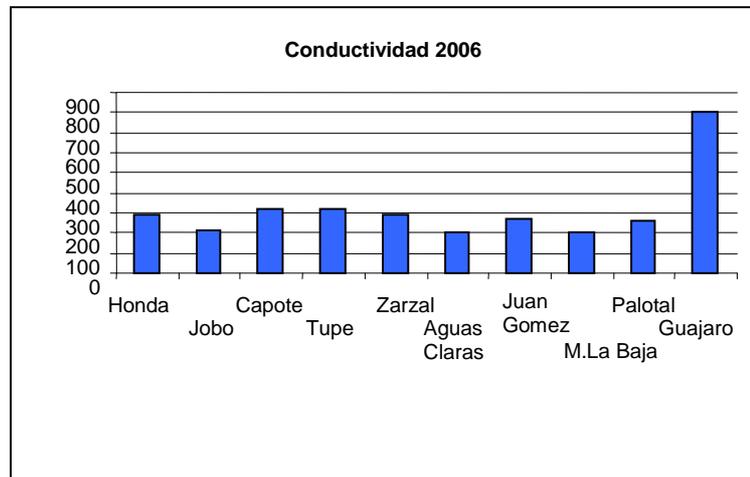


Figura 6 Conductividad en $\mu\text{S}/\text{cm}$ tomada en las ciénagas Honda, Jobo, Capote, Tupe, Zarzal, Aguas Claras, Juan Gómez, Maria La Baja y Palotal en marzo de 2006.

El pH y el sistema carbonatos

El pH es el potencial de hidrogeniones (H^+) que indica la concentración de estos iones en el agua y esta íntimamente involucrado con la acidez, la alcalinidad y la basicidad. El pH puede alterarse de acuerdo al grado de eutroficación y a las modificaciones del sistema carbonatos del agua dadas por la producción de CO_2 (durante la respiración por parte de los organismos

heterotróficos) o por el consumo de este gas (debido a la fotosíntesis de los organismos autotróficos). Según Roldán (1992) los lagos y ciénagas de las partes bajas tropicales presentan rangos de pH más amplios (5,0 a 9,0) y los registros tomados en los tres años no superan estas estadísticas.

Sobre los datos tomados en varios estudios anteriores, se puede observar que el pH no ha sufrido cambios drásticos. En el año 2001 se observa el pH más alto con un valor de 9 (Juan Gómez) y el más bajo con un valor de 6,5 (Capote). Maria La Baja y Juan Gómez no evidencian variaciones fuertes y muestran cierta inclinación hacia la basicidad, característica que se puede atribuir al consumo de CO₂ por parte del fitoplancton (Figura 7). Con base en la campaña realizada durante el presente estudio en marzo de 2006, las ciénagas se encuentran dentro del rango óptimo de pH para estos sistemas (5-9), aunque en comparación con los años anteriores se evidencia un aumento general del pH en estos ecosistemas (Figura 8), lo que puede indicar una mayor producción primaria que consume el CO₂.

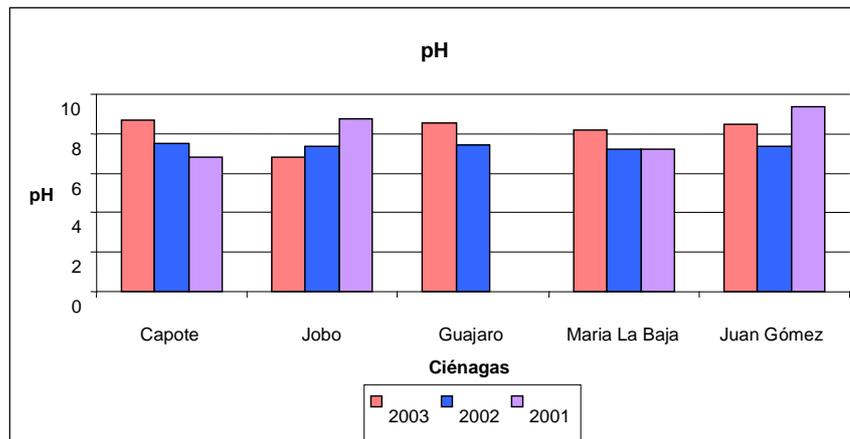


Figura 7. Unidades de pH en las ciénagas Capote, Jobo, Guájaro, Maria La Baja y Juan Gómez en los años 2001, 2002, 2003 (Universidad del Norte)

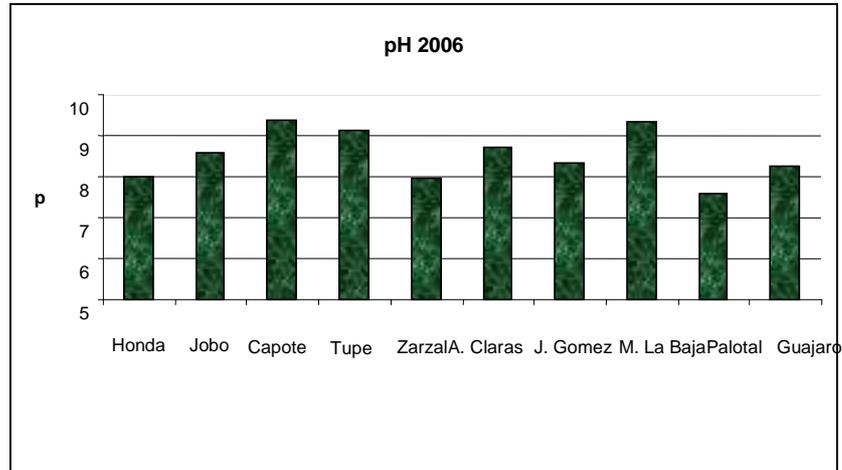


Figura 8. Unidades de pH en las ciénagas Honda, Jobo, Capote, Tupe, Zarzal, Aguas Claras, Juan Gómez, Maria La Baja y Palotal en marzo de 2006.

Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto es uno de los gases más importantes en un sistema acuático, ya que es fundamental para los organismos y para la degradación de la materia orgánica. Llega al agua por difusión de la atmósfera o por fotosíntesis. El valor de saturación de oxígeno ideal es 100% y con respecto a este parámetro las ciénagas Guájaro y Maria La Baja en los años 2003 y 2002 presentaron condiciones de sobresaturación. Por el contrario, las ciénagas Capote, Jobo y Juan Gómez mostraron en esos años un porcentaje subsaturación (Figura 9). Estos porcentajes dan una idea del dinamismo del sistema, ya que en ambientes con alto recambio y fuerte producción primaria, se espera que el oxígeno sea igual o mayor al valor de saturación.

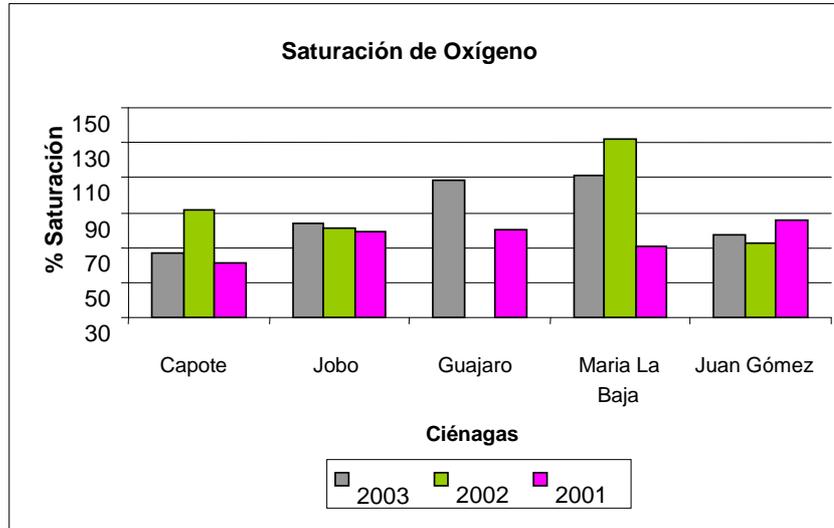


Figura 9 Saturación de oxígeno en las ciénagas Capote, Jobo, Guájaro, Maria La Baja y Juan Gómez en los años 2001, 2002 y 2003 (Universidad del Norte)

Por otra parte, la solubilidad del oxígeno aumenta a medida que la temperatura disminuye, razón por la cual es posible que los datos registrados presenten diferencias marcadas en cada ciénaga en los tres años de acuerdo a la temperatura del momento del muestreo. Además, como se mencionó anteriormente, la fotosíntesis es una de las fuentes principales de oxígeno y ésta puede estar relacionada con abundantes poblaciones de algas en la ciénaga Maria La Baja, en especial en el año 2002. El Guájaro, que presenta una elevada conductividad, tuvo sobresaturación de oxígeno a pesar de la alta cantidad de sólidos disueltos; esto solo es explicable si existe una gran abundancia de organismos fitoplanctónicos (Roldán 1992, Kadlec y Knight 1996, Chapra 1997). En el año 2006 (Figura 10) se presenta una sobresaturación de oxígeno en la ciénaga Maria La Baja y una baja saturación en la ciénaga Palotal. En general la saturación de oxígeno en las ciénagas aumentó en comparación de los años anteriores.

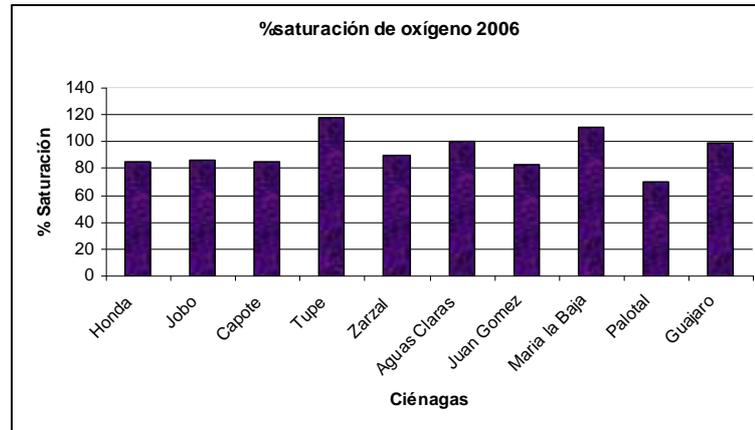


Figura 10 Saturación de Oxígeno en las ciénagas Honda, Jobo, Capote, Tupe, Zarzal, Aguas Claras, Juan Gómez, Maria La Baja, Palotal y Guájaro en marzo de 2006.

Nutrientes

El nitrógeno y el fósforo constituyen los dos elementos más importantes para la productividad primaria en los sistemas acuáticos. Estos iones varían con los periodos de lluvia y sequía. Según Chapra (1997), la relación entre el nitrógeno y el fósforo en biomasa es aproximadamente 7,2. Por lo tanto relaciones N:P menores a 7,2 sugieren que el nitrógeno es el factor limitante. Otros autores consideran que la relación óptima está entre 10 y 16 (Roldán 1992). En la Tabla 4 se observa que el factor limitante en todas las ciénagas, tanto para el 2003 como para el 2006 es el nitrógeno. Solo en Juan Gómez se presentó una limitación por fósforo en 2003 (N/P=60), pero esto parece obedecer a un valor muy alto de nitrógeno en dicha fecha y no a una baja sensible en el fósforo. La limitación generalizada debida al nitrógeno es un fenómeno normal en aguas tropicales (Roldán 1992) y puede explicar en parte la abundancia de cianobacterias en estos ecosistemas. Este grupo de algas puede fijar nitrógeno atmosférico directamente, por lo que se ven favorecidas cuando no hay nitrógeno disuelto en el agua.

Como se menciono anteriormente, el nitrógeno es uno de los elementos más importantes para la producción dentro del ecosistema acuático. En los estudios realizados en el 2003 y en los datos tomados en marzo de 2006 (Tabla 5) se puede observar una baja concentración de los compuestos nitrogenados solubles, lo cual confirma la tendencia señalada a la limitación por este nutriente en la mayoría de las ciénagas del Canal del Dique. Entre los dos años de muestreo, las bajas concentraciones de nitrógeno inorgánico se mantienen. En los trópicos el problema de las variaciones en la concentración de nitrógeno se debe probablemente al poco control de la contaminación, a la utilización permanente de este elemento por las plantas acuáticas durante todo el año y a la influencia de los ríos.

Tabla 4. Relación Nitrógeno/Fósforo en algunas ciénagas del Canal del Dique en los años 2003 y 2006 (*Datos tomados por de la Universidad del Norte 2003; **datos de este trabajo en marzo de 2006).

Ciénaga	Pt mgP/L	N org mgN/L	N Total mgN/L**	P Total mgP/L**	Relación N/P en 2003	Relación N/P en 2006
Capote	0,33	0,8259	0,87	0,3	2,5	2,9

Ciénaga	Pt mgP/L	N org mgN/L	N Total mgN/L**	P Total mgP/L**	Relación N/P en 2003	Relación N/P en 2006
Tupe			0,84	0,3		2,8
Zarzal			0,45	0,29		1,6
Guájaro	0,47	0,6708			1,4	
Jobo	0,21	0,7448	0,59	0,15	3,5	3,9
Juan Gómez	0,18	10,929	0,56	0,22	60,7	2,5
M.La Baja	0,24		0,2	0,31	0	0,6
Aguas Claras			0,56	0,09		6,2
Palotal			0,17	0,39		0,4
Honda			0,28	0,1		2,8

Tabla 5 Valores de Amonio, Nitrito y Nitrato de algunas ciénagas del Canal del Dique en los años 2003 y 2006 (*Datos tomados de la Universidad del Norte 2003; **datos de este trabajo tomados en marzo de 2006).

Forma de Nitrógeno	Matuya	Guájaro	La Luisa	Jobo	Juan Gómez	Capote-Zarzal-Tupe	Aguas Claras
NH ₄ -N, mg-N/L*	ND	0.2175	ND	ND	0.4170	0.4503	0.3118
NO ₂ , mg-N/L*	0.01	0.07	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01
NO ₃ , mg-N/L*	1.43	4.24	2.04	0.99	0.44	0.90	1.10
NH ₄ -N, mg-N/L**				0,017	0,31	0,42	0,42
NO ₃ , mg-N/L**				0,15	0,14	0,06	0,06

Por su parte, el fósforo es un elemento biogénico fundamental para la vida, ya que hace parte de moléculas como ATP, ADN y ARN (Roldán 1992, Kadlec y Knight 1996, Chapra 1997). Su concentración en los lagos tropicales es por lo general baja, aunque en sistemas muy influenciados por las actividades humanas como las ciénagas del Canal del Dique, este elemento puede alcanzar valores que llegan a la eutrofia (Tabla 6). Sin embargo, en el trópico la alta temperatura estimula el metabolismo de las macrófitas y del fitoplancton y por lo tanto hay un elevado consumo de fósforo. Además, la disponibilidad de ortofosfatos en el agua (la forma soluble que es utilizable por las plantas) disminuye en presencia de oxígeno elevado, altas cantidades de hierro y pH básicos. Bajo estas condiciones (presentes en las ciénagas del canal), el hierro tiende a sedimentarse en el fondo de los lagos.

Tabla 6 Valores de ortofosfatos sólidos y particulados, de fósforo total y de ortofosfatos totales en algunas ciénagas del Canal del Dique en los años 2003 y 2006 (*Datos tomados de la Universidad del Norte 2003; **datos de este trabajo tomados en marzo de 2006).

Ciénaga	PO ₄ mg-P/L sol*	PO ₄ mg-P/L part*	PTotal**	PO ₄ Total**
Capote	0,33	0,21	0,3	0,18

Tupe			0,3	0,17
Zarzal			0,29	0,06
Guájaro	0,47	0,3		
Jobo	0,21	0,18	0,15	0,18
Juan Gómez	0,18	0,15	0,22	0,07
M.La Baja	0,24	0,21	0,31	0,07
Matuya		0,2		
La Luisa		0,26		
Aguas Claras		0,7	0,09	0,04
Palotal			0,39	0,13
Honda			0,1	0,07

Eutrofización y estado trófico

Cuando los sistemas acuáticos se ven enriquecidos excesivamente con materia orgánica y nutrientes (fosfatos y nitratos) se producen cambios físicos, químicos y biológicos que se reflejan en el crecimiento desmesurado de algas y bacterias, en el agotamiento del oxígeno disuelto y, en casos extremos, en la muerte de muchos organismos aeróbicos. Este proceso se llama eutrofización o eutrofización.

La clasificación de los cuerpos de agua según su estado trófico es: Oligotrófico, Mesotrófico, Eutrófico e Hipereutrófico. Las consecuencias de la eutrofización en las ciénagas pueden ser: 1-Sobrepoblación de plantas acuáticas y fitoplancton, lo que disminuye la claridad del agua, impide la navegación y dificulta la aireación. 2-El crecimiento poblacional de las plantas cambia el sistema químico del agua por medio de los procesos de fotosíntesis y respiración. El oxígeno y el dióxido de carbono cambian su concentración y modifican a su vez las poblaciones de organismos y el pH. 3-La eutrofización puede alterar la composición de especies en un ecosistema (Chapra 1997).

Vollenweider en el año 1968 presentó una clasificación de los lagos de acuerdo con el contenido de nitrato, nitrito, amonio y ortofosfatos (Roldán 1992). Utilizando estas categorías se realizó la clasificación de las ciénagas de acuerdo con los datos del estudio de la Universidad del Norte del año 2003 (Tabla 7). En general el estado de la mayoría de las ciénagas es oligotrófico si se toma como referencia el nitrógeno en sus diferentes formas, aunque el amonio en las ciénagas Juan Gómez, Capote-Tupe-Zarzal y Aguas Claras las clasifica como mesotróficas. Sin embargo, cuando se mira el estado trófico con base en el fósforo, se puede concluir que todas las ciénagas del sistema estudiado son hipereutróficas (valores de ortofosfatos superiores a 0,01 mg/L corresponden a eutrofia y mayores a 0,1 mg/L constituyen hipereutrofia). Estas diferencias en la clasificación trófica entre nitrógeno y fósforo confirman la tendencia a la limitación por el primer elemento en casi todas las ciénagas del Canal del Dique.

Tabla 7 Estado trófico de las ciénagas del Canal del Dique según las concentraciones de nitrato, nitrito, amonio, fósforo total y ortofosfatos, utilizando la tabla de clasificación de Vollenwieder (1968, en Roldán 1992).

Nutrientes (2003)	Matuya	Guájaro	La Luisa	Jobo	J. Gómez	Capote, Tupe, Zarzal	Aguas Claras
Nitrato	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Nitrito	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Amonio		Oligotrófico		Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Fósforo Tot.				Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico
Ortofosfatos	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico

Tabla 8 Tiempo de retención del agua en algunas ciénagas del Canal del Dique

Tiempo de retención (años)	Ciénaga
1,7	Jobo
4,3	La Luisa
11,4	Capote
12,3	Aguas Claras
5,5	Matuya
41,2	María La Baja
19,5	Juan Gómez

El tiempo de retención hidráulica es un parámetro que afecta los procesos de descomposición en lagos. Lagos con bajos tiempos de retención tienden a la oligotrofia y con tiempos prolongados a la eutrofia (Roldan 1992). En la Tabla 8 se pueden ver los tiempos de retención obtenidos para las ciénagas del Canal del Dique. Son notorios los mayores tiempos de retención de los sistemas María La Baja, Juan Gómez, Aguas Claras y Capote, lo que señala una mayor susceptibilidad a que estos cuerpos de agua se eutroficen, ya que no presentan un buen recambio del agua que almacenan. Por el contrario, las ciénagas Jobo, La Luisa y Matuya tienden a ser más dinámicas y en consecuencia podrían resistir mayores cargas de nutrientes, ya que éstos no se acumularían en el sistema. El Guájaro está sometido a un manejo hidráulico particular, dado su funcionamiento como embalse, por lo que su tiempo de retención debe depender de los requerimientos a que esté sometido.

La concentración de clorofila *a* es un indicador indirecto de la abundancia de microalgas en la columna de agua y éstas aumentan en la medida en que hayan más nutrientes disponibles. De esta manera, a mayor cantidad de nitrógeno y fósforo, mayor abundancia de

fitoplancton y mayor concentración del pigmento. Tomando en cuenta dicha concentración en mg/m^3 y con base en la propuesta de Esteves (1998), se obtuvo la clasificación trófica de las ciénagas que se muestra en la Tabla 9. Según esta variable, las ciénagas La Luisa, Capote y María La Baja tiene estados tróficos altos (eu y mesotrofia), mientras que Jobo, Juan Gómez y Matuya están menos enriquecidas con nutrientes. Sin embargo, debe tenerse precaución con esta clasificación, ya que la concentración de clorofila puede verse alterada por otros fenómenos como la etapa sucesional en que se encuentre la comunidad fitoplanctónica, el tipo de algas que predominen y la cantidad de clorofila degradada o inactiva, de manera que no es un muy buen indicador del estado trófico.

Tabla 9 Clasificación trófica de algunas ciénagas del Canal del Dique según la concentración de clorofila a en mg/m^3 (*Datos registrados en 2003 por la Universidad del Norte; **datos de este trabajo tomados en marzo de 2006)

Ciénaga	Clorofila a (mg/m^3)*	Clorofila a (mg/m^3)**	Clasificación 2003	Clasificación 2006
Capote	20,3	3,47	Eutrófico	Oligotrófico
Tupe		4,27		Oligotrófico
Zarzal		3,2		Oligotrófico
Aguas Claras		4,54		Oligotrófico
Jobo	2,1		Oligotrófico	
Juan Gómez	1,8	5,07	Oligotrófico	Mesotrófico
M.La Baja	6,4	0,53	Mesotrófico	Oligotrófico
Matuya	1,9		Oligotrófico	
La Luisa	15,7		Eutrófico	
Palotal		1,34		Oligotrófico
Honda		0,27		Oligotrófico

Una revisión de las distintas maneras de establecer el estado trófico (nitrógeno, fósforo, tiempo de retención, clorofila) muestra que en general todas las ciénagas del Canal del Dique tienden a la eutrofia. Aun cuando algunas variables señalen condiciones de bajo estado trófico, lo cierto es que estos sistemas cenagosos reciben una elevada carga de nutrientes. Estos elementos provienen tanto de las aguas del canal, como de las actividades agrícolas y urbanas de la región. No obstante, debe recordarse que la eutrofia es una característica normal en este tipo de ecosistemas tropicales.

2.4 COMUNIDADES FITOPLANCTÓNICAS

El término fitoplancton hace referencia a aquellas poblaciones de algas, generalmente entre 2 y 200 milimicras que se desarrollan en la columna de agua de un ambiente acuático. En los sistemas templados, el fitoplancton aparece como el principal responsable de la productividad primaria y por tanto es la base de las cadenas tróficas que los sustentan. No obstante, esto no es así en los sistemas tropicales, la mayoría de los cuales funcionan por la

vía detrítica, siendo las macrófitas las que juegan el papel principal en la producción primaria (Roldán 1992, Universidad del Norte 2003). Aún así, el fitoplancton de los sistemas tropicales es altamente diverso y puede desarrollar poblaciones densas que contribuyen con la vía detrítica e influyen en las condiciones fisicoquímicas del agua.

Los grupos de algas predominantes en aguas dulces tropicales pertenecen a los siguientes grupos taxonómicos:

- **Bacillariophyta:** Usualmente denominadas diatomeas, presentan variedad de formas y tamaños, pero tienen la característica común de constituir conchas silíceas cuyos patrones de ornamentación son importantes en su taxonomía.
- **Cyanophyta:** Se las conoce como algas verde-azules o como cianobacterias. Varían de formas unicelulares hasta coloniales. Algunas especies tienen la capacidad de fijar nitrógeno de la atmósfera (*Anabaena*, *Nostoc*), por lo que se las asocia con aguas deficitarias en nitrógeno o ricas en fósforo. Son propias de condiciones ambientales estables.
- **Chlorophyta:** Se las conoce como algas verdes, por el color brillante de sus cloroplastos. Incluyen desde formas unicelulares hasta coloniales y de libre movimiento o adheridas a un sustrato. En general las asocian con aguas ricas en nutrientes y con una alta relación N:P. Las algas de la familia Desmidiaceae son más propias del perifiton, por lo que aparecen accidentalmente en el plancton.
- **Dinophyta:** Comúnmente conocidas como dinoflagelados, las especies de este grupo están cubiertas por placas de celulosa con ornamentaciones características y están provistas de dos flagelos. Son poco apetecidas por el zooplancton.
- **Euglenophyta:** Aunque son fotosintetizadores, muchas de ellas pueden ser saprófagas (consumidoras de materia orgánica en descomposición), por lo que se las considera indicadoras de aguas ricas en materia orgánica.

En las ciénagas del Canal del Dique los grupos predominantes son cianobacterias en aguas bajas y diatomeas en aguas altas (Universidad del Norte 2003).

El fitoplancton es un indicador potencial de la calidad del agua local por su gran diversidad de especies, su rápida tasa de crecimiento y su facultad de reaccionar casi inmediatamente ante los cambios ambientales. El fitoplancton muestra una rápida respuesta a factores como nutrientes, zooplancton, contaminantes, luz, temperatura y turbulencia (Debelaar y Geeders 2004).

Por las anteriores razones, se empleó la información sobre fitoplancton registrada por la Universidad del Norte (2003) con el fin de establecer el estado trófico de las ciénagas. Para ello se emplearon los índices de Nygaard (en Roldán 1992), los cuales establecen relaciones entre el número de taxones de ambientes oligotróficos y el número de taxones de aguas eutróficas. Estos cálculos se realizaron para tres momentos del ciclo hidrológico en las ciénagas del canal, entre los años 2001 y 2002. De esta manera, en el muestreo en temporada de aguas subiendo de 2001, el índice basado en los taxones de Diatomeas señala que la mayoría de las ciénagas fueron eutróficas (Tabla 10). Esta clasificación parece

indicar la llegada de nutrientes a las ciénagas a través de los aportes del canal y de la escorrentía local en cada ecosistema. Por otra parte, las ciénagas se tornaron más eutróficas en la temporada seca de 2002 (Tablas 12), lo que permite inferir una progresiva ganancia de aportes ricos en fósforo y nitrógeno. Algunos de estos aportes podrían ser detergentes y desperdicios domésticos, así como residuos de fertilizantes.

