



CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA

ESCUELA DE POSGRADO

**Uso del suelo, vegetación ribereña y calidad del agua de la
microcuenca del río Gaira, Santa Marta, Colombia.**

Por

Yeison Andres Gutierrez Rojas

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado
Como requisito para optar por el grado de

Magister Scientiae en Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas

Turrialba, Costa Rica, 2009

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO INTEGRADO
DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS**

FIRMANTES:



Sergio Velásquez, M.Sc.
Consejero Principal

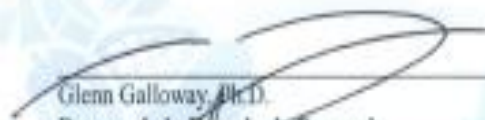


Francisco Jiménez, Dr.Sc.
Miembro Comité Consejero

Laura Benegas, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Jorge Faustino, Ph.D.
Miembro Suplente Comité Consejero



Glenn Galloway, Ph.D.
Decano de la Escuela de Posgrado



Yeison Andrés Gutiérrez Rojas
Candidato

DEDICATORIA

A **Dios**

Por guiarme en mi proceso de formación integral y ser mi luz en todo camino a cruzar,
a él debo todo lo que soy y lo que seré.

A mi **Ama**

Por todo su amor incondicional que transmitió en mí, a ella dedico este triunfo, por su
empeño, entusiasmo y gran valor para formar cada uno de sus hijos.

A mi **Padre**

Ya que gracias a ti, soy quien soy.

A mis hermanos **Eduar, Eliana, Mikales y Marcos** que con su apoyo y ayuda, han
contribuido para alcanzar esta meta familiar.

A **Diana**

La chiquilla que me enseñó el Amor. Y que a pesar de la distancia demostró ese amor
que me ha llenado y me ha acompañado en todo momento. Dedico a ti, este logro obtenido, por
todo lo que has ayudado a construir en mí.

AGRADECIMIENTOS

A mi profesor consejero, MSc Sergio Velásquez por toda su colaboración y ayuda durante el desarrollo de esta investigación.

A Eduino Carbone de la Hoz, Director del Herbario UTMC, de la Universidad del Magdalena, por toda su ayuda en el desarrollo del trabajo de vegetación de esta investigación.

Al Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza CATIE, por haber permitido ser parte de esta gran familia.

Al comité evaluador Francisco Jiménez, Jorge Faustino y Laura Benegas, por sus consejos y aportes que ayudaron a mejorar este documento.

A mis compañeros de CATIE promoción 2007, con quienes compartí muchos momentos alegres, y disfrute de sus enseñanzas en mi, y que esa variedad cultural permitió conocer un pedacito de cada región de Latinoamérica, Muy en especial a Victor, Orlando, Magdiel, Shenia666, y el popular pekue. Gracias a todos.

A mis amigos Héctor García, Jeiner Castellanos, Willintong Barranco, Neis Martínez, Betto Rueda, y Javier Rodríguez.

BIOGRAFÍA

El autor nació en Santa Marta, Colombia, el 21 de enero de 1981. Se graduó en la Universidad del Magdalena en el 2005 en la Facultad de Ciencias Básicas, con el título de Biólogo con énfasis en recursos hídricos. Ha trabajado durante la mayor parte de su vida profesional, en el Jardín Botánico Quinta de San Pedro Alejandrino, desarrollando proyectos relacionados a la conservación de especies nativas y amenazadas, y desde el 2008 viene trabajando en la restauración ecosistémica del río Manzanares, principal fuente hídrica de la ciudad de Santa Marta.

CONTENIDO

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
BIOGRAFÍA.....	V
CONTENIDO.....	VI
RESUMEN	IX
SUMMARY	X
ÍNDICE DE CUADROS	XI
ÍNDICE DE FIGURAS	XIII
LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS	XV
1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 Objetivos del estudio	4
1.1.1 <i>Objetivo general</i>	4
1.1.2 <i>Objetivos específicos</i>	4
1.2 Preguntas de investigación.....	4
2 MARCO REFERENCIAL.....	5
2.1 Manejo integrado de cuencas hidrográficas.....	5
2.1.1 <i>Cuenca hidrográfica</i>	5
2.1.2 <i>Cuenca hidrológica</i>	6
2.1.3 <i>Manejo de cuencas</i>	7
2.1.4 <i>Manejo integrado de cuencas</i>	7
2.1.5 <i>La cuenca como sistema</i>	7
2.1.6 <i>El agua es el recurso integrador de la cuenca</i>	8
2.2 Bosques y agua	9
2.2.1 <i>Composición, riqueza y diversidad florística</i>	9
2.2.2 <i>Importancia de los bosques ribereños en la calidad del agua</i>	10
2.2.3 <i>Ecología del paisaje</i>	11

2.3	Uso de la tierra.....	12
2.3.1	<i>Los SIG en el manejo de los recursos naturales.....</i>	<i>12</i>
2.3.2	<i>El uso del suelo.....</i>	<i>13</i>
2.3.3	<i>Influencia del cambio de uso del suelo, sobre los recursos hídricos</i>	<i>13</i>
2.3.3.1	Agricultura sobre el agua	14
2.3.3.2	Ganadería y agua.....	16
2.3.3.3	Urbanismo y agua.....	17
2.4	La calidad del agua y los bioindicadores	18
2.4.1	<i>La calidad del agua</i>	<i>18</i>
2.4.2	<i>El monitoreo de la calidad del agua.....</i>	<i>19</i>
2.4.3	<i>El monitoreo de la calidad del agua con bioindicadores.....</i>	<i>21</i>
2.5	Marco normativo en la ordenación de cuencas hidrográficas en Colombia	23
3	Literatura citada	26
4	ARTÍCULO 1.	31
4.1	Introducción.....	31
4.2	Metodología.....	33
4.2.1	<i>Descripción del área de estudio</i>	<i>33</i>
4.2.2	<i>Métodos de colecta</i>	<i>35</i>
4.2.3	<i>Análisis de los datos</i>	<i>37</i>
4.3	Resultados.....	37
4.4	Discusión de resultados	40
4.5	Conclusiones.....	43
4.6	Recomendaciones	43
4.7	LITERATURA CITADA	44
5	ARTICULO 2	53
5.1	Introducción.....	54
5.2	Metodología.....	56
5.2.1	<i>Área de estudio</i>	<i>56</i>
5.2.2	<i>Caracterización morfométrica.....</i>	<i>57</i>
5.2.3	<i>Uso del suelo y análisis del paisaje</i>	<i>61</i>
5.2.4	<i>Elaboración del mapa de biomas</i>	<i>63</i>
5.3	Resultados y discusión.....	64

5.4	Conclusiones	77
5.5	LITERATURA CITADA	78
6	ARTÍCULO 3	84
6.1	Introducción	84
6.2	Metodología	88
6.2.1	<i>Área de estudio</i>	88
6.2.2	<i>Fase de campo y laboratorio</i>	90
6.2.3	<i>Análisis estadístico</i>	91
6.3	Resultados	92
6.4	Discusión	100
6.5	Conclusiones	104
6.6	Recomendaciones	105
6.7	Literatura citada	105
7	RECOMENDACIONES GENERALES	111

RESUMEN

El trabajo se desarrolló en la microcuenca del río Gaira, ubicada en la reserva de Biosfera Sierra Nevada de Santa Marta sobre el mar caribe Colombiano, con el fin de caracterizar la composición florísticas del bosque ribereño, determinar su calidad del agua con base en parámetros físico-químicos, y biológicos como los macroinvertebrados acuáticos, además de adelantar el primer estudio del uso del suelo y determinar algunas características morfométricas de la cuenca y un análisis de paisaje. Se registran un total de 206 especies florísticas, y 44 familias de macroinvertebrados acuáticos. El río Gaira presentó buena calidad del agua respecto a los parámetros físico-químicos y biológicos, con un leve descenso hacia la parte baja, que se explica debido al efecto de acumulación y continuos de los ecosistemas ribereños, además esta parte de la microcuenca mostró menor riqueza de macroinvertebrados, pero mayor diversidad florística ribereña. Por otro lado, el uso del suelo en su mayor porcentaje lo abarca la categoría de bosques con aproximadamente el 50% del total del área de la microcuenca, Y conforme a las características morfométricas se trata de una cuenca pequeña, de forma alargada y con pendiente de 28%, la mayor parte de la microcuenca está en rangos de pendiente entre 25-50%, catalogando a la microcuenca como muy ondulada, seguido a esto, es una cuenca sedimentaria o en fase de vejez. El análisis de paisaje evidenció una alta fragmentación del bosque ribereño, por su alto número de parches con respecto al área que esta categoría de bosque ocupa en la microcuenca. Lo cual sugiere que es urgente iniciar trabajos de restauración para este tipo de vegetación, conforme a los beneficios ecológicos, ecosistémicos, ecoturísticos, y de zonas amortiguadoras a la fuente hídrica respecto a los usos del suelo que en la microcuenca se presentan.

Palabras claves: Microcuenca del río Gaira, bosque ribereño, calidad del agua, macroinvertebrados, uso del suelo.

SUMMARY

This work was done in Gaira River Basin, located in the biosphere reserve Sierra Nevada de Santa Marta on the Colombian Caribbean, in order to characterize the floristic composition of riparian forest, determine water quality parameters based on physical-chemical, and biological as the aquatic macroinvertebrados. A survey of land use was done in order to determine some morphometric characteristics of the watershed and landscape analysis. A total of 206 species of flora, and 44 families of aquatic macroinvertebrados were registered. The Gaira river presented good water quality with respect to the physical, chemical and biological parameters, with a slight decrease towards the lowlands, explained by the effect of continuous accumulation of the riparian ecosystems, also this part of the watershed showed less richness of macroinvertebrates, but more diverse riparian flora. On the other hand, land use showed a high percentage of forest cover category with approximately 50% of the total area of the watershed. According to the morphometric characteristics this is a small watershed, elongated and with a slope of 28%, most of the watershed ranges between 25-50%, cataloging the micro watershed as a very undulating, moreover, is a sedimentary basin or under age. The landscape analysis showed a highly fragmented of the riparian forest, by a high number of patches over the area of forest that this category occupies in the microbasin. This suggests that it is urgent restoration work to start this type of vegetation, according to environmental, ecosystems, ecotourism, and buffer zones to the water source on land use watershed are presented.

Key words: microbasin Gaira river, riparian forest, quality water, macroinvertebrates, land use.

ÍNDICE DE CUADROS

EN EL ARTÍCULO 1

Cuadro 1. Valores climáticos de las estaciones de muestreo, pmma: precipitación media multianual, *datos de la estación climatológica de vista nieves a 2000 msnm.	35
Cuadro 2. Géneros con mayor número de especies y su porcentaje con relación encontrado en la microcuenca del río Gaira.	38
Cuadro 3. Distribución taxonómica de la flora ribereña de la microcuenca del Gaira.	39
Cuadro 4. Valores del índice de Jaccard para las estaciones de muestreo (1 parte baja, 2 media y 3 parte alta de la microcuenca).	40

EN EL ARTÍCULO 2

Cuadro 1. Índices morfométricos evaluados para la microcuenca del río Gaira.	58
Cuadro 2. Parámetros para hallar el rectángulo equivalente.	60
Cuadro 3. Valores de los parámetros morfométricos y elementos de forma evaluados para la microcuenca del Gaira.	65
Cuadro 4. Rangos de pendiente de la microcuenca del Gaira.	66
Cuadro 5. Calculo de los lados del rectángulo equivalente.	68
Cuadro 6. Valores de los tributarios de la red de drenaje en la microcuenca del Gaira.	71
Cuadro 7. Valores de las áreas obtenidas de los Biomas presentes en la microcuenca del Gaira.	71
Cuadro 8. Valores del análisis fragstats para el uso del suelo en la microcuenca del Gaira. .	76

EN EL ARTÍCULO 3

Cuadro 1. Valores climáticos de las estaciones de muestreo, pmma: precipitación media multianual, datos de la estación climatológica de Vista Nieves a 2000 msnm.	90
Cuadro 2. Valores promedio y desviación estándar (\pm) de las variables físico-químicas y de nutrientes obtenidos en los sitios de estudio (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito).	93
Cuadro 3. Índices ecológicos de riqueza (Margalef), diversidad (Shannon Weaver), equidad (Pielou) y dominancia (Simpson) obtenidos para evaluar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en cada uno de los sitios estudiados.	99

Cuadro 4. Índices bióticos (BMWP/Col, ASPT, EPT y DIPTERA) utilizados como indicadores de la calidad del agua e índice de similaridad de Jaccard en cada uno de los sitios estudiados..... 99

ÍNDICE DE FIGURAS

EN EL MARCO REFERENCIAL

Figura 1. Interacción de los recursos naturales en una cuenca hidrográfica y la población (fuente Jiménez, 2007).....	6
Figura 2. Enfoque de sistemas aplicado en cuencas hidrográficas (Fuente Jiménez, 2009). ..	8
Figura 3. Diagrama de flujo del marco jurídico en la ordenación de cuencas hidrográficas en Colombia (Fuente, IDEAM 2008).	25

EN EL ARTÍCULO 1

Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo del estudio en la microcuenca del río Gaira. 36	
Figura 2. Grafico de acumulación de especies por estación de muestreo.	38
Figura 3. Grafico de disimilaridad de especies, entre las estaciones de muestreo (parte alta, media y baja de la cuenca).	39

EN EL ARTÍCULO 2

Figura 1. Mapa de ubicación de la microcuenca del Gaira.	59
Figura 2. Mapa de pendiente de la microcuenca del Gaira.	67
Figura 3. Perfil longitudinal del cauce principal de la microcuenca del Gaira.	68
Figura 4. Grafico de rectángulo equivalente de la microcuenca del río Gaira.	68
Figura 5. Curva hipsométrica de la microcuenca del río Gaira.	69
Figura 6. Grafico que representa la altitud media de la microcuenca del río Gaira.	70
Figura 7. Mapa de la red de drenaje de la microcuenca del río Gaira.	72
Figura 8. Mapa de Biomas presentes en la microcuenca del río Gaira.	73
Figura 9. Distribución porcentual de los usos del suelo en la microcuenca del río Gaira....	74
Figura 10. Mapa de Uso del suelo para la microcuenca del río Gaira.....	75

EN EL ARTÍCULO 3

Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo en la microcuenca del río Gaira.	91
--	----

Figura 2. Valores promedios del caudal (línea gris) y de la velocidad de la corriente (línea negra) en los sitios estudiados (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito). Los ejes verticales corresponden a la desviación estándar.....	93
Figura 3. Abundancia total (A) y promedio (B) de macroinvertebrados bentónicos a nivel de Ordenes en los sitios muestreados, los ejes acotados en la figura B corresponden a la desviación estándar.	94
Figura 4. Abundancia total de los macroinvertebrados bentónicos a nivel de familia colectados durante la primera campaña de muestreo en los sitios estudiados (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito).	95
Figura 5. Abundancia total de los macroinvertebrados bentónicos a nivel de familia colectados durante la segunda campaña de muestreo en los sitios estudiados (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito).	96
Figura 6. Abundancia total de los macroinvertebrados bentónicos a nivel de familia colectados durante la tercera campaña de muestreo en los sitios estudiados (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito).	96
Figura 7. Consolidado de los tres muestreos en abundancia total (A) y promedio (B) de los macroinvertebrados bentónicos a nivel familia en los sitios estudiados (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito). Las barras acotadas en la figura B corresponden a la desviación estándar (\pm).	97
Figura 8. Porcentaje de abundancia de los macroinvertebrados bentónicos (eje vertical) con relación al porcentaje de cobertura de los sustratos muestreados (EPI: Epiliton, GRA: Grava, HOJ: Hojarasca y SED: Sedimento) en los sitios de estudio (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito) (eje horizontal).	98

LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

ASPT	Average Score per Taxón
BBI	Belgium Biotic Index
BMWP	Biological Monitoring Working Party
CARs	Corporaciones Autónomas Regionales
DANE	Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas
EPM	Empresas Públicas Municipales
FAO	Food and Agriculture Organization
IDEAM	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales
INDERENA	Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables
INTROPIC	Instituto de Investigaciones Tropicales
MED	Modelo de Elevación Digital
SIG	Sistema de Información Geográfica
TBI	Trend Biotic Index
UAESPNN	Unidad Administrativa Especial de Sistemas de Parques Nacionales Naturales
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
UTM	Universal Transversal Mercator

1 INTRODUCCIÓN

El agua surge como el mayor conflicto geopolítico del siglo XXI, ya que se espera para el 2025 que la demanda por este recurso será un 56% mayor al actual, no obstante a esto, los registros y datos históricos presagian que el planeta se encamina a una escases muy fuerte (Faustino 2007).

El continente suramericano concentra aproximadamente más del 28% del recurso hídrico en el mundo (FAO, 2003), además de contener dos de las mayores cuencas hidrográficas del mundo, como el Amazonas con 8,14 millones de km² y compartida con siete países, y la cuenca del río Paraná-Plata con 2,58 km² compartida con cuatro países (Guerrero 2006).

La riqueza hídrica de Colombia es muy conocida, su oferta hídrica supera los 2.100 km³ (59 l/s*km²), teniendo un volumen disponible por habitante de 50.000 metros cúbicos al año. Estas cifras expresadas en l/s*km² clasifican a Colombia como uno de los países con mayor oferta hídrica natural en el mundo, actualmente ubicada en el puesto 21, pero esta oferta hídrica está afectada por la heterogénea distribución espacial y temporal de dicho recurso (IDEAM 2004).

Ramakrishna (1997), plantea que el objetivo primordial del manejo de cuenca es alcanzar un uso verdaderamente racional de los recursos naturales, en especial el agua, el bosque y el suelo, considerando al hombre y la comunidad como el agente protector y destructor. Además que el manejo de cuenca consiste en aprovechar y conservar los recursos naturales en función de las necesidades del hombre, para que se pueda alcanzar una adecuada calidad de vida en armonía con su medio ambiente.

El ciclo de la gestión de cuencas se inicia con un recorrido inicial de la cuenca, a fin de tener una primera idea de las características, situación y condición general de la misma, basada principalmente en la observación, en alguna información básica disponible y consultas generales a informarles o actores locales (Jiménez 2009).

Cuando existen estudios previos en la cuenca, entonces es más fácil y los mismos deben ser consultados y valorados, a fin de obtener la información básica que facilite y apoye el reconocimiento inicial de la cuenca. En este sentido, los mapas temáticos (suelos, lluvia, usos de la tierra, pendientes, etc.), así como cuadros o figuras que resumen características de la cuenca pueden ser de mucha utilidad (Jiménez 2009).

Hoy por hoy se plantea, por normatividad del decreto ley 1729 del 2002, los planes de ordenamiento y manejo de cuencas para Colombia, con el objeto de orientar la ordenación de cuencas entendida esta como la planificación del uso y manejo sostenible de los recursos naturales renovables, de manera que se consiga mantener o restablecer un adecuado equilibrio entre el aprovechamiento social y económico de tales recursos y la conservación de la estructura físico-biótica de la cuenca y particularmente de sus recursos hídricos.

Los ecosistemas fluviales han sido empleados por el hombre como fuente de recursos y como vía para la eliminación de residuos, produciéndose una degradación paulatina e histórica de estos ecosistemas. El proceso de la Revolución Industrial empeoró la situación a causa del aumento en la producción de materiales residuales, introducción de nuevos contaminantes y por la concentración de la población en ciudades, generando cada vez más residuos (Alonso 2005). Convirtiendo la urbanización de las cuencas en un proceso frecuente, cuya actividad antrópica genera cambios en el uso del suelo, contaminación por materia orgánica y enriquecimiento de nutrientes, degradación del bosque de ribera, rectificación y canalización de ríos, regulación de cauces, presencia de contaminantes inorgánicos y orgánicos persistentes y aumento en la demanda del agua (Angelier 2002). Estos disturbios afectan la calidad y disponibilidad del recurso, sus características físico-químicas y la integridad ecológica, rompiendo los procesos del ecosistema y las estructuras bióticas (Rosenberg y Resh, 1993).

En Colombia, debido a una acelerada e incontrolada deforestación, la variación en tiempo y espacio de los elementos hidrológicos ha sufrido y seguirá sufriendo sensibles cambios, que pueden determinar consecuencias ambientales y económicas generalmente desfavorables. En la actualidad, dado al manejo inadecuado de las explotaciones agropecuarias, se han perdido miles de hectáreas productivas, afectando la producción de alimentos para la población

creciente y deteriorando las cuencas hidrográficas por problemas de erosión y desordenes hidrológicos (Mozo-Morrón et al 1999).

Teniendo en cuenta estos argumentos, y del deterioro ambiental en las cuencas hidrográficas, muy a pesar de la conspicua y popular "belleza natural" de estos ecosistemas, se plantea realizar un estudio de la microcuenca del río Gaira que involucre parámetros biológicos, como conocer la vegetación ribereña, y los macroinvertebrados acuáticos, además de determinar el uso del suelo junto con características morfométrica de la microcuenca, de tal manera de aportar conocimiento básico para el entendimiento y posterior manejo de la misma, conforme a la legislación actual Colombiana para el manejo de cuencas hidrográficas.

Este estudio se realizó en el marco de un proyecto integral llamado “***Descriptorios funcionales de la salud ecosistémica y zonificación de la cuenca del río Gaira, Santa Marta, Colombia***”, avalado por el Instituto de Investigación Tropical (INTROPIC) de la Universidad del Magdalena, con el docente investigador Javier Rodrigues Barrios, en donde el autor de la tesis y el docente investigador son los codirectores del proyecto integral, se hace referencia que la información presentada es de autoría del autor. Pero que los datos del artículo 3, podrían o NO, ser utilizados por el docente investigador Javier Rodrigues Barrios, como aporte para la tesis Doctoral que él realiza.

1.1 Objetivos del estudio

1.1.1 Objetivo general

Contribuir al conocimiento geomorfológico, del uso del suelo y paisaje de la microcuenca del río Gaira, Caribe Colombiano.

1.1.2 Objetivos específicos

- Determinar la riqueza y composición de la vegetación ribereña presente en la microcuenca del río Gaira.
- Determinar las características morfométricas y el uso del suelo de la microcuenca del río Gaira, con una evaluación parcial del paisaje.
- Evaluar la calidad del agua del río Gaira, utilizando parámetros físico-químicos y biológicos.

1.2 Preguntas de investigación

¿Cuál es la composición y riqueza del bosque ribereño en la microcuenca del río Gaira?

¿Cómo se distribuyen los usos del suelo y su cantidad en la microcuenca del río Gaira?

¿Cómo es la calidad del agua en cuanto a los parámetros físico-químicos del río Gaira?

2 MARCO REFERENCIAL

2.1 Manejo integrado de cuencas hidrográficas

2.1.1 Cuenca hidrográfica

Una cuenca hidrográfica es una área natural en la que el agua proveniente de la precipitación forma un curso principal de agua; también se define como la unidad fisiográfica conformada por el conjunto de los sistemas de cursos de agua definidos por el relieve. Los límites de la cuenca “divisoras de aguas” se definen naturalmente y corresponden a las partes más altas del área que encierra un río. La cuenca la conforma componentes biofísicos (agua, suelo), biológicos (flora y fauna) y antropogénicos (socioeconómicos, culturales, institucionales), que están todos interrelacionados y en equilibrio entre sí, de tal manera que al afectarse uno de ellos, se produce un desbalance que pone en peligro todo el sistema (Ramakrishna 1997)

En la cuenca hidrográfica se encuentran los recursos naturales, allí el hombre desarrolla sus actividades económicas y sociales generando diferentes efectos favorables y desfavorables para su propio bienestar. No existe ningún punto de la tierra que no pertenezca a una cuenca hidrográfica (World Visión 2004).

En la cuenca hidrográfica se ubican todos los recursos naturales y actividades que realiza la población (Figura 1.), allí interactúan el sistema biofísico con el socioeconómico y están en una dinámica integral que permite valorar el nivel de intervención del ser humano, los problemas generados en forma natural y antrópica, a veces corresponde a las partes altas, laderas, lugares ondulados, sitios planos y zonas bajas, que pueden localizarse hasta en las zonas costeras, cuando la cuenca conduce su drenaje a un océano (Jiménez 2007).

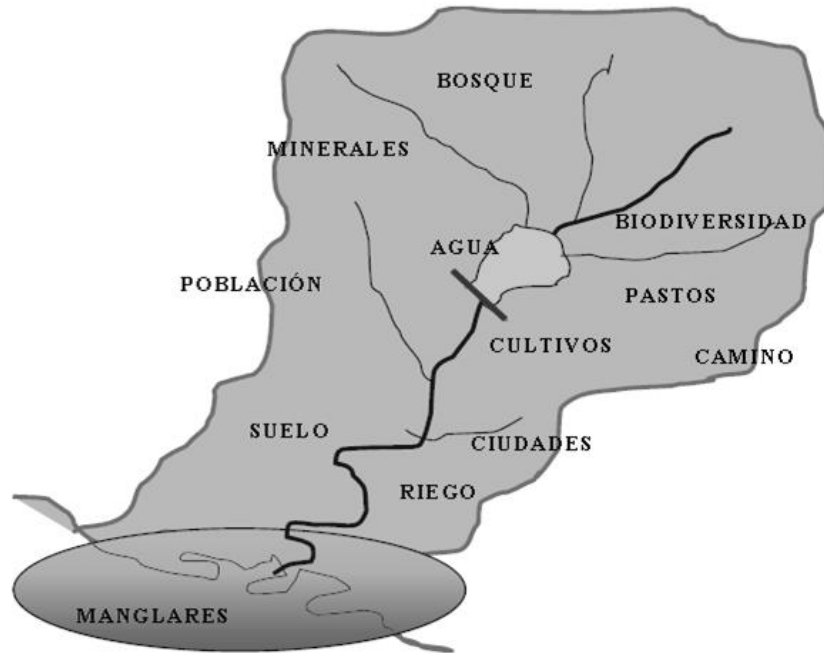


Figura 1. Interacción de los recursos naturales en una cuenca hidrográfica y la población (fuente Jiménez, 2007).

2.1.2 Cuenca hidrológica

Las cuencas hidrológicas son unidades morfológicas constituidas por la cuenca hidrográfica y las aguas subterráneas. Cuando el relieve y fisiografía, tienen una forma y simetría diferente a la configuración geológica de la cuenca, se puede decir que existe una cuenca subterránea, que cambia la dirección del flujo superficial para alimentar a otra cuenca hidrográfica. A esta configuración se le denomina “**cuenca hidrológica**”, la cual adquiere importancia cuando se tenga que realizar el balance hidrológico. Es muy importante conocer esta característica interna de la cuenca, porque en algunos casos se realiza el balance hidrológico sin considerar los aportes o fugas de una cuenca vecina a otra (World Visión 2004).

Una cuenca hidrográfica constituirá también una cuenca hidrogeológica cuando no existan trasvases apreciables de aguas subterráneas de una cuenca a otra, es decir, que podamos considerar que las divisorias topográficas que dividen a la escorrentía superficial constituyen también divisorias de la escorrentía subterránea entre cuencas adyacentes. Esto se cumple en general para cuencas grandes de más de 1000 o 2000 km² (Sánchez 2004).

2.1.3 Manejo de cuencas

Consiste en el uso, aprovechamiento y manejo de los recursos naturales de la cuenca, donde generalmente existe un ente determinado que ejerce de manera principal la responsabilidad de implementar acciones para manejar esos recursos. Implica ordenar, ejercer autoridad, disponer, organizar, los recursos naturales en ese territorio. La toma de las decisiones y el manejo de los recursos se realiza considerando las necesidades y deseos de los diferentes usuarios y partes interesadas y menos las necesidades de los ecosistemas. Pone mayor énfasis a los elementos y componentes biofísicos, como el suelo, la vegetación, el agua, la biodiversidad, mientras que la intervención humana se ve como un elemento más que interactúa en el espacio territorial cuenca (Jiménez 2009).

2.1.4 Manejo integrado de cuencas

Es el conjunto de acciones que se realizan para proteger, conservar, utilizar, aprovechar, manejar y rehabilitar adecuadamente los recursos naturales en las cuencas hidrográficas de acuerdo a los enfoques sistémico, socioambiental, integral, multi e interdisciplinario, multi e intersectorial y del agua como recurso integrador de la cuenca. Promueve y busca la sostenibilidad ecológica, social y económica de los recursos naturales y el ambiente en el contexto de la intervención humana, sus necesidades y responsabilidades y del riesgo y la ocurrencia de desastres, principalmente de origen hidrometeorológico (Jiménez 2009).

2.1.5 La cuenca como sistema

Este concepto se basa en definir a la cuenca como unidad de planificación, manejo y gestión de los recursos naturales es que la misma constituye un sistema (Figura 2.), la cuenca hidrográfica concebida como un sistema está conformada por las interrelaciones dinámicas en el tiempo y en el espacio de diferentes subsistemas, como son el social, económico, político, institucional, cultural, legal, tecnológico, productivo, físico y biológico (Jiménez 2009).

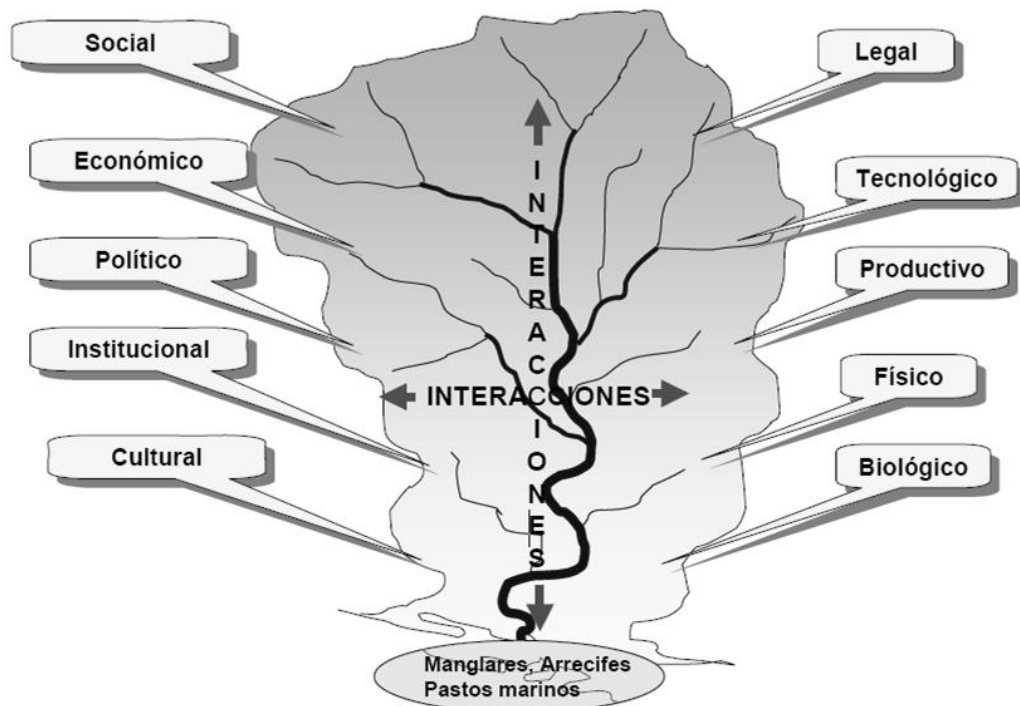


Figura 2. Enfoque de sistemas aplicado en cuencas hidrográficas (Fuente Jiménez, 2009).

2.1.6 El agua es el recurso integrador de la cuenca

La zona de cabecera de las cuencas hidrográficas: garantizan la captación inicial de las aguas y el suministro de las mismas a las zonas inferiores durante todo el año. Los procesos en las partes altas de la cuenca invariablemente tienen repercusiones en la parte baja dado el flujo unidireccional del agua, y por lo tanto toda la cuenca se debe manejar de manera integral, como una sola unidad. Al interior de la cuenca, el agua funciona como distribuidor de insumos primarios (nutrientes, materia orgánica, sedimentos) producidos por la actividad sistémica de los recursos. Este proceso modela el relieve e influye en la formación y distribución de los suelos en las laderas, y por ende en la distribución de la vegetación y del uso de la tierra. En las zonas de emisión de los acuíferos, las lagunas costeras regulan el funcionamiento de los ecosistemas marinos adyacentes, que pueden afectar los manglares, arrecifes, pastos marinos y otros ecosistemas (Jiménez 2009).

El movimiento del agua de lluvia y los flujos superficiales, a través de la red de drenaje, desde la parte alta de la cuenca hasta la parte baja, promueve el desprendimiento y arrastre de partículas (sedimentos orgánicos y minerales) e induce la formación de valles, planicies o llanuras de inundación. El sistema hídrico también refleja un comportamiento de acuerdo a como se están manejando los recursos agua, suelo y bosque, así como que actividades o infraestructuras afectan su funcionamiento (Jiménez 2009).

2.2 Bosques y agua

2.2.1 Composición, riqueza y diversidad florística

Los bosques húmedos de América Latina y el Caribe son los bosques tropicales más importantes a nivel mundial, tanto por su extensión geográfica (Hartshorn 2002) como por el reconocimiento de la diversidad biológica que poseen (Delgado y Finegan 1999; Hartshorn 2002), ya que estos representan por unidad de área, las comunidades más ricas en especies vegetales, siendo de igual manera únicos en su composición (Delgado y Finegan 1999).

Debido a la gran riqueza y diversidad de los bosque neotropicales, estos carecen de especies de carácter dominante, siendo la mayoría de medianamente abundantes a raras, lo que hace que estos bosques sean de difícil clasificación (Hartshorn 2002), generalmente la mayoría de los estudios de composición florística, se centran en especies arbóreas ya que estas constituyen la mayor parte de la biomasa del bosque y determinan en gran medida la estructura y el funcionamiento del ecosistema, aunque no sea este grupo quien de el mayor aporte a la riqueza florística de un bosque (Berry 2002).

