



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

**ESTUDIO REGIONAL CONTINENTAL DEL PNN TAYRONA Y ZONAS
ALEDAÑAS (Rodadero)**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA
SEDE BOGOTÁ
Noviembre de 2012**

AUTORES

LIMNOLOGÍA

Angela Lisbeth Barbosa-Rojas
albarbosar@unal.edu.co
Ana Milena Castro-Fajardo
amcastrof@unal.edu.co
Yeimy Liseth Cifuentes-Gil
ylcifuentesg@unal.edu.co
Jenny Jossian Diaz-Melo
jjdiazm@unal.edu.co
Fabio Andrés Gómez-Cano
fagomez@unal.edu.co
Valeria Ramírez-Castañeda
vramirez@unal.edu.co
Wilber Duban Yela-Melo
wdyela@unal.edu.co

FAUNACIÓN

Sergio Castro-Ramírez
scastror@unal.edu.co
Daniela Cortes-Guzman
dcortesg@unal.edu.co
Susana Currea-Moncaleano
sucurreamo@unal.edu.co
Gianna Cristhina Florez-Ariza
gcfloreza@unal.edu.co
Sebastián González-Saldarriaga
sgonzalezs@unal.edu.co
Victor Hugo Guzman-Calderon
vhguzmanc@unal.edu.co

DIRECTORES

Gabriel Antonio Pinilla
gapinillaa@unal.edu.co
Tel: 3165000. Ext: 11319

Silvio Zuluaga
Ramírez
szuluagar@unal.edu.co
Tel: 3165000. Ext: 11320

VEGETACIÓN

Laura Victoria Calderón-Acero
lvc Calderona@unal.edu.co
María Camila Calderón-Capote
mccalderonc@unal.edu.co
Fredy Augusto Duque-Duque
faduqued@unal.edu.co
Lorena Xiomara González-Acero
lxgonzaleza@unal.edu.co
María Mónica Henao-Cárdenas
mmcardenas@unal.edu.co
María Paula Landinez-Macias
mplandinez@unal.edu.co

COMITÉ EDITORIAL

Angela Lisbeth Barbosa-Rojas
Ana Milena Castro-Fajardo
Sergio Castro-Ramírez
Lorena Xiomara González-Acero
Valeria Ramírez-Castañeda
Fabio Andrés Gómez-Cano

COMITÉ DE SÍNTESIS REGIONAL

Angela Lisbeth Barbosa-Rojas
Susana Currea-Moncaleano
Yeimy Liseth Cifuentes-Gil
Fredy Augusto Duque-Duque

Edgar Camero Rubio
eecamero@unal.edu.co
Tel: 3165000. Ext: 11322

Para el mar y las estrellas... por ser nuestros fieles compañeros.

TABLA DE CONTENIDO

PRESENTACIÓN.....	5
AGRADECIMIENTOS	5
ÍNDICE DE TABLAS	6
ÍNDICE DE FIGURAS.....	8
1. INTRODUCCION	15
2. METODOLOGÍAS	22
2.1 ECOSISTEMAS ACUÁTICOS.....	22
2.2 ECOSISTEMAS TERRESTRES	24
2.2.1 Faunación	24
2.2.2 Vegetación.....	25
3. CONSIDERACIONES CON RESPECTO AL BIOMA.....	26
3.1 COMPONENTE ACUÁTICO	29
3.2 COMPONENTE FAUNÍSTICO	36
3.3 COMPONENTE VEGETAL.....	37
4. ANÁLISIS A NIVEL DE PAISAJE	40
4.1 SISTEMAS ACUÁTICOS	41
4.2 SISTEMA FAUNÍSTICO.....	47
4.3 SISTEMAS DE VEGETACIÓN	55
5. ANÁLISIS A NIVEL DE ECOSISTEMA	69
5.1 .BOSQUE SECO TROPICAL	69
5.1.1. Ecosistemas acuáticos en el BST	69
5.1.2 Faunación en el BST	84
5.1.3 Vegetación del BST	103
5.2. BOSQUE SUBXEROFÍTICO CADUCIFOLIO	108
5.2.1 Ecosistemas acuáticos del BSC.....	108
5.2.2 Faunación del BSC.....	116
5.2.3 Vegetación del BSC	133
5.3 CARDONAL.....	138
5.3.1 Faunación del cardonal.....	138
5.3.2 Vegetación del cardonal	152
5.4 RÍO PIEDRAS	157
6. SÍNTESIS REGIONAL	160
7. LITERATURA CITADA.....	166
8. PROYECTOS PERSONALES.....	178
8.1 ÍNDICE DE PROYECTOS PERSONALES.....	178

PRESENTACIÓN

Dentro del programa curricular de Biología de la Universidad Nacional de Colombia, la asignatura Ecología Regional Continental busca introducir a los estudiantes a la realización de análisis de los procesos ecológicos a escala de paisaje apoyándose en las escalas de ecosistema y bioma para su mejor entendimiento. En esta asignatura ha sido posible la realización de diferentes estudios ecológicos en diferentes regiones del país, aportando conocimiento de zonas poco estudiadas y enriqueciendo a nivel práctico y teórico a los estudiantes que toman cada semestre la asignatura. A lo largo de los últimos periodos académicos las fases de campo se han realizado en lugares pertenecientes al sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, como por ejemplo PNN Cueva de los Guacharos (2010 – II), PNN El Tuparro (2011 – I) y PNN El Cocuy (2011 – II). Para este periodo, segundo semestre de 2012, la fase de campo se realizó en el PNN Tayrona y zonas aledañas (Rodadero) teniendo en cuenta los componentes de limnología, vegetación y artropofauna. Esperamos que este trabajo aporte al conocimiento de la región de estudio, reconociendo en ella su belleza y riqueza biológica.

Comité Editorial
Ecología Regional Continental 2012 – II

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Universidad Nacional de Colombia. A los profesores Gabriel Pinilla, Silvio Zuluaga y Edgar Camero por su guianza, acompañamiento y paciencia en el transcurso de la asignatura. A Ibeth Paola Delgadillo por su incondicional apoyo. A la división de transporte de la Universidad, en especial a Siney González Otálora y Pedro Quintero Fúquene. A las personas que nos permitieron el hospedaje en los diferentes lugares del trayecto y especialmente al hospedaje "Castilletes". A los habitantes y guías del PNN Tayrona que amablemente nos atendieron y aseguraron una agradable permanencia.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1. Presencia de Leguminosas, Espinas y Cardones por ecosistema.

Tabla 3.2. Abundancia de bejucos.

Tabla 4.1. Índice de diversidad β de Whittaker para las comunidades de macroinvertebrados y perifíton en sistemas lóticos del sector occidental del PNN Tayrona.

Tabla 4.2. Índice de Whittaker para la diversidad beta de faunación entre ecosistemas.

Tabla 4.3. Análisis canónico de correspondencias. Variables bióticas y abióticas. Estrato herbáceo.

Tabla 4.4. Análisis canónico de correspondencias. Variables bióticas y abióticas. Estrato arbustivo.

Tabla 4.5. Análisis canónico de correspondencias. Variables bióticas y abióticas. Estrato arbolito.

Tabla 4.6. Análisis de Componentes Principales para el suelo.

Tabla 4.7. Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B.

Tabla 4.8. Índice de Whittaker, Diversidad Beta para los tres ecosistemas estudiados.

Tabla 4.9. Índices de Diversidad ALFA para los tres ecosistemas estudiados.

Tabla 5.1. Geoposicionamiento de los cuatro puntos evaluados en los sistemas lóticos del Bosque Seco y de dos puntos en el río Piedras.

Tabla 5.2 Datos físico-químicos e hidrológicos obtenidos en campo y laboratorio de los ríos del PNN Tayrona y zonas aledañas.

Tabla 5.3 Composición de Formas de vida de todos los sitios muestreados. Abundancia en ind/cm². Filamentosas; AP: alto perfil; BPS: bajo perfil simple.

Tabla 5.4 Composición perifítica de Bosque seco. Abundancia en ind/cm².

Tabla 5.5 Análisis de diversidad de las comunidades perifíticas de los ocho ambientales lóticos muestreados del PNN Tayrona.

Tabla 5.6 Producción primaria en mg de oxígeno por metro cuadrado y por hora de las comunidades de perifíton en cuatro sitios de muestreo.

Tabla 5.7 Índices de diversidad para la comunidad de macroinvertebrados acuáticos Bosque seco, y dos puntos en el Río Piedras en el PNN Tayrona.

Tabla 5.8 Índices de diversidad alfa de la artropofauna del bosque seco tropical

Tabla 5.9 Correlación de Pearson para las variables bióticas (foliares) estudiadas.

Tabla 5.10 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbóreo.

Tabla 5.11 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbolito.

Tabla 5.12 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbustivo.

Tabla 5.13 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato herbáceo.

Tabla 5.14 Geoposicionamiento y altura de los sitios evaluados en el ecosistema Bosque Subxerofítico caducifolio del PNN Tayrona.

Tabla 5.15 Datos físico-químicos e hidrológicos obtenidos en campo y laboratorio para los sistemas lóticos del bosque Subxerofítico caducifolio del PNN Tayrona: Quebrada Bahía Concha y el río Gaira Parte Baja.

Tabla 5.16 Lista de géneros del análisis de correspondencia lineal. Total de géneros encontrados en las principales agrupaciones formadas.

Tabla 5.17 Índices de diversidad de macroinvertebrados acuáticos presentes para los puntos evaluados en el ecosistema Bosque Subxerofítico caducifolio.

Tabla 5.18 Índices de diversidad alfa de la artropofauna del bosque subxerofítico tropical

Tabla 5.19 Correlación de Pearson para las variables área foliar, peso seco y peso (cantidad) de agua.

Tabla 5.20 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbóreo.

Tabla 5.21 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbolito.

Tabla 5.22 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbustivo.

Tabla 5.23 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato herbáceo.

Tabla 5.24 Índices de diversidad alfa de la artropofauna del cardonal

Tabla 5.25 Correlación de Pearson para los valores de las variables área foliar, peso seco y peso (cantidad) de agua.

Tabla 5.26 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato herbáceo.

Tabla 5.27 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbustivo.

Tabla 5.28 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbolito.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Biomás representativos en el Parque Nacional Natural Tayrona (Modificado de Mapa: Grandes Biomás y Biomás continentales de Colombia, 2012(IGAC)

Figura 1.2. Mapa hidrológico del PNN Tayrona, destacándose las estaciones de muestreo. (Quebrada Concha, Quebrada Cinto, Quebrada Rodriguez o Neguanje, Río Piedras). Obtenido por salvapantallas, IGAC. (IGAC)

Figura 1.3. Mapa hidrológico del PNN Tayrona, detalle de la Cuenca del río Gaira. (. Obtenido por salvapantallas, IGAC. (IGAC)

Figura 1.4. Estereodiagrama del PNN Tayrona y las zonas donde se realizó el estudio con sus ecosistemas correspondientes. Imagen tomada de Google Earth el 25 de Febrero de 2012.

Figura 3.1. Climadiagrama. Variación de temperatura y precipitación desde 1978 hasta el 2010, en una estación biológica del PNN Tayrona.

Figura 3.2. Balance hídrico desde 1978 hasta el 2010, estación biológica del PNN Tayrona.

Figura 3.3. Representación logarítmica de las abundancias de las formas de vida de macroinvertebrados en los sistemas lóticos del PNN Tayrona (ind/m³).

Figura 3.4 Análisis de correspondencia canónica para las abundancias de formas de vida de macroinvertebrados del PNN Tayrona. El eje 1 explica el 45,32% de la varianza y el eje 2 el 32,54%.

Figura 3.5. Representación de la similitud entre las formas de vida de macroinvertebrados en el PNN Tayrona.

Figura 3.6. Representación de los logaritmos de las abundancias de las formas de vida de Perifiton en los distintos sistemas lóticos del PNN Tayrona (inds/cm²).

Figura 3.7. Análisis de correspondencia canónica para las abundancias de formas de vida del perifiton de los sistemas lóticos del PNN Tayrona.

Figura 3.8. Representación de la similitud entre las formas de vida de perifiton en el PNN Tayrona.

Figura 4.1. Análisis de correspondencia canónica para las familias de la comunidad de Macroinvertebrados del PNN Tayrona, Colombia. La figura de la izquierda corresponde al ordenamiento de las variables fisicoquímicas y la de la derecha al ordenamiento de los taxones. El eje 1 posee 45,32%, el eje 2 posee un 32,54%

Figura 4.2. Análisis de correspondencia canónica para las Clases de la comunidad de Perifiton del PNN Tayrona, Colombia. El eje 1 tiene 52.82 % y el eje 2 el 30.19% de aporte a la varianza. La figura superior corresponde al ordenamiento de las variables fisicoquímicas y los sitios y la inferior al ordenamiento de los taxones

Figura 4.3. Dendrograma de similitud (índice de Bray-Curtis) entre los tres ecosistemas basado en las abundancias de las familias

Figura 4.4. Abundancia relativa y biomasa de las familias del bosque seco

Figura 4.5. Abundancia relativa y biomasa de las familias del bosque subxerofítico.

Figura 4.6. Abundancia relativa y biomasa de las familias del cardonal.

Figura 4.7. Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de los artrópodos de la región.

Figura 4.8. Histograma de distribución de frecuencias de áreas foliares (cm²) en el Bosque isomegatérmico caducifolio.

Figura 4.9. Histograma de distribución de frecuencias de áreas foliares (cm²) en el Bosque isomegatérmico subxerófilo caducifolio.

Figura 4.10. Histograma de distribución de frecuencias de áreas foliares (cm²) en el Fruticeto Caducifolio.

Figura 4.11. Histograma de distribución de frecuencias masa foliar específica (g/cm²) en el Bosque isomegatérmico caducifolio.

Figura 4.12. Histograma de distribución de Masa foliar específica (g/cm²) en el Bosque isomegatérmico subxerófilo caducifolio.

Figura 4.13. Histograma de distribución de frecuencias de la Masa foliar específica (g/cm²) en el Fruticeto xerofítico. No se tienen en cuenta los datos de masa foliar específica para cactus.

Figura 4.14. Histograma de distribución de frecuencias de la Masa foliar específica (g/cm²) en el Fruticeto xerofítico. Únicamente se tiene en cuenta los datos de masa foliar específica para cactus.

Figura 4.15: Histograma de distribución de la Suculencia A en el Bosque isomegatérmico caducifolio.

Figura 4.16. Histograma de distribución de la Suculencia A en el Bosque isomegatérmico subxerófilo caducifolio.

Figura 4.17. Histograma de distribución de frecuencias de la Suculencia A (g/cm²) para el Fruticeto xerofítico. No se tiene en cuenta los datos de masa foliar específica para cactus.

Figura 4.18. Histograma de distribución de frecuencias de acuerdo a la Suculencia A (g/cm²) para el Fruticeto xerofítico. Únicamente se tiene en cuenta los datos para cactus.

Figura 4.19. Histograma de distribución de la Suculencia B en el Bosque isomegatérmico caducifolio.

Figura 4.20. Histograma de distribución de la Suculencia B en el Bosque isomegatérmico subxerófilo caducifolio.

Figura 4.21. Histograma de distribución de frecuencias de la Suculencia B (g/g) para el Fruticeto xerofítico. No se tiene en cuenta los datos de masa foliar específica para cactus.

Figura 4.22. Histograma de distribución de frecuencias de la Suculencia B (g/g) para el Fruticeto xerofítico. Únicamente se tiene en cuenta los datos para cactus.

Figura 4.23. Análisis de correspondencia canónica para el estrato herbáceo.

Figura 4.24. Análisis de correspondencia canónica para el estrato arbustivo.

Figura 4.25. Análisis de correspondencia canónica para el estrato arbolito.

Figura 4.26 Análisis de componentes principales para las variables edáficas de la región.

Figura 5.1 Análisis por componentes principales de las variables físico-químicas e hidrológicas de cada uno de los sistemas lóticos del Bosque Seco, Bosque Subxerofítico caducifolio y dos puntos en el río Piedras. El eje 1 explica el 53,74% de la varianza y el eje 2 el 45,33% de la varianza.

Figura 5.2. Perfiles Batimétricos de cada uno de los sistemas lóticos del Bosque Seco PNN Tayrona. A) Perfil Quebrada Cinto B) Perfil Quebrada Neguanje C) Perfil Río Gaira (Vereda El Mosquito) D) Perfil Quebrada Canal Gaira

Figura 5.3 Composición de Formas de vida. Porcentaje totales de las cinco Formas de vida encontradas en los ocho sitios de muestreo del bosque seco del PNN Tayrona.

Figura 5.4 Composición de la comunidad de perifiton en ecosistemas acuáticos del Bosque seco. Abundancias relativas de los géneros de perifiton en A) Q. Cinto, B) Q. Neguanje, C) Q. Canal Gaira y D) R. Gaira Vereda El Moquito. Se representan los primeros 10 grupos más abundantes.

Figura 5.5 Porcentaje de abundancia de familias de macroinvertebrados acuáticos A) Quebrada Cinto, B) Quebrada Neguanje C) río Gaira Vereda El Mosquito D) Quebrada Canal Gaira

Figura 5.6 Biomasa de los Macroinvertebrados encontrados en A) Quebrada Cinto B) Quebrada Neguanje C) río Gaira Vereda El Mosquito D)QuebradaCanal de Gaira

Figura 5.7 Análisis DCA [R1] para todos los puntos evaluados en el Ecosistema Bosque Seco y Bosque Subxerofítico Caducifolio, y dos puntos en el río Piedras en el PNN Tayrona. El eje 1 tiene un valor propio de 0,7916, el eje 2 tiene un valor propio de 0,4032.

Figura 5.8 DCA de asociación entre familias y estratos del Bosque seco.

Figura 5.8.a. Acercamiento del DCA, suelo subsuperficial.

Figura 5.8.b. Acercamiento del DCA, suelo superficial

Figura 5.8.c. Acercamiento del DCA, sotobosque

Figura 5.9 Dendrograma de similitud (índice de Bray-Curtis) de los estratos del bosque basado en las abundancias por familia

Figura 5.10 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos

Figura 5.11 Abundancias relativas y biomasa de las familias de suelo subsuperficial

Figura 5.12 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos del suelo subsuperficial

Figura 5.13 Abundancias relativas y biomasa de las familias del suelo superficial

Figura 5.14 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos del suelo superficial

Figura 5.15 Abundancias relativas y biomasa de las familias del sotobosque

Figura 5.16. Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos del sotobosque

Figura 5.17. Abundancias relativas y biomasa de las familias del dosel

Figura 5.18 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos del dosel

Figura 5.19 Curva de acumulación de especies para el método Embudo de Berlesse.

Figura 5.20. Curva de acumulación de especies para el método pitfall 24 horas

Figura 5.21 Curva de acumulación de especies para el método pitfall 48 horas

Figura 5.22 Curva de acumulación de especies para el método Jameos 1

Figura 5.23 Curva de acumulación de especies para el método Jameos 2

Figura 5.24 Curva de acumulación de especies para el método Insecticidas.

Figura 5.25 Índice IH para los estratos herbáceo y arbustivo

Figura 5.26 Análisis de Componentes principales del Bosque isomegatérmico caducifolio. Estrato arbóreo.

Figura 5.27 PCA Estrato arbustivo

Figura 5.28 Análisis de Componentes principales del Bosque isomegatérmico caducifolio. Estrato arbustivo.

Figura 5.29 Análisis de Componentes principales del Bosque isomegatérmico caducifolio. Estrato herbáceo.

Figura 5.30 Perfiles batimétricos de cada uno de los sistemas lóticos del Bosque Subxerofítico caducifolio PNN Tayrona. A) Quebrada Bahía Concha B) río Gaira Parte Baja

Figura 5.31 Análisis de agrupamiento para la comunidad de los ocho sistemas lóticos muestreados en el PNN Tayrona. Coeficiente de correlación: 0.9311.

Figura 5.32 Análisis de correspondencia linealizada (DCA) de las comunidad perifítica de los ocho sitios muestreados en el PNN Tayrona. Análisis por géneros. Se agrupan cuatro zonas (encerradas en círculos rojos) que muestran un patrón de agrupación entre los géneros de perifiton y los ocho lugares de muestreo (Ver tabla 5). Los valores que explican los ejes 1 y 2 son 0,5475 y 0,3519, respectivamente.

Figura 5.33 Composición de la comunidad de perifiton de Bosque subxerofítico. Abundancias relativas de los géneros de perifiton en A) Quebrada Bahía Concha y B) río Gaira Parte Baja. . Se representan los primeros 10 grupos más abundantes.

Figura 5.34 Porcentaje de abundancias de familias de macroinvertebrados presentes en el bosque subxerofítico caducifolio del PNN Tayrona. A) quebradaBahía Concha B) río Gaira Parte Baja

Figura 5.35.Biomasa de los macroinvertebrados encontrados en el bosque subxerofítico del PNN Tayrona. A) Quebrada Bahía Concha B) río Gaira Parte Baja.

Figura 5.36 DCA de asociación entre familias y estratos del bosque subxerofítico.

Figura 5.36.a. Acercamiento del DCA, suelo subsuperficial

Figura 5.36.b. Acercamiento del DCA, suelo superficial

Figura 5.36.c. Acercamiento del DCA, sotobosque

Figura 5.36.d. Acercamiento del DCA, dosel

Figura 5.37 Dendrograma de similitud (índice de Bray-Curtis) entre los estratos del bosque basado en las abundancias por familia.

Figura 5.38 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos

Figura 5.39 Abundancias relativas y biomasa de las familias del suelo subsuperficial

Figura 5.40 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de suelo subsuperficial

- Figura 5.41** Abundancias relativas y biomasa de las familias del suelo superficial
- Figura 5.42** Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de suelo superficial
- Figura 5.43** Abundancias relativas y biomasa de las familias del sotobosque
- Figura 5.44** Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de sotobosque
- Figura 5.45.** Abundancias relativas y biomasa de las familias del dosel
- Figura 5.46.** Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de dosel
- Figura 5.47** Curva de acumulación de especies para el método Embudo de Berlesse.
- Figura 5.48** Curva de acumulación de especies para el método Pitfall 24 horas.
- Figura 5.49** Curva de acumulación de especies para el método Jameos 1
- Figura 5.50** Curva de acumulación de especies para el método Jameos 2.
- Figura 5.51.** Índice IH para los estratos herbáceo y arbustivo
- Figura 5.52** Componentes principales. Estrato arbóreo. Bosque Isomegatérmico Subxerófilo Caducifolio
- Figura 5.53** Componentes principales. Estrato arbolito. Bosque Isomegatérmico Subxerófilo Caducifolio
- Figura 5.54** Componentes principales. Estrato arbustivo. Bosque Isomegatérmico Subxerófilo Caducifolio
- Figura 5.55** Componentes principales. Estrato herbáceo. Bosque Isomegatérmico Subxerófilo Caducifolio
- Figura 5.56** DCA de asociación entre familias y estratos del cardonal.
- Figura 5.56.a.** Acercamiento del DCA, suelo superficial
- Figura 5.56.b.** Acercamiento del DCA, sotobosque
- Figura 5.57.** Dendrograma de similitud (índice de Bray-Curtis) entre los estratos del ecosistema basado en las abundancias por familia.
- Figura 5.58.** Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos
- Figura 5.59.** Abundancias relativas y biomasa de las familias del suelo superficial
- Figura 5.60.** Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de suelo superficial
- Figura 5.61** Abundancias relativas y biomasa de las familias del sotobosque
- Figura 5.62** Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de sotobosque
- Figura 5.63.** Abundancias relativas y biomasa de las familias del dosel

Figura 5.64. Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de dosel

Figura 5.65 Curva de acumulación de especies para el método pitfall 24 horas.

Figura 5.65 Curva de acumulación de especies para el método pitfall 24 horas.

Figura 5.66 Curva de acumulación de especies para el método pitfall 48 horas.

Figura 5.67 Curva de acumulación de especies para el método Insecticidas.

Figura 5.68 Curva de acumulación de especies para el método Jameo

Figura 5.69 Curva de acumulación de especies para el método Jameo 2.

Figura 5.70. Índice IH para los estratos herbáceo y arbustivo

Figura 5.71 Biplot de componentes principales para el estrato herbáceo (Suculencias A y B conjuntas).

Figura 5.72. Biplot de componentes principales para el estrato arbustivo (Suculencias A y B conjuntas; recordar que suculencia A y Masa foliar específica están sobrelapadas al lado derecho de la gráfica).

Figura 5.73 Biplot de componentes principales para el estrato arbolito (Suculencias A y B conjuntas; recordar que suculencia A y Masa foliar específica están sobrelapadas al lado derecho de la gráfica).

Figura 5.74 Composición de la comunidad de perifiton de río Piedras. Abundancias relativas de los géneros de perifiton en A) Parte alta y B) Parte baja. Se representan los primeros 10 grupos más abundantes.

Figura 5.75 Biomasa de los Macroinvertebrados encontrados en A) río Piedras Parte Alta V/da La estrella B) río Piedras Parte Baja - desembocadura

1. INTRODUCCION

La planicie del Caribe hace parte de la región transinterandina (Halffter 1992) y se extiende a lo largo de la costa Norte de Colombia hasta las estribaciones del Darién, constituyendo una vasta área de aproximadamente 668.862km² (Sánchez 2009). En ella se destaca el levantamiento de la Sierra Nevada de Santa Marta, la cual llega a la Costa Atlántica formando paisajes costeros únicos que están acompañados por una amplia región adyacente ampliamente escarpada y de gran riqueza faunística, vegetal, hídrica y humana. Sin embargo sólo cerca del 2% de la región Caribe se encuentra bajo la protección en las categorías de áreas protegidas, haciendo parte del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

El Parque Nacional Natural (PNN) Tayrona, se localiza en jurisdicción del municipio de Santa Marta, Magdalena, Colombia, entre el oriente de la localidad de Taganga y el tramo terminal del cauce del río Piedras (N 11° 15'33'' y W 73°24'06''), con una longitud de 35 Km y un ancho máximo de 6.5 Km a partir del borde del mar Caribe (Hernández, *et al* 1981). Actualmente posee alrededor de 15 mil hectáreas de extensión, albergando importantes ecosistemas como el bosque seco y el matorral espinoso. Este parque se encuentra bajo la jurisdicción de la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales, que según la resolución 75 de 2011 tiene la misión de “*Conservar el mosaico ecosistémico terrestre y sus especies asociadas presentes en el Parque, que incluye el matorral espinoso y los bosques seco, tropical, húmedo y nublado y sus servicios ambientales*”.

Las unidades vegetales que fueron descritas por Hernández Rodríguez (1981) para el PNN Tayrona son bosques isomegatérmicos submontanos frecuentemente nublados, bosques isomegatérmicos subhigrotrofiticos perennifolios, bosques isomegatérmicos caducifolios, bosques isomegatérmicos subxerófilos caducifolios, bosques isomegatérmicos bajos y fruticetos subxerófilos. Por otro lado los ecosistemas de agua dulce lo constituyen principalmente quebradas pequeñas y arroyos de cauce reducido que permanecen secas durante gran parte del año (Carbonó *et al* 2010), constituyendo una compleja red hidrológica que permite el desarrollo de una alta diversidad (Sánchez 2005, 2009).

Según Dirzo *et al.* (2011) la distribución mundial de los bosques secos tropicales se debe a las glaciaciones presentadas durante el pleistoceno hace 10.000 millones de años, época en la cual disminuyó el nivel de pluviosidad en todo el mundo, lo que hizo que la vegetación de ambientes secos se expandiera. Aunque esta vegetación responde principalmente a factores climáticos, su permanencia depende de las características topográficas y de suelo (Mooney *et al.* 1995 citados por Noguera *et al.* 2002)

Los bosques secos tropicales o bosques isomegatérmicos caducifolios, están definidos como coberturas boscosas continuas, que se distribuyen entre los 0 y 1000 metros de altitud. Presentan temperaturas superiores a los 24°C y precipitaciones entre 200 y 700 mm anuales, con uno o dos

períodos de hasta 6 meses de marcada sequía al año. Su clima estacional ocasiona que durante la mayor parte del año la evapotranspiración supere a la precipitación, por lo que la flora asociada posee estrategias fenológicas y fisiológicas para soportar el estrés hídrico, como la pérdida del follaje, el desarrollo de folíolos de pequeño tamaño y el estar provista de espinas o aguijones (Dirzo *et al.* 2011, IAVH 1998). Los bosques secos tropicales representan el 22% de áreas boscosas en Sudamérica (Murphy y Lugo 1986). En Colombia estos bosques, se encuentran distribuidos en los departamentos de Valle del Cauca, Tolima, Huila, Cundinamarca, Antioquía, Sucre, Bolívar, Cesar, Magdalena, Atlántico y sur de la Guajira, de los cuales los últimos colindan con el cinturón árido pericaribeño (Noguera *et al.* 2006)

Se sabe que la heterogeneidad espacial y las variaciones temporales de los componentes fisicoquímicos y bióticos son características de los ecosistemas acuáticos de las regiones semiáridas (Vidal- Abarca *et al.* 2004). Los cuerpos de agua que hacen parte del ecosistema de bosque seco en la región del Tayrona se caracterizan por tener ciclos estacionales que responden al clima del lugar. Pueden ser permanentes, en los que el caudal está presente durante todo el ciclo hidrológico anual, temporales, en los que el caudal cesa una parte del año, y efímeros en los que el agua fluye únicamente tras fuertes precipitaciones (Lake 2003) (Vidal- Abarca *et al.* 2004). Estas tres situaciones se pueden presentar en diferentes tramos de un mismo río. Principalmente puede deberse a la existencia de aguas sub-superficiales o procedentes de acuíferos más profundos (Súarez 1986, Moreno *et al.* 2001) o debido al sustrato litológico dominante en las cuencas, de acuerdo a su permeabilidad que permite la infiltración (Vidal- Abarca *et al.* 2004)

Los bosques y matorrales del piso isomegatérmico corresponden a los llamados bosques isomegatérmicos subxerófilos caducifolios. Se caracterizan porque la temporada de sequía alcanza varios meses (Gutierrez 2009), tienen un promedio anual de lluvias de 125mm y presentan temperaturas promedio mayores a 24°C (Hernández *et al.* 1990). La vegetación está representada por especies caducifolias que pierden su follaje en la época de sequía y al retornar la época de lluvias reverdecen, y por especies xerofíticas que desarrollan tallos suculentos, disminución en el número de estomas y reducción en las superficies de las hojas. Estas se encuentran adaptadas a suelos con alto grado de salinidad, y a condiciones elevadas de temperatura (CRA 2010). En Colombia este tipo de ecosistema se encuentra localizado en el litoral Caribe, como una angosta franja que se extiende desde Barranquilla hasta el Golfo de Morrosquillo, y reaparece en los alrededores de Santa Marta, una extensión considerable en la Alta Guajira y enclaves en la Serranía Cúcuta, el cañón del Río Chicamocha, sectores del valle del río Cauca, valle alto del río Magdalena, valle interandino del río Patía y cañones del río Dagua (CRA 2010).

En la época de menores lluvias los cuerpos de agua relacionados con ecosistemas de bosque subxerofítico sufren transformaciones que a su vez afectan la composición y estructura de las comunidades acuáticas (Lake 2003, Chapman y Kramer 1991). En corrientes intermitentes los hábitats cambian rápidamente de aguas rápidas y bien oxigenadas a corrientes pequeñas, aisladas y con menores velocidades (Lake 2003, Chapman y Kramer 1991). Durante la época lluviosa los hábitats se encuentran conectados, permitiendo mezclas de nutrientes y condiciones generales uniformes a las cuales los organismos habitantes se encuentran adaptados. Por el contrario, en las

temporadas secas en aguas menos profundas los organismos presentes quedan atrapados en hábitats aislados, los cuales varían en calidad, ya que hay muchos cambios físicos como aumentos de temperatura (Lake 2003, Chapman y Kramer 1991, Maltchik y Medeiros 2006), y químicos como cantidad de oxígeno disuelto, que acompañan estos flujos estacionales (Lake 2003, Chapman y Kramer 1991, Maltchik y Medeiros 2006).

En cuanto a la definición de los fruticetos subxerofíticos, existe poca información en Colombia que los describa como ecosistemas a nivel climático, sin embargo otros cardonales semejantes en Venezuela pueden tener periodos de sequía de hasta 10 meses y una precipitación menor a 600 mm anuales. Se sabe que su composición florística alberga principalmente especies de la familia Cactaceae, y que están asociados a suelos salinos (CIRA 1965.).

El presente trabajo pretende analizar y comprender los procesos y patrones que determinan las relaciones entre ecosistemas terrestres y acuáticos, con sus respectivas características en la región del PNN Tayrona, tomando en cuenta la perspectiva de las escalas a nivel de ecosistema, región y bioma. La escala de ecosistema mostrará aquellos patrones y procesos sobresalientes que son resultados de la interacción entre comunidades, como la variación en las abundancias, la diversidad y la biomasa. A nivel de la región será posible entender la influencia que tienen las adaptaciones de las especies al hábitat, en la determinación de su distribución. Como resultado de este análisis con el ensamble climático, geomorfológico y edafológico será posible comprender cómo se moldea el bioma. Los bosques y matorrales del piso isomegatérmico constituyen el zonobioma subxerofítico tropical y pueden considerarse como un bioma de transición entre el zonobioma altermohígrico tropical y el zonobioma desértico tropical (Halfpter 1992)0 La representación de estos biomas se puede observar en la **Figura 1.3**, que representa los biomas de interés en el presente estudio, en donde el zonobioma seco tropical del Caribe representa al bosque subxerofítico tropical. Por otro lado el análisis de los ecosistemas acuáticos se realizó en 5 cuerpos de agua lóticos, 4 de los cuales están ubicados en la **Figura 1.2**. El río Gaira se presenta a parte (**Figura 1.3**). La Figura 1.4 representa una visión 3D de la región estudiada, con la delimitación de los distintos ecosistemas considerados dentro del PPN Tayrona.

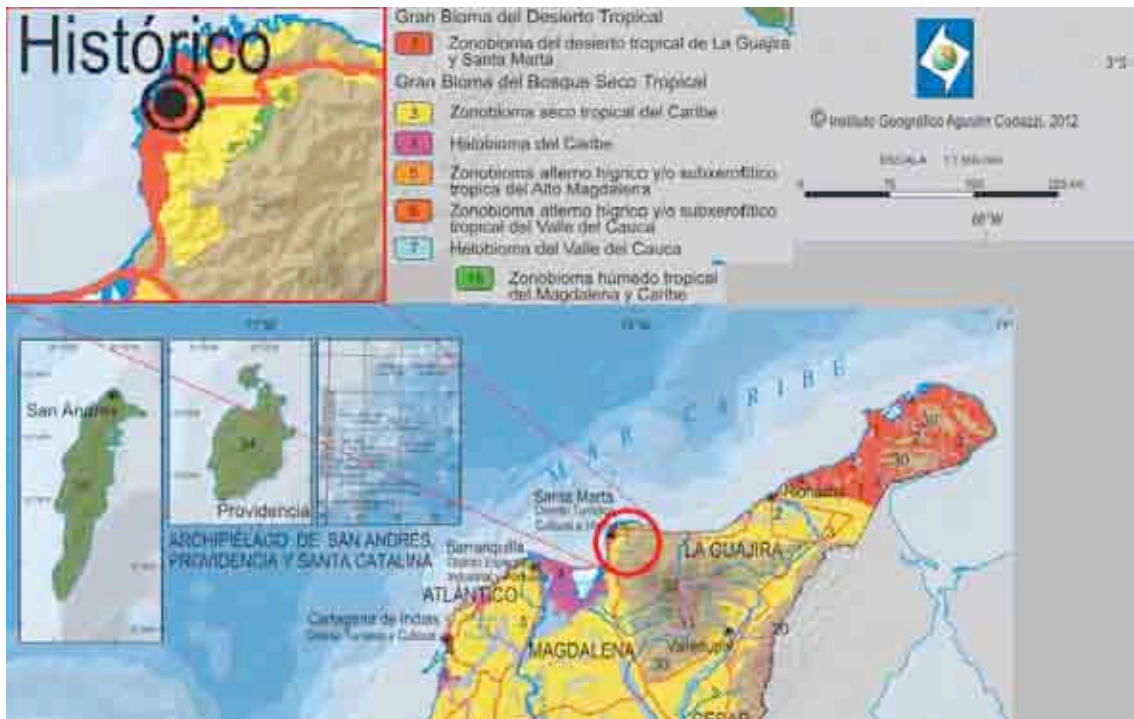


Figura 1.1. Biomas representativos en el Parque Nacional Natural Tayrona (Modificado de Mapa: Grandes Biomas y Biomas continentales de Colombia (IGAC 2012))

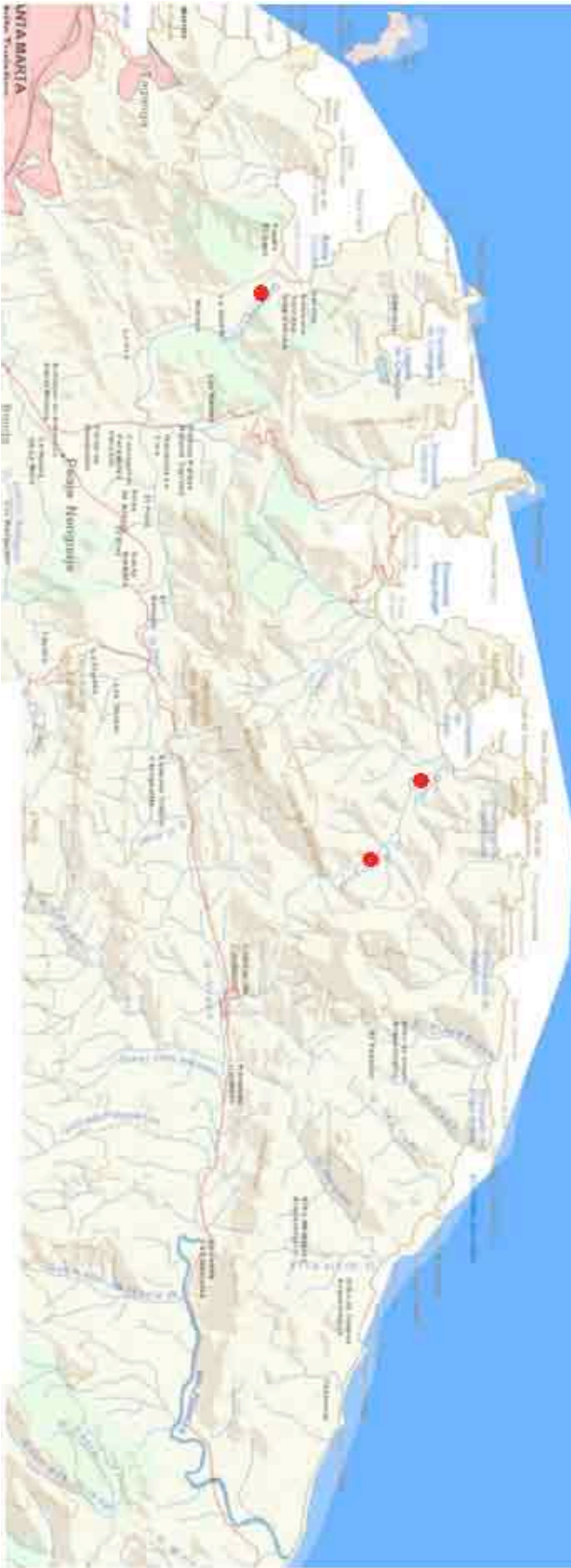


Figura 1.2. Mapa hidrológico del PNN Tayrona, destacándose las estaciones de muestreo. (Quebrada Concha, Quebrada Cinto, Quebrada Rodriguez o Neguanje, Río Piedras). Obtenido por salvapantallas de IGAC (www.igac.gov.co/)



Figura 1.3. Mapa hidrográfico de la zona de Santa Marta, Colombia, que muestra el río Gaira y sus afluentes. (Obtenido por salvapantallas de IGAC, www.igac.gov.co/).



Figura 1.4. Estereodiagrama del PNN Tayrona y las zonas donde se realizó el estudio con sus ecosistemas correspondientes. Imagen tomada de Google Earth el 25 de Febrero de 2012.

2. METODOLOGÍAS

2.1 Ecosistemas acuáticos

La caracterización de algunos ecosistemas acuáticos del PNN Tayrona se llevó a cabo en dos ecosistemas representativos del mismo: Bosque Seco y Bosque Subxerofítico Caducifolio. Para el primero se caracterizaron 5 estaciones: Quebrada Cinto, Quebrada Neguanje, Quebrada Canal Gaira y Quebrada Gaira Vereda El Mosquito, mientras que para el ecosistema Bosque subxerofítico caducifolio se caracterizó la Cuenca Baja de la Quebrada Gaira y Quebrada Bahía Concha. Por otro lado se caracterizó en tres puntos de su cauce el Río Piedras, el cual atraviesa gran parte de la región del parque.

En cada punto se tomó la temperatura ambiental, las coordenadas, la inclinación y la altitud. Igualmente se realizaron tres réplicas de los siguientes análisis: medición de pH, oxígeno disuelto, conductividad, porcentaje de saturación de oxígeno, temperatura del agua y sólidos disueltos totales mediante un equipo multiparamétrico (Hach Hq40d). Además se determinó la transparencia (disco Secchi) y la dureza y alcalinidad con un kit Hanna, según la metodología dispuesta por Lieth Whitakker (1975). Por otra parte se midió el ancho y la profundidad varias veces atravesando el cauce, para realizar un perfil del río o Quebrada.

Se tomó una muestra de un litro de agua y se acidificó hasta pH 2 para analizar en el laboratorio fosfatos, nitratos y amonio con un espectrofotómetro Hach DR2000, bajo las recomendaciones de APHA *et al.* (1998). Por otra parte se halló el caudal y la salinidad con el método del marcador químico (sal común). Inicialmente se calculó la distancia de mezcla con la ecuación de Yotsukura (1968, citado por Thomann y Mueller 1987), para lo cual se determinó la velocidad superficial de la corriente con un objeto flotante en una distancia dada y midiendo su recorrido en el tiempo; se utilizaron también el ancho y la profundidad promedio de 3 puntos. Se vertió la solución salina de concentración conocida y la medición de la conductividad se hizo a la distancia de mezcla previamente calculada. Las medidas de conductividad se registraron cada 10 segundos, hasta obtener el valor máximo. Estos datos se utilizaron para hallar el caudal con base en las ecuaciones de Elosegui y Sabater (2009).

Para determinar la retención de materia orgánica, se tomó un peso de aserrín conocido que se vertió en el cauce desde una distancia conocida, para finalmente recoger corriente abajo el aserrín en una red de pantalla después de un tiempo de exposición según la distancia del tramo así: para 10m=20 minutos y para 20m=40 minutos (Rodríguez y Ospina 2007). En el laboratorio se separó el aserrín retenido de otros objetos y se secó en horno durante 24 horas a 60C°, posteriormente se pesó en una balanza de precisión $\pm 0,0001g$ y se determinó el porcentaje con respecto al peso del aserrín adicionado al río. Este constituye el porcentaje de retención según lo indicado por Rodríguez y Ospina (2007) para las quebradas neotropicales.

Para cuantificar la materia orgánica y los sólidos suspendidos totales, se siguió la metodología dispuesta en APHA *et al.* (1998). Para esto, se filtraron en filtros de fibra de vidrio volúmenes conocidos de agua (aproximadamente de 0,5 litros). Los filtros se secaron a 60°C durante 24 horas y se pesaron; posteriormente se incineraron en una mufla a 600°C durante 2 horas y se pesaron nuevamente. Las diferencias de peso permitieron hallar las concentraciones de sólidos por mL.

En el estudio de componentes biológicos se tomaron en cuenta las comunidades de perifiton y macroinvertebrados. Para la primera se practicaron los siguientes procedimientos:

Se midió la producción primaria y la respiración bentónica mediante cámaras de incubación (clara y oscura). Estas se llenaron de agua del punto de muestreo y se colocó hojarasca o piedras (según el hábitat disponible); se midió el oxígeno inicial y se cerraron herméticamente. Después de dos a cuatro horas de incubación se midió nuevamente el oxígeno con el oxímetro Hach y con un kit de oxígeno disuelto Hanna, según la metodología dispuesta por Lieth y Whitakker (1975), APHA *et al.* (1998) y Howarth y Michaels (2000).

Para el muestro de las algas del perifiton se hizo un número conocido de raspados con cepillo de dientes, en sustratos rocosos de los cuerpos de agua, en el área determinada por un marco de diapositiva. Estos se conservaron en solución Transeau (formol, alcohol, agua en proporciones 1:3:6). La clasificación del perifiton se realizó por medio de un microscopio invertido, de acuerdo a las claves de Streble *et al.* (1987), y su forma de vida según Stevenson *et al.* (1996). Los macroinvertebrados se colectaron de distintas maneras, según los sustratos de los sitios de muestreo. Para los sustratos blandos se utilizó un corazonador, en grava se empleó una red surber y en hojarasca y vegetación ribereña una red Thienneman; también se hizo captura manual en sustratos rocosos (cuya área superficial se midió) sobre bandejas. De cada método se hicieron replicas, las cuales se tuvieron en cuenta al momento de calcular la abundancia. Estas muestras se guardaron en alcohol al 70% y algunas se tamizaron y se lavaron para limpiar los organismos.

La clasificación se realizó con estereoscopio a nivel de familia según Roldán (1996); las formas de vida se asignaron de acuerdo a diferentes autores (Tomanova *et al.* 2006, Rodríguez *et al.* 2011). Para cada familia se halló la biomasa de acuerdo a las ecuaciones y valores planteados por Benke *et al.* (1999).

Para realizar los cálculos estadísticos se utilizó los programas PAST (PAST V. 2.16) (Harper, 1999). Para el nivel ecosistémico se calcularon índices de diversidad de Simpson, Pielou, Equitabilidad y Shannon. También se hicieron descripciones de los perfiles hidráulicos, de las abundancias, y de las densidades de organismos, entre otros. Se elaboraron histogramas y gráficas de pastel para las familias de macroinvertebrados y de perifiton. Por otra parte, se realizaron dendrogramas con las abundancias por morfoespecie (índice de Bray-Curtis) y se hicieron ordenamientos de correspondencia para las variables bióticas y análisis de componentes principales para las abióticas. Por último se correlacionaron los datos fisico-químicos entre sí. En todos los casos se uso el coeficiente de variación para seleccionar las variables o datos más influyentes.

Para el nivel regional, se calculó la diversidad beta con el índice de Whittaker para los datos de abundancia de las morfoespecies. Adicionalmente se realizó una correspondencia canónica entre los datos fisico-químicos y las abundancias de las morfoespecies, ya depurados.

Finalmente, para los análisis a nivel bioma se utilizaron las clasificaciones de formas de vida, con las cuales se realizó de un histograma por sitios, un dendrograma de similitudes de sitios de acuerdo a las formas de vida (índice Bray-Curtis), y un análisis de correspondencia canónica entre los datos físico-químicos y la abundancia de las formas de vida.

2.2 Ecosistemas terrestres

2.2.1 Faunación

Las trampas descritas a continuación fueron puestas en los tres ecosistemas visitados y poseen un esfuerzo de muestreo diferente. El objetivo de las trampas fué el de coleccionar la artropofauna existente en cada estrato del ecosistema: suelo subsuperficial, suelo superficial, sotobosque y dosel. Las muestras fueron conservadas en etanol al 70% y posteriormente se realizó la identificación y determinación de las muestra al menor nivel taxonómico posible según la clave taxonómica de Borror (1989).

La colección de artropofauna de suelo subsuperficial fueron tomadas muestras de 20 x 20 x 10 cm de suelo en cada localidad, retirando la hojarasca de la superficie. Las muestras fueron traídas a Bogotá y distribuidas en 6 trampas de Berlesse por muestra; además fueron tomadas las medidas físico-químicas de cada muestra de suelo.

Las trampas de caída fueron usadas para capturar artropofauna del suelo superficial disponiendo de cinco vasos de 500 ml separados por 1 m a lo largo de un transecto lineal de 5 m. Dos modalidades de muestreo fueron realizadas, la primera en la cual el esfuerzo de muestreo fué de 24 horas y la segunda de 48 horas en dos localidades del ecosistema. Cada vaso contenía 250 ml de etanol para la colecta de artrópodos y un cebo hecho de atún y banano descompuesto.

Para la captura de artropofauna de sotobosque se realizaron jameos de 100 pases sobre la vegetación arbustiva con 6 réplicas por cada localidad visitada. Para complementar la colecta en este estrato se usó la trampa Malaise con cebo de banano descompuesto en cada localidad por ecosistema, fueron usadas las dos modalidades mencionadas anteriormente para las trampas de caída. También se realizó un muestreo a través de la aplicación de insecticida sobre la vegetación de sotobosque sosteniendo un plástico de 324,84 m² que colecta los individuos que caen; esta metodología se realizó con dos insecticidas por localidad. Por último, se colocó una bandeja con etanol y cebo de banano descompuesto a 2 m del suelo con dos vidrios ubicados con un ángulo de 30 – 45° para coleccionar insectos voladores de sotobosque con las dos modalidades de esfuerzo de muestreo. Es importante aquí tener presente que sotobosque fué el estrato que contó con el mayor número de trampas asociadas, dada la facilidad de trabajar en ese determinado espacio, a diferencia de los demás estratos que requieren mayor cantidad y especialización de instrumentos.

Para la captura de insectos voladores de dosel se usó un cubo de vidrio con etanol en el dosel del bosque, aproximadamente a 7 m del suelo, por 48 h en cada localidad.

Fuó medida la herbivoría en los estratos herbáceo y arbustivo de cada localidad por medio de la colección de tres hojas por cada individuo de 10 muestreados por estrato evaluando si el impacto de herbivoría era por minación, defoliación o presencia de agallas.

Finalmente fué calculada la biomasa de cada familia o menor nivel taxonómico determinado de artrópodos según las ecuaciones de largo-peso:

$$W_t = \beta_0 + \beta_1 L_t \quad \text{y} \quad \ln W_t = \ln \beta_0 + \beta_1$$

Donde $\beta = N \cdot b$, entonces β es la biomasa (mg) por familia, N es el número de individuos y b es el peso promedio de todos los individuos y L la media geométrica de la longitud corporal por familia.

Las curvas de acumulación de especies se realizaron con los estimadores: Chao1, Soabs, Singletons y Uniques calculados por ESTIMATES y fueron graficados con EXCEL. Los índices de diversidad y las gráficas de DCA, CCA, pruebas t-student, prueba de Mann-Whitney y dendogramas fueron realizados en el programa PAST. Además se calcularon las unidades mínimas muestrales a través de la ecuación de las binomiales negativas.

2.2.2 Vegetación

En la fase de pre-campo se realizaron los protocolos correspondientes a los análisis de suelos y estructura de la vegetación, con la correspondiente lista de materiales necesarios para la aplicación de dichos protocolos.

En fase de campo, se estudiaron, a nivel de vegetación, tres ecosistemas: Bosque isomegatérmico caducifolio (BIC), Bosque isomegatérmico subxerófilo caducifolio (BISC) y Fruticeto xerófilo (FX).

Para todos los ecosistemas estudiados, en campo, se estableció inicialmente un cuadrante de 5m x 5m. Para realizar el conteo de plantas se subdividió el cuadrante en 5 pequeños transectos cada uno de 1m de ancho, y se contaron los individuos del estrato rasante (plántulas). Se discernió el conteo entre monocotiledóneas y dicotiledóneas. Se prosiguió, en el mismo cuadrante, con el conteo de individuos del estrato herbáceo, con la identificación de morfoespecies, así como la clasificación, también, en monocotiledóneas o dicotiledóneas. Para el estrato arbustivo, se realizó el conteo dentro del mismo cuadrante, y además se recolectaron tres hojas por cada individuo con un máximo de tres individuos por cada morfoespecie; en los casos en los que no hubiese suficientes individuos se recolectaron tres hojas de los individuos disponibles. A continuación se aumentó la dimensión del cuadrante a 10m x 10m y se realizó el conteo correspondiente a los individuos del estrato arbolito, con la correspondiente colecta de tres hojas por cada individuo, tal como se explicó anteriormente. Por último, se aumentó el área del cuadrante a 500m y se realizó el conteo de individuos correspondiente al estrato arbóreo, y en lo posible se identificó para cada individuo, género o familia y se tomaron el valor de DAP, la altura y el número de bejucos sobre éste. Para medir la altura se empleó un clinómetro. Finalmente se colectaron diez muestras de hojarasca en cuadrantes de PVC de 50cm x 50cm; se recolectaron únicamente hojas con la lámina foliar completa. El número de levantamientos totales fué de ocho, repartidos de la siguiente manera: tres, dos, y tres para BIC, BISC y FX respectivamente.

En el campamento se determinó el peso fresco de las hojas colectadas por cada ecosistema, con una balanza. Una vez en el laboratorio, las hojas fueron deshidratadas en una estufa a 60°C y posteriormente se determinó el peso seco en la balanza. Las hojas se procesaron digitalmente, con una cámara digital Canon y posteriormente se analizaron con el software ImageJ. Una vez con estos

datos se procedió a calcular: Área foliar promedio, Masa foliar específica, Índice Foliar específico, Suculencia A, Suculencia B, Dominancia relativa, Abundancia relativa, frecuencia relativa, IVI.

Con respecto al análisis a nivel edáfico, en cada uno de los ecosistemas, se realizó un perfil de suelos, y se realizó una descripción acerca de la composición de estos perfiles, según lo observado. Además se estrajeron dos monolitos del suelo de 20 x 20 x 20 cm³ (la profundidad varió con la presencia de raíces, que se relaciona con la profundidad del estrato rocoso). Uno de los monolitos se conservó para la determinación de variables edáficas, mientras que el otro se pasó por un tamiz, para separa las raíces presentes en dicho monolito. Posteriormente se procedió a determinar el peso seco de raíces. En el laboratorio, se realizó el análisis del otro monolito colectado; se midieron el pH, la conductividad, la cantidad de materia orgánica, textura y capacidad de campo. Para medir el pH y la conductividad se tomaron 10 gramos del monolito, se colocaron en un tubo *falcon* de 50ml y se aplicó un volumen de agua de 30ml, se prosiguió con una agitación vigorosa para homogenizar el suelo con el agua. Se dejó precipitar durante una hora, y al sobrenadante se le realizó la medición de conductividad y pH utilizando la sonda multiparamétrica. La materia orgánica se determinó a través del método de incineración, en la mufla. La capacidad de campo se midió de la siguiente manera: se tomó un peso conocido de suelo, se agregó en un cono de papel de filtro, y se le adicionó agua continuamente hasta que el suelo se saturó. Se registró el volumen de agua agregado. A partir del suelo saturado se determinó por diferencias de pesos la cantidad de agua almacenada. Antes de determinar la textura se comprobó la presencia de carbonatos por el método del HCl; cuando esta prueba dio positiva, se agregó HCl al volumen total de suelo a emplear. Una vez eliminados los carbonatos, la textura se midió a partir de un volumen inicial de suelo de 4mL, que fué agregado a un tubo de ensayo volumétrico, se agregó una cantidad de agua que no superó la capacidad del recipiente y se procedió a agitar hasta homogenizar la mezcla. Se colocó el tubo a decantar. Se observó siempre el precipitado al momento de realizar la correspondiente lectura. A los 40 segundos se realizó la primera lectura que corresponde a las arenas. A las dos horas se realizó la segunda lectura correspondiente a los limos. Y por último a las 24 horas se realizó la tercera lectura que corresponde a las arcillas. Se determinó el porcentaje de cada uno de los componentes de la textura en relación con el volumen inicial.

Se realizó el análisis de estos datos de manera estadística mediante la utilización del software PAST (Paleontological statistics). Se utilizaron los análisis de componentes principales, correspondencia canónica, herramientas de generación de histogramas y algunos análisis de correlación. Además se determinaron los índices ecológicos de dominancia de Simpson, diversidad de Shannon- Wiener y Equitatividad (J).

3. CONSIDERACIONES CON RESPECTO AL BIOMA

Clima y formaciones vegetales

El clima de la Región Caribe se caracteriza por poseer un régimen bimodal, con dos periodos secos y dos periodos de lluvia, debido a su posición con respecto a la línea ecuatorial, los vientos alisios de norte y del nordeste, la proximidad del mar, la localización de sistemas montañosos y de colinas y la presencia de numerosos cuerpos de agua (Parques Naturales Nacionales de Colombia 2005). Según la clasificación del clima de Köppen, el Parque Nacional Natural Tayrona, se ubica en una

zona donde el ambiente varía de cálido húmedo en la parte noreste a cálido seco en la parte noroccidente (IDEAM 2005). La temperatura media anual a 30 m, oscila entre 26 a 27 °C y su precipitación media es de 1387 mm.

La influencia de los vientos alisios es el factor determinante del clima para la zona. Estos vientos son más intensos en el periodo entre diciembre y abril, con una dirección predominante noreste-sureste: es la llamada época de brisas al final de la cual los vientos se orientan más al norte-sur debido al desplazamiento del anticiclón que los genera (Parques Naturales Nacionales de Colombia 2006), se observa un ambiente más seco. Por el contrario durante el verano en el Hemisferio Norte, los vientos alisios disminuyen en intensidad y cesan al alejarse del norte de Suramérica el anticiclón que los genera (Parques Naturales Nacionales de Colombia 2006), permitiendo el comienzo del periodo de lluvias cenitales característico de la región. Lo anterior se observa en la figura 3.1 Se presentan cuatro épocas climáticas, un primer periodo más seco durante los meses de diciembre a finales de marzo, un periodo lluvioso menor en los meses de abril a junio, un periodo menos seco durante los meses de junio a agosto y un periodo de lluvias mayor en los meses de septiembre a noviembre. Este patrón en la pluviosidad, enmarcado por la variación en los vientos ha determinado la zona xerofítica en el extremo occidental del parque.