Tabla 10 Clasificación trófica de las ciénagas del Canal del Dique según la composición de fitoplancton en temporada de aguas subiendo (Datos de fitoplancton tomados de Universidad del Norte 2003).

Ciénaga	Año	Grupo de Algas	Índice de Nygaard	Interpretación	Temporada
Capote	Jul-01	Diatomeas	0,1	Oligotrófico	Aguas subiendo
Guájaro	Jul-01	Diatomeas	0,5	Eutrófico	Aguas subiendo
Jobo	Jul-01	Diatomeas	0,3	Eutrófico	Aguas subiendo
María La Baja	Jul-01	Diatomeas	1	Eutrófico	Aguas subiendo
Capote	Jul-01	Euglenophyceae	0,14	Oligotrófico	Aguas subiendo
Guájaro	Jul-01	Euglenophyceae	0	Oligotrófico	Aguas subiendo
Jobo	Jul-01	Euglenophyceae	1	Mesotrófico	Aguas subiendo
María La Baja	Jul-01	Euglenophyceae	1,2	Eutrófico	Aguas subiendo

Según Parra *et al.* (1982) algunas especies de diatomeas centrales corresponden a taxones restringidos al plancton de las aguas dulces, en especial las aguas eutróficas. El estado de oligotrofia confiere a una proporción menor de diatomeas centrales que penales; aproximadamente la relación en estas condiciones es de 3:20.

Tabla 11 Clasificación trófica de las ciénagas del Canal del Dique según la composición de fitoplancton en temporada de lluvias intensas (Datos de fitoplancton tomados de Universidad del Norte 2003).

Ciénaga	Año	Grupo de Algas	Índice de Nygaard	Interpretación	Temporada
Capote	Oct-01	Diatomeas	0,25	Eutrófico	Lluvias intensas
Guájaro	Oct-01	Diatomeas	0,1	Oligotrófico	Lluvias intensas
Jobo	Oct-01	Diatomeas	0,1	Oligotrófico	Lluvias intensas
María La Baja	Oct-01	Diatomeas	0,3	Eutrófico	Lluvias intensas
Capote	Oct-01	Euglenophyceae	1,75	Eutrófico	Lluvias intensas
Guájaro	Oct-01	Euglenophyceae	0,5	Oligotrófico	Lluvias intensas
Jobo	Oct-01	Euglenophyceae	0	Oligotrófico	Lluvias intensas
María La Baja	Oct-01	Euglenophyceae	0	Oligotrófico	Lluvias intensas

Tabla 12 Clasificación trófica de las ciénagas del Canal del Dique según la composición de fitoplancton en temporada seca (Datos de fitoplancton tomados de Universidad del Norte 2003).

Ciénaga	Año	Grupo de Algas	Índice de Nygaard	Interpretación	Temporada
Capote	Ene-02	Diatomeas	0,3	Eutrófico	Seca
Guájaro	Ene-02	Diatomeas	0,27	Eutrófico	Seca
Jobo	Ene-02	Diatomeas	0,27	Eutrófico	Seca
Maria La Baja	Ene-02	Diatomeas	0,136	Oligotrófico	Seca
Capote	Ene-02	Euglenophyceae	1,3	Eutrófico	Seca
Guájaro	Ene-02	Euglenophyceae	0	Oligotrófico	Seca
Jobo	Ene-02	Euglenophyceae	1,5	Eutrófico	Seca
Maria La Baja	Ene-02	Euglenophyceae	1	Mesotrófico	Seca

2.6

COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS

La fauna asociada a las plantas acuáticas corresponde a los invertebrados acuáticos, cuyo tamaño es mayor de 0,5 mm y se les puede clasificar de acuerdo con que vivan en el fondo, naden o floten en la superficie del agua o vivan en relación íntima con las raíces de las plantas acuáticas flotantes principalmente (Roldán 1992, 1999). La importancia ecológica de estos organismos se evidencia no sólo por su participación en el ciclo trófico, sino también porque son conectores claves en la producción primaria (Ovalle 2005) e indicadores de fenómenos naturales como eutrofia, estratificación y mecanismos de auto depuración y de zonas sapróbias (Pinilla 2000). Son organismos de movilidad limitada para desplazarse grandes distancias y por lo tanto son susceptibles a cambios en la composición y abundancia de las plantas acuáticas y a fluctuaciones en las condiciones de las aguas circundantes.

Según el hábitat, los macroinvertebrados pertenecen a las denominaciones Bentos, Neuston o Necton. Los primeros viven en el fondo de lagos y ríos, los segundos en la superficie del agua y los últimos nadan activamente en el agua (Roldán 1992). Para ser posible la vida en el agua, los macroinvertebrados acuáticos presentan adaptaciones estructurales y fisiológicas pertinentes, como en el caso de los celenterados, platelmintos, anélidos, crustáceos y moluscos que presentan una respiración hidropnéustica. Los insectos acuáticos que toman el oxígeno directamente del aire respiran de forma aeropnéustica y aquellos que viven en troncos presentan una respiración endofítica. No obstante, la distribución espacial y temporal de los macroinvertebrados acuáticos en los humedales del Neotrópico está asociada a la alcalinidad del cuerpo del agua, al estado trófico del humedal, a la heterogeneidad de hábitats, a las características físicas y de permanencia de dichos hábitats, a la conducta de los organismos a la hora de seleccionar los biotopos y a la competencia interespecífica (Covich *et al.* 1999, Grillet *et al.* 2002, Krebs 2000).

Tanto la producción primaria como la morfología, diversidad y composición vegetal en los humedales ofrecen recursos de alimento, hábitat, reproducción y protección para los macroinvertebrados, contribuyendo así con la abundancia y diversidad de estos organismos acuáticos. Wissenger (1999) recopila varios experimentos que afirman que la vegetación es uno de los principales factores que afecta a la abundancia y riqueza de los invertebrados en los humedales. La vegetación acuática también puede explicar el patrón de distribución de algunos grupos de macroinvertebrados (Amat y Blanco 2003).

La comunidad de macroinvertebrados de las ciénagas del Canal del Dique está dominada por gasterópodos (caracoles) y larvas de dípteros (mosquitos). La ciénaga de Jobo es la que tiene mayores abundancias, seguida por Capote, Guájaro, Juan Gómez y Maria La Baja. Dentro de este grupo, la ciénaga de Juan Gómez presenta un número mayor de taxones (Tabla 13) (Consortio Hidroestudios y Geoingeniería 2002). En general, se presenta un mayor número de individuos en las temporadas aguas subiendo (julio) y seca (enero) que en la temporada de lluvias intensas (octubre), lo cual se puede explicar por que en la temporada de lluvias intensas los macroinvertebrados pueden ser arrastrados o se refugian en hábitats resguardados

Tabla 13 Número de taxones, orden más representativo, familia más representativa, número de individuos y total de individuos de algunas ciénagas del Canal del Dique. (Consortio Hidroestudios y Geoingeniería 2002)

Ciénaga	Temporada	No Taxones	Orden más representativo	Familia más representativa	No Ind.	Total Ind.
Juan Gómez	Aguas subiendo	35	Coleoptera	Hydrophilidae	11614	19041
	Lluvias intensas	44	Coleoptera	Dysticidae	1432	
	Seca	55	Coleoptera	Coenogronidae	5995	
M.L.Baja	Aguas subiendo	46	Diptera	Chironomidae	3016	15830
	Lluvias intensas	46	Diptera	Chironomidae	6636	
	Seca	40	Diptera	Chironomidae	6178	
Capote	Aguas subiendo	43	Diptera	Chironomidae	3670	44253
	Lluvias	43	Mesogatropoda	Hydrobiidae	3446	
	Seca	40	Conchostraca	Cyclestheridae	37137	
Guájaro	Aguas subiendo	41	Conchostraca	Cyclestheridae	15502	33793
	Lluvias intensas	28	Mesogatropoda	Hydrobiidae	1138	
	Seca	37	Conchostraca	Cyclestheridae	17153	
Jobo	Aguas subiendo	38	Decapoda	Palaemonidae	32587	56948
	Lluvias intensas	37	Mesogatropoda	Hydrobiidae	1673	
	Seca	40	Conchostraca	Cyclestheridae	22688	

Algunos autores consideran a los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua por cumplir ciertas características como:

- Alta abundancia, amplia distribución y fácil recolecta.
- La mayoría son sedentarios y reflejan cambios locales.
- Fácil identificación.
- Reflejan cambios ambientales cortos.
- Integran efectos acumulativos.
- Ciclos de vida largos.
- Fácil observación.
- Extrapolables al laboratorio.
- Rápida respuesta a tensores ambientales
- Poca variabilidad génica.

En respuesta a la contaminación, ciertos autores clasifican a algunos macroinvertebrados como saprobios, es decir, como resistentes a determinados niveles de contaminación a los cuales se adaptan con éxito. Por ello en los sistemas de indicación con macroinvertebrados se utiliza la clasificación biótica, la cual incluye la saprobiedad y biodiversidad para dar un valor basado en la tolerancia o intolerancia a la contaminación (Roldán 2003).

El método BMWP (Biological Monitoring Working Party) se estableció para evaluar la calidad del agua en Inglaterra usando los macroinvertebrados como bioindicadores. El puntaje de cada familia va de 1 a 10 de acuerdo con la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación orgánica (Alba-Tercedor 1996). La sumatoria de los puntajes de los taxones presentes en un ambiente dado permite establecer la calidad del agua en ese sitio. Al dividir dicha sumatoria por el número de familias presentes se obtiene el ASPT (Average Score Per Taxon), cuyos valores fluctúan también entre 1 (Contaminación muy alta) y 10 (Sin contaminación). Roldán (2003) adaptó el método BMWP para Colombia utilizando las familias de macroinvertebrados presentes en el país. Al utilizar el método BMWP en las ciénagas del Canal del Dique, se obtiene que las aguas de estos ecosistemas se pueden categorizar como “Muy Limpias” y “Ligeramente Contaminadas”. El ASPT señala igualmente que la contaminación en estos ambientes es moderada (Tabla 14). Es interesante observar que entre 2001 y 2002 las ciénagas tienden a conservar su buen estado o incluso a mejorar levemente.

Tabla 14 Resultado e interpretación del método BMWP para algunas ciénagas del Canal del Dique. Los datos de macroinvertebrados provienen del estudio realizado por el Consorcio Hidroestudios y Geingeniería (2002)

Ciénaga	Fecha	BMWP	Interpretación BMWP	ASPT	Interpretación ASPT
Capote	Jul-01	104	Aguas muy limpias	5,78	Contaminación media
Capote	Oct-01	147	Aguas muy limpias	6,13	Contaminación media
Capote	Ene-02	131	Aguas muy limpias	6,24	Contaminación media
Guájaro	Jul-01	136	Aguas muy limpias	6,18	Contaminación media
Guájaro	Oct-01	96	Aguas ligeramente contaminadas	6	Contaminación media

Guájaro	Ene-02	123	Aguas muy limpias	6,15	Contaminación media
Jobo	Jul-01	74	Aguas ligeramente contaminadas	3,7	Contaminación alta
Jobo	Oct-01	130	Aguas muy limpias	5,91	Contaminación media
Jobo	Ene-02	157	Aguas muy limpias	6,04	Contaminación media
Juan Gómez	Jul-01	60	Aguas ligeramente contaminadas	3,67	Contaminación media
Juan Gómez	Oct-01	139	Aguas muy limpias	5,79	Contaminación media
Juan Gómez	Ene-02	125	Aguas muy limpias	5,95	Contaminación media
M.La Baja	Jul-01	157	Aguas muy limpias	6,04	Contaminación media
M.La Baja	Oct-01	132	Aguas muy limpias	5,85	Contaminación media
M.La Baja	Ene-02	137	Aguas muy limpias	5,71	Contaminación media

Los índices de diversidad también se han utilizado como indicadores de la calidad de un cuerpo de agua (Ramírez y Viña 1998, Pinilla 2000). El índice de Shannon-H de la comunidad de macroinvertebrados (Tabla 15) muestra valores muy bajos en las ciénagas del canal, lo cual refleja la prevalencia de unas pocas especies. Este resultado se confirma con los elevados índices de dominancia cercanos a 1, que señalan definitivamente que solo uno o dos taxones son las que poseen la mayor cantidad de individuos (Esto se puede ver igualmente en la Tabla 13). Otro tanto se puede deducir de los demás índices de diversidad. Así por ejemplo, el índice de Berger-Parker se acerca a 1 cuando toda la abundancia de individuos de la comunidad recae en un solo taxón. La equitabilidad tiende a cero cuando la repartición de individuos entre los taxones se centra en una sola especie. La diversidad de Simpson (1-D) es muy baja cuando domina una sola clase de organismo. La riqueza de Margalef es menor a 1 cuando la diversidad es muy reducida. En resumen, todos los índices calculados en la Tabla 15 coinciden en señalar la dominancia de unos pocos macroinvertebrados en las ciénagas del Canal del Dique, tal como lo indicó la Tabla 13, a pesar de que el número de taxones es relativamente alto. Estos resultados, traducidos en el sentido de la indicación de la calidad del agua, pertenecerían a ambientes muy contaminados (valores de Shannon menores a 2), lo cual no parece corresponder con la realidad. Se pone de manifiesto así el poco valor que tienen los índices de diversidad como herramientas para evaluar la calidad de un determinado ecosistema (Engel 1985).

Tabla 15 Índices de diversidad de las ciénagas Juan Gómez, María La Baja, Capote, Guájaro y Jobo.

Índice	Juan Gómez	M.L.Baja	Capote	Guájaro	Jobo
Dominancia D	0,9774	0,9836	0,9943	0,9938	0,996
Shannon H	0,0623	0,0478	0,0194	0,0211	0,014
Simpson 1-D	0,0225	0,0164	0,0056	0,0062	0,004
Margalef	0,1067	0,1033	0,0934	0,0958	0,091
Equitabilidad J	0,0899	0,0690	0,0281	0,0305	0,020

Índice	Juan Gómez	M.L.Baja	Capote	Guájaro	Jobo
Fisher alpha	0,1804	0,1751	0,1595	0,1634	0,156
Berger-Parker	0,9886	0,9917	0,9972	0,9969	0,998

2.6 MACRÓFITAS

Las plantas acuáticas, llamadas también macrófitas, están representadas por la vegetación que crece en la zona litoral de lagos, embalses, ciénagas y ríos, ya sea en la zona de interfase agua-tierra, sobre la superficie del agua o totalmente sumergidas (Roldán, 1992). La abundancia de las poblaciones de macrófitas acuáticas se relaciona con el área del litoral, sus condiciones topográficas y el estado de eutroficación del agua. Normalmente, lagos muy eutrofizados con litorales poco profundos son los medios más adecuados para el desarrollo de extensas zonas de vegetación acuática. Las plantas acuáticas reciben el nombre de malezas cuando se convierten en un problema para el manejo de los ecosistemas acuáticos.

Engel (1985) resume la importancia de estas comunidades en los siguientes puntos:

- Confieren estabilidad al terreno.
- Generan la vía trófica directa y la detrítica.
- Diversifican las vías tróficas.
- Constituye la base para el desarrollo de una abundante y diversa comunidad de organismos asociados.

Las comunidades de plantas acuáticas desempeñan un papel preponderante en los ecosistemas lénticos, ya que por un lado constituyen el mayor aportante de materia orgánica a las aguas y por otro, generan alrededor de ellas un hábitat que alberga una variada y abundante fauna asociada. Además, presentan una de las más altas productividades dentro del reino vegetal, muy por encima de las comunidades de microalgas (Roldán, 1992).

El número de especies animales que pueden consumir directamente a las plantas acuáticas superiores (macrófitas) es muy reducido, por lo que la gran mayoría lo hace indirectamente en forma de detritus proveniente de la descomposición. En general sólo las especies de mamíferos herbívoros que durante su desarrollo evolutivo regresaron a los ambientes acuáticos como el manatí (*Thrychechus manatus*), son importantes consumidores directos de plantas acuáticas, pero dado que sus poblaciones han sido diezgadas ya no hay control natural sobre el crecimiento de estas plantas. Algunas especies de peces y reptiles también las pueden consumir directamente sin que medie la vía detrítica, pero en un sentido amplio, estos consumos tienen poca o ninguna importancia como ruta metabólica de los ecosistemas acuáticos.

La vegetación acuática existente en el sistema cenagoso del Canal del Dique es típica de sistemas lénticos dulceacuícolas, los cuales se ven afectados por los niveles de inundación. Dependiendo de la temporada de lluvias y del nivel del agua, se desarrollan diferentes comunidades. En época de lluvias se desarrolla una comunidad de vegetación flotante no arraigada compuesta por especies como jacinto de agua o taruya (*Eichhornia crassipes*) y lechuga de agua (*Pistia stratiotes*). Estas especies son transportadas por canal hasta el mar donde por intolerabilidad a altas concentraciones salinas no se prolonga su desarrollo (Universidad del Norte 2003).

En un estudio de la Universidad del Norte realizado en 1984 se registran algunos datos sobre las comunidades de vegetación acuática en las ciénagas del Canal del Dique. En este trabajo se hizo un registro de las especies que se encuentran en cada ecosistema, las cuales se transcriben en la Tabla 16.

Tabla 16 Caracterización de las especies de vegetación acuática de las ciénagas del Canal del Dique en 1984 (Universidad del Norte 2003).

Vegetación	Machado	Jobo	Capote	Tupe	Zarzal	Luisa	Matuya	M. Baja	Aguas Claras	Juan Gómez	Total
<i>Amaranthus dubius</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Aeshynomene sp</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Azolla filicoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Cyperus luzulae</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
<i>Cyperus odoratus</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Eichornia. Azurea</i>	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	4
<i>Eichornia crassipes</i>	0	1	1	1	1	0	0	1	0	1	6
<i>Hymenache amplexicaulis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Ipomea aquatica</i>	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Lemna aequinoctialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Limnobium laeviatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Ludwigia helminthorrhiza</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Najas arguta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Najas sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Paspalum repens</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	4
<i>Pistia stratiotes</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	4

Vegetación	Machado	Jobo	Capote	Tupe	Zarzal	Luisa	Matuya	M. Baja	Aguas Claras	Juan Gómez	Total
<i>Polygonum glabrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Polygonum hidropiperoides</i>	0	0	0	1	0	0		0	0	1	2
<i>Sagittaria lancifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
<i>Salvinia auriculata</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	3
<i>Salvinia spucei</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Thalia geniculata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Total	*	8	8	3	4	*	*	7	*	15	

* Ciénagas que no presentan registros de macrófitas por causa desconocidas

Se evidencia que la ciénaga Juan Gómez fue la que presentaba en 1984 mayor heterogeneidad en cuanto a la vegetación acuática. La mayor diversidad de plantas acuáticas refleja un buen estado del sistema y por tanto de los recursos que ésta ofrece. Por el contrario, la ciénaga de Tupe tuvo poca representación de especies, lo cual señala un sistema con poca diversidad pero mucha abundancia de aquellos organismos que aprovechan el recurso ofrecido (Universidad Norte 2003).

La taruya es la macrófita que se presenta en un mayor número de ciénagas, posiblemente por su amplia tolerancia a distintas condiciones del medio y por su buena adaptación a aguas enriquecidas con fósforo. Esta planta puede habitar tanto en sistemas acuáticos que se encuentren en desiertos tropicales, como en ambientes de bosques húmedos tropicales, e incluso se desarrolla bien en aguas subtropicales. Tolerancia precipitaciones anuales entre 8,2 y 27,0 dm, temperaturas anual de 21,1 a 27,2 °C y valores de pH de 5,0 a 7,5. En condiciones óptimas la planta puede producir por el sistema de estolones (clones a partir de la raíz) 248 plántulas en 90 días.

2.7 PECES Y PESQUERÍAS

Composición de especies

En 1998 la Universidad del Norte caracterizó la ictiofauna de las ciénagas del Canal del Dique. En dicho trabajo se encontraron 70 especies diferentes en las 10 ciénagas muestreadas. En la Tabla 17 se señala la presencia (1) o ausencia (0) de estas especies en los distintos cuerpos de agua de la región. En ese año las ciénagas Aguas Claras, Juan Gómez y Matuya mostraron un mayor número de especies de peces con 64, 62 y 62 taxones, respectivamente. Por el contrario, las ciénagas Machado, Jobo y Zarzal registraron el número menor de especies con 53, 55 y 55 taxones respectivamente. Como se puede observar, la diferencia en el número de especies entre la ciénaga más diversa y la más pobre fue apenas del 13%. Además, los resultados obtenidos en dicho año demuestran que 35 especies de peces fueron comunes en las 10 ciénagas muestreadas, lo que equivale al 50% del total de especies registradas. Solo la lisa (*Mugil liza*) fue exclusiva de una sola ciénaga (Juan Gómez) (Universidad del Norte 2003).

Tabla 17 Especies de peces encontrados en las ciénagas en el 1998 (Universidad del Norte 2003).

Especies	Nombre común	Machado	Jobo	Capote	Tupe	Zarzal	Luisa	Matuya	M. Baja	Aguas Claras	Juan Gómez	Total
<i>Abramites eges</i>	Totumito, bonito	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Aequidens pulcher</i>	Peñita	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Ageneiosus caucanus</i>	Doncella	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Anchovia clupeoides</i>	Arenca de mar	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Anchovieta elongate</i>	Mejua	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	5
<i>Apteronatus sp</i>	Mayupa	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	6
<i>Argopleura diquensis</i>	Galocha	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Argopleura conventos</i>	Sardinita	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Astyanax bimaculatus</i>	Sardinita	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Astyanax caucatus</i>	Sardina	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	6
<i>Astyanax magdalenae</i>	Sardinita	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	7
<i>Astyanax fasciatus</i>	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Brycon moorei</i>	Dorada	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	9
<i>Brycon rubricauda</i>	Sabaleta	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	7
<i>Bunocephalus sp</i>	Negrito	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Caquetaia kraussii</i>	Mojarra Amarilla	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Centrochir sp</i>	Matacaiman	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Centropomus</i>	Róbalo	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	4
<i>Chaetostoma fisheri</i>	Trompilisa	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	9
<i>Cheirodon sp</i>	Sardinita	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Creagrutus affinis</i>	Sardinita	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Cochliodon sp</i>	Coroncoro	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	7
<i>Creagrutus</i>	Tota	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Ctenolucius sp</i>	Agujeta	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	8
<i>Curimata magdalenae</i>	Viejita	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Curimata mivartii</i>	Sardina	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	4
<i>Cyrthocharax</i>	Chango	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Dasyatis sabina</i>	Raya	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2
<i>Dasyatis say</i>	Raya hocicona	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	8
<i>Eigenmannia sp</i>	Mayupita	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Gephyrochara sp</i>	Brinconcita	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10

ESTUDIOS E INVESTIGACIONES DE LAS OBRAS DE RESTAURACIÓN AMBIENTAL Y DE NAVEGACIÓN DEL CANAL DEL DIQUE
INFORME CM-

Especies	Nombre común	Machado	Jobo	Capote	Tupe	Zarzal	Luisa	Matuya	M. Baja	Aguas Claras	Juan Gómez	Total
<i>Gilbertolus alatus</i>	Pechona	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Gobiomorus sp</i>	Bocón	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Hembrycon decurrens</i>	Sardinita	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	8
<i>Hemiancistrus Wilson</i>	Chucho varita	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Himantura sp</i>	Raya raspadera	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	8
<i>Hoplias malabaracus</i>	Moncholo	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Hoplosternum sp</i>	Chipe	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	8
<i>Htpheosobryc</i>	Sardinita	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	8
<i>Hypopomus sp</i>	Mayupita	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	9
<i>Ichthyocephans</i>	Hocicón	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9
<i>Lephoretus sp</i>	Curula	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Leporinus muyrorum</i>	Cuatro ojos	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Loricaria variegata</i>	Guapi guapi	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Mollienisia sp</i>	Gupy	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Mugil brasiliensis</i>	Lebranche	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3
<i>Mugil curema</i>	Lisa	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3
<i>Mugil incilis</i>	Lisa	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	7
<i>Mugil liza</i>	Lisa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Panaque sp</i>	Coroncoro	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Parodon sp</i>	Cochinito	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Pimelodus clarias</i>	Barbul	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Plagiaoscion</i>	Curvinata	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Plecostomus sp</i>	Coroncoro	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	8
<i>Potamotrygon</i>	Raya	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Prochilodus</i>	Bocachico	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Pseudoplatystoma</i>	Bagre	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	8
<i>Pterygoplichtys</i>	Coroncor	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	9
<i>Rhamdia sebae</i>	Barbul	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	9
<i>Rivulus elegans</i>	Saltón	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	8
<i>Romboides dayi</i>	Changuito	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	8
<i>RoeboidesMagdalenae</i>	Chango	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	8
<i>Saccoderma sp</i>	Sardinita Brincona	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Salminus sp</i>	Picuda	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9

Especies	Nombre común	Machado	Jobo	Capote	Tupe	Zarzal	Luisa	Matuya	M. Baja	Aguas Claras	Juan Gómez	Total
<i>Sicydium sp</i>	Dormilón	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Sorubim lima</i>	Blanquillo	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Stemopygus macrorus</i>	Mayupa	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9
<i>Tarpon atlanticus</i>	Sábalo	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1	6
<i>Trachycoristis insignis</i>	Cachona	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Triporthus magdalenae</i>	Arenca	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Urolophsd sp</i>	Raya pintada	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	5
	Total	53	55	59	57	55	59	62	61	64	62	

En el año 2003 se realizaron dos nuevos muestreos (campañas) en 10 ciénagas del Canal de Dique. La primera campaña se ejecutó en temporada de aguas bajas y la segunda en época de aguas subiendo. En dicho estudio se hallaron solo 29 especies de peces ubicados de forma irregular en las ciénagas muestreadas (Tabla 18) (Universidad del Norte 2003).

En el primer muestreo (de aguas bajas) se encontraron en total 16575 individuos en las 10 ciénagas; en el segundo muestreo (de aguas subiendo) se capturaron 8131 individuos. Esto señala que la concurrencia del número de ejemplares está relacionada con el periodo hidrológico y con la escala temporal de los muestreos. Podría pensarse que en la época de aguas bajas los peces se concentran, por lo que son más fáciles de capturar. En el periodo de inundación las poblaciones se dispersan en el sistema a través de las conexiones que se establecen entre ciénagas y entre éstas y el canal.