Entenderemos como riqueza de especies al número total de especies por unidad de área y la diversidad como el número de especies en relación con el tamaño (abundancia) de la población de cada especie (Louman et al. 2001)

2.2.2 Importancia de los bosques ribereños en la calidad del agua

Los bosques establecen eficientemente un ciclo de nutrientes y productos químicos y disminuyen los sedimentos exportados, reduciendo así las sustancias contaminantes, como el fósforo y algunos metales pesados. La tasa inferior de escorrentía de precipitaciones reduce también la carga de todos los nutrientes y contaminantes que penetran en las masas de agua. Los problemas del agua potable contaminada y las consiguientes enfermedades representan un fuerte peligro para el bienestar tanto de las poblaciones rurales como de las comunidades urbanas. En muchos lugares se necesitan con urgencia instalaciones de almacenamiento y transporte de agua, junto con mejoras en el saneamiento y tratamiento del agua. Las zonas de captación cubiertas de bosque bien gestionado que se encuentran por encima de los embalses pueden hacer que las necesidades de tratamiento del agua sean mínimas (FAO 2003).

La vegetación ribereña constituye uno de los factores físicos de las cuencas hidrográficas que tienen esencial incidencia en el régimen hidrológico de las aguas superficiales. La capa vegetal y especialmente el bosque intervienen en el circuito general de agua como factor de atenuación y regulación natural (Cuadrado 2005). Los bosques ribereños, son conocidos como la vegetación que se desarrolla a lado y lado de una fuente hídrica o sistema lotico y presenta un carácter azonal, es decir, la presencia de las comunidades vegetales y su arquitectura comunitaria está más determinada por variables edáficas que por características relacionadas con su ombroclima (Tragsa 1998).

Olvidados durante mucho tiempo y en muchos casos explotados, ayudan a estabilizar los cauces de los arroyos, reducir la pérdida de agua y la descarga de productos químicos en las masas de agua procedentes de las tierras altas y mantener más fresca la temperatura del agua, mejorando así los niveles de oxígeno disuelto en ella (FAO 2003). Además son considerados como zonas de alta diversidad biológica y con un funcionamiento muy complejo, por presentarse como ecótono entre el sistema acuático y el sistema continental, en la cual presenta funciones como la de proteger los recursos acuáticos, previene la sedimentación y erosión, y la fauna asociada a este, y contribuye a mitigar los impactos producidos por los usos del suelo que se presenten en la cuenca (Rikken 2007).

Los sistemas ribereños se explotan fuertemente debido a su proximidad al agua y a su gran productividad para pastoreo y actividades agrícolas, por lo que no es realista tratar de impedir todas las formas de explotación. No obstante, con una ordenación adecuada, los bosques ribereños y los sistemas agrosilvícolas próximos a las masas de agua pueden mitigar los efectos de la descarga de nutrientes, sustancias químicas y desechos humanos. Al mismo tiempo, estos sistemas pueden ser una fuente de suministro de leña, forraje y otros productos para la población rural pobre (FAO 2003)

2.2.3 Ecología del paisaje

Según Forman y Godron (1981), un paisaje es un área de kilómetros de ancho, donde un conglomerado de componentes o ecosistemas que interactúan entre sí, se repiten en forma similar, determinado por dos mecanismos que actúan juntos; los procesos geomorfológicos específicos y los disturbios específicos en los componentes del paisaje.

De acuerdo a Turner et al. (2001), la ecología del paisaje se enfoca en dos aspectos: el primero de ellos explica la importancia de la configuración espacial para los procesos ecológicos, donde no solamente se tiene en cuenta, cuánto hay de un componente particular, sino como se encuentra ubicado. El segundo, se enfoca sobre la extensión espacial la cual es mucho más grande que la estudiada tradicionalmente en ecología; donde dirige muchas clases de dinámicas ecológicas a través de grandes áreas.

La ecología del paisaje permite investigar las interacciones naturales del paisaje (tales como parches de bosques, cuencas hidrográficas, hábitats distintos, glaciales, etc.) y los patrones actuales de uso de la tierra (minería, represas, campos agrícolas, ciudades e industrias) en escala regional; con el fin de calcular sus efectos sobre la distribución y abundancia de especies y los procesos ecosistémicos a múltiples escalas en el espacio y el tiempo (Primack et al. 2001).

2.3 Uso de la tierra

2.3.1 Los SIG en el manejo de los recursos naturales

El aumento de la actividad humana ha provocado importantes alteraciones e impactos en el medio ambiente. Una creciente necesidad de presentar soluciones y estrategias viene fortaleciéndose cada vez más, que conlleve a revertir los efectos de la degradación ambiental, y del agotamiento de los recursos naturales. Es necesario no disociar más el ambiente urbano del ambiente natural, ver la ciudad o cuenca como un sistema ecológico, que posee fragilidades y que también es vulnerable, dado que depende de otros sistemas para mantenerse. Los sistemas de información geográfica son, probablemente, entre las herramientas de soporte, que más se adecua a este enfoque sistémico de gestión de recursos naturales, dadas sus características de integración y manipulación de grandes cantidades de datos espaciales y alfanuméricos (Vieira 2002).

Los sistemas de información geográfica (SIG) permiten comprender de manera más clara los procesos y las fluctuaciones en el tiempo y espacio de cualquier evento que se presente, de manera que permita una gestión y toma de decisiones que afecten los recursos naturales. Además que permite la evaluación del impacto ambiental en la ejecución de proyectos. Integrados con sistemas de adquisición de datos, permiten el análisis en tiempo real de la concentración de contaminantes, a fin de tomar las precauciones y medidas del caso. De la cualidad de los SIG de manejar información geográfica surge su potencial para apoyar los estudios de conservación de la biodiversidad, ya que integran la localización y distribución en el espacio. Independientemente de los criterios de definición de diversidad biológica, ya sea del contexto local, paisajístico o ecosistémico, (Moreira 1996).

La gestión moderna de los recursos hídricos (aguas atmosféricas, superficiales y subterráneas) impone la práctica de principios como: adopción de cuenca hidrográfica como unidad físico-territorial de planificación, usos múltiples integrados del agua, reconocimiento del agua como un bien natural limitado y de valor económico y gestión descentralizada y participativa. Es por esto la importancia de los SIG en el análisis del sistema, planificación, gestión, diagnósticos del medio físico, evaluaciones de impactos y monitoreo de la cuenca hidrográfica, dado su

carácter de integración y visualización de datos, generación de nuevas informaciones y como un sistema de soporte para la toma de decisiones (Vieira 2002).

La integración de informaciones de una cuenca hidrográfica, que reúnen normalmente diversos municipios y forma una gran comunidad de usuarios y beneficiarios de estas informaciones, es un caso típico donde el SIG puede y debe ser incluido como una herramienta de soporte al análisis y a la planificación (Vieira 2002).

Algunas de las aplicaciones en el manejo de cuencas hidrográficas la utilización de los SIG, como por ejemplo, los modelo de elevación digital, red de drenaje, uso actual del suelo, tipos de suelos, conectividad, erosión, y la interpolación espacial geográfica de variables fisicoquímicas de la calidad del agua

2.3.2 El uso del suelo

El uso del suelo puede definirse como la localización geográfica y cuantificación de áreas con características físicas, biológicas y socioeconómicas propias, que la distinguen de otras áreas, su uso potencial sostenido y las necesidades de conservación para otros fines. Este concepto proporciona la información necesaria y provee las opciones disponibles para el desarrollo de políticas de ordenamiento territorial ambiental, en el contexto socioeconómico de cada región (IDEAM 2008).

2.3.3 Influencia del cambio de uso del suelo, sobre los recursos hídricos

Los cambios en el uso de los recursos naturales, principalmente la tierra, aguas arriba, acarrearán una modificación del ciclo hidrológico dentro de la cuenca aguas abajo en cantidad, calidad, oportunidad y lugar (Dourojeanni y Jouravlev 2002). Se estima que las prácticas de uso de la tierra tienen impactos importantes, tanto en la disponibilidad como en la calidad de los recursos hídricos. Estos impactos pueden ser tanto positivos como negativos (Kiersch 2000). Muchos estudios demuestran como la degradación de la calidad del agua está altamente

relacionada con los cambios en el uso del suelo, como deforestación, agricultura, acuicultura, urbanismo, ganadería, plantaciones forestales, exceso de nutrientes, erosión. (Zampella et al. 2007, Bernal et al. 2006, Zhao et al. 2006, Robertson et al. 2006, Dodds y Oakes 2006, Rodvang et al. 2004, Buss 2002).

Es lógico pensar que los beneficios de una mejora en el manejo de la tierra, o los costos asociados a los impactos negativos por un uso inadecuado de los recursos hídricos podrían repercutir no sólo en los usuarios del agua que los causan sino también en la población que vive en la cuenca baja o, en el caso de las aguas subterráneas, que hace un uso de los recursos contaminados (Kiersch 2000).

Los cambios en el uso de la tierra sobre la calidad del agua han sido ampliamente comprobados. Estos provocan alteraciones en los regímenes hídricos, cambios dramáticos de la calidad y cantidad del agua, especialmente al uso potable. Las prácticas de manejo en el uso de la tierra tienen una influencia muy fuerte en la calidad y cantidad del agua (Mitchell et al. 1991). El 80% del deterioro de la calidad del agua es debido a sedimentos suspendidos, en su mayoría, provenientes de la erosión de suelos por la construcción de urbanizaciones, la deforestación, actividades agrícolas y ganaderas, siendo este tipo de actividades las que mayor impacto causan en la calidad del agua (Sanders 1998).

Con respecto al régimen hidrológico, Kiersch (2000) distingue entre los impactos sobre las aguas superficiales y las subterráneas. Los impactos de las prácticas de uso de la tierra sobre las aguas superficiales se pueden dividir en impactos sobre la disponibilidad de agua en general, o sobre la escorrentía media anual, e impactos en la distribución estacional del agua. En cuanto a las aguas subterráneas, se debe examinar el efecto del uso de la tierra en la recarga de acuíferos.

2.3.3.1 Agricultura sobre el agua

En la mayor parte de los países latinoamericanos los problemas más sentidos se da por la contaminación de fuentes no puntuales, caso de la agricultura, por el uso de agroquímicos,

siendo estos residuos arrastrados por las lluvias a las fuentes hídricas (Wagner 2000). La expansión agrícola y la deforestación en países tropicales; son causas de degradación del agua. Se ha demostrado que plaguicidas asociados con sedimentos son una fuente muy común en países del trópico. En la actualidad los organismos dedicados a determinar la calidad de agua realizan muestreos más diversos, incluyendo agua, sedimento y biota con la finalidad de determinar con mayor precisión los plaguicidas que se encuentran en el medio acuático (IICA 1997).

La contaminación de aguas superficiales esta íntimamente relacionada con el proceso de pérdida de suelos, por el arrastre de sedimentos combinados con nutrientes. La contaminación del agua por fertilizantes ocurre de varias formas, tipos, cantidades y frecuencias. El nitrógeno especialmente en forma de nitratos, es uno de los factores más importantes que degradan la calidad del agua (Cuadra 2006).

Así por ejemplo, actividades agrícolas producen erosión y aportes excesivos de sedimentos a los ríos, generando una reducción en los recursos alimenticios y afectando la calidad y disponibilidad de los sustratos que hacen parte de su hábitat, como consecuencia del recubrimiento y taponamiento de los espacios intersticiales. En consecuencia, hay decrecimiento de aquellas poblaciones de macroinvertebrados que se alimentan raspando algas, en contraste, filtradores y colectores incrementan (Berkman y Rabeni 1987); así mismo, táxas que dependen de los espacios intersticiales como refugio son reemplazadas por excavadores (Lenat et al. 1981, Lemly 1982).

Adicionalmente, el incremento sustancial de compuestos que existen de forma natural como resultado de la descomposición biológica de materia orgánica, entre ellos el nitrito (NO_2^-) y el amoníaco (NH_3), se convierten en tóxicos para los organismos acuáticos, debido principalmente a su elevada solubilidad en lípidos (NH_3), lo que facilita su paso a través de las membranas biológicas y a su gran capacidad para oxidar los pigmentos respiratorios de los animales acuáticos (NO_2^-), produciéndoles asfixia (Philips et al. 2002, Jensen 2003).

2.3.3.2 Ganadería y agua

La ganadería es una de las prácticas de uso de la tierra con mayor impacto sobre la calidad del recurso hídrico, principalmente al nivel superficial. Cuando hay sobre pastoreo provoca un impacto negativo desde el punto de vista bacteriológico, químico y físico a la calidad del agua, así como a la capacidad de infiltración de los suelos (Brooks et al. 1991).

Generalmente la ganadería tiende a ubicarse en lugares de alta precipitación, climas frescos, fuertes pendientes, cercanos a fuentes de agua. Los contaminantes provenientes de la actividad ganadera son arrastrados, con facilidad y rapidez, hacia las corrientes de agua, provocando un impacto negativo, siendo más significativo en el caso que estas fuentes hídricas estén desprovistas de cobertura vegetal ribereña, la que juega un papel de protección a la calidad y cantidad del agua. La carencia de esta faja protectora de vegetación o zona de amortiguamiento, facilita que las corrientes arrastradas con una alta población de microorganismos patógenos, nutrientes, sólidos suspensos y otros, lleguen con mucha facilidad al cuerpo de agua (Reynolds 2002).

Los incrementos de virus y bacterias en el agua, se evidencian cuando el ganado pastorea en áreas cercanas a las fuentes de agua superficiales. La cantidad de bacterias en el suelo dependerá del tipo, número de ganado, y la forma en que los desechos sólidos son tratados o almacenados (Brooks et al 1991). La contaminación de las aguas superficiales por nutrientes provenientes de estas áreas afecta la calidad del agua, provocando el enriquecimiento del agua, ocasionando el fenómeno de eutrofización, principalmente por fósforo, nitrógeno (Wagner 2000).

El sobrepastoreo afecta la densidad del suelo, de tal forma que al ocurrir una lluvia o aplicar riego, la capacidad de infiltración, percolación del suelo es superada fácilmente, provocando el arrastre de nutrientes por efecto de la escorrentía y lixiviación a las fuentes de agua. Se ha estimado que áreas ganaderas con terrenos de 1% de pendiente, es suficiente que ocho toneladas de peso seco por hectárea de estiércol sobre el terreno, para enriquecer las aguas superficiales con nitrógeno y fósforo, por su facilidad a ser transportados (Vidal et al. 2000, en Cuadra 2006).

2.3.3.3 Urbanismo y agua

Desde hace cientos de años los hombre hemos usado arroyos y ríos como depósitos de nuestros residuos industriales y domésticos, con la idea de que estos materiales deberían irse diluyendo aguas abajo (Smith y Smith 2001).

Los contaminantes contenidos en aguas son innumerables, dependiendo del tipo de producción, en general la contaminación puede ser debida a materia inorgánica que se encuentra en suspensión y en solución, y también a sustancias orgánicas como los desechos químicos, fenólicos, orgánicos fermentables y desechos tóxicos. Los detergentes contenidos en las aguas naturales provienen en su mayoría de descargas industriales (Repetto y Moran 1991).

En los poblados rurales, son mayores los problemas relacionados a la contaminación del agua, en la mayoría de los casos se debe a la carencia o pocos sistemas de saneamiento como fosas sépticas, sistemas de tratamientos previos de aguas residuales y negras principalmente (TCA 1998). Por cultura, la población descuida los sistemas de saneamiento de tanques sépticos, no les dan mantenimiento preventivo y continuo, permitiendo que se colmaten con desechos sólidos produciendo un sobrenadante; cuando se presenta este evento, los desechos domiciliarios van directamente al campo de drenaje en lugar de ir al tanque de sedimentación (Canter 1998).

La contaminación industrial de grandes arroyos y ríos es la más grave, debido a su alta concentración y complejidad química. El vertido del agua utilizada en la refrigeración de centrales eléctricas y también en ciertos procesos industriales, se calienta y actúa elevando la temperatura y disminuyendo el oxígeno disuelto en el río. Una vez devuelta a los ríos, el agua usada para limpiar y para usos fitosanitarios, huele mal, de mal sabor e introduce sustancias tóxicas que comprometen su uso aguas abajo (Smith y Smith 2001).

Los vertidos de plantas químicas y residuos sulfurosos de fabricas de papel y pasta de papel son altamente venenosos para la vida acuática, muchos de los residuos quizás inofensivos por ellos mismos, reaccionan con otros elementos químicos para producir condiciones altamente

toxicas, causando espectaculares y trágicas mortandades de la vida acuática. Afectando la producción de estos sistemas y su belleza estética para usos recreativos (Smith y Smith 2001).

2.4 La calidad del agua y los bioindicadores

2.4.1 La calidad del agua

A raíz de las demandas por agua, los problemas de calidad se han multiplicado debido al aumento de cargas contaminantes, esta situación ha generado la necesidad de abordar los problemas y posibles soluciones con enfoques integrales, por lo menos a nivel de cuenca (Canter 1998).

La definición de calidad del agua se basa en el uso al que se destina, donde la suma de las características físicas, químicas y biológicas de las aguas superficiales (quebradas, ríos y lagos) y subterráneas cumplan con los requerimientos establecidos para cada uso, como consumo humano, industrial, abrevaderos, agricultura, etc. (Batram y Ballance 1992, en Auquilla 2005). Estas características deben ser monitoreadas para definir las condiciones del agua, proveer las bases para detectar las tendencias y proveer información para establecer las causas y efectos de las relaciones entre estas características (Chapman 1992).

Al evaluar la calidad de agua es importante identificar las actividades que ejercen influencia directa o indirecta, identificar las características geográficas del área (uso de la tierra, clima, pedología, hidrología), usos del agua (canales, embalses, abastecimiento para ciudades, industrias, agricultura, navegación, recreación, etc.); además de las fuentes contaminantes incluyendo, domésticas, industriales y agricultura (Chapman 1992). Adicionalmente se deben considerar las facilidades para manejar la contaminación y tratamiento de las aguas.

2.4.2 El monitoreo de la calidad del agua

Muchos países han dependido esencialmente de parámetros físico-químicos para evaluar la calidad del agua. Para ello, se han desarrollado numerosos métodos e índices que tratan de interpretar la situación real, o grado de alteración de los sistemas acuáticos. Unos se basan exclusivamente en análisis de las condiciones químicas, que si bien “en principio” son de una gran precisión, son testigos, de las condiciones instantáneas de las aguas, y los efectos de los contaminantes se detectan si son dispuestos en el momento. Es decir, los resultados son puntuales en la dimensión cronológica y no revelan mucho de la evolución de una carga contaminante y la capacidad resiliente y amortiguadora de los ecosistemas acuáticos (Toro et al. 2003).

Las variables físico-química más empleadas para determinar la utilización del agua desde el punto de vista higiénico, alimenticio e industrial son el pH, oxígeno disuelto, fósforo, nitrógeno, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), turbiedad, sólidos totales y disueltos, conductividad eléctrica y coliformes totales y fecales. A partir de ellos se han creado índices que constituyen las clasificaciones cualitativas y cuantitativas, que tienen el propósito de simplificar la información para que pueda ser útil para la toma de decisiones (Sagastizado 2001).

Oxígeno disuelto: es uno de los parámetros más relevantes a la hora de evaluar la calidad del agua. Está asociado a la contaminación orgánica. Su concentración aumenta al disminuir la temperatura y la salinidad y posee una relación directa con la pendiente y la aireación del cauce. Cuando existen condiciones aeróbicas se produce una mineralización que consume oxígeno y produce gas carbónico, nitratos y fosfatos. Una vez que se consume todo el oxígeno comienza la descomposición anaeróbica que produce metano, amoníaco, sulfuro de hidrógeno, mercaptanos (Mitchell et al. 1991).

Demanda bioquímica de oxígeno: representa la materia orgánica biodegradable. Es la más usada para determinar la eficiencia de los tratamientos que se aplican a los líquidos residuales. Se da cuando ciertas sustancias presentes en las aguas residuales, al verterse a un curso de agua, captan el oxígeno existente debido a la presencia de sustancias químicas reductoras. Esta

es una medida de la estimación de las materias oxidables presentes en el agua, cualquiera que sea su origen orgánico o mineral como el hierro, nitritos, amoníaco, sulfuro y cloruros (Mitchell et al. 1991).

Concentraciones de Iones hidrógeno o pH: concentración relativa de los iones hidrógeno en el agua, es la que indica si está actuará como un ácido débil, o si se comportará como una solución alcalina. Es una medición valiosa para interpretar los rangos de solubilidad de los componentes químicos. Esta mide la acidez o la alcalinidad del agua. La actividad del ión hidrógeno puede afectar directa o indirectamente la actividad de otros constituyentes presentes en el agua, la medida del pH constituye un parámetro de importancia para la descripción de los sistemas biológicos y químicos de las aguas naturales (Mitchell et al. 1991).

Turbidez: es un estimador simple de los sólidos en suspensión. Se aplica a las aguas que contienen materia en suspensión tal que interfiere con el paso de la luz a través del agua. A mayor penetración de la luz solar en la columna de agua, es menor la cantidad de sólidos o partículas en suspensión en la columna de agua y viceversa. Esto relacionado con el uso del suelo, tipo de suelos, cobertura del suelo, períodos de muestreos, etc. (Mitchell et al. 1991).

Sólidos totales disueltos: es un indicador de las sales disueltas en una muestra de agua después de la remoción de sólidos suspendidos; también se define como la cantidad de residuos remanentes después que la evaporación del agua ocurre. Es común observarlos en terrenos agrícolas que han sufrido procesos fuertes de escorrentía (Mitchell et al. 1991).

Temperatura: es un requisito para el pH y la conductividad. Una medición útil para interpretar los rangos de solubilidad de los parámetros químicos. La temperatura es muy importante por que influye con las tasas de actividad química y biológica. Afecta la tasa de transferencia de oxígeno y por consiguiente el valor del oxígeno saturado, ya que al incrementar la temperatura la solubilidad del oxígeno disuelto disminuye. Un aumento en la temperatura puede producir malos olores debido a un aumento en la transferencia de gases. Aumenta la reproducción de ciertas especies vegetales y animales, acelera los procesos metabólicos y puede llegar a cambiar las especies de un río debido a intolerancia al cambio de la temperatura (Mitchell et al. 1991).

Nitrógeno: el nitrógeno en forma de nitrato y nitrito son los compuestos que llegan al agua mediante precipitación, escorrentía y por efluentes de industrias alimenticias, aguas residuales domésticas y agrícolas. Las fuentes de nitratos se obtiene de aguas de desecho con un mal tratamiento de drenaje; corrientes que desaguan aguas de tormenta conteniendo conexiones ilegales de drenaje sanitarias; y sistemas sépticos en mal funcionamiento (Mitchell et al. 1991)

Fosfato: el fosfato orgánico es parte de las plantas y los animales que se adhiere a materia orgánica compuestas de plantas y animales vivos, ambos son los responsables de la presencia de algas y plantas acuáticas grandes. El exceso de fosfato ocasiona el proceso de eutrofización, que no es más que el enriquecimiento del agua por este compuesto principalmente de carácter antropogénico. El arrastre de tierras cultivadas con compuestos a base de fósforo, llega a los ríos inmediatamente después de una lluvia. Así como el vertido de aguas servidas domésticas (Mitchell et al. 1991).

2.4.3 El monitoreo de la calidad del agua con bioindicadores

El concepto de bioindicador, aplicado a la evaluación de calidad de agua, es definido como una especie, población o comunidad, que tiene requerimientos específicos con relación a un conjunto de variables físicas o químicas conocidas, de tal modo que la ausencia, o los cambios en número de individuos, morfología, fisiología o comportamiento indican que las variables fisicoquímicas dadas están fuera de sus límites preferidos. El indicador ideal es aquel que tiene tolerancias ambientales estrechas; por el contrario, aquellos organismos o poblaciones que tienen tolerancias amplias para diferentes condiciones ambientales y cuyos patrones de distribución y abundancia se afectan poco por variaciones del hábitat, se consideran pobres indicadores de calidad ambiental (Zúñiga de Cardozo 2000).

Los organismos vivos que habitan en los cursos de agua presentan adaptaciones evolutivas a unas determinadas condiciones ambientales, y presentan unos límites de tolerancia a las diferentes alteraciones de las mismas. Estos límites de tolerancia varían, y así, frente a una

determinada alteración se encuentran organismos sensibles que no soportan condiciones impuestas, comportándose como intolerantes, mientras que otros, que son tolerantes no se ven afectados. Si la perturbación llega a un nivel letal para los intolerantes, estos mueren y su lugar es ocupado por comunidades de organismos tolerantes. Del mismo modo, aun cuando la perturbación no sobrepase el umbral letal, los organismos intolerantes abandonan la zona alterada, con lo cual dejan espacio libre que puede ser colonizado por organismos tolerantes. De modo que, variaciones inesperadas en la composición y estructura de las comunidades de organismos vivos de los ríos pueden interpretarse como signos evidentes de algún tipo de contaminación (Alba-Tercedor 1996).

El uso de macroinvertebrados para valorar y determinar la calidad del agua tiene cuando menos 100 años de antigüedad. De estas técnicas, los insectos acuáticos (entre un 70-90% de la fauna de macroinvertebrados dulceacuícolas) han sido el grupo más estudiado para evaluar la calidad del agua por muchos investigadores (Toro 2003)

Los macroinvertebrados acuáticos son generalmente abundantes, relativamente fáciles de recolectar y tienen el suficiente tamaño para ser observados si necesidad del microscopio, o cuando menos se prescinde de infraestructura sofisticada. De acuerdo a (Rosenberg y Resh 1996, en Toro 2003) describen las siguientes ventajas que tienen: a) prácticamente universales, b) son sedentarios, c) son extremadamente sensibles a perturbaciones, d) presentan largos ciclos de vida, e) muestran una respuesta inmediata ante un determinado impacto, f) existe un patrón de estímulo-respuesta ante alteraciones físico-químicas, g) existen métodos de evaluación y conocimiento sobre taxonomía para algunas regiones.

El BMWP es un método de puntaje simple para todos los grupos de macroinvertebrados reportados en una región, identificados a nivel de familia y que solo requiere datos cualitativos de presencia o ausencia. El puntaje está en una escala de 1 a 10, de acuerdo al grado de tolerancia a la contaminación orgánica. El puntaje total de los índices BMWP clasifica los cuerpos de agua en 5 clases según el nivel de contaminación, teniendo de este modo, aguas de calidad: buena, aceptable, dudosa, crítica y muy crítica (Roldán 1999).

2.5 Marco normativo en la ordenación de cuencas hidrográficas en Colombia

La evolución histórica en el manejo de las cuencas hidrográficas en Colombia está vinculada con los cambios y modificaciones de la normatividad ambiental ligada al tema (figura 3). En este contexto, los primeros lineamientos normativos en el tema de ordenación de cuencas hidrográficas en el país se remontan hacia 1953 con la expedición del Decreto 2278, en el cual se establecen los primeros lineamientos de zonificación forestal al determinar áreas como de carácter protector en terrenos ubicados en las cabeceras de las cuencas de los ríos, arroyos y quebradas (IDEAM 2008).

Con la expedición de la Ley 2ª de 1959 se ratifican conceptos de ordenamiento ambiental en lo relacionado con el establecimiento de “Zonas Forestales Protectoras” y “Bosques de Interés General” delimitando el país en siete grandes zonas de reserva forestal: Pacífico, Sierra Nevada de Santa Marta, Río Magdalena, Cocuy, Serranía de los Motilones y Amazonía (IDEAM 2008).

Para esta época las regulaciones en la materia estaban dadas por el Ministerio de Agricultura y el INDERENA el cual era la entidad responsable en materia de recursos naturales renovables y medio ambiente en el 75% del territorio nacional, las CAR, eran responsables del 25% restante. El Ministerio de Salud o las Empresas Públicas Municipales (EPM), desarrollaban acciones en materia de agua potable y saneamiento básico (IDEAM 2008).

Para el año 1974, Colombia adquiere un nuevo marco jurídico en materia ambiental con la expedición del Código de Recursos Naturales y del Medio Ambiente (Decreto Ley 2811 de 1974), que constituye el derrotero de referencia normativo en cuanto al uso y manejo de aguas, suelo, flora y fauna. Entre sus disposiciones más importantes en el Código se definen las Áreas de Manejo Especial con el fin de que “aseguren el desarrollo de la política ambiental y de recursos naturales y dentro de las cuales se dará prioridad a la ejecución de programas en zonas que tengan graves problemas ambientales y de manejo de los recursos”. Bajo esta categoría se constituyen las cuencas hidrográficas, posteriormente reglamentadas por el Decreto 2857 de 1981, en el que se precisan las finalidades de la ordenación de cuencas y los objetivos y alcances de sus planes de manejo (IDEAM 2008).

La promulgación de la Constitución Política de 1991, señala la institucionalización de nuevas bases legales que instrumentalizan políticas de intervención del Estado sobre el ordenamiento territorial existente. La Carta Política plantea de esta forma la necesidad de promover el ordenamiento del territorio, el uso equitativo y racional del suelo y la preservación y defensa del patrimonio ecológico y cultural del país (IDEAM 2008).

La reforma constitucional plantea una nueva discusión sobre la institucionalidad ambiental existente hasta el momento, discusión que da como resultado la expedición de la Ley 99 de 1993, con la que se crea el Ministerio del Medio ambiente, el Sistema nacional Ambiental y se reorganiza el sector público encargado de la gestión Ambiental (IDEAM 2008).

Para 1994, se expide la Ley 142 o régimen de servicios públicos, con la cual se diseñan herramientas legales para garantizar la prestación de servicios públicos domiciliarios bajo los principios constitucionales de equidad, eficiencia, transparencia y calidad. Adicionalmente se definen competencias en materia de regulación, asistencia técnica, vigilancia y control y operación de las empresas prestadoras de los servicios. Este nuevo referente normativo, señala así mismo el camino para la expedición de una serie de políticas en materia ambiental en temas tan importantes como biodiversidad, bosques, agua, ordenamiento territorial, saneamiento ambiental, población, participación, etc. (IDEAM 2008).

De estos instrumentos la Política para el Manejo Integral del Agua (Min ambiente, 1996), enfatiza en el manejo sostenible de la oferta de agua, acorde con los requerimientos sociales y económicos; considerando la cantidad, la calidad y la distribución espacial y temporal del recurso. En este sentido, señala la necesidad de adelantar actividades de ordenación y planificación de cuencas hidrográficas, como lo describe el Ministerio “La gestión ambiental del recurso hídrico, debe abordar el manejo y solución integral de los problemas ambientales relacionados con la disponibilidad y calidad del agua en una región determinada, mediante el uso selectivo y combinado de herramientas jurídicas, de planeación, técnicas, económicas, financieras y administrativas, orientadas por diversas estrategias de gestión que responden a una política ambiental nacional para el manejo integral del agua; y que garanticen la sostenibilidad del recurso para las generaciones futuras” (IDEAM 2008).

Bajo este contexto y con el fin de armonizar las regulaciones establecidas en los Código de Recursos Naturales y Código Sanitario, con los principios normativos ambientales señalados en la Ley 99 de 1993, y los diferentes instrumentos de política, el Ministerio del Medio Ambiente expide una serie de regulaciones en torno al tema de agua dentro de las que se desatacan el Decreto 1729 de 2002 que establece las finalidades, principios y directrices de la Ordenación de Cuencas en el país y el Decreto 1604 de 2002, que reglamenta las comisiones conjuntas (IDEAM 2008).

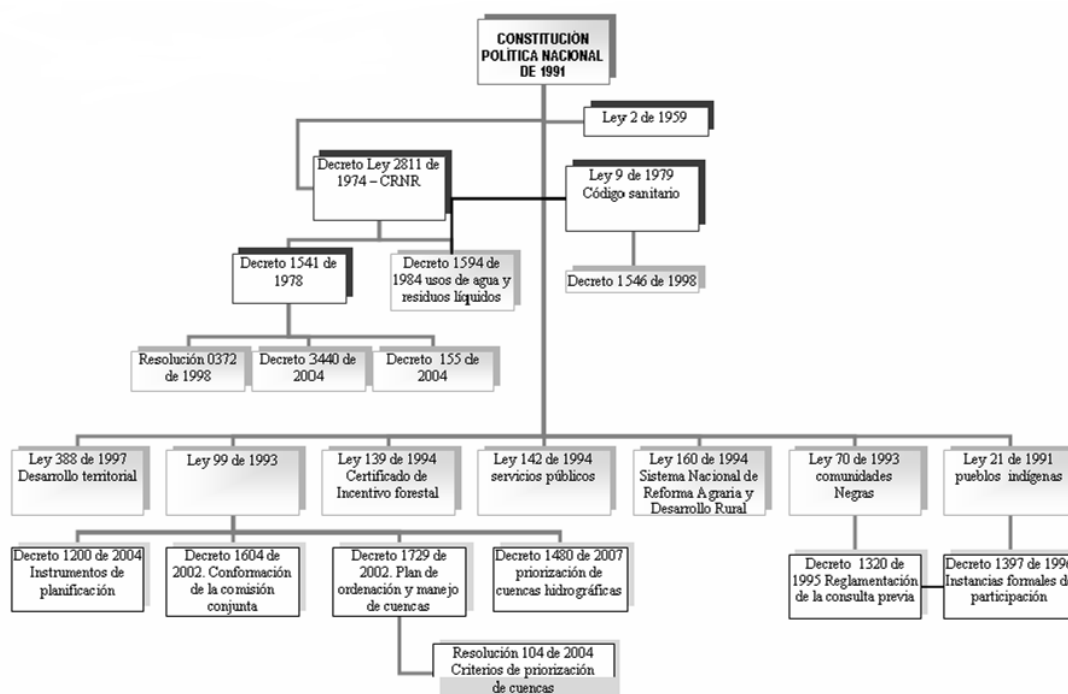


Figura 3. Diagrama de flujo del marco jurídico en la ordenación de cuencas hidrográficas en Colombia (Fuente, IDEAM 2008).