Según la clasificación de Thornthwait, el PNN Tayrona está caracterizado por tres clases de climas diferentes. En la parte occidental del parque el clima típico es de estepario cálido (BsW), hacia el este es de sabana (Aw) y tropical con alternancia de estaciones húmedas y secas (Am), los cuales se han clasificado de acuerdo a variables como la precipitación, la temperatura y la humedad.

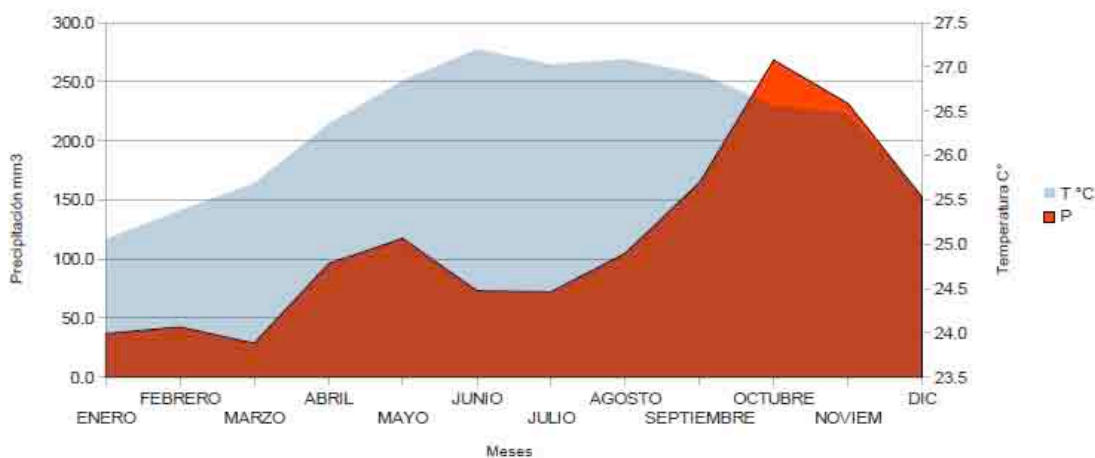


Figura 3.2. Climadiagrama. Variación de temperatura y precipitación desde 1978 hasta el 2010, en una estación biológica del PNN Tayrona.

Un aspecto importante a tener en cuenta dentro de una región, es la disponibilidad de agua y cómo esta afecta las variables bióticas y abióticas dentro de la misma. El balance hídrico de Thornthwaite para el PNN Tayrona (figura 3.2) determina la cantidad de agua que sale y entrar al sistema. Las salidas son las pérdidas por evapotranspiración y por escorrentía, que se contrastan con las entradas (precipitación). En los meses de picos moderados a bajos de lluvia (diciembre-agosto), se observa un déficit de agua, pues hay mayor evapotranspiración con respecto a la precipitación, lo

cual afecta el nivel de agua de las cuencas de los ríos, así como el de las quebradas, además de alterar la dinámica de los ecosistemas por la carencia de agua. A finales de agosto se alcanza un balance entre el agua que entra y la que sale del sistema, lo cual demarca el inicio del período de superávit; este alcanza el pico máximo en octubre. Lo anterior concuerda con el pico de máxima de precipitación, en el que la región no presenta restricciones de agua, lo cual garantiza la supervivencia de gran cantidad de especies de plantas y animales.

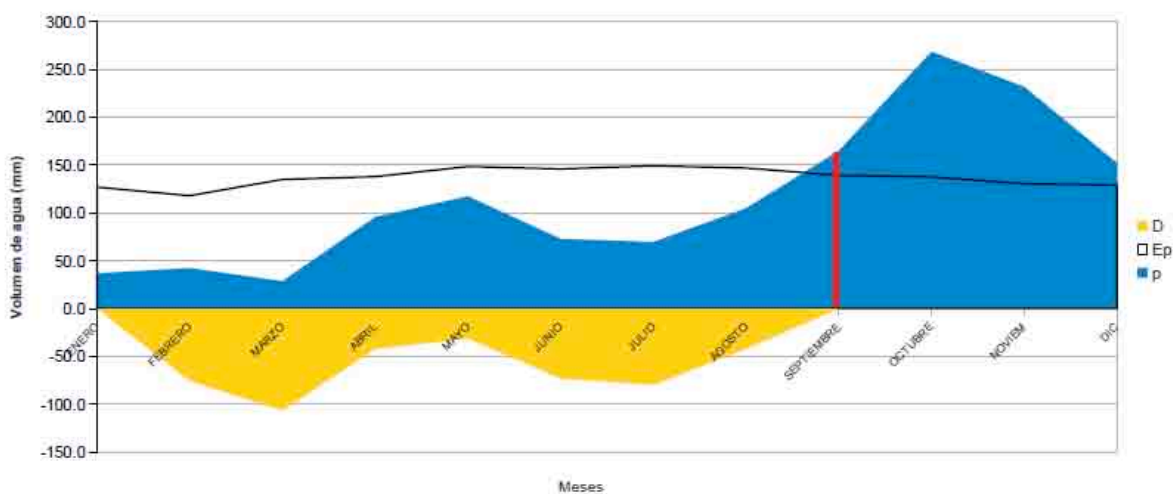


Figura 3.2. Balance hídrico de Thornthwaite con datos mensuales multianuales del periodo 1978 - 2010, en la estación biológica del PNN Tayrona. D: déficit; Ep: evapotranspiración; P: precipitación

En cuanto a las formaciones vegetales, la que se estudiaron en el presente documento corresponden al bosque seco tropical; este presenta una cobertura boscosa continua que se distribuye entre los 0-1000 m de altitud; tiene temperaturas superiores a los 24 °C (piso térmico cálido) y precipitaciones entre los 700 y 2000 mm anuales, con uno o dos periodos marcados de sequía al año (Espinal 1985; Murphy Lugo 1986, IAVH 1997). Los bosques secos tropicales, al igual que los demás ecosistemas nativos de Colombia, son cada vez más escasos y requieren de toda atención con relación a la conservación y estudio de su fauna y flora.

En la actualidad los bosques secos tropicales constituyen uno de los ecosistemas más amenazados (Janzen 1988, Murphy Lugo 1986, Ceballos 1995). Debido a la fertilidad de sus suelos, éstos han sido punto de desarrollo de poblaciones humanas y objeto de una intensa transformación (Ceballos 1995, Janzen 1988). A la precaria conservación que atraviesan estos bosques se suma la falta de conocimiento sobre su estructura y funcionamiento (Murphy Lugo 1986).

Es sabido que existe una relación lógica y directa entre los organismos y el medio en el que están inmersos, pues cada ambiente requiere adaptaciones particulares y por lo tanto alberga distintos grupos de organismos (Hanson *et al.* 2010). Los componentes previamente mencionados (climáticos), en conjunto con los edáficos y geomorfológicos, son en gran medida los determinantes del establecimiento de diferentes organismos en un bioma determinado. En este capítulo expondremos algunos componentes que nos permiten entender el bioma, comenzando por componentes de los ecosistemas acuáticos y de fauna y por último de la vegetación.

3.1 Componente acuático

Los hábitos de los macroinvertebrados y del perifiton, permiten tener un acercamiento a los factores abióticos que caracterizan y condicionan de forma amplia el bioma.

Macroinvertebrados

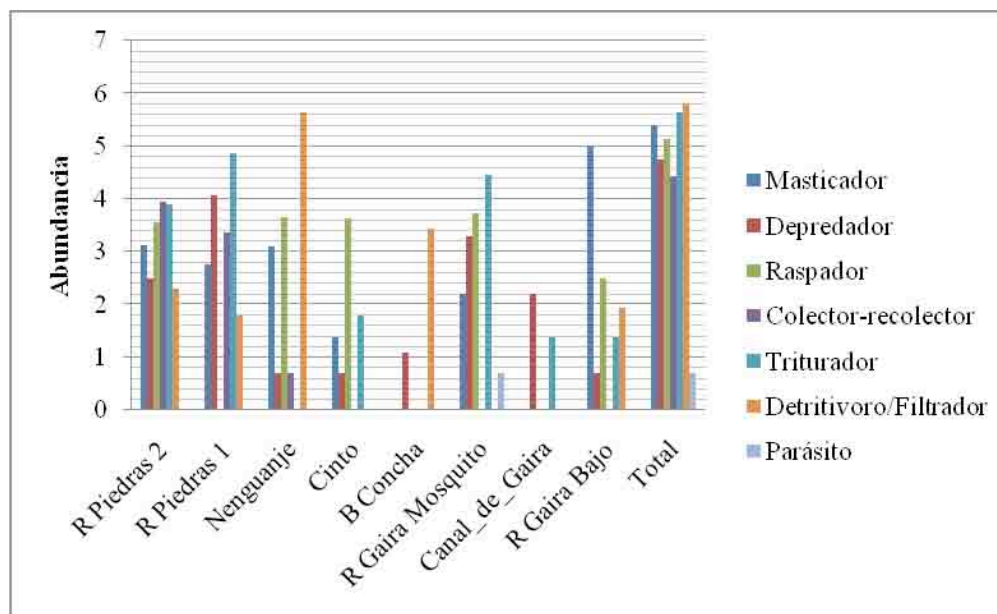


Figura 3.3. Representación logarítmica de las abundancias de las formas de vida de macroinvertebrados en los sistemas lóticos del PNN Tayrona (ind/m²).

La figura 3.3 muestra una dominancia representativa por parte de los organismos detritívoros-filtradores y de los trituradores dentro de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos de los ríos del PPN Tayrona. Esto indica que la materia orgánica muerta de origen alóctono (hojarasca) tiene una importancia significativa, más allá de la que podrían tener los aportes autóctonos provenientes de las comunidades productoras, como el perifiton o las plantas acuáticas. En general, los ríos de la región son cuerpos de agua en donde la materia particulada gruesa y fina tienen vital importancia para las cadenas tróficas de estos sistemas. Sin embargo, esto no implica que los macroinvertebrados carnívoros no estén presentes, pues se observa que también están representados de manera importante. Por otra parte, se observó que hay bastante diversidad de grupos funcionales en cada uno de los ecosistemas estudiados, pero con predominancia de alguno de ellos en determinados ambientes. Podría ser que la influencia de las características fisicoquímicas sea diferente para cada gremio, lo que explicaría las diferencias entre localidades.

A nivel del gran bioma del Bosque Seco Tropical (que incluye a sus variantes como el bosque subxerofítico), la predominancia de los detritívoros/filtradores y de los trituradores demuestra que este tipo de vegetación aporta gran cantidad de materia orgánica a los sistemas acuáticos. La condición de bosques caducifolios incrementa la probabilidad de que se den dichos aportes. En consecuencia, los ríos dependen en alta medida de esta materia orgánica para su funcionamiento. A cambio, los macroinvertebrados contribuyen a fragmentar la hojarasca y facilitan el trabajo de los descomponedores (bacterias y hongos), que devuelven al bosque el carbono gaseoso (CO₂).

De acuerdo a lo observado en la figura 3.3, cada una de las formas de vida de los macroinvertebrados predomina en un hábitat determinado, en el que ciertas variables fisicoquímicas son importantes porque les proporcionan las condiciones adecuadas para que dichas formas de vida sobrevivan allí con sus adaptaciones. Estas relaciones se pueden ver a través del CCA (Figura 3.4). En el caso del bioma estudiado, se observa que las formas de vida de los trituradores, los colectores-recolectores, los raspadores, los parásitos y los depredadores, se asocian a variables como el pH, la velocidad de la corriente y los nitritos, en especial en el río Gaira Parte Alta y en la Quebrada Canal Gaira. La mayor representatividad de estas formas de vida muestra que estos ecosistemas son de corriente fuerte y llevan una buena cantidad de alimento (materia orgánica), que es aprovechado por los colectores-recolectores. Estos ríos también transportan materia particulada fina que seguramente es generada en parte por los trituradores (Hanson *et al.* 2010). Dichos ríos parecen sistemas que tienden a ser heterotróficos, dada la presencia de la forma de vida de los carnívoros. Este gremio completa la cadena trófica dentro de los macroinvertebrados.

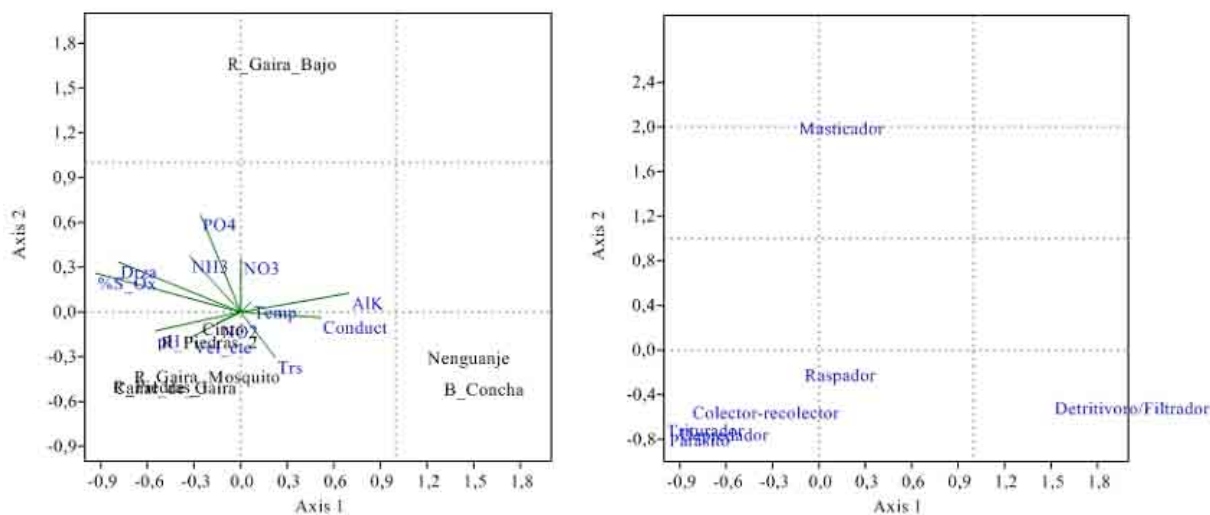


Figura 3.4 Análisis de correspondencia canónica para las abundancias de formas de vida de macroinvertebrados del PNN Tayrona. El eje 1 explica el 45,32% de la varianza y el eje 2 el 32,54%.

Por otra parte, los detritívoros/filtradores se asocian a lugares con altas conductividad y alcalinidad, como las quebradas Bahía Concha y Nenguanje. Los filtradores incluyen los animales que utilizan estructuras especializadas del cuerpo (cepillos bucales) o redes de seda que funcionan como filtros para remover partículas finas (<1mm) del agua o se alimentan de detritus (materia orgánica muerta) (Hanson *et al.* 2010). Esto podría indicar que tales formas de vida se desarrollan en cuerpos de agua

aislados o desconectados por estar en la época de estiaje, y que faltan aportes nuevos de materia orgánica, dada la poca asociación con los fragmentadores. Este hecho se corresponde con las variables de conductividad y alcalinidad, puesto que un exceso en la utilización de CO₂ en la fotosíntesis genera carbonatos que aportan basicidad al agua.

Otro grupo notable en la Figura 3.4 se trata de los masticadores, que se asocian al río Gaira en la Parte Baja, con gran cantidad de nutrientes como PO₄, NH₃, NO₃. Al parecer, esta asociación podría indicar la presencia de material particulado grueso que se relaciona con la eutrofización del río en este sitio. Esto es consistente con la aparente contaminación del Gaira en su Parte Baja (Roldán 2003)

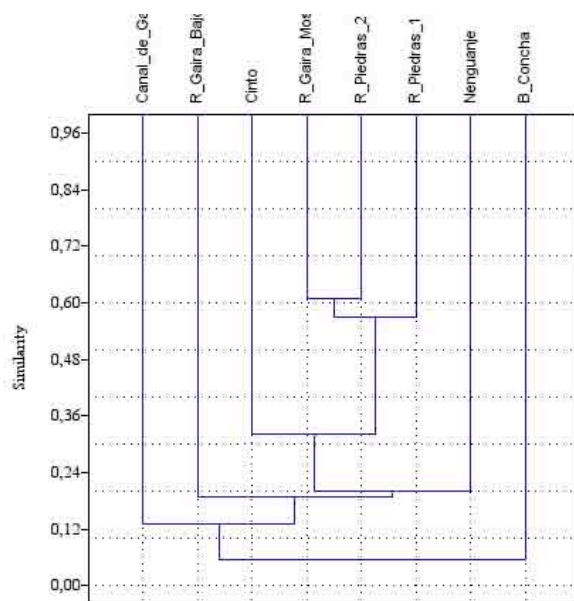


Figura 3.5. Representación de la similitud entre las formas de vida de macroinvertebrados en el PNN Tayrona. Coeficiente de correlación: 0,897

La figura 3.5 permite tener una visión más amplia de cómo se organizan las comunidades y cuál podría ser su relación entre los ecosistemas. Teniendo en cuenta las limitantes fisicoquímicas que condicionan cada lugar y su relación con otros ecosistemas, se observa que las formas de vida de los macroinvertebrados del río Piedras y del río Gaira Vrda. El Mosquito se asemejan. La similitud entre estos sitios es cercana a 0,6, lo que podría estar determinado por la alta velocidad de la corriente en esos ríos, por el pH más alcalino y por la mayor transparencia, de acuerdo a lo observado en la figura 3.5. Estas zonas se relacionan por la semejanza en sus comunidades de macroinvertebrados, principalmente trituradoras y raspadoras, como lo muestra la figura 3.5. Las demás zonas dentro del bioma no muestran relaciones tan claras (valores inferiores a 0,4). Sin embargo es notorio el fuerte aislamiento de la quebrada Bahía Concha, indicio de una composición muy diferente de formas de vida de los macroinvertebrados, y de las dinámicas de esta zona. En la figura 3.3 se observan sólo dos grupos funcionales que corresponden principalmente a los detritívoro/filtrador y en segunda proporción a los depredadores; éste último grupo, hace de esta

zona un lugar de características contrastantes y diferentes las cuales aíslan éste ecosistema de los demás.

Perifiton

El perifiton es un término que se refiere a organismos que viven adheridos a sustratos como tallos u hojas de plantas acuáticas o troncos sumergidos en el agua, y constituye la base alimenticia de muchas especies acuáticas (Wetzel 1975 y Roldán 1992, citados por Peña *et al.* 2005). Presenta una alta sensibilidad a los factores ambientales que lo rodean. En consecuencia, puede dar una idea cercana de cuáles son las dinámicas más representativas que caracterizan el bioma en el que se están desarrollando. Los factores usualmente considerados como limitantes, esenciales o importantes para el desarrollo del perifiton, incluyen la disponibilidad de luz, la transparencia y la turbidez. También son importantes el tipo de sustrato (condición del mismo, localización, profundidad, tipo y disponibilidad), los movimientos del agua (corrientes y velocidad), el pH, la alcalinidad, la dureza, los nutrientes (nitrógeno, fósforo, sílice y carbono), ciertos materiales disueltos (por ejemplo, calcio y azufre), los metales y los metales traza (hierro, cobre, cromo, boro, vanadio y selenio), y otras variables fundamentales como la temperatura, la salinidad, oxígeno y CO₂ (Hutchinson 1957 y Wetzel 2000, citados por Roldán y Ramírez 2009). En los sistemas lóticos, el movimiento del agua controla la biomasa en el entorno natural del río o quebrada (Asaeda y Son 2000)

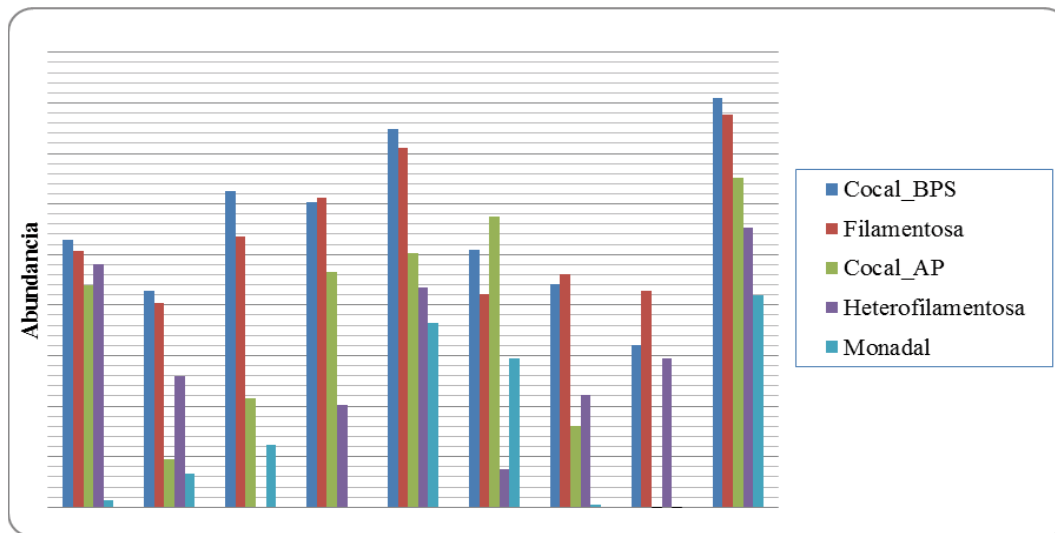


Figura 3.6. Representación de los logaritmos de las abundancias de las formas de vida de Perifiton en los distintos sistemas lóticos del PNN Tayrona (inds/cm²).

En los sistemas lóticos del PNN Tayrona se observa una dominancia de las formas cicales de bajo perfil (acostadas sobre el sustrato) y de las filamentosas (figura 3.6). Las algas cicales no presentan organelos para la movilidad, son unicelulares, viven separadas y no hay conexión entre los individuos. Usualmente son esféricas o cilíndricas (Peña *et al.* 2005). Las formas filamentosas son algas unicelulares cuyas células están conformadas por un talo (cuerpo) que se presentan en forma

ordenada en filas y unidas después de la división celular mediante paredes comunes (Peña *et al.* 2005). Estas dos formas de vida están presentes en todos los sitios y de manera representativa, dado a que tiene un alto grado de adaptabilidad y logran ser cosmopolitas al momento de escoger un espacio en el cual desarrollarse. Sin embargo, también es importante determinar que pese a que están presentes en todos los sistemas lóticos del PNN Tayrona, su abundancia es diferente en cada sitio y no presentan un patrón uniforme de crecimiento.

La predominancia de formas cocales postradas y formas filamentosas simples señala que los ríos y quebradas que hacen parte del bioma visitado presentan un alto dinamismo, ya que las condiciones de inestabilidad no dejan prosperar las formas que requieren mayor estabilidad, como son las algas heterofilamentosas. El hecho de tener un bajo perfil, desarrollarse y vivir como alga unicelular permite adaptarse mejor a las condiciones estresantes de los sistemas lóticos de zonas áridas.

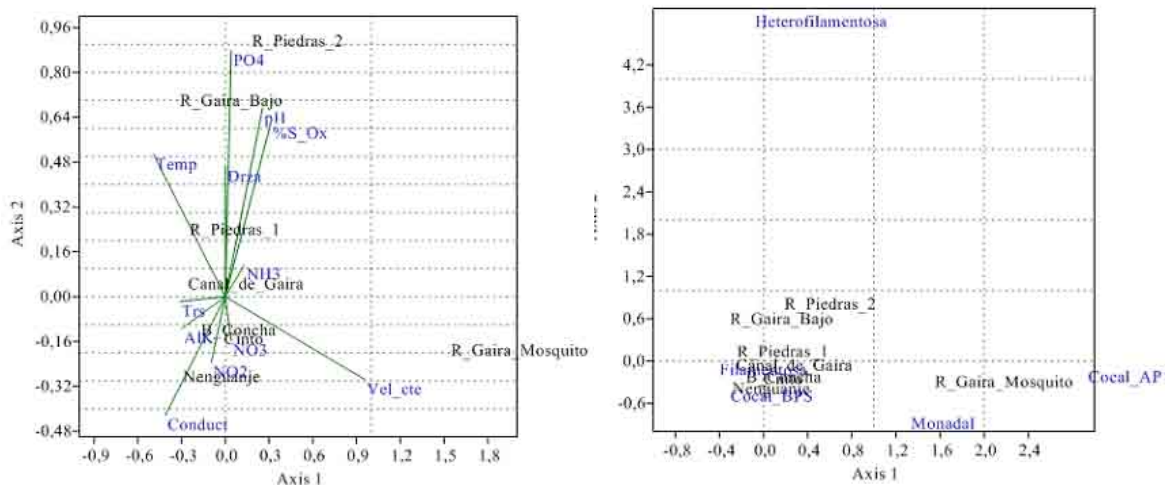


Figura 3.7. Análisis de correspondencia canónica para las abundancias de formas de vida del perifiton de los sistemas lóticos del PNN Tayrona. El eje 1 explica el 65,72% de la varianza y el eje 2 el 27,38%

Al igual que para el análisis de macroinvertebrados, para el perifiton se detectaron tres grandes agrupaciones de acuerdo a sus formas de vida (figura 3.7). El primer grupo incluye gran parte de los sitios muestreados (río Piedras desembocadura, quebrada Canal del Gaira, quebrada Bahía Concha, quebrada Neguanje y quebrada Cinto). A este gran grupo se asocian las formas de vida filamentosas y cocal de bajo perfil simple. Se resalta la influencia de los nutrientes (nitritos y nitratos), la alcalinidad y la transparencia. Las formas de vida adheridas al sustrato, como las algas cocales, pueden desplazarse con movimientos lentos a través de mucilagos bajo condiciones de alto dinamismo (Roldán 2003), hecho que podría explicar su amplia abundancia en éstas zonas. Hay varios factores abióticos que se relacionan con estos sitios donde predominan las formas filamentosas y cocales de bajo perfil simple. Uno es la alcalinidad, que posiblemente puede incrementarse en gran medida por los carbonatos que aumentan cuando la fotosíntesis es elevada.

Los nitritos y los nitratos pueden provenir de la fijación por cianobacterias y por otras algas especializadas. La transparencia del agua facilita la producción primaria, la cual está directamente relacionada al perifiton presente allí. Por otra parte, la presencia de formas de vida con mucilago puede dar idea de que estas algas sufren periodos de sequía a los cuales están adaptadas, característica que hace parte del sistema climático de la zona.

La segunda agrupación que detecta el CCA corresponde a las formas de vida monadal y cocal de alto perfil, que se encuentran influenciadas por la velocidad del agua (río Gaira Vereda El Mosquito). Esto se asocia con una gran movilidad de las formas monadales con flagelos, que tiene cierta capacidad de desplazamiento autónomo, lo que les permite trasladarse a pesar de la corriente. Las algas cocales simples no poseen ningún tipo de movimiento y se posan directamente sobre el sustrato. Esta adhesión no puede darse a través de un sustrato como un mucilago, dado que el golpe recibido por las corrientes fuertes las desprendería. Por ello tienen la necesidad de desarrollar estructuras directas de adhesión (Stevenson *et al.* 1996, Roldán 2007).

Finalmente, la tercera agrupación corresponde a las formas de vida heterofilamentosas, las cuales se encuentran influenciadas por variables como los ortofosfatos, el pH y el % de saturación de oxígeno. Esta forma de vida se caracteriza por ser compleja, uniseriada o multiseriada y ramificada, de crecimiento tridimensional con estructuras especializada para sujetarse al sustrato (Stevenson *et al.* 1996). Los taxones más comunes con esta forma de vida son las cianobacterias y las clorofíceas filamentosas. Son comunes en ambientes tranquilos (poca abrasión por la corriente) y con buena disponibilidad de nutrientes. Estas parecen ser las condiciones que se encuentran en el río Piedras Parte Alta (Vda La Estrella) y en la Parte Baja del río Gaira. En los dos sitios se midieron importantes cantidades de fósforo, posible indicativo de contaminación antrópica.

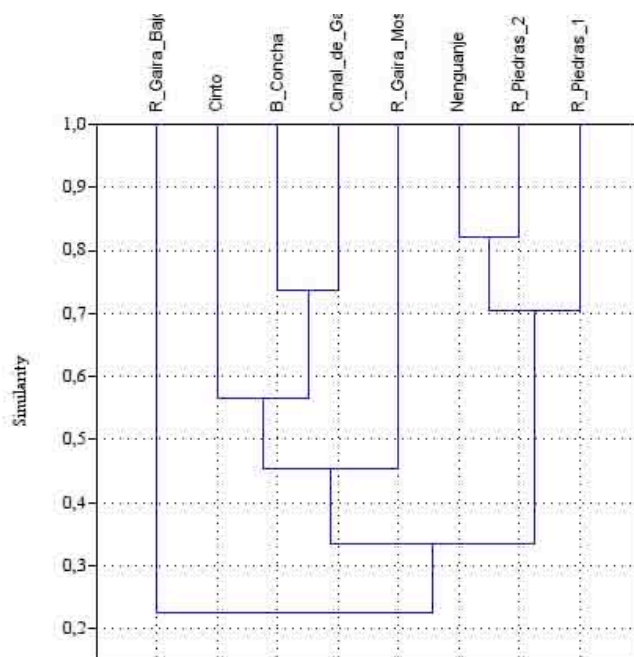


Figura 3.8 Representación de la similitud entre las formas de vida de perifiton en el PNN Tayrona. Coeficiente de correlación: 0,87.

En cuanto a los sitios dentro del bioma que presentan mayor semejanza, se observa que éstos corresponden al río Piedras Parte Baja y Neguanje, con un valor superior a 0,8 (figura 3.8). Estos están a su vez asociados con el río Piedras Parte Alta, pero en menor grado. Otro grupo menos similar es el formado por las quebradas Cinto, Bahía Concha y Canal del Gaira. En el primer caso, las formas de vida comunes son las cicales tanto de bajo perfil como de alto perfil y las filamentosas. Resulta curioso observar que realmente no hay condiciones semejantes en cuanto a la caracterización físico- química de éstas zonas (figura 3.8) pero si tienen una abundancia similar (figura 3.8), lo cual puede asociarse a la capacidad de éstos grupos de algas –cicales y filamentosas- a interactuar y desarrollarse plenamente bajo distintas condiciones ambientales. Para el segundo caso, las cinco formas de vida encontradas están presentes en estas zonas, a excepción de Cinto y Canal del Gaira, que no presentan algas monadales. Este agrupamiento puede darse de forma contraria al caso anterior, debido a las condiciones físico-químicas que condicionan los cuerpos de agua presentes allí, tales como la alcalinidad, los nitritos, los nitratos y el amonio (figura 3.8). También se observa que, al igual que para el caso de los macroinvertebrados, hay una zona que se encuentra especialmente aislada de las demás - Gaira Parte Baja -. Esto puede atribuirse a que es la única con un comportamiento diferencial en cuanto a las abundancias de los grupos de algas. No presenta individuos con formas cicales de alto perfil y en contraste, es la única que tiene una cantidad representativa de algas heterofilamentosas. Esto estaría relacionado con cierta pasividad en cuanto a las dinámicas del río, lo que genera el éxito de formas de vida ligeramente más especializadas, en comparación con los demás grupos. Visto de esta manera, los factores que condicionan este lugar, como la transparencia, el fósforo reactivo, el pH y el porcentaje de saturación de oxígeno, condicionarían y restringirían el crecimiento de ciertos grupos sobre los demás. Así mismo, se condicionaría la conexión de esta zona con otras.

En cuanto a los sistemas acuáticos y de manera amplia, se puede decir que el bioma estudiado se caracteriza por dos tipos de ambientes lóticos: uno que correspondería a ríos de alta corriente, en donde los nitritos y el pH condicionan fuertemente las formas de vida. En estos sistemas el aporte de los macroinvertebrados dentro de la cadena trófica estaría dado principalmente por la función de los trituradores, los cuales aprovechan las partículas de materia orgánica gruesa en estos cuerpos de agua, provenientes principalmente de la vegetación riparia y en menor medida de otras fuentes como el perifiton. La actividad de los trituradores liberaría partículas más finas para los macroinvertebrados que dependen de este tipo de alimento (materia orgánica particulada fina). También sería significativo el aporte que tendrían los macroinvertebrados raspadores, como consecuencia del crecimiento de perifiton sobre las rocas de los ríos (representativas de estas zonas de alta corriente). Estos raspadores harían uso de sus facultades físicas para adherirse a los sustratos rocosos con facilidad. De igual manera existe un condicionamiento para los grupos de algas –en este caso perifiton- existentes allí. Estas están representadas principalmente por algas cicales de bajo perfil (postradas sobre el sustrato) y filamentosas. Las dos formas se adaptan fácilmente a estas zonas por su amplia resistencia a los cambios y dinámicas propias de los sistemas lóticos de alta corriente. Dentro de estas adaptaciones, se observa el desarrollo de mucilago para realizar movimientos lentos a través del sistema o formas especialmente postradas sobre el sustrato para realizar un mejor desempeño fotosintético en relación con la transparencia del agua. Estos grupos integrarán la cadena trófica del sistema en estrecha comunión con los invertebrados raspadores, los cuales obtendrán parte de su alimento a través de las algas.

El otro tipo de sistema lótico no tendría una tendencia física tan marcada y correspondería a zonas en donde hay un mayor estancamiento y desconexión del agua. Factores como la alcalinidad y la conductividad serían los limitantes principales, lo que generaría un recambio en la función de los macroinvertebrados. Estos se caracterizarían por una fuerte presencia de detritívoros, los cuales

consumirán toda la materia orgánica que de acuerdo al bajo movimiento del agua se suspenderá y acumulará. Otros grupos funcionales harían parte de éstas zonas pero atendiendo a particularidades de cada sitio (p.e., aumento de depredadores, cambio en las condiciones fisicoquímicas, etc.). Se observa de igual forma, que los grupos de perifiton presentan algunos cambios en cuanto a la abundancia y composición, pues pese a que se encuentran altas proporciones de algas cocales y filamentosas, y en segundo nivel monadales, sobresale la presencia de grupos especializados como las algas heterofilamentosas que responden a dinámicas más estables y menos agitadas. Probablemente parte del éxito que se detalla en las algas con formas cocales se centra en el desarrollo del mucílago. En estos sistemas esta estrategia puede ser muy útil durante la sequía porque representa una forma ágil de combatir la deshidratación y regular la población. Esto explicaría su predominancia en los sitios con menos conexión lateral y longitudinal. Tanto para estos sistemas de aguas estancadas como para los de corrientes altas, la relación entre el perifiton y los macroinvertebrados es de enorme importancia para la regulación normal de la cadena trófica. Las dos comunidades constituyen dos grupos de organismos que aportan diferentes servicios a los ecosistemas acuáticos y mantienen su estabilidad.

3.2 Componente Faunístico

Los animales en el bosque seco tropical presentan marcadas respuestas a la estacionalidad. Muchos migran hacia zonas húmedas o bosques ribereños y otros poseen adaptaciones fisiológicas para no perder agua, cambian de dietas, o acumulan grasas como fuente de alimento. Para los artrópodos se ha observado que disminuyen su abundancia durante la estación seca (Ceballos 1995).

La presencia de claros puede constituir una de las principales determinantes de la composición y abundancia de las comunidades de fauna de los bosques secos. Los claros artificiales, que se pueden crear cuando hay un aprovechamiento selectivo de los bosques tropicales, se han comparado con los claros naturales. Los primeros son, en general, de mayor tamaño que los segundos (Gullison *et al.* 1996, Dickinson *et al.* 1998 y Mostacedo *et al.* 1998, todos citados por Fredricksen *et al.* 1999; Armbrecht Ulloa 1997). Se sabe poco sobre la forma en que la herpetofauna o las comunidades de invertebrados responden a la creación de claros o al distinto tamaño de éstos. Vitt (1998, citado por Fredricksen *et al.* 1999) ha demostrado que las lagartijas heliotérmicas de cuerpo grande usan los claros de tala para asolearse y, por lo tanto, su número aumenta con la creación de dichos claros en el bosque. Schemske y Brokaw (1981, citados por Fredricksen *et al.* 1999) opinan que la vegetación densa de los claros debería atraer una rica fauna de artrópodos. Esto, a su vez, brindaría una mayor abundancia de alimento para la herpetofauna, los mamíferos insectívoros y las aves.

En el bosque seco tropical se encuentran especies endémicas con un alto porcentaje. Para las aves ocurre que hay un 46% de endemismo de especies que solo son vistas en estos tipos de ecosistemas. En vertebrados se registran tres especies de mamíferos endémicas para las zonas seca de la región Caribe de Colombia y Venezuela los cuales son, *Marmosa xerophila* (Marsupiala), *Myotis nesopolus* y *Rhogeessa minutilla* (Chiroptera: Vespertilionidae). En el caso particular de los artrópodos se puede observar que especies como *Malagoniella astyanax* solo se encuentran en estas zonas. Otras especies están restringidas a la parte norte de Colombia, como es el caso de *Diabroctis cadmus* y *Eurysternus impressicollis* (Instituto Alexander Von Humboldt 1995).

A nivel entomológico, los bosques secos en Colombia son desconocidos. Hasta el momento no se tienen estimativos de la diversidad de insectos en estos bosques y el papel que cumplen en su

dinámica. Algunos trabajos de Janzen (1980, 1983, 1987, 1988, citados por Escobar 1997) en los bosques secos de Costa Rica muestran la importancia de los insectos en el funcionamiento de estos ecosistemas y los problemas de conservación que enfrentan.

La región caribeña de Colombia está particularmente dominada por ambientes secos que contribuyen a la heterogeneidad paisajística. Esta planicie seca caribeña está interrumpida por la presencia de humedales asociados a ambientes lóticos y ambientes de alta montaña, creando una mayor heterogeneidad paisajística, lo que puede incidir en una rica y particular composición de la artropofauna (Jiménez-Ferbans y Amat-García 2009).

Estudios puntuales con insectos en algunas zonas de bosque seco tropical en Colombia, muestran una alta diversidad de escarabajos estercoleros (Scarabaeinae) y de hormigas (Formicidae), comparable a la encontrada en bosques húmedos de tierras bajas. De las tres regiones secas en donde se han realizados estudios de la fauna de hormigas, el valle geográfico del río Cauca es donde se registra mayor número de especies (123), seguida por la región Caribe y el valle seco del río Magdalena (norte del Tolima) con 94 y 63 especies respectivamente (Ambrecht y Chacón 1997, Instituto Alexander Von Humboldt 1995). En la época lluviosa hay un incremento de la diversidad de especies y disminución en la predominancia de algunas de ellas; se puede notar una uniformidad en la distribución de las especies y esto puede deberse a las lluvias. La lluvia contribuye a aumentar la biota del suelo. La diversidad por horizontes en estos suelos presenta una tendencia a disminuir a medida que aumenta la profundidad y se ha reportado un fenómeno de braquiptería en especies de Carabidae.

El fraccionamiento del hábitat tanto en ecosistemas de bosques secos tropicales como en cualquier otro ecosistema puede afectar la diversidad de los insectos en diferentes formas, de acuerdo con las necesidades de cada especie, sus propiedades (movilidad, dinámica poblacional) y las condiciones en que presenten los fragmentos (aislamiento, dimensiones) (Brown 1989).

Es así como algunos taxones de insecta se han propuesto como grupos indicadores de biodiversidad y de deterioro ambiental. Entre éstos están los Coleoptera, Cicindélidos (Pearson y Cassola 1992, citados por Ambrecht y Chacón 1997), Lepidoptera, Heliconiinae y Formicidae. De acuerdo con Pearson (1993, citado por Ambrecht y Chacón 1997), las especies indicadoras deben ser de fácil detección, fácil evaluación y deben proveer información valiosa (Ambrecht y Ulloa 1997).

3.3 Componente Vegetal

La vegetación de una región es clave para determinar la importancia de los factores climáticos sobre dicho establecimiento, ya que al ser organismos “sésiles” las estrategias de supervivencia surgen como herramientas adaptativas en varios niveles: fisiológico, fisonómico y morfológico.

A nivel general para la vegetación de los ecosistemas predominantemente secos, donde los factores de humedad, precipitación y agua disponible en el suelo son limitantes fuertes, las comunidades vegetales desarrollan alternativas como la succulencia, la esclerofilia, reducción de áreas foliares o de masas, desarrollo de superficies fotosintéticas alternas a las hojas, pérdida de hojas en la temporada más seca, etc., con el fin de afrontar el déficit hídrico y al tiempo minimizar la pérdida de agua.

Para realizar un acercamiento al análisis en el nivel de organización de bioma, las adaptaciones mencionadas surgen como punto de partida para determinar la identidad vegetal del bioma estudiado y lograr su delimitación dentro de estos parámetros. En este caso particular, la principal característica identificada como base del análisis a nivel de bioma es el porcentaje de Leguminosas, Cardones y Espinas en cada uno de los ecosistemas visitados: Bosque Isomegatérmico caducifolio (BIC), Bosque isomegatérmico subxerófilo caducifolio (BISC) y Fruticeto xerófilo (FX), ya que se identificaron como estrategias útiles para sobrellevar tres aspectos derivados de las características abióticas de la zona: procesamiento de nitrógeno, acumulación de agua y nutrientes a nivel de tallo y adaptaciones foliares para evitar la pérdida de agua y optimizar el área fotosintética.

Con el fin de obtener un panorama diagnóstico y comparativo entre los ecosistemas y las características antes mencionadas, se generó una tabla comparativa con base en la densidad de morfoespecies en cada ecosistema clasificándolas como leguminosas, cardones o plantas con presencia de espinas, para obtener los porcentajes de presencia de dichos grupos en cada caso particular como se observa en la tabla 3.1:

	Bosque isomegatérmico caducifolio			Bosque isomegatérmico subxerófilo caducifolio			Fruticeto xerofítico		
	# Total de individuos	% de Presencia	de	# Total de individuos	% de Presencia	de	# Total de individuos	% de Presencia	de
Leguminosas / Fabaceae	55	12.61		30	6.60		101	12.88	
Espinas	1	0.22		11	4.42		0	0	
Cardones	0	0		0	0		11	1.40	

Tabla 3.1. Presencia de Leguminosas, Espinas y Cardones por ecosistema.

Con respecto al procesamiento del nitrógeno, cabe resaltar que por lo general es absorbido por las plantas en las formas de NH_4 y NO_3 (como se encuentra en el suelo), para así pasar a través de las raíces al transporte xilemático, y finalmente cumplir funciones vitales como la formación de ácidos nucleicos, aminoácidos, proteínas, coenzimas, fosfolípidos y clorofilas, entre otros. En el caso de las leguminosas se presenta una variación particular en este aspecto: además de presentar raíces que absorben el nitrógeno en las formas clásicas de NH_4 y NO_3 , a estas plantas les es posible la absorción de nitrógeno atmosférico. Esto es posible gracias a la asociación con bacterias que forman nódulos radicales y cuyo procesamiento del nitrógeno atmosférico genera como resultado un producto reducido (NH_4), que puede ser absorbido manera clásica (Díaz *et al.* sf). Las leguminosas también enriquecen los suelos en este aspecto, lo cual permite un mayor crecimiento de otras especies vegetales en las áreas que carezcan de este elemento fundamental (Barrera sf).

Con base en lo anterior y a partir de los resultados resumidos en la tabla 3.1, se observa similitud entre los porcentajes de presencia de leguminosas para los ecosistemas de BIC y FX (12.61% y 12.88% respectivamente), lo que indica que una gran parte de la vegetación de estas zonas está

representada en este grupo. Esto además puede ser indicio de que los suelos son enriquecidos con productos nitrogenados que podrían ser utilizados por los demás organismos.

La presencia de las formaciones de cardón se da en principio con respecto a la acumulación de agua a nivel de los tallos de estas plantas. Como se verá más adelante, esto tiene una relación inversa con la capacidad de retener agua en el suelo, por lo que las plantas la acumulan en sus tallos por largos períodos de tiempo enfrentando las condiciones adversas asociadas a la sequía. La falta de retención en el suelo será asociada principalmente a la alta proporción de arenas frente a arcillas en el componente edáfico.

Un compartimento importante para analizar el bioma son las semiepífitas trepadoras, las cuales en conjunto se conocen como bejucos (Kelly 1985, Cortés *et al.* 1988, Linares 2001). Presentan carácter heliófilo y es normal encontrarlos de forma abundante en sitios perturbados, desde selvas de climas cálidos hasta las selvas altoandinas, desde el interior de estas hasta claros en regeneración, matorrales, sitios alterados, bordes de camino y carreteras (Linares 2001). De allí su enorme importancia para la recuperación del equilibrio ecosistémico luego de que se ha presentado un evento de perturbación, ya sea de carácter natural o antrópico. La capacidad regenerativa de los bejucos es extremadamente rápida; además presentan estrategias especiales para la conservación de energía, agua y minerales que las convierten en potenciales “recuperadores” de espacios abiertos, lo cual favorece el entorno en la medida que su producción elevada de biomasa foliar contribuye a la nutrición del suelo y por consiguiente al establecimiento de plántulas.

En las zonas secas de la costa norte del país y el valle del río Magdalena, Mendoza (1999) reporta 63 especies diferentes de bejucos, que alcanzan aproximadamente el 20% de la diversidad de especies botánicas que encuentra en su estudio, las cuales son en total 308. Es claro que para los ecosistemas secos el compartimento determinado por las formas epífitas y semiepífitas tiene gran importancia en la dinámica y salud de la comunidad ya que se convierten en los puentes de comunicación y transporte de nutrientes entre zonas que de otra forma permanecerían totalmente aisladas en vista de que este bioma es característicamente abierto. Por esta razón, a primera vista puede pasar inadvertido este subsistema, pero los estudios a profundidad arrojan datos significativos de la dinámica de recuperación tan acelerada que se presenta en estas comunidades en comparación con otras. Por ejemplo, los bosques altoandinos de Cundinamarca presentan únicamente 8,9% de diversidad de bejucos dentro de 468 especies totales reportadas (Pinilla y Suárez 1998, Linares, 2001). En selvas de Chiribiquete en el Amazonas se encuentra únicamente 6,36% de diversidad representada en bejucos dentro de 549 especies reportadas en total para la zona (Cortés *et al.* 1988, Linares 2001).

	Bosque isomegatérmico caducifolio	Bosque isomegatérmico subxerófilo caducifolio	Fruticeto caducifolio
Cantidad de Bejucos	24 en 1000 m ²	8 en 1000m ²	6 en 1000m ²

Tabla 3.2. Abundancia de bejucos

En campo solo se determinaron los bejucos pertenecientes al FX y se compararon los resultados obtenidos con los reportados por Linares (2001). Se encontró que las dos familias de bejucos determinadas en la zona del Rodadero coinciden con las anotadas en la literatura. Por ejemplo, *Convolvulaceae* aparece con 81 géneros determinados como semiepífitas a lo largo del país;

mientras que *Sapindaceae* tiene 111 géneros reportados con este hábito en el territorio nacional. Por otro lado los datos recolectados para los tres ecosistemas estudiados muestran un gradiente en la abundancia de los bejucos dentro de los ecosistemas (tabla 3.2), teniendo que en el BIC está la mayor abundancia y esta disminuye hasta presentar en el FX los menores datos. Esto puede relacionarse con la capacidad de cubrir los claros de cada uno de los ecosistemas. Así pues el FX tendría el más bajo poder de cubrir los claros.

4. ANÁLISIS A NIVEL DE PAISAJE

Geología, geomorfología y suelos

La historia geológica de las costas colombianas del Caribe ha sido influenciada por la interacción entre la placa oceánica del Caribe y la placa continental de Suramérica. La placa Caribe mantiene un movimiento constante de subducción diagonal bajo la placa Suramericana de aproximadamente 3,7 cm/año, ocasiona el crecimiento de la placa continental por la acumulación de sedimentos marinos en la zona limítrofe (Sánchez *et al.* 2005). Este choque entre ambas placas causa una serie de fragmentaciones de la placa continental que generó un sistema de fallas del Caribe, como las fallas Sur-Caribe, Romeral y Bolívar, y pequeñas fallas en el parque Tayrona y cercanías, como las fallas de Rodadero, Limón y Taganga. Otras fuerzas que modifican el paisaje son la falla de Oca y la falla Bucaramanga-Santa Marta, ambas dirigidas hacia el norte deslizándose en forma de triángulo que deforma el borde de la placa continental, hasta delimitar con la Sierra Nevada de Santa Marta (Sánchez *et al.* 2006).

En el pleistoceno la Sierra Nevada alcanzó su nivel actual y durante los períodos de glaciales e interglaciales ocurrieron la regresión y transgresión del mar ante la placa continental que moldeó las bahías, costas y regiones cercanas (Montes *et al.* 2002). Esto se ve reflejado en afloraciones al este del parque generadas por erosión, como las costas rocosas ubicadas en los ecosistemas húmedos del parque - El Batolito de Santa Marta -, rocas ígneas intrusivas del eoceno que se extienden por más de 100 km, y que le aportan al suelo gran cantidad de nutrientes por su naturaleza volcánica. Al contrario, en las zonas secas se encuentra un mayor aporte de rocas metamórficas, que contribuyen pobremente a los suelos. Estas grandes formaciones rocosas de diferentes periodos poseen también distintos grados de metamorfismo. En la zona centro del parque se encuentra el Neis de los Muchachitos formado hace 250 ma, y en las zonas más secas y cercanas a la ciudad de Santa Marta, los Esquistos de Gaira, con algunas contribuciones de materia orgánica del paleoceno y las Filitas de Taganga del mismo período (IGAC 1975).

La geomorfología de la región está caracterizada básicamente por dos tipos de formaciones: los valles y las colinas. Aun así, éstas presentan diferentes orígenes y tipos de suelos, lo que aumenta la variedad de las zonas. De esta manera se encuentran tres tipos de valle: el Valle Aluvial, el cual hace referencia a un terreno que se ha creado por aluvión (Sedimento arrastrado por las lluvias y las corrientes de agua) y es de tipo ígneo; éste puede tener influencia marina y estar representado por pequeñas explanadas en forma de terraza cercanas al cabo de San Juan de Guía, las cuales disminuyen hacia el oriente; también pueden no tener influencia marina, y a estos pertenecen aquellos valles labrados a lo largo de la quebrada del Jordán y del río Piedras (falla Jordán).

Por otro lado existe un Valle Aluvial que no es solamente ígneo, sino que presenta material mixto y puede o no tener influencia marina; en dónde no la hay, la zona se caracterizan por tener los valles más amplios, y ser más nítido el transporte aluvial; en las zonas en dónde si hay influencia marina se presenta un alto contenido de sales y mayor actividad biótica de cangrejos.

Finalmente se encuentra el Valle Coluvio-aluvial, el cual hace referencia a zonas en donde existe una transición entre estos dos tipos de depósitos, ya que por una parte se presenta una matriz lodosa que transporta el sedimento por la acción del agua hacia el valle principal, y por otra parte los fragmentos de roca son angulares y mal clasificados, dando a entender que el transporte que dió lugar a este depósito es corto y de proveniencia local. Estos valles son de material metamórfico y están labrados en esquistos y filitas, elementos finos arcillas y limos.

Las Colinas se caracterizan por ser de dos tipos: ígneas y metamórficas. Las colinas ígneas altas tiene una gran disección debido a pequeños drenajes, crestas convexas con tendencia a ser agudas y pendientes fuertes y cortas. Las colinas ígneas bajas son similares a las altas, pero presentan crestas redondeadas y vallecitos planocóncavos. Las colinas metamórficas son bloques inmensos que descende gradualmente desde los picos altos hasta el mar; presentan crestas alargadas, agudas y convexas y laderas con pendientes fuertes y largas con flancos irregulares. De manera intermedia, se presentan lagunas de colmatación, las cuales se encuentran en la parte terminal de los valles no inundados por el mar. Están formadas por sedimentos aluviales finos, presentan un nivel freático alto y se encuentran principalmente en Neguanje y Bahía Concha.

Los suelos del parque se clasifican en cuatro tipos: los molisoles que ocupan la mayor extensión dentro del parque, tanto en la zona plana como en las colinas; se caracterizan por ser suelos fluvénticos debido al decrecimiento irregular del contenido de carbón orgánico a través del perfil; presentan un horizonte cámbrico y buena descomposición de materia orgánico. En segunda medida se encuentran los suelos alfisoles, de regiones húmedas que presentan evidencia de translocación de arcillas y vegetación de bosque. Los inceptisoles se encuentran en las lagunas de colmatación y en los valles coluvio-aluviales y aluviales; presentan características diferentes en las distintas zonas del parque. El conjunto Bahía Concha es de colores con pureza alta, lo que puede resultar de un nivel freático más bajo y una aireación mayor. En Neguanje existe presencia de sales en todo el perfil, con alto contenido de materia orgánica. Finalmente, se encuentra en menor proporción los entisoles, los cuales presentan un desarrollo incipiente y carecen de horizontes diagnósticos; están ubicados en los valles coluviales formados por material metamórfico. Son abundantes en muchas áreas con superficies sometidas a acumulaciones arenosas y también en la zona de Gayraca, dónde sufren disturbios por la intensa actividad antrópica.

4.1 Sistemas acuáticos

El estudio regional aplicado a los ambientes acuáticos del PNN Tayrona se basó en la integración de los datos bióticos y abióticos, tanto de los organismos perifíticos como de macroinvertebrados encontrados en los cuerpos de agua del Parque. Para tal fin se realizaron descripciones agrandes rasgos de los patrones de distribución biótica, su posible relación con las variables físicas del medio y los probables procesos que regulan su distribución y permanencia. De acuerdo a esto, se analizó la composición y la abundancia, se calculó el índice de diversidad beta de Whittaker y se hizo una descripción regional del área de estudio.

Índice Beta de Whittaker

ÍNDICE	MACROINVERTEBRADOS	PERIFITON
ÍNDICE DE WHITTAKER	1,7	2,1

Tabla 4.1. Índice de diversidad β de Whittaker para las comunidades de macroinvertebrados y perifiton en sistemas lóticos del sector occidental del PNN Tayrona.

El índice de diversidad Beta de Whittaker, calculado para las comunidades acuáticas en todos los sitios muestreados, se presenta en la tabla 4.1. Se observa que las diversidades β , tanto para la comunidad de perifiton como para la de macroinvertebrados, fueron relativamente bajas (2,1 y 1,7 respectivamente, siendo el máximo 5, es decir el número de sistemas analizados). Esto indica que la similaridad de taxones entre los ecosistemas estudiados es bastante elevada. En consecuencia la composición tanto de familias por parte de los macroinvertebrados, como de géneros por parte del perifiton, tiende a ser igual entre cuerpos lóticos, lo que podría a su vez indicar una tasa de renovación de taxones bastante alta. Magurran (1988, citado por Rodríguez *et al.* 2001) anota que la diversidad β es una medida de cuán diferentes (o similares) son una serie de hábitats o muestras en términos de variación (y en algunas ocasiones de abundancia) de las especies encontradas en ellos.

El recambio es ligeramente mayor entre la comunidad de perifiton en comparación con la de macroinvertebrados. Este comportamiento puede generarse por los frecuentes y rápidos cambios sucesionales de las comunidades de perifiton, pues esta tiene una recuperación más rápida (días a semanas) en comparación con otras como los macroinvertebrados (semanas a meses).

El análisis de cada comunidad a nivel regional se hizo por comparación de las familias y los géneros, en macroinvertebrados y perifiton respectivamente, con las estaciones de muestreo y las variables ambientales más determinantes. Dicho análisis correspondió al CCA, realizado con el programa PastV.2.16 (Harper *et al.* 1999). Las gráficas de los análisis de correspondencia canónica se dividieron en dos secciones cada una, la primera relaciona estaciones y variables y la segunda las familias o géneros correspondientes.

Análisis de correspondencia canónica (CCA) entre factores bióticos y abióticos

- **Comunidad de Macroinvertebrados**

El análisis de la comunidad de macroinvertebrados se muestra en la figura 4.1, donde fueron evidentes dos agrupaciones: B. Concha, río Gaira Parte Baja y río Piedras Parte Baja, que se relacionan por variables como la transparencia y la alcalinidad. Con respecto al río Piedras Parte Baja, se puede decir que las familias encontradas allí son organismos epineustónicos, es decir que viven sobre la superficie del agua. Las aguas del río Piedras en este sitio parecen tener pocos elementos en suspensión y disolución, por lo que la tensión superficial del agua no se vería afectada. Además, si se tiene en cuenta la transparencia de estas aguas, la influencia de la radiación solar juega un papel clave en la eliminación de moléculas en suspensión y por ende en la supervivencia de familias adaptadas a estas condiciones (Hanson *et al.* 2010, UPRM 2012). La alcalinidad es una variable importante para la producción primaria y para la amortiguación del pH dentro de los cuerpos de agua. Esto probablemente explique la dominancia de la familia Palaemonidae para la quebrada B. Concha (con fuerte influencia marina), única reportada para la agrupación dado que algunas especies de esta familia presentan estados de desarrollo dependientes de aguas mixohalinas, denominadas especies diadrómicas.