En términos de ocurrencia, las especies *Curimata magdalenae* (Viejita), *Hoplias malabaricus* (Moncholo) y *Caquetaia kraussii* (Mojarra amarilla) son las que se registraron en todas las ciénagas, mientras que otros taxones como *Brycon moorei moorei* (Dorada), *Pseudoplatystoma fasciatum* (Bagre), *Geophagus steindachne* (Peña lora), *Curimata mivartii* (Sardina) y *Loricaria variegata* (Guapi guapi) se encontraron solo en la ciénaga Aguas Claras y *Pterygoplichthys undecimalis* (Coroncoro negro) se registró solo en Capote (Universidad del Norte 2003).

Dentro de las especies registradas, las más representativas en cuanto a abundancia en el primer muestreo fueron *Oreochromis niloticus* (Tilapia) con el 34,38%, *Curimata magdalenae* con el 27,10%, *Caquetaia kraussii* con un 8,69%, *Prochilodus reticulatus magdalenae* con 8%, *Triporthus magdalenae* con un 5,95% y *Hoplias malabaricus* con el 4,78% de la muestra total. En el segundo muestreo las especies más representativas fueron *Triporthus magdalenae* con 27,81%, *Curimata magdalenae* con un 22,05%, *Oreochromis niloticus* con 15,98%, *Caquetaia kraussii* con 9,23% y *Pimelodus clarias* con un 5,82% de la muestra total (Universidad del Norte 2003). Estos datos muestran que la mayor cantidad de biomasa íctica

de las ciénagas del Canal del Dique corresponde actualmente a especies de mediano o pequeño tamaño (tilapias, viejitas, mojarra y bocachicos).

Las especies que no se registraron en el segundo muestreo de 2003 fueron: *Rhamdia sebae*, *Brycon moorei moorei*, *Gilbertolus alatus*, *Tarpon atlanticus*, *Geophagus steindachneri* y *Hemiancistrus wilsoni*.

Tabla 18 Especies de peces encontrados en las ciénagas del Canal del Dique en el 2003 (Universidad del Norte).

Especie	Nombre Común	Machado	Jobo	A. Claras	M. Baja	Capote	Zarzal	Matuya	Tupe	Gómez	Luisa	Total
<i>Ctenolucius hujeta inculptus</i>	Agujeta	0	0	1	1	1	0	1	0	1	1	5
<i>Triportheus magdalenae</i>	Arenca	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	5
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Bagres	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Trichogaster pectoralis</i>	Barbuda	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	8
<i>Pimelodus clarias</i>	Barbul	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Rhamdia sebae</i>	Barbul royero	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
<i>Sorubim cuspicaudus</i>	Blanquillo	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	8
<i>Prochilodus reticulatus magdalenae</i>	Bocachico	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	7
<i>Trachycoristis insignis</i>	Cachona	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	7
<i>Cyrthocharax magdalenae</i>	Chango	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	4
<i>Hemiancistrus wilsoni</i>	Cucho varita	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
<i>Pterygoplichtys undecimalis</i>	Coroncoro negro	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Leporinus myrcorum</i>	Cuatro ojos	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	8
<i>Plagiaoscion surinensis</i>	Curvinata	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9
<i>Ageneiosus caucanus</i>	Doncella	0	0	1	1	0	1	1	1	1	0	6
<i>Brycon moorei moorei</i>	Dorada	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Loricaria variegata</i>	Guapi guapi	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Mugil incilis</i>	Lisa	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	4
<i>Sternopygus macrorus</i>	Mayupa	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	4
<i>Caquetaia kraussii</i>	Mojarra amarilla	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Oreochromis niloticus</i>	Mojarra lora	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	9
<i>Hoplias malabaricus</i>	Moncholo	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Gilbertolus alatus</i>	Pechona	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	2
<i>Aequidens pulcher</i>	Pennita	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	7

Especie	Nombre Común	Machado	Jobo	A. Claras	M. Baja	Capote	Zarzal	Matuya	Tupe	Gómez	Luisa	Total
<i>Geophagus steindachneri</i>	Peña lora	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Centropomus undecimalis</i>	Róballo	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2
<i>Tarpon atlanticus</i>	Sábalo	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Curimata mivartii</i>	Sardina	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Curimata magdalenae</i>	Viejita	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
	Total	5	7	15	16	12	9	8	7	9	10	

En la primera campaña la cienaga Maria La Baja tuvo el mayor número de peces (7104 individuos), equivalente al 42,85%, seguida por Matuya con el 10,42%, Juan Gómez con 10,13%, Capote 9,10%, Aguas Claras 4,49%, Zarzal 6,32%, Jobo 4,49%, La Luisa 4,64%, Tupe 3,66% y Machado con el 0,82% (Universidad del Norte 2003). En el segundo muestreo la cienaga Maria La Baja obtuvo de nuevo el mayor número de peces (3025 individuos) equivalente al 36,31%, seguida por Capote 16,77%, Jobo 12,44%, Juan Gomez 8,27%, Aguas Claras 7,38%, Zarzal 6,36%, La Luisa 5,46%, Tupe 4,27%, Matuya 2,59% y Machado con tan solo el 0,4%. Estas diferencias entre ciénagas pueden indicar que la producción biológica de cada sistema es distinta, en cuyo caso María La Baja, Capote y Juan Gómez serían los sistemas más productivos, mientras que Machado sería el más pobre en biomasa íctica. Sin embargo, las diferencias en la abundancia de peces también pueden indicar que en cada sistema se presenta un esfuerzo de pesca distinto, dado seguramente por la cantidad de pescadores de cada localidad y por las distintas artes de pesca utilizadas en cada caso. Si se considera la abundancia de peces como un índice de "calidad ecológica", se puede presumir que las ciénagas más productivas poseen una mejor condición ambiental, lo cual les permitiría proveer recursos más abundantes para las distintas comunidades acuáticas, entre ellas los peces.

La cienaga de Jobo fue la única que presentó un aumento en los registros ictofaunísticos ante el aumento del nivel del agua. Esto haría presumir que la llegada de la inundación podría representar para esta cienaga un mejoramiento del caudal ecológico, el que se optimizaría al subir el nivel del agua. Las 9 ciénagas restantes disminuyeron el número de peces capturados con el ascenso del agua, pero esto, como ya se explicó podría obedecer a la dispersión que presentan los peces cuando todos los sistemas acuáticos se interconectan. La cienaga de Matuya, además de ser la menos productiva, mostró una fuerte reducción en las capturas durante el periodo de aguas en ascenso (Universidad del Norte 2003).

Peces migratorios

Se presume que la migración es un fenómeno instintivo, donde intervienen mecanismos neurofisiológicos heredables y adquiridos por un largo proceso de selección natural. La migración se puede definir como un desplazamiento periódico de un hábitat a otro con el fin de alejarse de condiciones climáticas adversas o para llevar a cabo procesos vitales

como, la reproducción y la alimentación entre otros. Muchas veces las migraciones están relacionadas con determinados acontecimientos, como las estaciones, los periodos de lluvia y sequía o las fases de la luna. El momento exacto en que se inicia la migración depende de condiciones ambientales o de la disminución de alimentos. En los peces, estos cambios ambientales pueden estar asociados a fluctuaciones en el nivel del agua, variaciones en la conductividad u oscilaciones de temperatura del medio.

En el caso de los peces migratorios del complejo ecosistémico del Canal del Dique (Tabla 19), estos peces abandonan las ciénagas y remontan el río en busca de otros cuerpos de aguas con condiciones propicias para sus actividades de desove, principalmente. La pérdida de los canales de interconexión entre el río y las ciénagas disminuyen el flujo de estos peces migratorios, lo que afecta su desarrollo natural. En consecuencia, disminuye la riqueza y abundancia de las comunidades ícticas. Esta disminución en las poblaciones de peces afecta a su vez a los grupos humanos que viven en cercanías de las ciénagas, ya que la mayoría de estas especies migratorias presentan una alta importancia comercial y alimenticia. Como se ve en la Tabla 19, la arenca y el bocachico son las especies migratorias más representativas en las ciénagas del Canal del Dique.

Tabla 19 Abundancia de peces migratorios en las ciénagas del Canal del Dique (Universidad del Norte 2003).

Especie	Nombre Común	Abundancia Prom. (Indivs.)	% Abundancia
Bocachico	<i>Prochilodus magdalenae</i>	884	27.2
Arenca	<i>Triporthus magdalenae</i>	1651	50.8
Barbul	<i>Pimelodus clarias</i>	429	13.2
Cuatro ojos	<i>Leporinus muyrorum</i>	154	4.7
Blanquillo	<i>Sorubim lima</i>	66.5	2.0
Lisa	<i>Mugil sp.</i>	46	1.4
Chango	<i>RoeboidesMagdalenae</i>	6	0.18
Doncella	<i>Ageneiosus caucanus</i>	4.5	0.13
Róbalo	<i>Centropomus undecimalis</i>	5	0.15
Bagre	<i>Pseudoplatysto sp</i>	1.5	0.04
Barbul royero	<i>Rhamdia sebae</i>	0.5	0.01
Sardina	<i>Astyanax caucatus</i>	1	0.03
Dorada	<i>Brycon moorei</i>	1	0.03

Desaparición de especies ícticas

En las ciénagas estudiadas las especies ícticas reófilas (reófilo: que viven en los ríos) tienden a desaparecer, con excepción del barbul. Esta tendencia ha abarcado a los peces

grandes como el bagre, el blanquillo y el bocachico, los cuales son de alto nivel económico, y a las pequeñas especies nativas como la viejita, la curvinata, la mayupa, la mojarra amarilla y el moncholo. Esta reducción en las especies migratorias y residentes ha ocurrido durante un periodo de 19 años (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial 2004). Durante este periodo la mayor disminución en el número de especies se dio en las ciénagas de Machado, La Luisa y Matuya y la menor ocurrió en María La Baja.

En general, la Tabla 20 muestra que de las 79 especies registradas en 1984 un 63% ha desaparecido. Esto podría indicar un desmejoramiento de las condiciones ecológicas de las ciénagas del área estudiada, pero también puede señalar una sobre-explotación del recurso pesquero. Al parecer, esta segunda posibilidad podrían tener un importante peso en los resultados que muestra la Tabla 20.

Tabla 20 Disminución de la riqueza ictiológica entre los años 1984 y 2003 en el complejo cenagoso del Canal del Dique (Universidad del Norte 2003)

Ciénaga	Especies 1984	Especies 2003	Reducción (%)
Machado	53	6	88,7
Jobo	55	11	80,0
Capote	59	20	66,1
Zarzal	54	14	74,1
Tupe	57	12	79,0
La Luisa	59	9	84,8
Matuya	62	10	83,9
María La Baja	61	22	63,9
Aguas Claras	64	23	64,1
Juan Gómez	62	13	79,0
Total	79	29	63,0

Agrupamiento de las ciénagas con base en la comunidad de peces

Se realizó un análisis de clasificación de las ciénagas con base en la composición ictiofaunística registrada en el estudio de la Universidad del Norte (2003). Para ello se utilizó el índice de asociación de Bray-curtis y la técnica de agrupamiento basada en el método de Ward. La figura obtenida permite separar las ciénagas del Canal del Dique en dos grupos principales (Figura 11). El primer grupo asocia a las ciénagas Machado y Jobo. El segundo grupo se divide en 3 subgrupos, el primero de los cuales corresponde a las ciénagas María La Baja, Matuya y Aguas Claras. El segundo subgrupo está integrado por las ciénagas Capote, Tupe y La Luisa; el tercer subgrupo está compuesto por las ciénagas Juan Gómez y Zarzal.

El grupo 1 (Machado – Jobo) pertenece a las ciénagas ubicadas en el sector alto del canal, entre los kilómetros 0 a 33. Esto puede indicar que las condiciones hídricas y ecológicas de estas ciénagas son similares y albergan especies locales. El grupo 2 en cambio reúne las ciénagas ubicadas en la parte media del canal, comprendido entre los kilómetros 33 a 82, lo cual sugiere que la conformación ecosistémica de estas ciénagas permite la migración de los peces entre los distintos ambientes. Es interesante la asociación de las ciénagas del complejo Capote – Tupe con La Luisa en el mismo grupo, lo cual demuestra que su integración física y cercanía se refleja también en la composición de su ictiofauna.

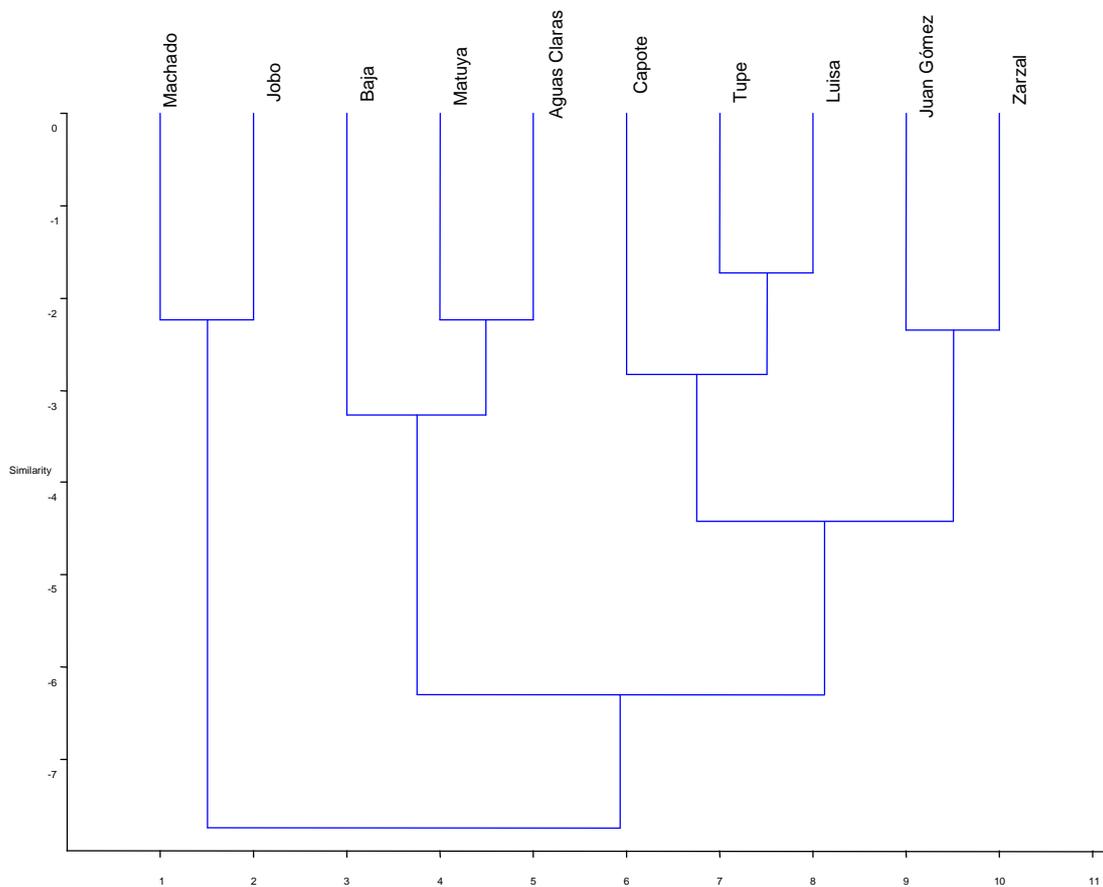


Figura 11 Asociación de las ciénagas según la composición de la ictiofauna existente utilizando el cluster Bray-Curtis, con el método de Ward.

Red trófica de la comunidad de peces de las ciénagas del Canal del Dique.

Los hábitos alimenticios de las principales especies de peces de las ciénagas del Canal del Dique (las de mayor captura) se registran en la Tabla 21. Como puede verse, hay varios niveles tróficos representados, desde los detritívoros (consumidores de materia orgánica en descomposición) como el bocachico hasta los piscívoros (consumidores de peces) como el moncholo y la mojarra amarilla. En un estrato intermedio están los consumidores de algas y zooplancton como la mojarra lora y la arenca (planctófagos). Algunas especies pertenecen a más de una categoría, como es el caso de la tilapia o mojarra lora, que consume fitoplancton, pero también ingiere detritus. Se estructura así una trama trófica en las ciénagas que permite la transferencia de energía a partir de dos fuentes principales: la que proviene de la materia orgánica descompuesta (vías detriticas) y la que ingresa por el fitoplancton, continúa por el zooplancton y pasa a los invertebrados y a los peces (vía de pastoreo). Esta estructura trófica se puede ver en la Figura 12.

Tabla 21 Hábitos alimenticios de las especies de mayor captura en las Ciénagas del Canal del Dique

Especie	Nombre Común y % de captura	Categoría Trófica
<i>Petenia kraussii (Caquetaia kraussii)</i>	Mojarra amarilla (25%)	Piscívoro ; en los estudios estomacales se encontraron también quironómidos (larvas de dípteros)
<i>Curimata magdalenae (Cyphocarax magdalenae)</i>	Viejita (25%)	Fitoplanctófago y detritívoro , se han encontrado restos de material vegetal de algas desmidiáceas y filamentosas, también de bacterias.
<i>Triporthus magdalenae</i>	Arenca (17%)	Planctófago (fito y zooplancton)
<i>Oreochromis niloticus</i>	Mojarra lora (9 %)	Principalmente fitoplanctófago y consumidor de algas bénticas. También detritívoro . Generalista con tendencia a ser omnívoro
<i>Prochilodus reticulatus magdalenae</i>	Bocachico (7%)	Detritívoro y consumidor de perifiton
<i>Hoplias malabaricus</i>	Moncholo (4%)	Piscívoro , depredador voraz de otros peces; en su estadio juvenil consume larvas de insectos y crustáceos

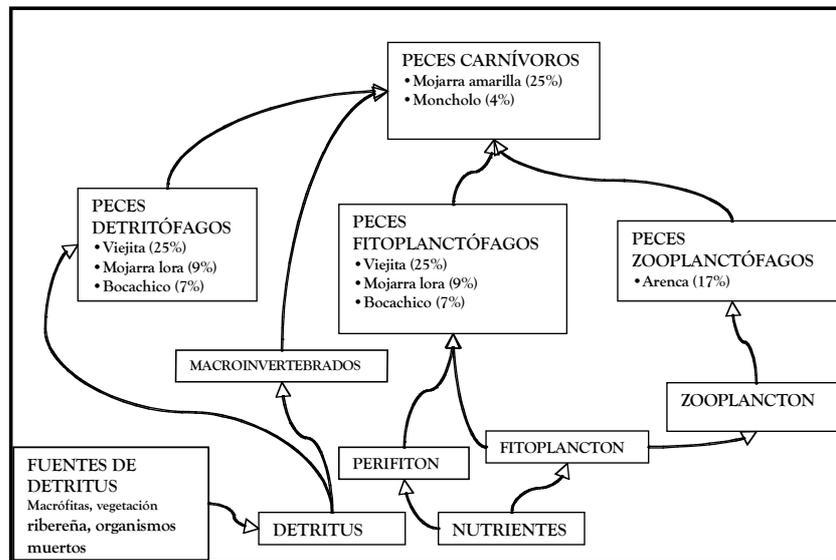


Figura 12 Red trófica de la comunidad de peces en las ciénagas del Canal del Dique. Los porcentajes corresponden a las capturas en las pesquerías de la zona.

Actividad pesquera

La pesca es una de las actividades comerciales y artesanales más importantes que se lleva a cabo en la región del Canal del Dique. Se estima que en el 2003 existían 50 000 pescadores primarios, con bajos niveles de participación y cuya actividad e ingresos dependen del esfuerzo físico y de las temporadas de producción. Las principales especies nativas de interés comercial son: bocachico, bagre rayado, capaz, pacora, doncella, blanquillo, dorada y moncholo. En los sistemas cenagosos de la región existe un número importante de puertos pesqueros ubicados en diferentes municipios (Tabla 22), lo que demuestra el alto valor económico y social de esta actividad en el Canal del Dique.

El estudio pesquero más reciente (Universidad del Norte 2003) muestra que en los meses de febrero y marzo de 2003 (aguas bajas) se capturaron mediante la atarraya¹ y el trasmallo² 16577 individuos correspondientes a 29 especies. Con la atarraya se capturó el 46% y con el trasmallo el 54% restante, es decir, su participación en el total extraído es similar. La mojarra lora o tilapia se destacó por ser la especie más capturada en una proporción del 25% con

respecto a las otras especies existentes. Tomando en cuenta el arte de captura, la mojarra

¹ Atarraya: red de manejo individual de forma cónica que al extenderse presenta una longitud entre 3,20 y 5,6 metros y un diámetro entre 4,54 y 7,95 metros con un cubrimiento de 16,17m² a 49,51m² (Universidad del Norte 2003).

² Trasmallo: rede estacionaria provista de boyas y plomos para el calado vertical; tiene una longitud de 100 a 300 metros y una altura de 1,5 a 2 metros (Universidad del Norte 2003).

lora fue la más capturada con atarraya y la mojarra amarilla lo fue con el trasmallo (Universidad del Norte 2003).

Tabla 22 Puertos pesqueros en cada Ciénaga y la ubicación por municipio (Universidad del Norte 2003)

Ciénagas	Puerto Pesquero	Municipio
Machado	Machado	Arroyo Hondo
Jobo	Santa Lucia y Hato viejo	Arroyo Hondo
Aguas Claras	Gambote	Arjona
Maria La Baja	Puerto Santander y Correa	Maria La Baja
Capote	Soplaviento e Higueretal	Soplaviento y San Cristóbal
Zarzal	Mahates	Mahates
Matuya	Gomero	Mahates
Tupe	Evitar	Mahates
Juan Gómez	Rocha	Arjona
La Luisa	Las Piedras	San Estanislao

En mayo de 2003 (aguas subiendo) se capturaron 8331 individuos repartidos en 23 especies. Con la atarraya se obtuvieron 2698 individuos correspondiente al 32% y con el trasmallo se extrajeron 5633 ejemplares, lo que equivale al 68% (Universidad del Norte 2003). En esta época el trasmallo fue más eficiente en la pesca, ya que muchas especies migratorias se desplazan desde las ciénagas hacia el canal y son capturadas por los tramillos en los caños de salida. Además, el área cubierta por el trasmallo es mucho mayor en comparación con el área de la atarraya y por lo tanto hay mayor área de acción y de captura de peces con el este arte de pesca. Por otra parte, los datos evidencian que la pesca en aguas bajas fue mayor en un 50% a la obtenida en aguas altas, lo cual obedece a la mayor concentración de peces en las ciénagas cuando éstas pierden su conexión con el canal durante la época seca.

Con los datos del estudio pesquero de la Universidad del Norte (2003) se calcularon dos indicadores de productividad de las ciénagas. El primer indicador relaciona el número de ejemplares extraídos con el área de cada ciénaga y el segundo indicador relaciona la biomasa con del espejo del agua. Los cálculos se realizaron para la época seca (Tabla 23) y para el periodo de aguas en ascenso (Tabla 24) (Universidad del Norte 2003).

Tabla 23 Indicadores de productividad pesquera de algunas ciénagas del Canal de Dique en la época de aguas bajas del año 2003 (Cálculos basados en información de Universidad del Norte 2003)

			Índice 1	Índice 2
Ciénaga	Área Km ²	Captura Ind.	Abundancia Ind./Km ²	Biomasa Kg./Km ²
María La Baja	48.45	3552	73,3	39
Matuya	2.80	1727	616,8	216
Juan Gómez	8.76	1679	191,7	39
Aguas Claras	7.89	1271	161,1	105
Zarzal	5.14	1047	203,7	123
Capote	32.21	755	23,4	15
La Luisa	2.92	670	229,5	83
Tupe	5.93	606	111.6	24
Jobo	10.40	414	39.8	14
Machado	2.70	136	50.4	11

Tabla 24 Indicadores de productividad pesquera de algunas ciénagas del Canal de Dique en la época de aguas en ascenso del año 2003 (Cálculos basados en información de Universidad del Norte 2003)

			Índice 1	Índice 2
Ciénaga	Área Km ²	Captura Ind.	Abundancia Ind./Km ²	Biomasa Kg./Km ²
María La Baja	48.45	1513	31.2	9
Matuya	32.21	699	21.7	10
Juan Gómez	8.76	689	78.7	16
Aguas Claras	7.89	615	77.9	19
Zarzal	5.14	530	103.1	23
Capote	10.40	518	49.8	7
La Luisa	2.92	455	155.8	31
Tupe	5.43	356	65.6	15
Jobo	7.00	216	30.9	11
Machado	2.70	12	4.4	2

Los índices de productividad pesquera muestran que en la temporada de aguas bajas la ciénaga Matuya presentó una abundancia y una biomasa por área superiores a las del resto de ciénagas. De igual forma, la ciénaga La Luisa registró valores mayores en los dos índices para el periodo de ascenso de las aguas. En general las ciénagas con índice más elevados

son aquellas que a pesar de tener un área pequeña comparativamente con las otras ciénagas, tienen la posibilidad de soportar una alta cantidad de peces por unidad de área. En otras palabras, son sistemas productivos desde el punto de vista pesquero. Machado tuvo los índices más bajos en las dos épocas, lo que demuestra el avanzado grado de deterioro de este ecosistema, lo que impide su adecuado funcionamiento ecológico.

Captura por Unidad de Esfuerzo Pesquero

Se presentan dos clases de unidades de esfuerzo pesquero (UEP) en las ciénagas del Canal del Dique: la atarrayera y la trasmallera. La UEP atarrayera está conformada por una canoa, dos pescadores y de una a cuatro atarrayas. La UEP trasmallera está compuesta por uno o dos pescadores, una canoa y los trasmallos, que en algunas ciénagas alcanzan a doce, pero en promedio son cuatro por embarcación. Los promedios (para atarraya y tramallo) de captura por unidad de esfuerzo pesquero (CUEP) en las ciénagas del área de interés varía entre 5,87 (época de ascenso del agua) y 10,67 (época seca) kg/canoa/día (Universidad del Norte 2003). La Tabla 25 deja ver que las ciénagas con mayores capturas son María La Baja, Honda, Zarzal, Palotal y Matuya, mientras que Guájaro y Jobo tienen bajas CUPE. A diferencia de los índices de producción por unidad de área discutidos anteriormente, la CUEP es un indicador más directo de la abundancia relativa de peces en los distintos ecosistemas.