3 LITERATURA CITADA

- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua de los ríos. IV simposio del agua de Andalucía, Almería, España. Vol II. 203-213 p.
- Alonso, A. y Camargo, J. A. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*. 14 (3): 87-99.
- Angelier, E. 2002. *Ecología de las aguas corrientes*. Editorial Acribia S. A., Zaragoza, España.
- Auquilla, R. 2005. Uso del suelo y calidad del agua en quebradas de fincas con sistemas silvopastoriles en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica. Tesis MSc.
- Berry. 2002. Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. In Guariguata, M.R. y G.H. Kattan (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. 83-96 p.
- Berkman, H. E., y Rabeni, C. F. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*. 18:285–294.
- Bernal, E.; Duberney, M.; Novoa, A. 2006. Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados de la quebrada paloblanco de la cuenca del río otún (Risaralda, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*. Vol 11. No 2. 45-59 p.
- Brooks, K.; Ffolliott, P.; Gregersen, H.; Thames, J. 1991. *Hydrology and the management of watersheds*. Ames, IA USA. Iowa State University Press. 392 p.
- Buss, D.; Baptista, D.; Silveira, M.; Nessimian, J.; y Dorville, L. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hidrobiologia*. Vol 48, No 1. 125-136 p.
- Canter, LW. 1998. *Manual de impacto ambiental: técnicas para la elaboración de estudios de impactos*. Trad. Echaniz et al. Madrid, España. 841 p.
- Chapman, D. 1992. *Water Quality Assessments. A Guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. UNESCO. GB. 565 p.
- Cuadrado Peña, Borish. 2005. Estructura y composición florística del bosque ripario de la microcuenca del río Gaira, Magdalena, Colombia. Tesis Biólogo, Santa Marta, Colombia. Universidad del Magdalena. 89 p.

- Dodds, W. y Oakes, R. 2006. Controls on nutrients across a prairie stream watershed: land use and riparian cover effects. *Environmental management* vol. 37, No 5. 634-646 p.
- Dourojeanni, A; y Jouravlev, A. 2002. Gestion de recursos a nivel de cuencas. Curso manejo de cuencas hidrográficas I. CATIE, CR. 16 p.
- FAO, 2003. Situación de los bosques del mundo, Utilización y ordenación sostenibles de los recursos de agua dulce: papel de los bosques. 00100 Roma, Italia.
- Faustino, J. 2006. Notas de clase para el curso identificación, evaluación y manejo de zonas de recarga hídrica. San Salvador, CATIE. 113 p.
- Forman, R.T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University. Great Britain. 632 p.
- Delgado, D.; y B. Finegan. 1999. Biodiversidad vegetal en bosques manejados. *Revista Forestal Centroamericana*. Vol 25. 14 – 20 p.
- Guerrero, R; De Keizer, O; Cordoba, R. 2006. La aplicación del enfoque ecosistémico en la gestión de los recursos hídricos. UICN, Ecuador. 78 pp.
- Hartshorn, G.S. 2002. Biogeografía de los bosques neotropicales. In Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. 692 p.
- IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, CO). 2004. Informe anual sobre el estado de los recursos naturales renovables en Colombia, capítulo 3 AGUA. 2 ed. Colombia. Imprenta Nacional. 113p.
- IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, CO). 2008. Guía técnica científica para la ordenación de las cuencas hidrográficas en Colombia 2 ed. Colombia. Imprenta Nacional. 92p.
- Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. 1997. Taller sobre el uso de plaguicidas en América Central: memoria, Turrialba, Costa Rica. IICA - GTZ. 158 p.
- Jensen, F.B. 2003. Nitrite disrupts multiple physiological functions in aquatic animals. *Comparative Biochemistry and Physiology*. 135A: 9-24.
- Jiménez O., F. 2007. Reconocimiento inicial de la cuenca e identificación y caracterización de actores claves. Material de referencia en curso de maestría en manejo y gestión integral de cuencas hidrográficas I. Turrialba, CR. CATIE. 14 p.

- Jiménez O., F. 2009. Reconocimiento inicial de la cuenca e identificación y caracterización de actores claves. Material de referencia en curso de maestría en manejo y gestión integral de cuencas hidrográficas I. Turrialba, CR. CATIE. 14 p.
- Kiersch, B. 2000. Impactos del uso de la tierra sobre los recursos hídricos: una revisión bibliográfica. Taller electrónico. Relaciones tierra-agua en cuencas hidrográficas rurales. FAO, Roma, IT, 14 p.
- Lemly, A. D. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hydrobiologia*. 87:222–245.
- Lenat, D. R., Penrose, D. L. y Eagleson, K. W. 1981. Variable effects on sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia*. 79:187–194.
- Louman, B.; D. Quiros.; M. Nilsson. 2001. Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. Serie Técnica, Manual técnico No 46. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 265 p.
- Mitchell, M; Stapp, W; Bixby, K. 1991. Manual de campo de proyecto del río. Una guía para monitorear la calidad del agua en el río Bravo. Segunda edición. Proyecto del Río. New México, USA. 200 p.
- Moreira, A. 1996. Los sistemas de información geográfica y sus aplicaciones en la conservación de la diversidad biológica. *Revista Ambiente y Desarrollo*. Vol XII No 2, pp. 80-86.
- Mozo-Morrón, T. M. Buchinger, J. Dubois, H. Garzón, G. Godoy, C. Guayara, E. Gutiérrez, C. Lecanpertier, C. Lehman, J. Lozano, A. Olivares, R. Ester, J. Padilla, R. Ray y S. Stanescu. 1999. Ecología y conservación de los recursos naturales renovables. Ecoe Ed. Colombia 164 p.
- Murgueitio, E. 2003. Impacto ambiental de la ganadería de leche en Colombia y alternativas de solución. *Livestock Research for Rural Development* 15 (10). Consultado el 6 de noviembre del 2007. Disponible en <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd15/10/murg1510.htm>.
- Philips, S., Laanbroek, H. J. y Verstraete, W. 2002. Origin, causes and effects of increased nitrite concentrations in aquatic environments. *Reviews in Environmental Science Biotechnology*. 1: 115-141.
- Primack, R; Rozzi, R; Feisinger, P; Dirzo, FM. 2001. Fundamentos de conservación biológica. México: FCE.

- Ramakrihna, B. 1997. Estrategia de extensión para el manejo integrado de cuencas hidrográficas: conceptos y experiencias. San José, CR, IICA. P 19.
- Reynolds, J. 2002. Manejo integrado de aguas subterráneas. Un reto para el futuro. Editorial San José. Costa Rica, UNED. 348 p.
- Repetto, G; Moran, AC. 1991. Apuntes sobre la calidad de las aguas de uso potable. CI (cooperación Italiana, SV)/ MSPAS (ministerios de salud publica y asistencia social, SV). 66 p.
- Robertson. D.; Saad, D.; Heisey, D. 2006. A Regional Classification Scheme for Estimating Reference Water Quality in Streams Using Land-Use-Adjusted Spatial Regression-Tree Analysis. *Environmental Management*. Vol 37, No 2. 209-229 p.
- Rodvang, S.; Mikalson, D.; Ryan, M. 2004. Ground Water Quality Changes in Ground Water Quality in an Irrigated Area of Southern Alberta. *Journal of environmental quality*. Vol 33. 476-487 p.
- Roldan, G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como bioindicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*. Bogotá, Colombia. Vol 23 No 88. 375 - 387.
- Rosenberg, D. M. y Resh, V. H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman y Hall, New York, New York, USA. 488 pp.
- Sagastizado, M. 2001. Impacto del uso de la tierra sobre la calidad del agua en la cuenca del río Talnique, El Salvador. Tesis de M.Sc. Turrialba, Costa Rica. CATIE. 167 p.
- Sánchez S. 2004. Hidrogeología. Departamento de geología, Universidad de Salamanca España. Consultado el (22 de octubre del 2007). Disponible en <http://web.usal.es/~javisan/hidro/>
- Sanders, L. 1998. *A manual of field hidrogeology*. Northeastern Illinois University. Illinois, United States of America. Prentice Hall, Inc. 377 p.
- Smith, R. y Smith, L. 2001. *Ecología*. 4ta edición. Pearson Educación S.A. Madrid, España. 664 p.
- TCA (Tribunal Centroamericano del Agua). 1999. *El Agua realidad y utopía*. Primera Edición. Editorial Fundación Guilombé. San José. Costa Rica. 150 p.
- Toro, J; Schuster, J; Kurosawa, J; Araya, E; Contreras, M. 2003. Diagnostico de la calidad del agua en sistemas loticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como

- bioindicadores en el río Maipo, Santiago de Chile. Sociedad chilena de ingeniería hidráulica. Chile. 11 p.
- Tragsa, T. 1998. Restauración hidrológica forestal de cuencas. Ministerio del medio ambiente. Segunda edición. Mundiprensa. España. 945 p
- Turner, MG; Gardner, H.R; O'Neill, R.V. 2001. Landscape ecology in theory and practice. Pattern and process. Springer Science Business Media, Inc. USA. 400p
- Vieira Rocha, J. 2002. Los sistemas de información geográfica en los contextos de planificación del medio físico y de las cuencas hidrográficas. II curso internacional de aspectos geológicos de protección ambiental, Campinas, Brasil. Junio del 2000. Oficina regional de ciencia de la UNESCO para América Latina y el Caribe, Montevideo, Uruguay. 102.114 p.
- Wagner, T; Shillings, K; Libra, R. 2000. The relationship of nitrate concentracions in stream to row crop land use in Iowa. *Journal Enviromental Quality*, 29:1462-1469 p.
- World Vision. 2004. Manual de manejo de cuencas: módulo 7. Monitoreo y evaluación de manejo de cuencas. El Salvador. 154 p.
- Zampella, R; Procopio, N; Lathrop, R; Dow, C. 2007. Relationship of land-use/land-cover patterns and surface-water quality in the mullica river basin. *Journal of the american water resources association*. Vol, 43, No 3. 594-604 p.
- Zhao, S; Changhui, E; Hong, E; Tian, D; Xiangdong, L; Zhou, E. 2006. Land use change in Asia and the ecological consequences. *Ecologycal Restauration*. Vol 21, edición especial. 890-896 p.
- Zúñiga de Cardozo, M. 2000. Los insectos como bioindicadores de la calidad del agua. Manuscrito. Universidad del Valle. Departamento de Procesos Químicos y Biológicos. Cali, Colombia.

4 ARTÍCULO 1.

COMPOSICIÓN FLORÍSTICA RIBEREÑA DE LA CUENCA DEL RÍO GAIRA, SANTA MARTA, COLOMBIA

Resumen

Se presenta el catálogo de la flora presente en el bosque ribereño de la microcuenca del río Gaira, en la Sierra Nevada de Santa Marta, que abarca desde la desembocadura a orillas del mar Caribe hasta los 2200 m de altura. El trabajo se realizó entre diciembre de 2007 y diciembre de 2008 en parcelas de 0,1 ha a lo largo de trayectos altitudinales en la parte baja, media y alta de la cuenca. Se registran 206 especies, 150 géneros pertenecientes a 66 familias, siendo la familia LEGUMINOSAE la que presentó mayor número de especies seguido de MORACEAE y RUBIACEAE. La parte baja de la cuenca fue la de mayor diversidad, con 102 especies, 84 géneros y 41 familias. Los resultados sugieren que la composición florística de cada sector demarca notablemente los Biomas presentes en la cuenca y la importancia ecosistémica de los ríos, que descienden de la Sierra Nevada de Santa Marta como fuente abastecedora del recurso hídrico.

Palabras claves: Bosque ribereño, Leguminosae, diversidad, Biomas, Sierra Nevada de Santa Marta.

4.1 Introducción

La vegetación ribereña es uno de los factores biológicos de una cuenca (Henaó, 2006) y se define como el conjunto de árboles, arbustos, y pastos que se desarrollan paralelo al cauce de un río o quebrada, (Suarez et al. 2002), estos ecosistemas son muy importantes porque son zonas de alta biodiversidad y componentes ecológicos muy complejos por ser el ecótono entre lo acuático y lo terrestre. La vegetación ribereña presenta un mosaico heterogéneo de microhábitat, donde la composición de especies es muy distintiva, además suelen abarcar zonas escarpadas con diferentes gradientes ambientales, y son muy propensas a frecuentes perturbaciones naturales y humanas (Rykkén et al 2007).

Los ecosistemas de bosques ribereños tropicales proporcionan muchos servicios ambientales y ecosistémicos, y podemos tratarlos desde varios puntos de vista como el productivo; madera, fibra, leña, y productos forestales no maderables como resinas, semillas para artesanías, etc. Desde el punto de vista ambiental estos bosques son importantes para regulación del clima terrestre y acuático, aportan energía autóctona a las comunidades faunísticas de los ríos, secuestra y almacena carbón atmosférico, alberga fauna asociada, incrementa nutrientes en el suelo y agua, estabiliza los taludes y formas del río, forma microambientes terrestres y acuáticos y para el caso de los ríos que descienden de la Sierra Nevada de Santa Marta, actúan como corredores biológicos para muchas especies faunísticas. La importancia social radica; en la regulación o filtro de la calidad del agua para sus diferentes usos, también actúan como espacios eco-turísticos, y reduce los efectos negativos en las crecidas del río. Estas son algunas de las razones para valorar los beneficios que los bosques ribereños ofrecen a las poblaciones aledañas a ellos.

Actualmente son muchos los factores de degradación de las cuencas hidrográficas en Colombia, y para el caso de la microcuenca del río Gaira, ubicada en el vertiente norte de la Sierra Nevada de Santa Marta, no escapa a esta realidad, ya que desde comienzos del siglo XX, factores de actividades agropecuarias como plantaciones de café y cultivos temporales como tomate, cilantro, maracuyá y yuca entre otros (Rueda et al. 2005), han incrementado los problemas de la cuenca, repercutiendo en calidad y cantidad de agua disponible para los diferentes usos que se presentan. Además, en su parte baja la población ha venido incrementándose rápidamente, al pasar en tan solo 15 años, de 283.711 a 414.387, lo cual es aproximadamente el doble de población según los censo de Colombia (DANE 1995 y 2006), ocasionando la fuerte colonización y urbanización de la planicie de inundación de la cuenca.

A la par de esta degradación ecosistémica ribereña, son pocos los estudios florísticos para la cuenca del Gaira, en especial de su estructura, composición, y cambios en el tiempo, entre los que podemos referir el de (Record y Kuyles 1930), que inventariaron plantas leñosas en diferentes localidades de los valles de la Sierra Nevada de Santa Marta. Espina y Giacometto (1932) realizaron el primer inventario florístico registrado para la microcuenca del río Gaira (inmediaciones de las fincas la Victoria y María Teresa), y Seifríz (1937) menciona algunas de

las especies arbóreas de la zona de San Lorenzo, entre los 1200-1500 msnm, en la cuenca media del río Gaira y detalla la diversidad de helechos.

Un factor importante en la microcuenca del río Gaira, es el número de endemismos que se presentan en su parte alta; Carbonó y Lozano-Contreras (1997) registran especies como *Habracanthus magdalenensis* (Acanthaceae). *Castenedia santamartensis*, *Liabum falcatum* y *Paragynoxys undatifolia* (Asteraceae); *Tillandsia santae-martae* y *Vriesea magdalenae* (Bromeliaceae). *Salvia libanensis* y *Salvia carbonoi* (Lamiaceae); *Graffenrieda santamartensis*, *Huilaea kirkbridei* y *Monochaetum magdalenense* (Melastomataceae); *Pouteria arguacoensium*, *Pouteria espinae* (Sapotaceae), y *Daphnopsis crispotomentosa* (Thymelaceae).

Bajo este panorama sobre la vegetación ribereña en la región norte de la Sierra Nevada de Santa Marta, este estudio tuvo como objetivo generar un listado taxonómico de la riqueza y composición de la vegetación ribereña del río Gaira, a lo largo de un gradiente altitudinal en la cuenca.

4.2 Metodología

4.2.1 Descripción del área de estudio

La microcuenca del río Gaira, está localizada en la vertiente noroccidental de la Sierra Nevada de Santa Marta, departamento del Magdalena, Colombia (entre los 11°52'6" N, 11°10'08" N, 74°46'22" W y 74°11'07" W), tiene un área de 10464 ha y su dirección de flujo cursa de este a oeste, con una longitud de 32,53 km, aproximadamente, desde su nacimiento en el macizo de San Lorenzo, hasta su desembocadura en el mar Caribe (Frayter et al. 2000). El rango altitudinal varía entre los 0 - 2750 msnm. Los suelos de la cuenca están formados por yacimientos del Paleozoico. (Fundación Prosierra 1998).

El régimen de precipitación de la cuenca se ajusta a un patrón bimodal, con un período de menor intensidad de lluvias de diciembre a abril; otro período más lluvioso entre julio y

agosto, y un máximo de precipitación entre octubre y noviembre, presentando la mayor torrencialidad de lluvias en este período (UAESPNN 1998). La precipitación promedio mensual es de 209,9 mm en la parte alta, en la parte media es de 179,1 mm y en la parte baja es de 47,1 mm.

Los climas presentes en la cuenca del Gaira son cálido árido, cálido seco, cálido húmedo, templado muy húmedo y frío muy húmedo. De estos clima, el que ocupa mayor extensión dentro de la cuenca es el cálido húmedo con cerca de 5941 ha, seguido por templado muy húmedo con 2371 ha, mientras el de menor área es el muy húmedo con 851 ha. Por sus características climáticas, y tipos de vegetación, la cuenca presenta dos tipos de biomas zonales de tierras bajas y un tipo de orobioma de montaña (cuadro 1):

Zonobioma Subxerofítico tropical: son los bosques y matorrales del piso isomegatérmico, con caracteres xeromorfológicos más pronunciados debido a que la precipitación anual es menor y por ende, mayor el número de meses secos (Hernández et al. 1992).

Zonobioma tropical alternohigrico: se definen respectivamente como bosques del piso isomegatérmico (tierra caliente), desarrollado en áreas donde hay un período prolongado de sequía (de diciembre hasta abril), durante el cual la mayor parte del arbolado del dosel pierde su follaje. Los restantes meses del año son lluviosos, el bosque adquiere nuevamente su follaje y su aspecto es exuberante (Hernández et al. 1992).

Orobioma de selva subandina: son selvas higrofíticas o subhigrofíticas de los pisos térmicos isomegatérmico. La frecuencia de las nieblas tiende a elevar la humedad ambiental y a decrecer la evapotranspiración (Hernández et al. 1992).

*Cuadro 1. Valores climáticos de las estaciones de muestreo, pmma: precipitación media multianual, *datos de la estación climatológica de vista nieves a 2000 msnm.*

Sectores	Coordenadas	Altura msnm	pmma	T °C	Bioma
Bocatoma	11°09'04'' N Y 74°09'15'' W	310	668,5	27,1	Zonobioma Tropical alternohígrico
La Victoria	11°07'47'' N Y 74°05'42'' W	1100	2491,9	21,5	Zonobioma Tropical alternohígrico
La Cascada	11°10'2'' N Y 74°10'41'' W	1650	2645,9 *	14,2*	Orobioma Sub-andino

Tomado de (Tamaris y López 2006).

4.2.2 Métodos de colecta

El estudio se realizó entre los meses de diciembre de 2007 a diciembre de 2008, en tres estaciones de muestreo (Figura 4), a lo largo de un trayecto altitudinal en la parte baja media y alta de la cuenca, que se extiende desde la planicie de inundación en cercanías a su desembocadura sobre el mar Caribe hasta la parte alta en su nacimiento, en lo que se conoce como el macizo de San Lorenzo. Estos sectores corresponden por sus características climáticas, a los diferentes biomas representativos de la cuenca, y mantienen un mayor porcentaje de cobertura arbórea con respecto a otras áreas a lo largo del río, además estas localidades presenta un fácil acceso.

En cada estación se instalaron 2 parcelas paralelas al río, de 25 x 10 metros, y separadas entre ellas 100 metros, para un área total de (0,1 ha) por estación. En cada parcela se colectaron estructuras vegetativas como flores y frutos de algunas especies, registrando algunas otras características vegetativas para su posterior identificación como: árboles, plantas leñosas mayores a 5 metros de altura, y con un tronco definido; arbustos, plantas leñosas adultas entre 1.5 y 5 metros de altura; Arbustos reclinantes, como aquellas plantas adultas entre 2 y 5 metros de altura y un tronco flexible, se reconoce que este estudio solo pretende aproximarse al conocimiento de la flora presente, y no se enfatiza en conocer la estructura de la vegetación,

es por esto que no se definen tomar todas las muestras posibles. Posteriormente las muestras en campo fueron prensadas, se les asignó un número de colecta, y preservadas en alcohol al 70%, hasta su determinación en el Herbario UTMC de la Universidad del Magdalena, en donde fueron secadas e identificadas hasta el nivel de especie, e ingresadas a esta colección de referencia lo cual soportan el trabajo de investigación, es necesario justificar que debido a limitaciones económicas no fue posible incrementar el numero de parcelas en el gradiente altitudinal de la cuenca, o tener mayor numero de muestras para poder obtener una aproximación más real de la composición florística ribereña del río Gaira, pero que sin lugar a duda este trabajo representa la primera aproximación al conocimiento de este tipo de vegetación para la región Caribe Colombiana, y en especial para el sistema montañoso Sierra Nevada de Santa Marta.

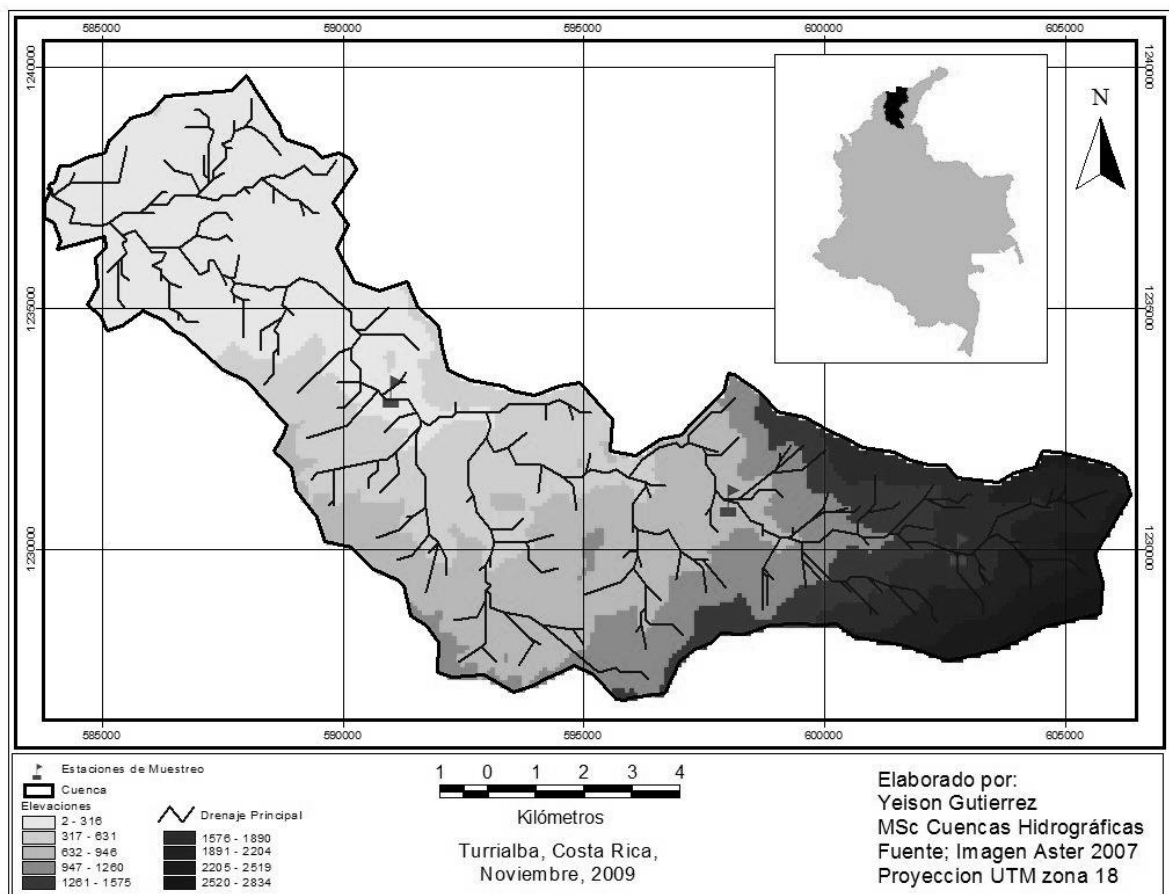


Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo del estudio en la microcuenca del río Gaira.

4.2.3 *Análisis de los datos*

Para detectar diferencias en la composición y riqueza de especies entre los sitios de estudio, se realizaron curvas de acumulación de especies y análisis de disimilaridad mediante una matriz de presencia-ausencia, así mismo se calculó el índice de Jaccard, todos estos análisis se realizaron en el programa PRIMER 5 versión 5.2.2.

4.3 Resultados

Se presenta un listado taxonómico que incorpora las registradas por García y Ospino (2005) y Cuadrado (2005). En total se registran 66 familias, 150 géneros y 206 morfoespecies de plantas vasculares para la vegetación ribereña de la cuenca del Gaira, (Anexo 1).

Las familias con mayor número de morfoespecies son Leguminosae con 18, seguido de Moraceae y Rubiaceae con 13 respectivamente, estas representan el 21% del total de morfoespecies registradas para este estudio. El 41% de las familias (27) presentaron sola una morfoespecie. El número más alto en cuanto a géneros lo representan las familias Leguminosae (16), Rubiaceae (9), Arecaceae con (7) Euphorbiaceae (6) y Moraceae (5) en donde estas cinco familias constituyen el 28% del total de géneros registrados para este estudio, mientras que el 51% de familias (34) presentan solo 1 género.

Los géneros con mayor número de riqueza fueron: *Ficus*, *Miconia*, *Tabebuia*, *Bursera*, *Erythroxylum*, *Nectandra*, *Eugenia*, *Piper* y *Psychotria*, mientras que los géneros restantes, aproximadamente el 79%, presentan dos o una sola morfoespecie (Cuadro 2).

Cuadro 2. Géneros con mayor número de especies y su porcentaje con relación encontrado en la microcuenca del río Gaira.

Genero	No de Especies	% del total
<i>Ficus</i>	8	5
<i>Miconia</i>	4	2,5
<i>Tabebuia</i>	3	2
<i>Bursera</i>	3	2
<i>Erythroxylum</i>	3	2
<i>Nectandra</i>	3	2
<i>Eugenia</i>	3	2
<i>Piper</i>	3	2
<i>Psychotria</i>	3	2

La curva de acumulación de especies (Figura 5), presentó un patrón típico para estas curvas, en donde el incremento promedio al ascender en altitud es de aproximadamente 50 especies.

La distribución taxonómica de la vegetación en cada sector de la microcuenca del río Gaira se muestra en el (cuadro 3). La mayor riqueza de familias, géneros y especies se registra para la cuenca baja, mientras que la riqueza más baja se encontró en la parte alta. Mostrando un patrón de aumento de riqueza ascendente desde la parte baja, hacia la alta.

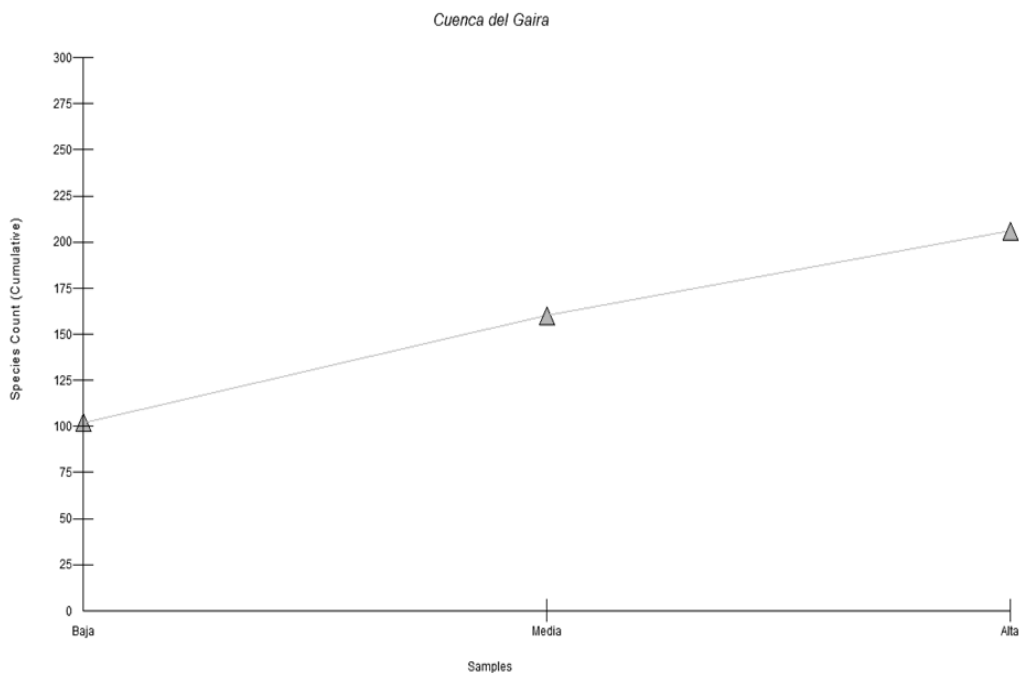


Figura 2. Grafico de acumulación de especies por estación de muestreo.

Cuadro 3. Distribución taxonómica de la flora ribereña de la cuenca del Gaira.

CUENCA	TAXA		
	Familias	Géneros	Especies
Alta	35	52	61
Media	34	62	73
Baja	41	84	102

El análisis de disimilaridad reflejó la formación de dos grupos, la parte alta y media fueron disímiles entre si mayor al 70% (Figura 6), y la parte baja respecto fue disímil en un 80% con las restantes estaciones de muestreo. Aunque la cuenca media y alta presentan igualdad disimilaridad, no deja de mostrar que es alta entre ellas, lo cual indica la amplia diferencia entre las estaciones de muestreo, conforme a la composición de especies.

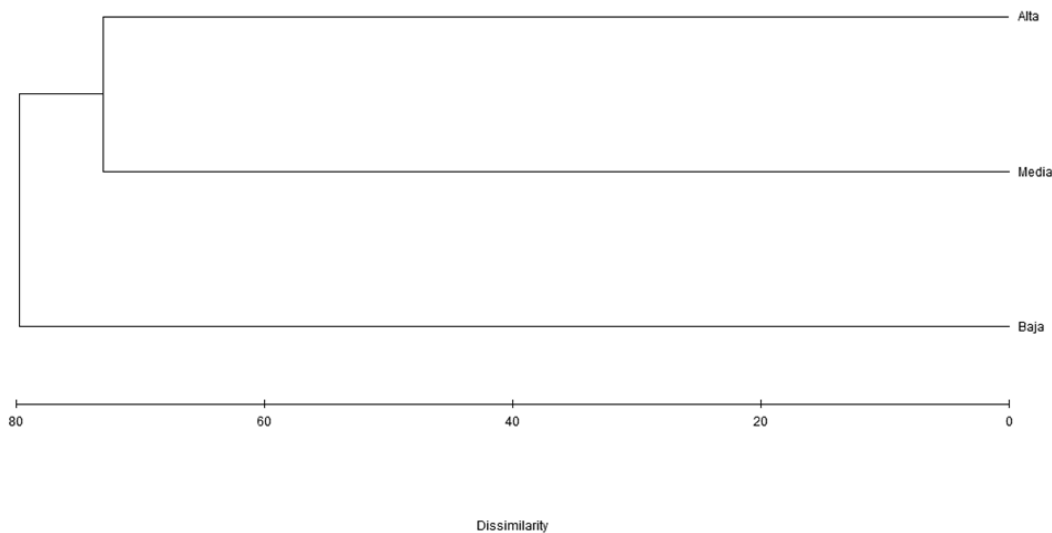


Figura 3. *Grafico de disimilaridad de especies, entre las estaciones de muestreo (parte alta, media y baja de la cuenca).*

Se encontró poca similitud entre las estaciones de muestreo de acuerdo a la composición florística. El índice de Jaccard (cuadro 4), mostró que el valor más alto es de I_j (15,6%), al comparar la estación de la parte media y alta, y el valor más bajo se obtuvo al comparar la estación 1 con 3 I_j (2,5%) los cuales son la parte baja y la parte alta respectivamente.

Cuadro 4. Valores del índice de Jaccard para las estaciones de muestreo (1 parte baja, 2 media y 3 parte alta de la cuenca).

Muestra	Muestra	Índice de Jaccard
1	2	0,113
1	3	0,025
2	3	0,156

Los resultados de riqueza por cada estación demostraron que las familias con mayor número de morfoespecies en la parte baja son Leguminosae (18), Moraceae y Rubiaceae con (7) cada una. En la parte media son Lauraceae con 7, Moraceae y Rubiaceae con 6 y Arecaeae con 5 morfoespecies. Por último, en la parte alta de la cuenca, las familias con mayor número de morfoespecies son Arecaeae, Clusiaceae y Moraceae con 5 morfoespecies cada una, seguida de Euphorbiaceae con 4. Se resalta que la familia Moraceae presentó alta riqueza de especies en todas las estaciones de muestreo en la cuenca.

4.4 Discusión de resultados

El registro de 206 especies en un rango altitudinal que abarca desde los 90 msnm hasta los 2200 msnm, muestra la alta diversidad vegetal ribereña que las cuencas del macizo montañoso Sierra Nevada de Santa Marta presenta. Aunque son pocos los estudios de flora en la región, este trabajo se presenta como el primer referente de este tipo de vegetación para el caribe Colombiano.

La familia Leguminosae fue la que presentó mayor valor de riqueza con 18 especies, además que se registra para la parte baja del estudio, estos resultados concuerda con lo registrado por Mendoza (1999), ya que esta familia se caracteriza por ser muy abundante y diversa en las zonas secas de la región caribe Colombiana. En orden de valor de riqueza, las familias Moraceae y Rubiaceae mostraron un alto valor, las cuales se encuentran muy bien

diversificadas en los bosques húmedos y muy húmedos y en las tierras bajas del Neotrópico, (Galeano 2002; Mosquera 2007). Esto se refleja, en que la mayoría de las especies de estas familias, presentan alta infrutescencias durante la mayor parte del año, y junto con las características húmedas y muy húmedas de la cuenca media y alta, puede influenciar en la amplia distribución y diversificación que ellas presentan.