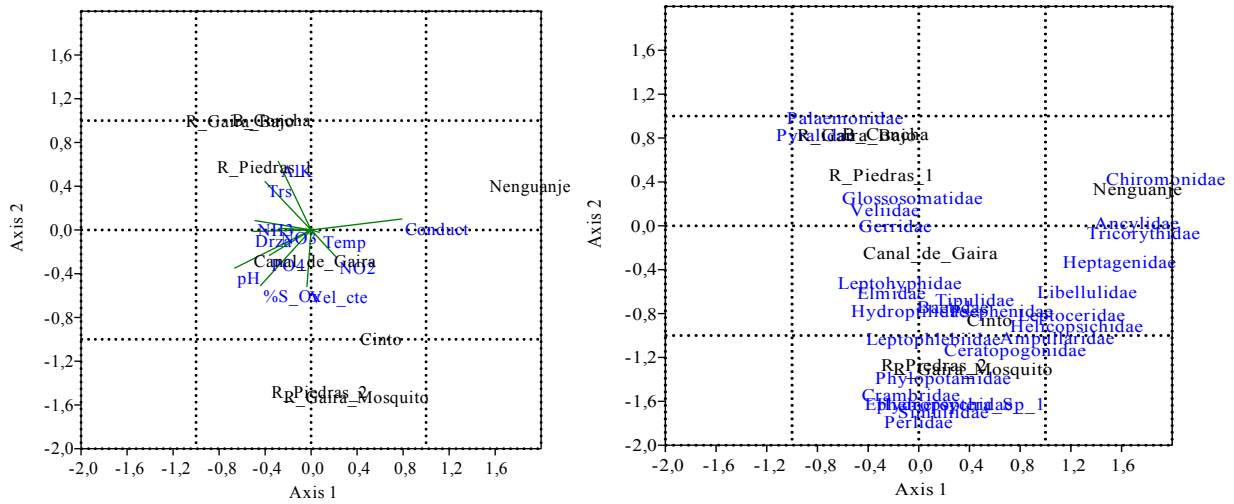


Figura 4.1. Análisis de correspondencia canónica para las familias de la comunidad de Macroinvertebrados del PNNTayrona, Colombia. La figura de la izquierda corresponde al ordenamiento de las variables fisicoquímicas y la de la derecha al ordenamiento de los taxones. El eje 1 posee 45,32%, el eje 2 posee un 32,54%

De acuerdo a esto, algunas poblaciones de estas especies se podrían extinguir en algunos tramos del río, más aún cuando hay algún tipo de aislamiento que impida la conectividad de las aguas (Magalhães y Pereira 2007). La presencia de Palaemonidae cerca a la desembocadura de la quebrada B.Concha esta explicada por la biología de estos organismos. Sin embargo, se desconoce si en tramos río arriba la familia está presente. Por otro lado, la transparencia es una variable física determinada principalmente por la cantidad de materia orgánica e inorgánica suspendida y disuelta, de manera que si es alta, se reducirá la luz y se limitará la penetración de esta en el ambiente acuático. Para el caso de los organismos fotótrofos la transparencia del agua juega un papel importante tanto para la actividad fotosintética como para definir un patrón de distribución espacial. De acuerdo con esto, los organismos de mayor tamaño como los macroinvertebrados, se ven afectados por la luz, ya que sus patrones de distribución comportamientos y supervivencia dependen en gran medida de sus preferencias alimenticias. En este caso, una reducción de la transparencia afectaría a los grupos que se alimentan de material vegetal (UPRM 2012, Roldán 2003, Hahn-Vonhessberget *et al.* 2009). Para los otros puntos se encontraron representantes de las familias Glossosomatidae, Vellidae y Gerridae en menor cantidad.

En la segunda agrupación se encuentran la quebrada Cinto, el río Gaira sector El Mosquito y el río Piedras Parte Alta, asociados por la velocidad de la corriente. Esta variable podría explicar en gran parte la presencia de familias como Hydropsychidae, Baetidae y Perlidae, ya que una mayor velocidad del agua crea condiciones ideales para la reaireación y el incremento de oxígeno. Como se sabe, estas tres familias prosperan en cuerpos de agua muy oxigenados, lo que permite catalogar el cuerpo de agua de calidad entre aceptable y óptima (Pino y Bernal 2009, Guerrero *et al.* 2003). Según el índice BMWP/COL, estas familias (Hydropsychidae, Baetidae, Perlidae) son sensibles a grados moderadamente elevados de contaminación. Sin embargo dentro del grupo de familias que se ubicaron allí, Simuliidae fue dominante. Esta es una familia tolerante a niveles medios a altos de contaminación. Esta agrupación se generó por el factor de velocidad principalmente y según Grzybkowska (2004), la estructura de las comunidades de invertebrados dependen de dicho factor, gracias al cual se dan condiciones de oxigenación continua, formación de espacios de refugio y estabilidad del lecho. Pero lo más importante es el factor causante de la recolonización masiva en el lecho y de la resuspensión de algunos elementos dentro de la columna de agua. Según lo anterior, familias comunes a este condicionamiento físico estructural son Hydropsychidae, Baetidae y Perlidae, pero la presencia de Ceratopogonidae y Simuliidae probablemente esta explicada debido a

que algunas de sus especies en estado larval son bastante activas y presentan adaptaciones adecuadas que les permite tener estrategias alternas para la dispersión activa, es decir la dispersión contra corriente.

Finalmente, se observa que la quebrada Neguanje se encuentra aislada de los otros cuerpos de agua debido a la relación que presenta con la conductividad. En este punto la familia Chironomidae fue dominante, lo que probablemente se deba a que son organismos ampliamente distribuidos en diferentes cuerpos de agua y muy tolerantes a diversos factores físicos, como en este caso a bajos niveles de oxígeno y altos niveles de iones disueltos. Es importante destacar que una dominancia por parte de esta familia indica condiciones entre moderadas y altas de contaminación (Hahn-Vonhessberget *et al.* 2009, Pino y Bernal 2009). Esta familia tiene un amplio rango de distribución en sistemas de aguas continentales, producto de una serie de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y comportamentales. Estos organismos son importantes dentro de las comunidades de macroinvertebrados porque son fundamentales para la dinámica bentónica (Scheibler *et al.* 2008).

- **Comunidad de Perifiton**

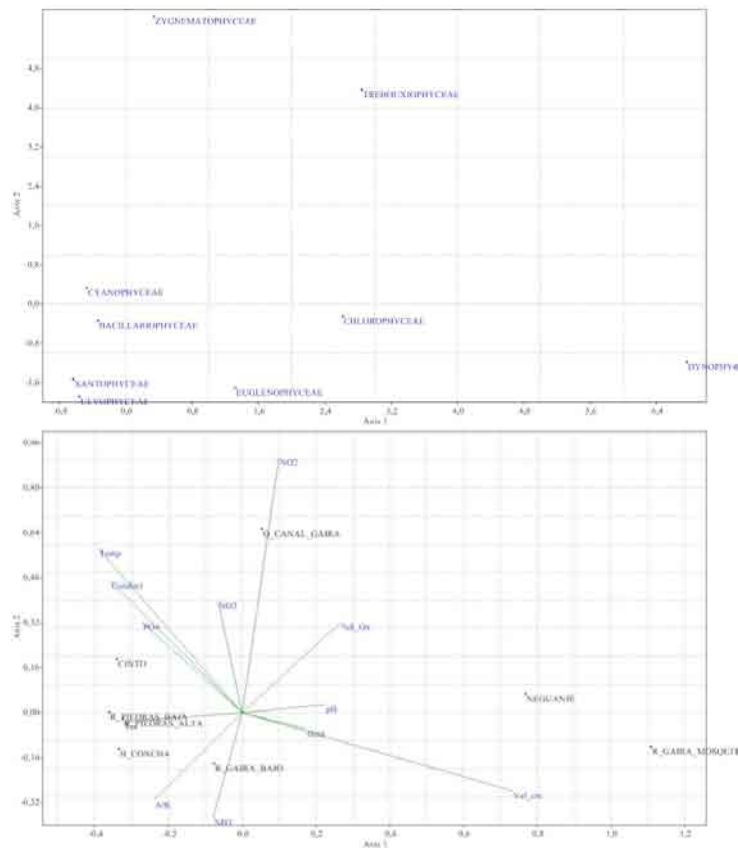


Figura 4.2. Análisis de correspondencia canónica para las Clases de la comunidad de Perifiton del PNN Tayrona, Colombia. El eje 1 tiene 52.82 % y el eje 2 el 30.19% de aporte a la varianza. La figura superior corresponde al ordenamiento de las variables fisicoquímicas y los sitios y la inferior al ordenamiento de los taxones

En el análisis de correspondencia canónica (figura 4.2) para la comunidad de perifiton, el pH, la transparencia, la dureza y la velocidad de la corriente se asocian al eje 1, lo que da lugar a la conformación de tres agrupaciones por sitio. La primera agrupación relaciona las quebradas Cinto y Bahía Concha y el río Piedras en sus dos secciones. La segunda agrupación está conformada por la quebrada Canal Gaira y el río Gaira Parte Baja y la tercera por la quebrada Neguanje y río Gaira Vereda El Mosquito. Bajo la primera agrupación predomina la presencia de organismos de las clases Zygnematophyceae, Cyanophyceae, Bacillaryophyceae, Xantophyceae y Ulvophyceae. Las divisiones Cyanophyceae, Bacillaryophyceae y Ulvophyceae están se asocian a acierto grado de eutrofización del sistema (Pinilla 1998), siendo las Bacillaryophyceas las más adecuadas para este análisis, pues representan muy bien el medio al cual se han adaptado. A pesar de la tendencia general a presentarse un pH neutro en todos los cuerpos de agua de la región, las dos secciones del río Piedras presentan valores elevados de pH que se podrían relacionar con la remoción de CO₂ del agua por la actividad fotosintética (Roldán y Ramírez 2008). En este caso tal actividad fotosintética estaría determinada por la presencia de grupos como las Bacillaryophyceae y las Cyanophyceae. La concentración de CO₂ disminuye debido a que se gasta durante la fotosíntesis, con lo cual quedan en el agua las especies químicas de carbonatos y bicarbonatos. Estos pueden provenir principalmente del aporte de lluvias (Roldán y Ramírez 2008) y del arrastre de sedimentos. Esta condición se refleja en las mediciones de dureza que fueron relativamente altas para estos dos puntos. El arrastre de determinados tipos de sedimentos puede correlacionarse con el tipo de suelos, que para el lugar corresponden a suelos de montaña (IGAC 2007), los cuales le aportan por escorrentía y por el grado de escarpamiento una considerable cantidad de sedimentos al río.

Cabe resaltar el papel que ejerce la velocidad de la corriente en el río Gaira Vereda El Mosquito, pues este fomenta la presencia de organismos pertenecientes a la clase Dynophyceae, los cuales están adaptados para esta condición por sus flagelos que les permiten moverse. Este grupo indican generalmente tendencias hacia la oligotrofia (Pinilla 1998). Por otro lado la velocidad de la corriente es baja para aquellas estaciones donde proliferan algas como Chlorophyceae y Bacillaryophyceae, que se desarrollan mejor en aguas más tranquilas, ya que los nutrientes no tienen tanto recambio y están más disponibles.

Otra variable específica que tiene influencia en las dinámicas de la región es la alcalinidad, que registró valores altos para las estaciones de quebrada Bahía Concha y río Gaira Parte Baja. Allí se da la proliferación de organismos tales como Cladophoras, perteneciente a la clase Ulvophyceae, del cual se sabe que habita ambientes costeros alterados (De la Lanza *et al.* 2000), pues su crecimiento se induce con un aumento de la contaminación. En este caso, específicamente en bahía Concha, la influencia marina y la acción antrópica con la descarga de contaminantes producto del turismo característico de la zona pueden generar una alta proliferación de este organismo. El alto contenido de nutrientes se ve reflejado en los valores elevados de alcalinidad que muestran la presencia de carbonato por la influencia marina y por el aporte de los suelos; en este caso, para los dos sitios, corresponden a suelos de la planicie marina y fluvio marina (IGAC 2007). Estos son suelos sin mucha pendiente, lo que favorecería el poco transporte de los nutrientes y una mayor acumulación. Además presentan depósitos que van de textura gruesa a fina, lo que también influye en el aporte de nutrientes. En el río Gaira Parte Baja se observa que esta influencia marina y de sedimentos condiciona el crecimiento de organismos de la clase Euglenophyceae, los cuales actúan como indicadores de alto contenido de materia orgánica (Pinilla 1998). Dicha materia orgánica puede provenir de los aportes antrópicos urbanos, pues en esta sección el río atraviesa una amplia zona urbana de Santa Marta. Se debe considerar también que este río nace en la Sierra Nevada de Santa Marta y al descender hasta la ciudad de Santa Marta se enriquece de sedimentos finos que están relacionados con una vegetación poco desarrollada (Manjarrés y Manjarrés 2004). El poco

desarrollo de la vegetación en esta zona puede conllevar a que el suelo no se retenga fácilmente por las plantas y sea de fácil transporte por los sistemas acuáticos, lo que genera arrastre de sedimentos a lo largo del cauce del río. El hecho de nacer en la Sierra Nevada de Santa Marta hace que el cauce del río atraviese por distintos tipos de formaciones vegetales, posiblemente diferentes a las estudiadas en este trabajo (Bosque seco tropical, Bosque subxerofítico y Cardonal).

Al considerar el eje 2 de la figura 4.2 se observa que determina la agrupación de los sitios en dos conjuntos diferentes. Uno corresponde a la quebrada Canal Gaira y el otro incluyen el resto de sitios: quebrada Neguanje, quebrada Cinto, quebrada Bahía Concha, río Gaira Parte Baja, río Gaira Vereda El Mosquito, río Piedras Parte Alta y río Piedras Parte Baja. Esta asociación está determinada principalmente por el contenido de nitratos (NO_3), nitritos (NO_2), amonio (NH_4) y alcalinidad. Estas variables parecen condicionar la presencia de determinadas Clases de algas. De esta manera se generan dos asociaciones: la primera corresponde a Trebouxiophyceae y Zygnematophyceae en la quebrada Canal Gaira (los géneros pertenecientes a estas clases indican principalmente una clasificación mesotrófica a eutrófica, Pinilla 1998) y la segunda incluye a las demás clases, presentes en el resto de ecosistemas.

La posible eutrofización de la Quebrada Canal Gaira puede deberse a su relación con la concentración de nitrógeno inorgánico en forma de nitratos, nitrito y amonio, pues aunque se ha considerado que el fósforo es el nutriente limitante en los ecosistemas acuáticos para el crecimiento de organismos, el nitrógeno en las formas ya descritas puede propiciar el crecimiento de productores primarios, lo que contribuye al fenómeno de eutrofización. Además, el nitrógeno se encuentra asociado de forma importante a ecosistemas costeros (Camargo y Alonso 2007) y puede producir la acidificación del agua. Este proceso no parece ocurrir en los sistemas acuáticos del PNN Tayrona, ya que la mayoría de localidades registran un pH neutro a ligeramente alcalino. Además, la alcalinidad tiene un efecto buffer sobre el balance de iones en el sistema acuático. Si se considera el nitrógeno en forma de nitritos, su concentración aumenta en medios hipóxicos (Roldán y Ramírez 2008), factor determinante en este caso para la zona de la quebrada Canal Gaira. Esto es aún más notable si se considera que esta corriente es susceptible a la contaminación, lo que se refleja en los valores de nitrógeno inorgánico (Gutierrez 2009). Teniendo en cuenta que el río Gaira presenta bajos niveles de ion amonio, las algas toman como sustrato principal los nitratos para incorporarlos en sus células.

Desde una perspectiva más global, la concentración de nitratos en la quebrada Canal Gaira puede estar influenciada también por el aporte lítico del sistema montañoso adyacente que nace en la Sierra Nevada de Santa Marta. Igualmente puede haber correspondencia de esta zona de la quebrada con sistemas de altitud baja que reflejan el arrastre de múltiples sedimentos. Dichos sedimentos provendrían en gran parte de los lixiviados a partir de las rocas. Para el caso de la cuenca del río Gaira, predominan los suelos de montaña (IGAC 2007), los cuales determinan un relieve fuertemente escarpado e inclinado, con presencia de rocas metamórficas e ígneas y tierras bien drenadas, lo que genera gran cantidad de lixiviados y una alta escorrentía.

La ecología de la región del Caribe, que está representada en este estudio por la caracterización del PNN Tayrona, implica la interacción de variables físicas, químicas y biológicas en los cuerpos de agua. Se observa a nivel general que las variables comunes que determinan la distribución tanto de macroinvertebrados como de perifiton son la alcalinidad, la velocidad de la corriente, la transparencia del agua, la conductividad y nitrógeno inorgánico disuelto (NID). A partir de estas variables se generan asociaciones comunes que integran localidades como Bahía Concha y río Piedras, determinadas por la transparencia y la alcalinidad, las cuales permiten inferir que estos ríos presentan procesos de elevado transporte de sedimentos que parecen provenir del sistema

montañoso muy escarpado que los circunda. Estos dos sistemas lóticos recorren buena parte del Parque y atraviesan distintos tipos de suelos que les aportan un gran contenido de sedimentos. Estos podrían generar algún tipo de eutrofización. En general, los sistemas acuáticos estudiados tienen una elevada capacidad buffer producto de las altas concentraciones de carbonatos, que permiten el crecimiento de organismos macroinvertebrados de la familia Palaemonidae y formas del perifiton perteneciente a las clases Cyanophyceae, Bacillariophyceae y Ulvophyceae. Sin embargo este efecto buffer puede verse alterado por la intervención antrópica elevada en sitios especialmente como Bahía Concha y el río Gaira. Interacciones más específicas se presentan en el grupo de los macroinvertebrados, los cuales se ven afectados por la velocidad de la corriente. Esto ocurre en localidades como quebrada Cinto, río Gaira Vereda El Mosquito y río Piedras Parte Baja, donde se genera una alta oxigenación del sistema, lo que propicia el crecimiento de organismos pertenecientes a las familias Hidropsychidae, Baetidae, Perlidae que son indicadores de sistemas bien oxigenados. Por otro lado, las bajas cantidades de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) determinan la asociación de todas las localidades exceptuando la quebrada Canal Gaira, donde se pueden estar dando procesos de mesotrofia y eutrofia, al igual que ocurre en la Parte Baja del Río Gaira.

Uno de los factores importantes que hacen de la fauna de los sistemas acuáticos lóticos algo particular en estructura y composición, es el régimen climático que rige sobre el lugar. De acuerdo a este se pueden presentar patrones de continuidad o intermitencia en los cuerpos de agua. Las comunidades que habitan allí, han desarrollado capacidades fisiológicas que les permite responder frente a las perturbaciones ocasionadas por eventos de sequía e inundación. Estos eventos propios de los sistemas acuáticos de zonas áridas afectan la estabilidad, la diversidad y la disponibilidad de hábitats en los ríos, así como la conectividad de los flujos de agua (Sánchez 2005-2009, Longo *et al.* 2010). Así por ejemplo, los macroinvertebrados tienen mecanismos que les permite recolonizar estos sistemas acuáticos una y otra vez, después de eventos fuertes de sequía o incluso de contaminación.

4.2 Sistema Faunístico

Índice beta de Whittaker

La tabla 4.2 muestra el recambio de especies de artropofauna entre los ecosistemas muestreados para todos los estratos. Este recambio es bajo y similar entre todos los ecosistemas debido a que las unidades muestrales fueron insuficientes para todos los estratos, a pesar de que para el sotobosque se utilizaron más trampas. Además, el índice sugiere que cada ecosistema posee características únicas que hace que su comunidad de artrópodos sea específica, ya que la fauna se especializa de acuerdo a los recursos que la comunidad vegetal le ofrece. Por otro lado, la estacionalidad climática de cada ecosistema varía significativamente, funcionando como una presión selectiva grande en los ciclos de vida de los artrópodos y en el aprovechamiento diferencial de recursos. El menor valor corresponde a Cardonal y Bosque Seco Tropical debido a que la estacionalidad climática y la cobertura del dosel definen de gran manera las especies que habitan allí, así como la similitud de los estratos en los dos ecosistemas. No obstante, todos los ecosistemas comparten ciertas familias que son frecuentes en muchas regiones del país como Formicidae, Chrysomelidae y los clados Araneae y Acari, que se caracterizan por poseer una plasticidad fenotípica que les permite desarrollar hábitos alimenticios y locomotores que favorecen su distribución cosmopolita.

	Bosque seco tropical	Cardonal	Bosque subxerofítico
Bosque seco tropical	0	0,48193	0,53086
Bosque subxerofítico	0,53086	0,57143	0
Cardonal	0,48193	0	0,57143

Tabla 4.2 Índice de Whittaker para la diversidad beta de faunación entre ecosistemas

Algunos estudios (Kremen *et al.* 1993, Toti *et al.* 2000, Cardoso *et al.* 2009) sugieren que es necesario entender los patrones de diversidad en las comunidades de artrópodos terrestres, debido a que estos pueden proveer información complementaria a la que se obtiene con grupos tradicionales (vertebrados y plantas vasculares), dada su riqueza de especies y su abundancia.

Análisis de similitud entre ecosistemas de acuerdo a la abundancia de familias

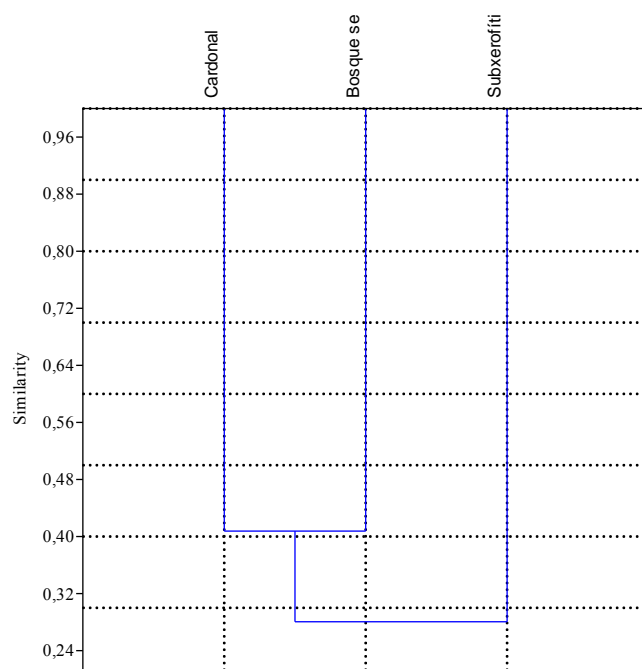


Figura 4.3. Dendrograma de similitud (índice de Bray-Curtis) entre los tres ecosistemas basado en las abundancias de las familias de artrópodos.

La figura 4.3 muestra que existe una mayor similitud entre los ecosistemas de cardonal y bosque seco tropical, y menor entre estos y el bosque subxerofítico. Sin embargo, los valores de similitud son relativamente bajos, sugiriendo que los ecosistemas no comparten de una gran manera características físicas, por lo que no existe una homogeneidad ecológica que permita que la artropofauna pueda aprovechar todos los recursos que ofrece cada uno de estos ecosistemas. Las

características de los tres sitios son sustancialmente diferentes, por lo que también lo es la composición faunística en cada uno de ellos. No obstante, existen algunas similitudes que los relacionan y permiten incluirlos dentro de una unidad de paisaje, que se explican a continuación.

El análisis de correspondencia canónica no arrojó tendencias claras sobre la especificidad de las familias con los factores físicos y químicos del suelo. Sin embargo, el efecto que tienen las características físico-químicas del suelo sobre las comunidades de artrópodos es muy importante, debido a que generan gradientes que favorecen la especialización de comportamientos o especificidad morfológica y fisiológica de los artrópodos para sobrevivir con dichas condiciones microambientales. Este gradiente se refleja en la artropofauna presente a cierta profundidad del suelo, es decir, es posible reconocer micro, meso y macrofauna asociada. De hecho, la diversidad faunística disminuye a medida que aumenta la profundidad del suelo (Arévalo 1997, Camero 2002, Rodríguez 2004). Un claro ejemplo de esta especificidad se observa en algunas especies de la familia Tetranychidae y del orden Collembola, que están directamente relacionadas con pH ácidos y baja conductividad (Van Straalen 1998). También se realizó un análisis de correspondencias linealizado (DCA) con el fin de relacionar las abundancias de cada gremio trófico (depredador, fitófago, parasitoide, polífago, detritívoro, hematófago) con los tres ecosistemas muestreados, y no se encontró ninguna relación estadísticamente significativa.

Factores como la humedad y la temperatura afectan no solo a la distribución de la artropofauna en el gradiente del suelo sino a procesos ecológicos como la tasa de depredación y la acumulación de materia orgánica por parte de poblaciones de colémbolos y ácaros (Wiwatwitaya y Takeda 2005). De acuerdo a lo anterior, la estacionalidad climática afectará el tamaño poblacional de las especies que conforman la comunidad del suelo, así como las condiciones microambientales que les permiten sobrevivir como la materia orgánica.

Por otro lado, las raíces son parte importante en el entendimiento de cómo se asocian las familias a la calidad del suelo, ya que existe tanto mesofauna y macrofauna hemiedáfica, como mesofauna y macrofauna euedáfica, la cual se incrementa con una mayor cantidad de raíces, así como con la descomposición y mineralización del nitrógeno; esto hace que la biomasa de microfauna sea mucho más abundante y permita una mayor interacción de los distintos grupos funcionales bajo condiciones apropiadas (Verhoef y Brussaard 1990).

En cuanto a los artrópodos colectados en los estratos suelo superficial, sotobosque y dosel, se ha considerado que algunos taxones de Insecta son indicadores de biodiversidad y deterioro ambiental como Coleoptera (Pearson y Cassola 1992, citados por Ambrecht y Chacón 1997), Lepidoptera y Formicidae, que puede indicar la naturaleza de la comunidad vegetal (Roth *et al.* 1994, citados por Ambrecht y Chacón 1997).

En total se capturaron 7398 individuos, pertenecientes a 147 familias y 27 órdenes repartidos así: 2040 individuos de bosque seco, que suman una biomasa total de 1,98 kg, 1608 individuos de bosque subxerofítico, con 0,46 kg de biomasa total y 3750 individuos y 1,73 kg para cardonal.

Abundancia relativa y biomasa de las familias

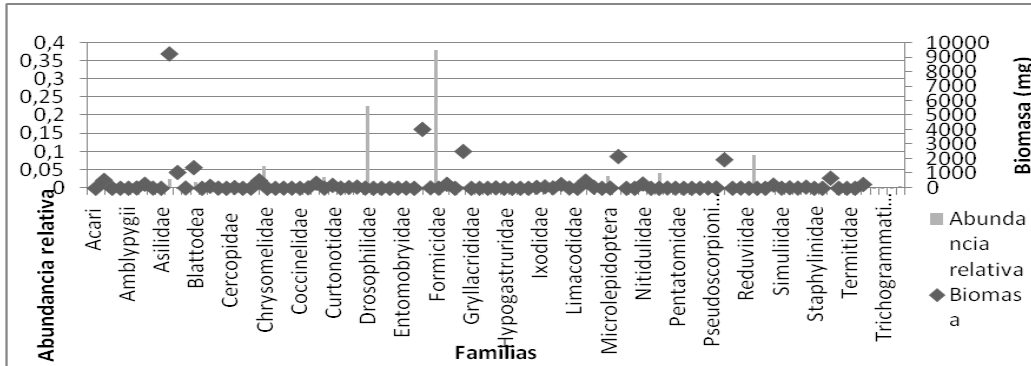


Figura 4.4. Abundancia relativa y biomasa de las familias del bosque seco.

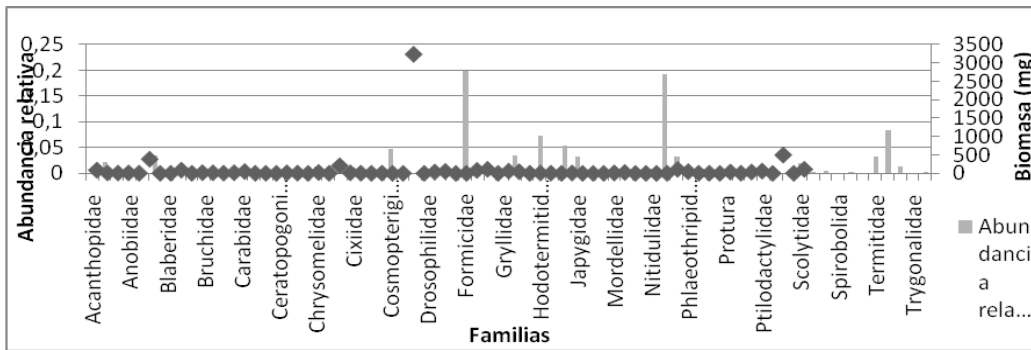


Figura 4.5. Abundancia relativa y biomasa de las familias del bosque subxerofítico.

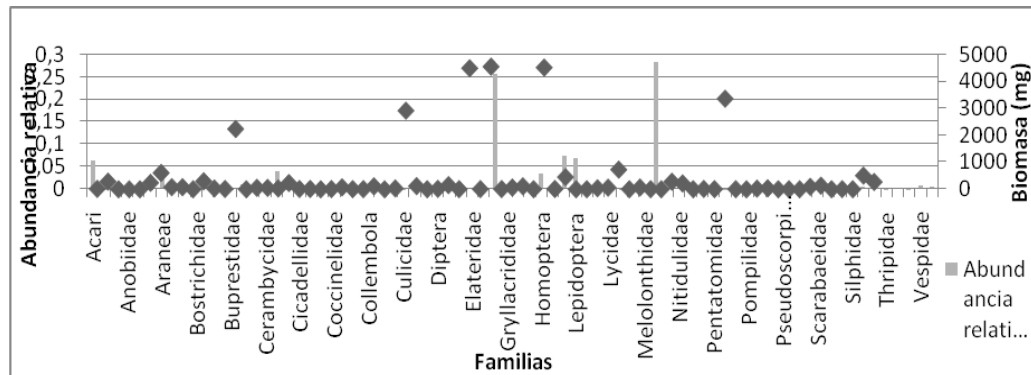


Figura 4.6. Abundancia relativa y biomasa de las familias del cardonal.

Las figuras 4.4, 4.5 y 4.6 muestran las abundancias relativas y biomasa de las familias de los tres ecosistemas. Una de las familias más abundantes en todos los ecosistemas y especialmente en el estrato de suelo superficial es Formicidae. Esta abundancia puede deberse a que las trampas como las pitfall poseen un cebo de atracción específico que resulta muy útil para estimar composición y riqueza de especies de hormigas que forrajean en el suelo (Bestelmeyer *et al.* 2000, citados por Achury *et al.* 2008), con una eficiencia de 90,9% en la atracción de hormigas, principalmente generalistas (Achury *et al.* 2008). Por otro lado, se colectó también un número significativo de hormigas, lo que explica el alto nivel de defoliación en el estrato herbáceo de los ecosistemas.

estudiados, ya que el impacto de una alta abundancia de hormigas sobre la comunidad vegetal es notable. Igualmente, se ha propuesto que la diversidad de hormigas puede reflejar las condiciones del hábitat y posiblemente la variedad de otros invertebrados presentes (Andersen y Majer 1991 y Andersen 1997, citados por Fontalvo-Rodríguez y Solís-Medina 2009), debido a que son controladoras biológicas de insectos de órdenes como Lepidoptera, Coleoptera y Collembola y además contribuyen a la polinización de muchas plantas, pues tienen un gran rol en la recolección de semillas (Delabie *et al.* 2003, citados por Proaño *et al.* 2012).

A pesar de la alta abundancia y frecuente presencia de Formicidae en los hábitos tróficos, es posible que la amplia diversidad de hormigas en los tres tipos de ecosistemas que se abordan en este estudio esté enmascarada por la gruesa categoría taxonómica con la que trabajó (familias). Díaz *et al.* (2009) reportan que la familia Formicidae está representada actualmente en la región Neotropical por 15 subfamilias: Agroecomyrmecinae, Amblyoponinae, Cerapachyinae, Dolichoderinae, Ectoninae, Ectatomminae, Formicinae, Heteroponerinae, Leptanilloidinae, Myrmicinae, Paraponerinae, Ponerinae, Proceratiinae, Pseudomyrmecinae y la recientemente descrita Martialinae, que fué descubierta por Rabeling *et al.* (2008, citados por Díaz *et al.* 2009) en el Amazonas Brasileño. Albrecht y Chacón (1997) evalúan la bioindicación de un ecosistema de bosque seco mediante la composición y diversidad de distintas especies de hormigas. Esto se debe a que cada una de las especies puede decir por medio de su biología alguno de los factores que pueden estar influyendo en este tipo de ecosistema. Una de las interacciones representativas es la de *Wasmannia auropunctata* en bosques secos y su relación con este ecosistema (Achury *et al.* 2008) La presencia de las hormigas y su distribución puede estar dada por respuestas a las condiciones del ecosistema, y esta organización solo es distinguible a nivel de géneros e incluso en ocasiones para un filtro más fino a nivel de especies (Achury *et al.* 2008).

Blaberidae constituye un grupo de cucarachas principalmente tropical, e incluye a los organismos más grandes del orden (Achury *et al.* 2008). Son extremadamente polípagos, es decir tienen la capacidad de aprovechar un sinnúmero de recursos, lo que radica en una importante diversidad, siendo la segunda familia más grande del orden en término de número de especies. Su papel ecológico es importante, pues además del aprovechamiento de recursos, realizan un importante aporte a la biomasa. Se ha reportado en otros trabajos de bosque seco (Camero y Chamorro 1999, Camero 2002), indicando que constituye un grupo de importancia ecológica en la región. El grupo Lepidoptera presenta una alta proporción de biomasa, y a pesar de que el nivel taxonómico es de menor resolución que el manejado en general en este trabajo, se harán algunas consideraciones acerca del orden. Representan uno de los grupos más diversos y abundantes del bosque seco tropical, y debido al gran número de actividades ecológicas que tienen estos organismos allí, su presencia es considerada un buen bioindicador acerca del estado de conservación del bosque (Montero *et al.* 2009). Adicionalmente es uno de los órdenes mejor conocidos, y debido a su alta sensibilidad a cambios medioambientales, su información asociada permite establecer estrategias de manejo y conservación (Constantino 1996, citado por Montero *et al.* 2009). Al respecto, es importante recordar que el bosque seco tropical se encuentra fuertemente amenazado por procesos de transformación antrópica (Freitas *et al.* 2003 y Orozco *et al.* 2009, citados por Montero *et al.* 2009). Cosmopterigidae es una familia que resultó muy significativa por su alta abundancia relativa, aunque se encontró sólo en bosque subxerofítico; las consideraciones al respecto de este taxón se menciona en el capítulo correspondiente.

La composición de las comunidades de artrópodos de estratos superiores dependen también de cierto factores como las áreas en las cuales hay una alta intensidad de luz y baja humedad (Pauchard y Alaback 2006, citados por Achury *et al.* 2008). En los ambientes muy secos, como el cardonal,

suelen habitar pocas especies de hábitos generalistas que toleran condiciones agresivas. En este ecosistema los mayores valores de diversidad se dieron para el estrato subsuperficial del suelo, en el que existe un microhábitat específico como se observó para la familia Ixodidae. No obstante, es posible considerar que hay valores comparables con el bosque subxerofítico pero en el muestreo de aquel ecosistema el esfuerzo de muestreo fue menor, por lo que en términos de diversidad no sería posible compararlos.

Acari y Araneae no presentan abundancias relativas ni biomasa resaltables. Sin embargo se encontraron en cantidades considerables en los tres ecosistemas. Los ácaros son probablemente el grupo más abundante de los Chelicerata, han colonizado prácticamente todos los ambientes, terrestres y acuáticos y son particularmente abundantes en suelos y residuos orgánicos, y con mayor importancia en suelos de bosques tropicales (Grimaldi y Engel 2005). Adicionalmente tienen gran variedad de hábitos tróficos, pues son importantes detritívoros, existen muchas especies parásitas y son el único grupo de arácnidos que se alimenta de material vegetal. Una de las familias más representativas de ácaros del estudio es Tetranychidae, que son importantes consumidores primarios y que soportan un importante eslabón en la red trófica. Su papel en la descomposición de la materia orgánica tiene una influencia directa en el caso de los detritívoros, y una influencia directa de aquellas en las especies depredadoras (Walter *et al.* 2007). También se presentan en múltiples asociaciones simbióticas, bien sea mutualismo o parasitismo, por ejemplo de insectos sociales, entre otros (Walter *et al.* 2007). Así pues, los ácaros cumplen un papel fundamental en el mantenimiento de los ecosistemas de la región, pues se encuentran distribuidos en diferentes niveles tróficos, desempeñando múltiples funciones fundamentales.

Las arañas constituyen el grupo más numeroso de depredadores de la región, según los datos obtenidos, por lo cual tienen uno de los papeles ecológicos más importantes dentro de los ecosistemas. Así mismo, la estructura física de los ambientes tiene una gran influencia en la composición de las comunidades de arañas (Stuntz *et al.* 2002, citados por Proaño *et al.* 2012). Asimismo, durante los muestreos se observó una gran proporción de hojarasca que proporciona variedad de microclimas, que sirven para que muchas arañas se protejan de las fluctuaciones de la temperatura externa y la desecación (Foelix 1982, citado por Escorcía *et al.* 2012). Estos factores y la provisión de presas, reducen la depredación interespecífica y permiten la persistencia de especies raras (Uetz 1976, citado por Escorcía *et al.* 2012).

Gryllidae fué un grupo que representó una gran proporción de la biomasa del cardonal. Tiene una distribución cosmopolita y presentan gran diversidad (Grimaldi y Engel 2005). La familia está definida dentro del gremio fitófago, y ya que este fué uno de los principales gremios en los ecosistemas visitado, se puede concluir que los organismos de esta familia tienen un papel fundamental en la dinámica de los ecosistemas, pues son importantes consumidores primarios que aportan de manera significativa la producción secundaria, debido a su biomasa.

Drosophilidae es una familia de Diptera que fué definida como fitófaga, por lo cual se puede deducir que, al igual que Gryllidae, presenta un importante papel como consumidora primaria. Cabe resaltar que la familia también tiene especies que pueden ser detritívoras en sus estados larvales, por lo cual se conocen como moscas de la fruta, o pueden ser depredadoras o ectoparásitas (Grimaldi Engel 2005). Tienen un papel de gran importancia, pues ocupan varios niveles de la cadena trófica.

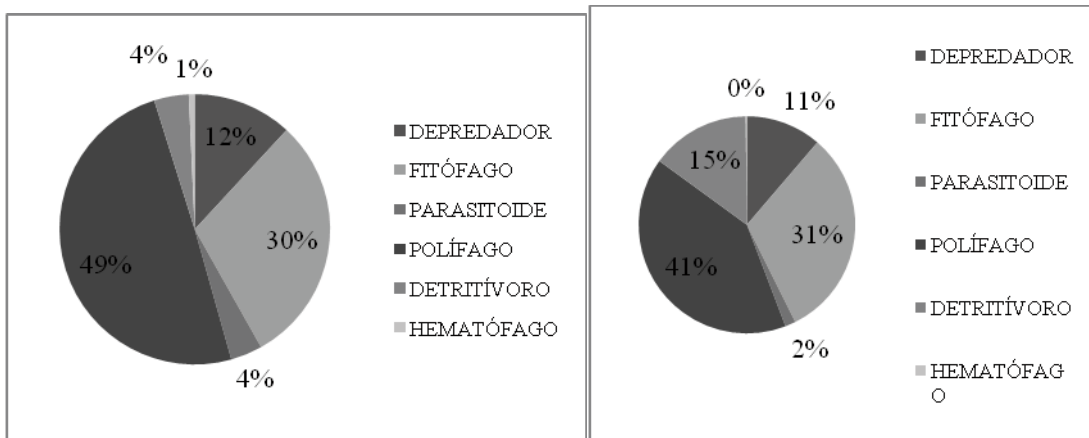


Figura 4.7. Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de los artrópodos de la región

La figura 4.7 indica el total de gremios de artrópodos para toda la región. Ésta muestra una dominancia casi del 50% por parte de los polífaos. Según Bernays (2011, citado por Cordero 2008), los polífaos son aquellos que tienen la capacidad de acceder a una amplia variedad de recursos cuando estos se encuentran disponibles, en lugar de especializarse en una sola variedad de planta o de presa. En este sentido una región con una amplia oferta de recursos sería capaz de sostener un mayor número de polífaos, debido a que estos tienen la capacidad de resistir a cambios en las condiciones bióticas o abióticas del ambiente. Este gremio es más abundante en lugares en procesos de sucesión, en comparación con otros gremios cuya relación trófica es interespecífica (Fretzel y Brandl 1997, Teja 1999, Abrahamson *et al.* 2003, todos citados por Espinoza 2010). Esta dominancia por parte de los polífaos podría indicar que la región del Tayrona en general, ofrece los recursos necesarios para que se presente la polifagia por encima de otras estrategias tróficas. Es necesario aclarar que la categoría de polífaos otorgada a muchas familias de artrópodos reduce la descripción de la especificidad de su hábito, ya que dentro del nivel jerárquico de familia se encuentran muchas variaciones del hábito entre géneros; esta condición conlleva a que no se puedan observar de manera clara las especializaciones de dieta que también involucran interacciones ecológicas propias de las familias exclusivas de los ecosistemas. En el caso de que los artrópodos colectados no estuvieran identificados hasta género sería posible caracterizar de una manera más precisa esta comunidad para cada ecosistema.

El siguiente gremio trófico corresponde a los fitófagos. Estos pueden presentar estratificación dependiendo de la disposición del follaje, la incidencia de luz y los microclimas (Maldonado 2007, citado por Cordero 2008). Se ha reportado que los insectos folívoros son el grupo más diverso y que ocasiona mayor consumo en bosques tropicales (Cordero 2008). Su importancia en la red trófica está relacionada con el traspaso de energía desde la biomasa producida por las plantas hasta los niveles superiores, donde se encuentran los depredadores.

Aunque los parasitoides no muestran un porcentaje de abundancia significativo, son un grupo de particular interés, y cabe mencionar que se presentaron en todos los estratos de sotobosque de los tres ecosistemas. Los parasitoides muestran un particular comportamiento, pues al alimentarse del hospedero, ocasionan la muerte de este, bien sea directa o indirectamente, después de cierto tiempo de haber aprovechado los nutrientes y recursos que este les genera (Grimaldi y Engel 2005). De esta manera son importantes y eficaces controladores biológicos, que independientemente de su abundancia cumplen un papel de suma importancia en la dinámica de los ecosistemas.

En Colombia, los registros de insectos hematófagos transmisores de agentes patógenos corresponden a cinco familias. De la familia Culicidae se han descrito 260 especies, dentro de las cuales se encuentran los transmisores de malaria, fiebre amarilla selvática y urbana, dengue, encefalitis equina venezolana y otras arbovirosis (Arnell 1973, Vélez *et al.* 1998, citados por Molina *et al.* 2000). La familia Triatominae presenta 23 especies descritas, entre las cuales se hallan los vectores de la enfermedad de Chagas (Angulo 1999, citado por Molina *et al.* 2000). Hay 68 especies de Simuliidae (17 del género *Gigantodax* y 51 del género *Simulium*), en los que se ubican los vectores de oncocercosis y mansonelosis (Barreto 1969, Tidwell 1982, citados por Molina *et al.* 2000). De *Lutzomyia* se registran 129 especies, algunas de las cuales son vectores de leishmaniosis, bartonelosis y otros arbovirus (Montoya 1999, citado por Molina *et al.* 2000). Se han registrado aproximadamente 245 especies de tábanos vectores de virus, bacterias, protozoos y helmintos (Wilkerson 1979, Otte 1991, citados por Molina *et al.* 2000). La especie más representativa en cuanto al gremio trófico hematófago en el área de estudio fue *Anopheles albimanus*. Esta especie se encuentra distribuida a lo largo de las costas Atlántica y Pacífica del país, generalmente por debajo de los 500 msnm. Su población alcanza su pico de mayor tamaño al final de la estación lluviosa. Otra de las especies registradas fue *Anopheles nuñeztovari*, que es un vector reconocido de *Plasmodium falciparum* y *Plasmodium virax* (Olano *et al.* 2001). Aunque no se pudo determinar si estas dos especies son las únicas que se encuentran distribuidas en esta zona, sí se sabe que son las que se encuentran mejor distribuidas allí.

Los biotopos que presentan cobertura arbórea proporcionan condiciones más homogéneas como sitios para anidar, alimento, microclima hacen que sea más probable encontrar diferentes tipos de partición del recurso en similar proporción (Achury *et al.* 2008). Entonces, las localidades para ambos bosques son propicios para que existan varias morfoespecies que estén explotando el mismo recurso por medio de especializaciones del aparato bucal, ya que pueden estar consumiendo un mismo recurso diferencialmente en el modo de consumo y en la estación en la cual está siendo consumido. Por ejemplo, los artrópodos en la cadena alimenticia del suelo y la hojarasca juegan un papel importante en la descomposición e incorporación de materia orgánica al suelo, mejorando en el proceso la estructura del suelo (Marasas *et al.* 2001, citados por Rivera *et al.* 2008). Regular además la velocidad de la descomposición de la materia orgánica, el reciclaje de nutrientes y las densidades de las poblaciones microbianas y de la mesofauna (Doles *et al.* 2001, citados por Rivera *et al.* 2008).

Coleman *et al.* (2004) señalan que las densidades de los artrópodos responden a la cantidad de materia orgánica en la hojarasca y Covarrubias (2009) los relacionó con las plantas. Es posible que las altas densidades de artrópodos que encontramos reflejen la alta acumulación de hojarasca en el sitio de estudio (8.4 Mg/ha, Fonseca da Silva, 2007). Por otro lado, la alta densidad de larvas de Coleóptera sugiere que el estudio coincidió con un pulso reproductivo de estos organismos (Rivera *et al.* 2008).

La vegetación y estacionalidad climática condicionan el establecimiento y la composición de la artropofauna en las distintas unidades del paisaje. La similitud entre los ecosistemas fué baja, sugiriendo que las condiciones específicas de cada sitio provocan una composición faunística sustancialmente diferente. Los grupos más representativos del paisaje fueron Formicidae, Blaberidae, Lepidoptera, Cosmopterigidae y Vespidae en cuanto a su abundancia o biomasa. Otros grupos importantes por su papel ecológico, más que por su biomasa o abundancia, fueron Acari, Araneae, Tetranychidae e Ixodidae. Los fitófagos y los polífagos representaron el 79% de la

bundancia del paisaje, indicando que la artropofauna es en este caso, de niveles tróficos bajos y que son importantes consumidores primarios. El efecto de la escala debe tenerse en cuenta para las conclusiones derivadas del estudio, pues al ser los artrópodos animales de talla en general pequeña, los ciclos de vida son cortos, y el recambio en la comunidad es rápido; adicionalmente los fenómenos que tienen lugar en esta escala pueden presentar un efecto más perturbador sobre la comunidad o pueden ser causados por instancias, que desde la perspectiva humana, son inapreciables.

Dado que se han resaltado los grupos que resultaron representativos para el paisaje, teniendo en cuenta biomasa y abundancia, y se ha incluido información acerca del papel ecológico de cada uno de estos grupos, se puede concluir que en un determinado ecosistema la relación entre biomasa y abundancia está dada en el orden de las redes tróficas. Los organismos con mayores abundancias suelen encontrarse en los niveles inferiores de las redes, y en repetidas ocasiones no presentan valores significativamente altos de biomasa. Por el contrario los organismos que presentan altos valores de biomasa, no suelen ser numerosos, su biomasa está dada por el tamaño corporal, y ocupan niveles tróficos superiores. Además la baja similitud de las comunidades de artropofauna muestra que la diversidad de insectos en los ecosistemas tropicales es de gran importancia, debido a que en esta zona existe una gran diversidad de ecosistemas a causa de la topografía, lo cual incide directamente sobre el aislamiento de las poblaciones y sobre el grado de endemismo de las especies (Brown 1991). De hecho, los resultados de estudios faunísticos presentan baja similitud y gran discontinuidad ecológica entre muestras procedentes de distintas zonas (Adams 1973).

4.3 Sistemas de Vegetación

La región estudiada posee características climáticas particulares, que imponen retos sobre las vegetación presente. El más importante de todos es el de superar el estrés hídrico, para lo cual las plantas optan por diferentes estrategias. De manera general las estrategias para resistir las condiciones áridas pueden dividirse en dos grupos, evasivas y de resistencia. Dentro de las estrategias evasivas se presenta la época reproductiva y de rebrote únicamente en las temporadas lluviosas. Por el contrario, las estrategias de resistencia se basan en maximizar la toma de agua y disminuir la pérdida de la misma, para lo cual los organismos pueden aumentar en tamaño y longitud el sistema radical, aumentar igualmente la proporción del xilema, recortar las distancias del transporte de agua, disminuir el área de transpiración por medio de la reducción del área foliar o acumular agua en troncos u hojas incrementando la succulencia (Larcher 2003).

Así pues el estudio de la vegetación en la región de la costa caribe Colombiana en el PNN Tayrona parte de diagnosticar las estrategias utilizadas por las comunidades que les permiten permanecer bajo las características climáticas áridas de la zona.

Análisis a partir de variables bióticas

- **Área foliar**

Se observa que en general para la región la distribución de las áreas foliares se da hacia los valores más bajos, lo cual es acorde con la estrategia de reducir área foliar que se configura como mesofilia (Raunkiaer 1934) y es empleada para evitar la evapotranspiración (Larcher 2003).

Respecto al área foliar en el BIC, observamos que la gran mayoría de hojas recolectadas se concentran en áreas pequeñas por debajo de los 20 cm², llegando a presentarse algunas ocasionales entre 70 y 90 cm² (figura 4.8). En el caso del BISC, el 60% de la comunidad presenta valores de Área foliar entre 0-16 cm² (figura 4.9). Para el FX la mayor acumulación de frecuencias se da en el rango de áreas menores a 16 cm² (el menor rango de tamaño) (figura 4.10). Se presenta entonces que el FX presenta frecuencias de áreas más grandes que los otros dos ecosistemas.

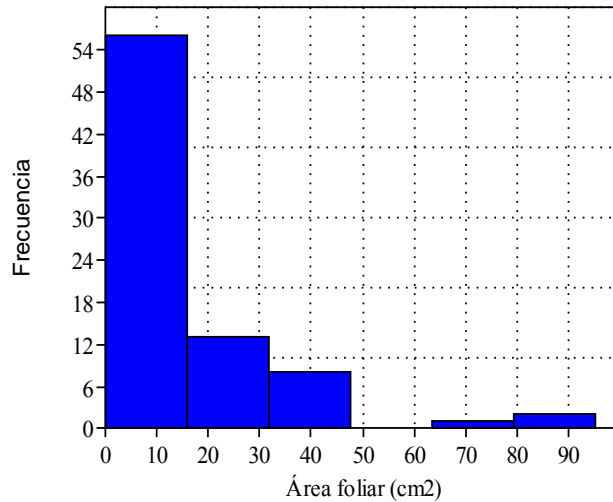


Figura 4.8. Histograma de distribución de frecuencias de áreas foliares (cm²) en el Bosque isomegatérmico caducifolio.

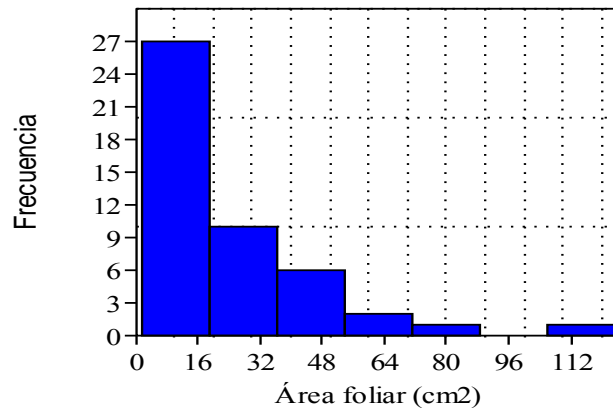


Figura 4.9. Histograma de distribución de frecuencias de áreas foliares (cm²) en el Bosque isomegatérmicosubxerófilo caducifolio.

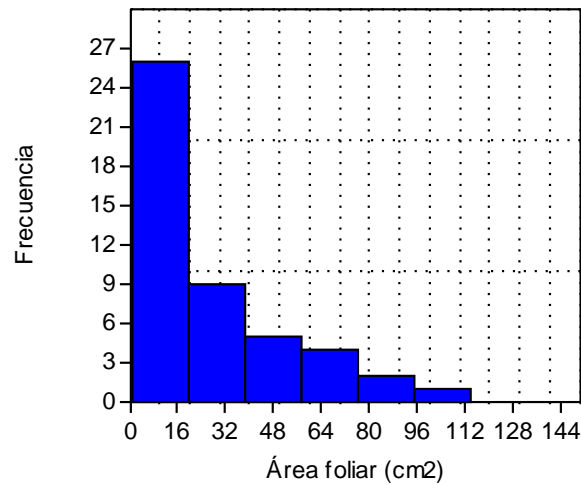


Figura 4.10. Histograma de distribución de frecuencias de áreas foliares (cm²) en el Fruticeto Caducifolio.

Se observa que la mayor acumulación de frecuencias se da en el rango de áreas menores a 16 cm² (el menor rango de tamaño), lo cual es consistente con lo reportado por Bastidas (1977, citado por Berdugo y Rangel 2011), ya que en la zona predominan las especies vegetales con adaptaciones a la sequía del suelo, tales como la mesofilia (Raunkiaer 1934) que les asegura una menor pérdida de agua por evapotranspiración con respecto al área expuesta. De este modo, se aprecia en la gráfica una tendencia clara a la disminución de frecuencias conforme el área de la lámina foliar aumenta. Esto indica que para este ecosistema una clara estrategia de supervivencia es la disminución del área foliar expuesta a la radiación solar constante.

En la hojarasca recolectada en cada uno de los ecosistemas estudiados están representados todos los estratos. El área foliar promedio de ésta para el BIC es de 7,52 cm², para el BISC de 1,26 cm² y para el FX de 3,56 cm². Se observa que en el BISC hay mayor tendencia a disminuir el área foliar. En cuanto al peso seco de la hojarasca, el BIC presenta 0,6 g/m², el BISC 0,104 g/m² y el FX 0,044 g/m². Estos valores en conjunto dan indicios sobre las posibles estrategias que puede utilizar la vegetación. Se observa que el FX hay un área considerable, pero bajo peso seco, sugiriendo un aumento en la succulencia, mientras que el BIC puede ser mas evasivo como lo reporta la bibliografía.

- **Masa foliar específica**

La Masa Foliar Específica (MFE) es un índice de relación entre las variables del peso seco de la lámina y su área. La reducción del área foliar conlleva una reducción en la masa foliar. Para el BIC se nota claramente que casi la totalidad de las hojas del ecosistema tienen masas demasiado bajas en relación a su área, por lo que se puede observar la baja acumulación de biomasa. Aun cuando el ecosistema sufre un estrés hídrico marcado por la estacionalidad y otras causas, no adopta estrategias de cutinización de la epidermis para, por ejemplo, evitar la pérdida de agua por las hojas, pues esto implicaría una masa alta respecto al área foliar (figura 4.11). Para el BISC el 90% de la muestra presenta valores entre 0-0,016 g/cm², puesto que las masas foliares de las hojas colectadas se ubican en los valores más bajos y es acorde con lo planteado por Larcher (2003) (figura 4.12). El comportamiento del FX es similar al de BIC, sin embargo este resultado puede atribuirse a mayores

valores para área foliar, por lo cual el índice baja sin significar que no exista un aumento en la masa foliar (figuras 4.13 y 4.14). Esto muestra la existencia de posibles estrategias de esclerofilia.

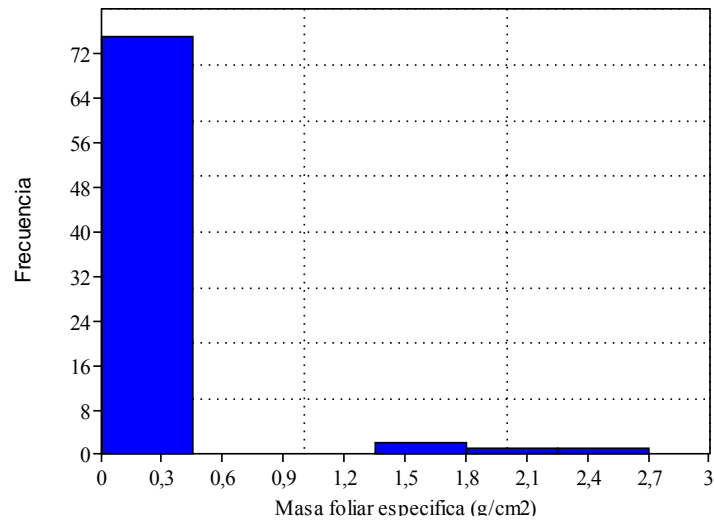


Figura 4.11 . Histograma de distribución de frecuencias masa foliar específica (g/cm²) en el Bosque isomegatérmico caducifolio.

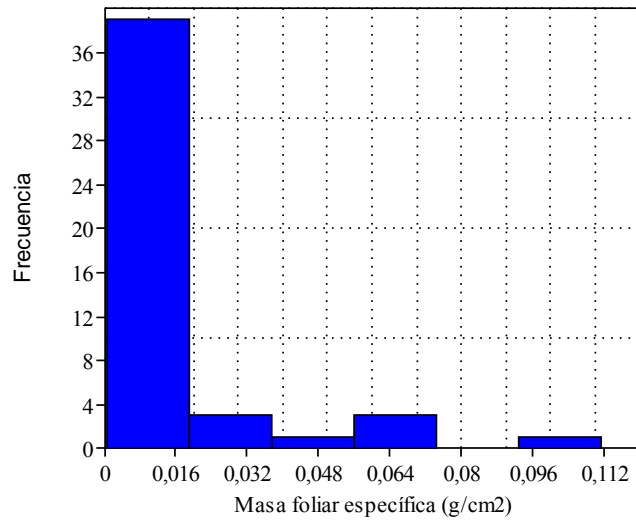


Figura 4.12 Histograma de distribución de Masa foliar específica (g/cm²) en el Bosque isomegatérmico subxerófilo caducifolio.