Tabla 25 Captura por unidad de esfuerzo pesquero (CPUE) en algunas ciénagas del Canal del Dique en el año 2003 (Universidad del Norte 2003)

Ciénaga	CPUE
	Kg/canoa/día
Honda	13,4
Jobo	5,4
Capote	7,2
Tupe	6,4
Zarzal	11,9
Aguas Claras	9,6
Juan Gómez	6,4
María La Baja	15,9
Palotal	11,9
La Luisa	6,1
Guájaro	4,9
Matuya	11,6

Comparación de la pesca con otras ciénagas

A manera de comparación, en la Tabla 26 se presentan algunos datos de CUEP en diferentes ciénagas colombianas. También se incluyen las especies más importantes en cada ecosistema y las artes de pesca utilizadas en cada caso. Es importante tener en cuenta que los datos provienen de distintos trabajos realizados en años muy diferentes, por lo cual la comparaciones deben tomarse con precaución.

Los datos de la Tabla 26 son muy dispares y reflejan las dificultades metodológicas que tiene la evaluación de las capturas y de la producción pesquera de un sistema acuático complejo, como lo es una ciénaga. Sin embargo, se puede deducir de la información acopiada que la CUEP de las ciénagas del canal (en kg/canoa/día) se encuentra dentro de los promedios medidos en otros ambientes cenagosos muy productivos, aunque en los rangos bajos de dicha producción pesquera. Eso significa que existen otras ciénagas con mayor producción pesquera en la cuenca baja del río Magdalena, tales como Bija, Llanito y San Silvestre. También es de destacar que el bocachico ha dejado de ser la especie principal en las ciénagas del Canal del Dique y ha sido reemplazado por especies más pequeñas, lo cual podría ser un indicio de sobre-explotación pesquera. No obstante, no deben descartarse posibles variaciones interanuales que los datos disponibles no pueden dectar.

En otras cuencas como la del río Sinú se ha observado una disminución de las unidades de esfuerzo pesquero (canoas/día) y de la CUEP (kg/canoa/día) a lo largo de los años. En dicha región en el periodo 1997 – 2002 se pasó de 58 a 20 y de 509 a 37 UEP en las ciénagas e Betancí y Lórica, respectivamente (Tabla 27). En la cienaga de Betancí se identificó una disminución en la CUEP (Tabla 28), mientras que en Lórica esta variable se mantuvo a pesar de la disminución en las UEP.

Los datos de las tablas 26 a 28 permiten señalar que la CUEP es similar en las ciénagas de las dos regiones comparadas: 5,8-10,6 kg/canoa/día en el Canal del Dique y 3,27 a 13,2 kg/canoa/día en el río Sinú. Sin embargo, la producción total anual es mucho mayor en esta última región, lo cual se puede deber indudablemente a las grandes extensiones de los sistemas cenagosos del río Sinú y a los distintos sistemas económicos que imperan en cada localidad. No obstante, la producción por unidad de pesca y seguramente por unidad de área es similar en las dos regiones.

Tabla 26 Comparación de la producción pesquera en diferentes ciénagas de de la cuenca del río Magdalena. CUEP: captura por unidad de esfuerzo pesquero

Ciénaga y fuente bibliográfica	Especies más capturadas	Artes de pesca	Producción diaria	Producción anual (Ton)	CUEP (kg/canoa/día)
Ciénagas del Canal del Dique (Universidad del Norte 2003)	Mojarra amarilla, viejita, arenca	Atarraya, tramallo		64.3	5,87 – 10,67
Ciénaga Grande de Santa Marta (Restrepo 1986)	Lisa	Corral, chichorro		23700	
Banquero y Juncal (Restrepo 1868, Aguirre 1973)				157	
Baja Lebrija (Restrepo 1868, Aguirre 1973)				1480	
Raya (Restrepo 1868, Aguirre	Bocachico	Atarraya	1,46 indiv	2100	

Ciénaga y fuente bibliográfica	Especies más capturadas	Artes de pesca	Producción diaria	Producción anual (Ton)	CUEP (kg/canoa/día)
1973)					
Ayapel (Restrepo 1868, Aguirre 1973)				3400	
Canaleta (Moreno 1990)	Bocachico				9,2
Bija (Moreno 1990)	Bocachico				67,7
Llanito (Moreno 1990)	Arenca				37,4
Llanito (Muñoz <i>et al.</i> 1997)	Bocachico	Atarraya, trasmallo		32	3,62
San Silvestre (Moreno 1990)	Arenca				33,3
San Silvestre (Contreras <i>et al.</i> 1998)	Vizcaína	Atarraya, trasmallo			9,7,0
San Lorenzo (Muñoz <i>et al.</i> 1997)	Bocachico	Atarraya, trasmallo		29	17,67
Opón (Muñoz <i>et al.</i> 1997)	Bocachico	Atarraya, trasmallo	67 indiv/canoa	70	5,73
Chucurí (Contreras <i>et al.</i> 1998)	Bocachico	Trasmallo			15,36
Simití (Contreras <i>et al.</i> 1998)	Vizcaína	Atarraya, trasmallo			6,61

Tabla 27 Comparación anual del esfuerzo diario (UEP/día) en las ciénagas Betancí, Loricá, Bajas, en el río Sinú y en su estuario

Periodo	Cg. Betancí	Cg. Loricá	Río	Cg. Bajas	Estuario
1997-1998	58	509			
1998-1999	80	507			
1999-2000	52	446	36		36
2000-2001	48	439	67	58	56
2001-2002	20	371	107	12	

Tabla 28 Comparación anual de la captura diaria por unidad de esfuerzo (kg/UEP/día) en las ciénagas Betancí, Loricá, Bajas, en el río Sinú y en su estuario

Periodo	Cg. Betancí	Cg. Loricá	Río	Cg. Bajas	Estuario
1997-1998	8,9	5,8			
1998-1999	11,4	13,2			
1999-2000	8,4	12,2	16,1		10,3

2000-2001	7,81	8,48	16,96	4,68	9,28
2001-2002	5,7	7,91	6,00	3,27	

2.8 POSIBLES INDICADORES DEL ESTADO ACTUAL DE LAS CIÉNAGAS DEL CANAL DEL DIQUE

A continuación se hace una lista de los posibles indicadores de calidad o de condiciones ecológicas. Dicha lista se basa en la información limnológica discutida en los capítulos anteriores. Algunos de estos indicadores se tomaron para la construcción del Índice de Estado Limnológico (IEL) que se detallará más adelante.

- Relación área/volumen: indicador del proceso de colmatación y del periodo hidrológico. Tomando como referencia la relación área/volumen de la Tabla 2, sus variaciones anuales servirán para detectar la pérdida de superficie cubierta por las ciénagas
- Concentración de fósforo total: cantidad de fósforo total (disuelto más particulado) en la columna de agua, en mg/l. Valores superiores a 0,02 mg/l indican eutrofia y menores a 0,01 mg/l corresponden a oligotrofia.
- Concentración de nitratos: cantidad de nitrógeno como nitrato inorgánico en mg/l. Cantidades superiores a 5 mg/l indican eutrofia; si son menores a este valor señalan oligotrofia.
- Relación nitrógeno/ fósforo (N/P): indicador de elemento limitante para la producción biológica. La relación se basa en los nutrientes en su forma total. Si la relación está entre 10 y 16 átomos de nitrógeno por cada átomo de fósforo, no hay limitación; si es menor a 10, el nitrógeno es limitante; si es mayor a 16, el fósforo es el elemento limitante.
- Conductividad eléctrica o salinidad: indicador de la influencia de la cuña salina y de procesos locales de aportes de sales a los ecosistemas acuáticos. Valores superiores a 400 micro Siemens/cm indican posibles condiciones estresantes para los organismos dulceacuícolas.
- Unidades de pH. Condiciones muy ácidas (pH menor a 5) o muy básicas (pH mayor a 9) dificultan la actividad biológica. pH neutro (alrededor de 7) es el más adecuado.
- Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto. Porcentajes cercanos a 100 indican aguas bien oxigenadas y apropiadas para el desarrollo de organismos aerobios; porcentajes inferiores a 60 muestran problemas para dichos organismos.
- Concentración de clorofila *a* en mg/m³. Medida indirecta de la biomasa algal y de la producción primaria. Concentraciones altas (mayores a 10 mg/m³) son propias de ambientes muy productivos y concentraciones bajas (menores a 5 mg/m³) ocurren en aguas poco productivas.
- Producción pesquera medida en captura por unidad de esfuerzo pesquero (CUEP). Sus unidades en Kg/canoa/día y es un indicador de la producción íctica de las ciénagas.
- Índices de Nygaard del fitoplancton; relacionan el número de taxones de algas de ambientes eutróficos con aquellas de sistemas oligotróficos. Por lo tanto, estos índices son indicadores biológicos del estado trófico. Si el valor es inferior a 1, el agua es pobre en nutrientes; si es mayor a 1 existen abundantes nutrientes.
- Biological Monitoring Working Party (BMWP) y Average Score Per Taxa (ASPT). Son índices biológicos de calidad del agua basados en la familias de macroinvertebrados

bentónicos y asociados a macrófitas. Valores del BMWP superiores a 120 corresponden a aguas de muy buena calidad; si son inferiores a 60 señalan problemas de contaminación. Por su parte, índices del ASPT cercanos a 10 muestran aguas limpias y próximos a 1 son de sistemas contaminados.

En la Tabla 29 se establecen para cada ciénaga los indicadores de estado anteriormente listados, basados en la información disponible hasta la fecha. Los datos obtenidos constituyen las condiciones actuales y servirán para determinar los cambios limnológicos que sufrirán las ciénagas bajo las distintas alternativas de restauración ambiental y de manejo para la navegación. Dichas alternativas a su vez son modeladas física y matemáticamente dentro del proyecto general realizado por el LEH para CORMAGDALENA.

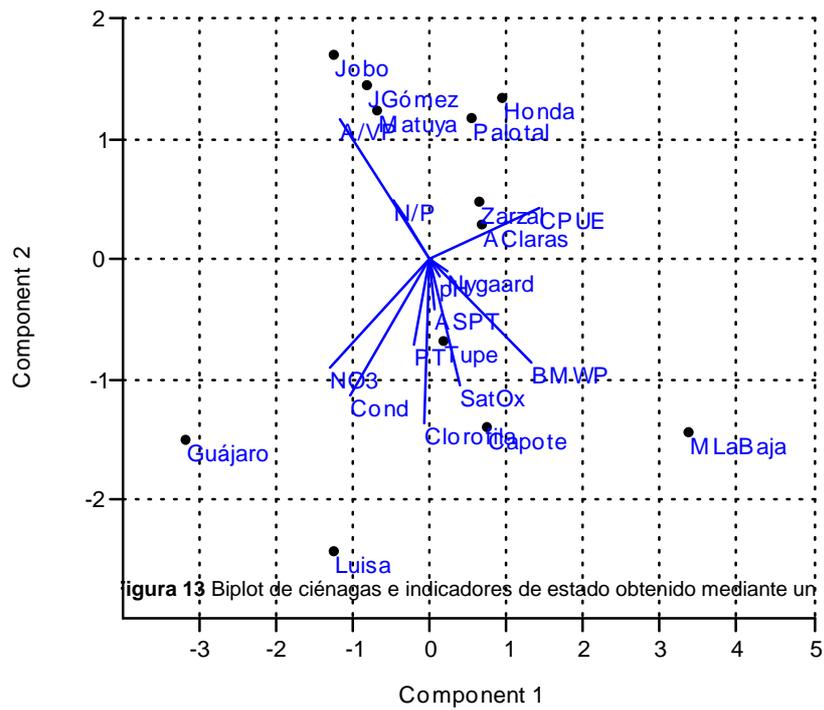
Con la información de los indicadores de estado presentada en la Tabla 29 se realizó un análisis de componentes principales (ACP) a fin de determinar las variables que más importancia tienen en las ciénagas y para ver el agrupamiento de estos cuerpos de agua de acuerdo a sus condiciones limnológicas. El resultado del ACP se presenta en la Figura 13, en la que se pueden ver los distintos grupos de ciénagas y las variables que las determinan. Este análisis permitió determinar también que los dos componentes de la Figura 13 (eje x, eje y), explican cerca del 60% de la varianza de los datos.

Tabla 29 Indicadores del estado actual de las ciénagas del Canal del Dique.

Ciénaga	Relación Área/Vol	Fósforo Total mg/L	NO ₃ mg/L	N/P	Cond µS/cm	pH Unid.	%sat O mg/L	Clorofila mg/ m3	CPUE kg/día/canoa	BMWP	ASPT	Nygaard
Honda	--	0,10	0,04	0,4	292	7,99	85	0,27	13,433	123,18	5,666	0,2975
Jobo	0,630	0,15	0,503	0,6	241,8	8,60	85,975	2,10	5,415	120,3	5,21	0,22
Capote	0,294	0,30	0,470	0,2	254	9,38	85,15	11,89	7,15	127,3	6,05	0,21
Tupe	--	0,30	0,011	0,4	316	9,11	118	4,27	6,375	123,18	5,666	0,2975
Zarzal	--	0,29	0,120	0,4	290	7,96	90	3,20	11,92	123,18	5,666	0,2975
Aguas Claras	0,409	0,09	0,563	0,4	204	8,70	100	4,54	9,615	123,18	5,666	0,2975
Juan Gómez	0,437	0,22	0,292	0,4	195	8,33	83,25	3,44	6,375	108	5,13	0,2975
María La Baja	0,285	0,31	0,030	0,2	274	9,32	110,75	3,47	15,855	142	5,83	0,47
Palotal	--	0,39	0,030	0,4	258	7,60	70	1,34	11,887	123,18	5,666	0,2975
La Luisa	0,370	0,30	2,040	0,3	394	8,03	90,00	15,7	6,065	123,18	5,666	0,2975
Guájaro	0,548	0,40	2,182	0,5	659,5	8,25	99	1,87	4,921	118,3	6,11	0,29
Matuya	0,598	0,26	1,43	0,5	224	8,06	80,00	1,9	11,56	123,18	5,666	0,2975

En resumen, Jobo, Juan Gómez, Matuya, Honda y Palotal forman un grupo de ciénagas más o menos uniformes en sus condiciones ecológicas. Sin embargo, en la Figura 13 se presentan algunas agrupaciones según de acuerdo a determinadas variables, de la siguiente manera:

- Jobo, Juan Gómez, Matuya: relación A/V más alta (ciénagas poco profundas)
- Zarzal, Honda, Palotal, Aguas Claras: mayores CPUE
- Capote y María La Baja: aguas más oxigenadas y macroinvertebrados de aguas más limpias
- Guájaro y La Luisa: Conductividades más altas y mayor cantidad de nitratos



3. INDICE DEL ESTADO LIMNOLÓGICO

A fin de hacer más sencilla la interpretación de las distintas condiciones que permiten establecer las condiciones adecuadas de las ciénagas del Canal del Dique, se propone la utilización de un índice que involucra la mayoría de los indicadores de estado reseñados en el capítulo anterior. Este índice puede interpretarse independientemente de la explicación que se obtenga de cada uno de los indicadores de la Tabla 29. El índice del estado limnológico (IEL) construido para este trabajo, como otros índices de este tipo, se basa en combinaciones matemáticas que procuran reducir medidas de varias variables a un solo número. Este número representa un estado de la calidad del agua y de las condiciones ecológicas en las diferentes ciénagas. El IEL es una herramienta simplificada para examinar las condiciones ambientales actuales o en diferentes escenarios de estos ecosistemas y así guiar en la toma de decisiones más acertadas frente a una evaluación ambiental. Adicionalmente, las aplicaciones del IEL se fundamentan en funciones como: análisis de tendencias, reducción de información ambigua a resultados puntuales, clasificación de sitios según las condiciones ambientales, ayuda en la toma de decisiones y como fuente de información no sólo a la comunidad científica, sino a la comunidad en general.

El cómputo del IEL se basa en dos principios: el cálculo de los subíndices de calidad para cada una de las variables seleccionadas y la asignación de un factor de ponderación a cada una de ellas. El valor final del IEL corresponde a la sumatoria de todos los subíndices de calidad multiplicados por sus respectivas ponderaciones. Para la construcción de este índice se tomaron 12 variables indicadoras, tanto abióticas como biológicas. En la Tabla 30 se presentan con los valores de ponderación o importancia (vi) asignados. Como puede verse, los factores fisicoquímicos tiene un 60% de importancia y las variables bióticas un 40%. Los valores de importancia (vi) de la Tabla 30 se establecieron tomando en cuenta la experiencia que se ha tenido previamente en estudios limnológicos y de calidad de aguas (Ramírez y Viña 1998) y la grado en que cada variable afecta o refleja el funcionamiento de las ciénagas tropicales (Arias 1985, Payne 1986, Esteves 1988, Roldán 1992, Pinilla 2005).

Para cada parámetro se desarrolló una curva de calidad dentro de una escala de 0-1 (0= baja calidad y 1= alta calidad) (Anexo B). Con base en estas curvas se estableció la relación entre las variables y los subíndices de calidad (ci) para cada una. De esta manera, dado un determinado valor de un parámetro, se estableció en la curva de calidad su correspondiente ci. La estructura matemática de IEL se basa en la sumatoria del producto de los subíndices (vi) y (ci) hallados para cada variable:

$$IEL = \sum_{i=1}^{11} vi \cdot ci \cdot 100$$

Tabla 300. Subíndices de importancia (vi) asignados a las variables utilizadas para la construcción del IEL

Variable	Unidades	Valor (vi)
----------	----------	------------

OD % Sat	%	0,15
pH	Unidades	0,05
Nitrato	mg/L	0,1
Fósforo Total	mg/L	0,1
N/P		0,1
Conductividad	μS/cm	0,05
Relación A/V		0,05
CPUE	Kg/canoa/día	0,15
Clorofila	mg/m ³	0,1
Nygaard		0,07
BMWP		0,04
ASPT		0,04
SUMATORIA		1

Los valores del IEL fluctúan entre 0 y 100. En la Tabla 31 se presenta la interpretación propuesta a los rangos en que puede variar el IEL. Los estados limnológicos planteados son *crítico*, *aceptable*, *adecuado* e *ideal* y se refieren a la menor o mayor capacidad que tienen las ciénagas para cumplir adecuadamente sus funciones ecológicas. Dichas funciones apropiadas incluyen los siguientes procesos: buena capacidad de amortiguación de inundaciones, producción primaria alta, respiración alta, digestión de materia orgánica elevada, buena recirculación de nutrientes entre el sedimento y la columna de agua, transferencia eficiente de energía de los productores a los consumidores, producción pesquera alta y elevada diversidad de las comunidades biológicas.

Se aplicó el IEL a las ciénagas del Canal del Dique, utilizando los datos disponibles. Los resultados se muestran en la Tabla 32. Con base en el IEL se concluye que la mayoría de las ciénagas presentan solo un aceptable funcionamiento ecológico, es decir, que existen procesos de disturbio que reducen su funcionamiento ecológico apropiado. Ninguna ciénaga tiene un funcionamiento adecuado y mucho menos óptimo o ideal. Por lo tanto, se puede decir que todos estos sistemas lagunares están sometidas en mayor o menor grado a procesos de deterioro. En general las ciénagas con un IEL mayor se caracterizan por los altos porcentaje de saturación de oxígeno, pH con tendencia a la neutralidad, nutrientes en rangos moderados y valores favorables de los indicadores biológicos (BMWP, ASPT, Nygaard, CPUE).

Tabla 311 Clasificación limnológica con base en el índice del estado limnológico (IEL)

Valor del IEL	Significado
---------------	-------------

0-50	Estado limnológico <u>crítico</u> . La ciénaga está sometida a fuerte estrés que impide el cumplimiento de la mayoría de sus funciones ecológicas
51-65	Estado limnológico <u>aceptable</u> . La ciénaga se encuentra dentro de límites aceptables de funcionamiento, pero se presentan disturbios que disminuyen su capacidad de autorregulación
66-80	Estado limnológico <u>adecuado</u> . La ciénaga cumple la mayoría sus funciones ecológicas en forma razonable
81-100	Estado limnológico <u>ideal</u> . La ciénaga cumple todas sus funciones ecológicas adecuadamente

Tabla 322 Clasificación del funcionamiento ecológico de algunas ciénagas del Canal del Dique según el IEL Completo

Ciénaga	Valor de IEL	Estado Limnológico
Ciénaga Máximo Deterioro	16,27	Crítico
Palotal	46,90	Crítico
Guájaro	46,98	Crítico
Jobo	48,70	Crítico
Juan Gómez	52,85	Aceptable
Honda	52,95	Aceptable
Matuya	53,12	Aceptable
Tupe	54,65	Aceptable
Zarzal	55,75	Aceptable
Capote	56,45	Aceptable
María La Baja	58,20	Aceptable
La Luisa	59,22	Aceptable
Aguas Claras	61,50	Aceptable

Las ciénagas con los valores más bajos IEL, en especial Palotal, Guájaro y Jobo, presentan menor porcentaje de saturación de oxígeno, elevada conductividad, baja producción pesquera y poca biomasa algal. En otras palabras, las funciones de producción primaria y transferencia energética hacia los niveles superiores de las redes tróficas están muy afectadas. Como valor de referencia, se incluye una ciénaga hipotética en la que el deterioro es máximo (hipereutrofizada, colmatada, sapróbica, ácida, mineralizada, con poca diversidad biológica y mínima producción pesquera). Esta ciénaga con deterioro extremo tendría un IEL de 16,2.

Se diseñó una segunda versión del IEL que difiere de la presentada arriba en que se eliminaron las variables que tiene que ver con los indicadores biológicos de fitoplancton

(Nygaard) y de macroinvertebrados (BMWP y ASPT), así como la producción pesquera (CUEP), ya que en muchas ocasiones no se dispone de la información para calcular estos índices. Esta segunda versión se denominó IEL Parcial. En la Figura 14 se comparan los resultados al aplicar el IEL Completo y el IEL Parcial. Como puede observarse, cuando se aplica el IEL Parcial la mayoría de las ciénagas conservan la misma clasificación obtenida con el IEL Completo. Jobo y Guájaro pasan a condición aceptable y Honda disminuye su IEL a estado crítico; sin embargo, los cambios numéricos en el IEL en estas ciénagas es pequeño. Esto muestra que el IEL Completo discrimina un poco mejor las condiciones ecológicas de las ciénagas al tener en cuenta los indicadores bióticos, pero que el IEL Parcial no muestra resultados muy diferentes. Por ello se podrían utilizar indistintamente.

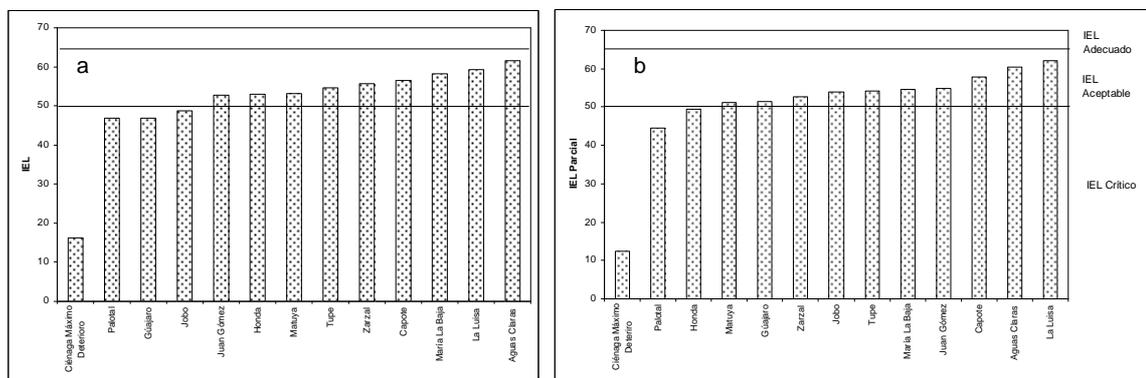


Figura 144 Comparación entre el IEL Completo (a) y el IEL Parcial (b) aplicado a las ciénagas del Canal del Dique

ALGUNAS CONSIDERACIONES DERIVADAS DEL IEL

- El estado limnológico de las ciénagas del Canal del Dique es aceptable sugiriendo que estos ecosistemas lénticos se encuentran dentro de los límites admisibles de funcionamiento. Estas funciones ecológicas se entienden como: producción primaria, respiración, digestión de la materia orgánica, circulación de nutrientes, transferencia de energía, producción pesquera y diversidad biológica.
- Existen disturbios en el sistema cenagoso del Canal del Dique que disminuyen en buen grado la capacidad de autorregulación de la mayoría de sus ciénagas.
- Las diferentes obras ejecutadas en el Canal del Dique a lo largo de los años han afectado las ciénagas, lo cual se refleja en que el estado limnológico de la mayoría de ellas no es del todo óptimo, sobretodo en lo referente a la producción pesquera y los cambios morfométricos.
- Existe una tendencia leve pero detectable a la degradación ambiental de las ciénagas a lo largo del tiempo.
- Las variables fisicoquímicas evidencian que el embalse del Guájaro presenta una contaminación fuerte. Este sistema registró un valor bajo del IEL, coincidente con su

estado limnológico de regular calidad dentro del conjunto de ciénagas del Canal del Dique. Posiblemente la elevada intervención humana a que es sometido este sistema explica su calificación del IEL.

- Los índices bióticos ayudan a entender y explicar mejor el estado limnológico de las ciénagas. Por ello se recomienda utilizar el IEL que los incluye, aunque el IEL Parcial no difiere mucho en sus resultados.
- Las ciénagas Aguas Claras, La Luisa, Maria La Baja y el sistema cenagoso Capote, Tupe, Zarzal están en mejor estado limnológico que el resto de ciénagas tomadas en consideración en este estudio. Sin embargo, ninguna ciénaga alcanza la clasificación de funcionamiento adecuado y están lejos del valor ideal, lo que señala que en todas existen procesos que causan mayor o menor deterioro.

4. OTROS ECOSISTEMAS PROTEGIDOS DENTRO DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL CANAL DEL DIQUE

4.1 EL ECOSISTEMA DE MANGLAR EN EL ÁREA DEL CANAL DEL DIQUE

Los manglares son sistemas ecológicos abiertos en relación al flujo de energía y materia. Se consideran como los ecosistemas más productivos, pero al mismo tiempo más frágiles y vulnerables ante las influencias externas. Su importancia biológica, ecológica y económica radica en los usos múltiples que sustentan (INDERENA 1984).