El análisis de disimilaridad entre las estaciones de muestreo y los valores del índice de Jaccard, mostró que hubo diferencias en la composición florística ribereña, y que a pesar de ser sitios muy cercanos, presentan condiciones y características de hábitat muy diferentes, lo que define que en la cuenca existen los biomas zonales; zonobioma tropical alternohigróico en el cual se pueden encontrar especies como *Sterculia apetala*, *Lecythis minor*, *Bravaisia integerrima*, *Andira inermis*, *Parinari pachyphylla*, *Hymenaea courbaril*, *Inga vera* y *Anacardium excelsum*. En la parte alta de la cuenca, hacia el Orobioma zonal de selva subandina podemos encontrar especies como *Chamaedorea linearis*, *Geonoma interrupta*, *Ceroxylum ceriferum*, *Perrottetia multiflora*, *Tovomita wedelliana*, *Calatola costaricensis*, *Passiflora arborea*, *Cupania americana*, *Pouteria arguacoensium*, *Pouteria espiniae*, y *Trema micrantha*, No obstante, y debido a las condiciones climáticas de la cuenca, es posible encontrar una pequeña franja del orobioma de selva andina, hacia la parte más alta de la cuenca. Esto sugiere la presencia de un bioma y dos orobiomas zonales, sin embargo es necesario corroborar esta información con información primaria de la flora de la cuenca en áreas de mayor altitud o que superen los 2300 msnm.

La degradación de la vegetación ribereña en Colombia ha venido incrementando por muchos factores antrópicos, esta realidad se ve reflejada en las cuencas de la región Caribe y muy especial en las cuencas de la Sierra Nevada de Santa Marta, donde la acelerada pérdida de cobertura vegetal, son el resultado de una pobre planeación en la conservación de los recursos naturales que alberga esta cuenca, es de esperar que podamos considerar a este tipo de formaciones vegetales, como relictos de bosque. El hecho de ser cuencas costeras, su fuerte proceso de colonización en sus zonas de inundación por parte de complejos turísticos y viviendas, incrementa esta degradación y acrecienta los efectos negativos que durante las crecidas el río presenta para las épocas de lluvia.

La parte alta de la cuenca se ubica sobre la estrella hídrica de San Lorenzo, área de recarga hídrica de este río, y desde comienzos de esta década se ha incrementado las áreas de pastoreo para ganado; este pastoreo puede resultar en efectos negativos sobre la calidad de agua, para esta área de gran importancia hídrica para la ciudad de Santa Marta, Finalmente es importante mencionar los problemas edáficos y la posible erosión de esta parte en la cuenca, en donde la ganadería no es compatible con la vocación natural de este territorio.

Estas consideraciones manifiestan lo importante y necesario de continuar estudiando la microcuenca del río Gaira, de tal manera que aporte e incremente información sobre la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas. Este conocimiento básico fundamenta la toma de decisiones políticas, económicas y sociales que contribuyen a la conservación de estos ecosistemas, no solo por su valor ecológico o ambiental, sino por los amplios beneficios hídricos que esta cuenca ofrece para la ciudad de Santa Marta.

La flora ribereña en la microcuenca del río Gaira, se cataloga de gran relevancia dentro del contexto del manejo del recurso hídrico como cuenca abastecedora para la ciudad de Santa Marta, tener aproximaciones verificables de la composición florística como las que se presentan en este trabajo, brinda pautas sobre las medidas de conservación que se deben implementar. En este contexto se debe darle un carácter importante a las especies endémicas que registra Carbonó y Lozano-Contreras (1997) en la parte alta de esta cuenca. También se debe brindar atención a las especies de la parte baja de la cuenca, ya que es la zona con mayor intervención por diferentes actividades productivas y socio-demográficas, que han reducido el número de individuos y la cobertura arbórea para esta área. Se priorizan especies como *Lecythis minor*, *Hymenaea courbaril* y *Parinari pachyphylla*, las cuales están en categoría de amenaza como vulnerable (VU) dentro de los catálogos de plantas amenazadas de la UICN. Para estas especies se sugiere realizar trabajos en cuanto a sus poblaciones presentes o los posibles cambios en su distribución geográfica, con el objeto de plantear medidas de manejo para la conservación de estas especies.

4.5 Conclusiones

- La vegetación ribereña de la microcuenca del río Gaira mostró una clara diferenciación entre las estaciones de muestreo, lo que puede concordar con los diferentes biomas que la microcuenca presenta, y se compone de 206 morfoespecies, donde la mayor riqueza estuvo representada en las Familias Leguminosae, Moraceae y Rubiaceae.
- La parte baja de la cuenca, aunque es la parte con mayor riqueza de especies vegetales ribereñas, es la zona donde mayor intervención antrópica se realiza por actividades agrícolas y turísticas, y que han ido reemplazando la vegetación nativa de estos ecosistemas por otras especies exóticas, conllevando a estados de amenazas de especies como *Lecythis minor*, *Hymenaea courbaril* y *Parinari pachyphylla* que son nativas y con procesos fisiológicos complejos en su germinación.

4.6 Recomendaciones

- Se recomienda ampliar el conocimiento de la vegetación de la microcuenca en general, con el objeto de ampliar el conocimiento básico de este recurso, ya que servirá de base para los procesos de planeación y estrategias de conservación de la microcuenca. Además de fortalecer la zonificación de los biomas presentes en ella.
- Se recomienda adelantar trabajos de restauración de la flora ribereña con especies nativas como *Lecythis minor*, *Hymenaea courbaril* y *Parinari pachyphylla* con el objeto de propiciar condiciones ecológicas y funcionales favorables para el flujo energético del ecosistema.

4.7 LITERATURA CITADA

- Carbono, E. y Lozano – Contreras, G. 1997. Endemismos y otras singularidades de la Sierra Nevada de Santa Marta. Posibles Causas de origen y necesidad de conservarlos. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias. Vol.XXI Número 81. 409 – 419 p.
- Cuadrado Peña, Borish. 2005. Estructura y composición florística del bosque ripario de la microcuenca del río Gaira, Magdalena, Colombia. Tesis Biólogo, Santa Marta, Colombia. Universidad del Magdalena. 89 p.
- Espina, R. y Giacometto, J. 1932. Trees of the Sierra Nevada de Santa Marta. *Tropical Woods* (30).
- Frayter Contreras, V.; Jiménez, E. Pabón, R. y Valero, O. 2000. Plan de manejo integral de la cuenca hidrográfica del río Gaira, tesis Ing. Agrónomo Santa Marta, Colombia. Universidad del Magdalena.128 p.
- Fundación Pro-Sierra Nevada de Santa Marta. 1998. Evaluación Ecológica Rápida de la Sierra Nevada de Santa Marta. Definición de Áreas Críticas para la Conservación de la Sierra Nevada de Santa Marta. Ministerio del Medio Ambiente, UAESPNN The Nature Conservancy –USAID- Embajada de Japón. 20 p.
- Galeano, Gloria. 2002. Estructura, riqueza y composición de plantas leñosas en el golfo de Tribugá, Chocó-Colombia. *Caldasia* 23(11). 2-11 p.
- García, H; Ospino, D. 2005. Escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) en un gradiente altitudinal de la vertiente noroccidental, Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. Tesis Biólogo. Universidad del Magdalena. Colombia. 103 p.
- Gonzales del Tánago, Marta.; García de Jalón, Diego. 1995. Restauración de ríos y riberas. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, España. 319 p.
- Heno Sarmiento, Jesús Eugenio. 2006. Introducción al manejo de cuencas hidrográficas. Universidad Santo Tomás. Bogotá D.C. 396 p.
- Hernández Camacho, J; Hurtado, A; Ortiz, R; y Walschburger, Th. 1992. Unidades biogeográficas de Colombia. En: Halffter, G. (ed.) La diversidad biológica de Iberoamérica I. *Acta Zoológica Mexicana*, 55-151.

- Mosquera, L; Robledo, D; y Asprilla, A. 2007. Diversidad florística de dos zonas del bosque tropical húmedo en el municipio del alto Baudó, Choco - Colombia. *Acta Biológica Colombiana*. Vol. 12 s. 75-90 p.
- Record, S. y Kuyles, H. 1930. Santa Marta Valley, Colombia. *Tropical Woods* (23): 9-23.
- Rueda, G; Cotes, G; Carbonó, E; Cantillo, M; Serna, D; Tamaris, C; Cuadrado, B; Guerrero, F; Zúñiga, B; y Deluque, J. 2005. Lineamientos de un Programa de aseguramiento de la oferta hídrica del río Gaira a partir de la evaluación de la integralidad biológica de la cuenca, Serranía San Lorenzo, Sierra Nevada de Santa Marta, Magdalena, Colombia. *Informe final*. Convenio DADMA-UNIMAG.105p.
- Rykken, J; Moldenke, A; Olson, D. 2007. Headwater riparian forest-floor invertebrate communities associated with alternative forest management practices. *Ecological Applications*. Vol 17. No 4. 1168-1183 p.
- Seifiriz, W. 1937. Die Höhenstufen der vegetation in der Sierra nevada von Santa Marta (Colombia). *Botanische Jahrbücher*. Deutschland. Vol 68. 107-124 p.
- Suarez, M^a Luisa; Vidal-Abarca, M; Sanchez-Montoya, M; Alba-Tercedor, J; Álvarez, M; Avilés, J; Bonada, N; Casas, J; Jáimez-Cuellar, P; Munné, A; Pardo, I; Prat, N; Rieradevall, M; Jacoba Salinas, M; Toro, M; y Vivas, S. 2002. Las riberas de los ríos Mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnetica* 21 (3-4) 135- 148 p.
- Tamaris Turizo, Cesar; López-Salgado, H. 2006. Aproximación a la zonificación climática de la microcuenca del río Gaira. *Revista INTROPICA*. Vol 3. 69–76 p.
- Unidad Administrativa Especial Del Sistema De Parques Nacionales Naturales. 1998. El Sistema De Parques Nacionales Naturales De Colombia. Ministerio Del Medio Ambiente. Editorial Nomos, Colombia, 103-111.

ANEXOS

Anexo 1. Listado de la vegetación encontrada en las orillas del río Gaira, vertiente noroccidental de la SNSM (Colombia). Al frente de la especie se indican los metros sobre el nivel del mar del lugar de colecta y la respectiva referencia. Este listado abarca tanto registros de la literatura como información de trabajos de campo depositado en la colección del Herbario UTM de la Universidad del Magdalena.

FAMILIA	ESPECIE	ALTITUD	
		(msnm)	REFERENCIA
ACANTHACEAE	<i>Aphelandra pulcherrima</i> (Jacq.) Kunth	310	UTMC
ACANTHACEAE	<i>Aphelandra</i> sp.	310	UTMC
ACANTHACEAE	<i>Bravaisia integerrima</i>	60 - 140	García y Ospino 2005
ACANTHACEAE	<i>Kalbreyeracanthus kirkbridei</i> (Wassh.) J.R.I. Wood. *	1640	UTMC
ACTINIDIACEA	<i>Saurauia</i> sp.1	940 - 1640	UTMC, Cuadrado 2005
ACTINIDIACEAE	<i>Saurauia</i> sp.2	940 - 2200	Cuadrado 2005
AGAVACEAE	<i>Agave cocui</i>	60	García y Ospino 2005
ANACARDIACEAE	<i>Anacardium excelsum</i>	60 - 310	UTMC, García y Ospino 2005, Cuadrado 2005
ANACARDIACEAE	<i>Astronium graveolens</i>	60-940	UTMC, García y Ospino 2005, Cuadrado 2005
ANACARDIACEAE	<i>Spondias mombin</i> L.	60-940	UTMC, García y Ospino 2005, Cuadrado 2005
ANNONACEAE	<i>Annona cf. glabra</i> L.	310	UTMC
APOCYNACEAE	<i>Plumeria alba</i> L.	60 - 320	UTMC, García y Ospino 2005
APOCYNACEAE	<i>Stemmademia grandiflora</i>	60-940	UTMC, García y Ospino 2005
ARACEAE	<i>Monstera deliciosa</i>	60 - 940	UTMC, García y Ospino 2005
ARACEAE	<i>Philodendron scandens</i> K. Koch y Sello	60 - 320	UTMC, García y Ospino 2005
ARACEAE	<i>Philodendron</i> sp.	640 - 1640	UTMC, García y Ospino 2005
ARALIACEAE	<i>Dendropanax arboreus</i>	290 -320	Cuadrado 2005
ARALIACEAE	<i>Didimopanax morototoni</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
ARALIACEAE	<i>Oreopanax fontquerianum</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
ARALIACEAE	<i>Sciadodendron excelsum</i>	310	UTMC, Cuadrado 2005
ARECACEAE	<i>Chamaedorea linnearis</i>	1640-2200	UTMC, Cuadrado 2005
ARECACEAE	<i>Acrocomia aculeata</i>	60 - 320	Cuadrado 2005
ARECACEAE	<i>Attalea butyracea</i>	60-940	UTMC, García y Ospino 2005, Cuadrado 2005
ARECACEAE	<i>Bactris gasipaes var. macana</i>	60-940	UTMC, García y Ospino 2005
ARECACEAE	<i>Ceroxylum ceriferum</i>	940-2200	UTMC, Cuadrado 2005
ARECACEAE	<i>Chamaedorea pinnatifrons</i> (Jacq.) Oerst.	940 - 1640	UTMC
ARECACEAE	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	940 - 1640	UTMC
ARECACEAE	<i>Geonoma interrupta</i>	1640	UTMC
ASTERACEAE	<i>Liabum</i> sp.	310	UTMC
BEGONIACEAE	<i>Begonia</i> sp.	1640	UTMC
BIGNONIACEAE	Indeterminada	940	UTMC
BIGNONIACEAE	<i>Tabebuia serratifolia</i>	310	UTMC

BIGNONIACEAE	<i>Tabebuia</i> sp.	940	Cuadrado 2005
BIGNONIACEAE	<i>Tabebuia</i> sp. 2	60 - 320	Cuadrado 2005 UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino
BIXACEAE	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	60 - 320	2005 UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino
BOMBACACEAE	<i>Cavanillesia platanifolia</i> (Bonpl.) Kunth	60 - 320	2005 UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino
BOMBACACEAE	<i>Ceiba pentandra</i>	60 - 320	2005
BOMBACACEAE	<i>Ochroma pyramidale</i>	60 - 320	García y Ospino 2005
BOMBACACEAE	<i>Pseudobombax septenatum</i>	60 - 310	UTMC, García y Ospino 2005
BORAGINACEAE	<i>Bourreria</i> sp.	320	Cuadrado 2005
BORAGINACEAE	<i>Cordia alba</i>	60	García y Ospino 2005 UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino
BURSERACEAE	<i>Bursera graveolens</i>	60 - 320	2005 UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino
BURSERACEAE	<i>Bursera simaruba</i>	60 - 320	2005
BURSERACEAE	<i>Bursera tomentosa</i>	310 - 320	UTMC, Cuadrado 2005
CACTACEAE	<i>Hylocereus costaricense</i>	310	UTMC
CACTACEAE	<i>Pereskia guamacho</i>	60	UTMC, García y Ospino 2005
CAPPARACEAE	<i>Capparis</i> sp.	310	UTMC
CAPPARACEAE	<i>Capparis tenuisilicua</i>	310	UTMC
CECROPIACEAE	<i>Cecropia peltata</i>	310	UTMC
CECROPIACEAE	<i>Cecropia</i> sp.	60 - 1640	UTMC, García y Ospino 2005
CELASTRACEAE	<i>Goupia glabra</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005 UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino
CELASTRACEAE	<i>Maytenus longipes</i> Briq.	290 - 1640	2005
CELASTRACEAE	<i>Maytenus</i> sp.	290 - 310	UTMC, Cuadrado 2005
CELASTRACEAE	<i>Perrottetia multiflora</i>	940 - 2200	Cuadrado 2005
CELASTRACEAE	<i>Perrottetia</i> sp.	940	Cuadrado 2005
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella americana</i>	640-940	García y Ospino 2005
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella</i> sp.	310	UTMC
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania cuspidata</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005 UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino
CHRYSOBALANACEAE	<i>Parinari pachyphylla</i> Rusby	60 - 320	2005
CLUSIACEAE	<i>Clusia alata</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
CLUSIACEAE	<i>Clusia multiflora</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
CLUSIACEAE	<i>Tovomita</i> sp.	1640	UTMC
CLUSIACEAE	<i>Tovomita wedelliana</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
CLUSIACEAE	<i>Tovomitopsis colombiana</i> .	1900 - 2200	Cuadrado 2005
CUNONIACEAE	<i>Weinmannia pinnata</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
CYATHEACEAE	<i>Alsophila</i> sp.	940	Cuadrado 2005
CYATHEACEAE	<i>Cyathea</i> sp.1	940	Cuadrado 2005
CYATHEACEAE	<i>Cyathea</i> sp.2	1900 - 2200	Cuadrado 2005
CYCLANTHACEAE	<i>Carludovica palmata</i>	310	UTMC
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum</i> aff. <i>densum</i>	290	Cuadrado 2005

ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum hondense</i> HBK	310	UTMC
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum novogranatense</i>	320 - 940	Cuadrado 2005, Garcia y Ospino 2005
EUPHORBIACEAE	<i>Acalypha</i> sp.	940 - 1640	UTMC
EUPHORBIACEAE	<i>Alchornea triplinervia</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
EUPHORBIACEAE	<i>Alchorneopsis</i> sp.	1900 - 2200	Cuadrado 2005
EUPHORBIACEAE	<i>Hura crepitans</i>	60 - 310	UTMC, Garcia y Ospino 2005
EUPHORBIACEAE	<i>Indeterminada</i>	1640	UTMC
EUPHORBIACEAE	<i>Ricinus communis</i>	60-940	Garcia y Ospino 2005
EUPHORBIACEAE	<i>Tetrorchidium</i> sp.1	940	Cuadrado 2005
EUPHORBIACEAE	<i>Tetrorchidium</i> sp.2	1900 - 2200	Cuadrado 2005
			UTMC, Cuadrado 2005, Garcia y Ospino
LEGUMINOSAE	<i>Andira inermis</i>	60 -320	2005
LEGUMINOSAE	<i>Calliandra magdalenae</i>	310	UTMC
LEGUMINOSAE	<i>Coursetia ferruginea</i>	310	UTMC
LEGUMINOSAE	<i>Enterolobium cyclocarpum</i> Griseb.	310	UTMC
LEGUMINOSAE	<i>Glyricidia sepium</i>	60	Garcia y Ospino 2005
LEGUMINOSAE	<i>Haematoxylum brassiletto</i>	60 - 320	Cuadrado 2005, Garcia y Ospino 2005
			UTMC, Cuadrado 2005, Garcia y Ospino
LEGUMINOSAE	<i>Hymenaea courbaril</i>	60 - 320	2005
LEGUMINOSAE	<i>Inga edullis</i> Mart.	640-940	Garcia y Ospino 2005
LEGUMINOSAE	<i>Inga sapindoides</i> Willd.	60 - 310	Garcia y Ospino 2005
LEGUMINOSAE	<i>Lonchocarpus</i> sp.	310	UTMC
LEGUMINOSAE	<i>Pithecellobium lanceolatum</i>	60 - 320	Garcia y Ospino 2005
			UTMC, Cuadrado 2005, Garcia y Ospino
LEGUMINOSAE	<i>Platymiscium pinnatum</i>	60 - 320	2005
			UTMC, Cuadrado 2005, Garcia y Ospino
LEGUMINOSAE	<i>Pterocarpus acapulcensis</i>	60 - 320	2005
LEGUMINOSAE	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton y Rose	60	García y Ospino 2005
LEGUMINOSAE	<i>Senna atomaria</i>	60	García y Ospino 2005
LEGUMINOSAE	<i>Vachellia macracantha</i>	60 - 310	García y Ospino 2005
LEGUMINOSAE	<i>Vachellia tortuosa</i> (L.) Seigler y Ebinger	60 - 310	García y Ospino 2005
	<i>Zygia longifolia</i> (Humb. y Bonpl. ex Willd.) Britton y		
LEGUMINOSAE	Rose,	60 - 640	García y Ospino 2005
FLACOURTIACEAE	<i>Carpotroche</i> sp.	940	Cuadrado 2005
FLACOURTIACEAE	<i>Casearia tremula</i>	60	García y Ospino 2005
FLACOURTIACEAE	<i>Abatia</i> sp	1900 - 2200	Cuadrado 2005
GESNERIACEAE	<i>Besleria</i> sp.	1640	UTMC
HAEMADORACEAE	<i>Xiphidium caeruleum</i>	310	UTMC
HELICONIACEAE	<i>Heliconia bihai</i>	640-940	García y Ospino 2005
HERNANDIACEAE	<i>Gyrocarpus americanus</i>	60	García y Ospino 2005
ICACINACEAE	<i>Calatola costaricensis</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
JUGLANDACEAE	<i>Juglans regia</i>	940	Cuadrado 2005
LACISTEMATAACEAE	<i>Lacistema</i> cf. <i>agregattum</i>	940	Cuadrado 2005
LACISTEMATAACEAE	<i>Lacistema</i> sp.	1640	UTMC
LACISTEMATAACEAE	<i>Lozania</i> sp.	1640	UTMC

LAURACEAE	<i>Aiouea sp.</i>	310	UTMC
LAURACEAE	<i>Licaria cf. guianensis</i>	640 - 2200	Cuadrado 2005
LAURACEAE	<i>Licaria sp.</i>	940	Cuadrado 2005
LAURACEAE	<i>Nectandra globosa</i>	940	Cuadrado 2005
LAURACEAE	<i>Nectandra sp.</i>	940	UTMC
LAURACEAE	<i>Nectandra turbacensis</i>	310 - 940	UTMC, García y Ospino 2005
LAURACEAE	<i>Persea americana</i>	640-940	UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino 2005
LAURACEAE	<i>Persea caerulea</i>	640-940	UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino 2005
LECYTHIDACEAE	<i>Lecythis minor</i>	60	García y Ospino 2005
MALPIGHIACEAE	<i>Bunchosia argétea</i>	940	Cuadrado 2005
MALPIGHIACEAE	<i>Malpighia glabra L.</i>	940	Cuadrado 2005
MELASTOMATAACEAE	<i>Meriania longifolia</i>	940	Cuadrado 2005
MELASTOMATAACEAE	<i>Miconia minutiflora</i>	940	Cuadrado 2005
MELASTOMATAACEAE	<i>Miconia prasina</i>	940	Cuadrado 2005
MELASTOMATAACEAE	<i>Miconia sp.</i>	940	UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino 2005
MELASTOMATAACEAE	<i>Miconia sp.</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
MELIACEAE	<i>Cedrela odorata</i>	940	Cuadrado 2005
MELIACEAE	<i>Guarea guidonia</i>	60 - 1640	UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino 2005
MELIACEAE	<i>Guarea sp.</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
MONIMIACEAE	<i>Siparuna sp.</i>	1640	UTMC
MORACEAE	<i>Brosimum alicastrum Sw.</i>	60-940	UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino 2005
MORACEAE	<i>Ficus citrifolia</i>	60 - 310	UTMC
MORACEAE	<i>Ficus dendrocyda</i>	310	UTMC, García y Ospino 2005
MORACEAE	<i>Ficus insípida</i>	60-940	UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino 2005
MORACEAE	<i>Ficus magdalenica</i>	60	García y Ospino 2005
MORACEAE	<i>Ficus sp.1</i>	940	UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino 2005
MORACEAE	<i>Ficus sp.2</i>	1640	UTMC
MORACEAE	<i>Ficus sp.3</i>	1640	UTMC
MORACEAE	<i>Ficus tonduzzi</i>	940 - 2200	Cuadrado 2005
MORACEAE	<i>Poulsenia armata</i>	940 - 1640	UTMC, Cuadrado 2005
MORACEAE	<i>Pseudolmedia rigida</i>	940 - 1640	UTMC, Cuadrado 2005
MORACEAE	<i>Trophis caucana</i>	60 - 310	UTMC
MORACEAE	<i>Trophis sp</i>	310	UTMC
MYRSINACEAE	<i>Ardisia guianensis (Aubl.) Mez</i>	940	UTMC
MYRSINACEAE	<i>Ardisia sp.</i>	940	Cuadrado 2005
MYRSINACEAE	<i>Cybianthus sp</i>	940	Cuadrado 2005
MYRSINACEAE	<i>Myrsine costaricensis</i>	940	Cuadrado 2005
MYRSINACEAE	<i>Parathesis cf. serrulata</i>	940	UTMC

MYRTACEAE	<i>Eugenia oblongifolia</i>	310	UTMC
MYRTACEAE	<i>Eugenia sp.1</i>	290 - 2200	UTMC, Cuadrado 2005
MYRTACEAE	<i>Eugenia sp.2</i>	1640	UTMC
MYRTACEAE	<i>Myrcia sp.</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
MYRTACEAE	<i>Syzygium jambos</i>	940	UTMC, García y Ospino 2005
NYCTAGINACEAE	<i>Guapira sp.</i>	310	UTMC
PAPAVERACEAE	<i>Bocconia pearcei</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
PASSIFLORACEAE	<i>Passiflora arborea</i>	1640	UTMC
PIPERACEAE	<i>Piper aduncum</i>	320	García y Ospino 2005
PIPERACEAE	<i>Piper munchanum</i>	290-310	UTMC, Cuadrado 2005
PIPERACEAE	<i>Piper sp.1</i>	940	UTMC
PIPERACEAE	<i>Piper sp.2</i>	1640 - 2200	UTMC, Cuadrado 2005
PIPERACEAE	<i>Piper sp.3</i>	310	UTMC
POACEAE	<i>Lasiacis sp.</i>	1640	UTMC
PODOCARPACEAE	<i>Prumnopytis montana</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba ovobata</i>	310	UTMC
RUBIACEAE	<i>Calycophyllum candidissimum</i> (Vahl) DC	310 - 640	UTMC, García y Ospino 2006
RUBIACEAE	<i>Coffea arabica</i>	640-940	UTMC, García y Ospino 2005
RUBIACEAE	<i>Genipa americana</i>	290	Cuadrado 2005
RUBIACEAE	<i>Genipa sp.</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
RUBIACEAE	<i>Palicourea crocea</i>	940	Cuadrado 2005
RUBIACEAE	<i>Palicourea sp.</i>	940	UTMC, Cuadrado 2005
RUBIACEAE	<i>Pogonopus speciosus</i> (Jacq.) Schumann	310	UTMC
RUBIACEAE	<i>Psychotria sp. 1</i>	940	UTMC
RUBIACEAE	<i>Psychotria sp. 3</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
RUBIACEAE	<i>Psychotria sp.2</i>	290	Cuadrado 2005
RUBIACEAE	<i>Randia aculeata</i>	290	Cuadrado 2005
RUBIACEAE	<i>Remijia sp.</i>	290	Cuadrado 2005
RUBIACEAE	<i>Simira cordifolia</i>	290 - 940	UTMC, Cuadrado 2005
RUTACEAE	<i>Xanthoxylum sp.</i>	940	Cuadrado 2005
SAPINDACEAE	<i>Cupania americana</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
SAPINDACEAE	<i>Dilodendron sp.</i>	940	Cuadrado 2005
SAPINDACEAE	<i>Matayba sp.</i>	310	UTMC
SAPINDACEAE	<i>Melicoccus bijugatus</i> Jacq.	310	UTMC
SAPINDACEAE	<i>Melicoccus olivaeformis</i>	290	Cuadrado 2005
SAPINDACEAE	<i>Talisia sp.1</i>	940	Cuadrado 2005
SAPINDACEAE	<i>Talisia sp.2</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum cainito</i>	310	UTMC
SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum sp.</i>	320	Cuadrado 2005
SAPOTACEAE	<i>Pouteria arguacoensium</i> *	1900 - 2200	Cuadrado 2005
SAPOTACEAE	<i>Pouteria espiniae</i> *	1900 - 2200	Cuadrado 2005
SAPOTACEAE	<i>Pradosia colombiana</i>	310	UTMC, Cuadrado 2005, García y Ospino 2005
SIMARUBACEAE	<i>Picramnia villosa</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005

SOLANACEAE	<i>Cestrum sp.1</i>	940 - 1640	UTMC
SOLANACEAE	<i>Cestrum sp.2</i>	1900 - 2200	Cuadrado 2005
SOLANACEAE	<i>Indeterminada</i>	1640	UTMC
STERCULIACEAE	<i>Guazuma ulmifolia</i>	60 - 320	UTMC, García y Ospino 2005
STERCULIACEAE	<i>Sterculia apetala</i>	60 - 310	UTMC, García y Ospino 2005
THEACEAE	<i>Freziera cf. candicana</i>	940	Cuadrado 2005
THEOPHRASTACEAE	<i>Clavija latifolia</i>	310	UTMC
TILIACEAE	<i>Luehea seemanii</i>	320	Cuadrado 2005
TILIACEAE	<i>Trichospermum mexicanum</i>	940	Cuadrado 2005
ULMACEAE	<i>Celtis sp.</i>	940	Cuadrado 2005
ULMACEAE	<i>Trema micrantha</i>	640 - 2200	Cuadrado 2005, García y Ospino 2005
URTICACEAE	<i>Myriocarpa sp.</i>	1640	UTMC
URTICACEAE	<i>Urera sp.</i>	640 - 940	García y Ospino 2005
VERBENACEAE	<i>Vitex cymosa</i>	60	UTMC, García y Ospino 2005
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia sp.</i>	940 - 2200	Cuadrado 2005

5 ARTICULO 2

CARACTERIZACIÓN MORFOMÉTRICA Y USO DEL SUELO DE LA MICROCUEENCA DEL RÍO GAIRA, CARIBE COLOMBIANO

Resumen

Se presenta una contribución al conocimiento de las características morfométricas y el uso del suelo de la microcuenca del río Gaira, en la Sierra nevada de Santa Marta, utilizando una Imagen Aster de 2007, con una resolución de 15 x 15 metros por pixel, realizando una clasificación no supervisada en 128 categorías, y posteriormente reclasificándola a 11 categorías que se ajustan a los diferentes usos predominantes que existen en la cuenca. Sus factores morfométricos evaluados muestran que se trata de una cuenca pequeña, y de forma alargada, con una pendiente promedio de 28,4%, con una longitud del cauce de 29,4 km con una buen red de drenaje; además se trata de una cuenca sedimentaria o en estado de su fase de vejez. El uso del suelo predominante es de bosques, y mantiene un porcentaje considerable de bosque primario hacia la parte alta de la cuenca. Se resalta la alta fragmentación del bosque ribereño con 138 parches con áreas promedio por parche de 8 ha, además se presenta en la variación altitudinal y espacial cuatro biomas a lo largo de la cuenca.

Palabras claves: Morfométricas, aster, bosque primario, fragmentación

5.1 Introducción

En el proceso de planificación, manejo y gestión de cuencas hidrográficas es necesaria la caracterización de las mismas. La caracterización es un inventario detallado de los recursos y las condiciones biofísicas, socioeconómicas y ambientales de la cuenca y sus interrelaciones. La caracterización está dirigida fundamentalmente a cuantificar las variables que tipifican a la cuenca con el fin de establecer la vocación, posibilidades y limitaciones de sus recursos naturales con el ambiente, y las condiciones socioeconómicas de las comunidades que la habitan (Jiménez 2009).

Las características morfométricas de la cuenca hidrográfica proporcionan una descripción física de la extensión y formas de las mismas y permite realizar comparaciones entre distintas cuencas hidrográficas. Al mismo tiempo que se pueden extraer conclusiones preliminares sobre las características ambientales del territorio a partir de la descripción precisa de la geometría de las formas terrestres, principalmente las que tienen como origen los procesos de erosión. Estas unidades básicas permiten coleccionar, organizar y analizar información sobre la geometría de las formas terrestres determinadas por la erosión fluvial. En la actualidad herramientas metodológicas tales como los SIG y la interpretación de imágenes satelitales permiten realizar la secuenciación temporal de las propiedades morfométricas de las cuencas hidrográficas y las redes de drenaje (Chorley 1971).

Las propiedades morfométricas de un cuerpo de agua es un punto de partida dentro del proceso de caracterización de una cuenca, ya que genera una idea global sobre el funcionamiento del sistema (Montoya 2008); a partir de esta información se puede conocer la influencia entre las relaciones del ciclo hidrológico en la cuenca con los demás factores biofísicos que existen en ella (Rodrigues et al. 2008). Además esta información es necesaria para comprender los impactos generados por cualquier intervención o alteración del relieve como erosión, movimientos de masa, inundaciones o procesos de sedimentación (Ribeiro de Mendonça et al. 2007).

Zalewski (2003) sostiene que los principales aportes teóricos en la disciplina ecohidrológica han significado el avance en la ampliación de la escala geográfica y temporal en las investigaciones, pudiéndose reconocer en una escala temporal, que la evolución del pensamiento acerca de los ecosistemas fluviales fue avanzando desde una escala geográfica local, a partir de investigaciones realizadas en los tramos hídricos, hacia la noción del continuo fluvial o sea abarcando a los ríos y sus valles como un sistema abierto hasta llegar finalmente a la cuenca hidrográfica como un concepto ecohidrológico.

Los usos a los que se destina el territorio de una cuenca y las actividades que se desarrollan en ella repercuten en el estado ecológico y ambiental de sus aguas, y las series en el tiempo permiten visualizar los cambios que se producen en este territorio. Cuantificando la magnitud del impacto en el tiempo, proporciona la herramienta básica para determinar la estructura y el funcionamiento de estos ecosistemas, dentro de la gestión y ordenamiento del territorio (Elosegui y Sabater 2009).

Los cambios de uso del suelo responden con efectos negativos sobre los recursos naturales y el ambiente global, estas respuestas se evidencian como: incremento de emisiones de CO₂, degradación del aire y la calidad del agua, alteración del clima regional, incremento en las enfermedades, pérdida de biodiversidad, fragmentación de paisajes y cambios en la dinámica de la materia orgánica en los suelos. Todo esto como resultado del rápido crecimiento económico y al desarrollo urbanístico (Dourojeanni y Jouravlev 2002; Lemenih et al. 2005, Zhao et al. 2006, De Chazal 2009, Vieira et al. 2009). Todos estos cambios repercuten en el recurso hídrico de manera negativa y se ve reflejado en la disponibilidad y calidad del agua (Buss et al. 2002, Rodvang 2004, Dodds y Oakes 2006, Robertson et al. 2006, Bernal et al. 2006, Zampella et al. 2007).