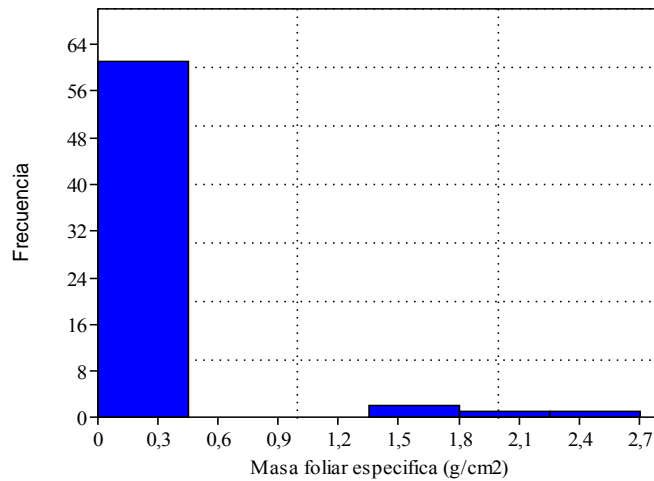


Figura 4.13. Histograma de distribución de frecuencias de la Masa foliar específica (g/cm^2) en el Fruticeto xerofítico. No se tienen en cuenta los datos de masa foliar específica para cactus.

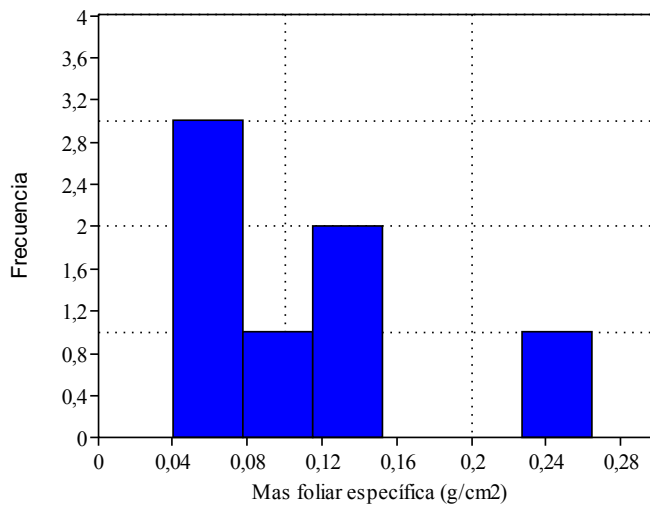


Figura 4.14. Histograma de distribución de frecuencias de la Masa foliar específica (g/cm^2) en el Fruticeto xerofítico. Únicamente se tiene en cuenta los datos de masa foliar específica para cactus.

- **Suculencia A**

La suculencia A (A) es un índice que relaciona el agua acumulada con el área foliar. De manera similar a la variable anterior se observa que las frecuencias más altas están en los valores bajos. Para el BIC los mayores valores están entre 0 y $1,5 \text{ g}/\text{cm}^2$ (figura 4.15), para el BISC el 90% de los individuos está entre 0 y $0,1 \text{ g}/\text{cm}^2$ (figura 4.16) y para el FX las frecuencias se presentan dentro del primer rango de suculencia que no supera el valor aproximado de 1,5 gramos de agua por cada

centímetro cuadrado de área en la lámina foliar (figura 4.17). En el caso de la distribución de frecuencias que presenta la suculencia A para los cactus (figura 4.18) se nota una repartición más equilibrada dentro de los rangos estimados; sin embargo, cabe resaltar que la suculencia calculada para los cactus se calculó con base al área fotosintética y no al área foliar; así pues estos valores de suculencia resultan ser los más altos dentro del estudio.

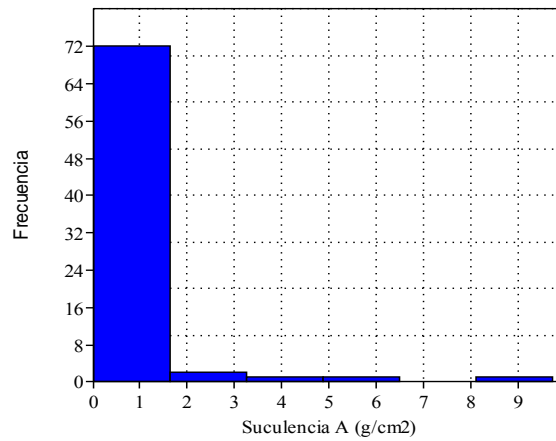


Figura 4.15 Histograma de distribución de la Suculencia A en el Bosque isomegatérmico caducifolio.

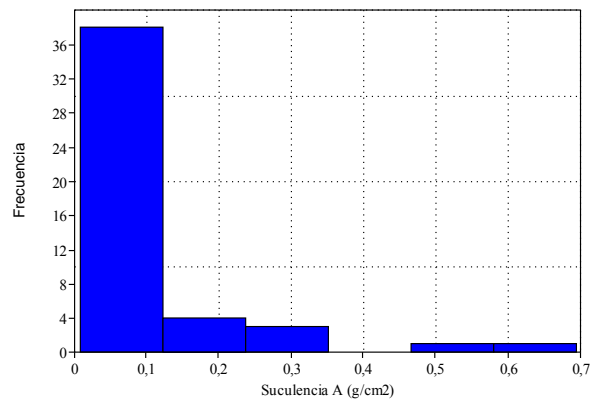


Figura 4.16 Histograma de distribución de la Suculencia A en el Bosque isomegatérmicosubxerófilo caducifolio.

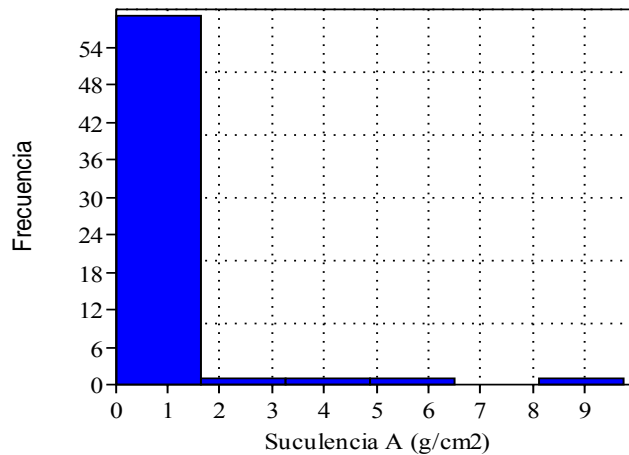


Figura 4.17 Histograma de distribución de frecuencias de la Suculencia A (g/cm^2) para el Fruticeto xerofítico. No se tiene en cuenta los datos de masa foliar específica para cactus.

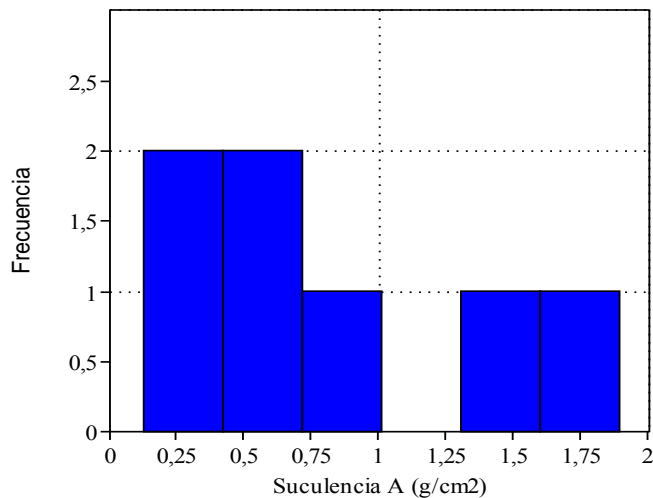


Figura 4.18. Histograma de distribución de frecuencias de acuerdo a la Suculencia A (g/cm^2) para el Fruticeto xerofítico. Únicamente se tiene en cuenta los datos para cactus.

En el caso particular de estudio y con la tendencia mostrada por los histogramas, se puede ver que en la región hay diferentes estrategias de acumulación, ya que se presentan valores desde un extremo hasta el otro de los rangos, lo que se traduce claramente en diferentes morfologías de los individuos, diferentes capacidades de acumulación de agua dentro de los tejidos y por supuesto en un amplio espectro de respuesta a la falta de agua, que en el fondo es una misma, el acopio de humedad o líquidos dentro de las células.

- **Suculencia B**

La suculencia B (B) a diferencia de la suculencia A, da un estimativo de la cantidad de agua frente al peso seco de la hoja. Así, valores mayores a 1 se obtendrán cuando el contenido de agua supere el contenido de biomasa, dando una relación más clara entre la acumulación de agua versus la biomasa del individuo. Para el caso del BIC la mayoría de valores se encuentra entre 0 y 8 g/g, por lo cual se

puede observar que sí existe una tendencia a acumular agua (figura 4.19). Para el BISC un 75,6% de los datos se encuentra entre 0-12 g/g, y un 11,1% entre 12-20 g/g (figura 4.20). Para el FX, por su parte, los valores reportados de la mayor suculencia están entre 0 y 20 g/g, presentando una frecuencia considerable hasta valores de 60 g/g sin cactus (figura 4.21); para los cactus los valores van de 2 a 24 g/g (figura 4.22).

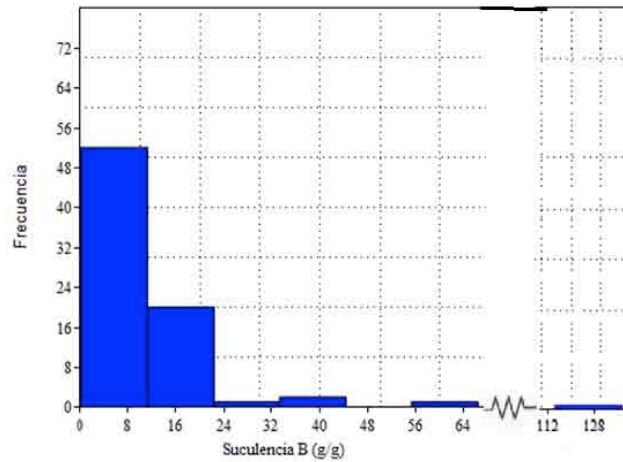


Figura 4.19 Histograma de distribución de la Suculencia B en el Bosque isomegatérmico caducifolio.

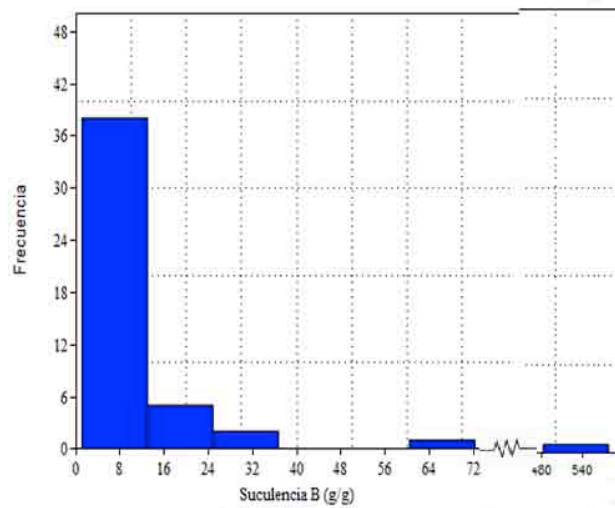


Figura 4.20 Histograma de distribución de la Suculencia B en el Bosque isomegatérmicosubxerófilo caducifolio.

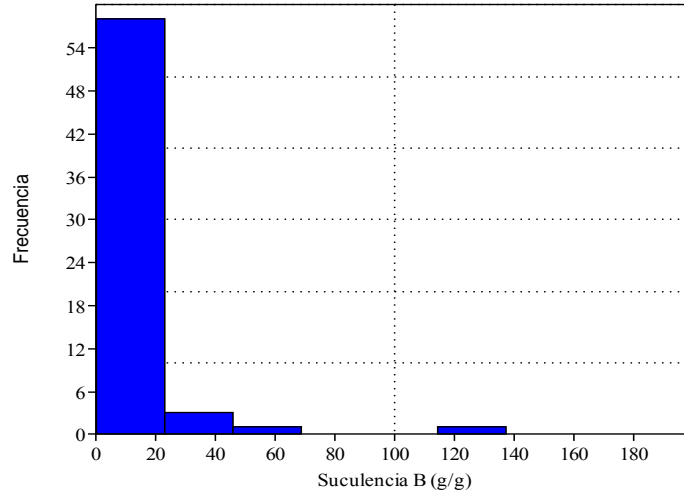


Figura 4.21 Histograma de distribución de frecuencias de la Suculencia B (g/g) para el Fruticeto xerofítico. No se tiene en cuenta los datos de masa foliar específica para cactus.

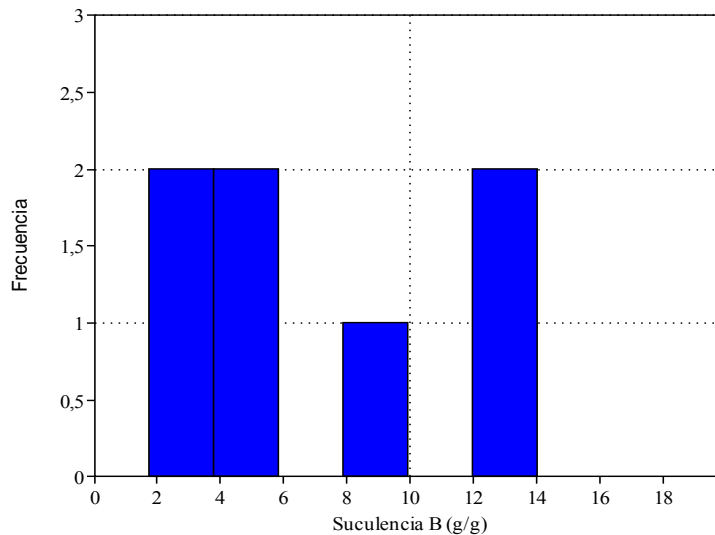


Figura 4.22. Histograma de distribución de frecuencias de la Suculencia B (g/g) para el Fruticeto xerofítico. Únicamente se tiene en cuenta los datos para cactus.

Se observa entonces que la tendencia a la acumulación de agua aumenta con la aridez de la zona, presentándose los valores más altos en el FX y los más bajos, aunque no muy distantes, en el BIC. Esta evidencia sobre el comportamiento de las variables bióticas permite proponer que existen dos tipos de estrategias en la zona de estudio: el BIC presenta una tendencia a estrategias evasivas, pues no disminuye su área foliar, no presenta signos de esclerofilia y aunque hay suculencia no es comparable con la observada en el FX. En cuanto al BISC y el FX se observan mayores signos de esclerofilia, junto con suculencias más altas, por lo cual se supone que son estrategias que les permiten confrontar estas condiciones climáticas determinadas. En la sección de análisis a nivel ecosistémico se discuten con mayor profundidad estos resultados.

Estudio a partir de correspondencias canónicas entre factores bióticos y abióticos (CCA).

- CCA Herbáceo

En este estrato la succulencia A y la B están inversamente relacionadas con la MFE. Ya que la succulencia mide el contenido de agua en la hoja y la MFE mide el peso en seco de la hoja, estas variables se comportan según lo esperado.

En el caso particular del FX, presente en la zona de El Rodadero, el análisis de correspondencia más adecuado para analizar el por qué de la composición biótica particular de esta zona es el del estrato herbáceo. En éste se vislumbran más claramente las relaciones existentes entre las particularidades del suelo y los índices bióticos que reflejan las adaptaciones de las plantas al estrés provocado por la falta de agua disponible en el ambiente.

Eje	Valor Propio	Porcentaje
1	1	52,84
2	0,89254	47,16

Tabla 4.3 Análisis canónico de correspondencias. Variables bióticas y abióticas. Estrato herbáceo

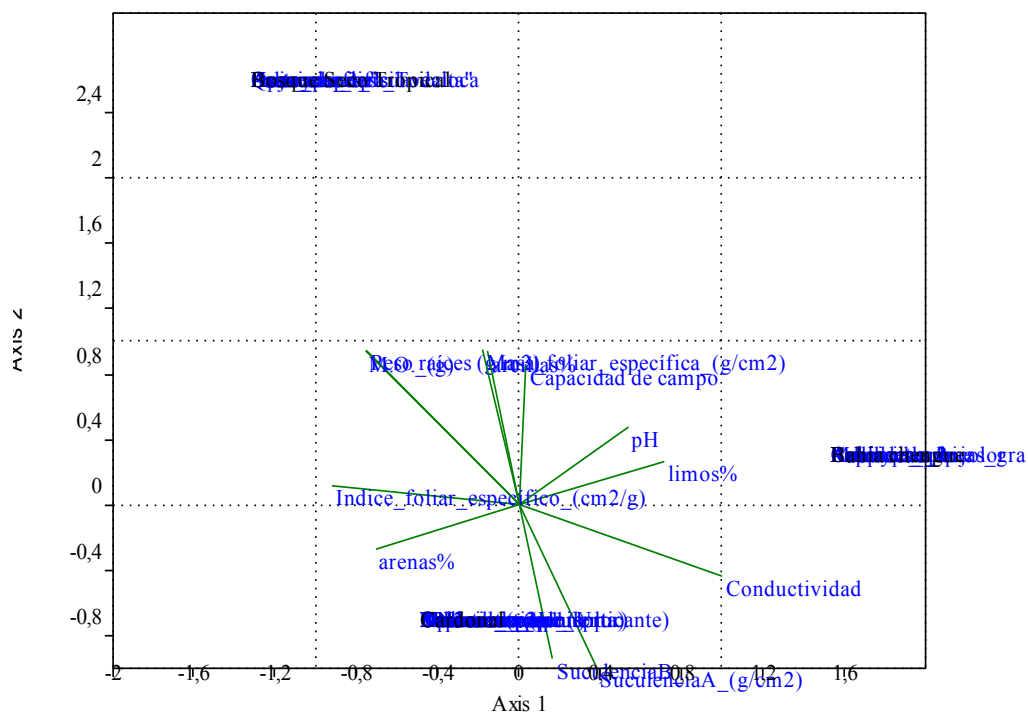


Figura 4.23 Análisis de correspondencia canónica para el estrato herbáceo.

Tomando en cuenta el CCA con las variables edáficas y bióticas explicativas para el estrato herbáceo, es posible ver que para el FX las variables más importantes en la configuración propia de su biota son indudablemente las suculencias A y B, y en menor proporción el porcentaje de arenas del suelo. Todas estas variables están perfectamente relacionadas con la configuración propia del ecosistema, ya que al ser el suelo principalmente arenoso, la capacidad de campo disminuye, lo que provoca en las plantas respuestas adaptativas para almacenar agua, tales como aumentar la suculencia. A la vez, esta acumulación de agua en los tejidos vegetales se encuentra relacionada con la masa foliar específica, el área de la lámina y la capacidad de campo. Todos estos son factores de respuesta a la falta de agua. Tal que como se ha mencionado antes, a medida que el estrés hídrico se hace más intenso con una capacidad de campo muy baja, las plantas reducen notoriamente sus áreas y masas foliares y aumentan la suculencia de las hojas para retener agua.

- **CCA Arbustivo**

En el estrato arbustivo, la composición vegetal de Bahía Chengue se explica por la mayor cercanía con las variables de conductividad, % de limos y suculencia B (en menor proporción). Las relaciones de los factores edáficos y bióticos con respecto a las abundancias vegetales muestran correspondencias directas como lo es el caso de la capacidad de campo respecto del % arcillas y la cantidad de raíces con respecto de la M.O. La primera relación se explica por la alta retención de nutrientes y agua que las arcillas poseen, que es directamente proporcional a la capacidad de campo del suelo en ese sitio. En el caso de la relación de la cantidad de raíces con la M.O. se presenta el mismo patrón que en el estrato arbolito. Por el contrario, dentro de las relaciones inversamente proporcionales se observan el % de arenas y el I.F.E respecto al % de limos y al pH. Lo anterior se explica por la poca capacidad de retención de nutrientes y agua que presentan las arenas con respecto a los limos. Además se observa que si el % de arena aumenta, es decir la capacidad de campo disminuye, necesariamente el IFE debe disminuir, es decir, disminuye que el área foliar, o también puede aumentar la masa foliar por el proceso de esclerofilia. Además la relación inversa de pH con el porcentaje de arenas, cumple los mismos criterios ya mencionados para el estrato arbolito.

Eje	Valor Propio	Porcentaje
1	0,83592	54,38
2	0,70126	45,62

Tabla 4.4 Análisis canónico de correspondencias. Variables bióticas y abióticas. Estrato arbustivo.

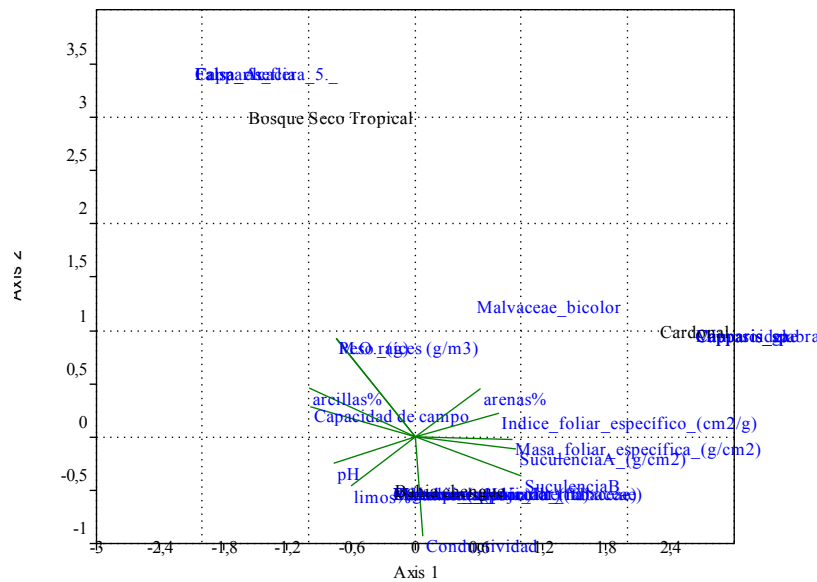


Figura 4.24 Análisis de correspondencia canónica para el estrato arbustivo.

- **CCA Arbolitos**

El análisis de correspondencia canónica para el estrato Arbolitos explica la composición vegetal de Bahía Chengue, principalmente por los factores tanto edáficos como biológicos de suculencia B (g/g), conductividad y % de limos (en menor medida). Con respecto a las relaciones entre las variables, se observa que son directas la Materia Orgánica y el peso de raíces. Esta puede ser explicada debido a que a mayor MO el suelo tendrá más nutrientes disponibles que pueden ser aprovechados por las raíces para acumular suministros, lo cual se evidencia en un aumento en el peso.

Por otro lado, la suculencia A (cantidad de agua) aumenta en la medida en que lo hace la M.F.E. Existen también relaciones inversas entre la suculencia A y la M.F.E con respecto a la capacidad de campo y el I.F.E (cm/g). Estos patrones son los esperados, porque la relación entre M.F.E y I.F.E es inversa. Además la suculencia aumenta cuando la capacidad de campo y las arcillas disminuye. Las relaciones entre limos y arenas también muestran un patrón inverso, ya que los limos tienen una mayor capacidad de retener agua y nutrientes respecto a las arenas que por su falta de cohesión entre los granos dejan pasar las moléculas de agua. Así como los limos están inversamente relacionados con las arenas, el pH también lo está. Esta correlación se debe a la influencia del pH sobre la tasa de liberación de nutrientes por meteorización y sobre la solubilidad de todos los materiales del suelo y la cantidad de iones nutritivos almacenados en los sitios de intercambio catiónico (Thompson Troeh 2002).

Eje	Valor Propio	Porcentaje
1	1	50,96
2	0,96235	49,04

Tabla 4.5. Análisis canónico de correspondencias. Variables bióticas y abióticas. Estrato arbolito.

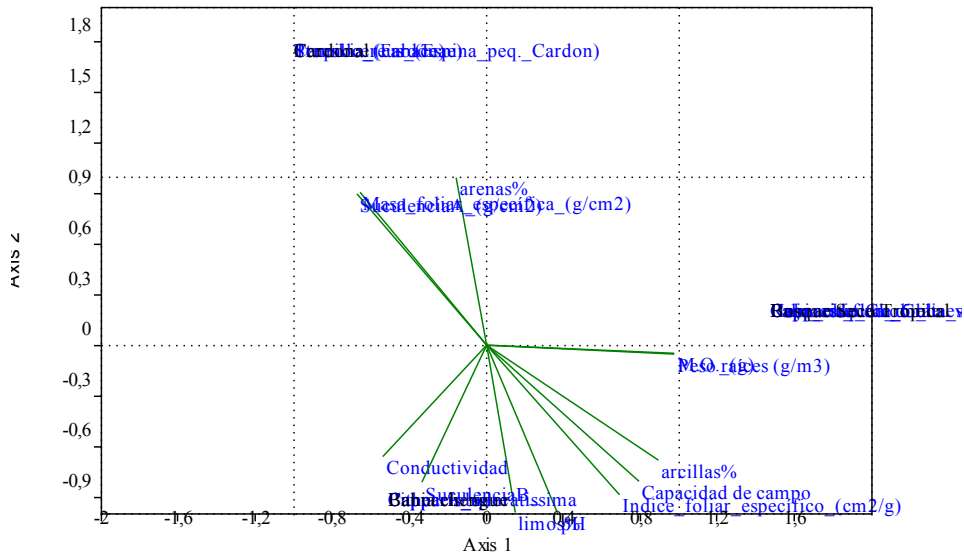


Figura 4.25 Análisis de correspondencia canónica para el estrato arbolito.

Estudio a partir de análisis de componentes principales (pca).

- Factores edáficos

PC	Valor Propio	% varianza
1	4,66824	58,353
2	3,33176	41,647

Tabla 4.6 Análisis de Componentes Principales para el suelo.

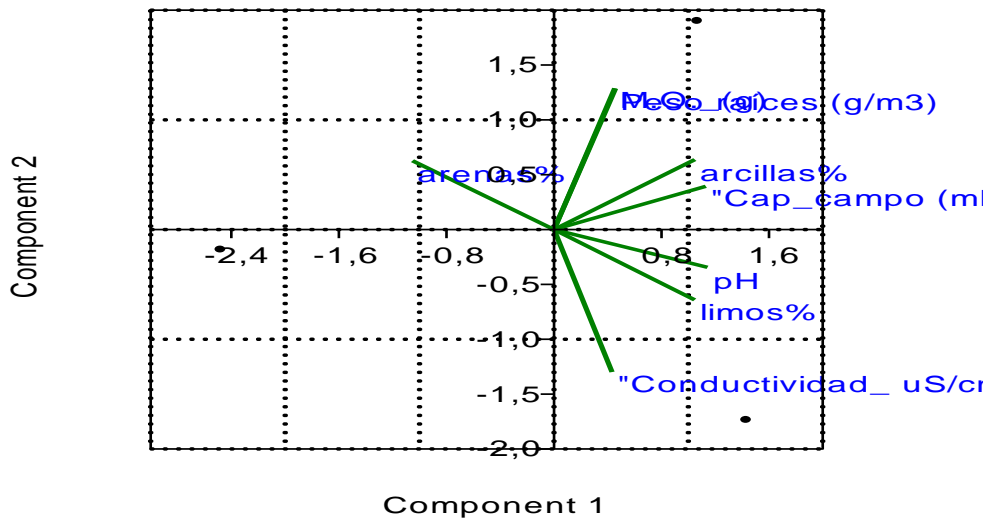


Figura 4.26 Análisis de componentes principales para las variables edáficas de la región.

Los resultados observados en el PCA de las variables edáficas (figura 4.26) se comportan de acuerdo a lo observado en los CCA presentados. La MO y el peso de las raíces están relacionados como se discutió anteriormente, al igual que el porcentaje de arcillas y la capacidad de campo

Factores bióticos

El comportamiento de las variables bióticas en la región presentan los patrones encontrados en los CCA. En estos hay una relación entre la MFE y A, lo cual es contradictorio con el supuesto de una relación inversa entre la MFE y A debida a la optimización de la energía, en la cual la planta invertirá su energía en acumular agua ó producir biomasa. Sin embargo, Porter *et al* (2009) señalan que la relación no está claramente establecida a nivel general. Se propone que en el caso de estudio del PNN Tayrona, el inicio de la temporada lluviosa durante la cual se hizo la visita pudo generar que la comunidad estuviera aumentando su biomasa y acumulando agua.

PC	Valor Propio	% varianza
1	3,02981	75,745
2	0,970188	24,255

Tabla 4.7 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B.

- **Diversidad beta**

Con el fin de entender los patrones de diversidad y los patrones geográficos de riqueza de especies, se realizó el cálculo del índice de diversidad beta propuesto por Whittaker (1972, citado por Halffter *et al.* 2005), el cual se refiere la proporción de remplazo o recambio de especies en gradientes ambientales. La tabla muestra los valores altos del índice de diversidad, que en promedio se encuentran en 0,9, indicando que los ecosistemas presentan un alto recambio de especies o diferenciación. Es clara esta alta proporción de remplazo, ya que el BST presenta la mayor riqueza de especies respecto del BISC y el FX, con 34 y 36 especies respectivamente. El BIC y el BISC, a diferencia del FX, están compuestos por una mayor cantidad de especies arborícolas, representadas en el BIC por géneros como *Astronium* sp., *Capparis* sp. y *Senegalia* sp., y por ejemplares de la familia Apocynacea, mientras que para el BISC la predominancia de especies está en el género *Capparis* sp, además de familias como Capparidaceae, Fabaceae. Por el contrario el FX, tiene predominancia de especies en el estrato arbustivo y herbáceo, representadas por las familias Fabaceae, Euphorbiaceae y Sapindaceae. Esta composición está dada por la mayor incidencia de la sequía en este ecosistema, gracias a la falta de cobertura en el dosel, lo que implica que los suelos y el ambiente en general son más áridos que en el BIC y en el BISC. Las características extremas del FX dan cabida a una composición vegetal con adaptaciones específicas, como lo es el caso particular del genero *Pereskiasp.*, que el BIC y el BISC tienen reducidas abundancias o no está presente.

	FX	BST	BISC
FX	0	0,95699	0,91781
BIXC	0,95699	0	0,96
BISC	0,91781	0,96	0

Tabla 4.8 Índice de Whittaker (Diversidad Beta) para los tres ecosistemas estudiados.

Adicionalmente, se hallaron los índices de diversidad alfa para cada uno de los ecosistemas (**tabla 4.9**). Se observa principalmente una mayor riqueza y diversidad en el BIC, lo que puede deberse esencialmente al uso en este ecosistema de estrategias evasivas y por tanto a la presencia de pocas adaptaciones morfológicas a nivel foliar frente a la sequía, como se discutió anteriormente. Por su parte, en el BISC y el FX hay una mayor dominancia de pocas especies que son aquellas que pudieron adoptar estrategias a nivel morfológico y fisiológico para enfrentar el período seco marcado en la zona. Al mismo tiempo, estos últimos ecosistemas presentan bajos valores de diversidad y menores riquezas.

	FX	BST	BISC
FX	0	0,95699	0,91781
BIXC	0,95699	0	0,96
BISC	0,91781	0,96	0

Tabla 4.9. Índices de Diversidad ALFA para los tres ecosistemas estudiados.

5. ANÁLISIS A NIVEL DE ECOSISTEMA

5.1 .Bosque seco tropical

5.1.1. Ecosistemas acuáticos en el BST

El bosque seco tropical se define como una cobertura boscosa continua que se distribuye entre los 0-1000 m de altitud, con temperaturas superiores a los 24°C (piso térmico cálido) y precipitaciones entre los 700 y 200 mm anuales y uno o dos períodos de marcada sequía al año. Los lugares que corresponden al ecosistema de Bosque seco se caracterizan por presentar una evapotranspiración superior a la precipitación durante la mayor parte del año, lo que genera pérdida del follaje y distintas adaptaciones, tales como la generación de foliolos pequeños, corteza de troncos pequeños y presencia de agujones o espinas.

La heterogeneidad espacial y las variaciones temporales de los componentes físicos químicos y bióticos son características de los ecosistemas acuáticos de las regiones semiáridas (Vidal *et al.* 2004). Hay tres factores importantes que determinan la variabilidad e estos ecosistemas: la temporalidad o permanencia del agua en los cauces, las relaciones entre las aguas superficiales, subsuperficiales y subterráneas y el tipo de sustrato (Vidal *et al.* 2004).

En las regiones secas se pueden definir tres tipos de corrientes de acuerdo a la temporalidad: corrientes permanentes donde el flujo permanece durante todo el ciclo hidrológico anual, temporales donde el flujo cesa una parte del año y efímeras donde el agua fluye únicamente tras fuertes precipitaciones (Lake 2003, Vidal *et al.* 2004). Estas tres situaciones se pueden presentar también en un mismo río en distintos tramos. La existencia de aguas subsuperficiales o procedentes de acuíferos más profundos modifican estos patrones (Suárez 1986, Moreno *et al.* 2001). El sustrato litológico de la cuenca influye notablemente, ya que de acuerdo a su permeabilidad se puede dar la infiltración del agua, lo que produce posteriores afloramientos (Vidal *et al.* 2004). Los eventos hidrológicos de crecidas y estiajes que se presentan debido a la temporalidad de los cauces, también influyen sobre las condiciones de las corrientes de agua (Vidal *et al.* 2004). Las crecidas ocasionadas por las precipitaciones fuertes mueven agua y sedimentos, reorganizando la estructura de los cauces, y en ríos intermitentes comunican los tramos aislados y permiten su homogenización (Lake 2003, Chapman y Kramer 1991). Los estiajes producen perturbaciones en estos ecosistemas fragmentando los hábitats disponibles para los organismos acuáticos, debido al aislamiento de los distintos tramos del río (Lake 2003, Vidal *et al.* 2004).

Las comunidades bióticas responden a esta variabilidad física (Lake 2003, Chapman y Kramer 1991, Vidal *et al.* 2004). Con la reducción de los caudales se favorece el mecanismo autotrófico ofertado por las comunidades perifíticas, convirtiendo estos sistemas en depósitos de carbono orgánico que se distribuirán durante las crecidas. Esto influirá en el ensamblaje de las demás comunidades bióticas presentes en el sistema acuático (Vidal *et al.* 2004).

Los sistemas lóticos estudiados en el ecosistema de Bosque Seco se encuentran en la Tabla 5.1 con su respectivo geoposicionamiento y altura. Adicionalmente se realizó la evaluación de dos puntos del río Piedras, el cual recorre una parte de bosques húmedos y secos.

Se puede observar por los datos fisico-químicos e hidrológicos obtenidos en campo y laboratorio (Tabla 5.2) que hay ciertas variables que difieren bastante en cuanto al patrón general de datos de los 8 puntos evaluados. De estas variables, la cantidad de oxígeno disuelto, muy relacionada con el

porcentaje de saturación de oxígeno, varía con respecto a los datos de los otros puntos en la zona. La quebrada Neguanje, con 3,88 mg/L y un porcentaje de saturación del 52,73%, muestra valores bajos en comparación con los puntos restantes, que varían entre 6,46 mg/L y 8,72 mg/L, con porcentajes de saturación altos en comparación con dicha quebrada.

La conductividad para las quebradas Cinto y Neguanje fué elevada, mientras que para los sitios restantes se obtuvieron datos relativamente bajos, siendo el menor de 62,90 μ S en el río Gaira Vereda El Mosquito; a su vez la cantidad de sólidos disueltos también tuvo un valor bajo en este sitio, debido a la relación lógica que existe entre estas dos variables.

Fecha	Localidad	Geoposicionamiento	Altitud (m.s.n.m)
03/09/2012	Quebrada Cinto	11° 18' 53,5" N 74°01'55,5" W	72
04/09/2012	Quebrada Neguanje	11° 17' 54,1" N 74° 4'3,6"W	119
06/09/2012	Quebrada Gaira Vereda El Mosquito	11° 10'17,4"N 74°10'29"W	49
07/09/2012	Quebrada Canal Gaira	11° 9'57,2"N 74°10'18,6"	84
10/09/2012	Río Piedras Zona Baja V/da La Estrella	11°16'55,7"N 73° 58'24,7"W	109
10/09/2012	Río Piedras Desembocadura	11°16'58,9"N 73°54'29,3"	2

Tabla 5.1. Geoposicionamiento de los cuatro puntos evaluados en los sistemas lóticos del Bosque Seco y de dos puntos en el río Piedras.

Los niveles de pH fueron básicos en su mayoría y en muchos de los puntos se acercaron a valores neutros. Los sitios más básicos, con valores de 8,55 y 8,05, estuvieron en el río Piedras. Estos dos puntos de muestreo se ubicaron en la desembocadura del río en donde el arrastre de sedimentos por parte de la corriente y su depósito en estas zonas puede explicar estos valores de pH (Gutiérrez 2009). Las condiciones geomorfológicas, estructurales e hidrológicas a lo largo del gradiente del río juegan un papel importante en el comportamiento de las otras variables fisicoquímicas, dentro de las cuales están los nutrientes (Gutiérrez 2009).

	Quebrada Cinto	Quebrada Neguanje	Río Gairavered a El Mosquito	Quebrada Canal de Gaira	Río Piedras Zona alta V/da La Estrella	Río Piedras Desembocadura
O ₂ Disuelto (mg/L)	6,46	3,88	8,72	8,07	8,08	7,90
% de saturación de O ₂	84,67	52,73	101,10	95,23	109,77	101,10
Temperatura (°C)	28,77	26,55	22,17	24,10	30,60	28,00
Conductividad (µs/cm)	442,70	438,30	62,90	129,53	148,47	157,37
Sólidos disueltos (mg/L)	498,60	206,00	31,43	62,53	62,87	70,20
Retención de MOPG (%)	102,78	0,00	113,28	223,24	122,50	0,00
Fósforo reactivo (mg/L)	1,02	0,00	0,68	0,00	2,75	0,46
Nitrógeno-Amonio (mg/L)	0,00	0,00	0,85	1,38	0,08	0,05
Nitratos (mg/L)	0,34	0,00	0,17	0,18	0,04	0,03
Nitritos (mg/L)	0,11	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03
Dureza (mg/L de CaCO ₃)	17,70	16,60	39,00	57,00	33,00	56,00
pH	7,31	6,83	7,82	7,66	8,55	8,05
Alcalinidad (mg /L de CaCO ₃)	84,00	75,00	30,00	42,00	39,30	56,30
Transparencia Secchi (m)	3,06	1,870	0,260	0,390	0,240	0,204
Altura (m.s.n.m)	72,00	119,00	49,00	84,00	109,00	2,00
Velocidad superficial de la corriente (m/s)	0,36	0,31	15,45	1,41	0,47	0,52
Ancho medio (m)	5,36	4,67	2,13	15,76	20,02	20,50
Profundidad media (m)	0,200	0,375	0,093	0,26	0,193	0,172
Temperatura ambiental (°C)	32,00	27,50	22,60	28,00	30,00	30,00

Tabla 5.2 Datos físico-químicos e hidrológicos obtenidos en campo y laboratorio de los ríos del PNN Tayrona y zonas aledañas.

Según la gráfica de análisis de componentes principales para los cuerpos de agua del Bosque Seco (Ver Figura 5.3), se puede estimar que todos los sitios evaluados se diferencian fácilmente por variables dominantes que tienden a caracterizarlos. En la quebrada Cinto hay una fuerte influencia de los nitritos, ya que registró valores altos de este parámetro. La transparencia también es una variable característica de este sistema, pues presenta el mayor valor. Para la quebrada Neguanje la conductividad y la alcalinidad fueron variables influyentes, ya que para esta corriente se presentaron elevados registros de éstas variables. Para el río Gaira en la Zona de La Vereda El Mosquito la variable de mayor influencia fué la velocidad superficial de la corriente, con un valor muy alto respecto a los demás puntos. La quebrada Canal Gaira se caracterizó a su vez por los mayores registros de amonio.

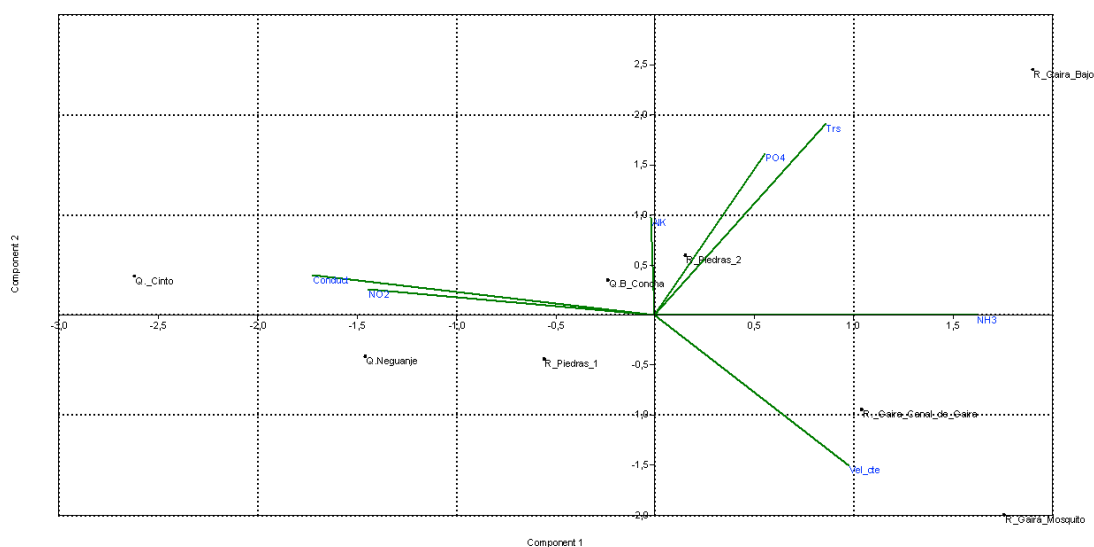


Figura 5.3 Análisis por componentes principales de las variables físico-químicas e hidrológicas de cada uno de los sistemas lóticos del Bosque Seco, Bosque Subxerofítico caducifolio y dos puntos en el río Piedras. El eje 1 explica el 53,74% de la varianzay el eje 2 el 45,33% de la varianza.

El punto 2 del río Piedras, correspondiente a la Zona de la Vereda La Estrella, estuvo influenciado por una alta concentración de fósforo reactivo disuelto (PO₄), mientras que en el punto 1 (cerca a la desembocadura) no hubo una variable que fuera característica, aunque presentó datos relativamente altos de transparencia y de nitritos.

En cuanto a los perfiles batimétricos de cada uno de los cuerpos de agua estudiados (Figura 5.4), el río Gaira Vereda El Mosquito presenta la profundidad media más alta; la profundidad máxima es de 0,69 m en uno de sus puntos, y su ancho también es el mayor entre el conjunto de datos. La quebrada Neguanje es la segunda en profundidad media, con una máximo en el punto 3 de 1,56 m. Su ancho también corresponde a uno de los valores más altos dentro de los datos. Después está la

quebrada Cinto, que presenta una profundidad máxima de 0,53 m y un ancho de 5,36 m. Por último está la quebrada Canal de Gaira, que pese a presentar en uno de sus puntos una profundidad máxima de 0,83 m, los demás sitios tuvieron profundidades menores a 20 cm. El ancho también fué el valor menor entre el conjunto de datos. En consecuencia, se observa que en estos sistemas hay una relación entre la profundidad y el ancho.

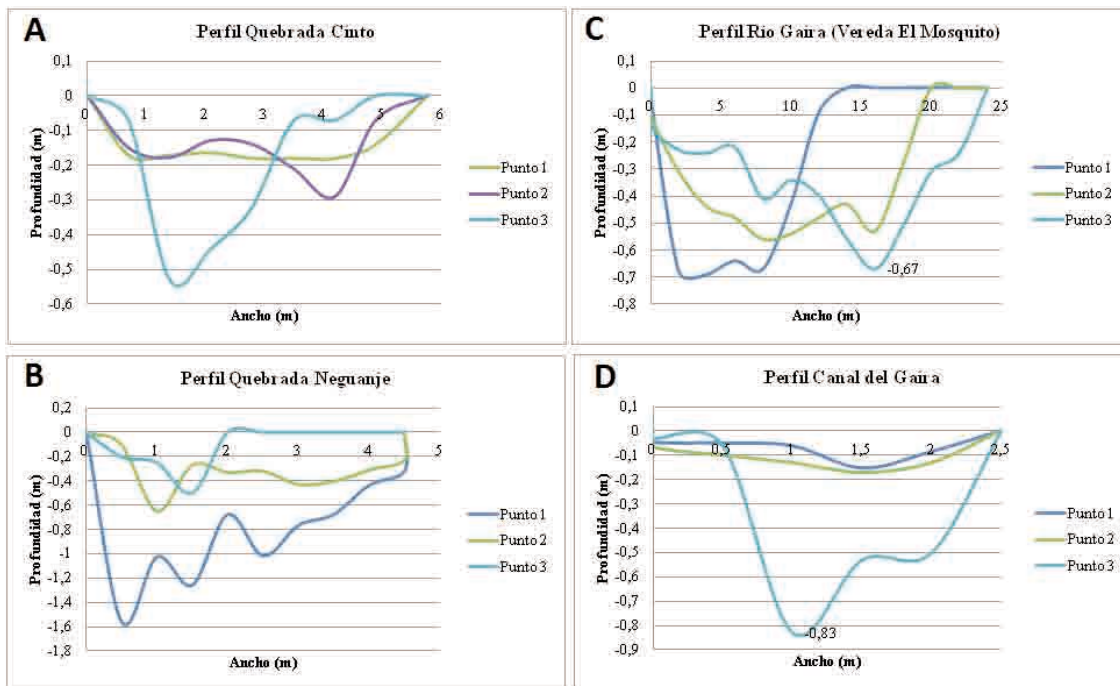


Figura 5.4. Perfiles Batimétricos de cada uno de los sistemas lóticos del Bosque Seco PNN Tayrona. A) Perfil Quebrada Cinto B) Perfil Quebrada Neguanje C) Perfil Río Gaira (Vereda El Mosquito) D) Perfil Quebrada Canal Gaira

Perifiton

En el perifiton de los sistemas lóticos muestreados (quebradas Cinto, Neguanje, Canal Gaira, Gaira Vereda el Mosquito) se encontró un total de cinco formas de vida. Las formas C-BPS (cocal bajo perfil simple) y las filamentosas fueron las más abundantes (37.3% y 32.8%, respectivamente) (Figura 5.5). La forma de vida monadal fué la menos abundante y en la quebrada Canal Gaira no se encontró (Tabla 5.3).

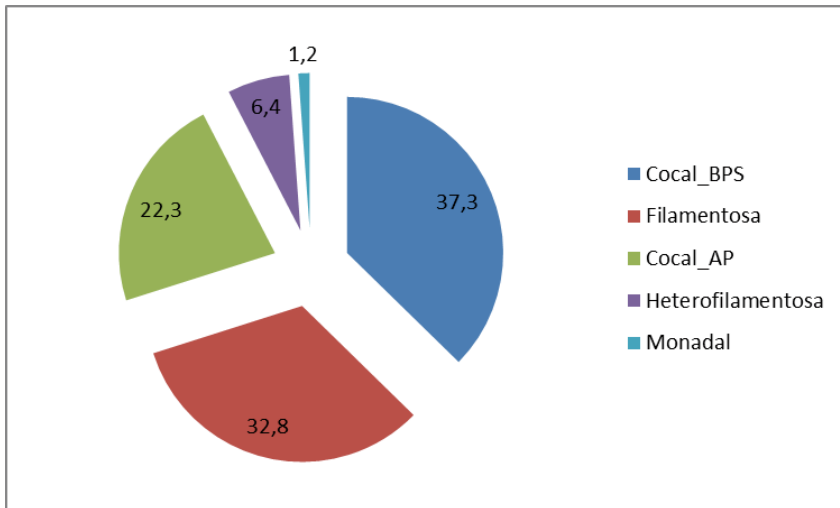


Figura 5.5 Composición de Formas de vida. Porcentaje totales de las cinco Formas de vida encontradas en los ocho sitios de muestreo del bosque seco del PNN Tayrona.

Lugares de muestreo	Formas de vida				
	Cocal_BPS	Filamentosa	Cocal_AP	Heterofilamentosa	Monadal
Q. Cinto	194,1	157,7	80,6	122,6	1,1
Q. Neguanje	65,2	57,1	2,6	13,5	1,9
Q. Gayra el Canal	421,5	459,5	104,4	7,6	0,0
Gayra e Mosquito	163,9	67,2	317,2	2,1	23,1
Q. Bahía Concha	525,2	211,3	8,7	0,0	3,5
Q. Gayra Baja	1782,0	1233,0	0,4	77,1	38,5
R Piedras CCA alta	82,9	100,1	4,9	9,2	1,1
R Piedras CCA baja	24,7	72,3	0,4	19,0	0,7

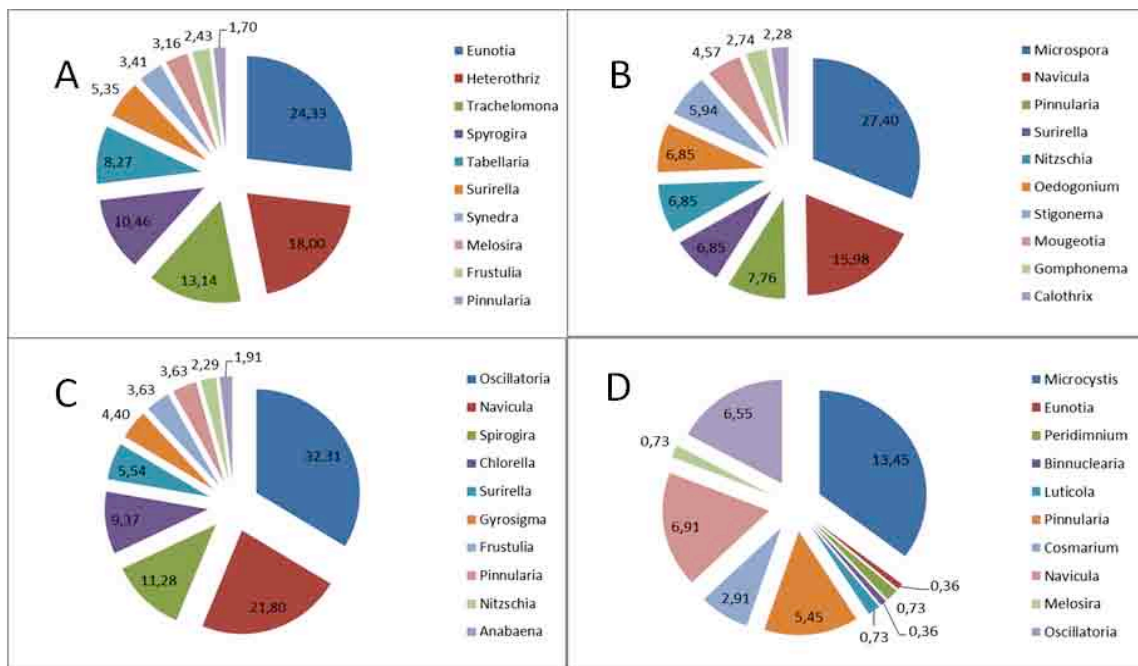
Tabla 5.3 Composición de Formas de vida de todos los sitios muestreados. Abundancia en ind/cm². Filamentosas; AP: alto perfil; BPS: bajo perfil simple.

Las mayores abundancias de perifiton del Bosque Seco se representan para los taxones *Eunotia*, *Microspora*, *Oscillatoria* y *Microcystis* en las quebradas Cinto, Neguanje, Canal Gaira, y Río Gaira Vereda el Mosquito (24.33%, 27.40%, 32.31% y 13.45%, respectivamente) (Figura 5.6). Por otra parte, las clases *Bacillariophyceae* y *Chlorophyceae* se encontraron en los todos los sitios muestreados. *Xantophyceae* se encontró sólo en la quebrada Cinto, mientras que *Ulvophyceae* sólo estuvo presente en la quebrada Gaira El Mosquito (Tabla 5.4). Los índices de diversidad (Tabla 5.5) de Shannon mostraron que los sistemas Gaira El Mosquito, Bahía Concha y Gaira Parte Baja tienen valores similares entre sí (2.38, 2.35, 2.33, respectivamente). Las quebradas más diversas fueron Neguanje y Cinto (2.66 y 2.55). Por otra parte, todos los índices de dominancia de Simpson fueron bajos, lo cual indica que no hay una fuerte dominancia por parte de ningún taxón en ningún sitio.

Los valores de equitatividad fueron relativamente altos (oscilaron entre 0.6 y 0.8), lo cual indica una buena repartición de los individuos de la comunidad en los taxones presentes. Los estaciones río Piedras Partes Alta y Baja fueron los lugares con los valores más bajos, mientras que las quebradas Neguanje y Cinto presentaron los más altos (0.80 y 0.76, respectivamente) (Tabla 5.5).

CLASE	Q. Cinto	Q. Neguanje	Q. Gayra Canal	Q. Gayra parte baja	Gayra el Mosquitero	Río Piedras CCA alta	Río Piedras CCA baja	Q. Bahía concha
Bacillariophyceae	175.9	65.4	427.2	1820.6	166.0	82.9	24.7	525.2
Chlorophyceae	276.9	66.0	100.6	289.0	241.6	8.1	6.3	214.8
Chroobacteria	0.0	0.0	320.9	963.3	37.8	0.0	0.0	0.0
Cyanophyceae	0.0	0.0	19.0	57.8	79.8	106.5	85.3	0.0
Dinophyceae	0.0	1.3	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0
Euglenophyceae	1.1	0.6	0.0	38.5	14.7	1.1	0.7	0.0
Nostocaceae	0.0	0.0	0.0	0.0	6.3	0.0	0.0	0.0
Trebouxiophyceae	0.0	0.0	11.4	0.0	6.3	0.0	0.0	0.0
Ulvophyceae	0.0	0.0	0.0	106.0	2.1	0.0	0.0	0.0
Xantophyceae	1.1	0.0	0.0	9.6	0.0	0.0	0.0	0.0
Zygnematophyceae	11.3	7.1	112.0	106.0	18.9	0.0	0.0	0.0

Tabla 5.4 Composición perifítica de Bosque seco. Abundancia en ind/cm².



Fig

ura 5.6 Composición de la comunidad de perifiton en sistemas acuáticos del Bosque seco. Abundancias relativas de los géneros de perifiton en A) Q. Cinto, B) Q. Neguanje, C) Q. Canal Gaira y D) R. Gaira Vereda El Moquito. Se representan los primeros 10 grupos más abundantes.

Índices	LOCALIDAD							
	Q.CINTO	Q.NEGUANJE	Q.GAYRA EL MOSQUITERO	Q.CANAL GAYRA	Q.GAYRA BAJA	Q.BAHÍA CONHA	RIO PIEDRAS CCA ALTA	RIO PIEDRAS CCA BAJA
Taxones	27	27	31	15	32	24	22	13
Shannon (H)	2,511	2,655	2,383	2,048	2,33	2,353	1,947	1,848
Equitatividad	0,7618	0,8057	0,6939	0,7563	0,6723	0,7405	0,63	0,7206
Simpson (D)	0,8883	0,9004	0,8246	0,8177	0,8237	0,8709	0,7922	0,7882

Tabla 5.5 Análisis de diversidad de las comunidades perifíticas de los ocho ambientales lóticos muestreados del PNN Tayrona.

Por otra parte, el análisis de metabolismo bentónico mostró que los niveles de producción primaria neta fueron mayores en la quebrada Canal Gaira, mientras que los niveles más bajos se presentaron en la quebrada Neguanje. Al mismo tiempo, los niveles más altos de respiración se encontraron en la quebrada Neguanje (Tabla 5.6), lo cual concuerda con su baja producción primaria neta. En los demás sitios la respiración tuvo valores negativos en concordancia con los altos registros de producción primaria neta.

Sitios	Pr. primanira neta (O ₂ .m-2.h-1)	Pr. primanira bruta (O ₂ .m-2.h-1)	Respiración (O ₂ .m ⁻² .h ⁻¹)
Cinto	251,345	-148,53	-399,875
Neguanje	13,54	20,585	7,045
Gaira Zona baja	20048,705	18849,74	-1198,965
Gayra canal	2485,945	-2337,675	-4823,62

Tabla 5.6 Producción primaria en mg de oxígeno por metro cuadrado y por hora de las comunidades de perifiton en cuatro sitios de muestreo.

Macroinvertebrados

En cuanto a la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, la quebrada Cinto junto con el río Gaira Vereda El Mosquito, presentaron la mayor cantidad de taxones (Tabla 5.7). Le siguen la quebrada Neguanje y con un número menor la quebrada Canal de Gaira.

La mayor cantidad de individuos se colectó en la quebrada Neguanje, con 337 individuos, agrupados principalmente en las familias Chironomidae 79%, Caenidae 7% y Baetidae 3% (Figura 5.7B). El río Gaira Vereda El Mosquito (Figura 5.7C) ocupó el segundo lugar con 167 individuos, agrupados principalmente en las familias Simuliidae 38%, Baetidae 20% e Hydropsychidae 11%.

La quebrada Cinto (Figura 5.7A) presentó 113 individuos, con los mayores porcentajes correspondientes a las familias Chironomidae 18%, Ancyliidae 18%, Ampullariidae 12% y Heptageniidae 10%. Por su parte, la quebrada Canal Gaira tuvo un número mucho menor de individuos (9), principalmente de las familias Veliidae 40%, Elmidae 13% y Glossosomatidae 13%.