Fitosociológicamente, bajo el nombre de manglar se conocen ciertas asociaciones vegetales de pantano, que incluyen especies anfibias, leñosas y perennifolias con una biología estrechamente relacionada a las costas tropicales. La sistemática de este tipo de vegetación se puede resumir así: En la familia Rhizophoraceae se encuentran las especies *Rhizophora mangle*, *Rhizophora harrisonii* y *Rhizophora racemosa*. En la familia Avicenniaceae se encuentran *Avicennia germinans* y *Avicennia tonduzii*. A la familia Combretaceae pertenecen las especies *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*. De la familia Theaceae se encuentra la especie *Pellicera rhizophorae* y de la familia Adiantaceae la especie *Acrostichum aureum* (Von Pral *et al.* 1990, Sánchez *et al.* 1997). Los manglares colonizan terrenos anegados y sujetos a intrusiones de agua salada, donde el suelo puede estar constantemente inundado o se anega solo en marea alta. Se localizan en zonas litorales de suelos planos y fangosos, en aguas relativamente tranquilas como estuarios, bahías, ensenadas y lagunas, entre otras. Un ejemplo de ecosistema de manglar se puede ver en la Fotografía 9.

Los manglares tienen las siguientes características: 1. Una marcada tolerancia al agua salada y salobre, sin ser plantas halófitas obligadas, 2. Diferentes adaptaciones para ocupar sustratos inestables, 3. Adaptaciones para intercambiar gases en sustratos anaeróbicos y 4. Embriones capaces de flotar que se dispersan transportados por el agua (Von Pral *et al.* 1990, Sánchez *et al.* 1997).

Para vivir en medios expuestos a aguas salinas, la vegetación de mangle ha desarrollado importantes estrategias como: alta tolerancia a la concentración de sal en la savia, activa secreción de sales a nivel de las raíces y hojas y remoción de sales por medio de la acumulación y desprendimiento de hojas viejas. Por otro lado, para ocupar sustratos inestables los manglares presentan adaptaciones particulares a nivel de las raíces, por ejemplo la formación de zancos con los cuales aumentan la superficie de sustentación. En sustratos muy inestables los manglares rojo (genero *Rhizophora*), negro (genero *Avicennia*) y blanco (*Languncularia racemosa*) desarrollan raíces adventicias de apoyo y raíces subterráneas radiales largas pero de poca profundidad, ideales para este tipo de sustratos poco consolidados. Los manglares piñuelo (*Pelliciera rhizophorae*) y nato (*Mora megistosperma*) se caracterizan por desarrollar raíces con contrafuertes formando una base de apoyo y raíces tabloides, estribos o bambas (Von Pral *et al.* 1990).



Fotografía 9 El ecosistema de manglar. Se destaca el mangle rojo en contacto directo con el agua

Esta vegetación altamente adaptada sostiene gran parte de la productividad ecológica de los mares tropicales del planeta. Se estima que las 2/3 partes de las poblaciones de peces en el mundo dependen de las áreas de manglar y de sus detritos (Odum y De La Cruz 1967, en Sánchez *et al.* 1997). Diferentes estudios confirman que el material detrítico aportado por los manglares mantiene las redes tróficas más complejas y diversas de todos los ecosistemas en términos de producción primaria y producción de hojarasca. Esta alta productividad se debe a la permanente caída de las hojas y a que el manglar es un sistema abierto a través del cual se transporta materia orgánica, ya sea por medios físicos como mareas, drenaje terrestre y pluviosidad, o por vías biológicas como producción de hojarasca, descomposición, mineralización biológica y procesos orgánicos (Von Pral *et al.* 1990). La Figura 15 muestra la cadena trófica general que se sustenta a partir de la hojarasca producida por el manglar.

Por otro lado el manglar es un excelente evotranspirador, con lo cual aporta humedad a la atmósfera y al hacerlo, regula térmicamente a las comunidades cercanas. Además, el manglar es un importante reciclador de CO₂ (Von Pral. *et al.* 1990, Sánchez. *et al.* 1997).

Los manglares no solo representan una fuente de energía y un sustrato. También sirven de refugio, sitios de alimentación y anidación de diversas especies de mamíferos, aves, reptiles y anfibios. Las larvas y juveniles de vertebrados e invertebrados encuentran refugio contra depredadores en las raíces, capturan y alimento. Los organismos que viven en el manglar se pueden separar según el lugar que habiten; puede ubicarse en el fango, en los árboles de mangle o en el cuerpo del agua. Además, muchas de estas especies transportan energía entre el manglar y otros ecosistemas (arrecifes, praderas de pastos marinos) (Álvarez *et al.* 2000).

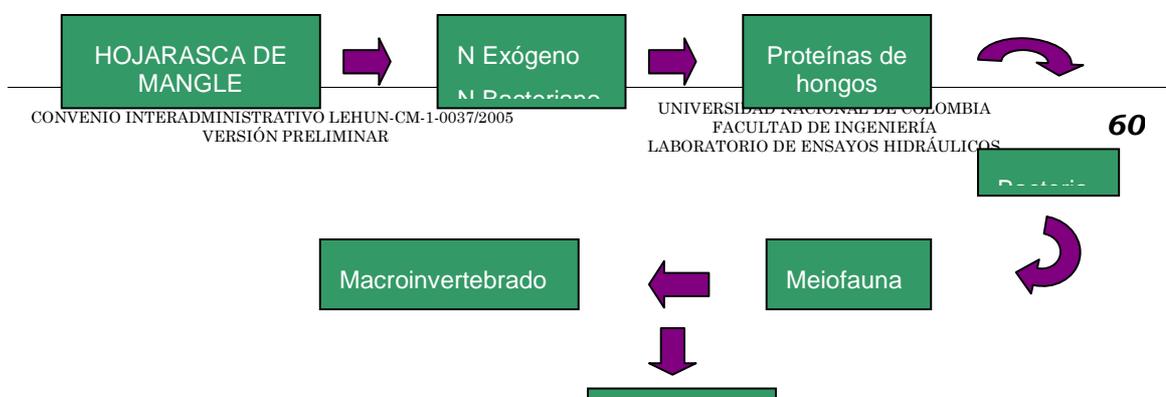


Figura 155 Cadena trófica de un ecosistema de manglar

Aparte de los recursos ecológicos, la vegetación de mangle ofrece beneficios como (Sánchez *et al.* 1997, Corporación Spider Net 2000):

- Formación de suelos maduros por medio de la fijación de arena
- Protección contra la erosión costera
- Sombrío en las playas y ganancia de terreno al mar, ya que sus raíces retienen las partículas que descargan los ríos y los arroyos en el mar, así como el sedimento que lleva las corrientes de deriva costera
- Protección de las islas coralinas de la erosión provocada por el embate de las olas
- En las desembocaduras de los grandes ríos, los manglares consolidan los terrenos formados a partir de la depositación de sedimentos
- Control de inundaciones
- Estabilización de la línea costera/ control de erosión
- Retención de sedimentos y sustancias tóxicas purificando el agua que llega al mar
- Desalinización del agua que ingresa a tierra firme
- Fuente de materia orgánica, producción de hojarasca y exportación de biomasa
- Protección contra tormenta/ cortinas rompevientos
- Estabilización de microclimas

Tabla 333 Bienes que se ofrece el ecosistema de manglar a las poblaciones circundantes.

BIENES QUE SE OBTIENEN DEL ECOSISTEMA MANGLAR *		
ENERGIA/COMBUSTIBLE	PESCA	COMIDA/MEDICINAS/BEBIDAS
• Leña para cocinar	• Nasas para peces	• Aceite de cocina
• Leña para ahumar (pescados, caucho, ...)	• Boyas de pesca	• Vinagre
• Carbón	• Venenos para pesca	• Bebidas fermentadas
• Alcohol	• Taninos conservantes de redes	• Condimentos de la corteza
		• Edulcorantes, verduras, hojas y frutas
CONSTRUCCION	AGRICULTURA	• Medicinas de hojas y cortezas

• Madera para construcción pesada	• Forraje	
• Rieles de tren	• Abonos verdes	HOGAR
• Pingos para minería		• Ceras
• Madera para pisos	PAPEL	• Muebles
• Botes, embarcaciones	• Papel	• Camas
• Tuberías para el agua	• Envoltura cigarrillos	• Aceite para el pelo
• Pegamento, gomas		• Herramientas de casa
	COMIDA/MEDICINAS/BEBIDAS	• Morteros para arroz
TEXTILES	• Peces, crustáceos, moluscos, aves, huevos, mamíferos, reptiles, anfibios e insectos	• Juguetes
• Fibras	• Miel de abeja	• Palos de fósforos
• Colorantes para el agua	• Azúcar	• Incienso
• Taninos para curtir	• Bebidas	• Cajas de embalaje

(Fuente: Greenpeace. *Manglares Los bosques salados*. Julio 1998. En: Corporación Spider Net, C.A. 2000. El Ecosistema Manglar. <http://escenarios.com/natura/manglares.htm>. [en línea] .Feb 14 2006).

Además, los manglares tienen un valor directo para las poblaciones locales, las cuales han obtenido ancestralmente de este ecosistema su fuente de sustento diario, por ser poblaciones principalmente de pescadores artesanales y recolectores de moluscos y crustáceos que se desarrollan dentro de este ecosistema. Es entonces una fuente de seguridad alimentaria y de sustento familiar. En la Tabla 33 se observa algunos bienes que ofrece el manglar a la población circundante (Corporación Spider Net 2000).

En la actualidad, los ecosistemas de manglar del mundo se encuentran seriamente amenazados. Según un último informe de la FAO (2003) un 25% de áreas de manglar en el planeta han desaparecido en los últimos 20 años. Las causas de esta deforestación acelerada están en el cambio de uso los espacios que ocupan estos ecosistemas, a fin de expandir las ciudades, realizar actividades agrícolas, construir desarrollos turísticos y principalmente, a partir de la década de los 70, establecer granjas de cultivo de camarón (Corporación Spider Net 2000). Este acelerado proceso de devastación de este ecosistema ha traído graves daños ambientales y sociales.

Los mangles del Caribe colombiano se caracterizan por alcanzar una altura máxima de 25 m. Presentan una gran resistencia a la sequedad fisiológica, ya que se pueden encontrar en zonas con muy poca precipitación. La extensión de la zona de manglar en la costa Caribe

colombiana es de 87230 Ha, destacándose los deltas de los ríos Atrato, Sinú, Magdalena y el Canal del Dique (Tabla 34). En esta región caribeña la fauna de los manglares es un recurso de gran importancia ecológica, social, cultural y económica. Los recursos con mayor importancia comercial son: camarones (*Penaeus* spp), langostas (*Panulirus* spp), cangrejos (*Cardisoma* spp), jaibas (*Callinectes* spp), ostras (*Crassostrea* spp), chipichipi (*Anomalocardia* spp), patas de mula (*Melongena* spp) y pulpos (*Octopus vulgaris*) (Álvarez et al. 2000, Ulloa 2001, Ulloa et al. 1998).

Tabla 344 Superficie de manglares (Ha) de algunos departamentos de la costa Caribe colombiana, registrada entre 1995 y 1996 (Ulloa et al. 1998)

Departamento	Hectáreas
Bolívar	5713.4
Magdalena	52477.7
Sucre	9574.3

Bolívar cuenta con 8132 Ha de manglar, de las cuales cerca del 60% corresponden al delta del Canal del Dique y la Bahía de Barbacoas. Estas dos zonas se posicionan como la segunda área de mayor concurrencia de estos ecosistemas en el país, después de la Ciénaga Grande de Santa Marta en el departamento del Magdalena (Ulloa et al.1998). Las formaciones insulares del departamento del Bolívar presentan una ubicación y características geomorfológicas y ecológicas propicias para la concurrencia de mangle, los cuales no obstante se encuentran en un estado crítico de degradación (Ulloa 2001)

En la región del Canal del Dique el ecosistema de manglar se ubica en tres zonas: en la parte sur del departamento de Bolívar en límites con el departamento de Sucre se encuentra en las ciénagas de Juan Gómez, Palotal, Corcovada y La Honda. En esta zona el mangle se compone de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*. En la ciénaga La Honda se encuentra una gran área del ecosistema de mangle, la cuál es la base fundamental en el sustento de las comunidades circundantes, ya que aporta especies como jaibas, caracoles, chipichipi, mojarra, sábalo y pargos, entre otros.

La segunda y tercera zonas de manglar en el área del Canal del Dique corresponden a la Bahía de Barbacoas y los caños Matunilla y Lequerica, respectivamente. En la bahía la composición de mangle corresponde a *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans*, *Pelliciera rhizophorae* y *Conocarpus erecta*. Estas especies se ven afectadas por la continua intervención, el fraccionamiento y la irreversible extracción de algunas áreas de manglar. En el sector de Punta Barbacoas se presenta una alta mortalidad de las especies de mangle, la cual está asociada a la salinización de los suelos y a las alteraciones de los flujos hídricos. En los caños Lequerica y Matunilla se encuentran las especies *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*, que sufren alteraciones por la interrupción de los flujos hídricos naturales debidos a los procesos de erosión y sedimentación como producto de la dinámica de estos caños.

Uno de los causantes de impacto sobre los manglares en el departamento de Bolívar es la sedimentación proveniente del Canal del Dique que llega a Barbacoas y Bocacerrada. Este

proceso taponan los caños que permiten el intercambio hídrico. Por otro lado, en la Bahía de Cartagena y en la ciénaga de La Virgen o Tesca se observa una alta contaminación por causa de las actividades industriales de Mamonal. Adicionalmente, en la Bahía de Barbacoas y en el Delta del Canal del Dique se presentan aprovechamientos incontrolados de productos derivados de los árboles del mangle, fomentando así la deforestación de áreas enteras este ecosistema. Algunos de los factores mayor impacto en la zona son la tala, la expansión de las fronteras agrícola y ganadera, el desarrollo urbano y el cambio del uso del suelo para el turismo y la industria camaronera. La empresa Laminas del Caribe S.A extrajo 42000 toneladas de madera de la región, de las cuales 29400 fueron de mangle (Ulloa *et al.* 1998).. El incremento masivo industrial del cultivo de camarón en piscinas está causando impactos sin precedentes, ya que su implementación implica la tala del bosque de manglar, el cierre de los flujos de agua y la contaminación de los estuarios con productos químicos y desechos orgánicos provenientes de esta actividad (Álvarez *et al.* 2000, Ulloa 2001, Ulloa *et al.* 1998).

En general el área del Canal del Dique ha sido intervenida por más de 350 años, pero es en los últimos años (desde la década de los 60s y 70s) donde se evidencia un mayor deterioro. Esto ha conllevado a la disminución de algunas especies faunísticas asociadas al manglar, como el caimán de aguja (*Crocodylus acutus*), el manatí (*Trichechus manatus*) y la tortuga de río (*Podocnemis lewyana*), entre otros. No obstante la tala del mangle no solo afecta el ecosistema, también golpea a la población circundante por la falta de los suministros fundamentales que éste provee (Álvarez *et al.* 2000, Ulloa 2001, Ulloa *et al.* 1998) y que se resumen en la Tabla 33.

Con el ánimo de procurar herramientas para la conservación de los ecosistemas de manglar, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, expidió las resoluciones No 1602 de 1993 y 020 de 1996 a través de las cuales determinó la obligación a las CARS (Corporaciones Autónomas Regionales) en cuya jurisdicción se encontraran áreas de manglar, de elaborar informes sobre el estado de los manglares y las actividades de recuperación. Por otro lado, en el 2001 se estableció la Ley de Conservación del Ecosistema Manglar. A nivel internacional, el convenio RAMSAR del cual Colombia es signatario, incluye la resolución VIII.32, la cual trata sobre la conservación, manejo integral y uso sostenible de los ecosistemas de manglar y sus recursos.

El Parque Forestal y Zoológico “Cacique Dulio”

Dentro de la zona deltáica descrita arriba se encuentra el Parque Forestal y Zoológico “Cacique Dulio”, la cual es un área de protección y conservación de los recursos naturales y paisajísticos creado mediante acuerdo 15 de 1994, del Concejo Distrital de Cartagena de Indias. Se ubica en la margen izquierda del Canal del Dique, en el extremo noreste de la isla de Barú, entre el caño Lequerica, el caño del Estero y el corregimiento de Santa Ana, con una extensión de 420 ha. Se declaró área de protección para la preservación de flora y fauna, ya que es una zona cubierta completamente por **manglar**, en especial en los alrededores del caño del Estero. El nombre de “Cacique Dulio” es un homenaje a la cultura Caribe que habitó esta isla antes de la llegada de los españoles. Se destina a proteger la flora, fauna y suelo, como elementos de estabilización ambiental. Por lo tanto en esta zona

está prohibido el desmonte, destrucción y deterioro de la vegetación natural y de carácter marino.

4.2 SANTUARIO DE FAUNA Y FLORA EL CORCHAL “EL MONO HERNÁNDEZ”

Se encuentra dentro del área de influencia del Canal del Dique, en la sub-región de los Montes de María (Figura 16). Específicamente, se ubica entre las coordenadas 10° 03' 24" Norte, 75° 34' 34" Oeste y 9° 59' 57" Norte y 75° 35' 07" Oeste. Este santuario posee una extensión aproximada de 38,5 km², comprende el delta de la desembocadura del Canal del Dique incluida la llanura deltáica, el frente del delta y el prodelta. La llanura deltáica representa cerca de 500 km² (Leblanc 1985) y limita por el sur con el Caño Correa y su desembocadura en Boca La Matuna y por el norte con la desembocadura del Canal del Dique en la Bahía de Cartagena. Su territorio en el ámbito político administrativo se localiza en límites de los departamentos de Sucre y Bolívar, en los municipios de San Onofre y Arjona, respectivamente (Gambani *et al.* 2004).

La depresión que ocupa actualmente el canal corresponde a un valle caracterizado por presentar una sucesión de estructuras plegadas de tipo sinclinal y anticlinal, lo cual corresponde a la separación de los cinturones de Sinú y San Jacinto. Como todo delta de desembocadura en el mar, la principal característica del sector es la de ser una área inundable fluvial – marina expuesta a cambios periódicos de salinidad. La salinidad presenta gradientes que varían desde la línea costera en la bahía de Barbacoas, donde se encuentran valores mayores a 36‰, y que van disminuyendo hacia el interior del continente.

Específicamente en la zona sur del Delta del Canal de Dique, donde se estableció el Santuario de Fauna y Flora Jorge Ignacio Hernández Camacho “El Mono Hernández”, confluye una serie de características biológicas, ecológicas y geográficas que ha hecho de esta área una zona propicia para la conservación de los ecosistemas allí presentes. Los principales son manglares y bosques de corcho (*Pterocarpus officinalis*) y cantagallo (*Erythrina fusca*), playones aluviales y fluviomarinos, pantanos salobres y de aguas dulces, ciénagas mangléricas y caños.

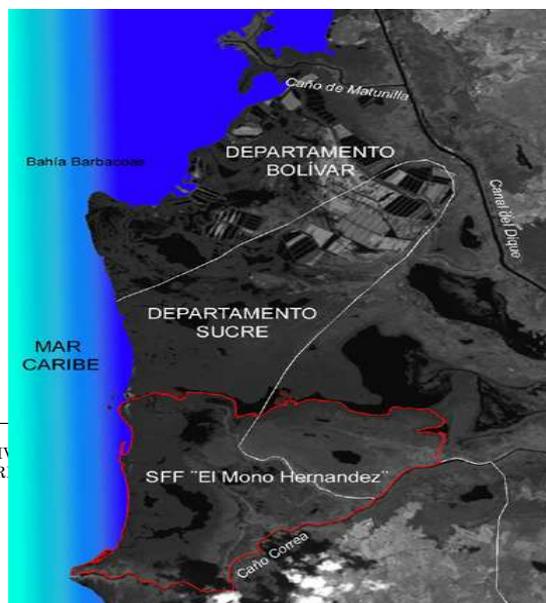


Figura 166 Ubicación geográfica del Santuario de Fauna y Flora “Mono Hernández” en el delta del Canal del Dique

La historia del Santuario se encuentra asociada directamente a la historia del Canal del Dique. En el siglo XVIII se describió la zona como una gran ciénaga conocida para la época como “La Matuna”. Esta laguna costera era de considerable extensión y albergaba en su interior un gran estuario conformado por pequeñas islas de suelos arcillosos. Estaba protegida en su parte litoral por una serie de islas de mayor tamaño, ubicadas en sentido norte-sur. Hoy en día la zona es una gran planicie fluvio-marina, geomorfológicamente muy dinámica y en constante proceso de acreción y erosión. Estos eventos geomorfológicos dependen directamente de la carga sedimentaria transportada por el caudal del Canal del Dique y moldean el paisaje deltáico. La declaratoria de la reserva tuvo su origen en la caracterización, diagnóstico y zonificación de los manglares de los departamentos de Sucre y Bolívar hecha por Ulloa (2001). En dicho trabajo el autor propuso el establecimiento de una área de 2820 hectáreas en el delta activo del Canal del Dique, denominada “Zona de Preservación Sector ciénaga de Pablo”. La clasificó bajo esta categoría debido a su complejidad ecosistémica y al buen estado de conservación que presentaba, tanto a nivel regional como nacional. También planteó la delimitación de un área parcial de 1005 hectáreas que denominó “Zona de Uso Sostenible Sectores Delta y Canal del Dique”. Estas dos zonas se declararon un año después como el Santuario de Flora y Fauna El Corchal “El Mono Hernández”. El Santuario debe su nombre al científico Jorge Ignacio Hernández Camacho (Enero 15 de 1935 – Septiembre 15 de 2001), conocido comúnmente por la comunidad científica nacional e internacional como “El Mono o Sabio Hernández” (Parques Nacionales Naturales 2004). El Mono Hernández falleció precisamente en el sector sur del Santuario, cuando se encontraba emitiendo un concepto técnico sobre la necesidad de conservar los bosques de “corcho” bajo una de las categorías de áreas protegidas.

El bosque de manglar (cuyas características como ecosistema se describieron con anterioridad) está presente en el área del santuario en cuatro zonas: manglares de las ciénagas de Pablo y Honda, manglares de Portobelo, manglares de Benítez y manglares de La Escuadra y Caño Hondito. En estos sitios, que abarcan un total de 1961 hectáreas, se encuentran las 5 especies de mangle registradas para el Caribe colombiano.

Los bosques pantanosos de corcho se ubican en las zonas pantanosas de agua dulce, donde la especie dominante es *Pterocarpus officinalis*, una leguminosa simpreverde nativa de América tropical. Este árbol forma un bosque homogéneo de 401 hectáreas que se ubica en la parte central sur del santuario, en inmediaciones de los caños Portobelo, Rico y Correa. Presenta grandes raíces en forma de contrafuerte y alcanza un tamaño de 25 m de alto y 1 m de diámetro (Fotografía 10). Su función ecológica se fundamenta en la naturaleza inundable de su hábitat y en servir de albergue a una variada fauna constituida por reptiles, aves, crustáceos y moluscos. Esta fauna del área pertenece a la región zoogeográfica de la Provincia Caribe-Magdalence y se caracteriza por su adaptación a los ecosistemas inundados. Se encuentran especies como la zorra manglera, el mono aullador, el tinajo o borujo, el ponche o chigüiro, varias marmosas, la tortuga de río, el chavarría, la garza real, el pato barraquete, el pato buzo, el bebehumo y el canario manglero.

Adicionalmente el bosque de corcho suministra bienes y servicios ambientales, distintos al uso comercial. Así por ejemplo, provee bienes pesqueros, hidrobiológicos, forestales y de banco de germoplasma. Además, actúa en la fijación de sedimentos, la filtración del agua, la regulación de los sistemas ecológicos adyacentes, la acreción de costas, la protección del litoral contra la erosión costera, la fijación de gas carbónico, la producción de oxígeno, la formación de suelos y la exportación de energía a los sistemas coralinos.

En el santuario “El Mono Hernández” también se protegen 1094 hectáreas de vegetación graminoide alta inundada, localizadas al sur y al oriente de la reserva, sobre las planicies de inundación de caño Correa.



Fotografía 10. Bosque de corcho en del Santuario de Fauna y Flora “El Mono Hernández”

4.3 EL PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO

El Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo tienen una extensión aproximada de 120.000 ha, el cual se enmarca dentro de un espacio conocido como “aguas interiores del mar caribe” donde intervienen el río Magdalena, el Canal del Dique y Cartagena. Las características generales de tipo mediterráneo que presenta el mar Caribe, la abundante red de ríos que desembocan, la temperatura de las aguas y la baja profundidad determinan la presencia de numerosos ecosistemas costeros de alta productividad como los arrecifes coralinos.

Las colonias de organismos marinos formadas por la asociación de un alga y un pólipo de coral, asociados a su vez con una gran cantidad de algas coralinas, plantas y animales acuáticos, en su conjunto forman el arrecife coralino, el cual necesita aguas claras y oligotróficas para su óptimo desarrollo. Este ecosistema es de suma importancia por: proteger la costa de mareadas y oleaje, modificar la dirección y la velocidad de las corrientes,

exportar e importar nutrientes, servir de hábitat a una gran cantidad de especies y ofrecer un gran valor escénico.

Los resultados de los estudios de 1984, en contraste con los registrados en 1977, evidencian un gran deterioro de los ecosistemas coralinos. Existen versiones encontradas sobre el causante de la disminución de estos arrecifes coralinos. Según Alvarado *et al.* (1989), después de las obras de ampliación y rectificación del Canal en 1982 se aumentó el radio, la profundidad mínima, el ancho del fondo y los volúmenes de dragado de los canales que desembocan en la bahía de Barbacoas (Lequerica y Matunilla), lo que significó un aumento promedio del caudal del 33% y una descarga aproximada de 12000 toneladas diarias de material sólido arrojados al mar en esta zona. Este voluminoso y continuo aporte de sedimentos provenientes del Canal invaden y deterioran los ecosistemas coralinos del parque (Barón *et al.* 1984, en: Universidad del Norte 2003).