Muchos sectores y sistemas, por ejemplo: abastecimiento de agua y saneamiento, agricultura, energía, salud humana, los asentamientos, infraestructuras, industria, transporte, turismo, seguros y servicios financieros, dependen de los recursos hídricos y su disponibilidad, de manera que los cambios en los regímenes hidrológicos y la calidad del agua debido al cambio climático y los cambios de uso del suelo, tendrán impactos socio-económicos sobre estos recursos (Kundzewicz et al. 2008)

Con este trabajo se pretende evaluar las características morfométrica de la microcuenca del río Gaira y el uso actual del suelo, como base para un posible proceso de planificación territorial. Por ser una cuenca de gran relevancia dentro de los procesos económicos, sociales y de desarrollo agrícola, Además de los beneficios hídricos, ecológicos y ambientales que ofrece para la ciudad de Santa Marta.

5.2 Metodología

5.2.1 Área de estudio

La microcuenca del río Gaira (Figura 7), está localizada en la vertiente noroccidental de la Sierra Nevada de Santa Marta, departamento del Magdalena, Colombia. Entre los 11°52'6" N, 11°10'08" N, 74°46'22" W y 74°11'07" W (Frayter et al. 2000). El rango altitudinal varía entre los 0 - 2750 msnm.

El régimen de precipitación de la cuenca se ajusta a un patrón bimodal, con un período de menor intensidad de lluvias de diciembre a abril; otro período más lluvioso entre julio y agosto, y un máximo de precipitación entre octubre y noviembre, presentando la mayor torrencialidad de lluvias en este período, (UAESPNN 1998). La precipitación promedio mensual es de 209,9 mm en la parte alta, en la parte media es de 179,1 mm y en la parte baja es de 47,1 mm.

Por sus características climáticas, y tipos de vegetación, la cuenca presenta dos tipos de biomas zonales de tierras bajas y un tipo de orobioma o bioma de montaña. *Zonobioma subxerofítico tropical*, que son los bosques y matorrales del piso isomegatérmico, con caracteres xeromorfológicos más pronunciados debido a que la precipitación anual es menor y por ende, mayor el número de meses secos; *Zonobioma tropical alternohigrico*, que se definen respectivamente como bosques del piso isomegatérmico (tierra caliente), desarrollado en áreas donde hay un período prolongado de sequía (de diciembre hasta abril), durante el cual la mayor parte del arbolado del dosel pierde su follaje. Los restantes meses del año son

lluviosos, el bosque adquiere nuevamente su follaje y su aspecto es exuberante; por último se presenta el *Orobioma de selva subandina*, son selvas higrofíticas o subhigrofíticas de los pisos térmicos isomegatérmico. La frecuencia de las nieblas tiende a elevar la humedad ambiental y a reducir la evapotranspiración (Hernández et ál. 1992).

La microcuenca del río Gaira se encuentra dentro del sistema montañoso Sierra Nevada de Santa Marta y está conformado litológicamente por rocas metamórficas del Precámbrico, intruidas por rocas ígneas del Paleozoico y Mesozoico, cubiertas por rocas extrusivas del Mesozoico predominantes hacia el costado Oriental y remanentes de rocas sedimentarias Meso – Cenozoicas (Tschanz 1969). Estructuralmente, la Sierra Nevada de Santa Marta se considera como un gran abanico de cabalgamientos, cuya dirección de transporte tectónico apunta hacia el NW, apilando rocas del Precámbrico y Paleozoico sobre rocas del Mesozoico (Galvis y De la Espriella 1995).

5.2.2 Caracterización morfométrica

La caracterización morfométrica se basó en utilizar los índices que se relacionan en el cuadro 5, en donde se describen los índices utilizados junto con sus rangos y expresiones matemáticas, es de destacar que los datos obtenidos se basan en el resultado de la digitalización en el Programa Arc View 3.0 a partir del modelo de elevación digital (MED) de la cuenca. Se obtuvieron los datos de área perímetro, longitud de la cuenca y ancho promedio. Además, se reclasificó el MED en 7 categorías para hallar el mapa y los valores de las magnitudes en los rangos de pendiente presentes en la cuenca y la categorización de las mismas.

Cuadro 1. Índices morfométricos evaluados para la microcuenca del río Gaira.

Índice	Expresión	Variables	Rangos
Factor de forma	$F = B/L$	B = Ancho Promedio de la cuenca L = Longitud de la Cuenca	0 – 1 Si tiende a 0, la cuenca será de forma alargada, por lo contrario si tiende a 1 la cuenca tendrá forma redonda
Razón circular de Miller	$Rc = A/A_c$	A = Área de la cuenca A_c = Área de una circunferencia con igual perímetro	0 – 1 Si tiende a 0, la cuenca será de forma alargada, por lo contrario si tiende a 1 la cuenca tendrá forma circular
Coefficiente de compacidad de Gravelius	$Kc = 0,28 * \frac{P}{\sqrt{A}}$	P = perímetro de la cuenca A = área de la cuenca	Clase Kc1: Rango entre 1 y 1,25. Corresponde a forma redonda a oval redonda Clase Kc2: Rango entre 1,25 y 1,5 Corresponde a forma oval redonda a oval oblonga Clase Kc3: Rango entre 1,5 y 1,75 Corresponde a forma oval oblonga a rectangular oblonga.
Razón de elongación	$Re = \frac{1,129 * \sqrt{A}}{L}$	A = Área de la cuenca L = longitud de la cuenca	Valores ≤ 1 tendrán formas alargadas
Relación de relieve de Schumm	$Rr = \frac{h}{L}$	h = delta de elevación de la cuenca entre el punto más alto, y la salida L = longitud de la cuenca	0 – 1 Si tiende a 0, la cuenca será de forma alargada, por lo contrario si tiende a 1 la cuenca tendrá forma circular
Densidad de drenaje	$Dd = \frac{\sum L_t}{A}$	L_t = Longitud total de los cauces A = área de la cuenca	Densidades de drenaje < 0.5 Km/km ² indica cuencas con drenaje pobre. Densidades de drenaje $3.5 \leq D_d \leq 0.5$ indica cuencas con buen drenaje. Densidades de drenaje $> 3,5$ Km/km ² indica cuencas excepcionalmente bien drenadas.
Pendiente media del cauce	$J = \frac{(elev_{max} - elev_{min})}{1000 * L} * 100\%$	L = Longitud del cauce principal Elevación máxima del cauce Elevación mínima del cauce	Explica de manera porcentual el valor medio de la pendiente del cauce.

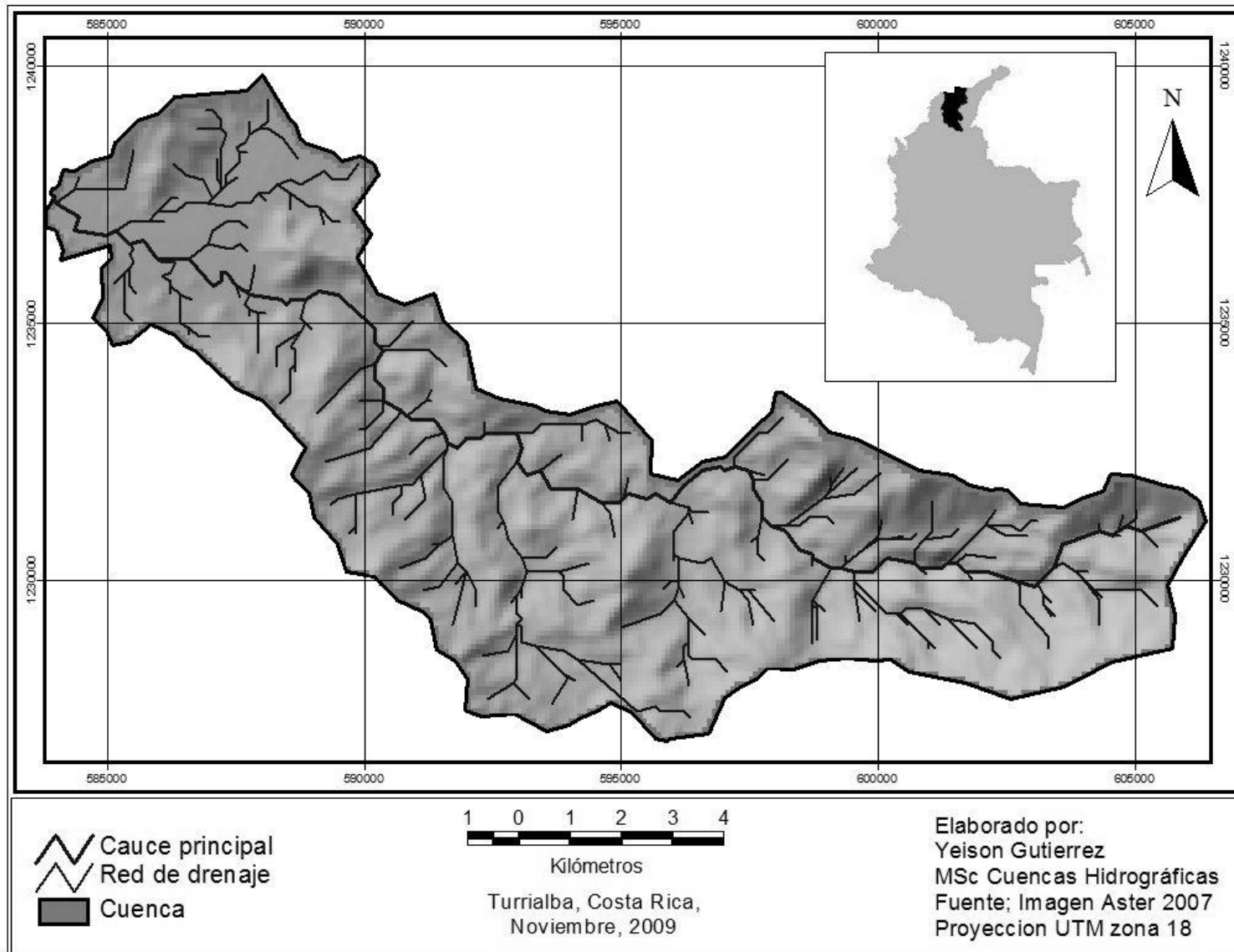


Figura 1. Mapa de ubicación de la cuenca del Gaira.

El rectángulo equivalente puede definirse como un rectángulo que tiene igual superficie, perímetro, coeficiente de compacidad y distribución hipsométrica que la cuenca en cuestión; el método del rectángulo equivalente es empleado para comparar la influencia de las características físicas de la hoya sobre la escorrentía. Para este parámetro se basa en la obtención de los datos mostrados en el (cuadro 6).

Cuadro 2. Parámetros para hallar el rectángulo equivalente.

Parámetro	Definición
L	Lado mayor
l	Lado menor
$A = L * l$	Área del rectángulo equivalente = área de la cuenca.
$P = 2(L+l)$	perímetro del rectángulo equivalente

$$L = \frac{Kc \times \sqrt{A}}{1.12} \left(1 + \sqrt{1 - \left(\frac{1.12}{Kc} \right)^2} \right) \quad l = \frac{Kc \times \sqrt{A}}{1.12} \left(1 - \sqrt{1 - \left(\frac{1.12}{Kc} \right)^2} \right)$$

También se obtuvo el gráfico de la curva hipsométrica y de altitud media a partir del MED, procediendo a reclasificar a la cuenca en 30 categorías de 100 metros, respectivamente, para calcular las áreas parciales dentro de cada rango de alturas. Posteriormente se ploteó las altura versus las áreas acumuladas, y para el gráfico de altitud media, se ploteó las alturas versus el porcentaje de áreas acumuladas, y se trazó una perpendicular sobre el 50% de esta, y posterior a ello, se trazó una paralela hasta el eje de las alturas, para obtener la altura media de la cuenca.

La red de drenaje se obtuvo a partir del MED, el Grid de dirección y acumulación del flujo de la corriente con la extensión Hydrology Modelling, posteriormente con la extensión Basin 1, en el programa Arc View 3.3. Luego se obtuvo la red de drenaje con un umbral de acumulación de flujo de 2,5; mediante el método de Strahler, con las tablas de datos, se evaluó la densidad de drenaje, las corrientes con sus magnitudes y valores, respectivamente. Por

ultimo con la extensión Surface Tools, se procedió a obtener el perfil longitudinal del cauce de la cuenca y la pendiente media de la misma.

5.2.3 *Uso del suelo y análisis del paisaje*

Para el uso del suelo, se procedió a obtener una imagen de satélite Aster del año 2007 georeferenciada en coordenadas UTM zona 18, con resolución de (15 x 15) metros, luego en el programa Erdas se realizó, una clasificación no supervisada en 128 categorías, y posteriormente se reclasifico la imagen en Arc View en 11 categorías de uso del suelo que se describen a continuación;

- **Bosque ribereño:** se define como el conjunto de arboles, arbustos, y pastos que se desarrollan paralelo al cauce de un río o quebrada donde se encuentran especies como *Parinari pachyphylla*, *Anacardium excelsium*, *Sterculia apétala*, *Samanea saman* y *Enterolobium ciclocarpum*.
- **Bosque secundario:** es la vegetación característica de un estado sucesional por alteraciones antrópicas, para la cuenca del Gaira se debe a procesos de extracción de madera, pastizales abandonados y recuperación de la cobertura arbórea debido a eventos naturales, esta categoría de vegetación es típica para la parte media y alta de la cuenca, con arboles entre 15 – 30 metros de altura en donde podemos encontrar *Cecropia peltata*, *Ricinus communis*, *Cedrela odorata*, *Guarea guidonia*, *Pogonopus speciosus*, y *Guazuma ulmifolia*
- **Bosque primario:** Es la vegetación conservada de la cuenca, que no ha sido alterada por el hombre o algún evento natural, *Pouteria arguacoensium*, *Geonoma interrupta*, *Philodendron scandens*, *Ceroxylum ceriferum* y *Passiflora arbórea*.
- **Bosque de coníferas:** es la vegetación de especies coníferas nativas, y que algunas fueron introducidas en la parte alta de la cuenca, dentro de las cuclas se pueden citar *Podocarpus*

oleifolius, Eucaliptus globulus, Pinus radiata, P. pinaster, P. taeda, P. elliotii, P. oocarpa y *P. patula*.

- **Arbustales densos:** es la vegetación caducifolia de la zona seca de la cuenca donde predominan árboles entre 5-12 metros de altura, que pertenece al Zonobioma tropical alternohigrico, son árboles que durante la época seca pierden sus hojas y quedan en estados vegetativos adaptados a los largos períodos secos, donde predominan especies como *Bursera simaruba, Pseudobombax septenatum, Caesalpinia punctata, Cavanillesia platanifolia, Bulnesia arborea* y *Acrocomia aculeata*.
- **Arbustales:** es la vegetación con tamaños entre los 2 y 7 metros de altura, de la zona seca de la cuenca; se caracteriza porque presenta una cobertura boscosa continua y por la pérdida completa o parcial de su follaje durante las épocas secas de cada año, en esta categoría están especies como *Cochlospermum vitifolium, Platymiscium pinnatum, Lonchocarpus sanctae martaе, Vachellia macracantha, Haematoxylum brassiletto, Hura crepitans, Erythroxylum novogranatense, Lecythis minor* y *Vitex cymosa*. Es de resaltar que en bajo esta categoría pueden entrar muchos cultivos de frutales hacia la parte baja de la cuenca como mango, aguacate, zapote, guayaba y frutales cítricos.
- **Café:** son cultivos permanentes que están presente en la parte media de la cuenca, entre los 650 – 1200 msnm. Muchos de estos cultivos se encuentran bajo sombra y en su mayoría, está dominado por *Coffea arabica* y en menor proporción *Coffea canephora*.
- **Cultivos anuales:** son parcelas agrícolas dedicadas a la producción de productos como yuca, maíz, plátano, zandía o de algunas hortalizas como tomate, cilantro y berenjena.
- **Pastizales:** son áreas donde existen pastos naturales mezclados con maleza algunos dedicados a ganadería. Por lo general, por falta de manejo agrícola, gran porcentaje está con malezas, pero son áreas abiertas para algún uso ganadero.
- **Urbanismo:** son las áreas colonizadas y urbanizadas, en donde la comunidad tiene sus viviendas. En su mayor parte, áreas completamente cubiertas por cemento, debido a las

carreteras y calles, lo que pone de manifiesto la pobre infiltración al suelo o recarga de acuíferos en las cuencas.

- **Suelo desnudo:** son áreas que han sido abandonadas, que tuvieron algún uso agrícola o dedicado a la explotación minera de canteras. En algunos casos son tierras erosionadas por eventos naturales, debido a la fuerte pendiente que presenta la cuenca.

Por último, al obtener la figura se procedió a realizar correcciones supervisadas con el Google Earth, y una limpieza o filtro de píxeles menores a 0,25 ha en el programa Erdas, para eliminar pequeñas áreas y generalizar un poco más el mapa de uso del suelo.

El patrón del paisaje se analizó a partir de las categorías ya establecidas para el uso del suelo. Este análisis se realizó en el programa Arc View 3.3, con la extensión Patch Analyst, empleando métricas e índices descriptivos del paisaje como; número de parches, área de parches, promedio de las áreas por parche, desviación estándar del área, y la distancia promedio entre los parches. De tal manera de poder visualizar algún tipo de fragmentación entre las categorías, o en el proceso de conservación de las mismas.

5.2.4 Elaboración del mapa de biomas

Con base en la información que (Hernández et al. 1992) aporta sobre la conformación de biomas de Colombia, y utilizando la información aportada por (Gutierrez 2009) sobre la composición florística ribereña de la microcuenca del Gaira, en donde los resultados aportan especies que caracterizan, conforme a la presencia de especies en un gradiente altitudinal, y con la información climática de la cuenca, a partir del MED, se elaboró el mapa de biomas, ya que Hernández et al. (1992) sugiere que el zonobioma subxerofítico tropical aparece en el litoral caribe como una angosta faja que se extiende desde Barranquilla hasta el Golfo de Morrosquillo y reaparece en las inmediaciones de Santa Marta desde el nivel del mar hasta los 120 msnm. Por otro lado, los resultados de la composición florística ribereña, sugieren una clara diferenciación de las especies vegetales en el gradiente que abarca desde los 240 – 2250

msnm. Aportando diferenciación vegetal ribereña de la cuenca, y comparando con las clasificaciones de (Hernández et al. 1992) se puede realizar la aproximación de los biomas presentes en la cuenca.

5.3 Resultados y discusión

Conforme a la delimitación automática de la cuenca, se describe el área de la cuenca con 10819,89 ha, y con un perímetro de 66468 metros lineales, lo cual nos lleva a considerar con estas dimensiones que se trata de una cuenca pequeña. Además, en promedio total tiene 22.356 m de largo, y 5.185 m de ancho. En el cuadro 7, se presentan los valores de los principales parámetros morfométricos y elementos de forma evaluados para la cuenca.

Cuadro 3. Valores de los parámetros morfométricos y elementos de forma evaluados para la cuenca del Gaira.

Índice	Valor	Expresión
Factor de forma	0,23	$F = B/L$
Razón circular de Miller	0,03	$Rc = A/A_c$
Coefficiente de compacidad de Gravelius	1,78	$Kc = 0,28 * \frac{P}{\sqrt{A}}$
Razón de elongación	0,52	$Re = \frac{1,129 * \sqrt{A}}{L}$
Relación de relieve de Schumm	0,12	$Rr = \frac{h}{L}$

Los índices morfométricos de esta cuenca muestran que tiene forma alargada, lo que supone una tendencia a no concentrar una tormenta intensa simultáneamente, en donde no es propensa a presentar crecidas súbitas cuando se presentan lluvias intensas simultáneamente, y de poco torrencial en su totalidad, denotado en su manera rápida de escurrimiento, un carácter morfométrico que nos da una idea clara es la razón de elongación, muy por debajo de 1, que denota la forma alargada de la cuenca. Pero podemos considerar que la cuenca es muy propensa a tener súbitas fuertes en la desembocadura debido a su carácter y alargado.

La cuenca presenta una pendiente promedio de 28,62%. El mayor porcentaje de área lo obtiene el rango que va desde los 25 – 50% de la cuenca con 4919,13 ha (figura 8), representando el 45% del total, esta área se cualifica como muy ondulada. El 80% de la cuenca está, entre las categorías de ondulado a escarpado, por concentrar la mayor cantidad de área (Cuadro 8). Todo esto, refleja un incremento de la velocidad de la corriente, reduciendo el tiempo de concentración de cuenca.

Cuadro 4. Rangos de pendiente de la cuenca del Gaira.

Rangos de Pendiente	Calificación	Área en ha	Área en %
0-3 %	Muy plano	969,57	8,95
3 -7 %	Plano	431,73	3,99
7 -12 %	Casi plano	664,2	6,13
12 - 25 %	Ondulado	2615,49	24,15
25 -50 %	Muy ondulado	4919,13	45,43
50 -75 %	Escarpado	1166,4	10,77
>75%	Muy escarpado	62,37	0,58
Total		10828,89	100,00

El perfil longitudinal del cauce muestra una forma recta y no cóncava, lo cual refleja el carácter de corriente rápida en la parte alta y media, mientras que en la desembocadura se vuelve asintótica, hacia su planicie de inundación, que es aproximadamente a los 100 msnm (figura 9). Además, este perfil revela la longitud del cauce, aproximadamente 29,4 km con inicio a los 2100 metros y final a los 1 msnm, iniciando sobre el flanco norte de la cuenca. La pendiente media del cauce es de **0,07m/m** es decir una pendiente media del 7%.

El rectángulo equivalente de la cuenca (figura 10), mostró que los valores de los lados son $L = 29,37$ km y $l = 3,68$ km, a partir del perímetro, el área y el índice de Gravelius. las áreas se describen en el (cuadro 9), resaltando que la mayor cantidad de área se encuentra entre 0 -800 msnm, con un 61% del total. Esta representación geométrica es un atributo morfométrico que es utilizado para comparar dos cuencas, respecto a su comportamiento hidrológico.

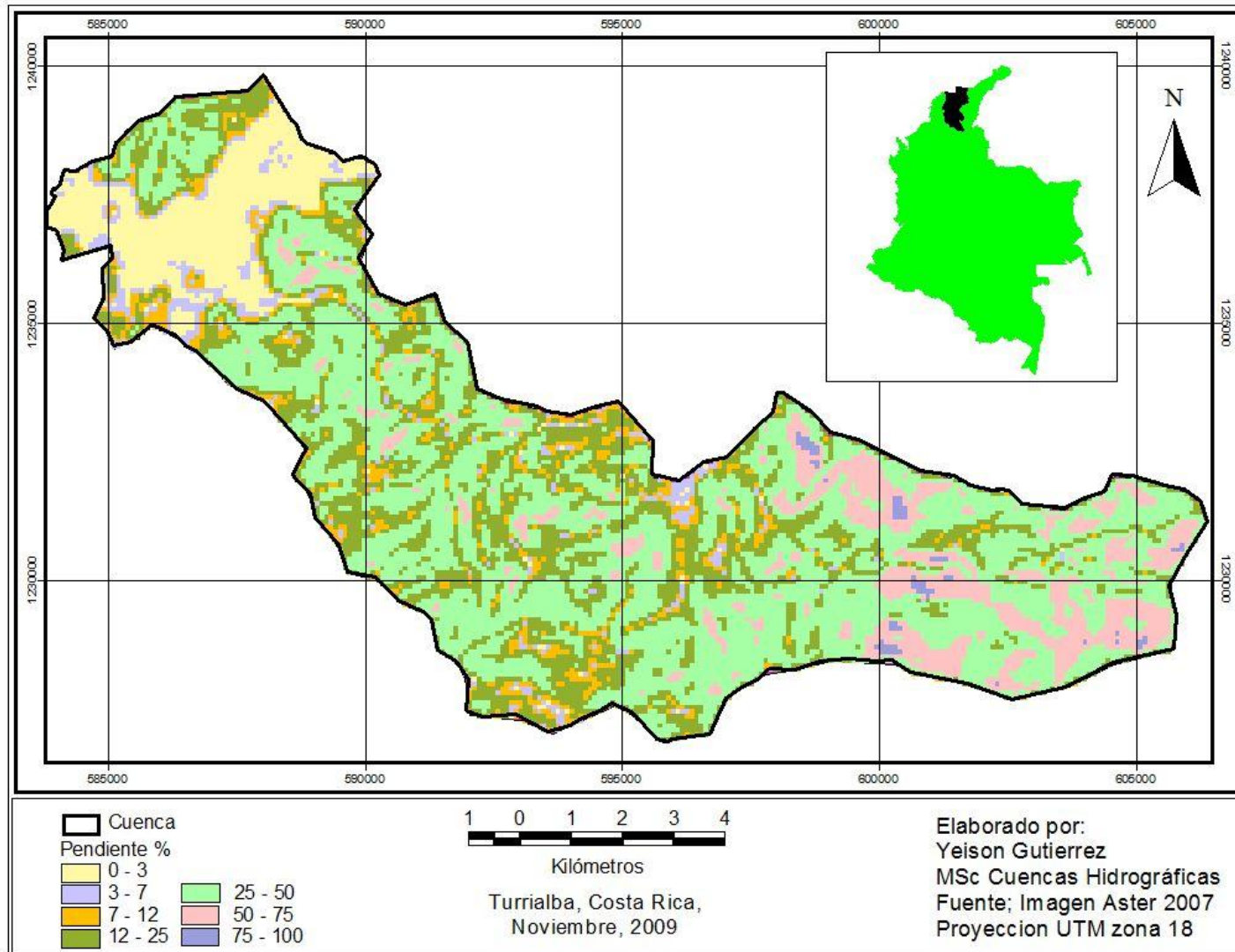


Figura 2. Mapa de pendiente de la cuenca del Gaira.

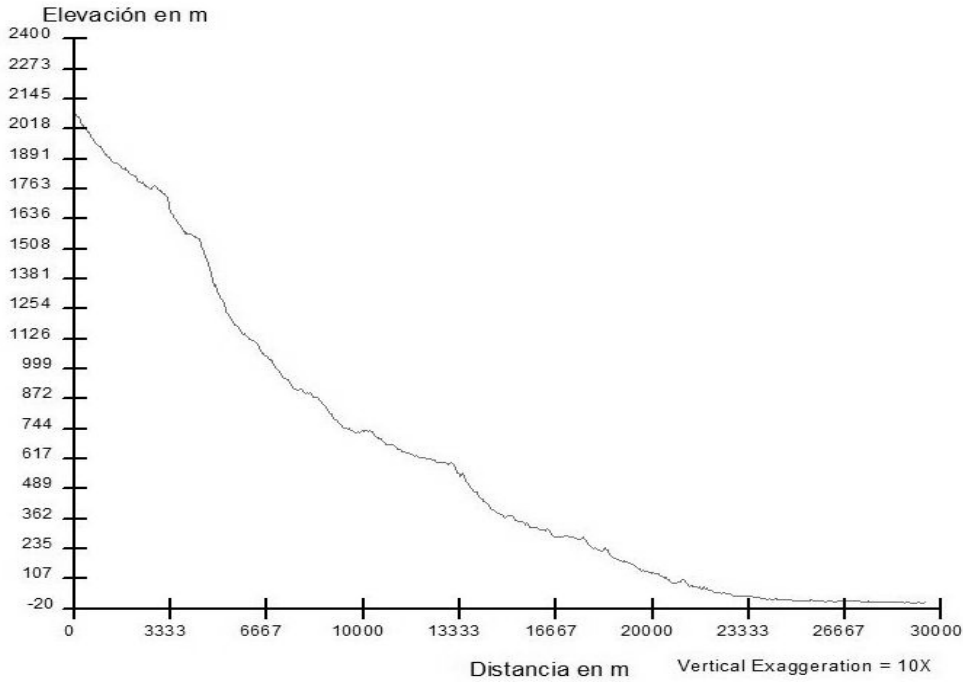


Figura 3. Perfil longitudinal del cauce principal de la cuenca del Gaira.

Cuadro 5. Calculo de los lados del rectángulo equivalente.

Rango	Área %	$L_i = A_i / I$
1 – 400	34,97	9,50
400 – 800	26,14	7,10
800 – 1200	20,68	5,62
1200 – 1600	9,92	2,70
1600 – 2000	8,15	2,21
2000 – 2400	6,59	1,79
2400 – 2834	1,85	0,50

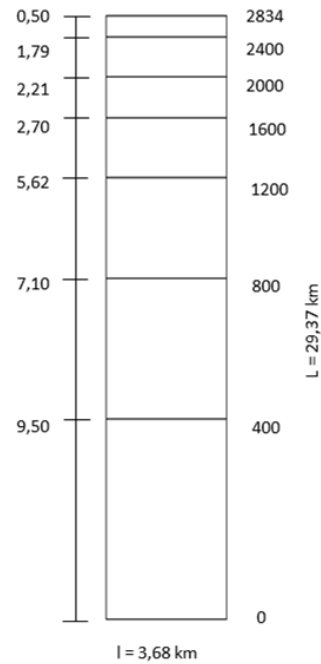


Figura 4. Grafico de rectángulo equivalente de la cuenca del río Gaira.

La curva hipsométrica (figura 11) como representación grafica del relieve de la cuenca se muestra a continuación. En donde nos indica la relación entre la altitud y la superficie de la cuenca que queda sobre esa altitud. Los valores se obtuvieron de la digitalización en Arc View y se describen en el Anexo 1.

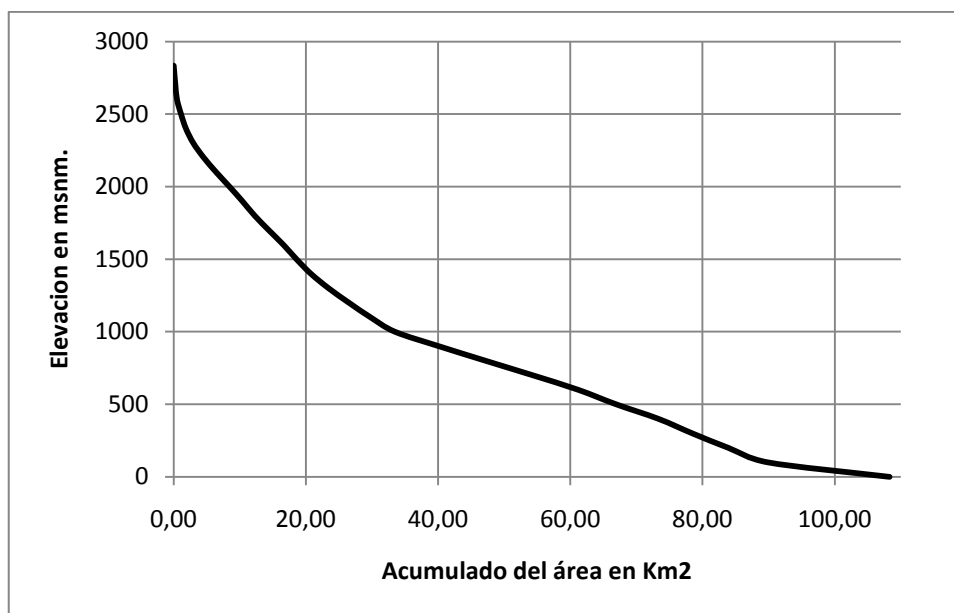


Figura 5. Curva hipsométrica de la microcuenca del río Gaira.

La curva hipsométrica del Gaira según Strahler, es una cuenca tipo C, es decir una cuenca sedimentaria o en su fase de vejez, pero es resaltar que la cuenca esta inmersa en el sistema montañoso Sierra Nevada de Santa Marta, un macizo montañoso de formación rocosa y no volcánica como el resto de los Andes Colombianos, con su proceso de levantamiento orográfico ocurridos a principios del Mioceno que es cuando el continente, estructuralmente comenzó a configurarse, y las de fallas Bucaramanga, Oca y Santa Marta, actuaron como rampas laterales, de sistemas de cabalgamientos que levantaron tectónicamente la Sierra Nevada de Santa Marta y la Serranía del Perijá (Galvis y De la Espriella 1999). Lo cual nos ayuda a comprender el proceso de evolución de esta cuenca.

La curva de altitud media (figura 12), se obtuvo al graficar el porcentaje del total del área con la altitud, y trazando una línea perpendicular sobre el 50% del eje x, hasta trazar una horizontal que corte sobre el eje de la altura, en donde se muestra que aproximadamente el 50% del área de la cuenca esta sobre los 695 msnm., este resultado concuerda con la

representación geométrica del rectángulo equivalente, donde muestra similitud en sus porcentajes de áreas.

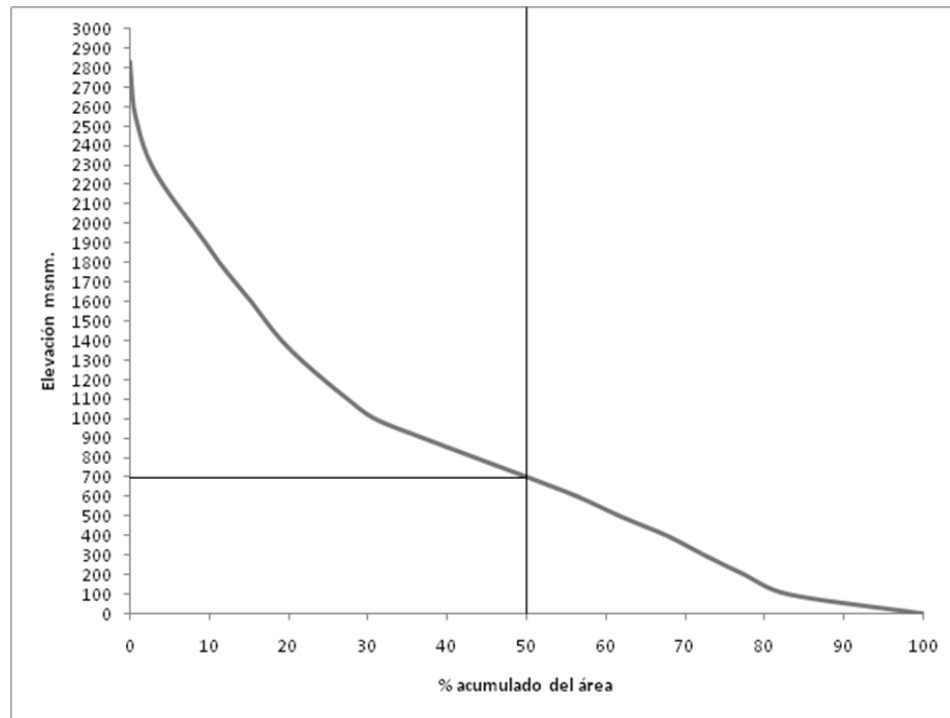


Figura 6. Grafico que representa la altitud media de la microcuenca del río Gaira.