	Quebrada Cinto	Quebrada Neguanje	Río Gaira Vereda El Mosquito	Quebrada Canal Gaira	Río Piedras Parte Alta	Río Piedras Desembocadura
Número de Taxones	26	24	26	9	22	36
Número de Individuos	113	337	167	15	235	261
Dominancia	0,07448	0,3764	0,1896	0,1467	0,1241	0,265
Simpson	0,9255	0,6236	0,8104	0,8533	0,8759	0,735
Shannon	2,877	1,494	2,278	2,061	2,454	2,039
Equitatividad	0,6829	0,1856	0,3754	0,8727	0,5287	0,2134

Tabla 5.7 Índices de diversidad para la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en ríos del Bosque seco, y en dos puntos en el río Piedras en el PNN Tayrona.

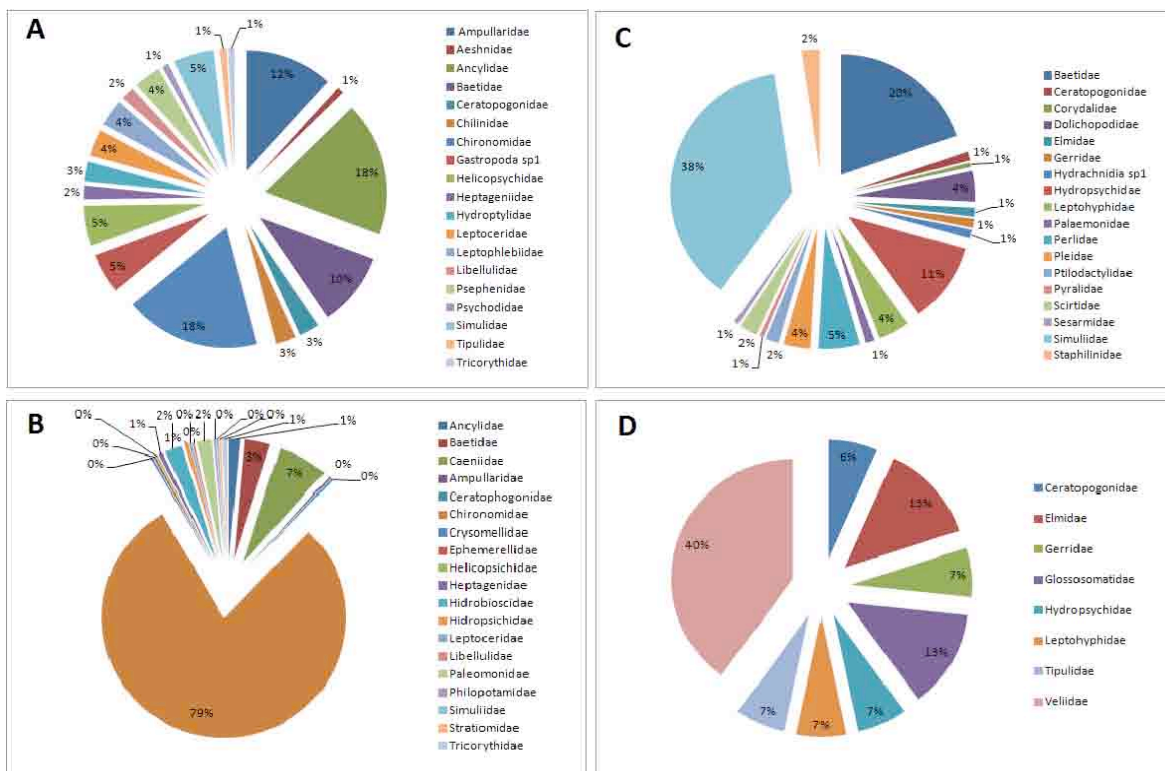


Figura 5.7 Porcentaje de abundancia de familias de macroinvertebrados acuáticos A) Quebrada Cinto, B) Quebrada Neguanje C) Río Gaira Vereda El Mosquito D) Quebrada Canal Gaira

La biomasa (Fig 5.8) para la quebrada Neguanje fué aportada en su mayoría por la familia Simuliidae, seguida de Libellulidae y Aeshnidae. Para la quebrada Cinto y el río Gaira Vereda El Mosquito la mayor biomasa correspondió a la familia Palaemonidae, que contribuyó con 148895,17 mg y 4254,47 mg respectivamente para estos ecosistemas. Los valores señalados son altos y se dieron debido a la abundancia y gran tamaño promedio de los camarones de agua dulce. En la quebrada Canal Gaira las familias con mayor aporte en biomasa fueron Gerridae, Veliidae y Elmidae.

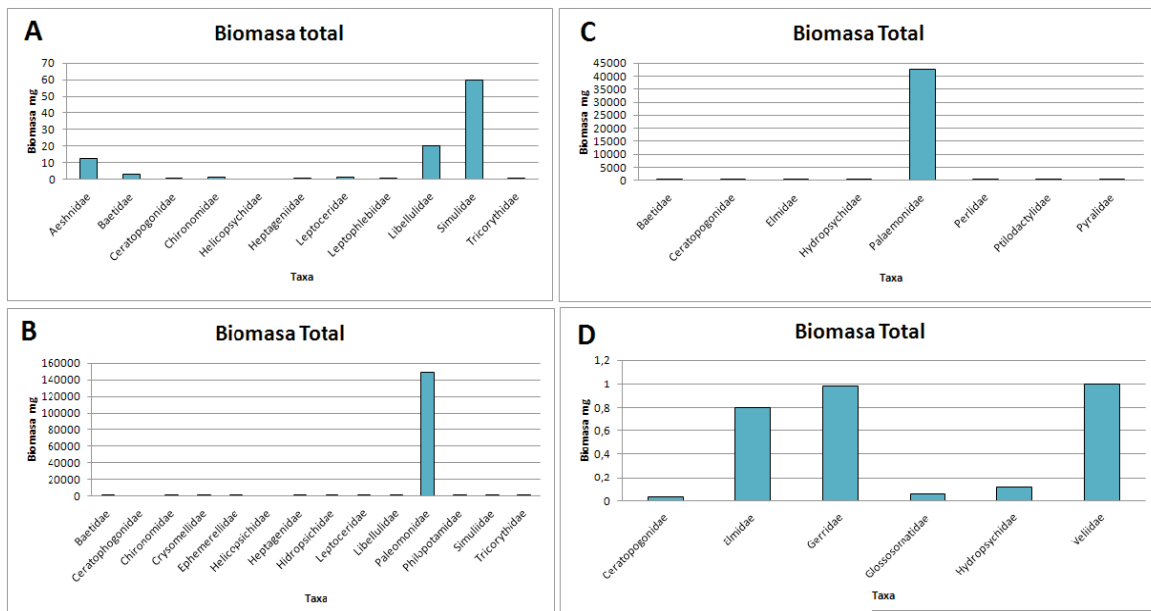


Figura 5.8 Biomasa de los Macroinvertebrados encontrados en A) Quebrada Cinto B) Quebrada Neganje C) río Gaira Vereda El Mosquito D) Quebrada Canal de Gaira

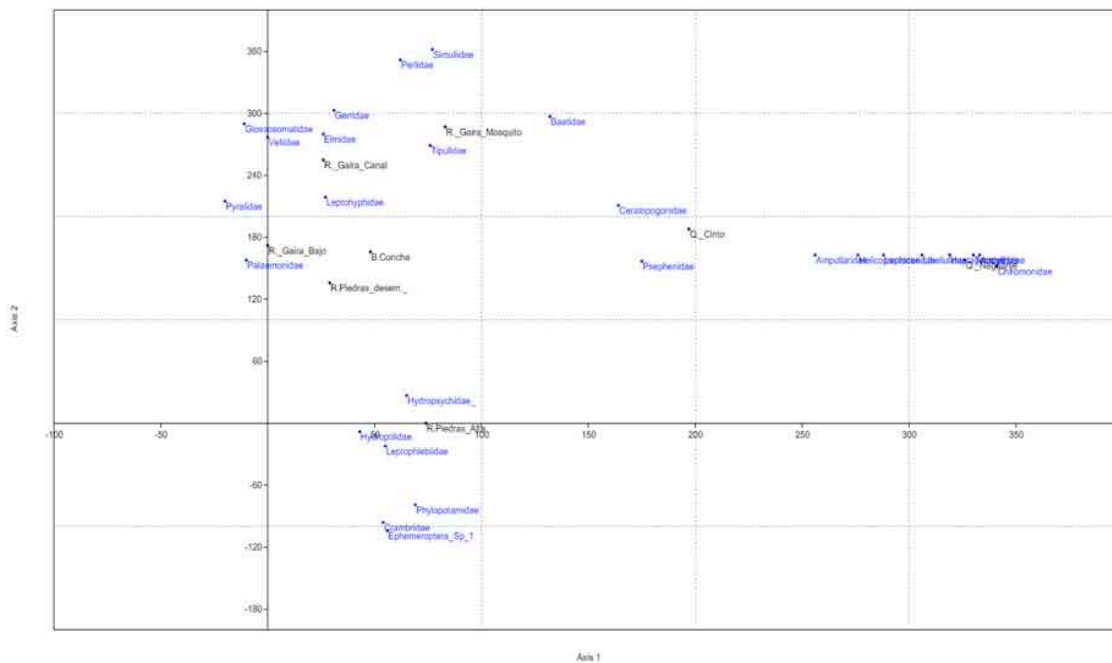


Figura 5.9. Análisis DCA para los ecosistemas acuáticos en el Ecosistema Bosque Seco y Bosque Subxerofítico Caducifolio, y dos puntos en el río Piedras en el PNN Tayrona. El eje 1 tiene un valor propio de 0,7916, el eje 2 tiene un valor propio de 0,4032

El análisis DCA (Figura 5.9) muestra cierta similitud para el río Gaira Parte Baja, la quebrada Bahía Concha y el río Piedras Parte Baja, dada por la composición de macroinvertebrados. Dicha similitud obedece a la presencia y cantidad común de individuos de la familia Palaemonidae. Los puntos (R. Gaira Parte Baja y quebrada Bahía Concha) se evaluaron para el ecosistema Bosque Subxerofítico Caducifolio. Los dos puntos del río Piedras Parte Baja presentan cierta similitud debido a que las condiciones de sequía (el estudio se realizó al final de la época seca) hacen muy parecidas las dos zonas, las cuales se caracterizan por su baja velocidad superficial y por la acumulación de materia orgánica proveniente de la vegetación riparia, que es fuente de alimento para los invertebrados acuáticos. También se observa una leve agrupación entre los puntos río Gaira Vereda El Mosquito y quebrada Canal Gaira, los cuales por su cercanía comparten familias como Tipulidae, Elmidae y Gerridae. La quebrada Cinto se relacionó con las familias Ceratopogonidae y Sphenidae, que a pesar de ser compartidas para otros puntos de muestreo, tuvieron las abundancias más altas en este sitio. Esto también se presenta en la quebrada Neguanje, la cual se relaciona más con las familias Chironomidae (dado el alto porcentaje de individuos de esta familia en dicha quebrada), Ampullariidae e Helicopsychidae, entre otras. Para el río Piedras Parte Alta las familias Hydropsychidae, Hidroptilidae y Leptobleidae, entre otras, tienden a caracterizar este punto, tanto por su presencia como por su abundancia.

Discusión

La temperatura es uno de los factores condicionantes dentro de los sistemas lóticos. La cantidad de O₂ disminuye conforme aumenta la temperatura y disminuye la corriente (Gutiérrez 2009). Los valores de O₂ disuelto en los puntos quebrada Gaira Vereda El Mosquito y quebrada Canal Gaira estuvieron cercanos a los valores esperados para la cantidad de O₂ disuelto a sus respectivas temperaturas de agua (Bain y Stevenson 1999). El primer punto estuvo por encima de este valor. Estos niveles son óptimos para el establecimiento de comunidades aerobias (Gutiérrez 2009). Otras variables como la velocidad de la corriente, la pendiente del cauce, el sustrato dominante y la actividad fotosintética juegan un papel importante en la cantidad de oxígeno disuelto dentro del cuerpo de agua (Gutiérrez 2009).

Para los puntos quebrada Cinto y quebrada Neguanje se presentaron datos muchos menores respecto a los otros lugares de estudio y de los esperados para la disolución de O₂ a la correspondiente temperatura del agua (Bain y Stevenson 1999). La cantidad de oxígeno disuelto también se ve afectada por la concentración de sólidos disueltos que se presenta en el cuerpo de agua. A su vez la cantidad de sólidos disueltos se favorece por los aumentos de temperatura. Los sólidos disueltos, la conductividad, los nutrientes y la acumulación de materia orgánica están relacionados con las características geomorfológicas y estructurales de los ríos desde su nacimiento, donde se produce un arrastre y depósito de materiales, hasta su desembocadura (Gutiérrez 2009). Por lo tanto, la litología es la responsable a gran escala de el contenido de sales en aguas superficiales y subterráneas (Vidal *et al.* 2004).

Cuando se presenta perturbación por sequía, hay desconexión y aislamiento de corrientes, produciendo deposición de materiales, acumulación y transformación de nutrientes y materia orgánica (Vidal *et al.* 2004). Esto se evidencia en los valores de amonio presentados para los sitios río Gaira Vereda El Mosquito y quebrada Canal Gaira, ya que este es un producto de la descomposición de materia orgánica que puede estar influenciado por la cantidad de aporte de material orgánico proveniente de la vegetación riparia, que por lo general aporta hasta el 99% de la energía que entra al sistema (Escalante *et al.* 2012). También juega un papel muy importante la capacidad de nitrificación que tiene el sistema.

Las comunidades biológicas responden de forma predominante a la variabilidad hidrológica espacial y temporal de los ríos de ecosistemas semiáridos y a la salinidad del agua. Por lo tanto las abundancias de individuos para cada nivel trófico estarán influenciadas en gran manera por estos factores y por la disponibilidad de recursos que se presenten temporalmente (Vidal *et al.* 2004).

El índice de dominancia para la quebrada Cinto fue considerablemente bajo (0,07). Consecuentemente el índice de equitatividad fue alto (0,92), lo que muestra que no hay un taxón predominante y las abundancias son equitativas. En comparación, la quebrada Neguanje obtuvo el mayor valor en el índice de dominancia para los sitios estudiados, por lo tanto el índice de equitatividad fue muy bajo y mostró que había dominancia de un taxón. Esto se puede evidenciar por la abundancia de la familia Chironomidae que representa el 79% de individuos. Según el índice de diversidad de Shannon el lugar con mayor diversidad fue la quebrada Cinto, seguida del río Piedras Parte Alta, río Piedras desembocadura, río Gaira Vereda El Mosquito, quebrada Canal Gaira con valores del índice muy cercanos, y la quebrada Neguanje con el menor valor de diversidad a pesar de que presentó la mayor cantidad de individuos.

Hay una relación de gran importancia entre los flujos energéticos de los ríos con la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos (Escalante *et al.* 2012). La fauna bentónica acelera los procesos de fragmentación facilitando la disolución de los compuestos químicos de las hojas y permiten la colonización por microorganismos para su descomposición. Además, muchos de estos organismos cumplen papeles de filtradores transformando la materia orgánica diluida que consumen, en productos asimilables para organismos de otros niveles tróficos dentro de los ríos (Escalante *et al.* 2012).

Para la quebrada Cinto se encontraron las mayores abundancias para las familias Ancyliidae, Chironomidae, Ampullariidae y Baetidae. Las familias de gastrópodos Ancyliidae y Ampullariidae son raspadoras, es decir, consumidoras de perifiton al igual que la familia Ephemeroptera y Baetidae. La presencia de estos organismos está relacionada con el sustrato en el cual pueden encontrar su recurso alimenticio como rocas y hojarasca, donde las algas y microorganismos puedan colonizar y realizar fotosíntesis. La familia Chironomidae es de hábito colector- recolector, lo que indicaría que su abundancia está relacionada con las partículas finas de materia orgánica que se encuentran suspendidas. Rodríguez *et al.* (2011) y Gutiérrez (2009) hacen mención a este grupo trófico en el río Gaira y lo relacionan con el aumento en abundancia y con el aporte de biomasa a

los sistemas favorecidos por la estación seca, la acumulación de materia orgánica, las condiciones de estiaje, la geomorfología de los sustratos y la cobertura del bosque ribereño sobre el cauce. Esto se vió reflejado en la mayoría de sistemas fluviales estudiados. La quebrada Neguanje presentó el mayor porcentaje de individuos para este nivel trófico. Puntualmente para la familia Chironomidae, a pesar de tener gran abundancia, los tamaños de las larvas fueron bajos y por lo tanto el aporte de biomasa al sistema fué reducido. En contraposición, la familia Palaeomonidae presentó un menor número de individuos en la quebrada Neguanje, pero de tamaños grandes, por lo cual fué el grupo que aportó considerablemente a la biomasa, tanto de esta quebrada, como de los ríos Gaira Vereda El Mosquito y Piedras Parte Baja.

Para el río Gaira Vereda El Mosquito las mayores abundancias se presentaron para las familias Simuliidae, Baetidae e Hydropsychidae. La familia Simuliidae representa el nivel trófico colector-filtrador, lo que se relaciona con los depósitos de materia orgánica en descomposición dentro del sistema. Sucede algo parecido con la familia Hydropsychidae, ya que la mayoría de sus especies son detritívoras.

La familia Veliidae de hemípteros depredadores fué el taxón que mayor número de individuos registró para la quebrada Canal Gaira. Estos hemípteros habitan la capa superficial del agua, por lo que se presentan en zonas donde las corrientes son bajas. La familia Elmidae (depredadores) también fué abundante en este sitio. Rodríguez *et al.* (2011) en la caracterización de grupos funcionales del río Gaira hacen referencia al aumento de los depredadores en las zonas altas del cauce y a la disminución de la abundancia de organismos fragmentadores. Sin embargo, Escalante *et al.* (2012), en un trabajo en el mismo lugar, relacionan el aumento de los depredadores (fuentes de un alto porcentaje de biomasa al sistema), con el aumento de organismos colectores, los cuales suministran materia orgánica al grupo de depredadores. La estación río Piedras Parte Alta V/da La Estrella, presentó valores de abundancia alta para organismos propios de sistemas con niveles de oxígeno alto (Roldán 2003), lo cual se evidencia en los datos para este sistema. Hydropsychidae obtuvo la mayor abundancia y aporte de biomasa, seguido por Crambridae e Hidroptylidae. En este caso hubo una mayor dominancia de organismos raspadores y fragmentadores, mientras que la zona río Piedras Parte Baja presentó dominancia del grupo funcional fragmentadores, que aportaron el mayor porcentaje de biomasa (familia Palaeomonidae).

Los resultados demuestran que para los sistemas lóticos evaluados en el bosque seco tropical, hay una dependencia a nivel energético del material alóctono. Las perturbaciones a raíz de la temporada seca vienen a influir en el depósito, distribución y descomposición de este material, distribuyendo de manera funcional la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, que se comportan de acuerdo a la proporción y al tipo de recursos que se encuentren en el sistema.

En general se puede decir que las variables abióticas como la velocidad de la corriente, la pendiente y la temperatura influyen sobre la cantidad de sólidos disueltos, la conductividad y la solubilidad de O₂. Estas a su vez afectarán la composición y abundancia de las comunidades perifíticas y de macroinvertebrados de los sistemas. De acuerdo a los resultados obtenidos, las concentraciones de

oxígeno mayores a 6 mg/L presentadas en Cinto, Gaira-El Mosquito, Canal Gaira y río Piedras, coinciden con una mayor equitatividad en cuanto a la comunidad biótica de macroinvertebrados acuáticos. La biota por lo general se establece difícilmente cuando los niveles de O₂ son bajos, por lo tanto, los menores registros, como los presentados en Neguanje, explican la predominancia de taxones que son favorecidos por esta condición, como el caso de Chironomidae. Esta es una familia de dípteros con una amplia distribución y resistencia a distintas condiciones ambientales. Aunque se haya presentado esta relación, no se puede atribuir a una sola causa al establecimiento de la diferente biota, ya que también hay otras variables fisicoquímicas y biológicas que influyen. Tal es el caso de la disponibilidad de recursos, la presencia de microhábitats y la actividad de depredadores y competidores, que intervienen fuertemente en la distribución de los organismos, de acuerdo las condiciones particulares de cada sitio.

En términos de abundancia el sitio con mayor número de individuos por centímetro cuadrado fué el Canal Gaira, donde se halló el 45.5% del total de organismos fitoperifíticos identificados. El sitio con menor densidad algal fue la quebrada Neguanje. El segundo lugar en abundancia fué la quebrada Gaira Vereda el Mosquito (26.5 %) y el tercero la quebrada Cinto (21.4 %). En estos lugares el grupo más abundante fué *Bacillariophyceae*. Este grupo se distinguen por encontrarse en cualquier tipo de ambiente ya sea marino, dulceacuícola y terrestre, tienen gran importancia como productores en la cadenas alimenticias y juegan un papel notable en el ciclo de la urea (Mann 1999). En presencia de nutrientes y buena disponibilidad de luz suelen ser el grupo predominante de la comunidad bentónica, por lo cual se les denomina como organismos oportunistas con estrategias tipo r (Furnas 1990). La comunidad de perifiton en los ocho sistemas acuáticos muestreados reveló la mayor similitud entre los dos puntos del río Piedras (Alto y Bajo). Los puntos de la quebrada Canal Gaira y del río Gaira Parte Baja tuvieron una composición perifítica bastante parecida, que a la vez se asemejó un poco a la de la quebrada Bahía Concha.

5.1.2 Faunación en el BST

En el bosque seco tropical se capturó un total de 2040 individuos pertenecientes a 19 órdenes y 94 familias, de las cuales las más abundantes son Formicidae, Scarabaeidae, Chrysomelidae y el orden Oribatida.

Los muestreos biológicos utilizan el número de especies como el atributo que de forma más sencilla describe la diversidad de una localidad. Sin embargo, los inventarios faunísticos suelen ser incompletos, principalmente por la gran dificultad que representa muestrear grupos megadiversos como los artrópodos (Jiménez-Valverde y Hortal 2003). Magurran (1988) propuso que las muestras debían tener tamaños idénticos a fin de hacerlas comparables, no obstante como alternativa a este requisito se han utilizado métodos de rarefacción, en donde se asume que los individuos se encuentran distribuidos al azar en el ecosistema y que las colectas son muestras efectivamente

aleatorias de dichos individuos (Hulbert 1971, Gray 2000, citados por Jiménez-Valverde y Hortal 2003).

Diversidad

La diversidad de este ecosistema fué evaluada por medio de los índices de diversidad alfa que se encuentran en la tabla 5.8

	Estrato						
	Suelo subsuperficial	Suelo superficial	Sotobosque				Dosel
	Berlesse	Pitfall	Malaise	Jameo	Insecticida	Bandeja	Cubo
Abundancia	144	654	205	136	95	9	8
Riqueza (S)	11	60	55	57	25	5	4
Dominancia	4,29	11,1906	10,2228	27,3597	4,8496	3,5211	2,9086
Equitatividad (J)	5,5289	22,7144	21,391	39,0952	9,3184	4,1661	3,3635
Shannon (H)	1,71	3,123	3,063	3,666	2,232	1,427	1,213
Brillouin	1,598	2,976	2,739	3,169	1,937	0,9923	0,8417

Tabla 5.8 Índices de diversidad alfa de la artropofauna del bosque seco tropical

En este ecosistema el estrato del bosque que posee una mayor riqueza de acuerdo a la cantidad de taxones colectados es el de sotobosque, ya que los métodos de muestreo, excepto por la bandeja, muestran un alto número de familias. Si bien las familias más frecuentes de este estrato se capturaron con todos los métodos, muchas de las familias raras fueron colectadas específicamente por jameo, Malaise e insecticida. Asimismo, el índice de dominancia muestra que las trampas de sotobosque son las que presentan valores mayores, sugiriendo que éstas se encuentran focalizadas hacia ciertas familias. Los estratos más diversos son el sotobosque y suelo superficial, representados por los mayores índice de Shannon y Brillouin. Sin embargo, su valor de equitatividad sugiere que hay una distribución de morfoespecies no proporcional.

Asociación entre Familias

En la figura 5.10 se presenta el DCA de asociación entre las familias colectadas y los estratos definidos para el bosque seco tropical.

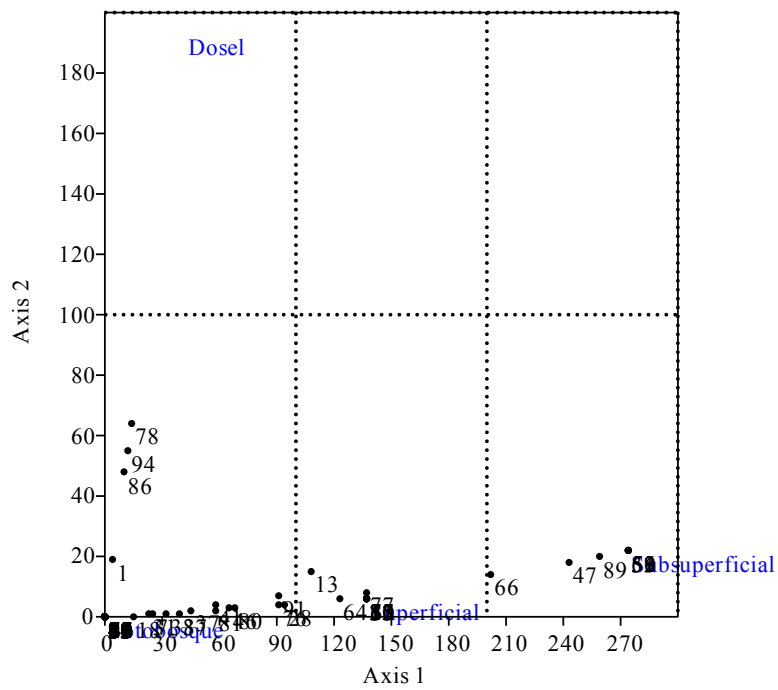


Figura 5.10 DCA de asociación entre familias y estratos del Bosque seco

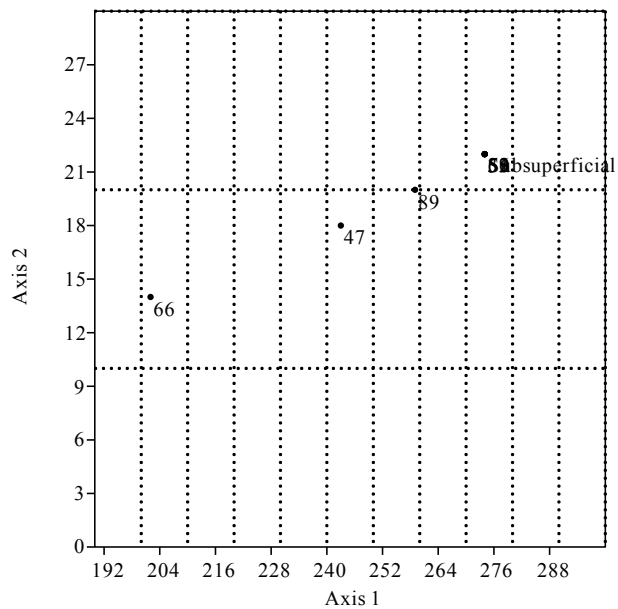


Figura 5.10.a. Acercamiento del DCA, suelo subsuperficial

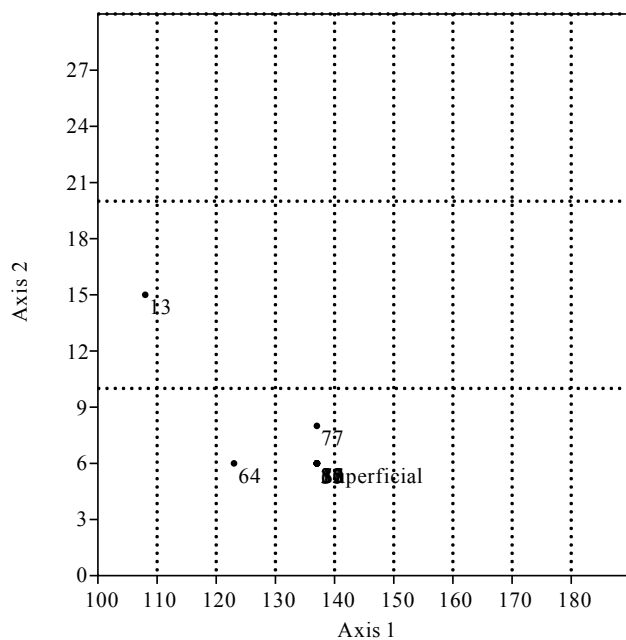


Figura 5.10.b. Acercamiento del DCA, suelo superficial

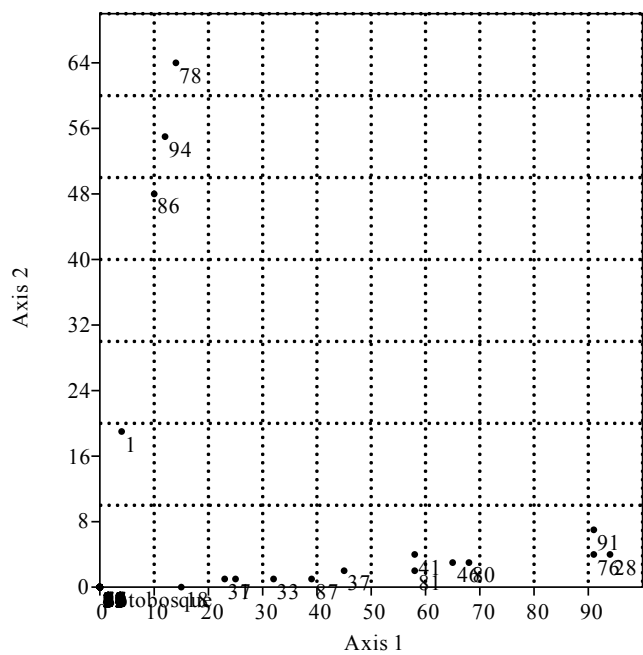


Figura 5.10.c. Acercamiento del DCA, sotobosque

Las afinidades para este ecosistema se obtuvieron de acuerdo a la abundancia respectiva de cada familia y la clasificación por estratos. Para el bosque seco, la mayoría de las familias se encuentra asociada al estrato sotobosque, seguido por los estratos suelo superficial y subsuperficial que muestran una afinidad similar en cuanto al número de familias. Ninguna familia muestra estar particularmente asociada al estrato dosel.

El suelo subsuperficial también tiene un número reducido de familias asociadas, de las que las más representativas son Oribatida, Hypogastruridae y Tetranychidae (Figura 5.10.a). El estrato suelo superficial muestra menor número de grupos asociados, con la mayor afinidad de Blattodea, Scarabaeidae y Nitidulidae (Figura 5.10.b). Los grupos que muestran mayor afinidad para el estrato de sotobosque son Entomobryidae, Chalcidoidea, Drosophilidae, Tephritidae, Sminthuridae, Gryllidae y Simuliidae (Figura 5.10.c).

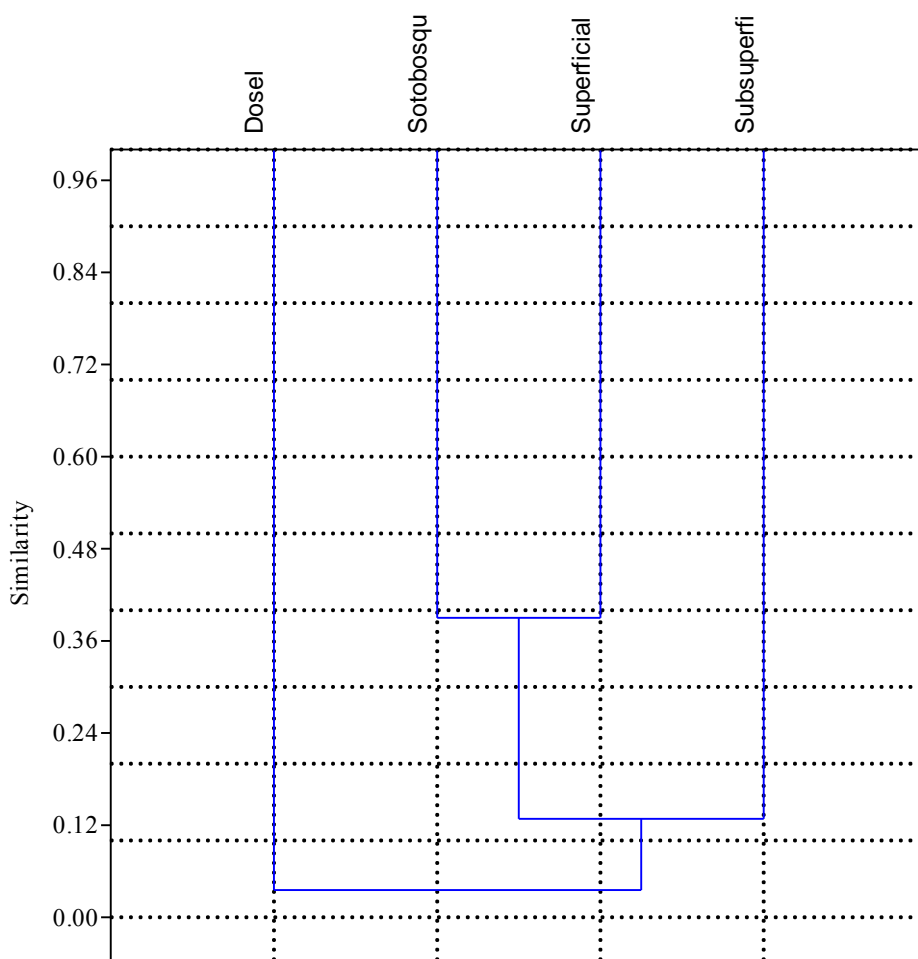


Figura 5.11 Dendrograma de similitud (índice de Bray-Curtis) de los estratos del bosque basado en las abundancias por familia

Los dos estratos más similares entre sí son sotobosque y suelo superficial (Figura 5.11). Como el índice está basado en las abundancias de familias, estos son los dos estratos que comparten un mayor número de familias con abundancias significativas. El suelo subsuperficial es el estrato más parecido a los dos anteriores, aunque el valor de similitud es bajo (cerca de 0,15). Finalmente el estrato dosel fué el más diferente de los demás, con un valor de similitud de 0,06 aproximadamente.

Abundancia y Gremios Tróficos

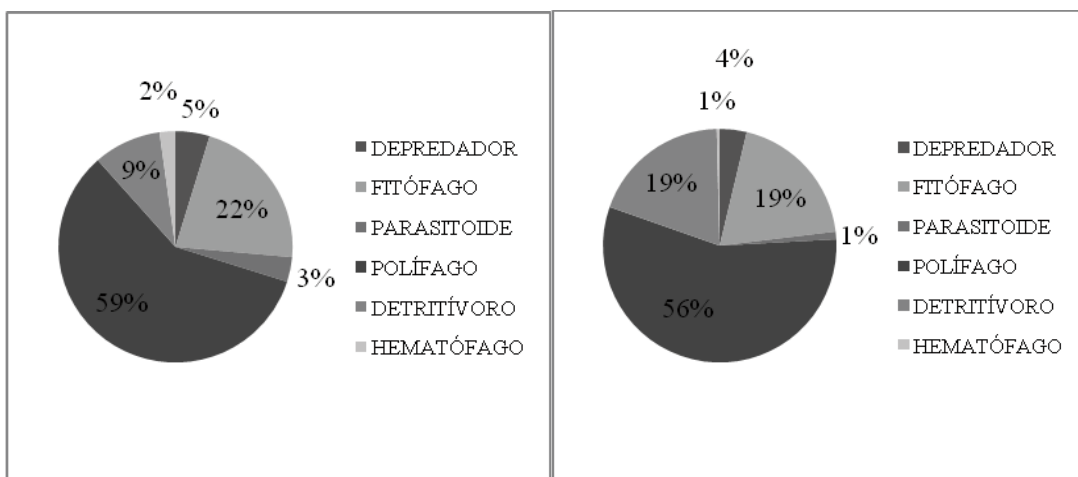


Figura 5.12 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos

La figura 5.12 muestra que los gremios más abundantes fueron polífago y fitófago, así como los de mayor biomasa del ecosistema en general.

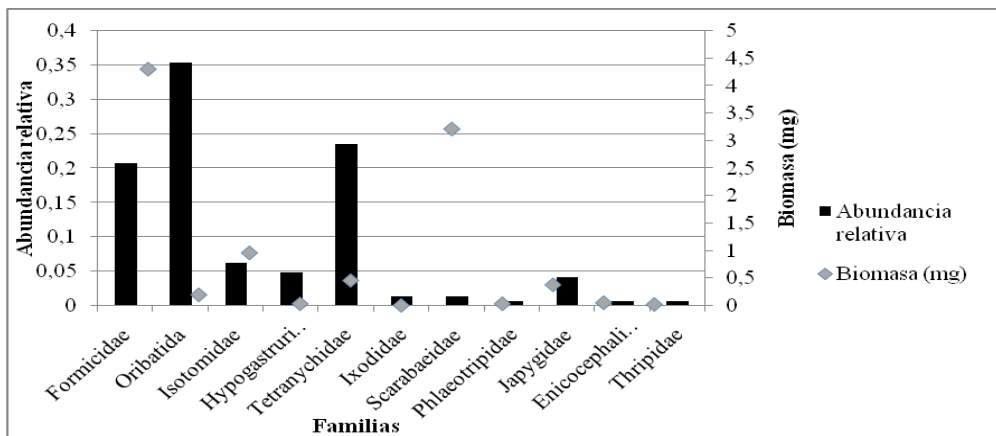


Figura 5.13 Abundancias relativas y biomasa de las familias de suelo subsuperficial

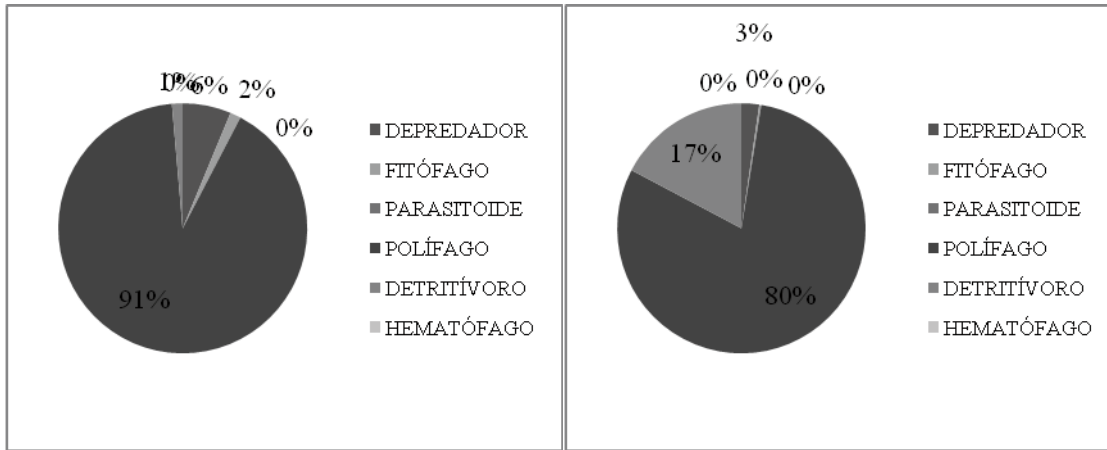


Figura 5.14 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos del suelo subsuperficial

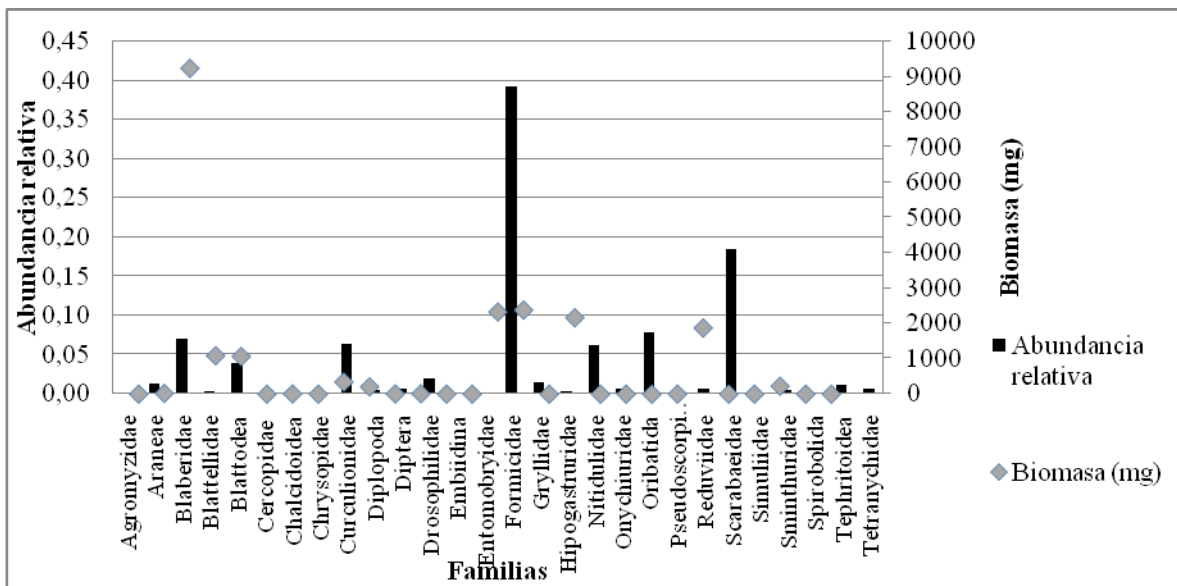


Figura 5.15 Abundancias relativas y biomasa de las familias del suelo superficial

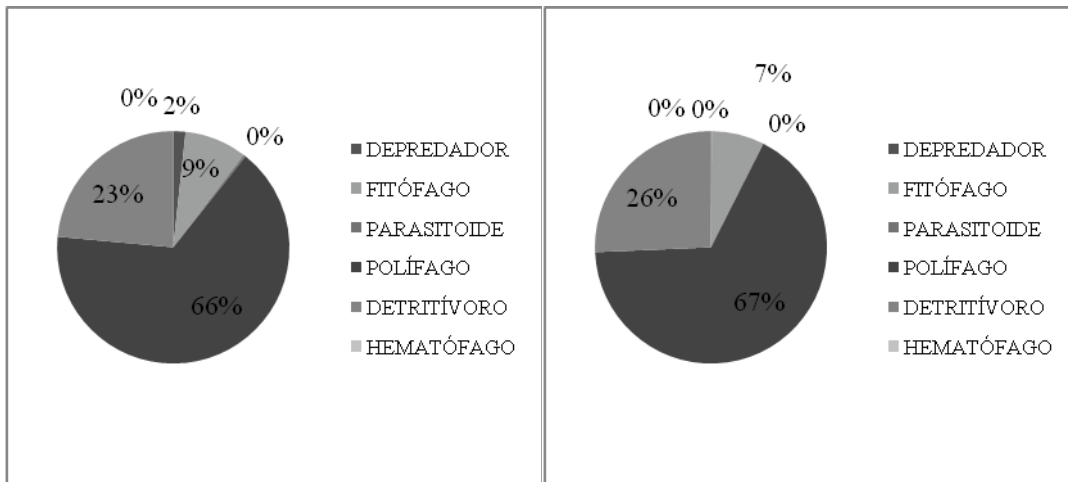


Figura 5.16 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos del suelo superficial

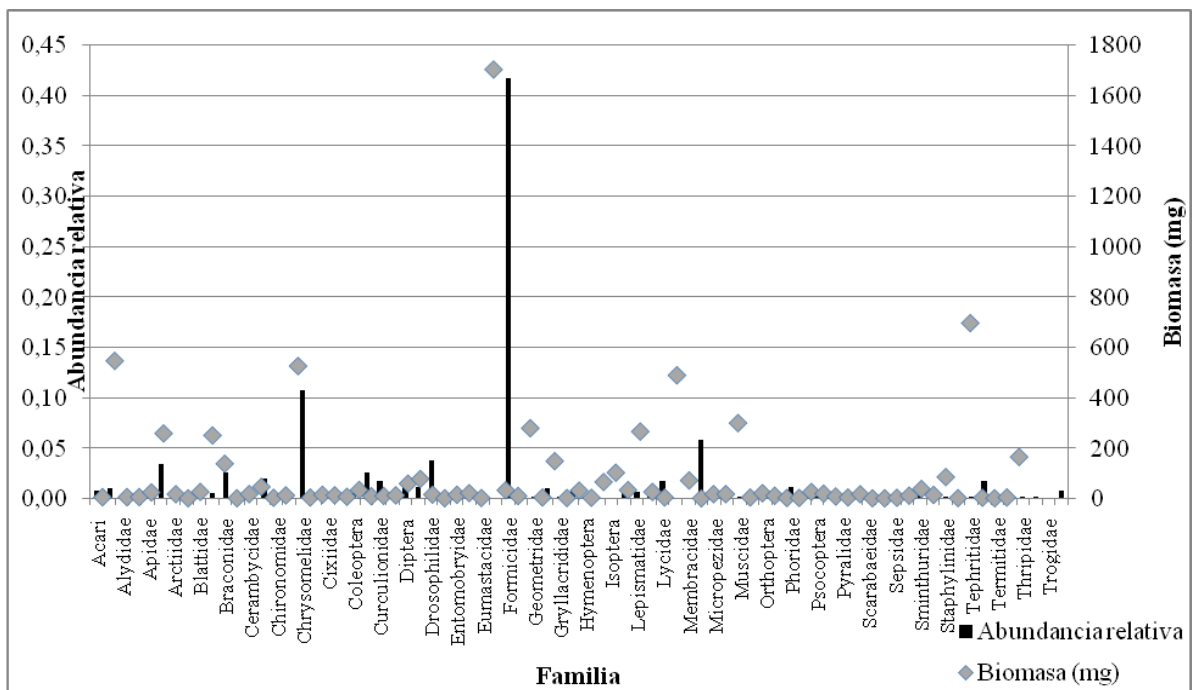


Figura 5.17 Abundancias relativas y biomasa de las familias del sotobosque

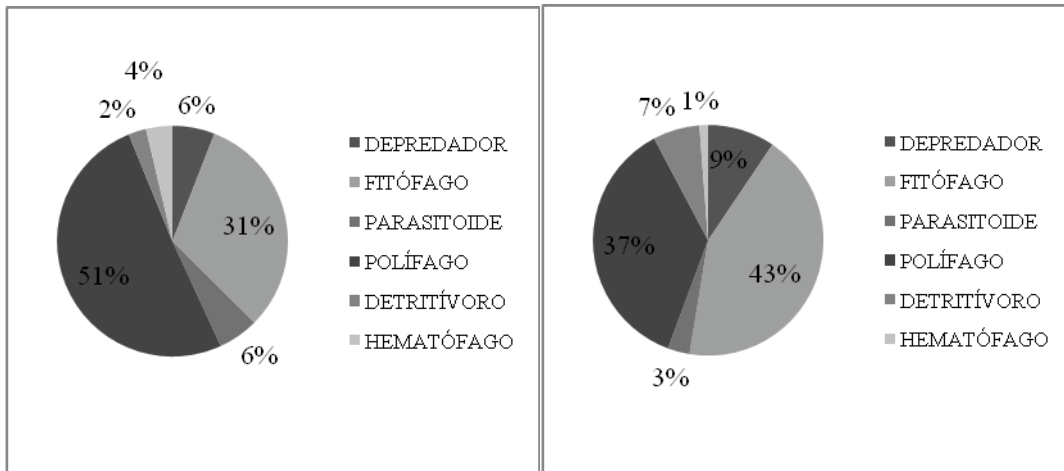


Figura 5.18. Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos del sotobosque

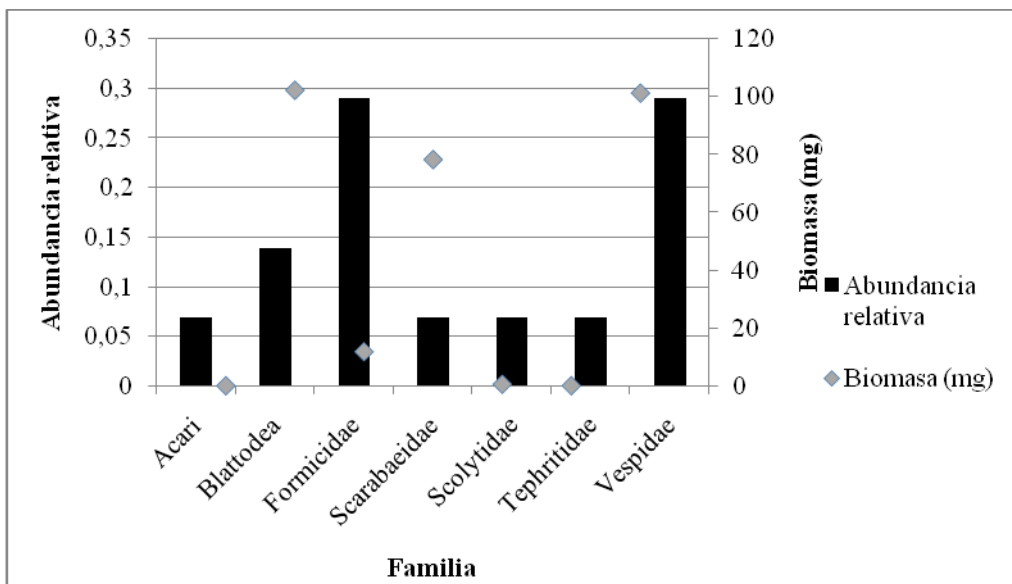


Figura 5.19. Abundancias relativas y biomasa de las familias del dosel

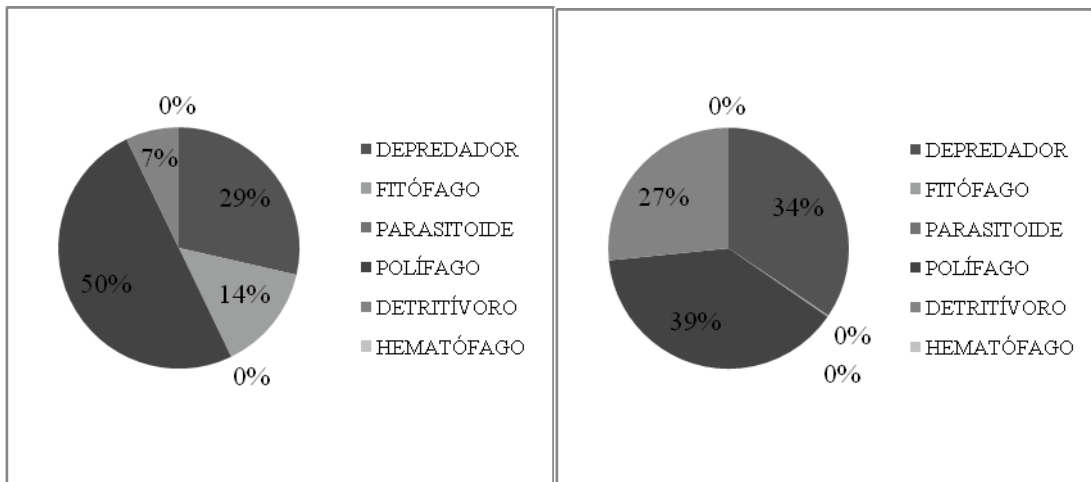


Figura 5.20 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos del dosel

El suelo subsuperficial presenta las mayores abundancias en los grupos Oribatida, Formicidae y Tetranychidae, no obstante la biomasa obtiene el mayor aporte de Formicidae y Scarabaeidae (Figura 5.13). La primera, al tener una abundancia importante, también aporta la biomasa, contrario a Scarabaeidae que no tiene una abundancia considerable, por lo que el aporte está dado por el tamaño corporal de los individuos. El gremio trófico más abundante en este estrato fue polífono, así como el de mayor biomasa (Figura 5.14).

La mayor biomasa aportada en el estrato suelo superficial está dada por la familia Blaberidae, a pesar de presentar una abundancia poco significativa con respecto a la familia Formicidae y Scarabaeidae (Figura 5.15). Los gremios que más biomasa y abundancia aportaron fueron polífono y detritívoro (Figura 5.16).

El sotobosque en general no presenta un aporte considerable de biomasa al sistema (Figura 5.17), siendo Blattodea el grupo que genera el mayor aporte. Es necesario tener en cuenta que este fue el estrato que contaba con mayor número de trampas y que tuvo la mayor riqueza. En términos de abundancia Formicidae es el grupo que mejor representa este estrato, debido a que su abundancia es considerablemente mayor a la de otros grupos, seguido por Chrysomelidae. Fitófago y polífono fueron los gremios de mayor biomasa y abundancia (Figura 5.18).

Los grupos más abundantes en el dosel del bosque fueron Formicidae y Vespidae, de los cuales este último aporta mayor biomasa. Blattodea es el grupo que aporta aún más biomasa que Formicidae (Figura 5.19). Los depredadores y los polífonos fueron los que más aportaron en términos de biomasa y abundancia (Figura 5.20).

Representatividad del Muestreo

Las curvas de acumulación de especies son una herramienta gráfica para representar la aparición de las especies, definidas en el eje Y, a lo largo de las unidades muestrales, graficadas en el eje X. La característica de un buen muestreo se refleja en la gráfica cuando esta se muestra asintótica, pues por más unidades muestrales y organismos que se colecten o registren, el número de especies no aumenta. No obstante, es usual que las curvas no lleguen a este punto, por lo que es necesario aplicar modelos de acumulación que permitan estimar el número de especies potenciales registrables con el método aplicado (Álvarez *et al.* 2006).

Los estimadores generados tras un proceso de aleatorización, proveen información acerca de la eficiencia del muestreo y ayudan en la predicción del número probable de especies presentes o capturables. Se basan principalmente en el número de especies que están representadas sólo en una unidad de muestreo (Uniques) o que están representadas por sólo un individuo (Singletons). El estimador CHAO1 es el adecuado para curvas de acumulación basadas en matrices de abundancias e indica el valor de riqueza esperado, mientras que el estimador Sobs indica el número de especies encontradas en el muestreo.

Análisis más complejos de las curvas de acumulación, como similitud y complementariedad, o medidas más precisas de diversidad alfa, requieren un valor de especies obtenidas mayor al 85% de las especies esperadas. Por otro lado, es importante tener en cuenta que deben utilizarse varios estimadores al momento del análisis.

1. Embudo de Berlesse

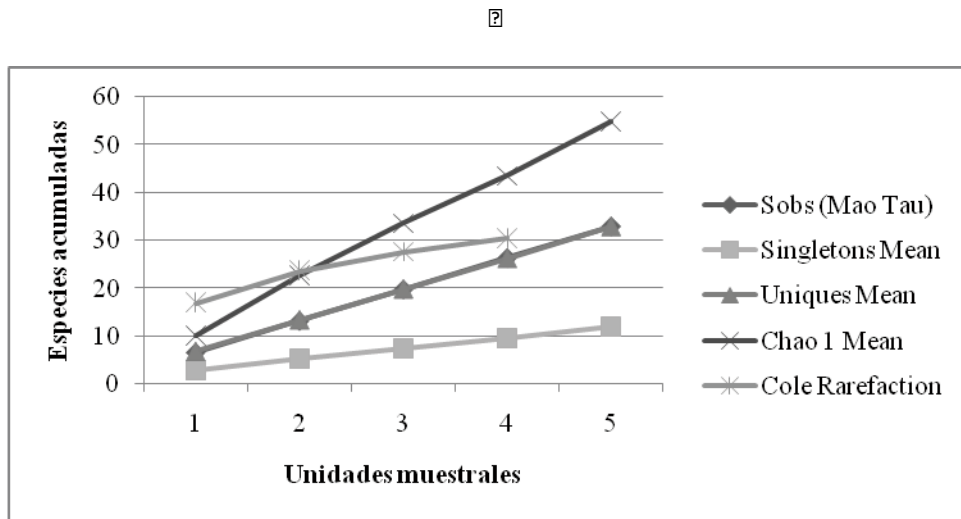


Figura 5.21 Curva de acumulación de especies para el método Embudo de Berlesse.

El método de embudo de Belter se utilizó para colectar artrópodos de estrato “suelo subsuperficial”. El porcentaje de eficiencia obtenido fue del 60%, inferior al 85% ya mencionado para considerarlo un muestreo completo. Adicionalmente es fácil observar la marcada pendiente que presentan las curvas, tanto de la riqueza observada como de los estimadores (Figura 5.21). El número mínimo de unidades muestrales calculado fue de 29.3.