No obstante, la mortalidad de los arrecifes coralinos no solo se atribuye a la sedimentación proveniente del Canal del Dique, sino también al uso de la dinamita como alternativa de pesca, al turismo y a los rellenos artificiales en las islas. Adicionalmente se ha evidenciado una alteración en los parámetros fisicoquímicos como nutrientes, turbidez, temperatura, salinidad y transparencia (Ramírez 1984, Alvarado *et al.* 1985, Corchuelo & Alvarado 1990 en: Universidad del Norte 2003).

Por el contrario, otros autores afirman que la influencia de las aguas del Canal del Dique afecta toda área del parque solo en la capa superficial del agua. Además, se ha establecido que el apilamiento de aguas sobre la plataforma continental del Canal debido al encuentro de dos corrientes marinas opuestas, determina una mínima influencia de las aguas del Canal sobre el parque. Los estudios actuales de flora y fauna en el área han encontrado que la disminución de las especies se produce por el aumento global de la temperatura y la mortalidad epidémica de los corales (Leblanc 1985, Pujus & le Tarear 1988, Cendales 1999 y Rojas 2001, todos en: Universidad del Norte 2003).

Diferentes estudios realizados desde 1969 hasta 1968 señalan cambios en los arrecifes coralinos, tales como la reducción de especies, no solo de corales sino también de peces, crustáceos y moluscos. Solo en los años 80 se evidenciaron los cambios en las poblaciones coralinas causados por la pesca con dinamita, la pesca deportiva, la contaminación, el turismo, los rellenos y la sedimentación. De otra parte, procesos naturales como el fenómeno de El Niño registrado en 1982-1983, aumentaron de forma acelerada la muerte de los corales, dada por el blanqueamiento de los pólipos debido al aumento de la temperatura del agua. Estos eventos han causado el deterioro coralino durante las dos últimas décadas, el cual se evidencia en la reducción de la cobertura del coral vivo, el aumento en la incidencia de enfermedades y el incremento de la cobertura de las algas (Alvarado *et al.* 1989, Zapata 2005).

A pesar de estos datos que señalan el deterioro de los arrecifes del parque, un estudio reciente (Zapata 2005) ha demostrado que en los últimos años ha habido cierta tendencia a la recuperación de la cobertura coralina en algunas áreas de la reserva. En la Tabla 35 se pueden evidenciar estos cambios en el porcentaje de la cobertura de coral vivo registrados en los estudios de Alvarado *et al.* (1989) y Zapata (2005) respectivamente.

Se puede ver claramente que la cobertura en los años 80 fue menor que la actual. Se podría suponer que el incremento en los volúmenes de sedimento y turbidez causados por los dragados en 1984 de los canales que desembocan en la Bahía de Barbacoas, así como el auge turístico del parque en esa época, fueron posiblemente los causantes de la baja cobertura de coral vivo en 1989. La disminución de los corales se manifestó de manera alarmante en especies como la *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis*, que tuvieron una disminución del 90% de su cobertura. Un estudio realizado en 1984 (Alvarado & Corchuelo 1990) sugirió que los sólidos en suspensión provenientes del Canal del Dique hicieron disminuir en un 50% la transparencia del agua, lo cual causó cambios en la penetración de la luz; la salinidad superficial disminuyó y la concentración de nutrientes aumentó. Todo esto produjo fuertes cambios en las poblaciones coralinas. Adicionalmente el mayor caudal y transporte de sedimentos ocurrió en la época de lluvia de 1988, año en el que el huracán Juan alcanzó velocidades superiores a 230Km/hora (Alvarado *et al.* 1989, Zapata 2005). Como se puede observar, las formaciones coralinas responden a la magnitud y forma en que operan los procesos biológicos y geológicos naturales o artificiales a través del tiempo.

Tabla 355 Porcentaje de la cobertura media de coral vivo en Isla Grande, Rosario, Tesoro y Pavito registradas en 1989 (Alvarado *et al.* 1989) y 2005 (Zapata 2005).

% cobertura de coral vivo		Isla
1989	2005	
31.7	32	Barú
27.4	30	Isla Grande
23.3	42.2	Rosario
22.1	56.3	Tesoro
18.1	39	Pavitos

El estudio de Zapata (2005) muestra que las coberturas actuales de coral vivo han aumentado con respecto al año 1989. Sin embargo, las especies más importantes por su contribución a la formación del arrecife, como los corales cuerno de alce (*Acropora palmata*) y cuerno de ciervo (*Acropora cervicornis*), siguen siendo las más afectadas, ya que desde los años 80 su cobertura media no supera el 5%. Esta situación continúa aparentemente igual en la actualidad. En el 2005 se evidenció un proceso de recuperación del 20% de la cobertura de coral vivo, adjudicado a un mejoramiento de las condiciones del agua, pero

deben tenerse en cuenta las diferencias dadas por las distintas metodologías utilizadas. De igual forma, en el estudio de Zapata (2005) se puede observar que las zonas más cercanas a las bahías de Cartagena y Barbacoas presentan coberturas menores de coral vivo, en comparación con las zonas coralinas retiradas de estos sectores. Esto hace aumentar la probabilidad de que la devastación coralina se deba a los sedimentos provenientes del Canal del Dique, sin olvidar otras actividades antrópicas impactantes como el turismo, el crecimiento demográfico (la población total del área de Cartagena aumentó desde los años 90 en 258.000 habitantes, acercándose al millón de personas en la actualidad) y la pesca desmedida con técnicas de captura inapropiadas como la dinamita.

El número de especies de coral ha disminuido de 48 registradas en los años 70 a 43 reconocidas hoy en día. Estos datos permiten calcular una tasa de extinción del 10.4% en dicho periodo. No obstante el mayor impacto ha sido en la estructura de la comunidad arrecifal. La dominancia de las especies ha cambiado drásticamente, ya que los géneros de *Acropora* que predominaban antes de 1984 han sido remplazados por *Montrastea cavernosa*. Esta especie se ha visto favorecida por las condiciones actuales, de manera que el paisaje del arrecife se ha vuelto homogéneo. Otro cambio en la estructura de las comunidades arrecifales se manifiestan en el aumento de la cobertura de algas filamentosas. Estas especies vegetales han alcanzado un 32.5% del total del área en los últimos años. El aumento en su cobertura se atribuye principalmente a la mortalidad del 95% de su consumidor primario, el erizo negro (*Diadema antillarum*) en todo el Caribe, pero seguramente también contribuye a su abundancia la mayor disponibilidad de nutrientes en el agua. Esta sobrepoblación de algas genera competencia y excluye a los corales (Zapata 2005).

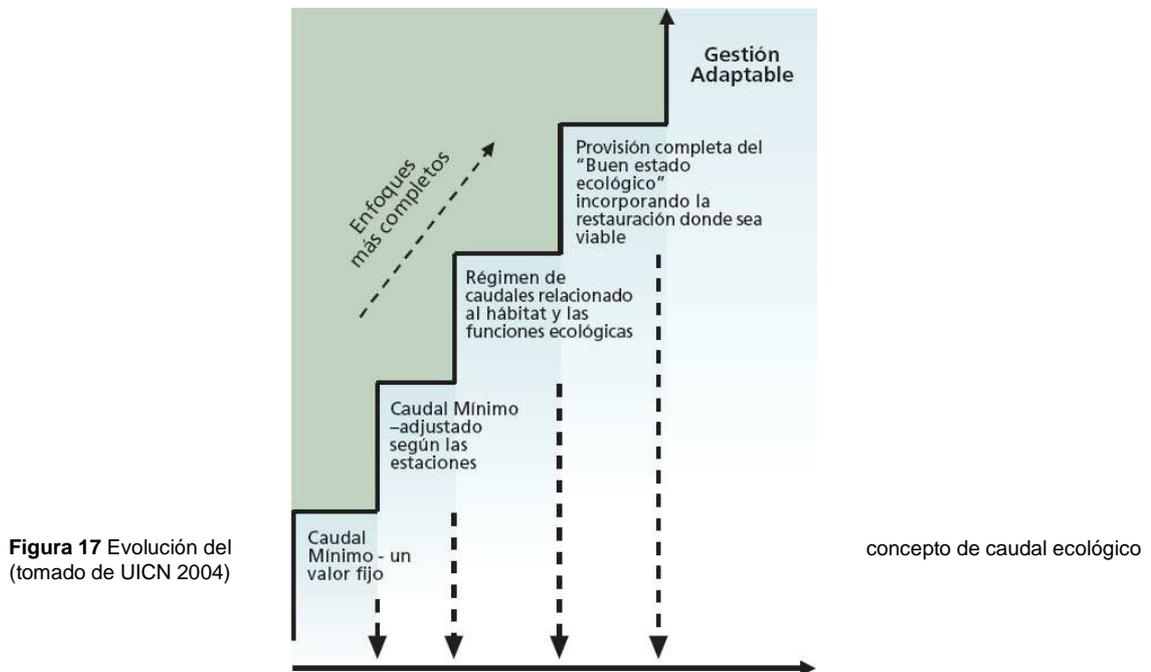
En resumen, los efectos de la sedimentación y los nutrientes sobre los arrecifes se pueden sintetizar de la siguiente manera: la rápida depositación de sedimento puede resultar en taponamiento de los pólipos, reducción de la calidad del agua y disminución de la penetración de la luz. Si la sedimentación es de baja intensidad pero constante, se incrementa el costo energético de los corales para limpiar sus superficies. El incremento de la turbidez disminuye los niveles de incidencia lumínica, lo cual afecta el proceso de fotosíntesis de las algas simbiotas (zooxantelas). Por otro lado los sedimentos forman un sustrato blando en el fondo haciendo que los corales no puedan fijarse a ellos. El aumento de la concentración de nitratos y fosfatos hace que las poblaciones de algas crezcan de tal manera que se tornan en grandes competidoras por el espacio. Este aumento de las concentraciones de nutrientes favorecen la sobrepoblación de algas, las cuales no tienen a su depredador por excelencia, el erizo *Diadema antillarum* (Alvarado *et al.* 1989, Zapata 2005).

Los efectos negativos de los sedimentos y los nutrientes sobre los corales son claros. Estos sedimentos que afectan al Parque Nacional Corales del Rosario provienen muy seguramente del sistema deltáico del río Magdalena (Restrepo *et al.* 2006). No obstante, no se ha establecido con absoluta certeza qué papel juegan las descargas del canal, tanto a la Bahía de Barbacoas (caños Lequerica y Matunilla), como a la bahía de Cartagena, con respecto a la gran descarga del río Magdalena en su desembocadura en Barranquilla.

5. QUÉ ES EL CAUDAL ECOLÓGICO Y CÓMO PODRÍA APLICARSE A LAS CIÉNAGAS DEL CANAL DEL DIQUE

5.1 EL CONCEPTO DE CAUDAL ECOLÓGICO Y SUS DERIVADOS

Un caudal ecológico es la provisión de agua en los ríos y sistemas asociados de suficiente calidad, cantidad, duración y estacionalidad, para mantener los ecosistemas acuáticos y los humedales. Sin embargo, si este caudal se considera como el volumen de agua asignado para alcanzar una condición ambiental determinada, siguiendo un proceso de evaluación ambiental, social y económica en el que se ha logrado establecer un equilibrio aceptable entre las condiciones requeridas por el ecosistema y las necesidades económicas y sociales, se habla entonces de caudal ambiental (Dugan 1990).



El “buen estado ecológico” (Figura 17) debe incluir una evaluación de las comunidades biológicas y de las características del hábitat y de la hidrología de los cuerpos de agua, en combinación con la evaluación convencional de la calidad química. El caudal ambiental, por su parte, va más allá del concepto ecológico. Significa dejar suficiente agua en los ríos, la cual se administra para asegurar beneficios ambientales, sociales y económicos aguas abajo. Es decir, el caudal ambiental es el régimen de agua provisto dentro del río, el humedal o la zona costera para mantener los ecosistemas y sus beneficios allí donde hay diferentes usos del agua y donde el caudal está regulado. Debe hacerse entonces una distinción entre la cantidad de agua necesaria para mantener un ecosistema cerca a las condiciones prístinas, y el caudal que se puede establecer en realidad dentro de un marco ambiental y

socioeconómico. Este último es el verdadero “caudal ambiental” y no se espera que mantenga los ecosistemas en condiciones inalteradas, sino que sea el suficiente para replicar los procesos naturales (Whiting 2002). Se parte entonces de la idea de que es posible retirar alguna proporción del caudal sin que esto cause una degradación medible en el ecosistema. Las estimaciones generales establecen que manteniendo entre el 65% y el 95% del flujo natural, se conserva el patrón normal de caudales del sistema. (Dyson *et al.* 2003).

Se puede caracterizar una amplia variedad de caudales que permitan mantener las características del canal y sus usos. Algunos ejemplos son: los caudales que pasan el plano de inundación y que lo alimentan, los caudales que mantienen la textura del lecho de los sistemas acuáticos necesaria para el desove, los caudales para las actividades recreativas, los caudales que crean islas para aves que nidifican, etc. Por supuesto, aparte del caudal debe tenerse en cuenta la calidad del agua (temperatura, oxígeno disuelto, turbidez y otros parámetros) como condición necesaria para permitir la utilización del ecosistema.

El hábitat debe tener las características que permitan su utilización apropiada por parte de los organismos. Los caudales relativamente bajos pueden proveer combinaciones apropiadas de profundidad y velocidad del agua para la sobrevivencia de los organismos acuáticos. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, se requerirán caudales ocasionales que reconstituyan y formen hábitat, es decir, que mantengan la dinámica de los procesos geomorfológicos.

5.2 COMPONENTES DE LOS CAUDALES ECOLÓGICOS Y AMBIENTALES

Los regímenes de caudales de los ríos pueden dividirse en caudales base, crecidas pequeñas que ocurren cada año, y grandes avenidas ocasionales que cubren los planos de inundación. Las características de estos tipos de caudales son:

Caudales base

El caudal base afecta la naturaleza del río y del sistema de humedales; los caudales base definen si el río es perenne o intermitente. Los caudales base crean una variedad de condiciones para los procesos del ecosistema en las diferentes estaciones del año. El periodo de estiaje junto con la calidad del agua, son factores críticos en el mantenimiento del hábitat físico y en asegurar la sostenibilidad a largo plazo de todo el ecosistema de agua dulce. Los caudales mínimos alteran además la intrusión de agua marina en la desembocadura del río y en los ecosistemas de estuario de las zonas costeras.

Caudales de inundación

Las crecidas recargan los sistemas ribereños de agua subterránea y erosionan y dan forma al lecho del río y los estuarios para mantener su estabilidad y estructura. Las avenidas son esenciales para sincronizar una serie de procesos ecológicos en el sistema fluvial, que van

desde la freza y la migración de los peces hasta la germinación de semillas en las riberas; provocan además el crecimiento explosivo de muchas especies de plantas y animales del plano de inundación.

Las crecidas pequeñas eliminan el agua de baja calidad, remueven los residuos y limpian el lecho del río creando diferentes tipos de hábitats. Las grandes inundaciones son responsables de los cambios en la morfología del río así como por el transporte y depósito de sedimentos, nutrientes, huevos y semillas en los planos de inundación. En algunas cuencas sustentan la agricultura de los planos de inundación así como una variedad de actividades de subsistencia relacionadas con las avenidas.

Una evaluación de caudales ambientales buscará cuantificar y determinar qué elementos del régimen natural de caudales son críticos para lograr los objetivos y servicios ecológicos que se desea proteger o restaurar. Por ejemplo, podría descubrirse que la magnitud de la inundación es más importante que la duración de la misma si el objetivo es eliminar del río los depósitos de sal o sedimentos. En otras partes del mismo río podría ser importante anegar los planos de inundación por un periodo mínimo de tiempo para estimular la reproducción de los peces.

Los humedales necesitarán caudales que correspondan a su periodo hídrico (esto es, los patrones de profundidad del agua, y la duración, frecuencia y estacionalidad de las crecidas) para mantenerse a sí mismos y a los servicios hidráulicos que proveen. A su vez, el periodo hídrico del humedal, entre otros factores, determina la composición de la vegetación, los hábitats existentes para los organismos acuáticos y las características de producción primaria. Igualmente, el patrón de caudales del río influye directamente sobre la estructura y la función de los ecosistemas de agua dulce anexos al canal principal.

5.3 ENFOQUES EN LA DETERMINACIÓN DE CAUDALES ECOLÓGICOS Y AMBIENTALES

Existen dos enfoques principales para la determinación de los requisitos de caudales ambientales, los cuales están basados en los objetivos y en los escenarios. Dentro del marco de referencia más amplio de establecer los objetivos de la gestión de los recursos hídricos para la cuenca, los objetivos o escenarios pueden derivarse a partir de un tramo particular del río, la subcuenca, el estuario o un área del humedal.

Enfoques basados en los objetivos

Aquí el propósito es establecer indicadores ambientales basados en objetivos preestablecidos, para posteriormente identificar un régimen de caudales que cumpla dichos objetivos. Así, el objetivo puede ser alcanzar un “buen estado ecológico” de los cuerpos de agua. Mientras que los criterios generales están especificados, los objetivos deben convertirse en indicadores de rendimiento específico. Es necesario además identificar los caudales límite, por encima o por debajo de los cuales resulta evidente un cambio en el estado del ecosistema.

Enfoques basados en escenarios negociados

Un enfoque alternativo es comparar los efectos de una variedad plausible de escenarios de asignación de recursos hídricos y de caudales en los ecosistemas y los diferentes intereses en el uso de agua representados en la cuenca. Esto conduce a un enfoque negociado para establecer el régimen de caudales más conveniente, donde las autoridades gubernamentales son los mediadores finales. En el caso del Canal del Dique este segundo enfoque será el más utilizado.

En este documento se considerará principalmente el caudal ecológico, ya que para los fines que se persiguen a este nivel, su determinación se hará básicamente con respecto a las condiciones limnológicas adecuadas para un buen funcionamiento ecológico de las ciénagas. Otros aspectos como agua para acueductos, riego, transporte, recreación, etc., se tendrán en cuenta en la evaluación ambiental propiamente dicha. Así, en el contexto general de la modelación matemática se empleará el caudal ecológico, el cual se centralizará en los requerimientos limnológicos de las ciénagas.

5.4 METODOLOGÍAS PARA CALCULAR LOS CAUDALES ECOLÓGICOS Y AMBIENTALES

Los primeros trabajos en metodologías de caudales ecológicos realizados a finales de los años 70 y en los 80, se aplicaron principalmente a ríos perennes en climas templados. Los intereses de la pesca fueron los primeros en fomentar estas evaluaciones para proteger las especies de salmónidos (ej. trucha, salmón) en peligro en los ríos del norte de Europa y Norte América. Los conceptos actuales de la evaluación de caudales ambientales tienen un alcance mucho más extenso; reflejan los esfuerzos de colaboración de los investigadores en las disciplinas físicas, naturales y sociales trabajando en diferentes aspectos de la ecología, la hidrobiología y la gestión sostenible de los recursos hídricos. Los métodos que apoyan estos enfoques se dividen en dos grupos: métodos cuantitativos y metodologías más extensas (Dyson *et al.* 2003, Davis y Rafik 2003).

Métodos cuantitativos

Los métodos cuantitativos tienden a ser prescriptivos y directos. Existen cuatro familias principales de métodos cuantitativos, que de menor a mayor complejidad y necesidad de información, son:

Métodos de índices directos o de tablas de consulta

Se basan en propiedades estadísticas del régimen natural de caudales. Los índices usados más ampliamente son puramente hidrológicos, pero algunos métodos emplean datos ecológicos. Ejemplos: porcentajes del caudal medio o ciertos percentiles de una curva de duración de flujo; el índice Q_{95} (el caudal que es igualado o excedido el 95% del tiempo); el caudal mínimo anual promedio; porcentajes variables del caudal medio mensual (los porcentajes se basan en inventarios de peces, requerimientos de las historias de vida de los

peces, distribuciones de frecuencia de los caudales, y necesidades de agua para periodos especiales, tales como la reproducción y la migración).

Métodos de análisis de datos hidrológicos

Estos métodos de análisis se pueden subdividir en aquellos basados puramente en datos hidrológicos, aquellos que usan información hidráulica (como la forma del canal) y aquellos que emplean datos ecológicos. Los métodos de análisis de datos hidrológicos examinan el régimen completo de caudales del río más que estadísticas previamente derivadas. Un principio fundamental es mantener la integridad, la estacionalidad natural y la variabilidad de los caudales, incluyendo las inundaciones y los caudales mínimos. Un ejemplo de este tipo de análisis es el método Richter. Este método define caudales de referencia para los ríos en los que el objetivo primario es la protección de los ecosistemas naturales. Para ello se identifica el régimen de caudales naturales categorizados de acuerdo a la magnitud (de caudales altos y bajos), el tiempo (de acuerdo a las estadísticas mensuales), la frecuencia (número de eventos) y la duración (promedio móvil mínimo y máximo). Se usan caudales diarios estimados o modelados y un conjunto de 32 índices. Cada índice se calcula para cada año del registro hidrológico, lo que permite concentrarse en su variabilidad interanual. Luego se establece un rango aceptable de variación de los índices, por ejemplo $+ 0 - 1$ la desviación estándar de la media o entre los percentiles 25^{vo} y 75^{vo}.

Los métodos de índices hidráulicos usan los cambios en las variables hidráulicas, tales como el área sumergida del lecho del río (el "perímetro húmedo"), para definir los caudales ambientales. Esto provee una medida simple del hábitat disponible en un río con una descarga determinada. Como regla general, los ríos someros y amplios tienden a mostrar más sensibilidad en su perímetro húmedo cuando cambia el caudal, que los ríos estrechos y profundos. El perímetro húmedo se puede obtener de las curvas estado-descarga existentes para las estaciones del río.

Los métodos de análisis de datos hidrológicos que emplean datos ecológicos tienden a basarse en técnicas estadísticas que relacionan las variables independientes, tales como caudal, con las variables biológicas dependientes, tales como número de poblaciones o índices de estructura de la comunidad calculados a partir de listas de especies. La ventaja de este tipo de método es que se enfoca en las áreas de interés (el caudal y la ecología) y toma directamente en cuenta la naturaleza del río en cuestión. Sin embargo, tiene algunas desventajas:

(a). Es muy difícil hasta incluso imposible derivar índices bióticos que sean sensibles solo a la corriente y no a los otros factores como la estructura del hábitat y la calidad del agua. Es importante que los índices de monitoreo para la calidad del agua sean utilizados con extremo cuidado.

(b) La falta de los datos hidrológicos y biológicos es un factor limitante y muchas veces los datos colectados no cumplen los requerimientos para este fin.

(c) El tiempo de la series de la corriente y de los índices bióticos pueden ser independientes, lo cual puede interferir en las técnicas de evaluación estadísticas y requiere de cuidado especial.

Métodos de análisis funcionales

Estos métodos construyen un entendimiento de las ligazones funcionales entre todos los aspectos de la hidrología y la ecología del sistema ribereño. Tales métodos tienen una visión amplia y cubren muchos aspectos del ecosistema del río, usando análisis hidrológicos, información hidráulica y datos biológicos. Implican el uso intensivo de expertos. Todos los aspectos del régimen hidrológico y del sistema ecológico son estudiados por un grupo experto de científicos físicos y biológicos. Este panel de expertos hacen juzgamientos acerca de las consecuencias ecológicas de varias cantidades y periodicidades del caudal en el río, usando una mezcla de datos disponibles y adquiridos recientemente. Este método integrado también implica reuniones públicas con actores clave en la cuenca.

Modelos de hábitats físicos

Estos métodos usan datos del hábitat de especies clave para determinar los requerimientos de caudal ecológico. Dentro de las condiciones ambientales que requiere una especie dulceacuícola, el aspecto físico es aquel que general más impacto; a su vez, esta condición física se modifica con los cambios del régimen de la corriente. La relación entre la corriente, el hábitat y las especies se puede describir por la unión de propiedades físicas del río, como profundidad y velocidad del caudal, con diferentes medidas o modelos de la corriente requeridas por las especies claves, tanto animales como vegetales.

Una vez se haya definido la relación entre el hábitat físico y la corriente, éstas variables pueden unirse en los escenarios esperados de los caudales del río. Tal como se implementa en un gran número de paquetes de software, el método tradicional de PHABSIM usa un modelo hidráulico unidimensional adaptado para manejar bajas corrientes y modelos de velocidad. Estos se acoplan con las representaciones de conveniencia o preferencia de hábitat para definir cómo cambia el hábitat con las variaciones del flujo. El grado del cambio será específico para las especies consideradas, y es con frecuencia diferente para las diferentes etapas del desarrollo de cada especie. Sobre el río de Trinidad en California, los modelos de hábitat sugirieron flujos 20 veces más pequeños que aquellos sugeridos para mantener el sustrato y 30 veces más pequeños que los flujos para conservar la dinámica de los procesos geomorfológicos, excluyendo la vegetación.

Metodologías más extensas

Los procedimientos más exhaustivos pueden incorporar uno o más de los métodos cuantitativos mencionados arriba en un marco de evaluación más extenso. Estos métodos tienden a ser interactivos y examinan una serie de regímenes de caudales, cada uno de ellos relacionados con diferentes objetivos de caudales fluviales. Requieren además la participación de grupos de expertos en temas específicos como hidrología, geomorfología, ecología, pesquerías, etc. La metodología IFIM es el método más antiguo y comúnmente se usa a nivel internacional, mientras que la DRIFT es la más reciente.

Metodología de Caudales Mínimos (IFIM por sus siglas en inglés)

El método IFIM (Instream Flow Incremental Methodology) consta de cinco etapas: identificación del problema, caracterización de la cuenca de recepción, modelos, formulación y evaluación de escenarios de caudales y aportes a las negociaciones. Es un enfoque basado en escenarios y aunque se prefiere usualmente para las negociaciones, no es muy adecuado para establecer regímenes de caudales con objetivos ecológicos predeterminados.

Respuesta aguas abajo a la transformación impuesta de caudales (DRIFT por sus siglas en inglés)

La metodología DRIFT (Downstream Response to Imposed Flow Transformation) desarrollada en Sudáfrica, incluye todos los aspectos del ecosistema fluvial; emplea cuatro módulos para construir escenarios y sus implicaciones ecológicas, sociales y económicas. Este método incluye un módulo socioeconómico, que en el contexto de los países en desarrollo puede utilizarse para predecir los impactos de cada escenario en los usuarios cuya subsistencia depende de los recursos del río.