El sistema de drenaje esta caracterizado por la red de drenaje (figura 13), y la densidad de drenaje de la cuenca, para este último se presenta un valor de **1,441 km/km²** lo cual nos representa que es una cuenca con buen drenaje. Esta densidad de drenaje se obtuvo a partir de la longitud de los cauces, en donde se incluye el cauce principal, tomado del cuadro de valores de la red de drenaje. A continuación se muestra en el (cuadro 10) los valores resúmenes de las corrientes de la cuenca de acuerdo a sus respectivos ordenes y sus longitudes.

Cuadro 6. Valores de los tributarios de la red de drenaje en la cuenca del Gaira.

Orden	No de corrientes	Longitud total km
1	140	82,496
2	74	36,007
3	29	15,625
4	34	22,182
Total	277	156,31

En la (figura 14) se presenta el mapa de Biomas presentes en la cuenca tomando como referencia la categorización de (Hernández-Camacho 1992) sobre los Biomas terrestres de Colombia, donde se muestra que el Zonobioma tropical alternohigrico tiene la mayor cobertura con 4395,87 ha, lo cual representa el 41% del total de la cuenca, mientras que el Orobioma de selva andina presenta la menor cobertura con 843, 21 ha, representando solo el 8% de la cuenca, (cuadro 11). Este resultado actualiza el mapa de formaciones vegetales de Tamaris y López (2006) que se basó en la clasificación (Espinal y Montenegro 1963) en donde registra seis formaciones vegetales.

Cuadro 7. Valores de las áreas obtenidas de los Biomas presentes en la cuenca del Gaira.

BIOMAS	área ha	% área
Zonobioma Subxerofítico Tropical	1714,77	15,8
Zonobioma Tropical Alternohigrico	4395,87	40,6
Orobioma de Selva Subandina	3875,04	35,8
Orobioma de Selva Andina	843,21	7,8
Total	10828,89	100

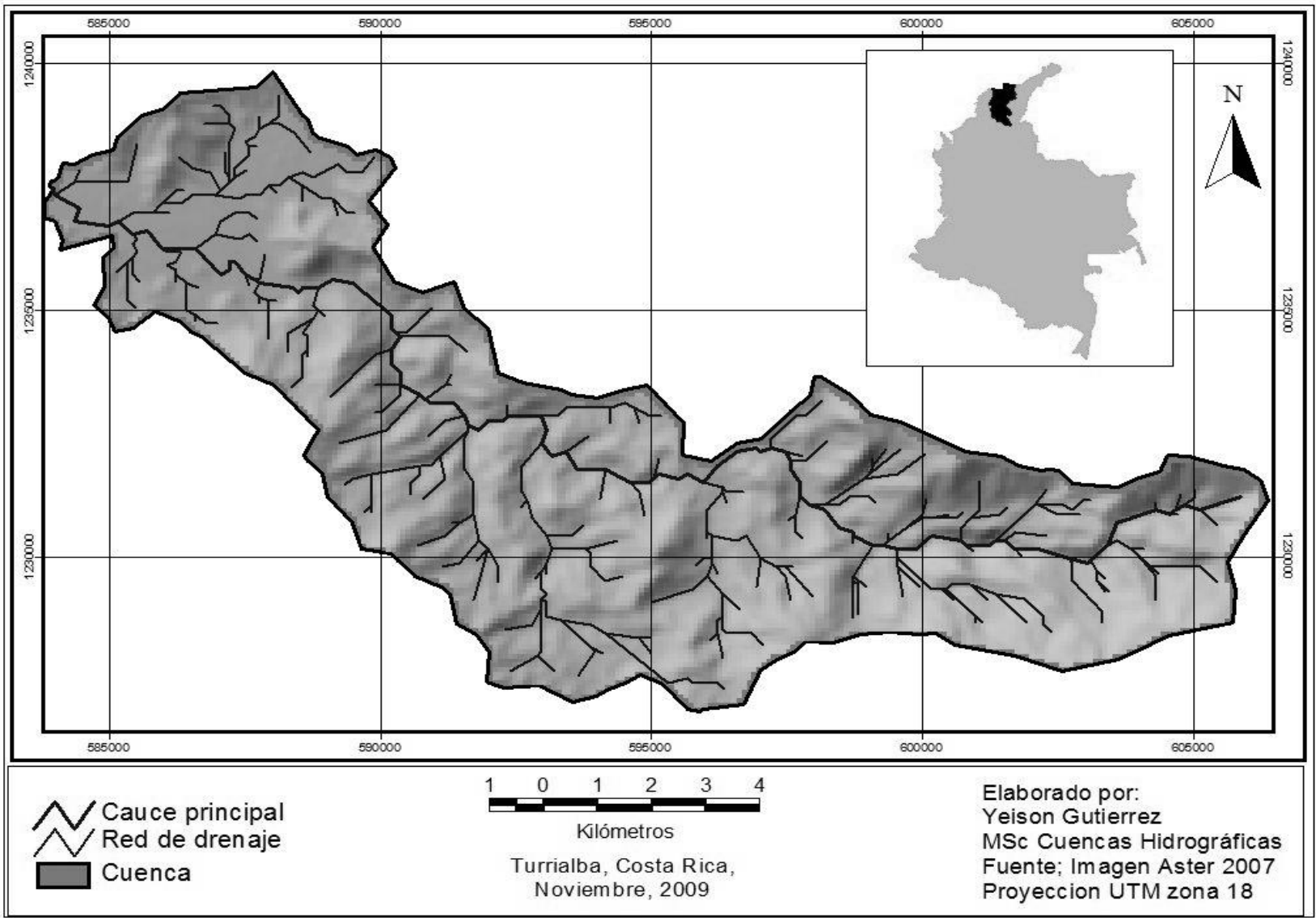


Figura 7. Mapa de la red de drenaje de la microcuenca del río Gaira.

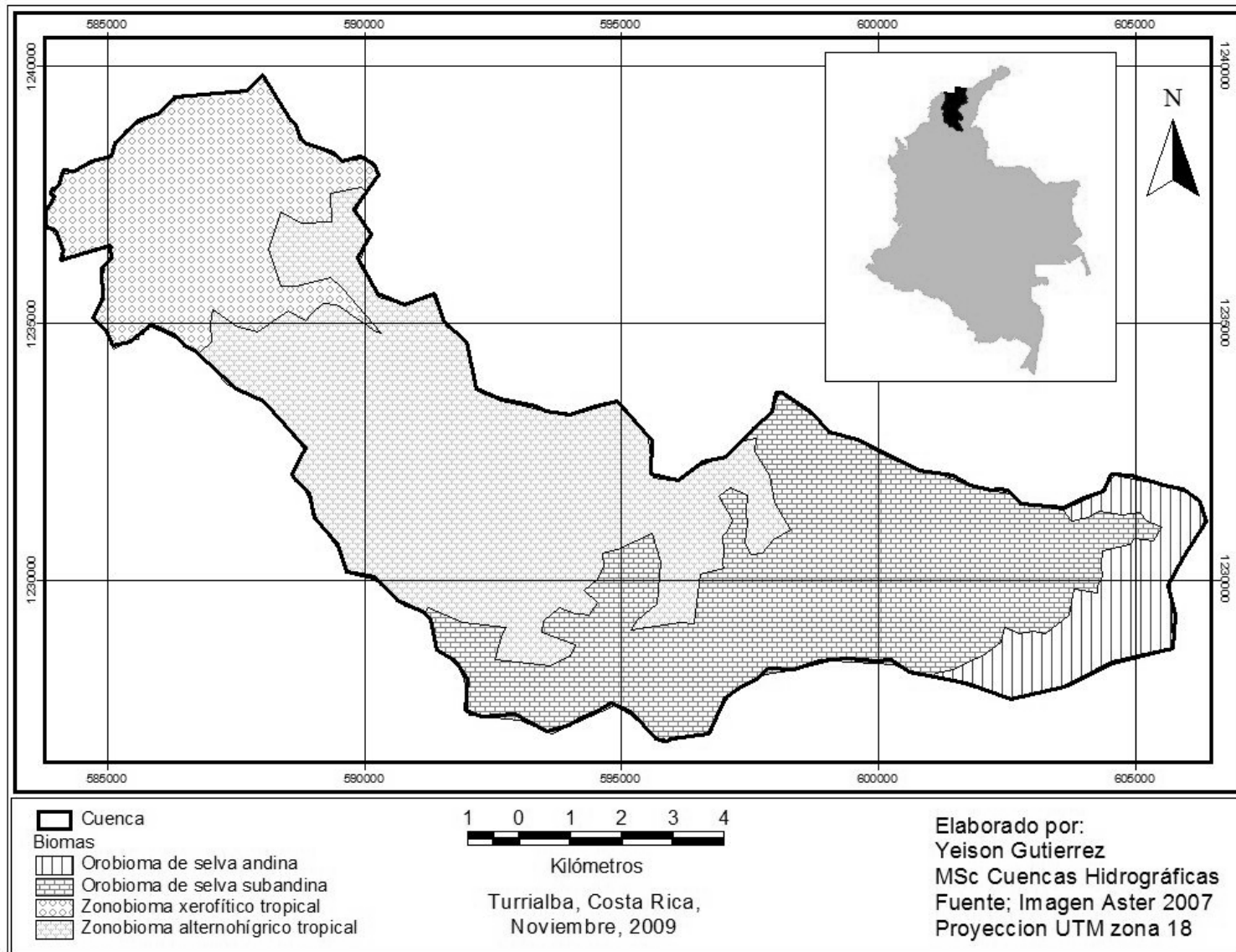


Figura 8. Mapa de Biomas presentes en la microcuenca del río Gaira.

El uso actual de la cuenca presenta una cobertura amplia para el tema que agrupa los bosques, aproximadamente el 50% entre las diferentes usos que existen en ella. No obstante, la categoría de Arbustales, la cual representa en su mayoría al Zonobioma tropical alternohigrico, ocupa un 23% del total del área, mientras que las áreas de cultivos entre anuales y permanentes como el Café están ocupando un 10% del total del área, pero que puede ser muy subjetivo, ya que desde la parte media de la cuenca existe gran cantidad de cultivos con sombra de árboles. Los pastizales y el suelo desnudo de la cuenca representa un 10% también del total de área, y por ultimo la urbanización y sitios habitados por las comunidades representan un 6% del total (figura 15).

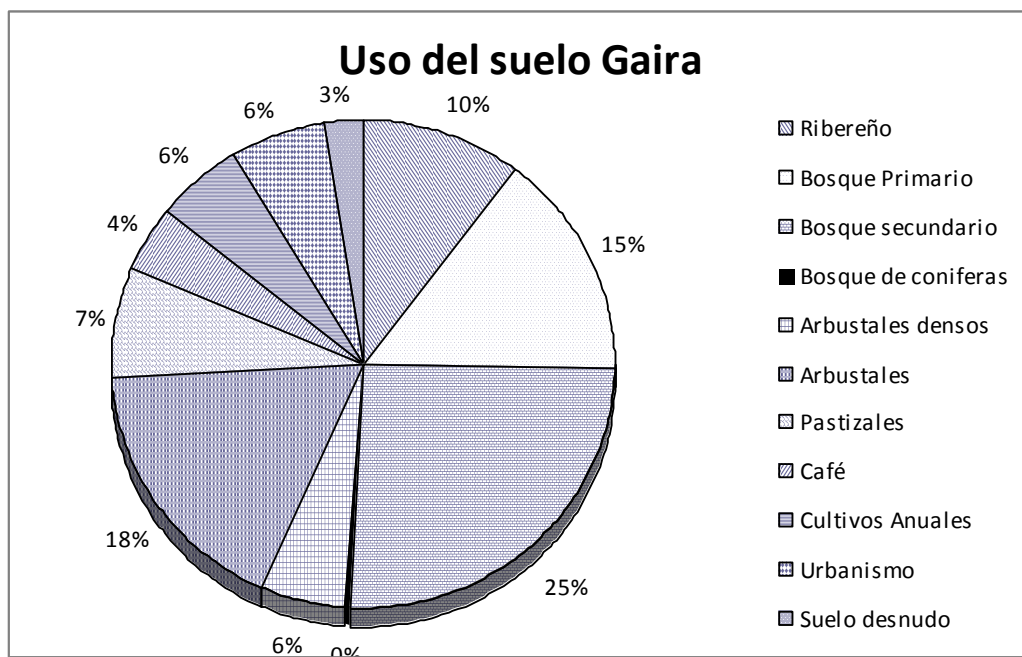


Figura 9. Distribución porcentual de los usos del suelo en la microcuenca del río Gaira.

De manera general, la cuenca presenta un uso del suelo en donde la mayor proporción lo ocupan las áreas de bosque y el menor porcentaje lo ocupa el urbanismo o las áreas colonizadas por el hombre para sus viviendas (cuadro 12).

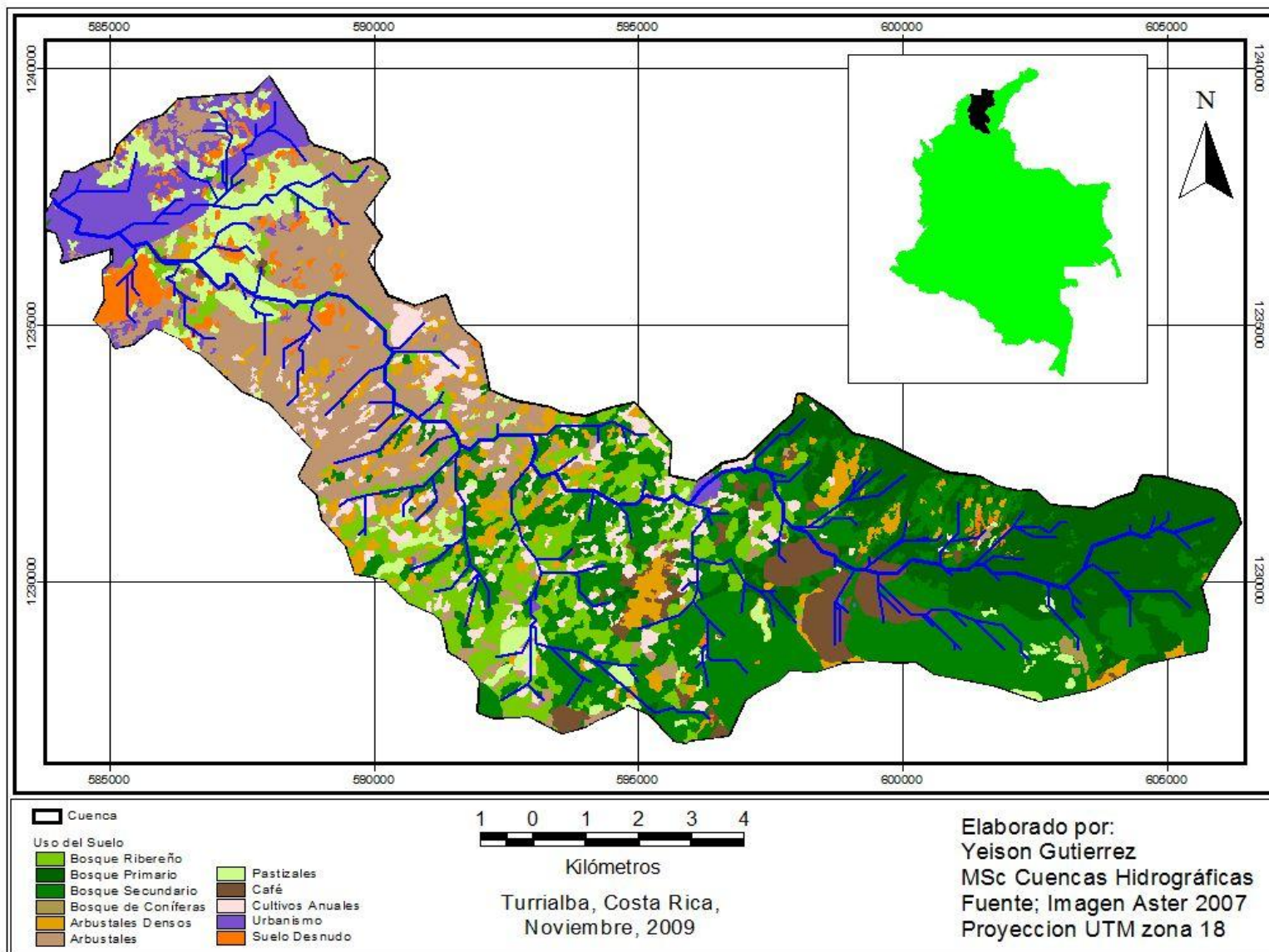


Figura 10. Mapa de Uso del suelo para la microcuenca del río Gaira.

El análisis de patrón de paisaje tuvo una matriz de bosque con casi un 50% del total de la cobertura, pero los valores del (cuadro 12), donde se muestra el número de parches, el área promedio de parches y la distancia promedio al vecino más cercano, entre parches de la misma categoría, evidencia claramente, que el bosque ribereño, con un área menor (60%) al bosque secundario, tiene un número de parches casi similar, lo que muestra lo fragmentado que está, dicha categoría frente al bosque secundario, además que los tamaños promedio es menor frente a la categoría de bosque secundario, no obstante la distancia promedio a su vecino más cercano es de 130 metros, lo cual muestra que esta categoría, conforme al uso del suelo, es la más fragmentada, respecto a las demás categorías.

Cuadro 8. Valores del análisis del paisaje para el uso del suelo en la cuenca del Gaira.

Uso de Suelo	Área (ha)	Número de parches	Área promedio (ha)	Desviación estándar	Distancia promedio vecino cercano en (metros)
Ribereño	1123,00	139,00	8,08	28,09	130,73
Bosque Primario	1608,59	45,00	35,75	194,00	173,90
Bosque secundario	2770,76	148,00	18,72	87,10	125,24
Bosque de coníferas	20,48	2,00	10,24	7,67	54,08
Arbustales densos	609,75	164,00	3,72	6,29	159,24
Arbustales	1903,14	115,00	16,55	130,17	184,92
Pastizales	774,74	87,00	8,91	40,93	235,39
Café	467,48	42,00	11,13	25,77	228,95
Cultivos Anuales	609,12	174,00	3,50	4,98	127,46
Urbanismo	656,06	43,00	15,26	62,26	220,40
Suelo desnudo	276,53	103,00	2,68	10,30	152,91
Total	10819,65	1062,00	-	-	-
Promedio	-	-	12,23	-	163,02

El cuadro 12. También muestra que la categoría de cultivos anuales, fue el que presentó mayor número de parches con 174, con un tamaño de parche de (3,5ha ± 4,98) comparado con el promedio general de todos que es (12,23 ha), lo cual muestra una alta dispersión de pequeños productores agrícolas en la cuenca. También, se resalta la categoría de arbustales densos en un área de 609,75 ha; existen 164 parches, con tamaños promedios de (3,72 ± 6,29 ha) lo cual evidencia una alta fragmentación en esta categoría, evidenciando una fuerte intervención en esta formación vegetal y que también esta asociada a cultivos de árboles frutales.

Por ultimo, se evidencia que el bosque primario ubicado en la parte alta de la cuenca del Gaira, con un área de 1608,59 ha, presenta 45 parches, con tamaños promedios de $(37,72 \pm 194 \text{ ha})$, comparado con el resto de las demás categorías, evidenciando el grado de conservación que esta formación vegetal tiene en la cuenca. Las demás categorías se comportan de una manera normal, conforme a los usos de la cuenca, ya que no exceden valores más altos a un 15% del total del área de la cuenca.

Si bien es cierto, las limitaciones que se tienen con respecto la clasificación del paisaje basado en el mapa de uso del suelo bajo la resolución que se manejó, este análisis permite tener la primera aproximación ecológica para esta microcuenca, y según las categorías de paisaje que proponen McIntyre y Hobbs (1999) la microcuenca puede describirse como un paisaje fragmentado, por poseer, menos del 60% de cobertura boscosa, lo cual afecta la movilidad de las especies faunísticas con amplios rangos de distribución. Para el caso de la microcuenca del Gaira, se evidenció la fragmentación hacia las rondas ribereñas ya que estas áreas son las más aptas para procesos agrícolas por el recurso hídrico y por la riqueza de nutrientes de sus suelos, estos resultados concuerdan con lo reportado por (Bennett 1999, Kattan 2002).

5.4 Conclusiones

La microcuenca del río Gaira se caracteriza por ser una cuenca pequeña, de forma alargada, en donde el 50% del área de la cuenca se encuentra por debajo del 700 msnm, y debido a su características morfométricas, es una cuenca que no concentra una tormenta intensa simultáneamente en toda su área, pero es muy propensa a tener crecidas súbitas en su desembocadura.

La cuenca presenta una pendiente promedio de 29%, en donde la mayor cantidad de área aproximadamente 4900 ha, presentan pendientes que oscilan entre 25-50% de inclinación, lo que cataloga a la cuenca como muy ondulada, con una buena red de drenaje, con 277 tributarios, y una densidad de drenaje de $1,441 \text{ km/km}^2$.

Según Strahler, esta cuenca se categoriza como tipo C, es decir una cuenca sedimentaria, o en su fase de vejez. Con una longitud de su cauce principal de 29,4 km, y pendiente promedio de 7%, diferenciando su planicie de inundación por debajo de los 100 msnm.

La cuenca presenta cuatro Biomas terrestres como son; Zonobioma Subxerofítico Tropical, Zonobioma Tropical Alternohigrico, Orobioma de Selva Subandina y el Orobioma de Selva Andina, con dominancia del Tropical Alternohigrico. La cuenca presenta un uso de suelo de aproximadamente 50% en bosques, y un 15% son de bosque primario, ubicado hacia el Orobioma de Selva Andina, con aproximadamente 1600 ha, y con poca fragmentación en cuanto al número de parches.

El análisis de paisaje mostró que la categoría de bosque ribereño presenta una alta fragmentación debido al gran número de parches, y la distancia promedio frente a los parches vecinos más cercanos, mientras que el bosque primario y el de coníferas presentan una baja fragmentación, lo que demuestra el estado de buena conservación de estas coberturas, además este análisis mostró el avance de la frontera agrícola en la microcuenca por el alto número de parches y la cobertura de arbustales densos relacionado con cultivos de árboles frutales.

5.5 LITERATURA CITADA

- Bennett, AF. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, CH, IUCN. 254 p.
- Bernal, E.; Duberney, M.; Novoa, A. 2006. Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados de la quebrada paloblanco de la cuenca del río otún (Risaralda, Colombia). Acta Biológica Colombiana. Vol 11. No 2. 45-59 p.
- Buss, D.; Baptista, D.; Silveira, M.; Nessimian, J.; y Dorville, L. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. Hidrobiologia. Vol 48, No 1. 125-136 p.
- Chorley, Richard. 1971. Introduction to Physical Hydrology. Editorial Methuen y Co. Londres, England.

- De Chazal, J. and Rounsevell, Mark D.A. 2009. Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review. *Global Environmental Change*. Vol 19. 306 – 315 p.
- Dodds, W. y Oakes, R. 2006. Controls on nutrients across a prairie stream watershed: land use and riparian cover effects. *Environmental management* vol. 37, No 5. 634-646 p
- Dourojeanni, A; y Jouravlev, A. 2002. Gestión de recursos a nivel de cuencas. Curso manejo de cuencas hidrográficas I. CATIE, CR. 16 p.
- Elosegui, Arturo. y Sabater, Sergi. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Primera edición. Fundación BBVA. 44-48 p.
- Espinal, T; Montenegro, E. 1963. Formaciones vegetales de Colombia. Memoria explicativa sobre el mapa ecológico de Colombia. (Con la elaboración de los Drs. L. R. Holdridge Y J. Tosi Jr.) Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Departamento Agrológico. Imprenta Canal Ramírez. 201 p.
- Frayter Contreras, V.; Jiménez, E. Pabón, R. y Valero, O. 2000. Plan de manejo integral de la cuenca hidrográfica del río Gaira, tesis Ing. Agrónomo Santa Marta, Colombia. Universidad del Magdalena. 128 p.
- Galvis Vergara, J.; De la Espriella, R. 1995. Vulcanitas cenozoicas en el piedemonte suroriental de la Sierra Nevada de Santa Marta y en la Serranía del Perijá. *Revista Academia Colombiana de Ciencias*. Vol XXIII, No 87. Bogotá, Colombia. 213-224p.
- Hernández Camacho, J; Hurtado, A; Ortiz, R; y Walschburger, Th. 1992. Unidades biogeográficas de Colombia. En: Halffter, G. (ed.) *La diversidad biológica de Iberoamérica I*. *Acta Zoológica Mexicana*, 55-151.
- Jiménez O., F. 2009. Reconocimiento inicial de la cuenca e identificación y caracterización de actores claves. Material de referencia en curso de maestría en manejo y gestión integral de cuencas hidrográficas I. Turrialba, CR. CATIE. 14 p.
- Kattan, GH. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH. Eds. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Cartago, CR, EULAC/GTZ. 590 p.
- Kiersch, B. 2000. Impactos del uso de la tierra sobre los recursos hídricos: una revisión bibliográfica. Taller electrónico. *Relaciones tierra-agua en cuencas hidrográficas rurales*. FAO, Roma, IT, 14 P.

- Kundzewicz, Z.; Mata, L.; Arnell, N.; Doll, P.; Jiménez, B.; Miller, K.; Oki, T.; Sen, Z.; y Shiklomanov, I. 2008. The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. *Hydrological Sciences–Journal–des Sciences Hydrologiques*, **53**(1). 3-11 p.
- Lemenih, M.; Karlton, E.; Olsson, M. 2005. Soil organic matter dynamics after deforestation along a farm field chronosequence in southern highlands of Ethiopia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* Vol 109, 9–19 p.
- McIntyre, S; Hobbs, R. 1999. A Framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13(6):1282-1292.
- Montoya Moreno, Y. 2008. Caracterización morfométrica de un sistema fluviolacustre tropical, Antioquia, Colombia. *Caldasia*. Vol 30 (2). 413 – 420 p.
- Ribeiro de Mendonça, L.; Aguiar Cerqueira, E.; Alvares Soares Ribeiro, C.; Soares, V. 2007. Utilização de sistemas de informações geográficas (sig) Para delimitação e caracterização morfométrica da Microbacia do córrego do paraíso – viçosa – mg. *CERES* 54 Vol 311. 55- 63 p.
- Robertson, D.; Saad, D.; Heisey, D. 2006. A Regional Classification Scheme for Estimating Reference Water Quality in Streams Using Land-Use-Adjusted Spatial Regression-Tree Analysis. *Environmental Management*. Vol 37, No 2. 209-229 p.
- Rodrigues, F.; Tarlé Pisarra, T.; Campos, S. 2008. Utilização de sistemas de informações geográficas (sig) Para delimitação e caracterização morfométrica da Microbacia do córrego do paraíso – viçosa – mg. *Irriga*, Vol 13 no 3. 310 – 322 p.
- Rodvang, S.; Mikalson, D.; Ryan, M. 2004. Ground Water Quality Changes in Ground Water Quality in an Irrigated Area of Southern Alberta. *Journal of environmental quality*. Vol 33. 476-487 p.
- Tamaris-Turizo, C.; Lopez-Salgado, H. 2006. Aproximación a la zonificación climática de la microcuenca del río Gaira. *Revista Intropica*, Vol 3. 69-76 p.
- Tschanz, C. 1969. Geology of the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. Informe 1829, Preliminary report, Bogotá, Colombia. Ingeominas, 228 p.
- UAESPNN (Unidad Administrativa Especial Del Sistema De Parques Nacionales Naturales). 1998. El Sistema De Parques Nacionales Naturales De Colombia. Ministerio Del Medio Ambiente. Editorial Nomos, Colombia, 103-111.

- Vieira, M.; Olifiers, N.; Delciellos, A.; Antunes, V.; Bernardo, L.; Grelle, C.; and Cerqueira, R.; 2009. Land use vs. Fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation*. Vol 142. 1191 – 1200 p.
- Zampella, R; Procopio, N; Lathrop, R; Dow, C. 2007. Relationship of land-use/land-cover patterns and surface-water quality in the mullica river basin. *Journal of the american water resources association*. Vol, 43, No 3. 594-604 p.
- Zalewski, Maciej. 2003. ECOHIDROLOGÍA- El uso de los procesos ecológicos e hidrológicos para el manejo sustentable de los recursos hídricos. *Journal de Ciencias hidrológicas*. Volumen 47, número 5.
- Zhao, S.; Peng, C.; Jiang, H.; Tian, D.; Lei, X.; Zhou, X. 2006. Land use change in Asia and the ecological consequences. *Ecological Research*. Vol 21. Special Issue. 890-896 p.

ANEXOS

Anexos 1. Tabla de valores para obtener la curva hipsométrica.

Altitud	Área parciales en m ²	áreas acumuladas en m ²	Áreas que quedan sobre las altitudes	% del total	% del total que queda sobre las altitudes
0	0,00	0	108288900,00	0,00	100
100	18419400,00	18419400,00	89869500,00	17,01	82,99
200	5969700,00	24389100,00	83899800,00	5,51	77,48
300	5459400,00	29848500,00	78440400,00	5,04	72,44
400	5119200,00	34967700,00	73321200,00	4,73	67,71
500	6399000,00	41366700,00	66922200,00	5,91	61,80
600	5734800,00	47101500,00	61187400,00	5,30	56,50
700	6868800,00	53970300,00	54318600,00	6,34	50,16
800	7136100,00	61106400,00	47182500,00	6,59	43,57
900	7038900,00	68145300,00	40143600,00	6,50	37,07
1000	6674400,00	74819700,00	33469200,00	6,16	30,91
1100	3709800,00	78529500,00	29759400,00	3,43	27,48
1200	3256200,00	81785700,00	26503200,00	3,01	24,47
1300	3078000,00	84863700,00	23425200,00	2,84	21,63
1400	2681100,00	87544800,00	20744100,00	2,48	19,16
1500	2170800,00	89715600,00	18573300,00	2,00	17,15
1600	1992600,00	91708200,00	16580700,00	1,84	15,31
1700	2203200,00	93911400,00	14377500,00	2,03	13,28
1800	2130300,00	96041700,00	12247200,00	1,97	11,31
1900	1863000,00	97904700,00	10384200,00	1,72	9,59
2000	1952100,00	99856800,00	8432100,00	1,80	7,79
2100	2016900,00	101873700,00	6415200,00	1,86	5,92
2200	1871100,00	103744800,00	4544100,00	1,73	4,20
2300	1579500,00	105324300,00	2964600,00	1,46	2,74
2400	1117800,00	106442100,00	1846800,00	1,03	1,71
2500	745200,00	107187300,00	1101600,00	0,69	1,02
2600	607500,00	107794800,00	494100,00	0,56	0,46
2700	243000,00	108037800,00	251100,00	0,22	0,23
2800	194400,00	108232200,00	56700,00	0,18	0,05
2834	56700,00	108288900,00	0,00	0,05	0
Total	108288900,00			100	

6 ARTÍCULO 3

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO GAIRA, Santa Marta, COLOMBIA

RESUMEN

Durante los meses de Marzo-Junio de 2009 se realizó un estudio en tres estaciones ubicadas longitudinalmente a lo largo del río Gaira (Santa Marta, Colombia), con el fin de caracterizar la calidad de las aguas mediante el análisis de parámetros físico-químicos, la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y la aplicación de índices bióticos. Los resultados muestran óptimas concentraciones de oxígeno y una tendencia al aumento de los parámetros físico-químicos y del caudal hacia la parte baja. Se registraron un total de 2095 individuos distribuidos en 12 Órdenes y 44 familias, siendo las familias Chironomidae, Leptohyphidae, y Elmidae las más predominantes. Los índices ecológicos mostraron una menor riqueza y una ligera dominancia en la estación ubicada en el sector más abajo; mientras que los índices bióticos (BMWP/Col, ASPT, EPT y DIPTERA) clasificaron las aguas como de muy buena calidad o no alteradas de modo sensible. No obstante, se empiezan a evidenciar cambios sutiles en los parámetros físico-químicos y en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en la parte baja, en respuesta posiblemente a la presión antrópica ejercida sectores arriba de la cuenca.

Palabras clave: macroinvertebrados bentónicos, índices, período seco, río Gaira.

6.1 Introducción

Los ríos constituyen un sistema de circulación lineal, jerarquizado y estructurado para trasladar sedimentos y nutrientes a través de las cuencas hidrográficas hasta su desembocadura, realizando complejas reacciones dinámicas, mecánicas, energéticas, químicas y bioquímicas con el propósito de dar sustento en todo su recorrido a la vida en sus diferentes formas (Campoblanco y Gomero 2000). Son ecosistemas caracterizados por la interacción de

factores físicos que producen heterogeneidad espacial y temporal, ejerciendo influencia sobre la diversidad biótica local, la dinámica de los nutrientes, la distribución de macrófitas y algas, la retención y distribución de la materia orgánica, las interacciones depredador-presa, la presencia o ausencia de refugios durante disturbios y la producción secundaria de invertebrados.

Aspectos como variaciones en la velocidad del agua, la naturaleza del fondo, la profundidad y la vegetación, proporciona un patrón de mosaicos que gobiernan la disponibilidad de hábitats a una escala más restringida; por lo que la cantidad y calidad de hojas, plantas, troncos y rocas pueden aumentar la variación en el flujo de agua, generando así microhábitat que albergan especies con diferentes preferencias (Gordon 1993).

Todos estos factores son adaptados por Vannote et ál (1980) para ríos de zonas templadas en un modelo predictivo en el que describe como se distribuyen las comunidades desde la cabecera hasta la desembocadura en relación a los procesos y cambios físicos (velocidad de la corriente, profundidad, descarga, temperatura, entrada y salida de energía etc.) que se suceden a lo largo del río como un sistema abierto. Por lo tanto, a medida que van cambiando los aspectos estructurales y funcionales del ecosistema longitudinalmente, se va generando una sustitución de especies a consecuencia de las condiciones ambientales y la disponibilidad de recursos, dando como resultado una distribución irregular de la biota (González y García 1995).