2. Pitfall 24 horas

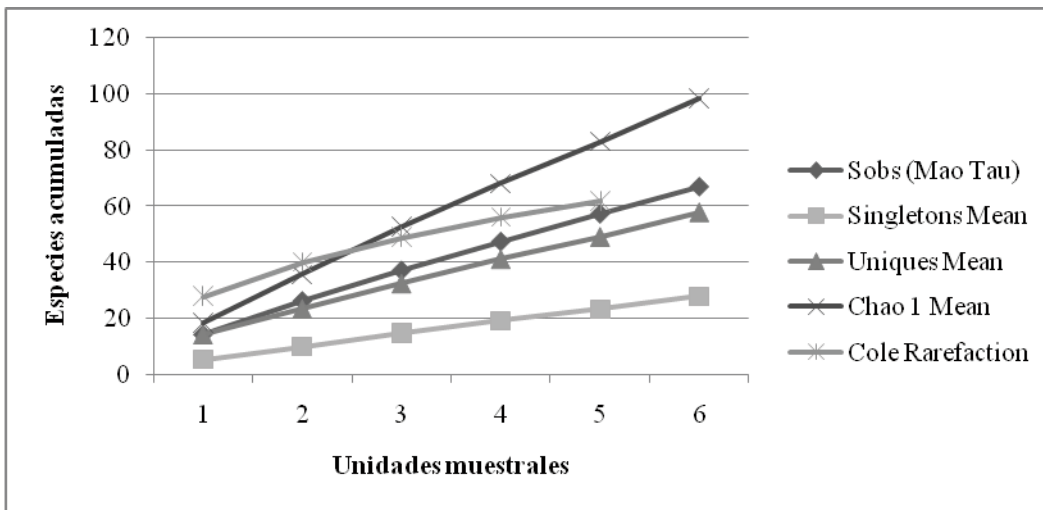


Figura 5.22. Curva de acumulación de especies para el método pitfall 24 horas

3. Pitfall 48 horas

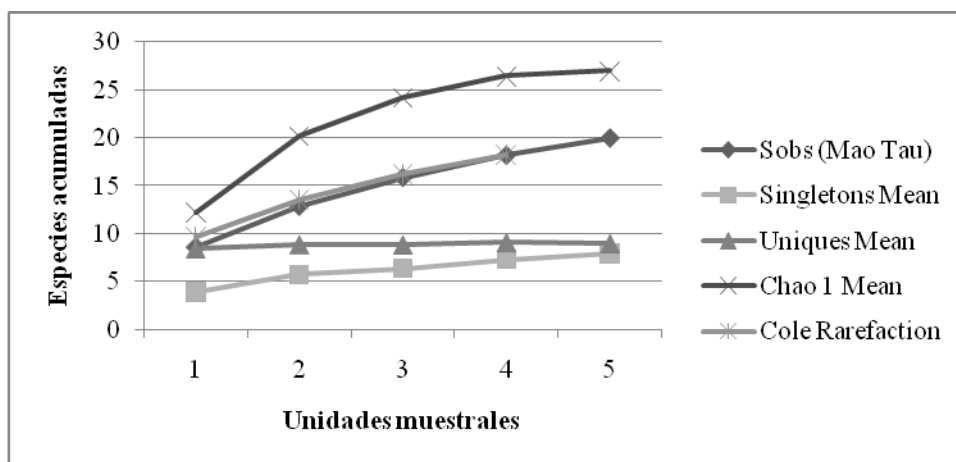


Figura 5.23 Curva de acumulación de especies para el método pitfall 48 horas

Los individuos capturados con las trampas de caída o pitfall fueron clasificados dentro del estrato “suelo superficial”. El esfuerzo de muestreo fue de 24 y 48 horas, cada una con seis unidades de muestreo. Los porcentajes de eficiencia fueron de 68% y 74%, respectivamente, indicando que en este caso el muestreo tampoco fue completo y que es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo para obtener una muestra significativa de la comunidad (Figuras 5.22 y 5.23). Adicionalmente la curva del estimador no logra estabilizarse, indicando que aun hay especies nuevas presentándose en las últimas unidades de muestreo. El número mínimo de unidades muestrales calculado fue de 29.98 y 29.33 respectivamente.

4. Jameos 1

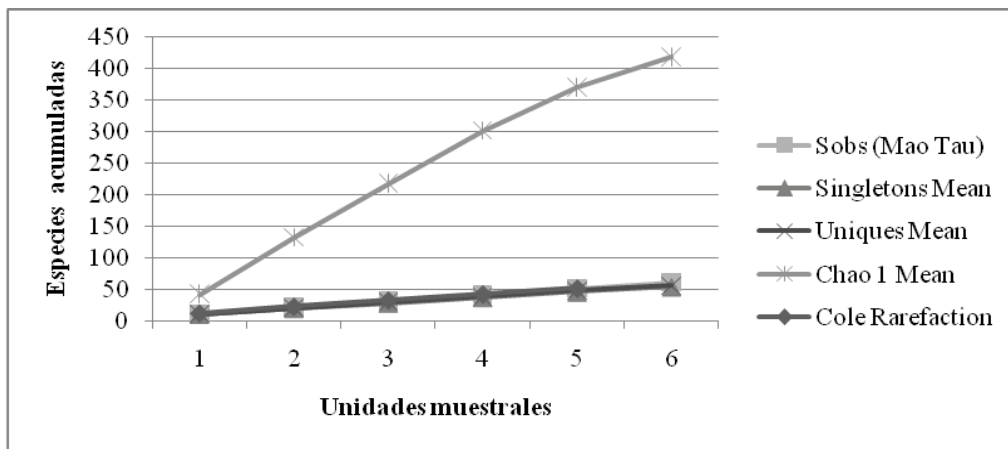


Figura 5.24 Curva de acumulación de especies para el método Jameos 1

5. Jameos 2

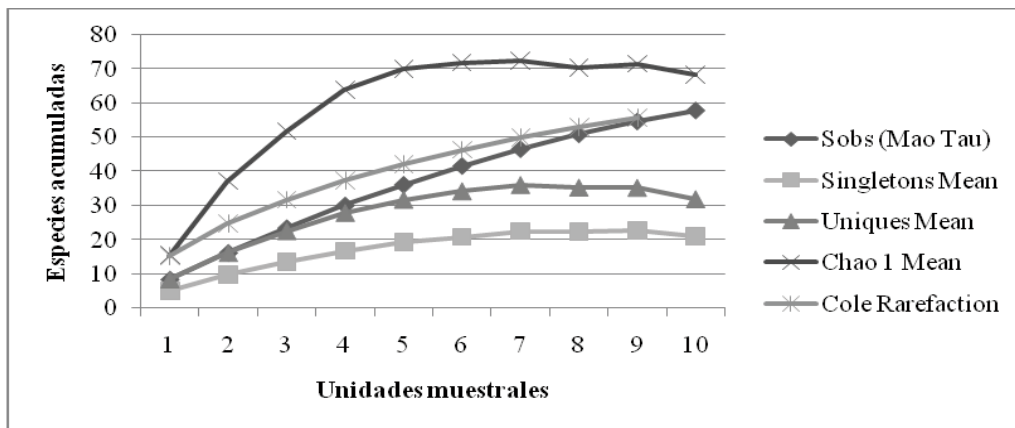


Figura 5.25 Curva de acumulación de especies para el método Jameos 2

6. Insecticidas

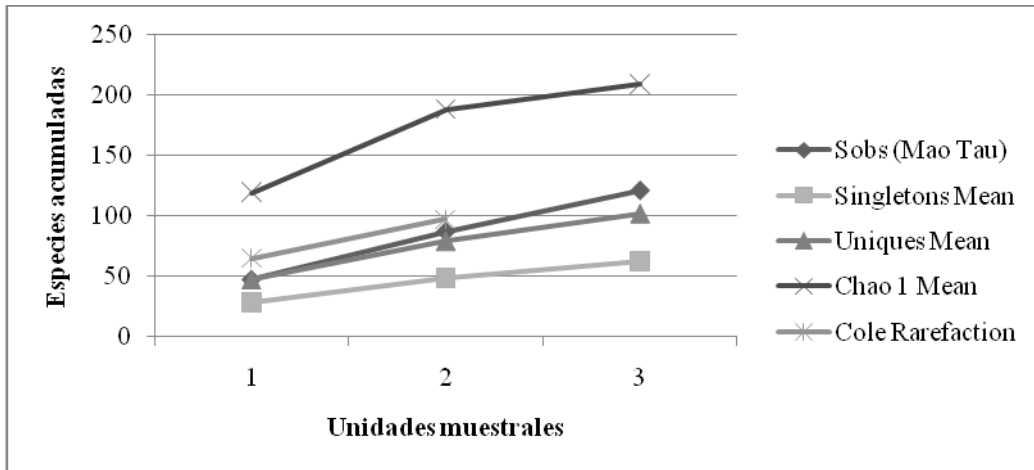


Figura 5.26 Curva de acumulación de especies para el método Insecticidas.

Los métodos de jameos e insecticidas se aplicaron al estrato “sotobosque”. El porcentaje de eficiencia para el primer jameo, que contó con seis unidades de muestreo, fué del 14,6%, va notablemente bajo, por lo cual este muestreo no es una muestra representativa de la artropofauna (Figura 5.24). El segundo jameo (Figura 5.25) tuvo 10 unidades muestrales, y el porcentaje de eficiencia aumentó considerablemente a un 84,7%, muy cercano al valor considerado para un muestreo representativo (85%). En este caso la pendiente del estimador se acerca al 0, por lo tanto es una muestra representativa de los artrópodos capturables con el método de Jameos con un esfuerzo de 100 pases.

Por otro lado, el muestreo con insecticida (Figura 5.26) contó con tres unidades. El porcentaje de eficiencia fué de 57,7%. Considerando el número reducido de unidades muestrales, el valor de eficiencia no es significativamente bajo. Aun así no alcanza el mínimo requerido para un muestreo representativo. En el primer y último caso, las especies nuevas siguen apareciendo en la última unidad muestral, por lo que la curva del estimador no se estabiliza; así en tonces, es necesario aumentar el número de unidades. El número mínimo calculado fué de 29,91 para el jameo 1, 31,22 para el jameo 2 y 27,25 para el insecticida.

Las muestras que contaban con dos unidades de muestreo se compararon mediante pruebas de Mann-Witney. El estadístico indica que las muestras obtenidas mediante las Malaise de 24 (Var: 4,175) y 48 (Var: 24,82) horas no son significativamente distintas en cuanto a sus abundancias

($p=0,882$). En cuanto a la riqueza, en la trampa de 48 horas se obtuvieron 47 morfoespecies, pertenecientes a 12 familias; en la trampa de 24 horas se obtuvieron únicamente ocho morfoespecies, pertenecientes a 8 familias, de las cuales sólo dos se encontraban también en la trampa de 48 horas (*Drosophilidae* y *Formicidae*). El número mínimo de muestras requeridas, obtenido mediante el método de las binomiales negativas, es de 91,4.

La prueba Mann-Whitney para las muestras de cubo de dosel 24 (Var: 2,7) y 48 (2,8) horas en el bosque seco muestra que en cuanto a las abundancias, no son estadísticamente distintas ($p=0,094$). Con respecto a la riqueza, el cubo de 48 horas capturó cuatro morfoespecies, de cuatro familias; el cubo de 24 horas, por otro lado, capturó seis morfoespecies de cuatro familias de las cuales *Formicidae* era la única que se encontraba presente en ambas trampas. Para estas muestras también se aplicó la binomial negativa, cuyo resultado sugiere un número mínimo de muestras de 3,9.

Herbivoría

Tanto en el estrato herbáceo como en el arbustivo la categoría de herbivoría con mayor índice IH corresponde a la minación (0,56 y 0,76 respectivamente, Figura 5.27), el cual está representado principalmente por hojas con daño bajo (0,44), de la misma manera que en la categoría defoliación. La categoría agallas es la que obtuvo los menores valores en ambos estratos.

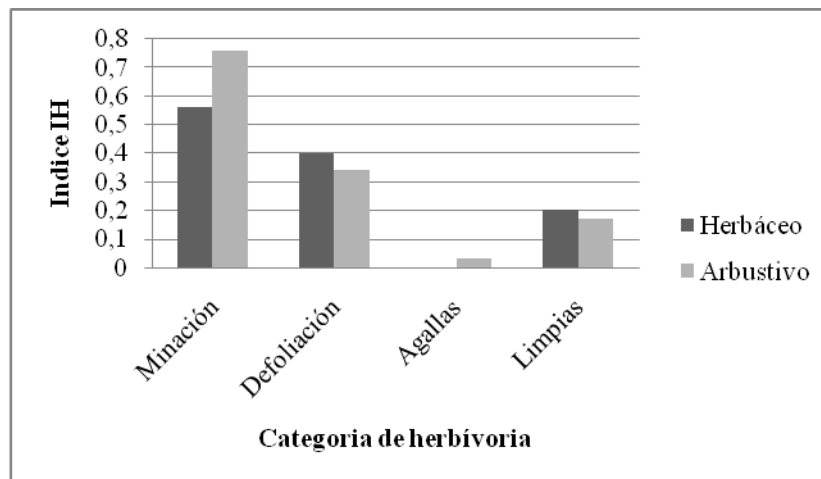


Figura 5.27 Índice IH para los estratos herbáceo y arbustivo

Discusión

El zonobioma tropical alternohigróico se refiere a los bosques del piso isomegatérmico desarrollados en áreas donde ha y un período prolongado de sequía durante el cual las plantas experimentan

deficiencia de agua y la mayor parte del arbolado del dosel pierde por entonces su follaje. Los restantes meses del año son lluviosos, y la temporada lluviosa se subdivide por la aparición de un segundo periodo seco menos intenso hacia junio, julio o agosto (el veranillo de San Juan) (Halffter 1992). Este zonobioma corresponde al bosque seco tropical de Holdridge (1967). La fauna perteneciente a este ecosistema, en general, parece derivarse en la mayoría de los casos de elementos de bosques más húmedos (Halffter 1992), por lo que sus diversidades pueden ser comparables.

Proaño *et al.* (2012) determinaron que los órdenes más abundantes de artrópodos en bosques secos del Ecuador eran Araneae (10%) Coleoptera (22%), Diptera (22%) e Hymenoptera (21%). La aparición de grupos como Lepidoptera 49.72%, Coleóptera 15.75%, Hymenóptera 13.33%, Orthoptera 11.43%, Hemiptera 6.75% y Homoptera 3.20% coincidieron con el inicio de las lluvias y el consecuente aumento en la disponibilidad de vegetación y por ende de alimento. Esto ocurrió en especial para órdenes como Orthoptera y Lepidoptera, cuyos adultos emergen en esta época. Otros grupos que aparecen al inicio de las lluvias son Hymenoptera y Polydesmida (Nielsen *et al.* 2004, citados por Vargas 2004). Estos resultados están en acuerdo con los órdenes encontrados en este estudio, ya que lo más frecuentes fueron Hymenoptera (43,97%), Coleoptera (21,12%), Diptera (9,41%) y Acari (7,7%). De hecho, el porcentaje de abundancia de Coleoptera fue similar al reportado en la literatura. Sin embargo, la abundancia de Hymenoptera sobrepasa las densidades halladas en dichos estudios, debido a que hubo especificidad de colecta en las trampas. Los coleópteros presentan un sinnúmero de adaptaciones fisiológicas para sobrevivir en ambientes secos. La familia Melolonthidae presenta la mayor abundancia relativa de los bosques secos, seguida por Chrysomelidae y Curculionidae (Cohen y Pinto 1977, citados por Dirzo *et al.* 2011), familias que son abundantes en el sotobosque y en el suelo superficial.

La baja abundancia de Lepidoptera, comparada con otros bosques secos, se debe a que las trampas específicas para mariposas que contienen un cebo especializado no se utilizaron en este estudio. Sin embargo, las mariposas poseen un papel importante en el bosque seco. Las polillas, por ejemplo, aunque no presentan una abundancia muy alta, son polinizadoras de cerca del 10% de las especies de árboles (Aber y Frankie 1989, citados por Dirzo *et al.* 2011).

La organización de los gremios en este ecosistema ocurre por estratos. Para los estratos subsuperficial y superficial del suelo, hay mayor representatividad de los polípagos y los detritívoros, tanto en abundancia como en biomasa. Es el caso del orden Oribatida y las familias Tetranychidae, Blaberidae, Curculionidae e Isotomidae. La presencia de detritívoros como Scarabaeidae indica que hay descomposición de la hojarasca y que existen grupos abundantes participando en ello. En este ecosistema este proceso es importante debido a que en la época de sequía los árboles pierden su follaje y es por medio de los detritívoros que el ecosistema recupera y recicla los nutrientes (Gasca e Higuera 2008).

En el estrato de sotobosque aumenta el número de fitófagos, debido a que se encuentra una alta disponibilidad de plantas que permite a la comunidad el acceso a un mayor número de recursos para incrementar su población como en las familias como Formicidae y Chrysomelidae. En el dosel se presenta una alta abundancia y alta biomasa de polípagos y detritívoros; la presencia de polípagos

responde a la estrategia de omnivoría reportada por Fagan *et al.* (2002, citados por Blanco-Becerril *et al.* 2010).

En cuanto a los detritívoros en el dosel, se ha visto que su presencia está relacionada con la descomposición in situ de la madera, sobre todo para los grupos Coleoptera, Collembola y Araneae (Gasca e Higuera 2008). Estos grupos también se encuentran representados en el actual trabajo debido a que el grupo de detritívoros con mayor abundancia y biomasa fueron los Scarabaeidae. Por otro lado familias como Blatteliidae, Blattidae (Blattodea), Entomobryidae (Collembola) y Epipsocidae (Psocoptera) conforman un gremio de insectos detritívoros reportado por Montero *et al.* (2009).

En general, los organismos del suelo son un componente importante en la formación del suelo, tanto en la génesis y evolución como en la transformación, agradación y conservación de este. El método por el embudo de Berlesse permite capturar los artrópodos que habitan los horizontes orgánicos y participan de dichos procesos (Camero y Chamorro 1999). Oribatida es uno de los grupos más dominantes en los horizontes orgánicos del suelo y su riqueza indica suelos no degradados. Además posee un rol ecológico indispensable en la conformación de la microestructura del suelo (Baker y Willard-Wharton 1952). Tetranychidae también presentó una de las mayores abundancias. Esta familia se encuentra en suelos ácidos y de baja conductividad. A pesar de lo anterior, el suelo de este ecosistema se caracteriza por tener una alta conductividad y un pH ligeramente ácido (6,84), lo que explica que la abundancia absoluta de estos grupos sea baja. Las familias Isotomidae, Onychiuridae, Hypogastruridae, Japygidae y Entomobryidae, encontradas en este estrato, se han reportado para el horizonte B (Camero y Chamorro 1999), indicando que las muestras de suelo obtenidas incluían los horizontes O, A y B. La biomasa, por otro lado, obtiene el mayor aporte de las familias Formicidae, por su abundancia, y Scarabaeidae, por su tamaño corporal.

La familia Formicidae presenta una alta abundancia en el estrato de suelo superficial y una muy alta abundancia en el estrato de sotobosque, debido a que los recursos que usan se encuentran principalmente en estos estratos, además su naturaleza social favorece que sea colectado un alto número de individuos. Asimismo, la colección de varios morfotipos de hormigas en cada localidad evidencia que existen ciertas condiciones del hábitat que permiten el sostenimiento de esta riqueza. Además es posible que la riqueza de hormigas indique la variedad de otros invertebrados presentes (Andersen y Majer 1991, Andersen 1997, citados por Fontalvo-Rodríguez y Solís-Medina 2009) debido a que son la base de muchas interacciones ecológicas. Sin embargo, Formicidae no representa un importante porcentaje de la biomasa, siendo Blaberidae la familia del aporte más importante. Esto es consecuencia del tamaño corporal, pues a pesar de que Blaberidae no tiene una abundancia significativamente alta, los individuos tienen un tamaño corporal tal que la biomasa se ve fuertemente favorecida con pocos de ellos.

Además de las hormigas, Chrysomelidae presenta una alta abundancia en el estrato de sotobosque y es un grupo exclusivo de este estrato. Los crisomélidos en todos sus estadios son considerados como defoliadores específicos (Burgos y Anaya 2004) y defolian, por lo general, hojas que no tienen más de un año (Feeny 1970, citado por Poiani 1989), que se encuentran predominantemente en el sotobosque. Están asociados especialmente a las familias Asteraceae, Solanaceae,

Convolvulaceae, Fabaceae, Malvaceae, Salicaceae y Verbenaceae (Arnett 1968, Anaya 1987, citados por Burgos y Anaya 2004), siendo Fabaceae y Malvaceae especialmente abundantes en este ecosistema. La variación de hábito entre los géneros es importante debido a que pueden ser olófagos o monófagos y suelen estar asociados en gran cantidad a una sola planta (Burgos y Anaya 2004), por lo que su abundancia aumenta por características comportamentales. La biomasa en este estrato se encuentra principalmente representada por Formicidae, dada su abundancia.

El dosel fué el estrato en donde se obtuvo la menor abundancia, con un total de apenas 14 individuos. El mayor aporte de biomasa con valores considerablemente bajos proviene de Blattodea y Vespidae, sin embargo la mayor abundancia está dada por esta última y Formicidae. Dada la baja eficiencia de la trampa para este estrato, se recomiendan mayores estudios utilizando cebos específicos para complementar la información.

En resumen, en el bosque seco tropical del PNN Tayrona se encontraron 9 familias exclusivas que presentaron una abundancia relativa mayor a cuatro individuos, por lo que pueden considerarse representativas para la caracterización del ecosistema. Por ejemplo, Gelechiidae es una familia de microlepidopteros plaga de solanáceas como papa y tomate (Salas y Quiroga 1985). La presencia de esta familia en el ecosistema puede indicar fenómenos importantes de herbivoría asociados especialmente a sus larvas folívoras (Ceballos-Gallardo *et al.* 2008). Isotomidae que pertenece al horizonte A (Camero *et al.* 2005) y Geotrupidae, una familia de coleópteros detritívoros, cumplen una tarea importante en la transformación del suelo, aumentando la permeabilidad, la capacidad de retención de agua, y el reciclaje de nutrientes (Navarro *et al.* 2011). También Micropezidae, una familia de Diptera, se asocia con plantas que retienen alta humedad (Reniel- Henao y Ospina 2008) así como Sepsidae que es una familia generalista y de baja distribución mundial, reconocida por sus hábitos saprófagos asociado a flores (González y Carrejo 1992, citados por Sánchez-N y Amad-García 2005). La familia Tephritidae, a la que pertenecen las moscas de la fruta y de la hojarasca, se asocia a procesos de putrefacción de frutos en familias como Anacardiaceae, frutales importantes en los bosques secos (Jiron y Hedstrom 1988). La familia Curtonotidae está ligada a Formicidae debido a que sus larvas se desarrollan dentro de nidos de hormigas, por lo que es mirmecomórfica (Echeverri 2006). Algunas familias que son succionadoras de savia, como Membracidae, Psyllidae, Cercopidae y Pyralidae, se encuentran solo en árboles con estrato arbustivo o arbóreo con una alta y cobertura notables (Echeverri 2006). Entre los parasitoides encontrados en este ecosistema, Sphecidae y Evaniidae ayudan a controlar las poblaciones de los demás insectos que se encuentran en este tipo de ambientes (Echeverri 2006). Pueden poseer estrategias de vida Koinobionte o Idiobionte, definidas tanto por el hábitat en el cual se encuentran, como por los sustratos asociados (Borror *et al.* 2003). Estas familias participan en procesos de ciclaje y producción de nutrientes, siendo indicadores del buen estado de un ecosistema, ya que en la estación seca es necesario que se mantenga la humedad para mantener la productividad primaria, dando cabida al aprovechamiento de alimento y refugios.

A pesar de que la categoría de familia es muy gruesa para definir quién es o no endémico de dicho ecosistema, las condiciones propias de la zona favorecen la presencia de unas y de otras. Los hábitos especializados de herbivoría y parasitismo en las familias únicas, indican que la relación

está dirigida a la especialización interespecífica entre el recurso y su principal consumidor. Aquellos insectos que poseen hábito detritívoro compiten entre sí por su papel de descomponedores. Dicha competencia posiblemente potencializa los endemismos (Brown 1989). Igual sucede con aquellos que ocupan sus nichos como herbívoros, debido a que posiblemente también respondan al alto endemismo hallado a nivel florístico (Carbonó *et al.* 1997).

La similitud entre estratos fué considerablemente baja. Dado que suelo superficial y sotobosque son compartimientos contiguos del bosque, es de esperarse que compartan un número significativo de familias, pues los organismos se encuentran transitando entre dichos estratos debido a la distribución de los recursos. El suelo subsuperficial es el siguiente en orden de similitud, pues los organismos allí tienen hábitos sustancialmente diferentes, y debe ser menos frecuente que éstos transiten en los otros estratos. Finalmente dosel es aquel con menos familias compartidas con los demás estratos. Cabe resaltar que la única trampa dirigida hacia este estrato capturó individuos de pocas familias, y con abundancias muy bajas en cada caso.

El análisis de los resultados de herbivoría, junto con el de abundancias, muestra que las familias fitófagas en este ecosistema más representativas poseen hábitos minadores, correspondiendo a Microlepidoptera con la abundancia más alta, seguida por Chrysomelidae y Curculionidae. Además aparece la familia Agromyzidae que, aunque de abundancia no muy alta, se reconoce generalmente por su hábito minador (Guevara-Chávez 2010).

Para los microlepidopteros se ha registrado su hábito minador para larvas de la familia Gelechiidae, las cuales se consideran plagas asiduas de cultivos como el tomate y la papa (Salas y Quiroga 1985, Ceballos-Gallardo y Mantilla- López 2008, Ishino *et al.* 2005). Para la familia Chrysomelidae existen varios reportes de especies asociadas al hábito minador, especialmente de plantas caducifolias. Igualmente la familia Curculionidae se alimenta de los tejidos de las hojas durante sus estados larvales (Hespenheide 1991, Richard y Davies 1984, citados por Guevara-Chávez 2010). Estas familias se han encontrado en Colombia en varias ocasiones, ubicadas en el Tayrona, con géneros como *Urosigalphus* y *Diabrotica* (Arias- Penna 2007).

Las familias exclusivas, además de las ya mencionadas, son Arctiidae con hábito fitófago (en muchas de las especies no se conocen las plantas de las cuales se alimentan); Chloropidae, cuya mayoría de especies son fitófagas y se alimentan de herbáceas comunes en planicie; Chironomidae que se encuentran en sustratos con rica materia orgánica (la mayoría de las especies de adultos tienen atrofiado su aparato bucal); Chrysopidae, son depredadores, se les puede encontrar en hábitats como pastizales o bosques; Enicocephalidae se encuentra en suelos arcillosos o en hojarasca buscando presas para alimentarse; Eumastacidae, fitófagos, se encuentran en árboles de porte bajo y en hierbas; Limacodidae, los adultos no se alimentan debido a que su aparato bucal es atrofiado, las larvas se alimentan de hojas de muchas familias y se encuentran más que todo al borde de los bosques; Pyralidae, se encuentran en ambientes húmedos, las larvas se encuentran en hojarasca o árboles de bajo porte; algunas especies de la familia Syrphidae son polinizadores de diversas plantas, los adultos se alimentan de néctar y polen; Tetrigidae, se encuentran en ambientes con una humedad relativamente alta y en suelos de bosques con alta cobertura vegetal, muchas

especies tienden a ser crípticas; y Trogidae que se alimenta de materia orgánica en descomposición, se encuentran en ambientes áridos y secos.

En síntesis, el bosque seco tropical se caracteriza por poseer una comunidad de artrópodos compuesta por los grupos Hymenoptera, Coleoptera, Diptera y Acari. La estratificación del ecosistema refleja ciertas características como la disimilitud entre la comunidad de cada estrato así como una mayor abundancia y riqueza con dominancia en el sotobosque seguido por el suelo superficial. Además ocurre una estratificación de gremios tróficos en la cual en el suelo se encuentran ácaros, coleópteros y hormigas, fitófagos y polífagos, que presentan una mayor abundancia al ser la comunidad trófica basal. En el sotobosque se presentan principalmente fitófagos como Formicidae y Chrysomelidae debido a la disponibilidad de recursos. En el dosel se encuentran algunos depredadores como Araneae y Vespidae e insectos detritívoros como Scarabaeidae con una menor abundancia. Asimismo el aporte de biomasa en el ecosistema ocurre por la alta abundancia de Formicidae y por el tamaño corporal de familias de Blattodea y Coleoptera. Las familias exclusivas del ecosistema como Isotomidae, Geotrupidae, Sepsidae y Micropezidae muestran características transformadoras del suelo al participar en procesos de degradación y ciclaje de nutrientes para la producción primaria. Por otro lado, los grupos que causan un mayor impacto de herbivoría son Microlepidoptera, Curculionidae y Chrysomelidae como minadores y Formicidae como defoliador. La abundancia de la comunidad de artrópodos del bosque seco tropical cambia de acuerdo a la estacionalidad, debido a que el follaje es renovado en cada estación lluviosa, por lo que la proporción de fitófagos disminuye. Además las características del suelo cambian debido al lavado de nutrientes en la estación lluviosa y a la ausencia de ciertos grupos que no están adaptados a estación seca. Estas fluctuaciones climáticas se presentan en períodos extendidos, lo que permite a los artrópodos adoptar diferentes estrategias de sobrevivencia como la polifagia o cambios en el ciclo de vida para el aprovechamiento de recursos.

5.1.3 Vegetación del BST

En el bosque seco tropical se encontraron 58 especies correspondientes a los estratos herbáceo, arbustivo, arbolito y árbol en 3 levantamientos, que en total completaron 1000 m². Con respecto a lo reportado por Gentry (1995, citado por Carbonó-Delahoz y García-Q 2010), 67 especies tuvieron DAP mayor o igual a 2,5 cm, en 1000 m². El número es bajo teniendo en cuenta que los individuos de estrato herbáceo no alcanzan diámetros de 2,5 cm y por tanto no aportan a la totalidad de individuos de esta clase. Es probable que como en otros ecosistemas estudiados en este trabajo, haga falta incluir en el análisis la diversidad de bejucos, los cuales no se identificaron y podrían aumentar la riqueza de especies acercándonos a los datos de la literatura especializada.

El índice de diversidad de Shannon fue muy cercano a los máximos reportados (3,03) por Leal-Pinedo y Linares Palomino (2005) en su análisis de 16 parcelas de bosque seco en el noroeste del Perú, iguales en tamaño a las hechas en el Tayrona. De la misma forma, la diversidad de Simpson fue muy cercana a la reportada por los autores mencionados (0,93 en Perú y 0,89 en el Tayrona). En

comparación con los ecosistemas de BISC y FX, se obtienen aquí los máximos índices de diversidad, tanto de Simpson como de Shannon, así como un mayor número de especies dominantes (8,85 en promedio) y en consecuencia índices de equitatividad mayores (0,76). Esto muestra que hay una mejor distribución del número de individuos en todas las morfoespecies encontradas. En este caso aunque no hay pocas especies dominantes puede observarse que entre las más abundantes se encuentran tres taxones de hierbas no identificadas y uno dentro de este estrato corresponde a la familia Tiliaceae. Además, dentro del componente arbóreo predominan plantas de los géneros *Astronium* sp., *Capparis* sp. y *Senegalia* sp., seguidas por una morfoespecie no identificada de la familia Apocynaceae.

La estacionalidad climática es uno de los factores que condiciona la dinámica del bosque y por tanto la distribución de sus individuos (Leal- Pinedo y Linares- Palomino 2005). La alta diversidad hallada en este ecosistema, pese a la marcada temporada seca, puede estar determinada por las estrategias adoptadas por la mayoría de plantas frente a la sequía. En general las formas de vida encontradas en BISC y FX son más especializadas o de algún modo exigentes con respecto a sus adaptaciones fisiológicas. En cuanto al BST, parecen predominar las estrategias evasivas que permiten la existencia de una amplia gama de formas de vida durante la época lluviosa, sin extremo estrés, y en las que las adaptaciones no se ven en un pequeño grupo de especies dominantes sino que se pueden encontrar en un mayor número de taxones.

0	Area_foliar	Peso_seco	Peso_de_agua
Area_foliar	0	7,73E-08	4,67E-08
Peso_seco	0,69629	0	0,00077418
Peso_de_agua	0,70447	0,47827	0

Tabla 5.9 Correlación de Pearson para las variables bióticas (foliares) estudiadas.

Para identificar las principales relaciones entre las diferentes variables medidas en el BST se realizaron análisis de componentes principales o PCA para cada uno de los estratos. A partir de dichos análisis se evidenciaron las principales relaciones entre las variables medidas en este ecosistema. En el estrato arbóreo se observa en primer lugar que la Masa Foliar Específica (MFE) y la suculencia A, y en segundo lugar que la Suculencia B y el Índice Foliar específico se relacionan. Tales relaciones se mantienen en el estrato arbustivo.

En el primer caso, la relación positiva entre estas variables (MFE y suculencia A) es posible por un aumento de la suculencia debido a un aumento en el área foliar, de manera simultánea con un incremento en la MFE. Esto probablemente permite presentar una mayor área fotosintética en las épocas lluviosas cuando se logra la conformación del dosel, así como establecer una reserva importante de agua para la supervivencia en épocas más cálidas del año.

En el segundo de los casos la relación entre la Suculencia B y el Índice Foliar Específico señala el aumento en la suculencia debida a la masa. Esto se refleja en una relación positiva con el IFE, lo que lo relaciona con el área. Esto indica que puede ser necesario un incremento en área para

albergar el aumento a nivel de suculencia, una estrategia recurrente para superar el problema del clima por parte de estas plantas.

PC	Valor Propio	% varianza
1	2,37068	59,267
2	1,51857	37,964
3	0,110033	2,7508
4	0,0007208	0,018021

Tabla 5.10 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbóreo.

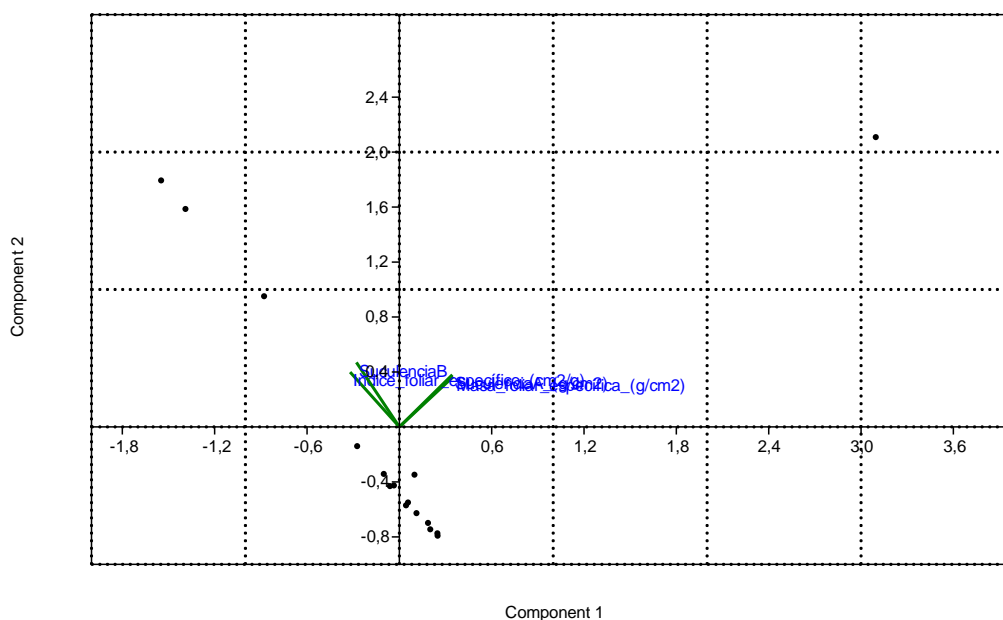


Figura 5.27 Análisis de Componentes principales del Bosque isomegatérmico caducifolio. Estrato arbóreo.

PC	Valor Propio	% varianza
1	2,67771	63,943
2	1,14149	28,537
3	0,176227	4,4057
4	0,00457139	0,11428

Tabla 5.11 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbolito.

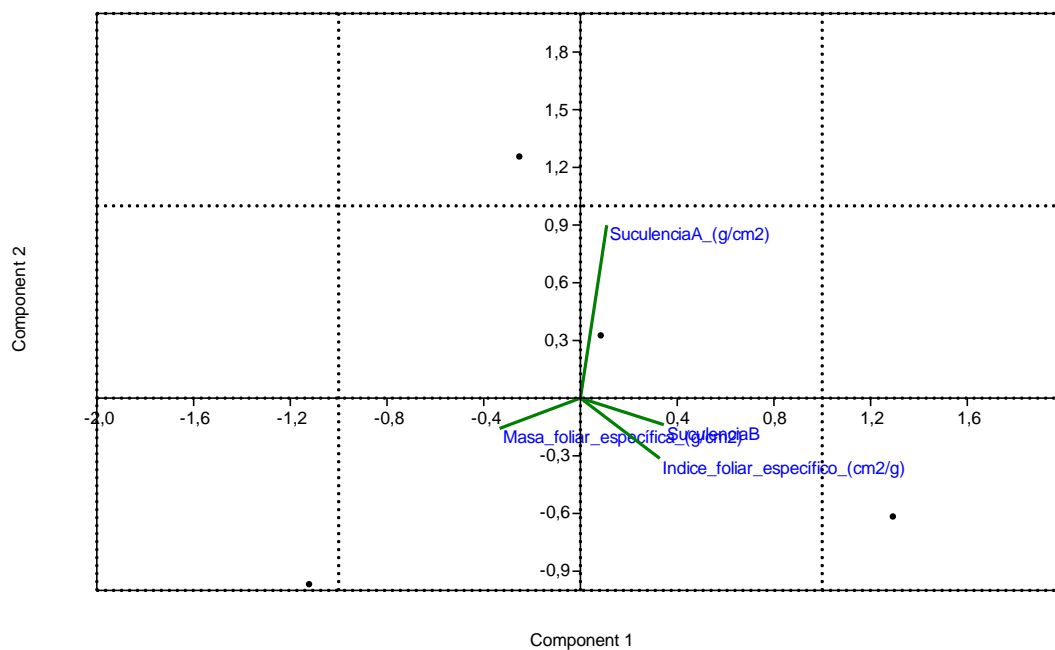


Figura 5.28 PCA Estrato arbustivo

PC	Valor Propio	% varianza
1	2,67771	66,943
2	1,14149	28,537
3	0,176227	4,4057
4	0,00457139	0,11428

Tabla 5.12 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbustivo.

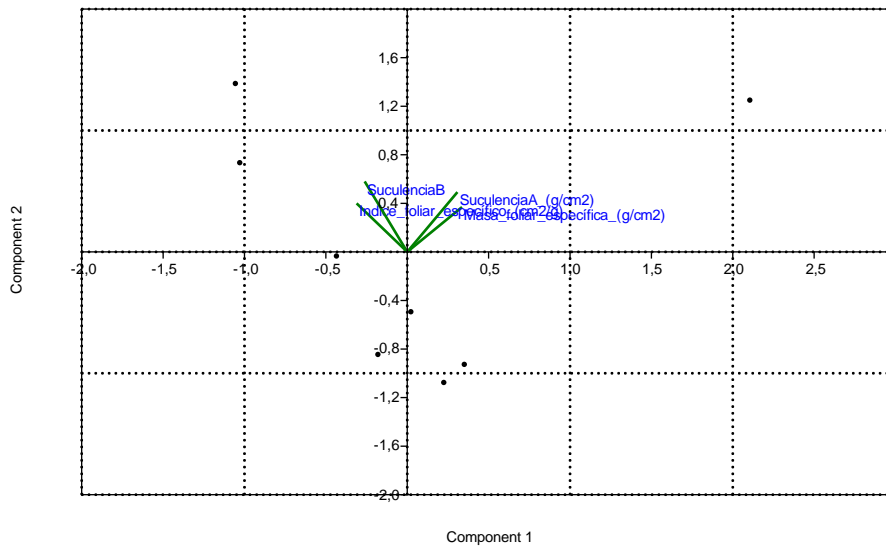


Figura 5.29 Análisis de Componentes principales del Bosque isomegatérmico caducifolio. Estrato arbustivo.

PC	Valor Propio	% varianza
1	2,41861	60,465
2	1,03182	25,796
3	0,549017	13,725
4	0,000546	0,013652

Tabla 5.13 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato herbáceo.

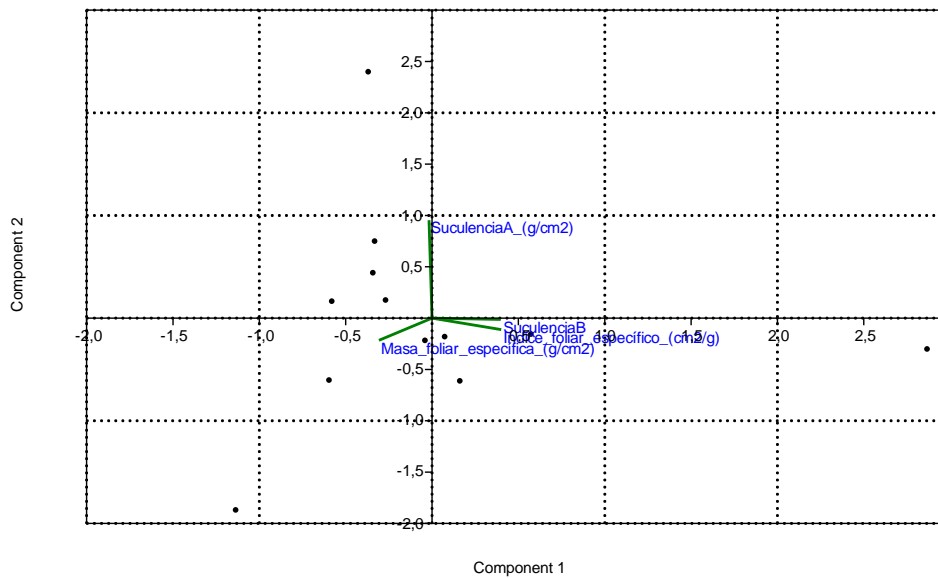


Figura 5.30 Análisis de Componentes principales del Bosque isomegatérmico caducifolio. Estrato herbáceo.

5.2. Bosque subxerofítico caducifolio

Son bosques y matorrales del piso isomegatérmico, en el cual la temporada de sequía alcanza varios meses (Gutiérrez 2009). Tiene un promedio anual de lluvias entre 125 mm y 500 mm y presentan temperaturas promedio mayores a 24°C (Hernández y Sánchez 1990). La vegetación está representada por especies caducifolias que pierden su follaje en la época de sequía y al retornar la época de lluvias reverdecen, y por especies xerofíticas que desarrollan tallos suculentos, disminuyen en el número de estomas y reducen las superficies de sus hojas. Estas se encuentran adaptadas a suelos con alto grado de salinidad y a condiciones elevadas de temperatura (CRA 2010).

En Colombia este tipo de ecosistema se encuentra localizado en el litoral Caribe, como una angosta franja que se extiende desde Barranquilla hasta el Golfo de Morrosquillo y reaparece en los alrededores de Santa Marta. Tiene una extensión considerable en la Alta Guajira y presenta enclaves en la Serranía Cúcuta, el cañón del río Chicamocha, sectores del valle del río Cauca, alto Valle del Río Magdalena, valle interandino del río Patía y cañones del río Dagua (CRA 2010).

5.2.1 Ecosistemas acuáticos del BSC

El principal agente de cambio estacional en los bosques tropicales corresponde a las fluctuaciones en las precipitaciones (Lake 2003). En la época de menores lluvias los cuerpos de agua relacionados con ecosistemas secos sufren transformaciones que a su vez afectan la composición y estructura de las comunidades acuáticas (Lake 2003, Chapman y Kramer 1991), debido a que el hábitat en estas circunstancias corresponde a flujos de menor caudal o a piscinas residuales aisladas en los planos de inundación. En corrientes intermitentes los hábitats cambian rápidamente de aguas rápidas y bien oxigenadas a corrientes pequeñas, aisladas y con menores velocidades (Lake 2003, Chapman y Kramer 1991). Esto también afecta la capacidad de los organismos presentes para responder a estas condiciones, ya que durante la época lluviosa los hábitats se encuentran conectados, permitiendo mezclas de nutrientes y condiciones generales uniformes a las cuales los organismos habitantes se encuentran adaptados. También hay una libre elección del hábitat según las características de los organismos. Por el contrario, en las temporadas secas en aguas menos profundas los organismos presentes quedan atrapados en hábitats aislados, los cuales varían en calidad, ya que hay muchos cambios físicos como aumentos de temperatura (Lake 2003, Chapman y Kramer 1991, Maltchik y Madeiros 2006), y químicos como cantidad de oxígeno disuelto, que acompañan estos flujos estacionales (Lake 2003, Chapman y Kramer 1991, Maltchik y Madeiros 2006).

Se evaluaron dos puntos en este ecosistema correspondientes a la quebrada Bahía Concha y al río Gaira Parte Baja (Tabla 5.14).

Fecha	Localidad	Geoposicionamiento	Altitud (m.s.n.m)
05/09/2012	Quebrada Bahía Concha	11° 17' 43,3" N 74° 9'4,9"W	1
08/09/2012	Río Gaira Parte Baja	11°10'56,8"N 74°12'29,8"W	11

Tabla 5.14 Geoposicionamiento y altura de los sitios evaluados en el ecosistema Bosque Subxerofítico caducifolio del PNN Tayrona.

Las profundidades para estos dos sistemas fueron muy similares, presentando valores muy bajos. Esto se relaciona con la época en la cual se realizó el estudio de estos sistemas, a finales de la temporada seca, en la cual los sistemas acuáticos presentan menor caudal y menores velocidades debido a las condiciones de sequía. También pueden ocurrir estancamientos de agua que forman piscinas y corrientes aisladas. En la quebrada Bahía Concha el caudal fue bajo y su velocidad superficial reducida, comparada con la del río Gaira Parte Baja. Esta velocidad y las temperaturas altas pueden afectar directamente la cantidad de oxígeno disuelto (Gutiérrez 2009), efecto que se evidencia en los resultados, ya que se obtuvieron valores bajos en la quebrada Bahía Concha. Estas bajas saturación y concentración de O₂ también pueden estar dadas por la acumulación de materia orgánica en descomposición y por la cantidad de sólidos disueltos totales presentes. En la quebrada Bahía Concha la cantidad de sólidos disueltos fué muy alta. Para el río Gaira Parte Baja se presentaron mayores niveles disueltos de oxígeno y un porcentaje de saturación muy alto (Tabla 5.2). En este punto la temperatura del agua fué muy similar a la presentada en quebrada Bahía Concha, la velocidad superficial mayor, y la cantidad de sólidos disueltos fué considerablemente menor. La alcalinidad y la conductividad en la quebrada Bahía Concha fueron mucho mayores con respecto a la Parte Baja del río Gaira.

Variable	Quebrada Bahía Concha	Río Gaira Parte Baja
O2 Disuelto (mg/L)	3,31	8,14
% de saturación de O2	40,83	100,37
Temperatura (° C)	26,40	26,20
Conductividad (µs/cm)	195,00	157,37
Sólidos disueltos (mg/L)	942,50	70,35
Retención de MOPG (%)	0,00	115,89
Fosforo reactivo (mg/L)	0,32	2,44
Nitrógeno-Amonio (mg/L)	0,35	1,16
Nitratos (mg/L)	0,24	0,26

Nitritos (mg/L)	0,01	0,00
Dureza (mg/L)	0,40	56,00
pH	7,73	7,56
Alcalinidad (mg /L)	420,00	180,00
Transparencia Secchi (m)	1,80	0,37
Altura (m.s.n.m)	1,00	11,00
Velocidad superficial de la corriente (m/s)	0,30	0,72
Ancho medio(m)	1,60	15,76
Profundidad media (m)	0,25	0,26
Temperatura ambiental (°C)	36,00	30,50
Inclinación (%)	15	3,5
Inclinación (°)	8	1,5

Tabla 5.15. Datos fisico-químicos e hidrológicos obtenidos en campo y laboratorio para los sistemas lóticos del bosque Subxerofítico caducifolio del PNN Tayrona: quebrada Bahía Concha y río Gaira Parte Baja.

De esta forma se observa que las características importantes para la quebrada Bahía Concha fueron la conductividad, presencia de nitritos (NO_2) y alcalinidad. El amoníaco NH_3 , el fósforo reactivo disuelto (PO_4), la transparencia y la velocidad superficial fueron variables representativas para el río Gaira Parte Baja.

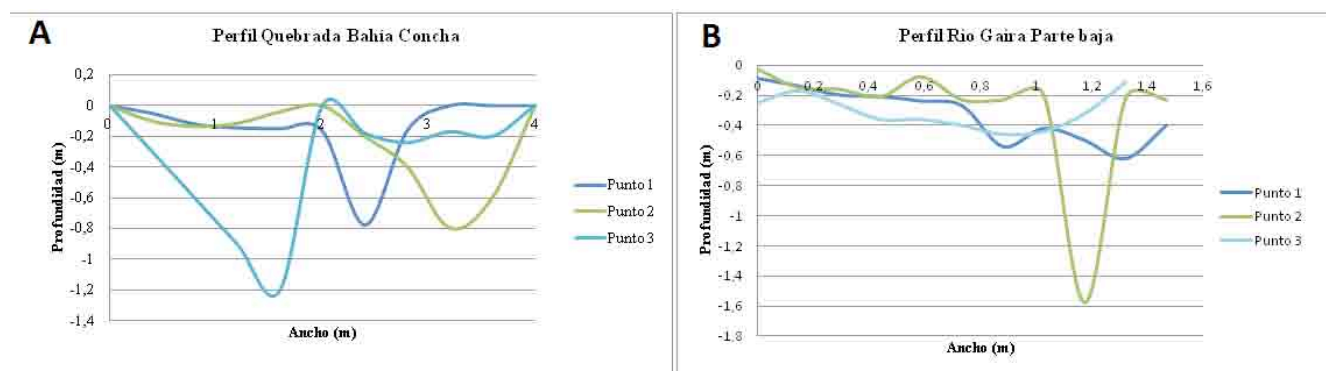


Figura 5.31 Perfiles batimétricos de cada uno de los sistemas lóticos del Bosque Subxerofítico caducifolio PNN Tayrona. A) Quebrada Bahía Concha B) río Gaira Parte Baja

Los valores de profundidad fueron muy similares en los dos lugares de muestreo, pero el ancho del cauce fué menor en la quebrada Bahía Concha. Estas magnitudes afectan algunas características

físicoquímicas para los cuerpos de agua, como la velocidad, el O₂ disuelto y la retención de materia orgánica que tenga el sistema.

- **Perifiton**

La comunidad perifítica de los sistemas lóticos en el Bosque subxerofítico se caracterizó por la presencia de cinco formas de vida común a todas en todos los sitios de muestreo, a excepción de las formas heterofilamentosas en la quebrada Bahía Concha (Tabla 5.16). A nivel de clases, se encontraron ocho diferentes en la Parte Baja de la quebrada Gaira mientras que en Bahía Concha solo se presentaron dos: *Bacillariophyceae* y *Chlorophyceae* (Ver Tabla 5.4). Finalmente, el grupo más abundante fué *Oscillatoria*, pues representó el 23.14 % y 28.42% en las quebradas Bahía Concha y Parte Baja de Gaira, respectivamente.

Los índices de diversidad de Shannon indican que el sitio con menor diversidad es la quebrada Gaira Parte Baja (2.33), aunque ambos valores son muy similares (Bahía Concha 2.35) (Tabla 5.4). Por otra parte, todos los índices de dominancia de Simpson fueron bajos, lo cual indica una reducida dominancia por parte de las clases de algas observadas. La quebrada Bahía Concha tuvo la dominancia menor (0.82), en concordancia con sus datos elevados de equitatividad y riqueza (Tabla 5.5).

En los sistemas lóticos del bosque subxerofítico la medición del metabolismo bentónico solo se realizó en la quebrada Gaira Parte Baja, la cual presentó los niveles más altos de producción primaria neta en comparación con los registros obtenidos para las corrientes del Bosque Seco (Tabla 5.6).

En el análisis de clasificación y en el de correspondencia linealizada (DCA) (Figura 5.1) se encontró una mayor relación entre los datos de abundancia de la quebrada Canal Gaira y de la Parte Baja del río Gaira que entre la Parte Baja y la quebrada Bahía Concha. Esto indica un cierto grado de independencia entre el cuerpo de agua y su vegetación circundante. En el DCA se puede confirmar las cercanías entre la Parte Baja del río Gaira y los demás puntos trabajados del bosque seco. Por otra parte, el único punto de Bosque seco que presentó diferencias con respecto a las demás agrupación fué la quebrada Cinto.

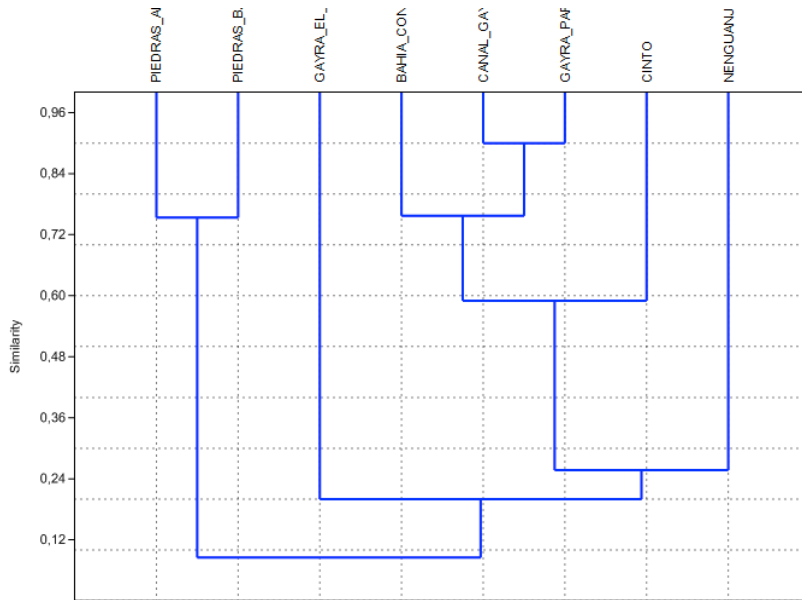


Figura 5.31 Análisis de agrupamiento para la comunidad de los ocho sistemas lóticos muestreados en el PNN Tayrona. Coeficiente de correlación: 0.9311.

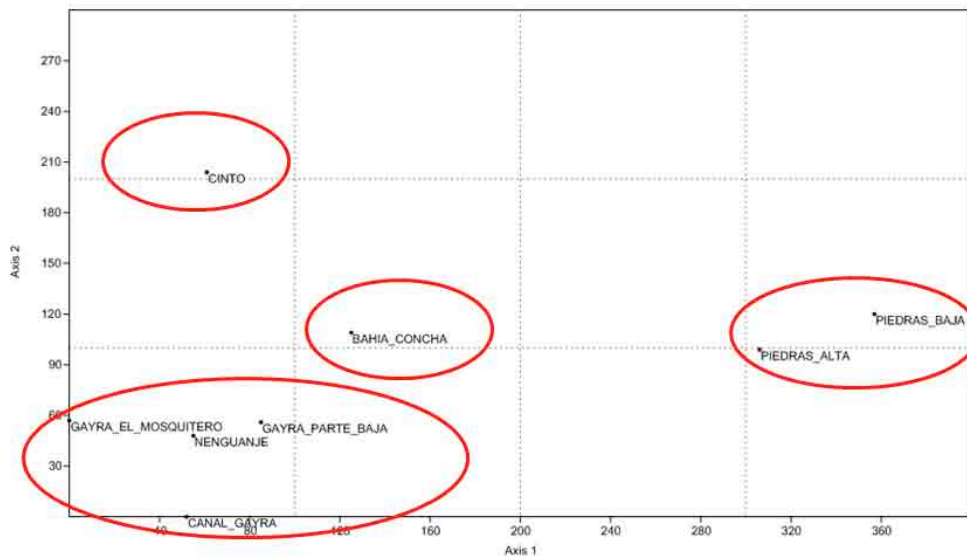


Figura 5.32 Análisis de correspondencia linealizada (DCA) de las comunidad perifítica de los ocho sitios muestreados en el PNN Tayrona. Análisis por géneros. Se agrupan cuatro zonas (encerradas en círculos rojos) que muestran un patrón de agrupación entre los géneros de perifiton y los ocho lugares de muestreo (Ver tabla 5). Los valores que explican los ejes 1 y 2 son 0,5475 y 0,3519, respectivamente.

Río Piedras	Q. Cinto	Negunaje-G. Mosquito-G. Baja-G. Canal-
<i>Navicula</i>	<i>Mougeotia</i>	<i>Diploneis</i>
<i>Nitzschia sp1</i>	<i>Nitzschia</i>	<i>Oscillatoria</i>
<i>Nitzschia sp2</i>	<i>Desmidium</i>	<i>Binnuclearia</i>
<i>Surirella</i>	<i>Melosira</i>	<i>Chaetophora</i>
<i>Aphanizomenon</i>	<i>Stauroneis</i>	<i>Pinnularia</i>
<i>Chlorococcum</i>	<i>Chrococcus</i>	<i>Amphora</i>
	<i>Spirulina</i>	<i>Scenedesmus</i>
	<i>Tabellaria</i>	<i>Euglena</i>
	<i>Tabellaria</i>	<i>Navicula</i>
	<i>Eunotia</i>	<i>Cosmarium</i>
	<i>Synedra</i>	

Tabla 5.16 Lista de géneros del análisis de correspondencia linealizado. Total de géneros encontrados en las principales agrupaciones formadas.