Tabla 36 Métodos para la determinación de caudales ecológicos (tomado de UICN 2004)

Clase de Método	Sub-clase	Ventajas	Desventajas
Métodos de índices directos o de tablas de consulta	Hidrológico/ Ecológico	Una vez calculado, su uso es rápido	No es específico del escenario. Los índices hidrológicos no son válidos ecológicamente y los índices ecológicos necesitan datos para ser calculados
Métodos de análisis de datos hidrológicos	Hidrológico/Hidráulico /Ecológico	Específico del escenario. Recopilación limitada de información nueva	Requiere series de tiempo largas. No hace uso explícito de la información ecológica/ La recopilación de datos ecológicos requiere demasiado tiempo
Modelo de Hábitat	Físico y Ecológico	Replicable, predecible	La recopilación de datos hidráulicos y ecológicos es cara
Métodos funcionales		Flexible, robusto e inclusivo	Los resultados pueden variar entre los equipos de expertos. Podría no llegarse a un consenso.
Métodos más extensos		Más completos y dirigidos a explorar opciones	Requiere un programa completo de estudios y recursos suficientes

¿Cómo se seleccionan los métodos?

No existe un enfoque o método único para evaluar los requisitos de caudales mínimos que pueda ser aplicado en todos los casos. La elección de la metodología a seguir estará determinada por la información y recursos disponibles y el asunto a ser analizado (Tabla 36). En el caso de evaluar varias cuencas, un método rápido como el de índices directos puede ser el más indicado, mientras que el modelo de hábitat físico sería el más apropiado para la evaluación de un solo lugar o sección del río afectado. Las evaluaciones de caudales asociadas con los proyectos de grandes represas o esquemas de trasvases, en los que es muy probable que se necesite considerable negociación y compensaciones entre los intereses ambientales y de desarrollo, generalmente precisan un enfoque más completo que el que requiere las evaluaciones de caudales para estudios de planificación poco detallados.

En muchos casos, la evaluación de flujo ambiental implica la evaluación de impactos y la mitigación de modificaciones de flujo específicas, como represas o derivaciones principales. Donde hay un solo sitio impactado, normalmente se necesita un método de modelo detallado. Este será el caso en particular donde la asignación de agua es sumamente discutible y exigida por la acción pública. Cuando el impacto se extiende a varios sitios, puede ser apropiado hacer la evaluación inicial del impacto en todas las partes afectadas usando un método de escritorio antes de que se implemente un modelo de hábitat detallado como la parte de un acercamiento holístico.

5.5 CAUDALES ECOLÓGICOS PROPUESTOS PARA LAS CIÉNAGAS DEL CANAL DEL DIQUE

La definición de caudales ecológicos de las ciénagas del Canal del Dique deben permitir:

- Recargar los acuíferos a lo largo del tramo del Canal y los planos de inundación.
- Que se inunde el plano de inundación en el momento apropiado del año.
- Que se prevenga la intrusión de agua salada Canal arriba y en los ecosistemas y acuíferos costeros asociados.
- Que se reduzcan los sedimentos y se mejore la calidad del agua que sale de las ciénagas al Canal.
- Que se maximicen los elementos naturales estéticos.
- Que se mantenga el hábitat físico.
- Que se permita el paso de los peces migratorios y la entrada de las larvas a las ciénagas.
- Que se provoque el inicio de los ciclos biológicos como el desove o puesta de huevos de los peces y otros organismos acuáticos (moluscos, crustáceos).
- Que se mantengan la vegetación ribereña, los planos de inundación y los hábitats para las aves acuáticas.
- Que se mantengan la biodiversidad y el funcionamiento de las ciénagas del Canal, en especial como sitios de alta producción pesquera.
- Que se de cumplimiento a los requerimientos de agua de las comunidades humanas aledañas (acueducto, riego).

Metodología

Para el cálculo de los caudales ecológicos de las Ciénagas del Canal del Dique se utilizó como base el Índice de Estado Limnológico Parcial (IELP), cuyo cálculo se describió en detalle en el capítulo 3 (página 56 y siguientes). Mediante el modelo matemático construido en lenguaje Simulink de Matlab por el Ingeniero Ph.D. Luis Alejandro Camacho para el presente proyecto (ESTUDIOS E INVESTIGACIONES DE LAS OBRAS DE RESTAURACIÓN AMBIENTAL Y DE NAVEGACIÓN DEL CANAL DEL DIQUE). En las modelaciones se utilizaron las condiciones actuales de calidad de agua en el Canal y en las ciénagas y se simuló distintas condiciones de tiempo de residencia y de caudales de entrada, hasta lograr una condición en la cual el IELP fue el más elevado en cada ciénaga. Para las corridas se emplearon series de 17 años de comportamiento hidrológico del Canal (ver detalles en el correspondiente informe sobre cálculo de caudales ecológicos de L.A. Camacho). Con la misma metodología y utilizando la serie de 17 años se modelaron los IELP bajo las condiciones actuales. Estos índices de condiciones actuales, obtenidos con la modelación, son diferentes a los presentados en el capítulo sobre el índice limnológico, ya que consideran la serie de 17 años, mientras que los de la tabla 32 (página 58) se calcularon solo con los datos del año más reciente.

Los caudales ecológicos calculados mediante la modelación son aquellos que provocan una mejora o maximización del funcionamiento limnológico para cada uno de los sistemas lagunares (caudales que permitan el IELP más alto posible en cada caso). Dicho de otra manera, los caudales ecológicos propuestos corresponden a los volúmenes de agua que deben entrar a las ciénagas para lograr los valores del IELP más altos. Dichos caudales consideran los tiempos de residencia necesarios para mantener o mejorar las condiciones limnológicas de estos cuerpos de agua.

Resultados de la Modelación de los Caudales Ecológicos

En la tabla 37 se presentan los resultados de la modelación descrita arriba. En dicha tabla se incluyen los valores del IEL para las condiciones actuales y para el escenario en que se tengan caudales ecológicos de maximización, los dos obtenidos mediante la modelación matemática.

La primera observación general que debe hacerse con respecto a estos resultados es que cada ciénaga tiene unos requerimientos propios y que no se puede generalizar un caudal o un tiempo de residencia común para todas. Esto se debe a que cada sistema tiene circunstancias diferentes en cuanto a área, volumen, profundidad, características fisicoquímicas y composición biótica de las comunidades planctónicas.

En todos los casos, los caudales ecológicos maximizados mejoran el valor del IEL que actualmente presentan las ciénagas. Esto implica que los caudales actuales que llegan por los canales de conexión o por desborde a estos cuerpos lénticos son susceptibles de ser incrementados, de manera que se lograría una optimización de las condiciones limnológicas reinantes.

Tabla 377 Caudales ecológicos (CE) de las ciénagas del Canal del Dique obtenidos mediante modelación matemática que satisfacen las mejores condiciones limnológicas de dichos ecosistemas

Ciénaga	CE para Condiciones Maximizadas (m ³ /seg)	Tiempo de Residencia para Condiciones Maximizadas (días)	IELP Actual	IELP con CE Condiciones Maximizadas
Jobo	10	19,1	57,1	66,1
Gúajaro	25	84,26	54,1	63,2
La Luisa	5	18,13	47,2	59,2
Tupe-Capote-Zarzal	15	84,19	69,6	76,3
Matuya	7	19,35	45,1	57,4
Aguas Claras	4	52,95	51,5	60,8
Juan Gómez	5	46,63	64,3	70,7
Caracolí – La Cruz	2	25,01	45,3	55,2
María La Baja	20	79,22	69,5	77,5
Palotal	4	18,37	46,5	58,2
Honda	11	78,91	55,5	67,9
GLOBAL	Total: 108	Prom.: 47,83	Prom.: 55,1	Prom.: 64,7

La suma de los caudales ecológicos maximizados representa un total de 108 m³/seg. Este flujo sería el caudal necesario para el buen funcionamiento ecológico de todas la ciénagas asociadas al Canal del Dique, consideradas en conjunto. Tomando como base el caudal promedio anual del Canal (540 m³/seg), la suma de los caudales ecológicos para abastecer las ciénagas constituyen el 20% de dicho caudal promedio en el Dique. En términos de cantidad de agua que anualmente se requiere para mantener y mejorar las condiciones limnológicas de las ciénagas, el cálculo asciende 3546 millones de metros cúbicos.

En cuanto al tiempo que debe permanecer el agua en las ciénagas bajo un escenario de maximización del IELP, éste fluctúa entre 18 días (2 semanas y media) para los ambientes de menor área y más someros, y 84 días (cerca de 3 meses) para los sistemas de mayor superficie y más profundos. Esto significa que una ciénaga que almacena un gran volumen requiere más tiempo para renovar toda la masa de agua.

A pesar de que los caudales ecológicos óptimos logran una mejora sustancial del IELP, es de destacar que en ninguna ciénaga se alcanza el valor ideal (81 a 100 IELP). Esto significa que, además de aumentar el caudal de entrada a las ciénagas y asegurar un tiempo de residencia adecuado, existen otros factores que deberán contemplarse para conseguir que estos ecosistemas funcionen de la mejor manera posible. Así por ejemplo, deberá pensarse en acciones como reducir la carga orgánica y de nutrientes en algunos casos, y en otros mantener la profundidad de las ciénagas o hacer redoblamiento de peces nativos.

A Manera de Conclusión

La metodología empleada en el cálculo de los caudales ecológicos de las ciénagas del Canal del Dique constituyó una combinación de algunos de los métodos descritos en este capítulo (Tabla 36). Por una parte, se realizó un análisis de datos hidrológicos y por la otra se realizó un análisis funcional de los aspectos ecológicos, sedimentológicos e hidráulicos, en el que participaron expertos de varias disciplinas. Pero además, se utilizaron como herramientas novedosas la modelación matemática y la determinación del estado limnológico a través de un índice (IELP) que integra un conjunto de variables físicas, químicas y biológicas de las ciénagas. Esta combinación de métodos asegura un mejor acercamiento al cálculo de los caudales ecológicos de las ciénagas estudiadas.

En definitiva, los caudales ecológicos propuestos para las ciénagas del Canal del Dique, calculados mediante la combinación de metodologías señalada, corresponden a los flujos óptimos que intentan mejorar las condiciones limnológicas de estos cuerpos de agua, es decir, que maximiza y mantienen su buen funcionamiento ecológico (caudales ecológicos de maximización). Tal funcionamiento adecuado incluye el desarrollo apropiado de las comunidades planctónicas, de macrófitas, de vegetación ribereña, de peces y de mamíferos y aves acuáticas. No obstante, debe tenerse presente que en estos cálculos no se consideran aún los requerimientos de agua por parte de las comunidades humanas. Es posible que los caudales ambientales (que incluirían este componente socioeconómico) de la ciénagas del Canal sean mayores, ya que deberán considerar posibles extracciones de agua para acueductos locales, riego, camaronicultura, piscicultura y otras actividades económicas.

6. BIBLIOGRAFIA

1. Águas de Cartagena S.A.E.S.P. 2005. Monitoreo Físicoquímico y Biológico del Sistema Lagunar de Juan Gómez. Contrato de Consultaría No 083-2004. Cartagena. Colombia.
2. Aguirre, R. 1973. Fomento pesquero en la ciénaga Grande de Santa Marta. INDERENA.
3. Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad de las Aguas de los Ríos. IV simposio del agua en Andalucía (SIAGA). Almería. Vol. 2: 203-213.
4. Alvarado, E., Duque, R., Flórez, L. y R. Ramírez 1985. El deterioro en los arrecifes que conforman el Parque Nacional Submarino "Corales del Rosario". Univ. Jorge Tadeo Lozano – INDERENA –CIOH. En: Universidad del Norte. 2003. Contrato 000137-02. Diagnostico ambiental y evaluación de la administración pesquera. IDEHA-E-063-020-03. Línea base ambiental y propuesta de zonificación ambiental de la cuenca del Canal del Dique, con base en la alternativa 4 de restauración ambiental. 99 p.
5. Alvarado, E., Pinilla, G. y T. León. 1989. Parque Nacional Natural Corales del Rosario. Plan de Manejo. Universidad Jorge Tadeo Lozano, INDERENA. Vol.I y II, anexos, mapas.
6. Alvarado, E., Pinilla, G. y T. León. 1990. La tragedia de los corales de Islas del Rosario. NUEVA FRONTERA (Bogotá) No 781: 28 30.
7. Alvarado, M. (Ed.). 2001. Canal del Dique. Plan de restauración ambiental (primera etapa). Ediciones Uninorte, Barranquilla. 328 p.
8. Alvarez. R., Sánchez, H., Guevara, O. y G. Ulloa. 2000. Lineamientos Estratégicos a la Conservación y Uso Sostenible de los Manglares de Colombia: Propuesta Técnica para Análisis. Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogota. Colombia. 81 p.
9. Amat, G & E, Blanco. 2003. Artrópofauna de los humedales de la Sabana de Bogota. En: Los humedales de Bogotá y la Sabana, Volumen 1, Acueducto de Bogotá y Conservación Internacional, Bogotá, Colombia. Pág. 91- 106
10. Arias, P. 1985. Las ciénagas de Colombia. Divulgación Pesquera, INDERENA, 22(3-5): 38-70
11. Barón, A., Fernández, t. y A. Pión. 1984. Evaluación del impacto producido por el Canal del Dique como principal fuente de contaminación de la bahía de Barbacoas y las Islas del Rosario. Inf. de avance INDERENA, CIP, Cartagena. En: Universidad del Norte. 2003. Contrato 000137-02. Diagnostico ambiental y evaluación de la administración pesquera. IDEHA-E-063-020-03. Línea base ambiental y propuesta de zonificación ambiental de la cuenca del Canal del Dique, con base en la alternativa 4 de restauración ambiental. 99 p.
12. Cendales, M. 1999. Cartografía, composición y estado actual de los biotopos marinos arrecifales de Isla Rosario, Isla Barú y los bajos intermedios del archipiélago del Rosario. Univ. Nal. Fac. Cienc. Santafé de Bogotá D.C. En: Universidad del Norte. 2003. Contrato 000137-02. Diagnostico ambiental y evaluación de la administración pesquera. IDEHA-E-063-020-03. Línea base ambiental y propuesta de zonificación ambiental de la cuenca del Canal del Dique, con base en la alternativa 4 de restauración ambiental. 99 p.
13. Chapra, S. 1997. Surface Water-Quality Modeling. Ed. Mc Graw-Hill. USA. 844 p.

14. Consorcio Hidroestudios S.A. - Geoingeniería Ltda. 2002. Campañas hidrobiológicas y análisis de calidad ecosistémica en el complejo cenagoso aledaño al Canal del Dique, incluido el recurso pesquero. Ministerio de Medio Ambiente, Bogotá.
15. Contreras, J., Carrillo, L. y V. Rojas. 1998. Evaluación general Pesquera de las Ciénagas de Chucuri, San Silvestre y Simitri. INPA. Barrancabermeja.
16. Corchuelo, C. y E. Alvarado 1990. Factores fisicoquímicos imperantes en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, págs. 337 – 342. *En Memorias VII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar*, CCO, Cali 1990. En: Universidad del Norte. 2003. Contrato 000137-02. Diagnostico ambiental y evaluación de la administración pesquera. IDEHA-E-063-020-03. Línea base ambiental y propuesta de zonificación ambiental de la cuenca del Canal del Dique, con base en la alternativa 4 de restauración ambiental. 99 p.
17. Corporación Autónoma Regional Del Río Grande De La Magdalena – CORMAGDALENA. 2004. Licitación pública. Contrato de mantenimiento del Canal del Dique mediante el sistema de garantía de calado durante dos años. Pliego de Condiciones. Barranquilla. 85 p.
18. Corporación SpiderNet, C.A. 2000. El ecosistema Manglar. <http://escenarios.com/natura/manglares.htm>. [en línea] .Feb 14 2006
19. Covich, A; Palmer ,M & T, Crowl. 1999. Macroinvertebrates role in water ecosystem. *Bioscience* Washington. 49(2): 119 – 127.
20. Davis, R. and R. Rafik (Eds). 2003. Water resources and environment - Environmental flows: concepts and methods – Technical Note C1. Banco Mundial.
21. Debelaar. G, and P. Geeders. 2004. Innovative Technologist to Monitor Plankton Dynamics. *Scanning Flow Cytometry: A New Dimension In Real-Time In-Situ Water Quality Monitoring*. *Sea Technology*. 45(8):15-21.
22. Dugan, P.J. (Ed.). 1990. Wetland conservation. IUCN.
23. Dyson, M., Bergkamp, G. and J. Scanlon (Eds). 2003. Flow. The essentials of environmental flows. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 118 pp.
24. Esteves, F. 1988. Fundamentos de limnología. Ed. Interciencia Ltda-FINEP. Rio de Janeiro, Brazil. 575 p.
25. Fareed. A. and A. Abid. 2002. Eutrophication: An Ecological Vision. *The Botanical Review* 71(4): 449-482.
26. Gambani, J., Cardozo, A. y N. Sánchez. 2004. Santuario de flora y fauna. El corchal. El Mono Hernández. Planes de manejo 2005-2014. Cartagena. Colombia. 500p.
27. Grillet, M; Legendre, P & D, Borcard. 2002. Community structure of Neotropical wetland insects in Northern Venezuela: I. Temporal and environmental factors. –*Arch. Hydrobiol* 155: 413-436.
28. Inderena. 1984. Memorias del Seminario sobre Ordenación Integrada de Manglares. Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. FAO. ONU. Colombia. 355 p.
29. Instituto de Estudios Hidráulicos y Ambientales de la Universidad del Norte (IDEHA). 2003a. Caracterización de la actividad pesquera en el Canal del Dique. Fase I. Alto y medio Canal del Dique, aspectos pesqueros. Informe final. Tomo I. Cormagdalena, Barranquilla. 141 p.
30. Instituto de Estudios Hidráulicos y Ambientales de la Universidad del Norte (IDEHA). 2003b. Línea Base Ambiental y Propuesta de Zonificación Ambiental de la Cuenca del Canal del Dique, con base en la Alternativa 4 de Restauración Ambiental. Parte I: Escenarios tendenciales y prospectivos en los aspectos ambientales, en la eco-región Canal del Dique. Cormagdalena, Barranquilla. 102 p.

31. Instituto de Estudios Hidráulicos y Ambientales de la Universidad del Norte (IDEHA). 2003c. Monitoreo de la calidad de agua y sedimentos en el Canal del Dique y su sistema cenagoso. Informe final. Tomo I. Cormagdalena, Barranquilla. 45 p.
32. Kadlec, R. and R. Knight. 1996. Treatment Wetlands. Ed. CRC Press. USA. 893p.
33. Kilgour. B., Munkittrick. K., Portt. C., Hedley. K., Gupl. J., Dixit. S. and G. Pastershank. 2005. Biological Criteria for Municipal Wastewater Effluent Monitoring Programs. Water Qual. Res. J. Canada. 40 (3): 374-387.
34. Krebs, Ch. 2000. Ecología: estudio de la distribución y la abundancia. – 2da Edición en español. Oxford University Press. México
35. Leblanc, F. 1985. Approche morphologique et sedimentologique du Delta de Dique. Cote Caraibe de la Colombia. These a la Université de Bordeaux. En: Universidad del Norte. 2003. Contrato 000137-02. Diagnostico ambiental y evaluación de la administración pesquera. IDEHA-E-063-020-03. Línea base ambiental y propuesta de zonificación ambiental de la cuenca del Canal del Dique, con base en la alternativa 4 de restauración ambiental. 99p.
36. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2004. Resolución Numero 0249. Bogota. 42p.
37. Ministerio del Medio Ambiente y Desarrollo Rural. 2002. Campañas hidrobiológicas y análisis de calidad ecosistémica en el complejo cenagoso aledaño al canal del dique, incluido el recurso pesquero. Min. Ambiente. Colombia. 259p.
38. Moreno, C. 1990. Evaluación de Esfuerzo y Captura Pesquera en la Subienda 1990 Medio Magdalena y Comercialización de Productos Pesqueros. INDERENA. Barrancabermeja.
39. Muñoz, S., Beltran, I. y M. Valderrama. 1997. Estrategias de Ordenamiento Pesquero Integral en el Magdalena Medio. INPA. Bogotá. 31p.
40. Ovalle H. 2005. Estudio de la Distribución Espacial y Temporal de la Comunidad de Macroinvertebrados Acuáticos del Humedal El Jaboque (Bogotá, Colombia). Tesis. Presentado como requisito para adquirir el título de Biólogo. Universidad Nacional de Colombia. Colombia
41. Parques Nacionales Naturales. 2004. http://www.parquesnacionales.gov.co/areas/lasareas/sff_elmonohernández/elcorchali ntro.htm. [en línea]. Mayo 17 2006.
42. Parra, O., Gonzáles. M., Dellarossa, V., Rivera, P. y M. Orellana. 1982. Manual Taxonómico del Fitoplancton de Aguas Continentales. Chile. Ed. Universidad de Concepción. 353p.
43. Payne, I. 1986. The Ecology of Tropical Lakes and Rivers. John Wiley, New York.
44. Pinilla, G. 2000. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 63 p.
45. Pinilla, G. 2005. Ecología del fitoplancton en un lago amazónico de aguas claras (Lago Boa, Caquetá Medio, República de Colombia). Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 260 p.
46. Pujos, M. et J. Le Tareau 1988. Hydrologie de la plate-forme continentale Caraibe columbienne au laarge du delta du Dique en saison des pluies: consequences sur la circulation. Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine, Bordeaux. 44: 97 – 107. En: Universidad del Norte. 2003. Contrato 000137-02. Diagnostico ambiental y evaluación de la administración pesquera. IDEHA-E-063-020-03. Línea base ambiental y propuesta de zonificación ambiental de la cuenca del Canal del Dique, con base en la alternativa 4 de restauración ambiental. 99p.

47. Ramírez, A. y G. Viña. 1998. Limnología colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis. BP-Exploration, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 293 p.
48. Restrepo, M.A. 1968. Pesca en la ciénaga Grande de Santa Marta. C.V.M. Barranquilla.
49. Restrepo, J., Zapata, P., Diaz, J., Garzón-Ferreira, J. y C. García. 2006. Fluvial fluxes into the Caribbean Sea and their impact on coastal ecosystems: The Magdalena River, Colombia. *Global and Planetary Change* 50: 33– 49
50. Rojas, X. 2001. Representatividad de las áreas coralinas de la región central de la costa continental del Caribe colombiano (ecorregión coralina-arco) en el sistema de áreas protegidas. Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta D.H.T.C. En: Universidad del Norte. 2003. Contrato 000137-02. Diagnostico ambiental y evaluación de la administración pesquera. IDEHA-E-063-020-03. Línea base ambiental y propuesta de zonificación ambiental de la cuenca del Canal del Dique, con base en la alternativa 4 de restauración ambiental. 99p.
51. Roldán, G. 1992. Fundamentos de limnología Neotropical. Ed. Universidad de Antioquia, Medellín. 529 p.
52. Roldán, G. 1996. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Ed. FEN Colombia. Colombia. 217 p.
53. Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Ed. Universidad de Antioquia, Medellín. 170 p.
54. Sánchez, H., Páez, R., Pinto, F., Sánchez, A., Pino, J., García, I. y M.T. Acosta. 1997. Diagnostico y Zonificación Preliminar de los Manglares del Caribe de Colombia. Ed. Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial.. Bogota. Colombia. 511p.
55. Ulloa, G. 2001. Zonificación para el Manejo de los Manglares de Bolívar. V1 y V2. Corporación Autónoma Regional del Canal del Dique. Bolívar. Colombia. 71p, 186p.
56. Ulloa, G, Sánchez, H, Gil, W, Pino, J, Cruz, H y L. Ricardo. 1998. Conservación y Uso Sostenible de los Manglares del Caribe Colombiano. Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogota. Colombia. 224 p.
57. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). 2004. Evaluación y provisión de caudales ambientales en los cursos de agua mediterráneos. Málaga, España. 16 p.
58. Universidad del Norte. 2003a. Contrato 000137-02. Caracterización hidrodinámica y sedimentos del Canal del Dique. IDEHA-E-063-013-03.
59. Universidad del Norte. 2003b. Contrato 000137-02. Diagnostico ambiental y evaluación de la administración pesquera. IDEHA-E-063-016-03 Aspectos socioeconómicos y ambientales de las ciénagas del Canal del Dique y de la ecoregión como soporte de la actividad pesquera. 63 p.
60. Universidad del Norte. 2003c. Contrato 000137-02. Diagnostico ambiental y evaluación de la administración pesquera. IDEHA-E-063-015-03 Campaña pesquera. 92p
61. Universidad del Norte. 2003d. Contrato 000137-02. Diagnostico ambiental y evaluación de la administración pesquera. IDEHA-E-063-020-03. Línea base ambiental y propuesta de zonificación ambiental de la cuenca del Canal del Dique, con base en la alternativa 4 de restauración ambiental. 99 p.
62. Universidad del Norte. 2003e. Contrato 000137-02. Proyecto 6.1.3 Monitoreo de Calidad de agua y sedimentos del Canal del Dique y su sistema de ciénagas. Informe Final. Documento IDEHA-E-063-009-03.

63. Universidad Nacional de Colombia y Ministerio del Medio Ambiente. 2002. Dinámica fluvial deltaica y litoral del Canal del Dique. Geomorfología y evolución geomorfológica y bases para la planificación y desarrollo humano y ambiental sostenible del Delta. Bogotá. 322 p.
64. Universidad Nacional de Colombia. 2005. Plan de restauración ambiental del Canal del Dique. Evaluación ambiental de la alternativa 4. 225 p.
65. Von Pral, H., Cantera, J. y R. Contreras. 1990. Manglares y Hombres del Pacifico Colombiano. Ed, Fondo Fen Colombia. Colombia.184 p.
66. Welcomme, R.L. 1979. Fisheries ecology of Floodplain Rivers. Longman, London. 317 p.
67. Whiting, P.J. 2002. Streamflow necessary for environmental maintenance. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 30:181–206.
68. Wissinger, S. 1999. Ecology of wetland invertebrates – Synthesis and application for conservation and management. En: Invertebrates in freshwater wetland of North America: Ecology and management, Editado por: Batzer,D, Rader,R & Wissinger,S. John Wiley & Sons, Inc. E.U
69. Zapata P. A 2005. Análisis histórico de los impactos naturales y antrópicos sobre los arrecifes coralinos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario. Tesis. Presentado como requisito para adquirir el título de Bióloga Marina. Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano.