La fauna que alberga estos ecosistemas está conformada en su mayoría por macroinvertebrados bentónicos, organismos que habitan el lecho fluvial (entre las piedras, plantas acuáticas sumergidas, troncos etc.), durante todo su ciclo vital (como los moluscos) o parte de él (como muchos insectos, en los que la fase adulta es terrestre y la fase larvaria es acuática). Es el grupo más diverso de estos ecosistemas y juegan un papel importante en todos los niveles tróficos, como depredadores y fuente alimenticia de consumidores terrestres y acuáticos, al igual que en los procesos de descomposición de detritos y reciclado de nutrientes.

Estudios ecológicos empleando comunidades de macroinvertebrados bentónicos son comúnmente utilizados para evaluar impactos de estresores físicos y químicos sobre la

estructura y función de la comunidad, basándose en la respuesta que generan sus patrones de composición comunitaria (Clement 2004). Los cambios en su composición proveen una medida sensitiva de variaciones ambientales ecológicamente importantes y reflejan el grado de integridad temporal y espacial del ecosistema (Philippi et al. 1998). La persistencia y estabilidad de comunidades acuáticas es típicamente mayor donde las condiciones ambientales son relativamente constantes (Robinson et al. 2000), o donde cambian ligeramente en períodos largos de tiempo (Woodward et al. 2002).

Los métodos de evaluación de la calidad del agua basados en macroinvertebrados acuáticos son procedimientos que trabajan básicamente sobre la premisa que la tolerancia o nivel de respuesta de los organismos que componen el bentos, difiere según el tipo de contaminante al que han sido expuestos. En algunos índices, la tolerancia de los organismos incluye a la comunidad de macroinvertebrados en términos de presencia y ausencia, el número o proporción del total de cada taxón o alguna otra medida de abundancia que permita asignar un puntaje individual (Armitage et ál., 1983; Resh et ál., 1996).

Estos métodos ofrecen múltiples ventajas, entre las que Rosenberg y Resh (1993) destacan: (a) presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales, lo cual posibilita realizar estudios comparativos; (b) su naturaleza sedentaria, permite un análisis espacial de los efectos de las perturbaciones en el ambiente; (c) los muestreos cuantitativos y análisis de las muestras, realizados con equipos simples y de bajo costo, y (d) la disponibilidad de numerosos métodos e índices para el análisis de datos, los cuales han sido utilizados ampliamente en biomonitoreos a nivel comunitario y de respuestas individuales.

Adicionalmente, la taxonomía de muchos grupos esta bien estudiada y presentan una simplicidad metodológica, con rapidez en la obtención de los resultados y una alta confiabilidad, haciendo de estos métodos una herramienta idónea para la vigilancia rutinaria de la calidad del agua en las cuencas y ríos (Jonson et al. 1992).

Entre los grupos más sensibles a las alteraciones del ecosistema están las larvas acuáticas de los insectos acuáticos pertenecientes a los órdenes Trichóptera, Ephemeropteros, Plecóptera, y Coleóptera (larvas y adultos). No obstante, otros grupos muestran una alta resistencia a las

perturbaciones y a la contaminación, como pueden ser algunas especies de los ordenes Oligoqueta, Díptera y Molusca (Rosenberg y Resh 1993, Alonso y Camargo 2004, Camargo et al. 2004).

Estos métodos han sido empleados en Europa desde principios de siglo, sólo en la década de los 50 se tuvo mayor consideración en las respuestas que ofrecían plantas y animales como evidencia directa de la contaminación (Hawkes 1979); muchos de ellos tienen su origen en los trabajos desarrollados por Kolkwitz y Marsson (1908), quienes propusieron el Sistema Saprobiótico Continental, que sentó las bases para el desarrollo de nuevos índices (o modificaciones) como: TBI (Trent Biotic Index), BMWP (Biological Monitoring Working Party), BBI (Belgium Biotic Index) o el índice biótico de familias desarrollado en Norteamérica. En Suramérica se destacan los trabajos de Domínguez y Fernández (1998) y Rodrigues Capítulo (2001) en Argentina; Henríquez (2003) en Brasil; Arenas (1993) Figueroa (1999, 2003) y Sheibler (2003) en Chile.

Para Colombia, estudios concernientes a la fauna bentónica, en este ámbito, son relativamente nuevos, destacándose principalmente los trabajos de Roldán (1988) quien elaboró una guía para la identificación de los macroinvertebrados acuáticos de Antioquia, Caicedo y Palacios (1988) emplearon macroinvertebrados bentónicos para estudiar la contaminación orgánica en la Quebrada La Mosca. Roldán (1999) adapta el sistema BMWP para evaluar la calidad del agua en Colombia (BMWP/Col). Zúñiga de Cardozo et al. (1997) hacen una adaptación de este método para algunas cuencas del Valle del Cauca. Zamora (1999) realiza una adaptación del índice BMWP para la evaluación de la calidad de las aguas epicontinentales. Roldán (2001) adapta el sistema para la cuenca Piedras Blancas del departamento de Antioquia y por último, Riss et al. (2002) y Gutiérrez et al. (2004, 2006) utilizaron los macroinvertebrados para establecer valores de bioindicación en la Sabana de Bogotá.

Para la región Caribe Colombiana, particularmente la Sierra Nevada de Santa Marta, se han realizado trabajos en aspectos ecológicos de grupos como Ephemeropteros (Cantillo 2003), Trichópteros (Serna 2003), Plecópteros (Tamariz y Turizo 2004) y Hemípteros (Escobar 2005), en tanto que el único estudio enmarcado en el área de la bioindicación corresponde a

Guerrero et al. (2003) quienes realizaron una caracterización de los macroinvertebrados y su relación con la calidad del agua en la quebrada Pozo Azul, Sierra Nevada de Santa Marta.

El propósito de este estudio fue examinar la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y evaluar la calidad de las aguas del río Gaira, empleando parámetros físico-químicos e índices ecológicos y bióticos, con el fin de aproximarse al conocimiento del grado de perturbación e integridad ambiental del ecosistema, lo que permitiría establecer pautas futuras para el uso sostenible del recurso.

6.2 Metodología

6.2.1 Área de estudio

La microcuenca del río Gaira se halla ubicada en la vertiente noroccidental de la Sierra Nevada de Santa Marta, Magdalena; en las coordenadas 74°01'07" - 74°46'22" W y 11°10'08" - 11°52'56" N. El río Gaira nace a una altura de 2750 msnm, en lo que se conoce como estrella hídrica de San Lorenzo, en el Orobioma de selva Andina. Entre sus principales tributarios se encuentran la quebrada San Lorenzo mayor, La Orquídea y Las Nubes. Igualmente existen otros pequeños afluentes que aportan sus aguas a este río como son la quebrada Arimaca, Dos Aguas, Las Mercedes, Los Pérez y Marina. La cuenca hidrográfica del río Gaira tiene una superficie de 10.819 ha y una longitud de su cauce de 29,4 km, aproximadamente, en la cual se hallan asentadas siete veredas (El Campano, La Cabaña, Marinaca, Puerto Mosquito, Mundo Nuevo, Bellavista y Cacahuelito, con dos corregimientos (Minca y Gaira) y el sector turístico y hotelero de El Rodadero.

La cuenca se halla caracterizada en tres zonas, la parte alta delimitada entre las cotas 1600 y 2750 está provista por vegetación boscosa, presenta una mínima intervención humana y es el área de formación del recurso hídrico. La parte media está delimitada entre las cotas 400 y 1.600; se encuentra más impactada por el desarrollo rural debido a sus características naturales y climáticas propicias para este tipo de actividades. Es el área que contiene la franja cafetera.

La parte baja corresponde al piedemonte de la Sierra Nevada de Santa Marta y las planicies del Gaira y El Rodadero y está limitada desde el nivel del mar hasta la cota 400.

Los climas presentes en la cuenca del Gaira son cálido árido, cálido seco, cálido húmedo, templado muy húmedo y frío muy húmedo de los cuales el que ocupa una mayor extensión dentro de la cuenca es cálido húmedo con cerca de 5941 ha, seguido por templado muy húmedo con 2371 ha, mientras el de menor área es el muy húmedo con 851 ha. Por sus características climáticas y tipos de vegetación, la cuenca presenta dos tipos de biomas zonales de tierras bajas y un tipo de orobioma o bioma de montaña (cuadro 13)

Zonobioma subxerofítico tropical: son los bosques y matorrales del piso isomegatérmico, con caracteres xeromorfológicos más pronunciados, debido a que la precipitación anual es menor y por ende, mayor el número de meses secos (Hernández et al. 1992).

Zonobioma tropical alternohigróico: se definen como bosques del piso isomegatérmico (tierra caliente), desarrollado en áreas donde hay un período prolongado de sequía (de diciembre hasta abril), durante el cual la mayor parte del arbolado del dosel pierde su follaje. Los restantes meses del año son lluviosos, el bosque adquiere nuevamente su follaje y su aspecto es exuberante (Hernández et al. 1992).

Orobioma de selva subandina, son selvas higrofíticas o subhigrofíticas de los pisos térmicos isomegatérmico. La frecuencia de las nieblas tiende a elevar la humedad ambiental y a decrecer la evapotranspiración (Hernández et al. 1992).

Cuadro 1. Valores climáticos de las estaciones de muestreo, pmma: precipitación media multianual, datos de la estación climatológica de Vista Nieves a 2000 msnm.

Sectores	Coordenadas	Altura msnm	pmma	T °C	Bioma
Bocatoma	11°09'04'' N Y 74°09'15'' W	310	668,5	27,1	Zonobioma Tropical alternohígrico
La Victoria	11°07'47'' N Y 74°05'42'' W	1100	2491,9	21,5	Zonobioma Tropical alternohígrico
La Cascada	11°10'2'' N Y 74°10'41'' W	1650	2645,9 *	14,2*	Orobioma Sub-andino

Tomado de (Tamaris y López 2006).

6.2.2 Fase de campo y laboratorio

El estudio fue realizado en tres sitios ubicados a lo largo del gradiente (figura 17), cada tramo consistió en un sector de 30 m de longitud, seleccionados sitios con suficiente heterogeneidad geomorfológica y con sistemas de rápidos y remansos. El tramo alto correspondió a San Lorenzo en el sector denominado como La Cascada. El tramo medio se ubicó en la Hacienda La Victoria en el sector de Honduras y el tramo bajo correspondió a Puerto Mosquito.

Se realizaron tres muestreos por estación a intervalos mensuales durante marzo, abril, mayo y junio (sequía); la colecta de las muestras realizó con la ayuda de una red Surber (30 cm² de área y ojo de la red de 300 µm) por lavado y raspado, tomándose en cada tramo de estudio tres réplicas en contracorriente en los sustratos grava, epilíton, hojarasca y sedimento. Adicionalmente, se estimó la cobertura de las unidades funcionales seleccionadas para el estudio, utilizando cuadrantes de 1 m² de área y subdivididos en cuadrículas de 10 cm². Los organismos colectados fueron fijados en alcohol al 75% y llevados al laboratorio para su

posterior identificación, utilizando las claves taxonómicas de Merrit y Cummins (1983), Roldán (1988), Mc Cafferty (1996), y Fernández y Domínguez (2001).

Se midieron variables físico-químicas (oxígeno, temperatura, pH, conductividad y Sólidos Totales Disueltos (STD), empleando un multiparámetro WTW 350i. Se tomaron muestras de agua (500 ml) para análisis de nutrientes (nitritos, nitratos, y fosfatos) en el laboratorio.

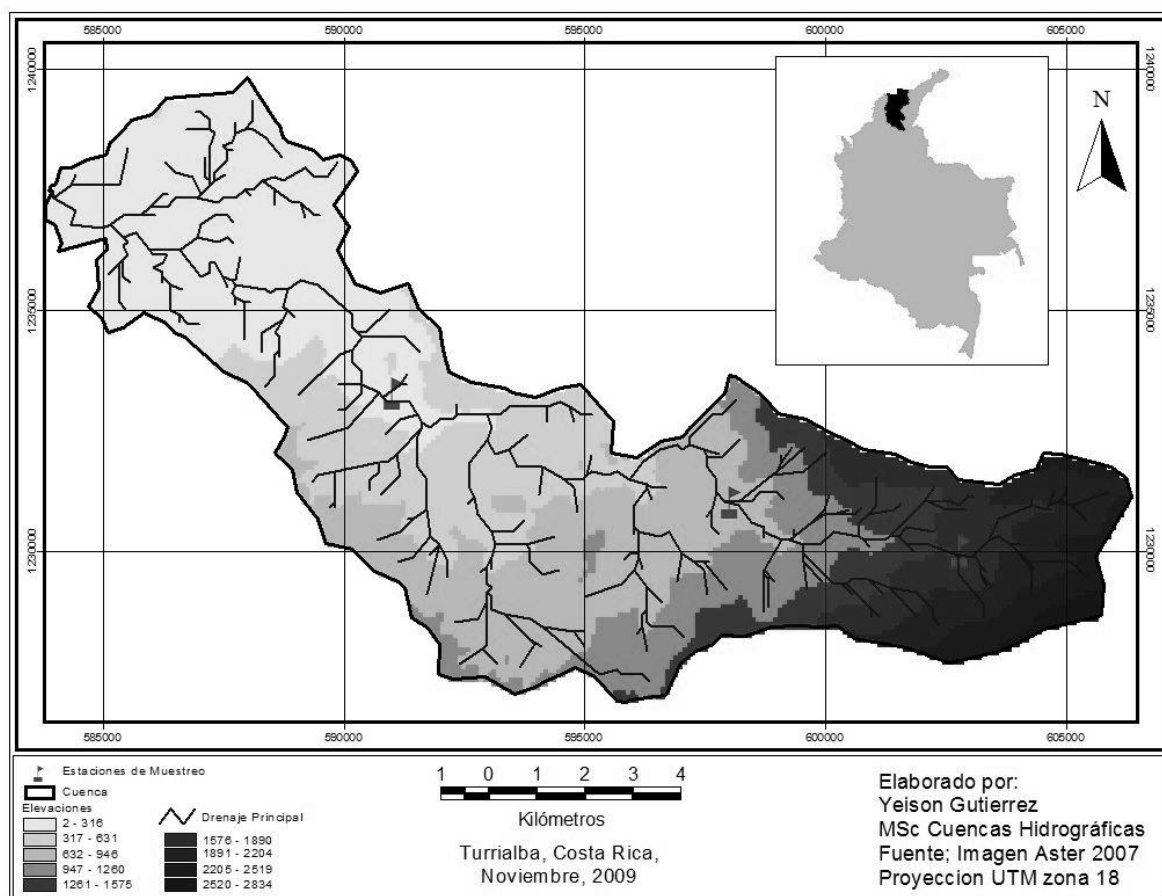


Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo en la microcuenca del río Gaira.

6.2.3 Análisis estadístico

Se utilizaron índices ecológicos de riqueza (Margalef, 1977), diversidad (Shannon Weaver, 1949), equidad (Pielou, 1975) y dominancia (Simpson, 1949) para evaluar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos; de manera complementaria se realizó un análisis

de agrupación entre los sitios estudiados empleando el índice de similitud de Jaccard (1942). Estos índices fueron obtenidos con la ayuda del software BioDiversity Pro de libre distribución en la Web (<http://www.sams.ac.uk/research/software>).

La calidad del agua por estación fue establecida empleando los índices bióticos: BMWP (Biological Monitoring Workin Paty) adaptado para Colombia (BMWP/Col) por Roldán (1999; 2003); su valor se halla sumando las puntuaciones asignadas al grado de tolerancia de los distintos taxones en función de su sensibilidad a la contaminación orgánica y al déficit de oxígeno. El ASPT (Average Score Per Taxón) se calculó dividiendo el BMWP/Col por el número de familias (Armitage et al.1983); su rango se encuentra entre 0 y 10 y expresa el promedio de indicación de la calidad del agua que tienen las familias de macroinvertebrados encontradas; por lo tanto valores bajos de ASPT asociados a puntajes bajos de BMWP/Col indicará condiciones graves de contaminación (Roldan 2003).

Adicionalmente se incluyó el índice EPT (Ephemeropteros, Plecópteros y Trichópteros), el cual trabaja con los grupos más sensibles a alteraciones en el ecosistema; y el índice Díptera empleado para determinar el enriquecimiento del agua con materia orgánica, calculándose con el número de individuos del orden de los dípteros dividido entre el número total de individuos colectados.

6.3 Resultados

El caudal presentó un incremento con el descenso del gradiente altitudinal, obteniéndose para P. Mosquito un valor promedio de $0,679 \text{ m}^3/\text{s}$ ($\pm 0,087$), $0,506 \text{ m}^3/\text{s}$ ($\pm 0,078$) en La Victoria y $0,179 \text{ m}^3/\text{s}$ ($\pm 0,024$) en San Lorenzo. La velocidad de la corriente fue mayor en La Victoria ($0,641 \text{ m/s}$, $\pm 0,129$), seguido de San Lorenzo ($0,429 \text{ m/s}$, $\pm 0,052$) y P. Mosquito ($0,288 \text{ m/s}$, $\pm 0,028$), respectivamente (figura 18).

Las variables físico-químicas mostraron la misma tendencia del caudal, incrementando con las estaciones ubicadas hacia la parte baja, con una menor incidencia en el oxígeno y el pH, y su

diferencia en los sitios estudiados fue más sutil. En el caso de los nutrientes las variaciones en las concentraciones fue pequeña, con un mayor registro para nitrito y fosfato en P. Mosquito, seguido de La Victoria y San Lorenzo, respectivamente (cuadro 14).

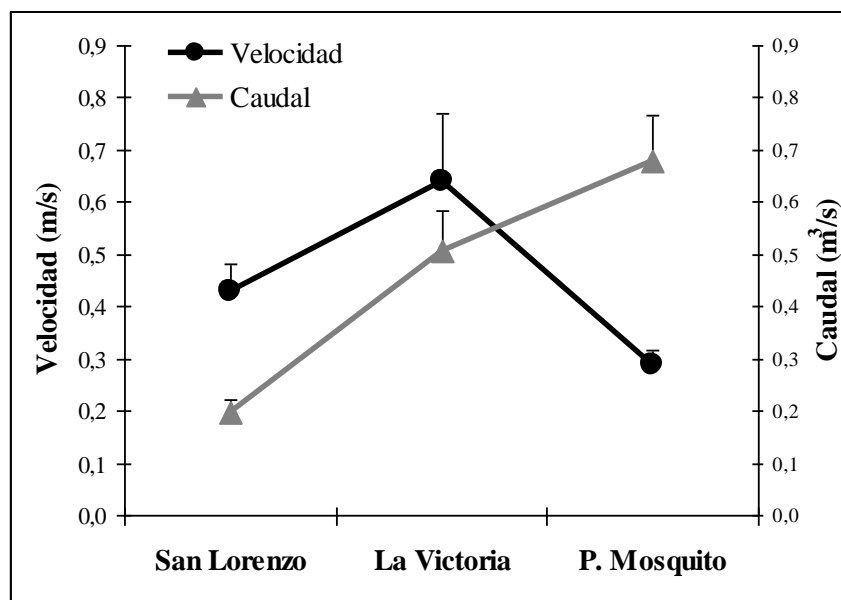


Figura 2. Valores promedios del caudal (línea gris) y de la velocidad de la corriente (línea negra) en los sitios estudiados (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito). Los ejes verticales corresponden a la desviación estándar.

Cuadro 2. Valores promedio y desviación estándar (\pm) de las variables físico-químicas y de nutrientes obtenidos en los sitios de estudio (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito).

	San Lorenzo		La Victoria		P. Mosquito	
	Promedio	\pm	Promedio	\pm	Promedio	\pm
Oxígeno (mg/l)	8,56	0,96	8,58	1,01	8,02	1,44
pH	7,05	0,92	6,24	1,28	7,39	0,18
Conductividad (μ S/cm)	39,17	13,48	56,25	12,49	116,94	11,0
Temperatura ($^{\circ}$ C)	15,82	0,88	18,77	0,61	25,01	1,36
TDS (mg/l)	39,18	13,50	55,85	12,45	116,94	10,8
Nitrito (μ g/L)	0,07	0,018	0,13	0,00	0,15	0,11
Fosfato (μ g/L)	4,59	0,05	7,85	0,27	8,11	0,64

Durante los muestreos se colectó un total de 2095 individuos, repartidos en 592 (promedio: $18 \pm 30,35$) para San Lorenzo, 733 (promedio: $21, \pm 27,97$) para La Victoria y 770 para P. Mosquito (promedio: $27 \pm 53,05$); encontrándose un total de 12 órdenes y 44 familias.

La abundancia total de macroinvertebrados acuáticos a nivel de orden estuvo dominada en San Lorenzo principalmente por Díptera con 294 individuos (promedio: $21, \pm 46,1$; 49,7%) y Trichóptera con 145 (promedio: $21, \pm 21$; 24,5%), La Victoria por Coleóptera con 194 (promedio: $32, \pm 53,50$; 26,5%) y P. Mosquito por Ephemeroptera con 233 (promedio: $58, \pm 76,22$, 30,3%) y Díptera con 224 (promedio: $32, \pm 79,82$; 29,1), principalmente (figura 19a). Las abundancias promedios mostraron una mayor homogeneidad en las estaciones San Lorenzo y La Victoria, con fuertes desviaciones estándar para los grupos que registraron la mayor abundancia, de manera sobresaliente en estaciones como P. Mosquito (Díptera, Ephemeroptera y Coleóptera) y La Victoria (Coleóptera), evidenciando valores extremos o atípicos en las capturas realizadas durante los muestreos (figura 19b).

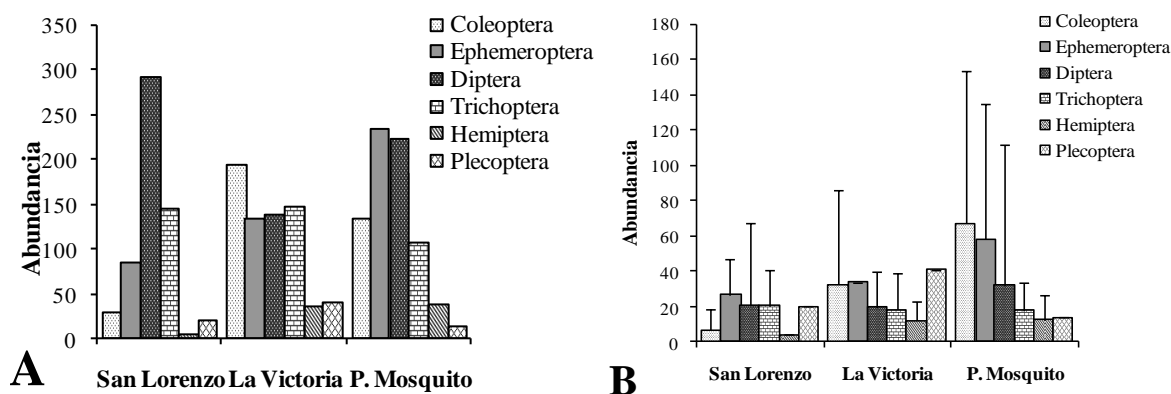


Figura 3. Abundancia total (A) y promedio (B) de macroinvertebrados bentónicos a nivel de órdenes en los sitios muestreados, los ejes acotados en la figura B corresponden a la desviación estándar.

Durante la primera campaña de muestro en San Lorenzo dominó Chironomidae e Hidrobiosidae, mientras en La Victoria Helicopsychidae, Chironomidae y Elmidae mostraron valores ligeramente mayores. No obstante, para P. Mosquito, Chironomidae presentó una alta abundancia, seguido en menor magnitud por Leptohyphidae y Elmidae (figura 20).

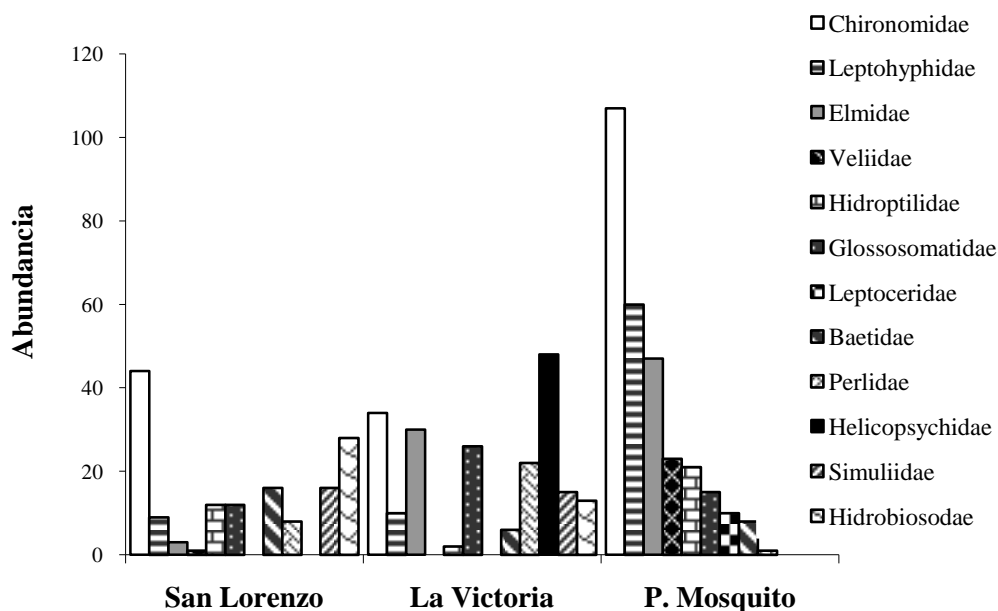


Figura 4. Abundancia total de los macroinvertebrados bentónicos a nivel de familia colectados durante la primera campaña de muestreo en los sitios estudiados (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito).

En la segunda campaña de muestreo se presentaron grandes abundancias por parte de Chironomidae en San Lorenzo, Elmidae en La Victoria y Leptohiphidae, Chironomidae y con una menor magnitud, Elmidae en P. Mosquito. Las táxas restantes mostraron un comportamiento más homogéneo, en sus abundancias, en todas las estaciones (figura 21).

Un comportamiento similar se registró durante la tercera campaña de muestreo, dominando Chironomidae en San Lorenzo, mientras en La Victoria Elmidae, Leptohiphidae e Hydropsychidae fueron las táxas con mayores abundancias; en tanto que para P. Mosquito Hydropsychidae fue remplazado por Chironomidae. Es importante resaltar que esta fue la campaña de muestreo donde se registraron las magnitudes más bajas en las abundancias para la mayoría de familias, en comparación a las campañas anteriores, (figura 22).

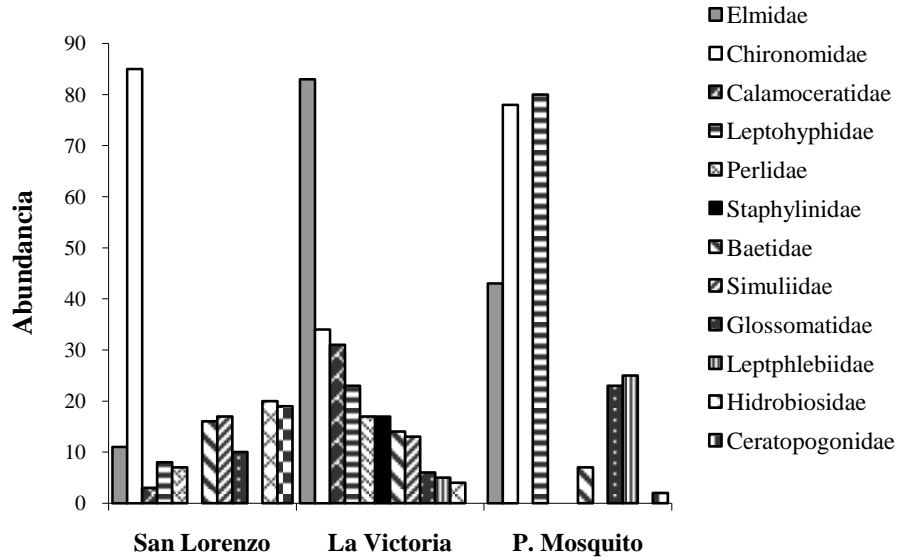


Figura 5. Abundancia total de los macroinvertebrados bentónicos a nivel de familia colectados durante la segunda campaña de muestreo en los sitios estudiados (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito).

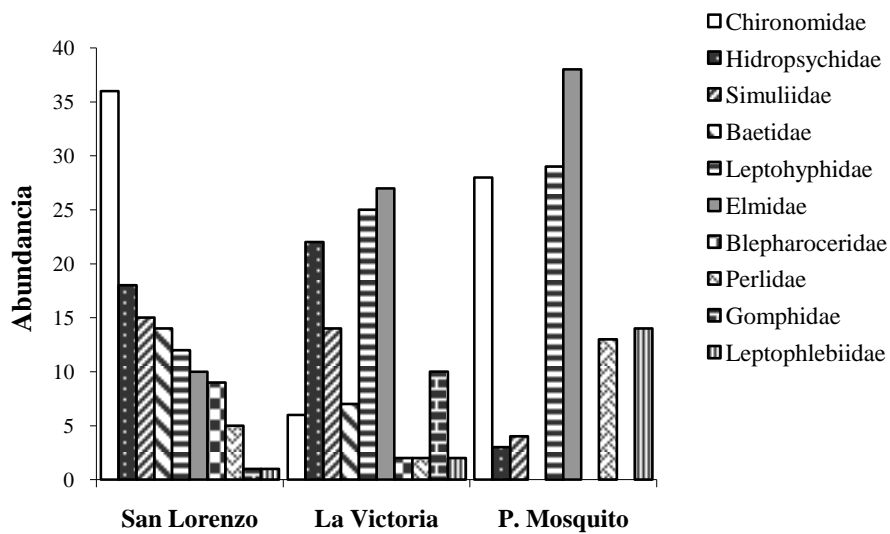


Figura 6. Abundancia total de los macroinvertebrados bentónicos a nivel de familia colectados durante la tercera campaña de muestreo en los sitios estudiados (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito).

Al consolidar todas las campañas de muestreo se observa un patrón análogo a lo descrito anteriormente, donde la mayor abundancia (total) en San Lorenzo estuvo representada predominantemente por Chironomidae con 165 individuos (promedio: 55, $\pm 26,28$; 27,9%), en La Victoria por Elmidae con 140 (promedio: 47, $\pm 31,50$; 19,1%) y en P. Mosquito por Chironomidae con 213 (promedio: 71, $\pm 39,96$; 27,7 %), Leptohiphidae con 169 (promedio: 56, $\pm 25,69$; 21,9%) y Elmidae con 128 (promedio: 43, $\pm 4,50$; 16,6%), respectivamente; los grupos restantes presentaron valores por debajo del 8% en todas las estaciones. Las abundancias promedios revelan la existencia de datos extremos en varias de las familias dominantes para estaciones como La Victoria y P. Mosquito, principalmente (figura 22a y 22b).

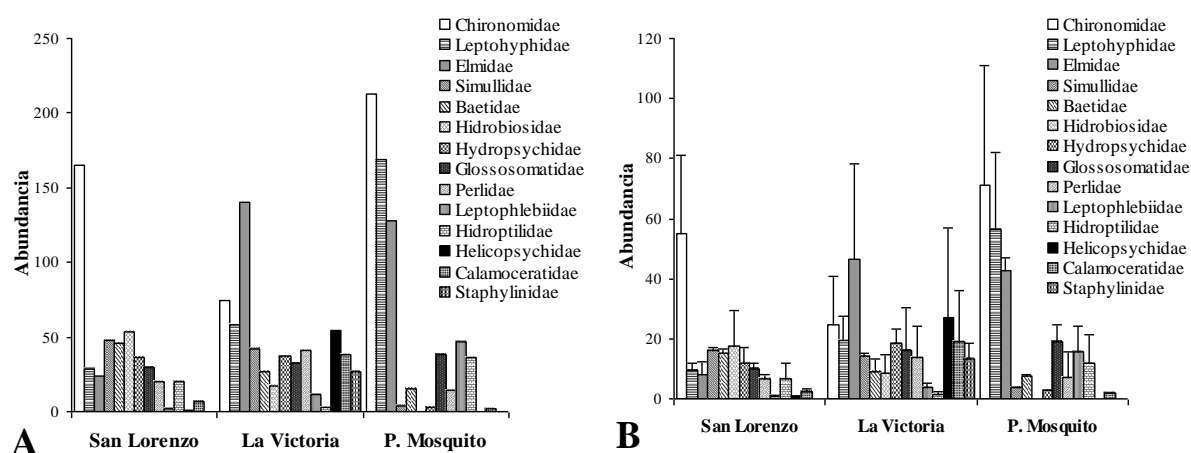


Figura 7. Consolidado de los tres muestreos en abundancia total (A) y promedio (B) de los macroinvertebrados bentónicos a nivel familia en los sitios estudiados (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito). Las barras acotadas en la figura B corresponden a la desviación estándar (\pm).

Chironomidae fue el taxón que presentó la tendencia más clara en cuanto a la afinidad con los sustratos muestreados, encontrándose predominantemente en hojarasca y sedimento, en un mayor porcentaje de abundancia en San Lorenzo y P. Mosquito, principalmente, lo que se debe a la gran cobertura de la hojarasca en estos sitios (47 y 45%, respectivamente) y a su

papel como colector de materia orgánica particulada fina, pese a que esta registro poca cobertura en estas estaciones (2 y 14%, respectivamente); mientras para La Victoria el sustrato que presentó el mayor porcentaje de cobertura fue grava (40%). Los demás grupos no mostraron una aparente preferencia por algún tipo de sustrato, distribuyéndose de manera más o menos uniforme en todos los microhábitat (figura 23).