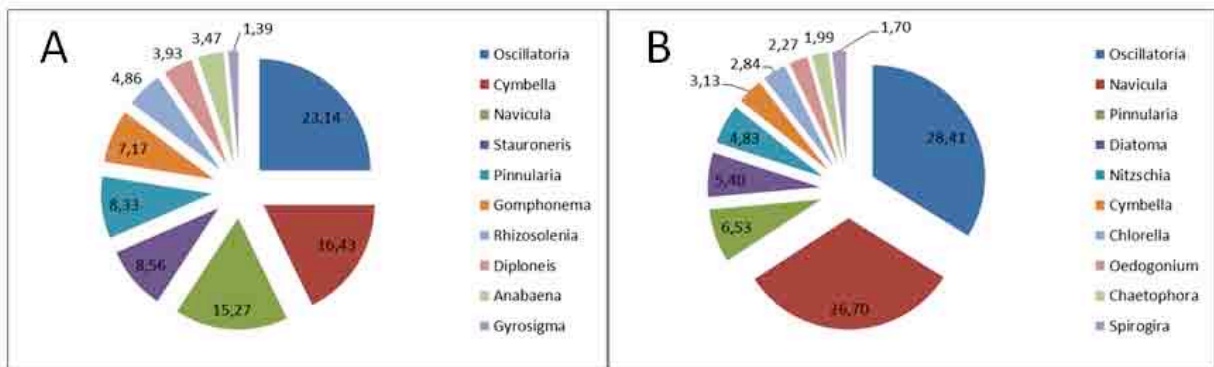


Figura 5.33 Composición de la comunidad de perifiton de Bosque subxerofítico. Abundancias relativas de los géneros de perifiton en A) Quebrada Bahía Concha y B) Río Gaira Parte Baja . Se representan los primeros 10 grupos más abundantes.

- **Macroinvertebrados**

El sitio con mayor diversidad correspondió a la Parte Baja del río Gaira, presentado por 9 taxones, mientras que la quebrada Bahía Concha tuvo 3 taxones y un número de individuos considerablemente menor. Esto probablemente se puede atribuir a los niveles bajos de oxígeno y la cantidad de sólidos disueltos totales en este sistema lótico, ya que las comunidades bióticas se ven afectadas por estas variables que condicionando su distribución y que favorecen a las especies más tolerantes.

	Bahía Concha	Río Gaira Parte Baja
Número de Taxones	3	9
Número de Individuos	34	173
Dominancia	0,52	0,74
Simpson	0,48	0,26
Shannon	0,82	0,66
Equitatividad	0,76	0,21

Tabla 5.17 Índices de diversidad de macroinvertebrados acuáticos presentes para los puntos evaluados en el ecosistema Bosque Subxerofítico caducifolio.

El índice de Shannon muestra una baja riqueza en ambos lugares ($<0,82$), pero fué mayor en la quebrada Bahía Concha. Esto está muy relacionado con el índice de equitatividad que presenta valores muy bajos para el río Gaira Parte Baja, mientras que para la quebrada Bahía Concha fue más alto. Ambos índices se encuentran relacionados con la cantidad de individuos y taxones, teniendo la quebrada Bahía Concha 3 taxones y 34 individuos, y el río Gaira Parte Baja 9 taxones y 173 individuos.

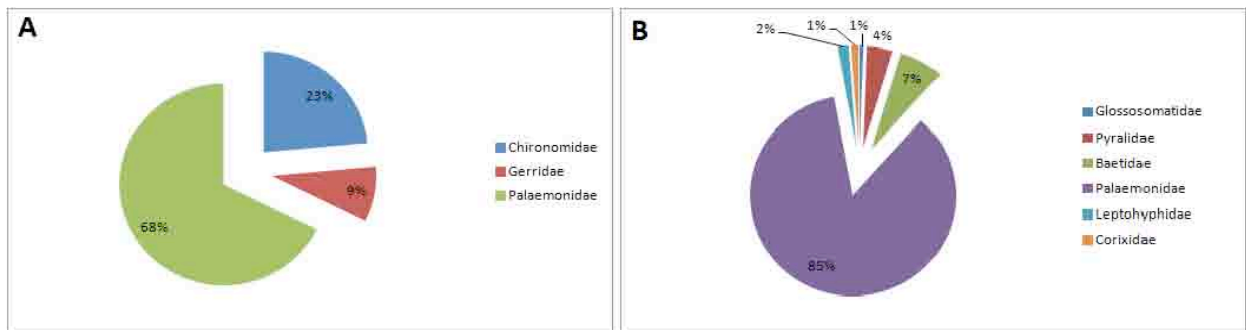


Figura 5.34 Porcentaje de abundancias de familias de macroinvertebrados presentes en el bosque subxerofítico caducifolio del PNN Tayrona. A) quebradaBahía Concha B) río Gaira Parte Baja

En cuanto a las abundancias, para la quebrada Bahía Concha el mayor registro correspondió a la familia de crustáceos Palaemonidae con un 68% de los individuos, seguido de la familia Chironomidae con un 23% y la familia Gerridae 9%. Para el río Gaira Parte Baja también se presentó una clara dominancia de la familia Palaemonidae, que alcanzó un 85% de los individuos, seguido por la familia Baetidae 7% y Pyralidae 4%.

En consecuencia con las abundancias y el tamaño de los individuos, la familia Palaemonidae aportó la mayor cantidad de biomasa para los sistemas, siendo superior a 100 mg. Las condiciones de bajas velocidades y acumulación de materia orgánica permiten un ambiente favorable para el establecimiento de este tipo de biota.

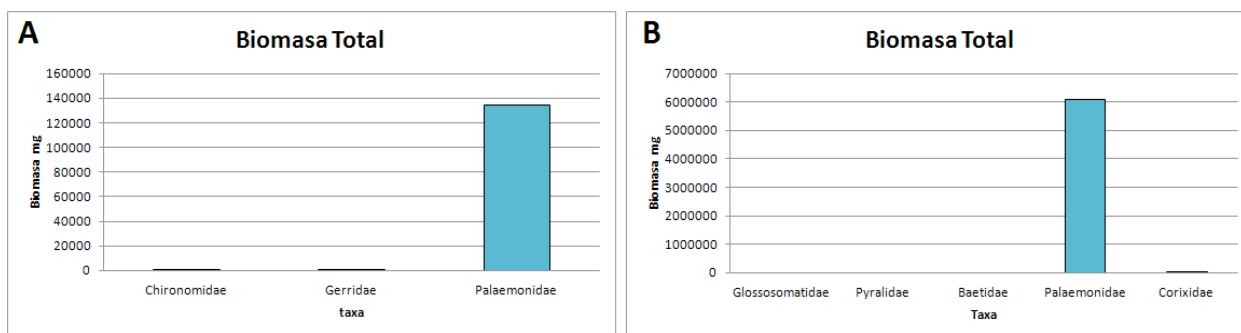


Figura 5.35. Biomasa de los macroinvertebrados encontrados en el bosque subxerofítico del PNN Tayrona. A) Quebrada Bahía Concha B) río Gaira Parte Baja.

Discusión

Los niveles de O_2 disueltos en un sistema lótico son muy importantes ya que determinan un umbral a través del cual se distribuye la biota. Para la quebrada Bahía Concha se presentaron valores muy bajos de oxígeno disuelto, en contraste con la cantidad de sólidos disueltos totales y la conductividad, que muestran registros muy altos, lo que relaciona inversamente estas variables con la cantidad de O_2 disuelto. Una característica de los ríos de zonas semiáridas corresponde a la salinidad, en parte como consecuencia de la alta evaporación así como por la escorrentía proveniente de sus cuencas (Vivas *et al.* 2002). También se pueden atribuir estos valores de conductividad altos a la cercanía del mar, que puede ejercer una gran influencia sobre los sistemas acuáticos continentales. Para el río Gaira el valor de conductividad fué menor comparado con la quebrada Bahía Concha, pero se puede considerar como una conductividad media. Estos datos también pueden estar influenciados por el bajo caudal y la baja densidad de vegetación del estrato arbóreo, que es importante debido a que impide el paso directo de los rayos del sol y evita el aumento de la temperatura del agua.

Los dos lugares de muestreo presentaron concentraciones considerables de amonio y nitratos, lo que indica que hay acumulación de materia orgánica en descomposición. Esto se debe a la retención de material alóctono (hojarasca), la ocurrencia de fauna en descomposición y, en algunos casos, por causas antrópicas.

VARIABLES como la salinidad y la temperatura condicionan la distribución de las familias de macroinvertebrados dentro de los sistemas lóticos (Vivas *et al.* 2002, Jacobsen *et al.* 1997). Para la quebrada Bahía Concha se presentaron pocos taxones, así como un reducido número de individuos. Los valores de salinidad en esta zona son muy altos y permiten el establecimiento de una biota

resistente a este ambiente (Hanson *et al.* 2010). La familia Palaeomonidae presenta una gran adaptabilidad a estas condiciones, ya que durante parte de su vida necesita migrar a aguas salobres para completar su ciclo de desarrollo (Hanson *et al.* 2010). Adicionalmente los hábitos fragmentadores y detritívoros que presenta determinan que se encuentre en aguas con acumulación de materia orgánica gruesa. Esta familia tuvo la mayor abundancia en los dos sitios de estudio, y aportó la mayor biomasa a los dos sistemas. La familia Chironomidae muestra adaptaciones a diferentes ambientes; su nicho es amplio, lo que favorece su permanencia bajo condiciones de deterioro en la calidad del agua. Los quironómidos pertenecen al nivel trófico de colector – recolector, lo que también permite su amplia distribución debido a la cantidad de materia orgánica fina suspendida en el sistema lótico (Gutiérrez 2009). El aporte de biomasa de esta familia fue considerablemente bajo debido al reducido número de individuos y su pequeño tamaño. La familia Gerridae, presente en la quebrada Bahía Concha, corresponde a organismos depredadores de la película de agua, y está relacionada con corrientes de poca movilidad.

La temporalidad juega un papel importante sobre estos dos sistemas lóticos. Favorece la permanencia de taxones con alta resistencia y resiliencia a las perturbaciones dadas por la sequía (Lake 2003) y determina las condiciones ambientales para el desarrollo de la biota acuática en general.

5.2.2 Faunación del BSC

En el bosque subxerofítico se capturo un total de 1608 individuos pertenecientes a 18 órdenes y 68 familias, de las cuales las más abundantes fueron Formicidae, Tetranychidae, Onychiuridae y Hodotermitidae.

	Estrato					
	Suelo subsuperficial	Suelo superficial	Sotobosque			Dosel
	Berlesse	Pitfall	Jameo	Insecticida	Bandeja	Cubo
Abundancia	793	442	49	42	12	56
Riqueza (S)	11	32	24	30	10	14
Dominancia	4,4345	4,98	8,8573	23,2126	9,0009	3,7509
Equitatividad (J)	6,0074	7,8146	15,2716	26,6822	9,5257	6,7509
Shannon (H)	1,793	2,056	2,726	3,284	2,254	1,84
Brillouin	1,754	1,957	2,209	2,561	1,55	1,563

Tabla 5.18 Índices de diversidad alfa de la arthropofauna del bosque subxerofítico tropical

Diversidad

En la tabla 5.18 se muestran los índices de diversidad calculados por cada uno de los estratos del bosque. Esta tabla muestra que el estrato con más abundancia es el de suelo en general; el estrato subsuperficial presenta un valor significativamente mayor al de los demás estratos, sin embargo, su riqueza evidencia que esta abundancia se encuentra dominada por ciertas especies frecuentes. Por otro lado el suelo superficial muestra también una alta abundancia y riqueza con una baja dominancia, lo que quiere decir que hay una distribución uniforme de las morfoespecies colectadas. Los estratos de sotobosque y dosel presentan una abundancia similar, notando que algunas de las morfoespecies más frecuentes se solapan en todas las trampas de sotobosque. No obstante, este último presenta una diversidad más alta señalada por los índices de Shannon y Brillouin.

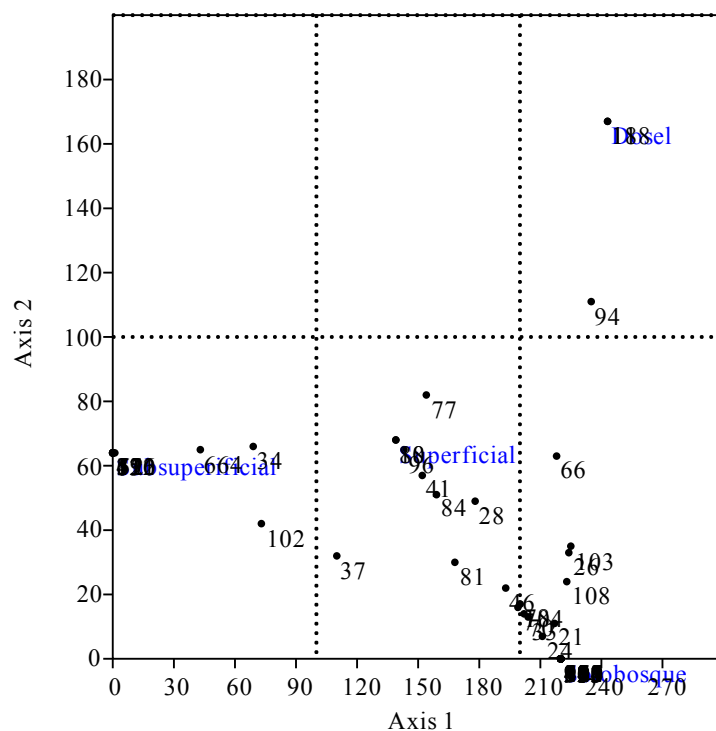


Figura 5.36 DCA de asociación entre familias y estratos del bosque subxerofítico.

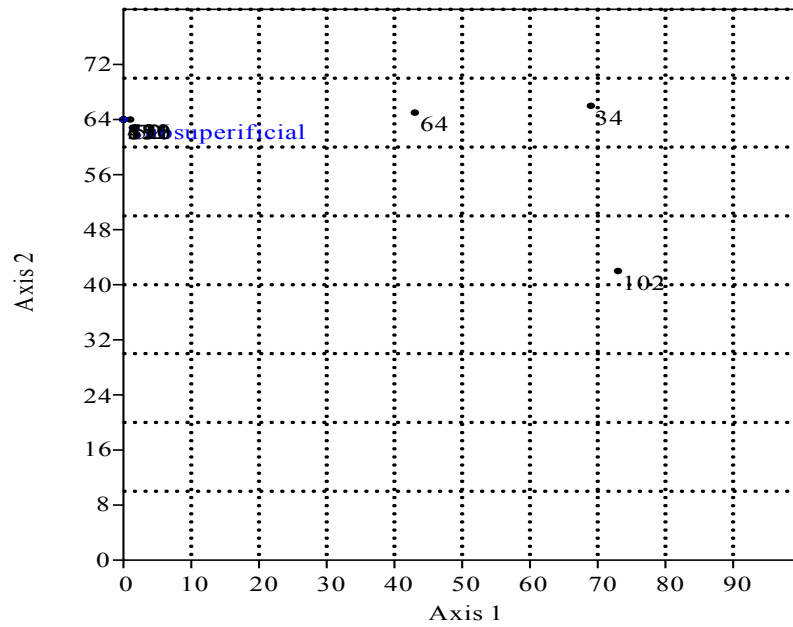


Figura 5.36.a. Acercamiento del DCA, suelo subsuperficial

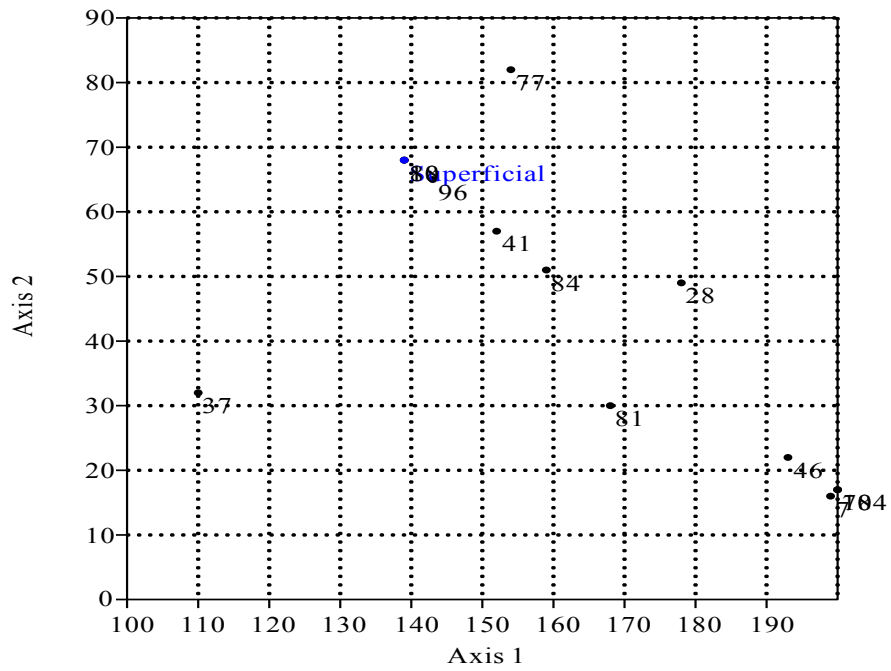


Figura 5.36.b. Acercamiento del DCA, suelo superficial

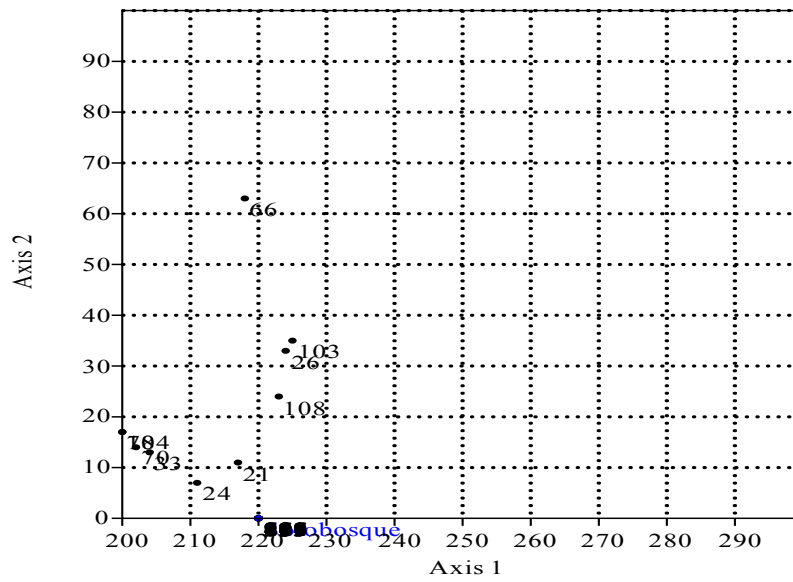


Figura 5.36.c. Acercamiento del DCA, sotobosque

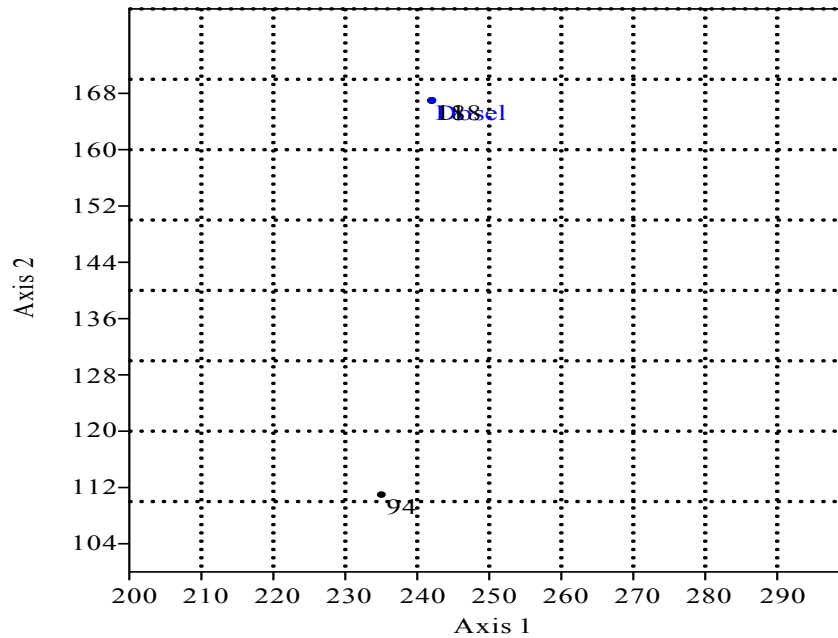


Figura 5.36.d. Acercamiento del DCA, dosel.

Asociaciones y Similitud

La figura 5.36 muestra las afinidades de las familias para el ecosistema de bosque subxerofítico. El mayor número de familias se encuentran en los estratos sotobosque y suelo superficial, seguidos por

el suelo subsuperficial y finalmente el estrato dosel muestra sólo dos familias afines. En el suelo subsuperficial las familias más afines fueron Nitidulidae, Elateridae y Carabidae (Figura 5.36.a); por otro lado el suelo superficial contó con mayor número de familias, Scarabaeidae, Anobiidae, Formicidae, Staphylinidae, Curculionidae y el clado Araneae (Figura 5.36.b). El sotobosque contó con las siguientes familias afines: Cecydomidae, Cosmopterigidae, Chrysomelidae, Cixiidae, Phoridae, Drosophilidae y Staphylinidae (Figura 5.36.c). Finalmente el dosel tuvo a Vespidae y Chalcidoidea como las familias más fuertemente asociadas (Figura 5.36.d).

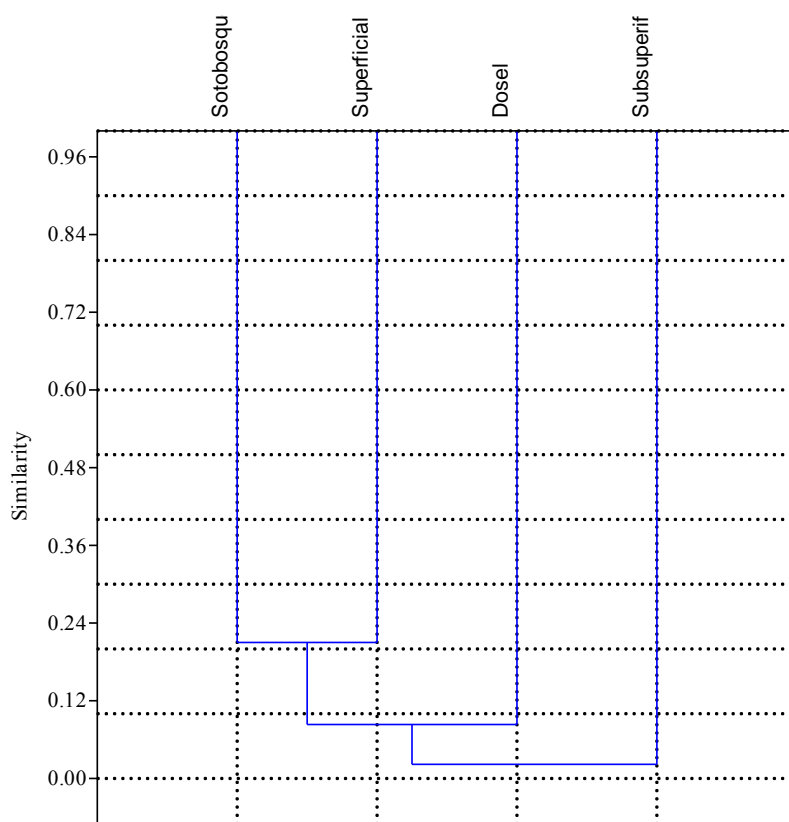


Figura 5.37 Dendrograma de similitud (índice de Bray-Curtis) entre los estratos del bosque basado en las abundancias por familia.

El dendrograma de similitud entre estratos (Figura 5.37) indica la mayor similitud entre los estratos sotobosque y suelo superficial, es decir un mayor número de familias compartidas entre ellos. Resultado de esperarse, pues estos son dos compartimientos contiguos del ecosistema que podrían tener muchos individuos de la misma familia transitando entre estos. El siguiente estrato más similar es dosel, que es el compartimiento siguiente a sotobosque. Dado que son organismos que viven por encima del suelo del bosque, es probable que las familias se compartan porque los individuos se mueven entre los estratos en busca de distintos recursos. Por otro lado el suelo subsuperficial comparte el menor número de familias con los demás estratos. Sin embargo cabe resaltar que los valores de similitud son en general bajos y no superan el 0.24, por lo que no existen

una gran similitud entre los estratos. Esto se debe a que cada uno posee características de estructura y de microclima diferentes.

Abundancia y Gremios Tróficos

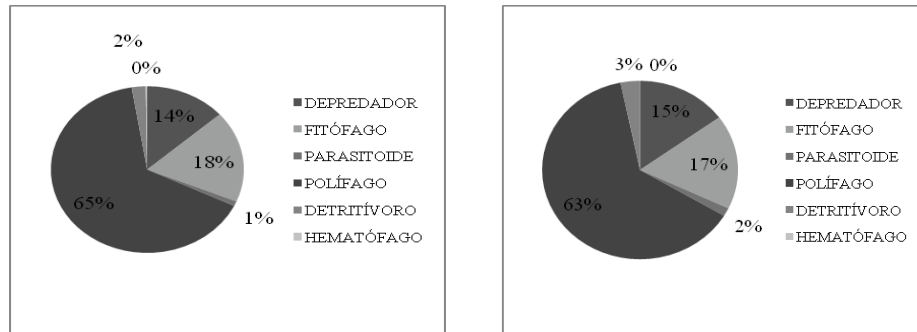


Figura 5.38 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos

La figura 5.38 muestra las proporciones entre los gremios para todo el ecosistema. Se pueden ver que el gremio más significativo del ecosistema son los polífonos, tanto por su abundancia como por su biomasa. Por otro lado, la figura 5.39 muestra cómo se distribuye la biomasa y la abundancia entre las familias del estrato subsuperficial.

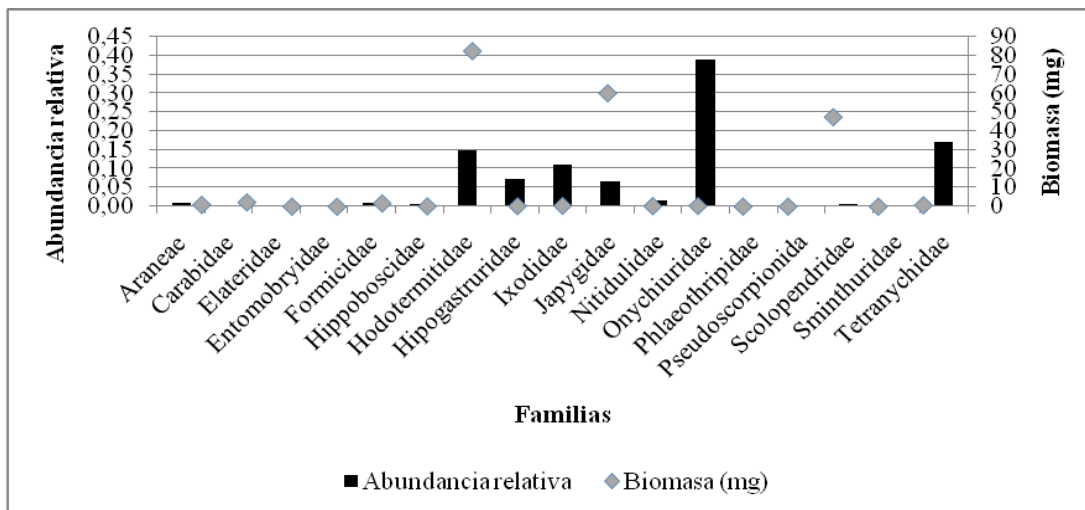


Figura 5.39 Abundancias relativas y biomasa de las familias del suelo subsuperficial

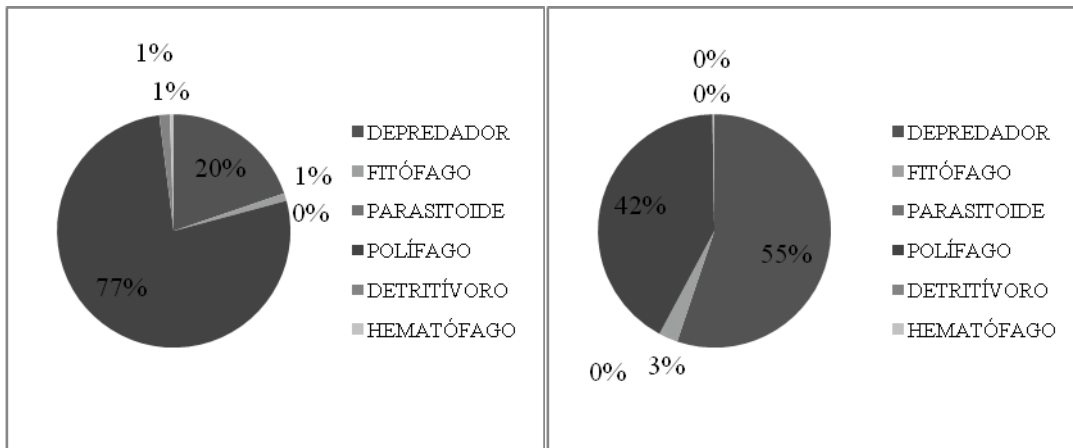


Figura 5.40 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de suelo subsuperficial

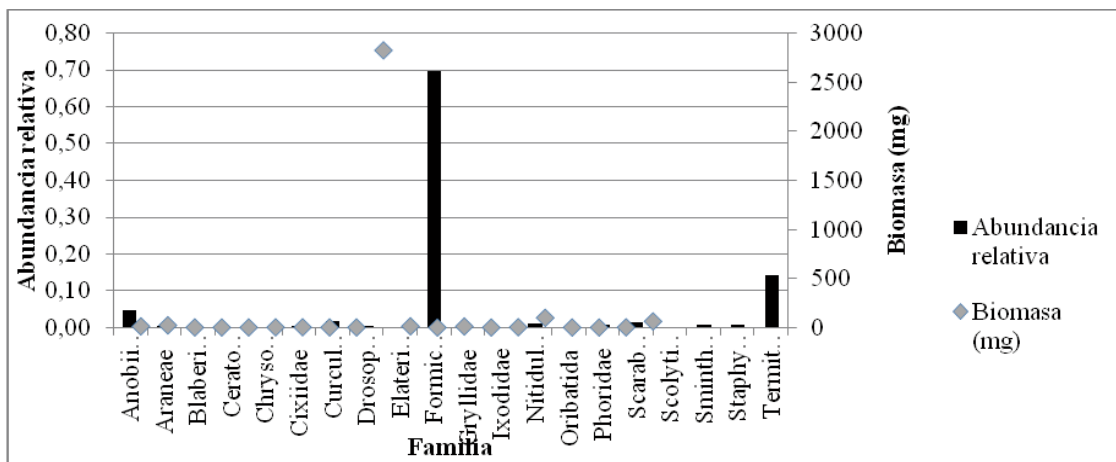


Figura 5.41 Abundancias relativas y biomasa de las familias del suelo superficial

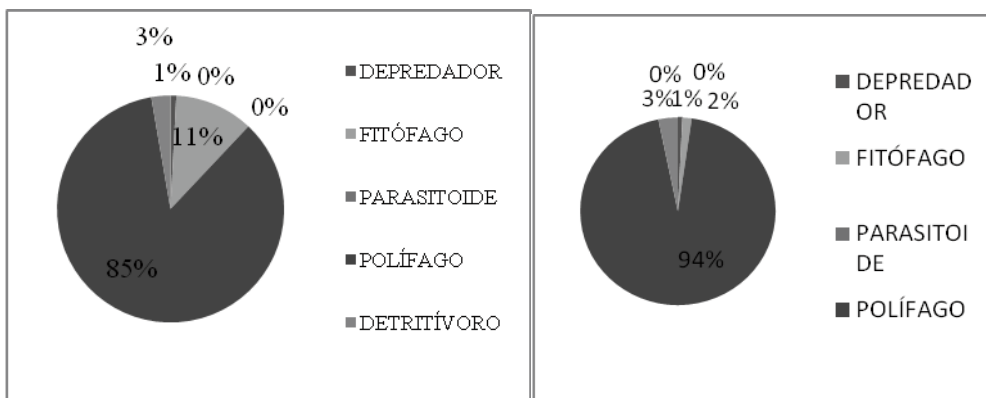


Figura 5.42 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de suelo superficial

2

2

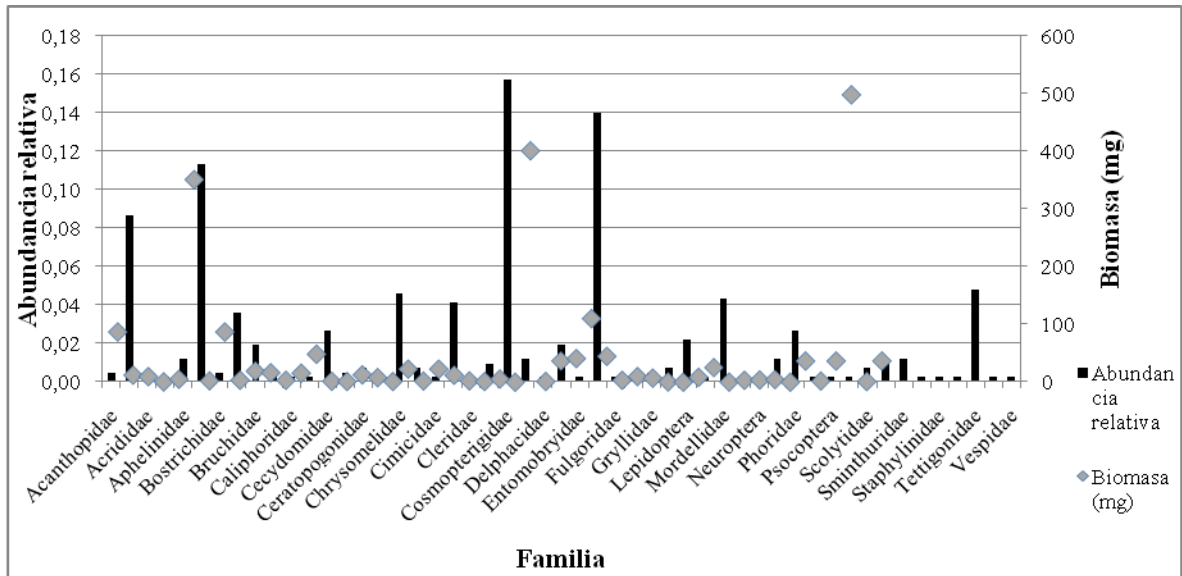


Figura 5.43 Abundancias relativas y biomasa de las familias del sotobosque

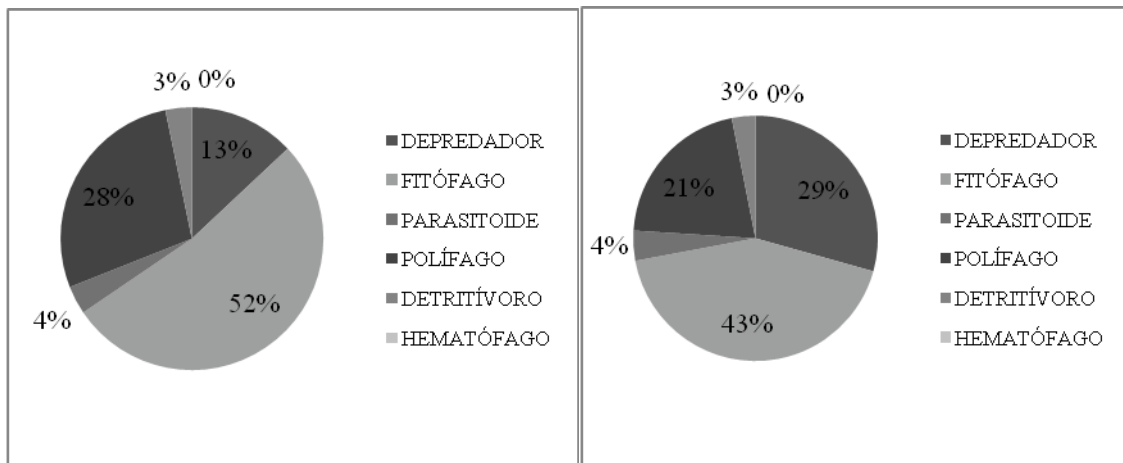


Figura 5.44 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de sotobosque

2

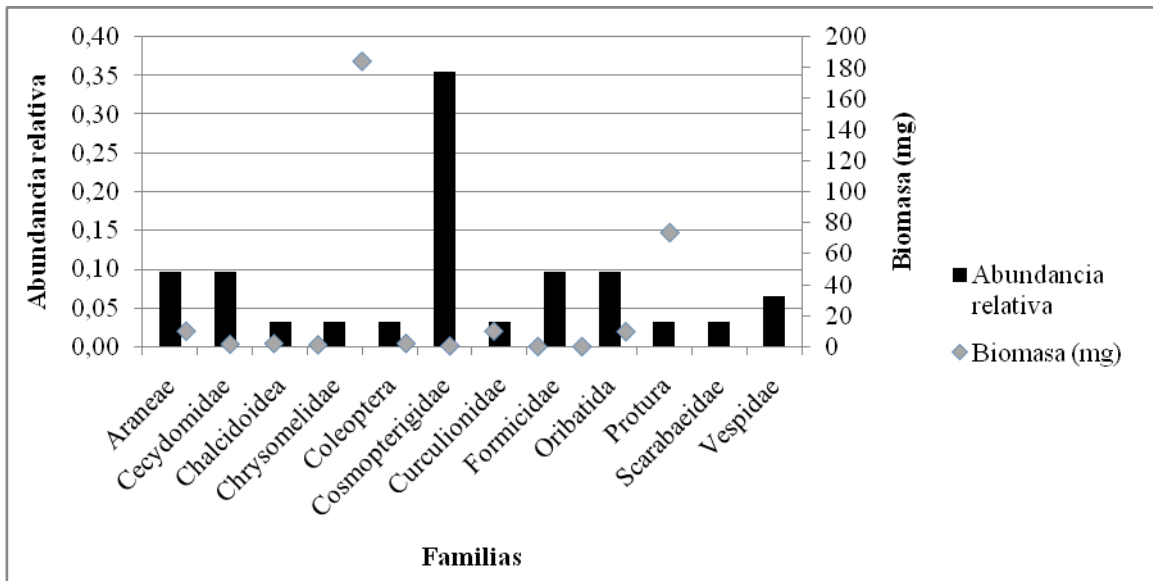


Figura 5.45. Abundancias relativas y biomasa de las familias del dosel

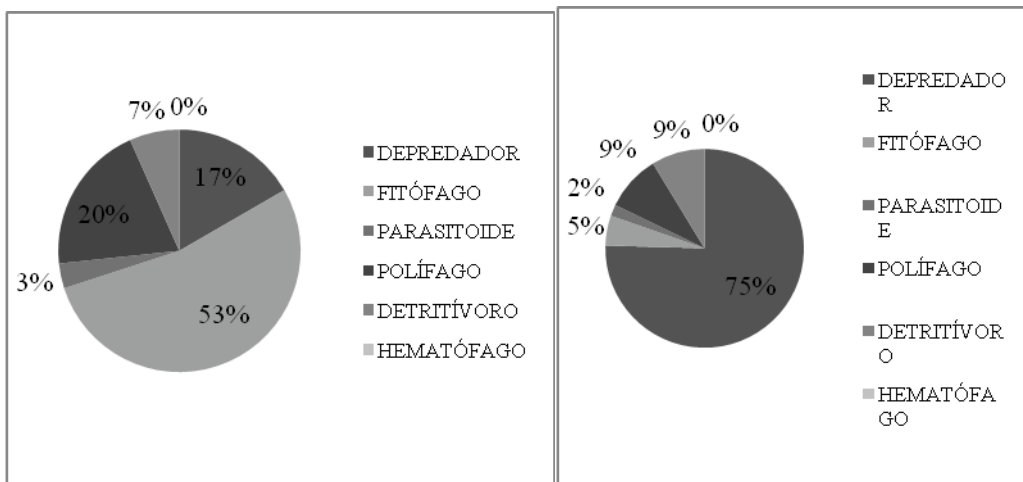


Figura 5.46. Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de dosel

El estrato suelo subsuperficial obtuvo la mayor abundancia de Onychiuridae y Tetranychidae. Sin embargo el mayor aporte a la biomasa está dado por las familias Japygidae, Scolopendridae y Hodotermitidae (Figura 5.39). Los polípagos fueron los más abundantes del estrato, y en términos de biomasa quienes más aportan son polípagos y depredadores (Figura 5.40).

En el suelo superficial la familia Formicidae es la más abundante, así como la que hace el mayor aporte a la biomasa (Figura 5.41). Tanto en la abundancia como en la biomasa, el gremio de los polípagos fué el más representativo (Figura 5.42).

En el sotobosque las familias Cosmopterigidae y Formicidae son las más abundantes, pero Tettigonidae es la que presenta el mayor aporte a la biomasa (Figura 5.43). En este estrato, los fitófagos constituyen el gremio más importante en biomasa y abundancia (Figura 5.44).

Finalmente en el dosel también hay una abundancia predominante de Cosmopterigidae, pero la biomasa está principalmente representada por el conjunto de Coleoptera, que corresponde a los individuos de este orden que no lograron determinarse a un nivel taxonómico más fino; Vespidae también hace un aporte importante a la biomasa del estrato (Figura 5.45). Gran parte de la abundancia del estrato la compone el gremio de los fitófagos, con un 53%. Por otro lado la biomasa se ve principalmente representada por los depredadores, con un 75% (Figura 5.46).

Representatividad del Muestreo

1. Embudo de Berlesse

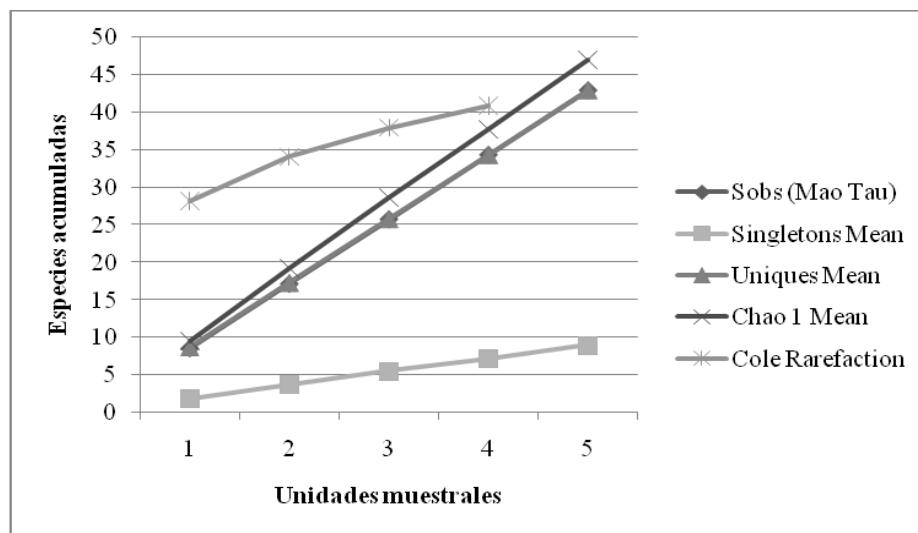


Figura 5.47 Curva de acumulación de especies para el método Embudo de Berlesse.

Las curvas de acumulación de especies permiten determinar la efectividad del muestreo realizado. Para la trampa de Berlesse el método aplicado contó con cinco unidades de muestreo y el porcentaje de eficiencia fué significativamente alto, llegando al 91,5%, por lo cual los organismos obtenidos son una muestra representativa de la artrópoda de la estrato de suelo subsuperficial para el ecosistema de bos que subxerofítico (Figura 5.47). El número mínimo de unidades muestrales calculado fue de 29,40; a pesar de que el porcentaje obtenido con el estimador fué bastante alto, el cálculo utilizando binomiales no garantiza aumentar el muestreo en cerca de 25 unidades adicionales. No obstante, dado que las binomiales aplican cálculos simples como el promedio y la desviación estándar, los valores podrían estar sesgados dada la sensibilidad que ofrecen estos estadísticos respecto a valores extremos. Por el contrario, los estimadores están basados en métodos no paramétricos que pueden ofrecer mayor precisión dada la naturaleza del método.

1. Pitfall

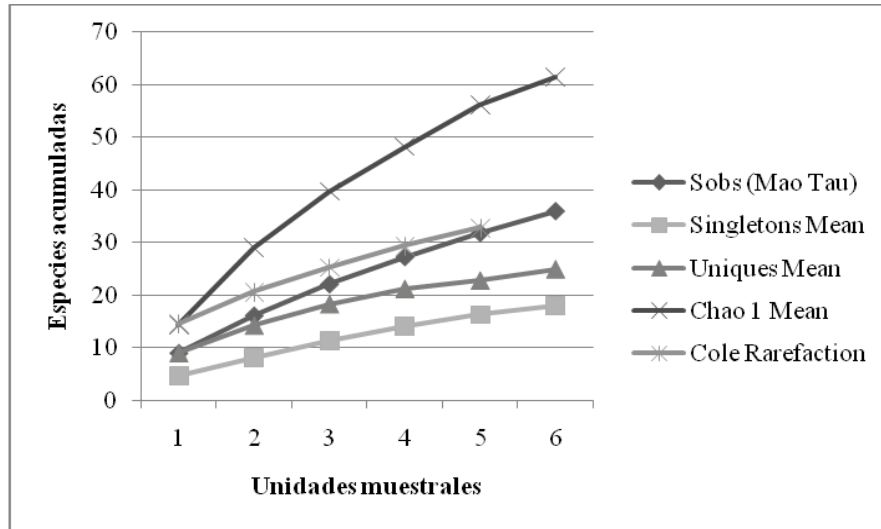


Figura 5.48 Curva de acumulación de especies para el método Pitfall 24 horas.

El muestreo para suelo superficial realizado con trampas de caída, durante 24 horas, contó con seis unidades muestrales y obtuvo una eficiencia del 58,5%, valor inferior al referido para un muestreo eficiente. El cálculo de las biométricas sugiere para un próximo trabajo aumentar el esfuerzo con el fin de obtener una muestra representativa de los artrópodos en el estrato mencionado. El número mínimo de unidades muestrales calculado fue de 29,98 (Figura 5.48).

2. Jameo 1

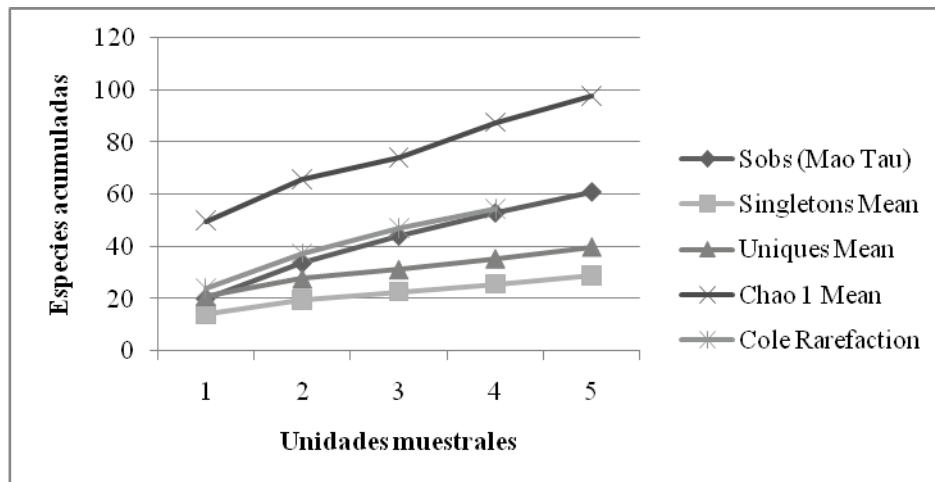


Figura 5.49 Curva de acumulación de especies para el método Jameos 1.

3. Jameo 2

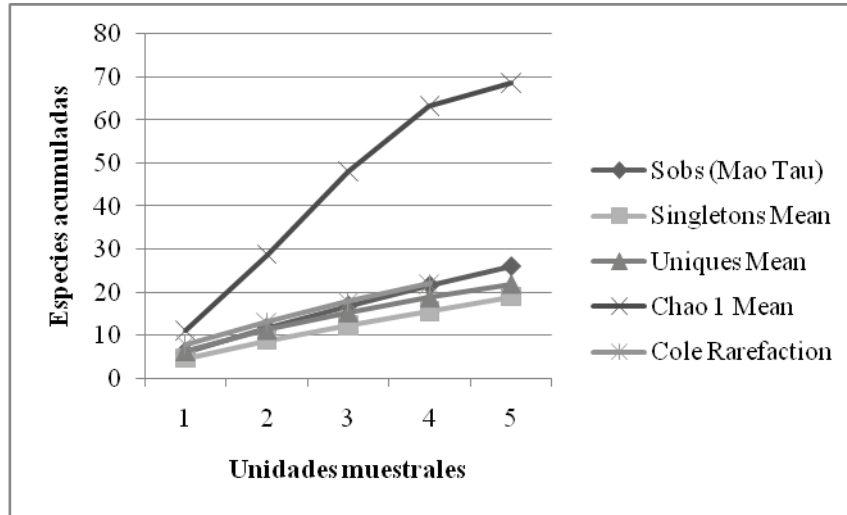


Figura 5.50 Curva de acumulación de especies para el método Jameos 2.

Los jameos en ambos casos contaron con cinco unidades de muestreo (Figuras 5.49 y 5.50); la eficiencia fue del 62,3% y 37,8% respectivamente, ambas inferiores al 85%, por lo cual no representan una muestra significativa de los artrópodos de lestrato de sotobosque para el ecosistema. Las curvas de los estimadores tienen una pendiente positiva marcada, es decir no se acercan a la asíntota, indicando que con este número de unidades muestrales aun aparecen especies nuevas. El número mínimo de unidades muestrales calculado fue de 29,36 para el jameo 1 y 29,29 para el jameo 2. Es importante aclarar que los estimadores utilizan métodos no paramétricos que pueden otorgar más precisión en el caso de número reducido de muestras, como en este caso.

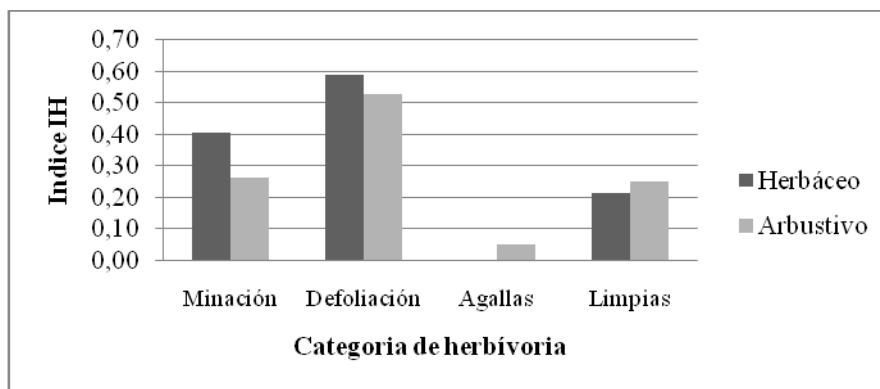


Figura 5.51. Índice IH para los estratos herbáceo y arbustivo

Herbivoría

La categoría de herbivoría con mayor índice IH, tanto en el estrato herbáceo como en el arbustivo, fué la defoliación con 0,59 y 0,53 respectivamente (Figura 5.51). Estos resultados pueden responder a la abundancia de familias folívoras como Formicidae, Termitidae y Cosmopterigidae. La categoría agallas es la que presenta los menores valores del índice en ambos estratos.

Discusión

El zonobioma subxerofítico tropical se compone de los bosques y matorrales del piso isomegatérmico, con caracteres xeromórficos más pronunciados debido a que la precipitación anual es menor y por ende mayor el número de meses secos. Este zonobioma bien puede considerarse como un zonoecotono o bioma de transición entre el zonobioma alternohigrico tropical y el zonobioma desértico tropical. Representa al bosque muy seco tropical de Holdrige (Halffter 1992).

Para este zonobioma los órdenes más abundantes fueron Collembola (23,5%), Hymenoptera (21,7%), Isoptera (10,6%) y Coleoptera (8,2%). Los estudios faunísticos en ecosistemas de bosque subxerofítico son muy escasos, por lo que en este estudio se comparará la artropofauna colectada con la encontrada en otros bosques secos tropicales y bosques húmedos tropicales. Arias (2008) citado por Rivera *et al.* (2008) encontró que en bosque secos y húmedos la densidad de ácaros y colémbolos era alta, incluso, eran grupos dominantes. En este caso tenemos que Collembola también es un grupo dominante. Esta alta abundancia puede deberse a que el suelo es un sustrato con muchos componente orgánicos a causa de la alta diversidad de plantas (Rivera *et al.* 2008), lo cual favorece el aumento poblacional de los colémbolos. La alta densidad de hormigas en ecosistemas secos, representadas por la abundancia del orden Hymenoptera, se debe a que los parches de bosque seco del Caribe Colombiano se caracterizan por albergar un gran número de especies de hormigas endémicas o de amplia distribución (Díaz *et al.* 2009). De hecho, para las zonas del Caribe colombiano se han colectado en diferentes estudios alrededor de 7 a 8 subfamilias que corresponden al 46, 6% de las especies de hormigas del Neotrópico (Díaz *et al.* 2009, Fontalvo-Rodríguez y Solís-Medina 2009). A pesar de que en este trabajo las morfoespecies no se identificaron hasta subfamilia, sí se colectados más de 4 morfotipos para el ecosistema, pudiendo indicar que existe una diversidad similar a la del resto del Caribe colombiani. Por otro lado, la abundancia tanto de larvas como de adultos de Coleoptera se ha documentado para muchos bosques secos, debido a que el suelo es un microhábitat vital para el cumplimiento del ciclo de vida de los escarabajos; además, considerando que poseen hábitos fitófagos y detritívoros, es de esperar que su densidad sea alta. Para bosques seco se han llado porcentajes de 22% de abundancia de Coleoptera y 21% de Hymenoptera (Proaño *et al.*, 2012). Es posible observar que Hymenoptera conserva valores parecidos a las densidades registradas. Una abundancia de Isoptera como la existente en este estudio no ha sido reportada anteriormente, sin embargo, es posible que existan relaciones entre la densidad de Hymenoptera y la de Isoptera, puesto que ambas familias poseen funciones ecológicas similares.

Por otro lado, en localidades cercanas a bosque seco o a manglar González *et al.* (SFb, citados por Rivera *et al.* 2008) registraron una alta densidad poblacional de artrópodos (aproximadamente 70,000 a 75,000 organismos/m²). Esto obedece a la estacionalidad climática de estos ecosistemas que permite que haya períodos de saturación del suelo y por lo tanto fluctuaciones de oxígeno que favorecen o restringen la dinámica poblacional de los artrópodos de suelo (Silver *et al.* 1999, citados por Rivera *et al.* 2008).

En cuanto a los gremios tróficos en el ecosistema en general se observa una dominancia de los polífaos, tanto en abundancia como en biomasa. Sin embargo, también ocurre una estratificación de los gremios trófico, ya que en el suelo subsuperficial hay una alta abundancia de depredadores, consecuencia de una abundancia mayor de polífaos, los cuales en gran medida son sus principales presas, como Onychiuridae, Hodotermitidae y Nitidulidae. En el suelo superficial los más abundantes y que más aportan a la biomasa son los polífaos debido al amplio espectro de recursos que utilizan, aunque cabe resaltar que Formicidae es la familia más representativa. En los estratos de sotobosque y dosel se encuentran los fitófagos y depredadores, siendo los primeros los más abundantes en el sotobosque como Araneae, Cosmopterigidae y Formicidae. Lo anterior refleja las interacciones de depredación y de uso del microhábitat debido a que los depredadores, al ser voladores, pueden transitar entre los dos estratos.

Las familias más abundantes del suelo subsuperficial fueron Tetranychidae, Onychiuridae y Hodotermitidae. Tetranychidae se caracteriza por habitar suelos ácidos, con baja conductividad. Por el contrario, el pH del suelo es neutro (7,15) y la conductividad alta (171,4 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$). Se ha reportado que los ácaros de esta familia presentan una amplia plasticidad alimenticia y alta resistencia a pesticidas y ambientes perturbados (Godinho, 2011). Se sabe que las condiciones más favorables para el desarrollo de *Eutetranychus banksi* (de la familia Tetranychidae) son baja humedad relativa, temperaturas superiores a 27°C y relativa ausencia de lluvias (Salas 1978), condiciones similares a las del bosque subxerofítico, lo que explica su abundancia. Los ácaros (Onychiuridae y Tetranychidae) son el grupo más diverso del subfilo Chelicerata, debido a que poseen un gran número de especializaciones alimenticias y a su alta resistencia a ambientes perturbados.

Las termitas en general son consumidoras primarias de celulosa muy importantes, así como descomponedoras de materia orgánica, madera y mantillo. Además ocupan cerca de un tercio del total de la biomasa de artrópodos de bosques tropicales (Takuya y Masahiko 2001, citados por Vargas-Niño *et al.* 2005). Onychiuridae han sido señalados como indicadores por Dunger (1986, citado por Palacios-Vargas y Díaz 1995) de suelos cálidos con alta humedad. Los suelos del bosque subxerofítico son físicamente húmedos, sin embargo su concentración de sales es tan alta que no se puede aprovechar la humedad, comportándose como suelos fisiológicamente secos (CRA 2010). Se ha reportado que la abundancia de Onychiuridae aumenta en suelos con fuertes perturbaciones, como la aplicación de plaguicidas (Roatta *et al.* 1989), lo que permite deducir su alta tolerancia a diversas condiciones ambientales. La biomasa por el contrario estuvo representada principalmente por Japygidae, Hodotermitidae y Scolopendridae. Las dos primeras presentaron una abundancia significativa, lo cual explica el aporte de biomasa. Scolopendridae presentó una baja abundancia, por lo que el aporte de su biomasa se debe al tamaño corporal de los organismos. Japygidae,

Entomobryidae, Onychiuridae e Hypogastruridae se han reportado en el horizonte B del suelo (Camero y Chamorro 1999), por lo tanto se puede deducir que la muestra de suelo incluye los horizontes O, A y B.