ANEXO A:

LISTA DE DOCUMENTOS CON INFORMACIÓN LIMNOLÓGICAS DISPONIBLES EN EL LABORATORIO DE ENSAYOS HIDRÁULICOS

ESTADO DEL ARTE: ESTUDIOS LIMNOLOGICOS DE LAS CIENAGAS CANAL DIQUE	BASE DE DATOS		
NOMBRE	AUTOR	AÑO	UBICACIÓN
INFORME DE PROGRESO NO. 3 REALIZACIÓN DE 3 ESTUDIOS PARA PROYECTOS ESPECÍFICOS EN EL RÍO MAGDALENA - CANAL DEL DIQUE	Ministerio de Obras Publicas. Dirección General de Navegación y Puertos	1976	cadi 2. medio físico
ESTUDIO DE ALTERNATIVAS PARA EL CONTROL DE SEDIMENTOS EN EL CANAL DEL DIQUE, VOLÚMEN 1,	CEI	1976	cadi 3. medio físico

ESTUDIO DE ALTERNATIVAS PARA EL CONTROL DE SEDIMENTOS EN EL CANAL DEL DIQUE, INFORME FINAL	CE I	1997	cadi4. medio físico
TRABAJO ESPECIALIZACION .DR. BENJAMIN ALVAREZ. ACUACAR	DR. BENJAMIN ALVAREZ	1997	cadi25. medio físico
MEJORAMIENTO DEL SISTEMA RÍO MAGDALENA, CANAL DEL DIQUE.	DIRECCIÓN GENERAL DE TRANSPORTE FLUVIAL	1979	cadi 5. medio físico
DISEÑO, CONSTRUCCIÓN Y PATRONAMIENTO PRELIMINAR DEL MODELO REDUCIDO DE LA ENTRADA DEL CANAL DEL DIQUE	Original. Ministerio de Obras Publicas y Transporte. Dirección de Navegación y Puertos. Laboratorio de Ensayos Hidráulicos Años Original. Ministerio de Obras Publicas y Transporte. Dirección de Navegación y Puertos. Laboratorio de Ensayos Hidráulicos Años	1982	cadi 6. medio físico
ESTUDIOS Y DISEÑOS PARA EL CONTROL DE LA SEDIMENTACIÓN EN EL CANAL DEL DIQUE	Ministerio de Obras Publicas y Transporte. Dirección de Navegación y Puertos. Laboratorio de Ensayos Hidráulicos Años	1982	cadi 7. medio físico
CANAL DEL DIQUE, ASPECTOS VARIOS RELACIONADOS CON EL DIQUE VIEJO Y CIÉNAGA DE LOS NEGROS	Ministerio de Obras Publicas y Transporte. Dirección de Navegación y Puertos	1985	cadi 8. medio físico
ESTUDIO SEDIMENTÓLOGICO CANAL DEL DIQUE - LEQUERICA, NIVEL DE VELOCIDAD SECCIONES TRANSVERSALES	Ministerio de Obras Publicas y Transporte. Dirección de Navegación y Puertos. Unidad de Estudios Fluviales - Buque Explorador	1985	cadi 9. medio físico
MONITORIA CANAL DEL DIQUE. SITUACIÓN AGUAS MEDIAS BUQUE EXPLORADOR - CAMPAÑA. NO 51	Laboratorio de Ensayos Hidráulicos -Buque Explorador. Hidroestudios S.A	1989	cadi 10. medio físico
parque nacional natural coraes del rosario plan de manejo	Univ. jorge tadeo lozano	1989	tesis. medio físico
MONITORIA CANAL DEL DIQUE. SITUACIÓN AGUAS MEDIAS	Buque Explorador - Campaña	1989	cadi 13. medio físico
MEJORAMIENTO DE LAS CONDICIONES DE NAVEGABILIDAD DEL CANAL DEL DIQUE	Jorge Enrique Sáenz, IC, Laboratorio de Ensayos Hidráulicos. Buque Explorador, Cartagena-Colombia	1992	cadi 19. madio físico
MONITORIA CANAL DEL DIQUE. ESTUDIO DE VELOCIDADES Y SALINIDAD EN EL SECTOR PASACABALLOS - BAHÍA DE CARTAGENA Y CAÑO LEQUERICA	Ministerio de Obras Publicas y Transporte. Dirección de Navegación y Puertos. Unidad de Estudios Fluviales - Buque Explorador. Hidroestudios S.A.	1992	cadi 11. medio físico
MONITORIA CANAL DEL DIQUE. ESTUDIO DE VELOCIDADES Y SALINIDAD EN EL SECTOR PASACABALLOS - BAHÍA DE CARTAGENA Y CAÑO LEQUERICA	Ministerio de Obras Publicas y Transporte. Dirección de Navegación y Puertos. Unidad de Estudios Fluviales - Buque Explorador. Hidroestudios S.A.	1992	cadi 15. medio físico
MONITORIA CANAL DEL DIQUE. EVALUACIÓN DE LAS CONDICIONES DE NAVEGACIÓN EN EL SECTOR LEQUERICA - PASACABALLOS	. Ministerio de Obras Públicas y Transporte. Dirección de Navegación y Puertos. Unidad de Estudios Fluviales - Buque Explorador. Hidroestudios S.A. Años	1993	cadi 12. medio físico
ACTIVIDADES DE DRAGADO DEL CANAL DEL DIQUE, ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL	Consorcio CARINSA-INCOPLÁN Ltda	1993	cadi 14. medio físico
CANAL DEL DIQUE. CARACTERIZACIÓN HIDRÓSEDIMENTOLOGICA.	Asociación Nacional de Navieros. Universidad de los Andes. CETIH.	1994	cadi 1. medio físico
CRECIMIENTO Y REGENERACION DE LAS ESPECIES Porites porites, ACROORA PALMATA, Acropora cervicornis, rhizophora mangle Thalassia testudinum EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO.	univ. jorge tadeo lozno	1994	tesis. medio físico
INFORME FINAL ESTUDIO HIDRODINÁMICO, DESEMBOCADURAS DEL CANAL DEL DIQUE A LAS BAHÍAS DE BARBACOAS Y CARTAGENA Y ESTUDIO SEDIMENTOLOGICO	Ministerio de Transporte. Dirección de Transporte Fluvial. Raul Pacheco Ceballos Ingenieros Consultores	1995	cadi 16. medio físico
ESTUDIO DEL PLAN DE RESTAURACION DE LOS ECOSISTEMAS DEGRADADOS DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL CANAL DEL DIQUE	CORPORACIÓN ATONOMA REGIONAL DEL RIO GRANDE DE LA MAGDALENA	1997	medio físico
ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL DE LAS ACTIVIDADES DE MANTENIMIENTO DEL CANAL DEL DIQUE	CORMAGDALENA	1999	cadi 20. medio físico

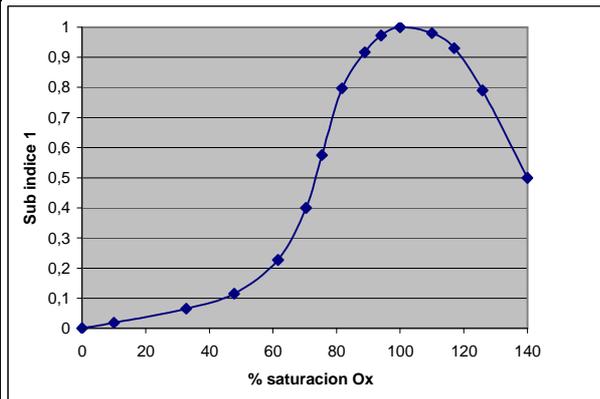
FACTIBILIDAD PLAN DE RESTAURACIÓN AMBIENTAL DE LOS ECOSISTEMAS DEGRADADOS DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL CANAL DEL DIQUE	Universidad del Norte	1999	cadi 17. medio físico
plan de restructuración ambiental	cd	1999	cd. Archivo
ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL DE LAS ACTIVIDADES DE MANTENIMIENTO DEL CANAL DEL DIQUE	CORMAGDALENA	2001	cadi 20. medio físico
CAMPAÑAS HIDROBIOLÓGICAS Y ANÁLISIS DE CALIDAD ECOSISTÉMICA EN EL COMPLEJO CENAGOSO ALEDAÑO AL CANAL DEL DIQUE, INCLUIDO EL RECURSO PESQUERO	Ministerio del medio ambiente	2002	cd, archivo
Monitoreo de la Calidad de Agua y Sedimentos en el Canal del Dique y su Sistema Cenagoso.		2002	cd, archivo
. Geología, Geomorfología y Susceptibilidad a la Erosión en la Cuenca Canal del Dique.		2002	cd, archivo
Actualización de la Caracterización Hidrodinámica y de Sedimentos del Canal del Dique	IDEHA-E-063-013-03.	2002	cd, archivo
. Caracterización Hidrológica del Canal del Dique.	IDEHA-E-063-014-03	2002	cd, archivo
Caracterización de la Actividad Pesquera en el Canal del Dique. Fase 1. Alto y Medio Canal del Dique, Aspectos Pesqueros	IDEHA-E-063-015-03. .	2002	cd, archivo
Aspectos Socioeconómicos y Ambientales de las Ciénagas del Canal del Dique y de la Eco-Región, como soporte de la Actividad Pesquera.	IDEHA-E-063-016-03.	2002	cd, archivo
Uso y Cobertura Vegetal de la Tierra en la cuenca del Canal del Dique, 1984 y 2002.	IDEHA-E-063-018-03.	2002	cd, archivo
Línea Base Ambiental y Propuesta de Zonificación Ambiental de la Cuenca del Canal del Dique, con base en la Alternativa IV de Restauración Ambiental.	IDEHA-E-063-020-03.	2002	cd, archivo
Patrones de La Pluma Turbia del Canal Del Dique en La Bahía de Cartagena,	CIOH Boletín Científico 22	2002	cd, archivo
Bajo Canal del Dique Simulación Hidrodinámica Calibración del Modelo Matemático Hec Ras	Universidad del Norte Instituto de Estudios Hidráulicos Y Ambientales IDEHA, sep 10	2002	cd, archivo
Bajo Canal del Dique Simulación Hidrosedimentologica Calibración del Modelo Matemático Hec 6,	Universidad del Norte Instituto de Estudios Hidráulicos y Ambientales IDEHA, B, Octubre 10	2002	cd, archivo
Bajo Canal del Dique Caracterización Hidráulica y Sedimentológica,	Universidad del Norte Instituto de Estudios Hidráulicos y Ambientales – IDEHA B, Agos	2002	cd, archivo
plan de restauracion ambietal de los ecosistemas del canal del dique, uninorte.PROYECTO 6.1.1 TOMO II	uni norte	2002	medio físico
. ESTUDIO DE DEMANDA Y PLAN PARA LA RECUPERACIÓN DEL TRANSPORTE FLUVIAL EN EL RÍO MAGDALENA	CORMAGDALENA	2002	cadi 20. medio físico
ESTUDIO AMBIENTAL DE LA CUENCA MAGDALENA – CAUCA Y ELEMENTOS PARA SU ORDENAMIENTO TERRITORIAL.	. CORMAGDALENA	2002	cadi. 22 medio físico
. DINÁMICA FLUVIAL DELTAICA Y LITORAL DEL CANAL DEL DIQUE. GEOMORFOLOGÍA Y EVOLUCIÓN GEOMORFOLÓGICA Y BASES PARA LA PLANIFICACIÓN Y EL DESARROLLO HUMANO Y AMBIENTAL SOSTENIBLE DEL DELTA	Universidad Nacional De Colombia. Postgrado En Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos	2002	cadi. 18 medio físico
Información Recopilada Durante La Ejecución del Contrato 000137-02,	Uni Norte, IDEHA, Barranquilla, Octubre	2003	cd, archivo
Uso y Cobertura Vegetal de La Tierra En La Cuenca del Canal del Dique, 1984 y 2002,		2003	cd, archivo
Escenarios Tendenciales y Prospectivos del Sistema del Canal del Dique en sus Aspectos Hidrodinámicos y de Sedimentos Informe Final – IDEHA –E–063-019-03,		2003	cd, archivo
Línea Base Ambiental y Propuesta de Zonificación Ambiental de La Cuenca Del Canal del Dique, con Base en La Alternativa 4 de Restauración Ambiental Informe Final – IDEHA –E–063-020-03		2003	cd, archivo
SIG Canal Del Dique Informe Final – IDEHA –E–063-021-		2003	cd, archivo

Estudios, Diseños Conceptuales De Ingeniería Y Pliegos de Licitación para La Restauración Ambiental de los Ecosistemas Degradados del Bajo Canal del Dique", Informe Final Volumen IX Estudios de Navegación	1. Universidad de Cartagena Facultad De Ciencias e Ingeniería Instituto de Hidráulica y Saneamiento Ambiental – IHSA, Cartagena Junio De 2003	2003	cd, archivo
"Estudios, Diseños Conceptuales de Ingeniería y Pliegos de Licitación para La Restauración Ambiental de los Ecosistemas Degradados del Bajo Canal del Dique", Informe Final Volumen VIII Análisis y Selección de Alternativas",	Universidad de Cartagena Facultad de Ciencias e Ingeniería Instituto De Hidráulica y Saneamiento Ambiental – IHSA, Cartagena Junio de 2003,	2003	cd, archivo
Estudios, Diseños Conceptuales de Ingeniería y Pliegos de Licitación para La Restauración Ambiental de los Ecosistemas Degradados del Bajo Canal del Dique", Informe Final Volumen X, Análisis del Comportamiento de La Cuña Salina En Medio Poroso	1. Universidad de Cartagena Facultad de Ciencias e Ingeniería, Instituto de Hidráulica y Saneamiento Ambiental – IHSA, Cartagena Junio de 2003	2003	cd, archivo
Estudios, Diseños Conceptuales de Ingeniería y Pliegos de Licitación para La Restauración Ambiental de los Ecosistemas Degradados del Bajo Canal del Dique", Informe Final Volumen XI Diseños de Ingeniería	Universidad de Cartagena Facultad de Ciencias e Ingeniería, Instituto de Hidráulica y Saneamiento Ambiental – IHSA, Cartagena Junio de 2003	2003	cd, archivo
Estudios, Diseños Conceptuales de Ingeniería y Pliegos de Licitación para La Restauración Ambiental de los Ecosistemas Degradados del Bajo Canal del Dique", Informe Final Volumen XII Costos y Presupuestos	1. Universidad de Cartagena Facultad de Ciencias e Ingeniería Instituto de Hidráulica Y Saneamiento Ambiental – IHSA, Cartagena Junio de 2003	2003	cd, archivo
Estudios, Diseños Conceptuales De Ingeniería y Pliegos de Licitación para La Restauración Ambiental de los Ecosistemas Degradados del Bajo Canal del Dique", Informe Final Volumen XIII Estudio de Canteras y Fuentes de Materiales	1. Universidad de Cartagena Facultad de Ciencias e Ingeniería Instituto de Hidráulica y Saneamiento Ambiental – IHSA, Cartagena Junio de 2003	2003	cd, archivo
Estudios, Diseños Conceptuales de Ingeniería y Pliegos de Licitación Para La Restauración Ambiental De Los Ecosistemas Degradados del Bajo Canal del Dique", Informe Final Volumen XVI Pliegos de Licitación	Universidad de Cartagena Facultad de Ciencias e Ingeniería Instituto de Hidráulica Y Saneamiento Ambiental – IHSA, Cartagena Junio de 2003	2003	cd, archivo
RESULTADO DE MUESTRAS DE SEDIMENTO EN EL RÍO MAGDALENA, EN LA TRAMPA DE SEDIMENTOS DEL CANAL DEL DIQUE Y EN EL BOTADERO DE SAN PEDRITO EN CALAMAR (BOLÍVAR)		2003	cd, archivo
Estudios, Diseños Conceptuales de Ingeniería y Pliegos de Licitación Para La Restauración Ambiental De Los Ecosistemas Degradados del Bajo Canal del Dique", Informe Final Volumen XV Especificaciones Técnicas	1. realizadas por el Laboratorio Microbiológico Barranquilla Ltda. Noviembre de 2003	2003	cd, archivo
LICITACIÓN PÚBLICA DE 2005. CONTRATO DE MANTENIMIENTO DEL CANAL DEL DIQUE MEDIANTE EL SISTEMA DE GARANTIA DE CALADO DURANTE DOS AÑOS		2003	medio fisico
LICITACIÓN PÚBLICA DE 2005. CONTRATO DE MANTENIMIENTO DEL CANAL DEL DIQUE MEDIANTE EL SISTEMA DE GARANTIA DE CALADO DURANTE DOS AÑOS.	cormagdalen	2004	cadi24. medio fisico
TIERRAS APTAS PARA LA REFORESTACIÓN EN LA JURISDICCIÓN DE CORMAGDALENA	cormagdalen	2004	cadi 23. medio fisico
Proyecto realce canal del dique		2006	cd, archivo

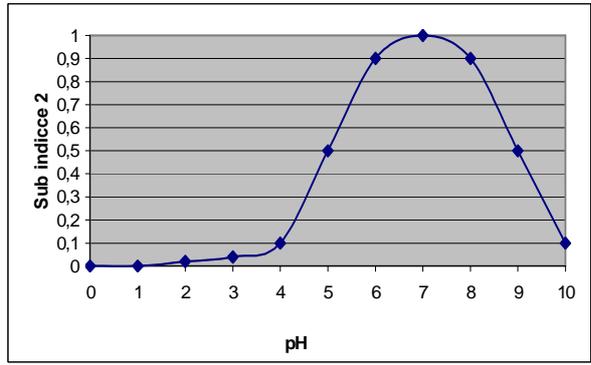
ANEXO B:

CURVAS DE CALIDAD PARA LAS VARIABLES DEL ÍNDICE DE ESTADO LIMNOLÓGICO (IEL)

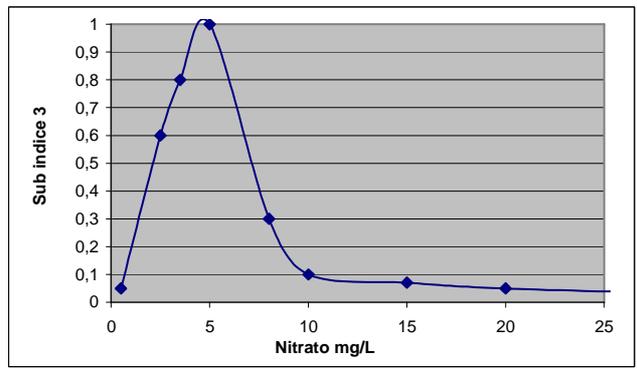
concentracion % Ox	subindice de calidad
0	0
10	0,018
32,7	0,065
47,8	0,115
61,6	0,227
70,4	0,4
75,4	0,575
81,7	0,797
88,9	0,917
94	0,972
100	1
110	0,98
117	0,93
125,9	0,79
140	0,5



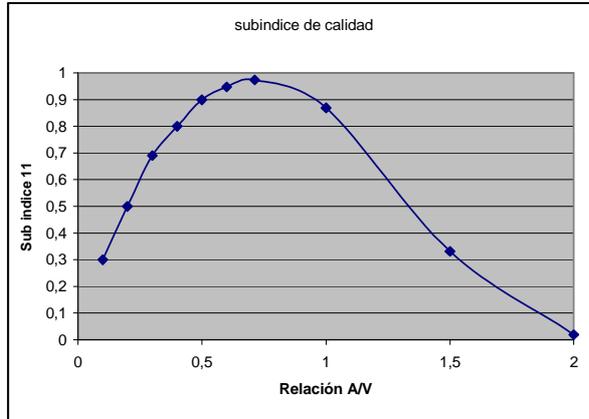
concentracion pH	subindice de calidad
0	0
1	0
2	0,02
3	0,04
4	0,1
5	0,5
6	0,9
7	1
8	0,9
9	0,5
10	0,1



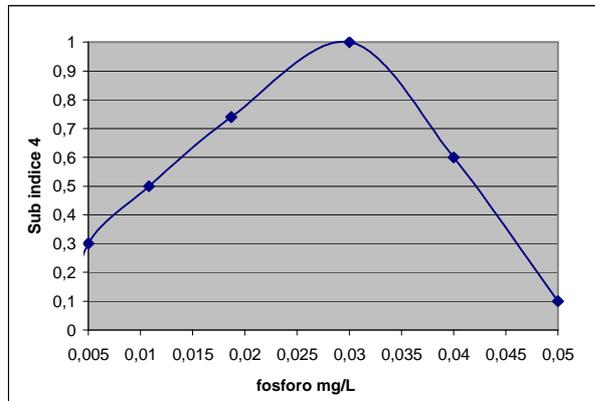
concentracion Nitrato	subindice de calidad
0,5	0,05
2,5	0,6
3,5	0,8
5	1
8	0,3
10	0,1
15	0,07
20	0,05
30	0,03



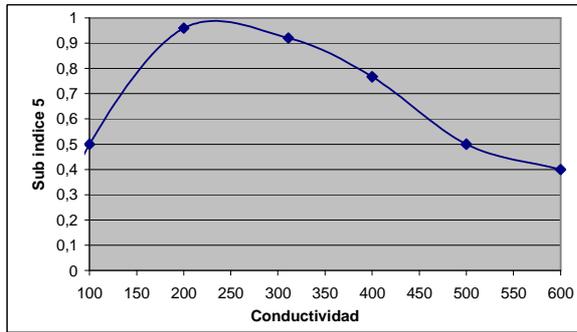
A/V	subindice de calidad
0,1	0,3
0,2	0,5
0,3	0,69
0,4	0,8
0,5	0,9
0,6	0,948
0,713	0,974
1	0,869
1,5	0,331
2	0,02



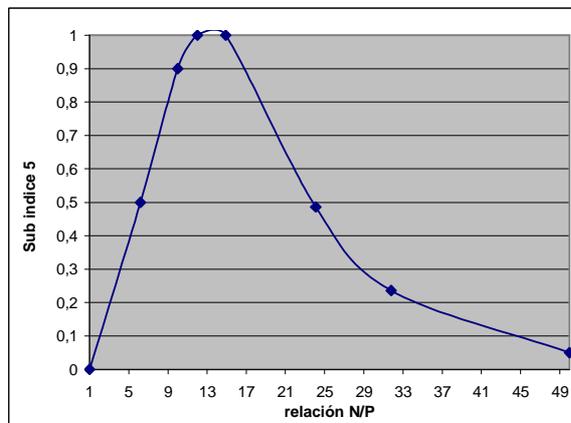
concentración Fosforo	subíndice de calidad
0,003	0
0,005	0,3
0,0108	0,5
0,0187	0,74
0,03	1
0,04	0,6
0,05	0,1



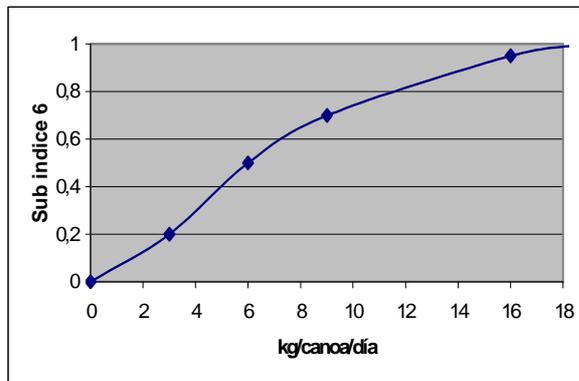
Concentración Conductividad	Subíndice de calidad
50	0
100	0,5
200	0,96
311	0,92
400	0,767
500	0,5
600	0,4



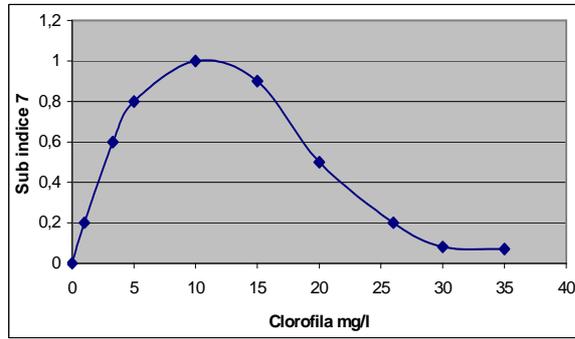
Relación N/P	subíndice de calidad
1	0
6,2	0,5
10	0,9
12	1
14,9	1
24,1	0,486
31,8	0,236
50	0,05



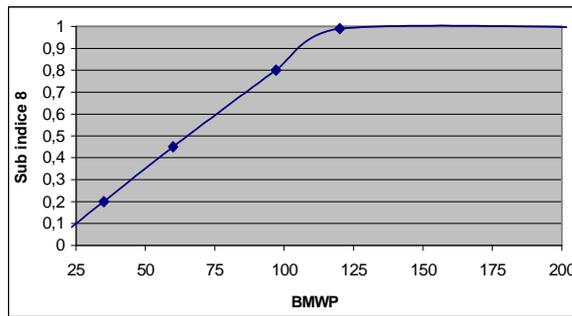
CFE	subíndice de calidad
0	0
3	0,2
6	0,5
9	0,7
16	0,95
19	1



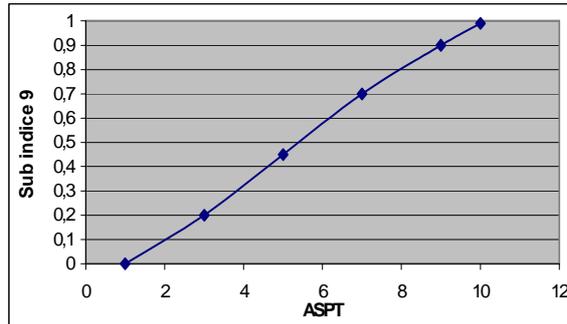
concentración Clorofila	subíndice de calidad
0	0
1	0,2
3,3	0,6
5	0,8
10	1
15	0,9
20	0,5
26	0,2
30	0,08
35	0,07



BMWP	subíndice de calidad
15	0
35	0,2
60	0,45
97	0,8
120	0,99
250	0,99



ASPT	subíndice de calidad
1	0
3	0,2
5	0,45
7	0,7
9	0,9
10	0,99



Nygaard	subíndice de calidad
0	0
0,2	0,2
0,5	0,784
0,8	1
1	0,947
1,5	0,5
2	0,05