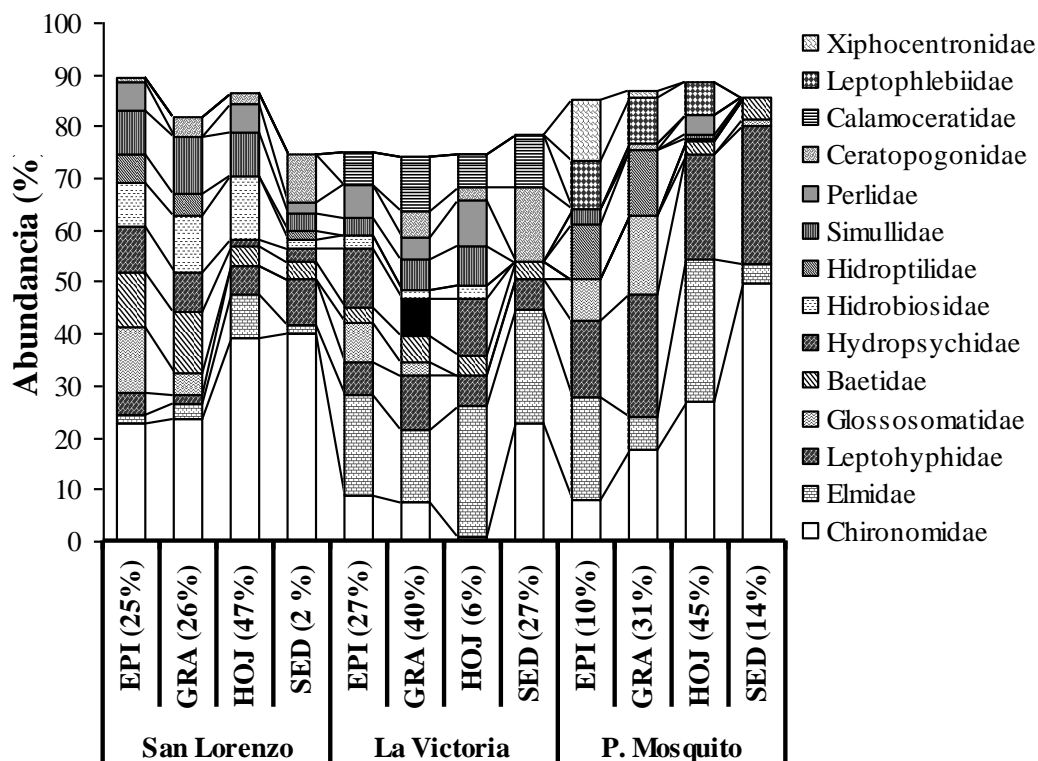


Figura 8. Porcentaje de abundancia de los macroinvertebrados bentónicos (eje vertical) con relación al porcentaje de cobertura de los sustratos muestreados (EPI: epilíton, GRA: grava, HOJ: hojarasca y SED: sedimento) en los sitios de estudio (San Lorenzo, La Victoria y P. Mosquito) (eje horizontal).

Los resultados de los índices ecológicos fueron muy similares para todas las estaciones, registrándose los mayores valores en atributos como riqueza (Margalef: 5.15), diversidad (Shannon: 2.92) y equidad (Pielou: 0.82) para la estación La Victoria. Mientras P. Mosquito mostró la menor riqueza (Margalef: 4.06), la mayor abundancia (770 individuos) y la mayor dominancia (Simpson: 0.16) (Cuadro 15). Estos cambios en la estructura de la comunidad de

macroinvertebrados se deben principalmente al efecto generado por las grandes abundancias de familias como Chironomidae, Leptohiphidae y Elmidae.

Cuadro 3. Índices ecológicos de riqueza (Margalef), diversidad (Shannon Weaver), equidad (Pielou) y dominancia (Simpson) obtenidos para evaluar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en cada uno de los sitios estudiados.

Índice	San Lorenzo	La Victoria	P. Mosquito
Táxas	33	35	28
Abundancia (Nº de Ind.)	592	733	770
Margaleff (R)	5,01	5,15	4,06
Shannon (H')	2,69	2,92	2,24
Pielou (J)	0,77	0,82	0,67
Simpson (D)	0,11	0,08	0,16

El índice biótico BMWP/Col asignó los sitios estudiados como clase I o de buena calidad (aguas muy limpias), en contraste, el ASPT los clasificó como clase II (aceptable) o ligeramente contaminadas, con el mayor puntaje registrado en La Victoria, seguido de San Lorenzo y P. Mosquito. No obstante, el EPT (Ephemeroptera, Plecóptera y Trichóptera) mostró un pequeño incremento con la disminución del gradiente hacia la parte baja; mientras el índice Díptera presentó valores similares entre la cabecera y la parte baja. El índice de Jaccard mostró una mayor similitud entre los sitios San Lorenzo-La Victoria (E1-E2) y este último con P. Mosquito (E2-E3), tendencia que agrupa las estaciones de acuerdo a la distribución y abundancia de las táxas más afines (Cuadro 16).

Cuadro 4. Índices bióticos (BMWP/Col, ASPT, EPT y DIPTERA) utilizados como indicadores de la calidad del agua e índice de similitud de Jaccard en cada uno de los sitios estudiados.

Índice	San Lorenzo	La Victoria	P. Mosquito
BMWP	204	231	175
ASPT	6,8	7,0	6,7
EPT	0,4	0,4	0,46
DIPTERA	0,14	0,07	0,11
Relación	E1-E2	E1-E3	E2-E3
Jaccard (%)	65,9	56,4	61,5

6.4 Discusión

Los sitios estudiados en términos generales presentaron buenas condiciones en la calidad del agua, evidenciado principalmente por las concentraciones favorables de oxígeno (8,0-8,6 mg/l), óptimas para el establecimiento de la biota. Estos resultados son consecuentes con la calidad ambiental y la salud del sistema, atribuibles en parte al efecto de turbulencia generada y la fuerte pendiente del cauce, además por las grandes rocas que conforman el sustrato predominante en el lecho, siendo un factor importante para la recuperación de la calidad del agua, al incrementar la capacidad oxidante para mineralizar los aportes de materia orgánica que llegan a su cauce (Arango et al. 2008).

El comportamiento de las variables físico-químicas y los nutrientes (fosfato) está dado en respuesta al conjunto de variaciones geomorfológicas, estructurales e hidrológicas del río, a lo largo del gradiente hacia la parte baja (Vannote et al. 1980), produciendo constante arrastre y depositación de materiales desde la cabecera hacia la desembocadura, facilitado por la disminución en la velocidad de la corriente, lo que posibilita una mayor cantidad de materiales en suspensión y acumulación de materia orgánica particulada fina, produciendo un aumento en la conductividad, los sólidos disueltos, los nutrientes y una leve disminución del oxígeno. Montoya y Ramírez (2004) encontraron que el proceso de mineralización de la materia orgánica genera un incremento sustancial en la conductividad eléctrica y un aumento progresivo de la temperatura del agua, fenómenos que junto al efecto adicional de la disminución en los pisos térmicos, contribuyen a acelerar dicho proceso de descomposición.

Los índices ecológicos mostraron una mayor variación en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en P. Mosquito, siendo esta la estación que manifestó una abundancia y dominancia relativamente superior, con una menor riqueza y equitatividad; exhibiendo una fuerte incidencia por parte de familias como Chironomidae (27,7 %), Leptohiphidae (21,9%) y Elmidae (16,6%). Este comportamiento puede deberse a los patrones longitudinales a lo largo del río, consistiendo en la carga, transporte y almacenamiento de materia orgánica, obligando a producir una serie de respuestas y ajustes bióticos en las poblaciones (Vannote et al. 1980). Resultados similares fueron reportados por Jaramillo (2006) para el río Porce

(Colombia), reportando una disminución de la diversidad y la equidad hacia los sectores más bajos, con un consecuente aumento de la dominancia en respuesta a la desaparición de otros grupos por cambios paulatinos en el ecosistema.

Así mismo, Jacobsen et al. (1997) sugieren que la temperatura es el factor que mayor incide sobre la riqueza y composición de los macroinvertebrados acuáticos. Autores como Chará et al. (2007) encontraron que la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos se halla estrechamente relacionada con el grado de conservación de las zonas ribereñas, circunstancia que puede estar asociada con las condiciones que prevalecen en la parte baja de la cuenca, ya que esta es el área que ha sufrido una mayor presión y fragmentación del bosque ribereño.

En el caso de Chironomidae, es un grupo que frecuenta diferentes tipos de hábitat, particularmente aquellos con escasa concentración de oxígeno y mayor cantidad de partículas en suspensión, al igual que Leptohyphidae y Elmidae se encuentran haciendo parte del grupo de los colectores, lo que podría explicar las magnitudes en las abundancias de estos grupos en la parte baja del río. Estos resultados podrían estar relacionados con lo observado por Azrina et al. (2005), quienes señalan que los índices de riqueza y de diversidad en macroinvertebrados son influenciados generalmente por los sólidos suspendidos y la conductividad del agua.

El índice biótico BMWP/Col presentó altos valores para los sitios La Victoria (231) y San Lorenzo (204), como consecuencia del gran número de familias registradas en estas estaciones. Sin embargo, el ASPT mostró valores similares en los tres sitios estudiados; tal variación es el resultado de incluir el atributo de riqueza dentro de su valor promedio, obtenido a partir de los puntajes asignados al grado de tolerancia de las familias registradas en el BMWP/Col. Este resultado es consistente con lo encontrado por Guerrero-Bolaño et al. (2003) en una estación ubicada a los 750 msnm en este mismo río, quienes reportan un puntaje BMWP/Col de 192 equivalente a clase I o aguas limpias de muy buena calidad, con concentraciones de oxígeno de 8,8 mg/l y ausencia de nitritos y amonio. Arango et al. (2008) encontraron la misma discrepancia entre los índices BMWP/Col y ASPT en un estudio realizado en las quebradas La Cristalina y La Risaralda (Antioquia), optando por utilizar el ASPT como referencia de calidad.

Sin embargo, dado que estos índices se basan en la presencia o ausencia de los organismos, es posible que exista una variación o sesgo de su medida en períodos estacionales, ya que dicho comportamiento depende de los ciclos anuales, lo que implica la sustitución temporal de táxas a lo largo del año (Alba-Tercedor 1996). Muñoz et al. (2005) en un estudio realizado en Cuba, reportaron grandes variaciones estacionales de este índice, registrando una correspondencia del 75% con respecto a las épocas climáticas de sequía y lluvia. En contraste, Zamora-Muñoz et al. (1995) en un trabajo de dos años realizado en la península Ibérica, demostraron que los juicios de calidad elaborados con el índice BMWP son independientes de la estacionalidad.

El EPT presentó una tendencia a aumentar de manera sutil hacia la parte baja, con una gran influencia dentro de estos tres órdenes por parte de la familia Leptohyphidae (47,9%) en P. Mosquito y en menor grado Leptophlebiidae (13,3%), mientras Leptohyphidae (18,1%) y Helicopsyhidae (16,8%) dominaron en La Victoria e Hidrobiosidae (21,6%) y Baetidae (18,8%) en San Lorenzo. En tanto que el índice de los DIPTERA fue mayor en la parte alta y baja, con una fuerte incidencia dentro de este orden por parte de Chironomidae (95,1%) en P. Mosquito, (53,6%) La Victoria y San Lorenzo (56,1%), respectivamente. A pesar de existir una gran representatividad de grupos considerados buenos indicadores de calidad (EPT) en todas las estaciones, es evidente que existen notorios aportes de materia orgánica en la parte alta y baja, fenómeno al que comúnmente se halla relacionada la alta predominancia de los Dípteros por contaminación orgánica. Sin embargo, las buenas condiciones ambientales registradas en el presente estudio pueden ser consecuencia de la eficiente dinámica y capacidad de autodepuración del sistema.

Arango et al. (2008) encontraron una disminución longitudinal en los valores del EPT hacia las partes más bajas y un comportamiento inverso para el DIPTERA, atribuyendo este comportamiento a aumentos en el contenido de materia orgánica. Igualmente, Gallardo et al. (2004) reportan una correlación negativa de los EPT con la alcalinidad, como producto de la contaminación generada por la materia orgánica, la cual para ese mismo estudio incidió de manera positiva sobre los Chironomidae (DIPTERA). La familia más abundante en este trabajo y una de las más tolerantes a la contaminación, manifestando una gran capacidad

adaptativa y un amplio rango de distribución en ambientes con diferentes grado de perturbación, lo que les permite a la mayoría de los miembros de este orden encontrarse comúnmente habitando aguas limpias (Roldán 2003).

De manera similar, los Elmidae (Coleóptera) presentan diferente grado de sensibilidad a la perturbación en los estadios adultos y ligeramente tolerantes en estadios ninfales, distribuyéndose en aguas desde buena a mediana calidad. En contraste, los Leptohyphidae, Leptophebiidae, Baetidae (Ephemeroptera), al igual que Hidrobiosidae y Helicopsychidae (Trichóptera) son sensibles a la contaminación, por lo que se les suele encontrar en aguas de óptima calidad (Roldán 2003).

La considerable entrada y almacenamiento de materia orgánica observada durante el período de estudio (sequía), se debe en primera instancia a la cobertura del bosque ribereño sobre el cauce, generando entradas verticales y laterales; y en segunda instancia a la heterogeneidad geomorfología del lecho, las condiciones hidrológicas de estiaje y las bajas precipitaciones, condiciones que propician grandes cantidades de recurso alimenticio, que contribuyen a aumentar la distribución de la comunidad de macroinvertebrados en todo el río. Esto podría explicar la gran abundancia de gremios como filtradores y colectores, principalmente en la parte baja donde se acumula una mayor cantidad de materia orgánica particulada fina, haciendo notar el importante papel ecológico que juegan estos organismos en el procesamiento de detritos y reciclaje de nutrientes. Pavé y Marchese (2005) encuentran mayores dominancias por parte de grupos colectores-recolectores (Chironomidae y Oligochaeta), como consecuencia del gran aporte de materia orgánica en ríos urbanos de Argentina, generando una fuerte influencia sobre la densidad y la diversidad específica.

La heterogeneidad de los sustratos (principalmente de rocas medianas a grandes) aunado a la gran variedad de sistemas conformado por rápidos-remansos, constituyen características ideales que determinan el establecimiento y composición de la biota bentónica (Richards et al. 1993), aumentando la retención y establecimiento de recursos alimenticios (detritos, algas, y musgos), al igual que ofreciendo refugio y estabilidad frente al estrés hidráulico (Holomuzki y Messier 1993).

Por último, si se analiza el río como un sistema lineal integrado a un área de captación cuyas condiciones y variaciones afectan de una manera u otra su dinámica unidireccional, entonces es importante abordar la relación existente entre estos dos componentes. En ese sentido, se ha observado un paulatino grado de deterioro desde la cabecera hacia el sector más bajo de la cuenca, siendo San Lorenzo el área mejor conservada, La Victoria el sector donde se comienza a evidenciar cierta influencia de las actividades antrópicas y P. Mosquito el área de mayor impacto, condiciones que pueden estar acumulándose más abajo y estén contribuyendo a alteraciones ambientales, produciendo algún tipo de estrés sobre la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados, como se ha encontrado en otros estudios similares (Cota et al. 2002, Figueroa et al. 2003, Oscoz et al. 2006, Robson et al. 2006, Contreras et al. 2008, Arango et al. 2008), manifestando cambios que sería necesario monitorear y controlar con cierta frecuencia en escalas, tanto espaciales como temporales.

No obstante es necesario sugerir que las comunidades que conviven en la cuenca no superan los 30,000 mil habitantes, y que en su mayoría están asentados sobre la desembocadura del río, aunque existe una leve variación en la calidad del agua hacia la parte baja de la microcuenca en las estaciones de muestreo, no debe relacionarse estrictamente a los impactos que estas comunidades ejercen, puesto que estos resultados no sugieren cambios fuertes en la calidad del agua, y que por el contrario debe enfatizarse sobre el hecho que, la microcuenca sostiene una cobertura de bosque aproximadamente 50% del área total, que amortigua los impactos producidos por las actividades antrópicas y agropecuarias que en la microcuenca coexisten.

6.5 Conclusiones

- El río Gaira presenta buena calidad del agua conforme a los parámetros físico-químicos y los índices bióticos en las estaciones de muestreo, que está muy relacionado por la poca densidad poblacional que existe en la cuenca por encima de los 120 msnm, y que la microcuenca mantiene buena cobertura de bosque.

- Los macroinvertebrados acuáticos que componen la entomofauna acuática del río Gaira, presentaron dominancia por los coriotopos hojarasca y sedimentos, que son los coriotopos con mayor materia orgánica, lo que explica que las Familias Chironomidae, Elmidae y Leptohyphidae, sean los más representativos en el río Gaira como gremios filtradores y colectores dentro del contexto ecológico y funcional del ecosistema.

6.6 Recomendaciones

Es necesario extender la escala temporal con el fin de cubrir los ciclos de vida de los macroinvertebrados bentónicos en su totalidad; permitiendo no incurrir en errores de presencia ausencia o de abundancias que se manifiesten de manera atípica en la estructura y composición de la comunidad en un momento específico, al igual que comparar entre periodos climáticos y regímenes hidrológicos. Así mismo, es necesario incluir otras variables (DBO, DQO y microbiológicos etc.) que mejoren la resolución de la información y sirvan para caracterizar con mayor detalle las condiciones ecológicas de vida de los macroinvertebrados acuáticos, permitiendo optimizar la calibración de los índices bióticos para esta región.

6.7 Literatura citada

- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua en los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA), Almería. Vol. II: 203-213.
- Alonso, A. y Camargo, J. A. 2004. Sub-lethal responses of the aquatic snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca) to unionized ammonia: a tolerant invading species. *Fresenius Environmental Bulletin*. 13: 607-615.
- Arango, M. C., Álvarez, L. F., Arango, G. A., Torres, O. E. y Monsalve, A. J. 2008. Calidad del agua de las quebradas La Cristalina y La Risaralda, San Luis, Antioquia. *Revista Escuela de Ingeniería de Antioquia (EIA)*, Medellín, Número 9, p. 121-141.

- Arenas, J. 1993. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad del agua del río Bío, Chile. Tesis de Doctorado de la Facultad de Ciencias, Universidad de Concepción. 111 pp.
- Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright y M. T. Furse. 1983. The performance of a new biological a water quality score system based on macroinvertebrate over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17: 333-347.
- Azrina, M. Z., C. K. Yap, A. R. Ismail, A. Ismail y S. G. Tan. 2005. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malasia. *Ecotoxicol Enviromental. Saf.* 26: 139-146.
- BioDiversity Pro. Designed and developed by *Neil McAleece*. This package was devised jointly by *P.J.D. Lambshead* and *G.L.J. Paterson* of the The Natural History Museum in London and *J.D. Gage* of the Scottish Association for Marine Science, Oban, Scotland. <http://www.sams.ac.uk/research/software>.
- Caicedo, O. y Palacios, J. 1988. Los macroinvertebrados Bentónicos y la contaminación orgánica de la quebrada La Mosca (Guarne, Antioquia, Colombia). *Actual. Biol.* 20(69): 58-70.
- Camargo, J. A., Alonso, A. y de la Puente M. 2004. Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment.* 96: 233-249.
- Campoblanco, Diaz y Gomero Torres. 2000. Importancia de los ríos en el entorno ambiental. *Rev. Inst. investig. Fac. minas metal cienc. Geogr.* Vol.3, no.5, p.57-63
- Cantillo, L. 2003. Taxonomía y algunos aspectos ecológicos de estados inmaduros del orden Ephemeroptera en un sector del río Manzanares, departamento del Magdalena. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Básicas, Programa de Biología, Énfasis en Recursos Hídricos. Santa Marta. Universidad del Magdalena.
- Chará, J., Pedraza, G., Giraldo, L. y Hincapié, D. 2007. Efecto de los corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia. *Agroforestería en las Américas.* N° 45.
- Clement, W. H. 2004. Small-scale experiments support causal relationships between metal contamination and macroinvertebrate community responses. *Ecological Applications,* 14(3), pp. 954-967.

- Contreras, J., G. Roldán, A. Arango y L. F. Álvarez. 2008. Evaluación de la calidad del agua de las microcuencas La Laucha, La Lejía y La Rastrojera, utilizando los macroinvertebrados como bioindicadores, Municipio de Durania, Departamento Norte de Santander, Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 32(123): 171-193
- Cota, L., Goulart, M., Moreno, P. y Callisto, M. 2002. Rapid assessment of river water quality using an adapted BMWP index: a practical tool to evaluate ecosystem health. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 1-4.
- Domínguez, E. y Fernández, H. 1998. Calidad de los ríos de la Cuenca del Salí (Tucumán Argentina) medida por un índice biótico. Serie Conservación de la Naturaleza. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 38 pp.
- Escobar, C. 2005. Taxonomía y Notas Ecológicas de la Hemíptero fauna Acuática del Río Gaira Sierra Nevada De Santa Marta (Magdalena, Colombia). Tesis de Pregrado. Universidad del Magdalena. 88 p.
- Figuroa, R. 1999. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de calidad de agua, Río Damás, Osorno, X Región de los Lagos, Chile. Tesis para optar al Magister en Ciencias mención en Zoología. 105 pp.
- Figuroa, R., Valdovinos C., Araya, E. y Parra, O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural.* 76: 275-285.
- Frayter, V., Jiménez, E. y Pabón, R., Rivera, V. 2000. Plan de manejo integral de la cuenca hidrográfica del río Gaira. Tesis de Grado. Programa de Ingeniería Agronómica. Universidad del Magdalena. Santa Marta, Colombia.
- Gallardo-Mayenco, A., Macías, S. y Toja, J. 2004. Efectos de la descarga en la calidad del agua a lo largo de un río mediterráneo: el río Guadaira (Sevilla). *Limnetica.* 23 (1-2): 65-78.
- González del T. M. y García de J. 1995. Restauración de ríos y riberas. Fundación Conde del Valle de Salazar, E.T.S. Ingenieros de Montes Universidad Politécnica de Madrid. España.
- Gómez-Marín, A. M., Naranjo-Fernández, D., Martínez, A. A. y Gallego, D. J. 2007. Calidad del agua en la parte alta de las cuencas Juan, Cojo y El Salado (Girardot - Antioquia, Colombia). *Rev. Fac. Nal. Agr. Medellín.* Vol.60, No.1.p.3735-3749.

- Gordon, N. D. 1993. Stream Hydrology: an introduction. Chichester: John Willey e Sons. 526 pp.
- Guerrero-Bolaño, F., A. Manjarrés-Hernández y N. Núñez-Padilla. 2003. Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (microcuenca del río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua. Acta Biológica Colombiana. 8 (2) 1-15.
- Gutiérrez J. D., Riss W. y Ospina R. 2004. Bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la sabana de Bogotá, utilizando redes neuronales artificiales. Caldasia. 26(1): 151-160.
- Gutiérrez, J. D., Riss, W. y Ospina, R. 2006. Bioindicación de la calidad del agua en la sabana de Bogotá – Colombia, mediante la utilización de la lógica difusa neuroadaptativa como herramienta. Caldasia. 28(1): 45-56.
- Hawkes, H. A. 1979. Invertebrates as indicators of river quality. In. A. James y L. Evison, Biological indicators of water Quality. John Wiley y Sons. 2: 1-45.
- Henríquez, C. 2003. Utilización de los macroinvertebrados bentónicos asociados a macrófitas *Tipha domingensis* como indicadores de la polución orgánica en lagunas costeras. VI Congreso de Ecología do Brasil, Fortaleza. 11 pp.
- Hernández Camacho, J; Hurtado, A; Ortiz, R; y Walschburger, Th. 1992. Unidades biogeográficas de Colombia. En: Halffter, G. (ed.) La diversidad biológica de Iberoamérica I. Acta Zoológica Mexicana, 55-151.
- Holomuzki, J. R. y Messier, S. H. 1993. Hábitat selection by the stream mayfly *Paraleptophlebia guttata*. Journal of the North American Benthological Society. 12, 126–135.
- Jacobsen, D. Schultz, R. y Encalada, A. 1997. Structure and diversity of stream invertebrate communities: the influence of temperature with latitude and altitude. Freshwater Biological Laboratory. University of Copenhagen. Arch. Biol. 38: 247-262.
- Jaramillo Londoño, J. C. 2006. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en el área del embalse Porce II y su relación con la calidad del agua. Revista de Ingenierías, Universidad de Medellín. 5(8): 45-58.
- Jonson, R. K., Wiederholm T. y Rosenberg D. M. 1992. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. Págs. 40-158 en: D. M. Rosenberg y V. H. Resh (eds). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman y Hall, Nueva York.

- Kolkwit, R. y Marsson, M. 1908. *Okologie der tierischen Saprobien Beitrage zur Lehre von der biologischen Gewasserbeurteilung*. Internationale der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie. 2: 126-52. In: Hauer F. R. and G. A. Lamberty. Eds. 2007. *Methods in Stream Ecology*. Academic Press.
- Montoya, M, Y. y Ramírez, J. 2004. *Tasas de mineralización y sedimentación en el embalse de río Grande II, Don Matías, Antioquia-Colombia*. Tesis de Maestría. Universidad de Antioquia, Medellín, 130 p.
- Muñoz Riveaux R. 2005. *Macroinvertebrados indicadores de la calidad del agua en Cuba*. [en línea] Cuba. ISBN 959-250- 156-4. Disponible en: www.dama.gov.co
- Oscoz, J., Campos F. y Escala M.C. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*, 25 (3): 683-692.
- Pavé, P. J. y Marchese, M. 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral*. 15:183-197.
- Philippi, T. E., Dixon P. M. y Taylor B. E. 1998. Detecting trenes in species composition. *Ecol. Applic.* 8(2): 300–308.
- Resh, V. H. Myers, M. M. y M. J. Hannaford. 1996. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. In: Hauer, F. R. y G. A. Lamberty. Eds. 1996. *Methods in stream ecology*. Academic Press. 674 pp.
- Richards, C., Host, G. E. y Arthur, J. B. 1993. Identification of predominant environmental factors structuring, stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshw. Biol.* 29: 285-294.
- Riss, W., Ospina, R. y Gutiérrez, J. D. 2002. Establecimiento de valores de bioindicación para los macroinvertebrados acuáticos de la Sabana de Bogotá. *Caldasia*. 24: 135-156.
- Robinson, C. T., G. W. Minshall y T. V. Royer, 2000. Interannual patterns in macroinvertebrate communities of wilderness streams in Idaho, USA. *Hydrobiologia* 421: 187–198.
- Robson Matthew, Spence Kevin y Beech Lindsey. 2006. Stream quality in a small urbanised catchment. *Science of the Total Environment*. 357: 194–207.
- Rodrigues, Capítulo, A., Tangorra, M. y Ocón, C., 2001. Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*. Kluwer Academic Publishers. Belgium. *Aquatic Ecology*, © Kluwer Academic Publishers. 35: 109-119.

- Roldán, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo FEN-Colombia. Conciencias – Universidad de Antioquia. Ed. Presencia Ltda., Santafé de Bogotá. 217 pp.
- Roldán, G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 23(88): 375-387.
- Roldán, G. 2001. La Bioindicación y la calidad del agua. *Revista Universidad Católica de Oriente.* 13(14): 38-50.
- Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia. Primera edición. Medellín, Colombia. pp 29-33.
- Rosenberg, D. M. y Resh, V. H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.* Chapman y Hall, New York, New York, USA. 488 pp.
- Serna, D. 2003. Estructura de la comunidad de larvas del orden Trichóptera y su dinámica espacio-temporal en un gradiente altitudinal de la cuenca del río Manzanares. Tesis de Pregrado, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Magdalena. Colombia.
- Sheibler, E. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en el río Mendoza. Trabajo especial de grado para optar al título de biólogo. Chile. 43pp.
- Tamaris-Turizo, C. y Turizo, R. 2004. Evaluación del hábitat y el tipo de alimentación de los Plecópteros de la parte alta del río Gaira, Departamento del Magdalena, Colombia. Tesis de Pregrado, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Magdalena. Colombia.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. y Cushing, C. E. 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- Woodward, G., J. Jones, I. y Hildrew, A. G. 2002. Community persistence in Broadstone Stream (UK) over three decades. *Freshwater Biology* 47: 1419–1435.
- Zamora, G. H. 1999. Adaptación del índice BMWP para la evaluación biológica de la calidad de las aguas epicontinentales en Colombia. *Rev. Unicauca, Ciencia.* 4: 47-60.
- Zúñiga de Cardozo, M. C., A. M. Rojas y G. Caicedo. 1997. Indicadores ambientales de calidad del agua en la cuenca del río Cauca. En: *Bioindicadores ambientales de la calidad del agua.* Cali. Universidad del Valle.

7 RECOMENDACIONES GENERALES

Con base en la información aportada en este documento se sugiere que la parte alta de la cuenca a partir de aproximadamente los 1900 msnm deba plantearse como área protegida conforme a las áreas de bosque primario que conserva, los endemismos presentes de plantas y otras especies faunísticas que en el lugar alberga, y por ser una zona de cabecera o de nacimiento de la fuente hídrica.

Es imperante y necesario, reglamentar el decreto 1729 de 2002, que hace referencia a la implementación de los planes de manejo de cuencas hidrográficas para Colombia, para la cuenca del río Gaira, por ser cuenca abastecedora de agua para consumo humano en la ciudad, y para toda actividad productiva, agrícola y turística. Debido a la poca disponibilidad hídrica que este río ofrece para satisfacer todas las necesidades productivas, ecosistémicas y humanas.

Se recomienda adelantar trabajos de restauración del bosque ribereño de esta cuenca, ya que este estudio demostró la alta fragmentación que tiene esta categoría de bosque, conforme a los beneficios ambientales y ecoturísticos que esta franja de bosque ofrece para el río desde el punto de vista de ecológico y económico.

Es necesario adelantar trabajos de investigación con mayor extensión temporal, de tal manera que aporten mayor información de los cambios en el tiempo conforme a los usos del suelo, y las actividades productivas que se desarrollan en la cuenca, y que repercuten en el componente ambiental.

Se recomienda que en la cuenca se realicen cambios de actividades agropecuarias como la ganadería, por actividades productivas como Café, u otro cultivo, debido a que la fuerte pendiente que la cuenca presenta no es apta para este tipo de actividades agropecuarias, que repercute intensamente con efectos negativos como erosión del suelo. Además, que en lo posible toda actividad agrícola, implemente medidas de conservación de suelos como curvas a nivel, y barreras protectoras. Todo esto coordinado con las instituciones ambientales y agropecuarias con jurisprudencia sobre la cuenca.

ANEXOS

Anexo 3. Datos de macroinvertebrados bentónicos colectados durante la primera campaña de muestreo en las tres estaciones de estudio.

Taxón	San Lorenzo	La Victoria	P. Mosquito
Chironomidae	44	34	107
Leptohyphidae	9	10	60
Elmidae	3	30	47
Vellidae	1		23
Hidroptilidae	12	2	21
Glossosomatidae	12	26	15
Leptoceridae			10
Xiphocentronidae		2	9
Baetidae	16	6	8
Leptophlebiidae	1	4	8
Gomphidae	4	2	6
Libellulidae		4	4
Psephenidae			4
Piralydae		3	2
Gelastoridae		2	2
Perlidae	8	22	1
Tipulidae	5		1
HIDROCARINA			1
Helicopsychidae		48	
Simullidae	16	15	
Hidrobiosodae	28	13	
Staphylinidae		10	
Empididae	1	7	
Corydalidae		6	
Dryopidae		4	
Isolomidae		3	
Ceratopogonidae		2	
Ptilodactylidae		2	
Hidropsydhidae	10		
Dixidae	6		
Psychodidae	3		
Coenagrionidae	3		
Atherycidae	1		
Calamoceratidae	1		
Total	184	257	329
Promedio	9	11	18
Desviación estándar	10,71	12,53	27,47

Anexo 4. Datos de macroinvertebrados bentónicos colectados durante la segunda campaña de muestreo en las tres estaciones de estudio.

Taxón	San Lorenzo	La Victoria	P. Mosquito
Elmidae	11	83	43
Chironomidae	85	34	78
Calamoceratidae	3	31	
Leptohyphidae	8	23	80
Perlidae	7	17	
Staphylinidae		17	
Hydropsychidae	8	15	
Baetidae	16	14	7
Vellidae		14	4
Simullidae	17	13	
Gelastocoridae		8	2
Dryopidae		7	
Glossosomatidae	10	6	23
Helicopsychidae		6	
Hidraenidae		6	
Tipulidae	5	5	
Leptphlebiidae		5	25
Hidrobiosidae	20	4	
Ptilodactylidae		4	
Empididae	10	2	1
Psychodidae	2	2	2
Piralydae	1	2	
Gomphidae	1	2	
Hidroptilidae	6	1	13
HIDROCARINA	2	1	1
Leptoceridae		1	8
Hebridae		1	
Libellulidae		1	
Hidrophilidae		1	
Ceratopogonidae	19		2
Athericidae	3		
Muscidae	1		
Tabanidae	1		
Xiphocentronidae	1		2
Díptera	1		
Stratiomidae	1		
Gerridae			4
Coenagrionidae			2
Psephenidae			2
Total	239	326	299
Promedio	10	11	17
Desviación estándar	17,12	16,43	25,28

Anexo 5. Datos de macroinvertebrados bentónicos colectados durante la tercera campaña de muestreo en las tres estaciones de estudio.

Taxón	San Lorenzo	La Victoria	P. Mosquito
Chironomidae	36	6	28
Hydropsychidae	18	22	3
Simuliidae	15	14	4
Baetidae	14	7	
Leptohyphidae	12	25	29
Elmidae	10	27	38
Blepharoceridae	9	2	
Glossosomatidae	8		
Psychodidae	6	1	
Hidrobiosidae	5		
Perlidae	5	2	13
Calamoceratidae	3	7	2
Ceratopogonidae	3		
Veliidae	3	9	2
Hidrottilidae	2		2
Dryopidae	2	2	
Corydalidae	1		
Ptilodactylidae	1	1	
Helicopsychidae	1		
Piralydae	1		
Piralydae	1	1	
Tipulidae	1		
Dixidae	1		
Empididae	1		
Piralydae	1		
HIDROCARINA	2		
Gomphidae	1	10	
Curculionidae	1		
Atherycidae	1		
Leptophlebiidae	1	2	14
Psychidae	1		
Gelastocaridae		2	
Caenogronidae		2	3
Libellulidae		3	
Muscidae			1
Total	167	145	139
Promedio	5	8	12
Desviación estándar	7,46	8,43	13,04