Formicidae fué la única familia que presentó una abundancia particularmente alta en el suelo superficial, lo que explica el alto nivel de defoliación en los estratos herbáceo y arbustivo. La presencia frecuente de esta familia es importante para inferir que existen suficientes recursos para mantener la constante demanda de las hormigas. La biomasa también se vio representada por esta familia.

El sotobosque obtuvo las mayores abundancias relativas en las familias Cosmopterigidae y Formicidae, aunque cabe mencionar que las abundancias absolutas no fueron especialmente altas. Los resultados de defoliación en herbivoría también responden a la presencia de Cosmopterigidae, que en estado larvario pueden ser minadores foliares, barrenadores de tallos, seminófagos, fungívoros, agallícolas o depredadores de escamas (Nielsen *et al.* 1991, citados por Vargas 2004). Esta familia fué la que tuvo la mayor abundancia en el dosel, a pesar de que el valor fué relativamente bajo. Es probable que esta familia suba al estrato de dosel en búsqueda de recursos que presenten menor competencia con las hormigas. La biomasa del sotobosque tuvo el mayor aporte de la familia Tettigonidae, que a pesar de no tener una significativa abundancia, cuenta con individuos de tamaños considerables que aportan con masa corporal al ecosistema. Para el dosel el mayor aporte fué del grupo Coleoptera, sin embargo es importante tener en cuenta que al incluir este grupo los individuos que no lograron identificarse, no constituye información significativa.

Entre las familias exclusivas de este ecosistema que pueden indicar ciertas características faunísticas se encuentra Acanthopidae, que se suele encontrar en hojarasca, bosques con baja humedad y plantas herbáceas, son depredadores de otros insectos, Aphelinidae que son parasitoides principalmente de Lepidopteros, la familia Bruchidae que está estrechamente relacionada con las leguminosas, específicamente con sus semillas, plantas muy diversas y abundantes en el bosque subxerofítico (Yus *et al.* 2007). Buprestidae que aunque se encuentran principalmente en lugares que alta humedad, hay algunas especies que prefieren los ambientes áridos y secos. Calliphoridae la cual muchas especies son atraídas a sustratos con alta materia orgánica y se encuentran en hábitats donde hay bajo follaje. Ceratopogonidae en la cual algunas especies tienden a estar cerca de zonas cerca de la costa con sustratos de arena. Chrysididae que habitan zonas con bajos niveles de humedad y alta temperatura, son cleptoparasitos de otras especies de insectos, La familia Silvanidae vive en la vegetación seca o en descomposición, especialmente, sobre las poáceas de bosques deciduos (Halstead 1973, Watson y Dallwitz 2005). La familia Ceratopogonidae suele estar asociada a ambientes acuáticos o semiacuáticos de agua alcalina empozada con materia vegetal en descomposición, las hembras son hematófagas y los machos son nectarívoros (Pesante 2001) por lo que juegan un rol ecológico importante en la dispersión de semillas. Los cecidómidos (Cecidomyiidae) son importantes diptéros de materia vegetal en descomposición plaga de fabáceas y poáceas formando agallas en las hojas, sin embargo pueden ser grandes depredadores de ácaros (Gagné 1989). Las polillas de la familia Cosmopterigidae se encuentran en la corteza y son minadores, seminófagos o parásitos de otros insectos, se encuentran en vegetación baja cerca a

estanques (Fauske 2002). Por otro lado, los dípteros de la familia Hippoboscidae son parásitos obligados de aves y mamíferos, suelen encontrarse cerca de los nidos o cuevas de sus huéspedes (Gracioli y Carvalho 2005). Delphacidae aunque se encuentran distribuidos en muchos tipos de hábitats, prefieren más que todo donde hay una abundancia de Poaceae, Fulgoridae, son fitófagos, se encuentran en hábitats donde hay árboles de estratos arbustivos o árboles de gran porte, Hodotermitidae: ya que se encuentran en ambientes con suelos arcillosos y con una retención alta de humedad, Lymexylidae ya que tanto larvas como adultos viven en troncos en descomposición o vivos, viven en sustratos arenosos y arcillosos, Mordellidae, son comunes en madera en descomposición, algunas larvas pueden ser minadoras o formadoras de agallas, Pieridae algunas de las larvas se alimentan principalmente de Fabaceae, se encuentran en ambientes donde hay agua lodosa para alimentarse, Ptilodactylidae: se encuentran en sustratos arenosos, los adultos viven en vegetación con baja humedad, Scolopendra, son depredadores activos, se encuentran en hábitats donde el sustrato del suelo puede ser arcilloso o arenoso. Stratiomyidae sus larvas se pueden encontrar en materia orgánica, pueden tolerar altas temperaturas y salinidad, los adultos también pueden tolerar este tipo de condiciones y Trigonalidae que son parasitoides de otros Hymenopteros y algunos Lepidopteros, se encuentran en una amplia diversidad de hábitats. Chrysididae, Lymexylidae, Ptilodactylidae son familias la cuales pueden estar perfectamente adaptadas a este hábitat ya que pueden tolerar zonas de baja humedad y altas temperaturas (Echeverri 2006). Stratyomidae es una familia de Diptera que puede también tolerar condiciones ambientales en ecosistemas subxerofíticos como alta temperaturas y alta salinidad (Echeverri 2006, Borror *et al.* 2003). Estas familias evidencian que el ecosistema posee cuerpos de agua empozada como los manglares que constituyen una importante fuente de materia orgánica y microhábitat para el ciclo de vida de muchos artrópodos.

El grado de endemismo de estas familias exclusivas, no se puede determinar en esta categoría taxonómica. Sin embargo hay características ecológicas que permiten a estas familias estar presentes aquí únicamente. Las relaciones interespecífica con las fabáceas reportadas para Bruchidae y Cecidomyiidae puede estar indicando que al competir por los mismos recursos, se están potenciando las especializaciones y por ende el endemismo. Las características fisiológicas, ecológicas y comportamentales de ciertas familias les permiten vivir en condiciones de alta temperatura, alta salinidad y baja humedad como las que se presentan en el bosque subxerofítico, dichas especializaciones probablemente también estén fortaleciendo los endemismos.

Los estratos que presentaron mayor similitud, fueron los de sotobosque y suelo superficial, como ya se ha mencionado son compartimientos contiguos, razón por la que comparten familias. Dosel es el que muestra la mayor similitud con estos dos, probablemente por ser contiguo al sotobosque y porque los organismos de estos tres estratos pueden transitar con facilidad en la columna vertical. La familia más abundante del dosel, Cosmopterigidae, se encuentra compartida con el sotobosque. El estrato subsuperficial es el que presenta menor similitud con los demás, pues los individuos requieren especializaciones exclusivas para habitar estratos por debajo de la superficie, por lo cual no son organismos que con frecuencia puedan desplazarse en los estratos superficiales.

Araneae para este muestreo no posee una alta abundancia, sin embargo se ha demostrado que para bosques secos es frecuente encontrar un alto número de especies raras en términos de abundancia, con sólo un individuo (Flórez 1998, Silva y Coddington 1996, Deza y Andía 2009 citados por Escorcia *et al.*, 2012). Araneae es un grupo importante de depredadores con distribución cosmopolita. Las arañas comprenden una porción significativa de la diversidad de artrópodos terrestres (Toti *et al.* 2000), debido a que presentan una alta abundancia, emplean una alta diversidad de estrategias de cacería, y ocupan un amplio espectro de nichos temporales y espaciales; convirtiéndolas en un grupo muy importante para estudios de conservación (Cabra-García *et al.* 2010). Además, este grupo de artrópodos, es un grupo focal que puede aportar información ecológica, sobre la dinámica de los fragmentos de bosque seco y los hábitats adyacentes, debido a la sensibilidad, a pequeños cambios en la estructura de los hábitats (Rico *et al.*, 2005 citado por Escorcia *et al.*, 2012).

Las familias responsables de la herbivoría principalmente son la familia Formicidae quien cumple una importante función como defoliadora al transformar el suelo, mediante la descomposición de las hojas al interior de los hormigueros (Farji 1992). De igual forma para la familia Termitidae existen registros de géneros que son defoliadores esporádicos como el género *Syntermes*, sin embargo este grupo de insectos son más conocidos por consumir materia en descomposición y muy pocos tejidos vivos. (Lores- Medina y Pinzón- Florián 2011)

En síntesis, las familias más abundantes para este ecosistema fueron Formicidae, Hodotermitidae Tetranychidae y Onychiuridae, estas dos últimas se encuentran especialmente en el estrato de suelo superficial y las condiciones que determinan su presencia son pH y conductividad. Son importantes como transformadoras del ecosistema debido a su hábito polífago y por ende son indicativos de la amplia variedad de recursos que éste brinda a la atropofauna. Los gremios tróficos están proporcionalmente distribuidos en los estratos del bosque subxerofítico caducifolio, por lo que existen relaciones estrechas entre polípagos fitófagos y los depredadores en la escala vertical. Estas relaciones responden a la distribución de los recursos dentro del bosque. Esto a su vez, está ligado con las familias que aparecieron exclusivamente para este ecosistema, las cuales son indicadoras de las condiciones del bosque que hacen que se encuentren únicamente allí, como lo es la presencia de las especies vegetales a las que están estrechamente relacionadas o la presencia de microclimas.

Aunque Araneae no obtuvo para este muestreo una alta abundancia su función como depredadora especialmente en los estratos de sotobosque y dosel sostienen las cadenas tróficas controlando el número de fitófagos.

Las familias exclusivas del bosque subxerofítico son Acanthopidae, que se encuentra en hojarasca, bosques con baja humedad y plantas herbáceas y es depredadora de otros insectos, Aphelinidae que es parasitoide principalmente de Lepidopteros, Bruchidae que se encuentra en plantas con porte bajo y flores, las larvas se encuentran en semillas principalmente de Fabaceae, Buprestidae que aunque se encuentra principalmente en lugares que alta humedad, hay algunas especies que prefieren los ambientes áridos y secos, Calliphoridae muchas de cuyas especies son atraídas a sustratos con alta materia orgánica y se encuentran en hábitats donde hay bajo follaje, Ceratopogonidae de la cual algunas especies tienden a estar cerca de zonas cerca de la costa con

sustratos de arena, Chrysididae que habita zonas con bajos niveles de humedad y alta temperatura y son cleptoparasitos de otras especies de insectos, Cosmopterigidae cuyas larvas son productoras de agallas y minadoras y se encuentran en hábitats con plantas herbáceas, Delphacidae que aunque se encuentra distribuida en muchos tipos de hábitats, prefiere más aquellos donde hay una abundancia de Poaceae, Fulgoridae que es fitófaga y se encuentra en hábitats donde hay árboles de estratos arbustivos o árboles de gran porte, Hippoboscidae cuyos los adultos son hematófagos y se encuentra en ambientes con sustratos arcillosos, Hodotermitidae que se encuentra en ambientes con suelos arcillosos y con una retención alta de humedad, Lymexylidae de las cual tanto larvas como adultos viven en troncos en descomposición o vivos, viven en sustratos arenosos y arcillosos, Mordellidae que es común en madera en descomposición y algunas larvas pueden ser minadoras o formadoras de agallas, Pieridae algunas de cuyas larvas se alimentan principalmente de Fabaceae y se encuentran en ambientes donde hay agua lodosa para alimentarse, Ptilodactylidae que se encuentra en sustratos arenosos, los adultos viven en vegetación con baja humedad, Scolopendra que es depredadora activa y prefiere hábitats donde el sustrato del suelo puede ser arcilloso o arenoso, Silvanidae que es polífaga y se distribuye en una gran cantidad de hábitats, Stratiomyidae cuyas larvas se pueden encontrar en materia orgánica, pueden tolerar altas temperaturas y salinidad y los adultos también pueden tolerar este tipo de condiciones y Trigonaliidae que es parasitoide de otros Hymenopteros y algunos Lepidopteros y ocupa una amplia diversidad de hábitats.

5.2.3 Vegetación del BSC

Este ecosistema se ubica en el Caribe colombiano, al noroeste del Departamento del Magdalena, en la Bahía de Chengue, en el PNN Tayrona. El clima del área es tropical, con una temperatura media anual de 27.9°C (IGAC 1975, Bastidas y Corredor 1977, citados por Alvarez-León *et al.* 1995). Los vientos predominantes son los alisios de diciembre hasta abril y los suroeste-oeste de julio hasta agosto (Bula-Meyer 1985, citado por Alvarez-León *et al.* 1995). La precipitación pluvial alcanza una media de 613 mm, con un marcado período de lluvias de mayo a noviembre y un hidrogadiante oeste-este y altitudinal (ESTUCOSTA 1971, Herrmann 1971, Hernández y Rodríguez 1972, INDERENA 1972, todos citados por Alvarez-León *et al.* 1995). La evapotranspiración muestra igualmente una clara dependencia del régimen térmico y la elevación del lugar, y los cambios son drásticos. En el sector este se han medido 1800 mm y en el oeste se han registrado 0 mm (Bastidas 1977).

Como ya se ha mencionado existen dos sectores vegetacionales dominantes en el PNN Tayrona: seco al este y húmedo al oeste. La vegetación del sector este corresponde a un bosque húmedo perennifolio como el de las estribaciones de la Sierra. También hay bosques haloxihidrofólio en sectores reducidos cercanos a la línea costera y bosques y matorrales seco en laderas y planicies cercanas al mar (Hernández y Rodríguez 1972, citados por Alvarez-León *et al.* 1995). En esta última categoría se encuentra el ecosistema estudio en la bahía de Chengue. Se caracteriza principalmente por la presencia de las familias Capparidaceae, Fabaceae y Euphorbiaceae.

En cuanto a la riqueza del ecosistema, se tiene un total de 34 especies en 1000 m² (sin tener en cuenta las plántulas que no pudieron determinarse y los bejucos que se discuten como un compartimento aparte). Las cifras obtenidas son bajas en comparación con lo reportado por Gentry (1995, citado por Carbonó y García 2010) para bosques secos en el Neotrópico, puesto que la riqueza de especies con un DPA mayor o igual a 2.5 cm tuvo un valor promedio de 67 en 1000 m². Este resultado puede estar asociado, en parte, a la exclusión de los bejucos en el presente estudio.

Según el índice de Simpson, se presentan 6,5 especies dominantes en el sistema. Las especies de mayor abundancia fueron *Acallypha* sp, *Capparis* sp, “Trupillo” o *Prosopis* sp y una especie no determinada de la familia Amaranthaceae. Esto es congruente con lo reportado por Carbonó y García (2010) sobre las familias más abundantes, que son Capparidaceae y Fabaceae. Examinando el índice de equitatividad de Simpson se observa que sólo el 19% de las especies encontradas son las más abundantes.

Delgado (1997, citado por Perla Medrano y Tórrez Rugama 2008), señala que el índice de Shannon, es una medida del grado de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo de un conjunto de especies. Esta incertidumbre aumenta con el número de especies y con la distribución irregular de los individuos entre las especies. De acuerdo a esto, Shannon establece dos propiedades: es igual a cero si sólo hay una especie en la muestra y es máximo (cercano a 5), si todas las especies están representadas por el mismo número de individuos. Por lo tanto, la diversidad de una población será mayor conforme muestre un mayor valor para Shannon.

En este caso, el índice de Shannon tiene un valor de 2.55, una cifra muy parecida a los valores obtenidos por Leal-Pinedo y Linares-Palomino (2005) para los ecosistemas secos del Pacífico peruano, aunque se han encontrado mayores valores para los bosques tropicales (Louman *et al.* 2001, citados por Perla Medrano y Tórrez Rugama 2008). Según Gentry y Ortiz (1993), basados en datos de bosques húmedos y lluviosos, las principales diferencias en la composición vegetal pueden ocurrir a escalas locales en respuesta a las condiciones del suelo y mosaicos sucesionales, por lo que las especies, en su diversidad y distribución, se limitan a aquellas regiones condicionadas por la humedad. Por lo anterior, se puede relacionar este valor del índice con una diversidad que está limitada a la estacionalidad climática de la región, la cual condiciona la dinámica del bosque (Leal-Pinedo y Linares-Palomino 2005).

El índice de equitabilidad de Pielou tiene un valor de 0.72, lo cual señala que existen pocas especies en las cuales se acumula la abundancia del ecosistema. Los valores reportados por Leal-Pinedo y Linares-Palomino (2005) para bosques secos tropicales varían entre 0,56 y 0,87 y muestran una tendencia a ser dominados por pocas especies, dentro de las cuales se encuentra *Acallipha* sp. Esta presenta una suculencia B de 13,09, teniendo una adaptación muy eficiente a los sistemas áridos.

PCA

Se inicia este análisis con una correlación entre las tres variables determinantes en las zonas áridas: Área foliar, Masa foliar y Suculencia. Los resultados de las correlaciones indican que hay relaciones significativas entre estas 3 variables. Sin embargo los valores no superan el 0,5 por lo cual se propone que hay más variables no estudiadas incidiendo en la respuesta de las plantas a las condiciones climáticas. Se puede proponer que en este ecosistema las plantas manejan el área, biomasa y agua almacenada para responder a las condiciones áridas. La relación entre área foliar y peso seco es la más fuerte. Ahora bien, con los resultados de los PCA realizados para cada estrato se establecen las relaciones entre los índices Índice Foliar Específico (IFE), Masa Foliar Específica (MFE) y Suculencia A (S). Se observa que hay una relación inversa entre IFE y MFE en todos los estratos, lo cual es evidente, ya que un índice es el inverso de otro. Además hay un patrón de independencia entre la Suculencia B y el IFE y la MFE.

	Promedio Área Foliar (cm ²)	Promedio Peso Seco (g)
Promedio Área Foliar (cm ²)	0	4,92 E -05
Promedio Peso Seco (g)	0,55624	0
Peso Agua (g)	0,44949	0,46905

Tabla 5.19 Correlación de Pearson para las variables área foliar, peso seco y peso (cantidad) de agua.

PC	Valor Propio	% varianza
1	1,95514	48,879
2	1,58441	39,61
3	0,448223	11,206
4	0,0122224	0,30556

Tabla 5.20 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbóreo.

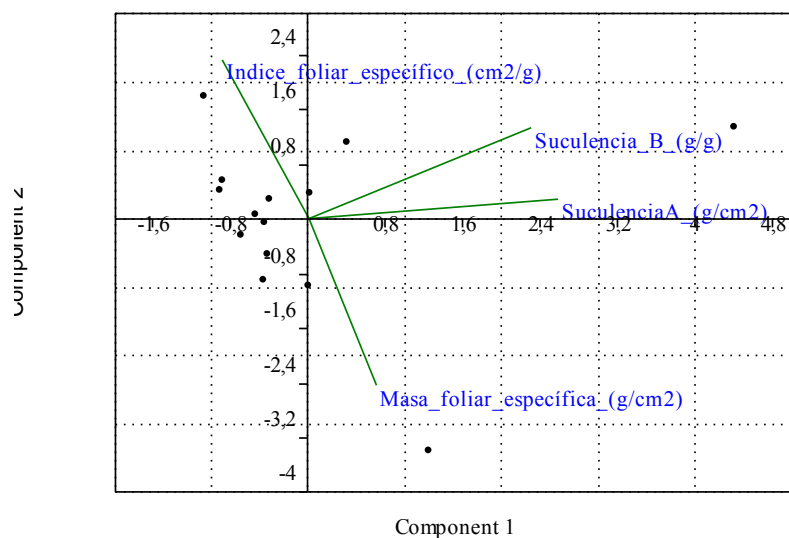


Figura 5.52 Componentes principales. Estrato arbóreo. Bosque Isomegatérmico Subxerófilo Caducifolio

De acuerdo al PCA para el estrato arbóreo en el BISC, se observa la relación inversa entre el índice foliar y Masa foliar. Además se ve una independencia entre la suculencia B con el índice foliar específico y la masa foliar específica.

PC	Valor Propio	% varianza
1	2,52852	63,213
2	1,30293	32,573
3	0,166972	4,1743
4	0,00157423	0,039356

Tabla 5.21 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbolito.

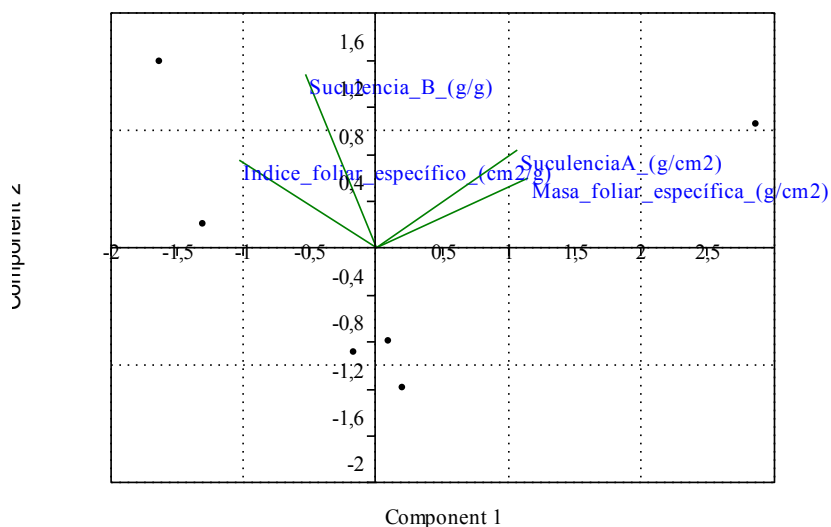


Figura 5.53 Componentes principales. Estrato arbolito. Bosque Isomegatérmico Subxerófilo Caducifolio

De acuerdo al PCA para el estrato arbolito, se observa una relación entre la succulencia A y la masa foliar específica, y un patrón de independencia entre la succulencia B y la masa foliar específica.

PC	Valor Propio	% varianza
1	2,5059	62,647
2	1,33625	33,406
3	0,143062	3,5766
4	0,0147875	0,36969

Tabla 5.22 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbustivo.

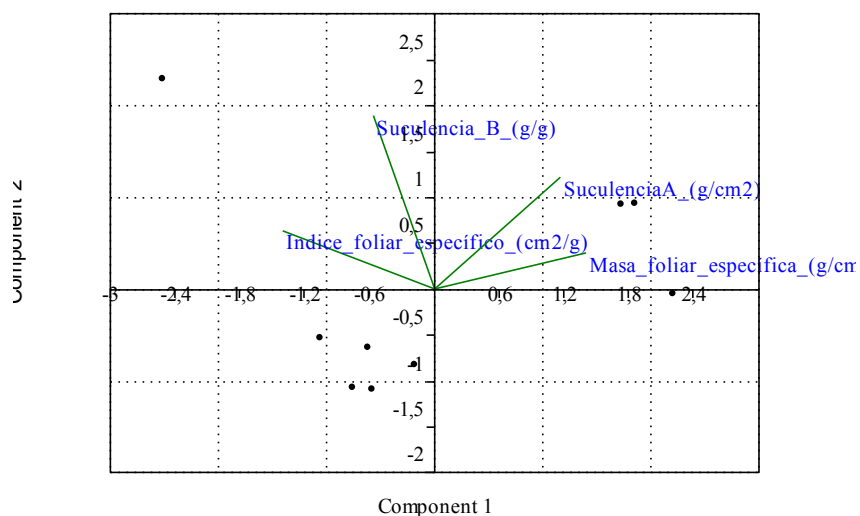


Figura 5.54 Componentes principales. Estrato arbustivo. Bosque Isomegatérmico Subxerófilo Caducifolio

En este caso se observa una independencia entre la succulencia B y la masa foliar específica; además la variación observada se debe principalmente a la masa y el índice foliar específico.

PC	Valor Propio	% varianza
1	2,02597	50,649
2	1,66736	41,684
3	0,19913	4,9783
4	0,10754	2,6885

Tabla 5.23. Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato herbáceo.

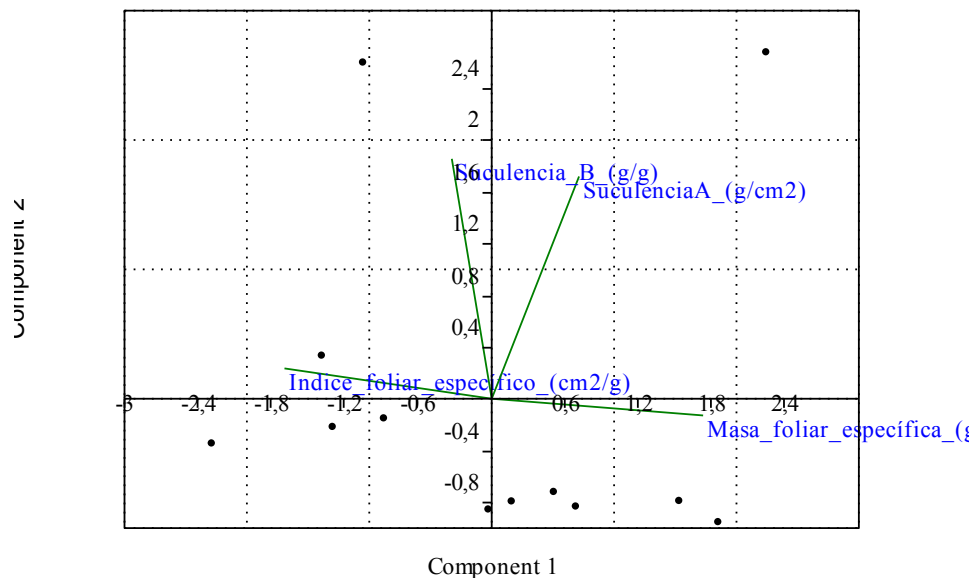


Figura 5.55 Componentes principales. Estrato herbáceo. Bosque Isomegatérmico Subxerófilo Caducifolio

En el PCA para el estrato herbáceo se observa independencia de la Suculencia A y B con respecto a la masa y el índice foliar específico, presentando estas últimas una relación inversa. Se explica en conjunto cerca del 50% de la variación del ecosistema. Por su parte, la Suculencia B explica un 41%.

Se observa de forma marcada la relación directa en la MFE y la Suculencia A (cantidad de agua) para los estratos arbolito y arbustivo, lo cual puede ser indicativo de que aunque hay una cantidad de agua considerable, la biomasa va en aumento debido a la temporada lluviosa.

La Suculencia B para todos los estratos es independiente de las demás variables (área foliar, masa foliar específica, índice foliar específico). Esto nos hace pensar que la estrategia por la que opta la vegetación del ecosistema subxerofítico es la suculencia.

5.3 Cardonal

5.3.1 Faunación del cardonal

En el cardonal se capturaron un total de 3750 individuos pertenecientes a 17 órdenes y 75 familias, de los cuales los grupos más abundantes son Formicidae, Microlepidoptera, Ixodidae y Acari.

	Estrato						
	Suelo subsuperficial	Suelo superficial	Sotobosque				Dosel
	Berlesse	Pitfall	Malaise	Jameo	Insecticida	Bandeja	Cubo
Abundancia	281	961	78	971	581	84	6
Riqueza (S)	1	37	18	106	46	18	5
Dominancia		6,775	4,6446	3,4258	3,0525	7,4128	4,5004
Equitatividad (J)		10,6973	7,7523	11,787	7,3669	10,3604	4,7635
Shannon (H)	0	2,37	2,048	2,467	1,997	2,338	1,561
Brillouin	0	2,305	1,782	2,322	1,883	2,066	0,981

Tabla 5.24. Índices de diversidad alfa de la artopofauna del cardonal

En este ecosistema los estratos más abundantes son suelo superficial y sotobosque, contrastando con dosel y suelo subsuperficial, en los cuales existe una dominancia alta para el suelo subsuperficial. Para el sotobosque es posible observar que las especies se encuentran mejor distribuidas debido a que no poseen dominancias altas y son más bien equitativas. Sin embargo, existe cierta dominancia que no favorece una alta diversidad en el cardonal. En una condición similar se encuentra el estrato de suelo superficial, sólo que las morfoespecies no se encuentran bien distribuidas, por lo que su valor de diversidad tampoco es muy alto (Tabla 5.24).

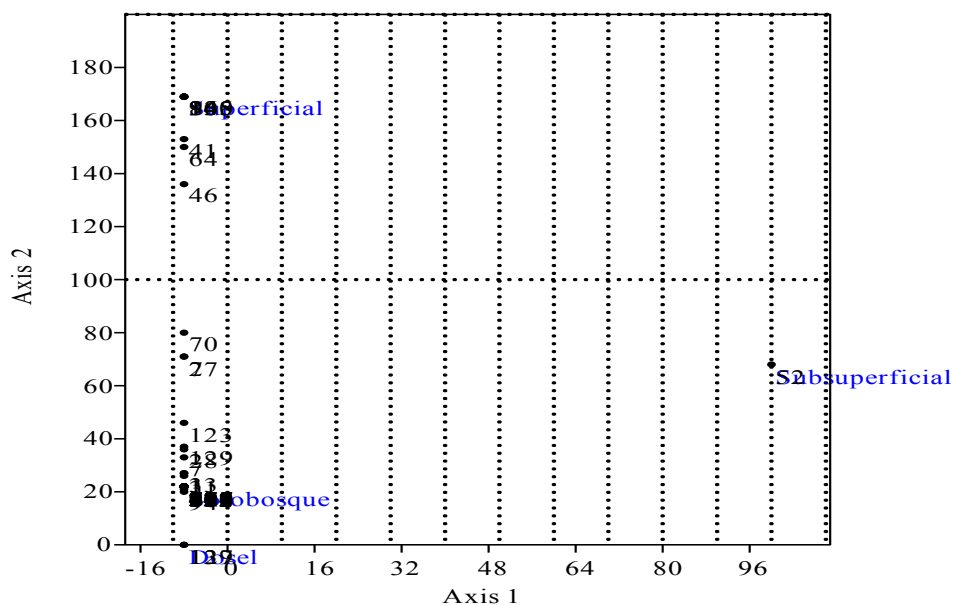


Figura 5.56 DCA de asociación entre familias y estratos del cardonal.

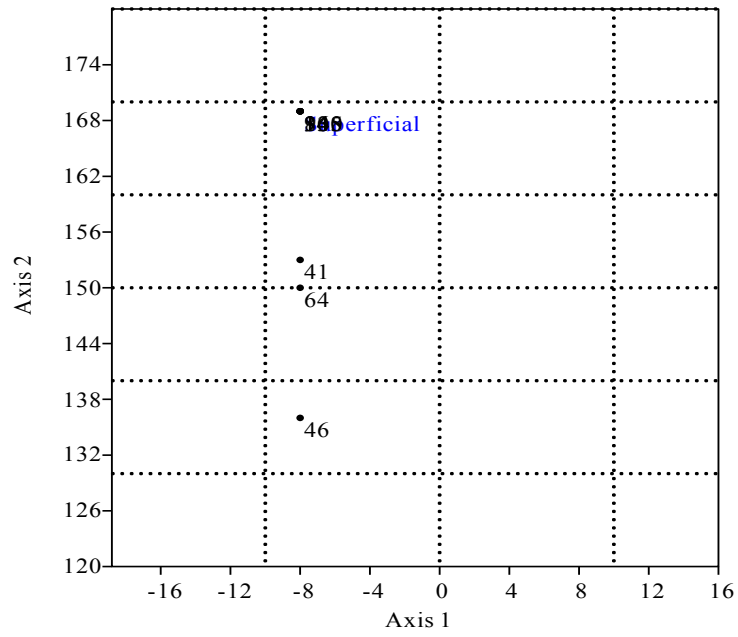


Figura 5.56.a. Acercamiento del DCA, suelo superficial

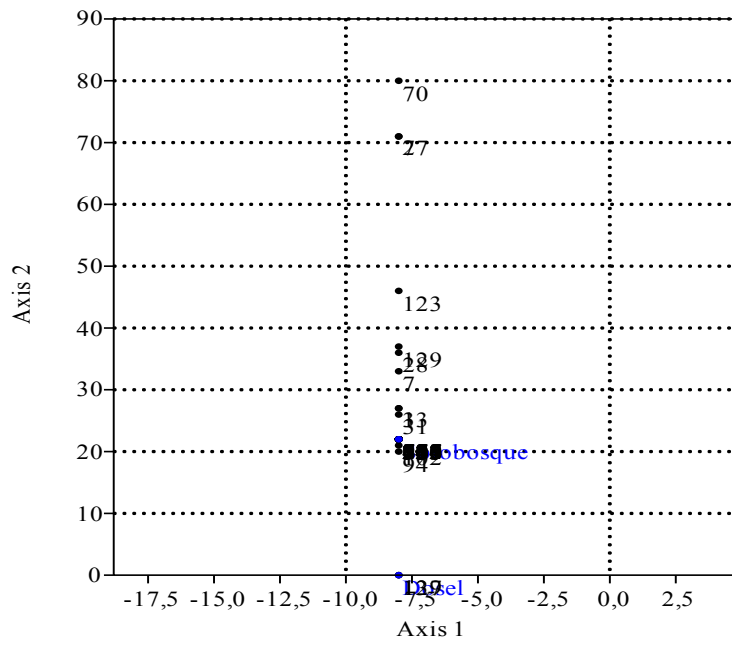


Figura 5.56.b. Acercamiento del DCA, sotobosque

La distribución por afinidad de las familias para el ecosistema de cardonal se muestra en la figura 5.56. La afinidad allí se encuentra repartida entre los estratos de suelo superficial y sotobosque con una leve inclinación hacia este último. El estrato dosel muestra una familia afín y el estrato suelo subsuperficial otra. Las familias fuertemente asociadas a los suelos superficiales son Formicidae, Nitidulidae y Gryllidae (Figura 5.56.a) y los grupos asociados al sotobosque son Phoridae, Tettigonidae, Collembola, Araneae, Drosophilidae, Carabidae, Vespidae y Culicidae, esta última siendo exclusiva de este estrato en el ecosistema de cardonal (Figura 5.56.b).

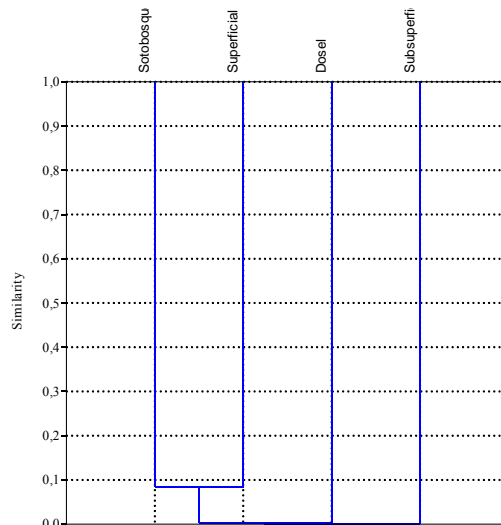


Figura 5.57. Dendrograma de similitud (índice de Bray-Curtis) entre los estratos del ecosistema basado en las abundancias por familia.

El dendrograma (Figura 5.57) muestra muy bajos valores de similitud entre los estratos; los estratos dosel y suelo subsuperficial no mostraron ninguna similitud con los otros. Sotobosque y suelo superficial mostraron similitud, aunque el valor fue considerablemente bajo, por debajo de 0,1. La relativa similitud entre estos es esperada, pues son compartimientos contiguos del ecosistema.

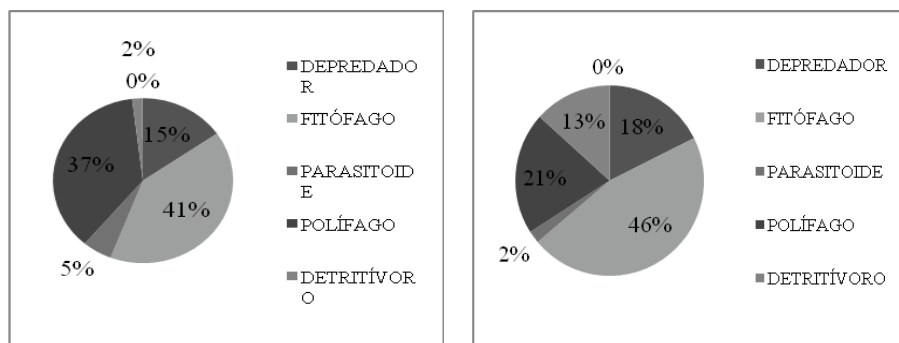


Figura 5.58. Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos

En la figura 5.58 se observan los porcentajes de cada gremio trófico, siendo el fitófago el más importante tanto en biomasa como en abundancia.

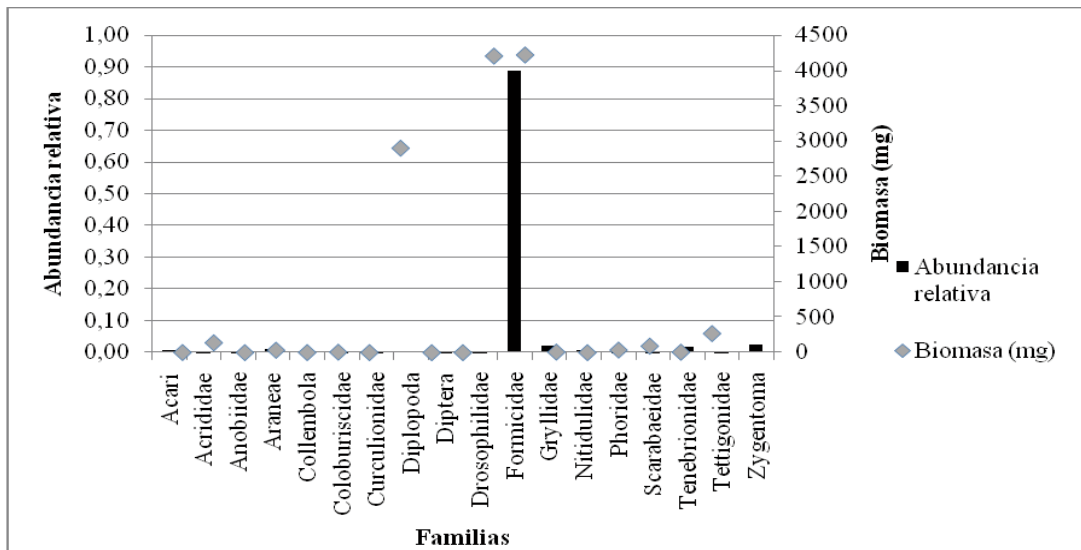


Figura 5.59. Abundancias relativas y biomasa de las familias del suelo superficial

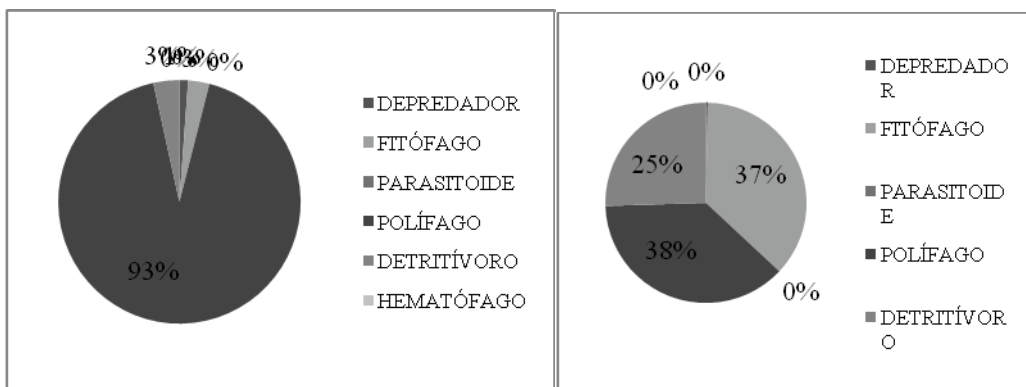


Figura 5.60. Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de suelo superficial

2

2

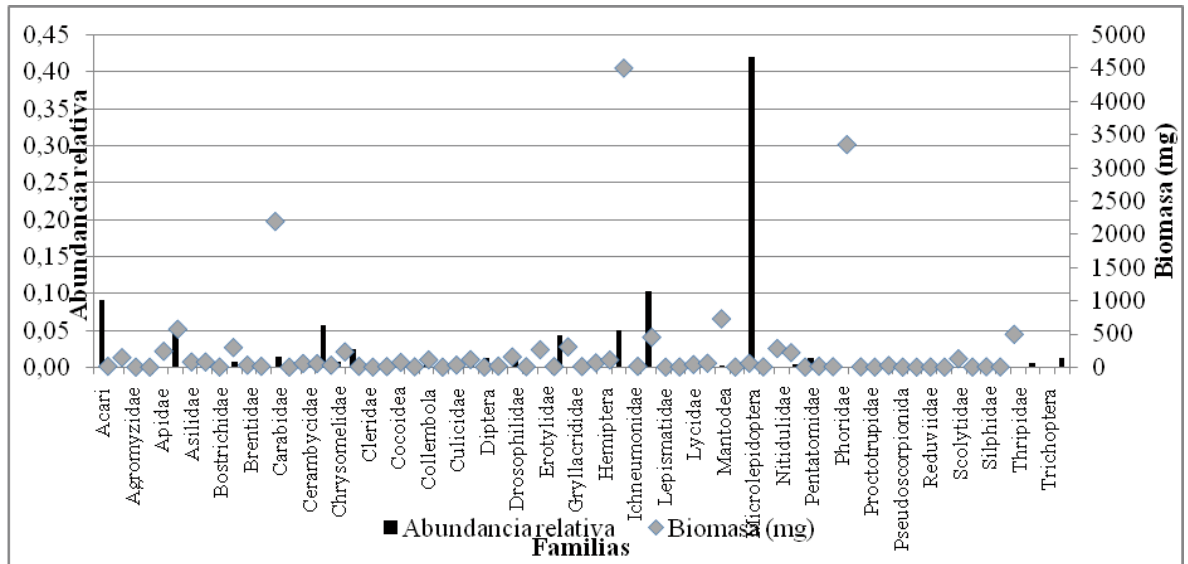


Figura 5.61 Abundancias relativas y biomasa de las familias del sotobosque

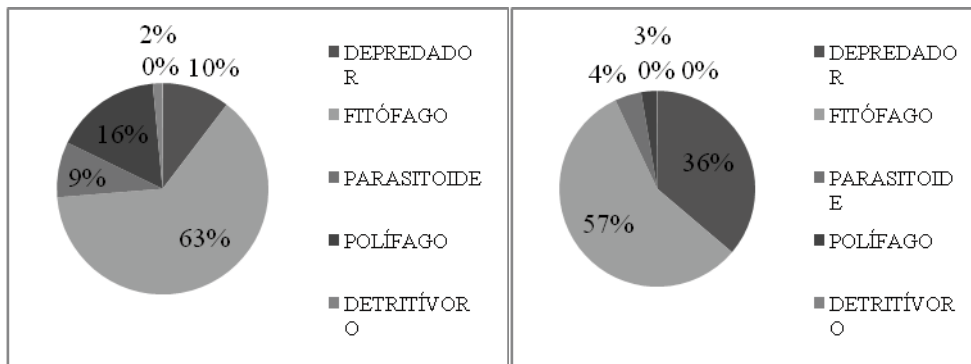


Figura 5.62 Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de sotobosque

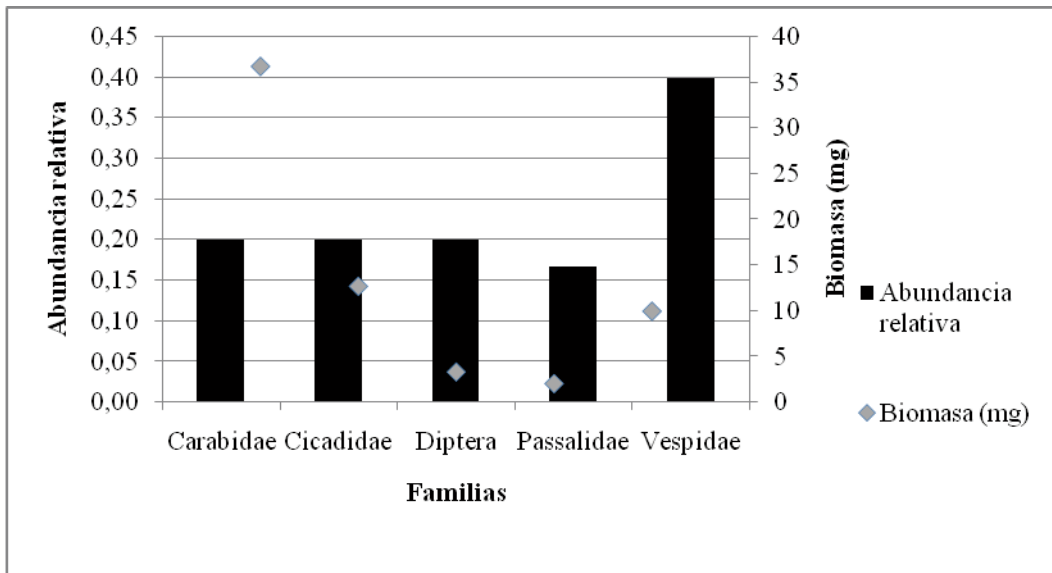


Figura 5.63. Abundancias relativas y biomasa de las familias del dosel

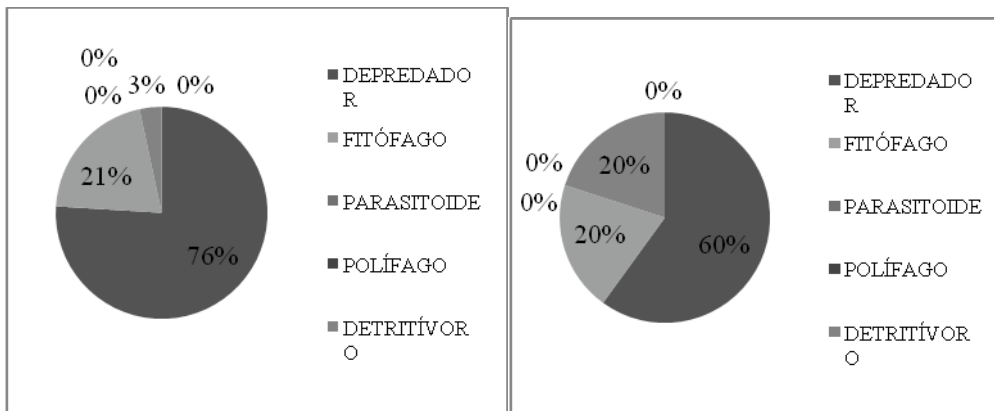


Figura 5.64. Porcentajes de abundancia (izq.) y biomasa (der.) de los gremios tróficos de dosel

El suelo superficial se vio representado por los grupos Gryllidae y Formicidae como los de mayor aporte en biomasa al ecosistema. Sin embargo Gryllidae no presentó una abundancia significativa con respecto a Formicidae, el cual tuvo el aporte más grande en este aspecto (Figura 5.59). La abundancia se vio fuertemente representada por el gremio polífago (93%), mientras que los valores más representativos de biomasa estuvieron repartidos entre polífaos y fitófagos (Figura 5.60).

En el sotobosque la mayor abundancia fue de Microlepidoptera, pero la biomasa obtuvo el mayor aporte de Lepidoptera y Proscopidae (Figura 5.61). En este caso Lepidoptera corresponde al conjunto de individuos de este orden que no lograron determinarse al nivel de familia, por lo tanto este valor está sesgado por el nivel taxonómico manejado. Tanto en biomasa como en abundancia el gremio de los fitófagos fue el que dominó en este estrato (Figura 5.62).

La mayor abundancia de los fue dada por Vespidae, que no es el grupo que mayor biomasa aporta. A pesar de que Carabidae no presenta una abundancia significativa, su aporte a biomasa es el más significativo (Figura 5.63), dado su tamaño. El dosel se vio representado principalmente por depredadores, tanto en términos de biomasa como de abundancia (Figura 5.64).

1. Pitfall 24H

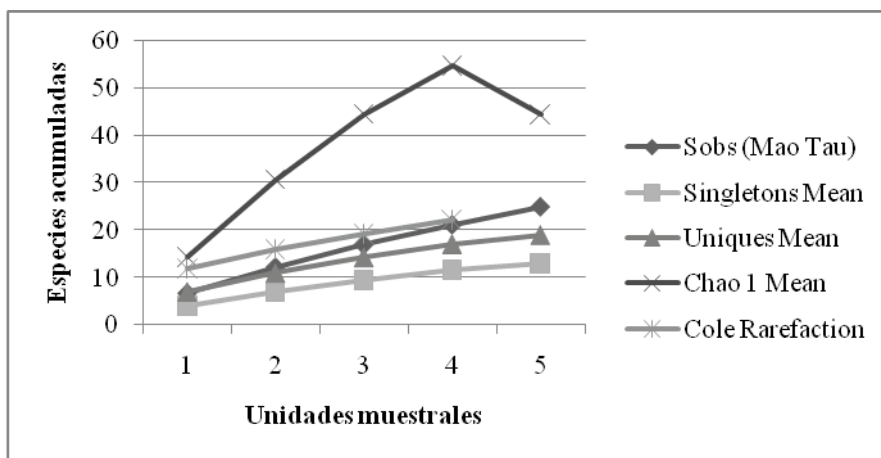


Figura 5.65 Curva de acumulación de especies para el método pitfall 24 horas.

2. Pitfall 48H

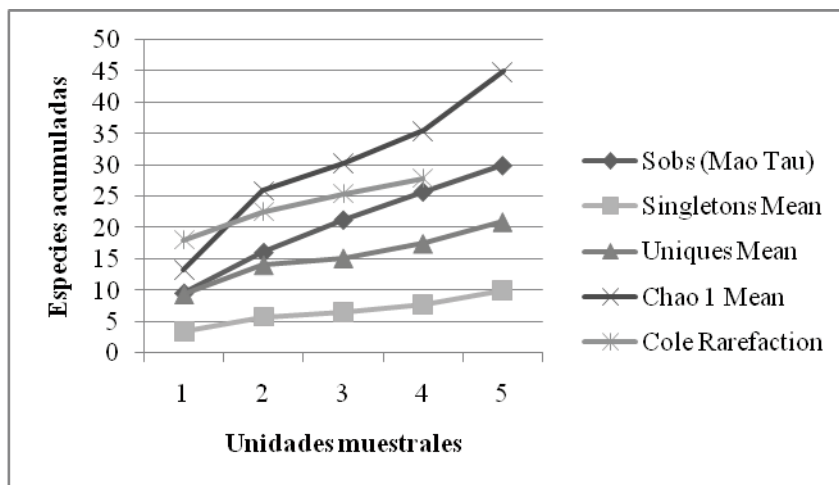


Figura 5.66 Curva de acumulación de especies para el método pitfall 48 horas.

Las trampas de caída para suelo superficial tuvieron un esfuerzo de 24 y 48 horas, cada una con cinco unidades muestrales; la eficiencia fué de 56,2% y 66,7% respectivamente (Figuras 5.65 y 5.66). En ambos casos el porcentaje es bajo, por lo cual no pueden considerarse muestreos representativos. La pendiente de los estimadores es positiva, no cercana a 0, por lo cual se requiere mayor número de unidades para estabilizar las curvas. El número mínimo de unidades muestrales calculado fué de 29,37 para pitfall 24 horas y 29,40 para pitfall 48 horas. Estos valores son bastante cercanos, congruentes con los valores también cercanos de los porcentajes de eficiencia.

3. Insecticidas

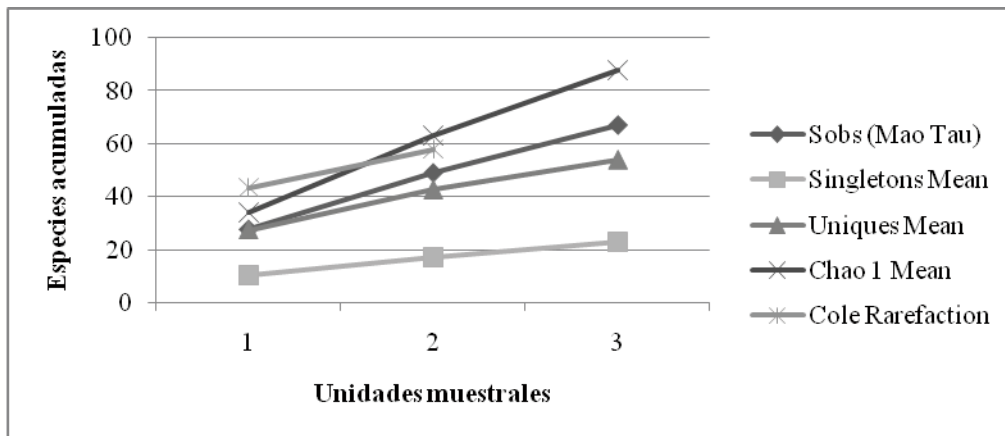


Figura 5.67 Curva de acumulación de especies para el método Insecticidas.

4. Jameo 1

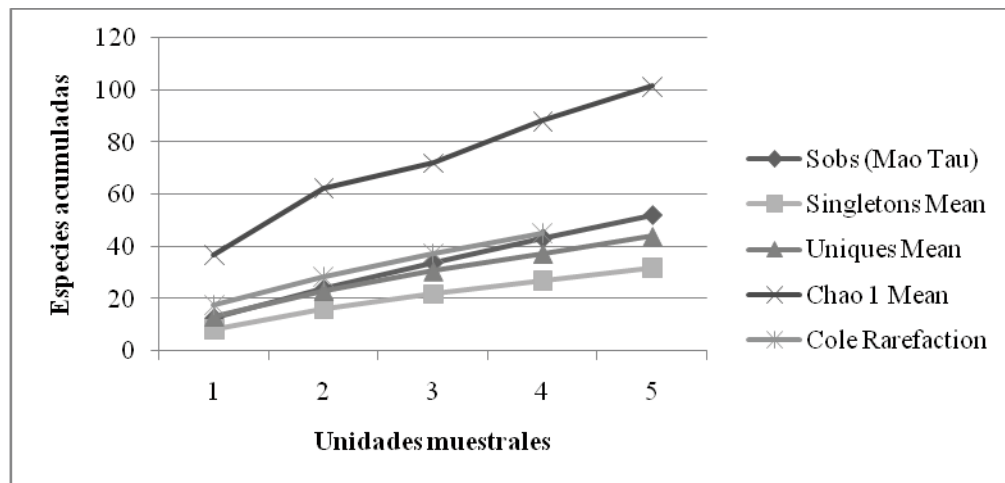


Figura 5.68 Curva de acumulación de especies para el método Jameo

5. Jameo 2

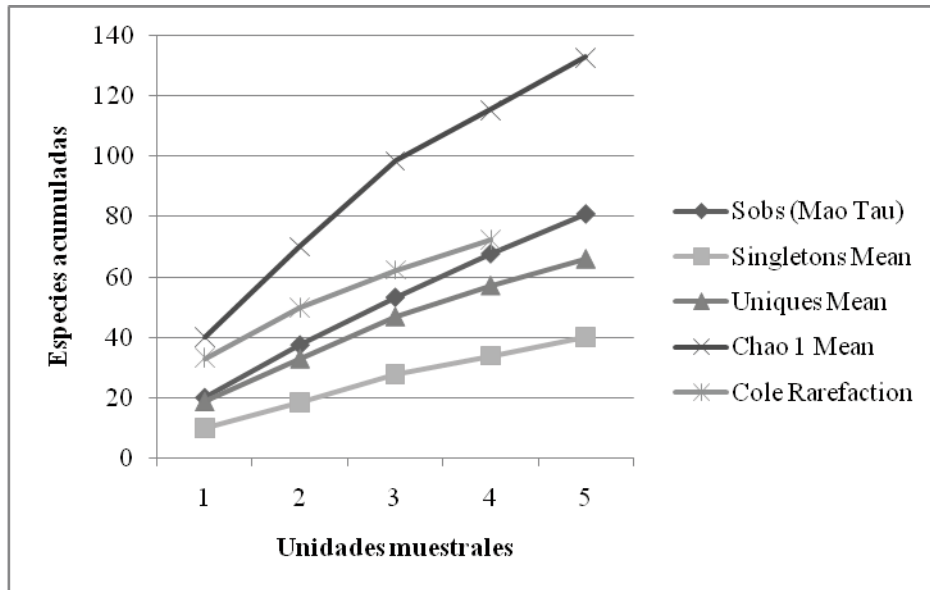


Figura 5.69 Curva de acumulación de especies para el método Jameo 2.

Los métodos de insecticida y jameos se aplicaron para el estrato de sotobosque. El primero de ellos se llevó a cabo con tres unidades de muestreo. Se obtuvo una eficiencia del 76,1%, un porcentaje relativamente alto pero no suficiente para considerar el muestreo como significativo (Figura 5.67). La pendiente de los estimadores no se acerca a la asíntota, y por lo tanto no es tan cercana a estabilizarse. Los jameos obtuvieron porcentajes de 51,2% y 60,9%, inferiores también al valor establecido para muestreos representativos (Figuras 5.68 y 5.69). De la misma forma, las curvas de acumulación presentan pendiente positiva, sin acercarse a la asíntota. El número mínimo de unidades muestrales calculado fue de 27,25 para insecticidas y 29,39 para los jameos 1 y 2. El porcentaje de eficiencia del insecticida fue mayor.

La prueba t para las muestras de insecticida (Var: 34,034 y 63,185) en el cardinal indica que las muestras no son significativamente diferentes en cuanto a sus valores de abundancia ($p=0,95$). En referencia a la riqueza, la primera trampa permitió la captura de 29 morfoespecies, de las cuales 16 se lograron de terminar en 10 familias. La segunda trampa capturó 28 morfoespecies, 15 de las cuales se determinaron en 10 familias distintas. Tres familias, Formicidae, Brentidae y Chalcidoidea, estaban presentes en ambas trampas.

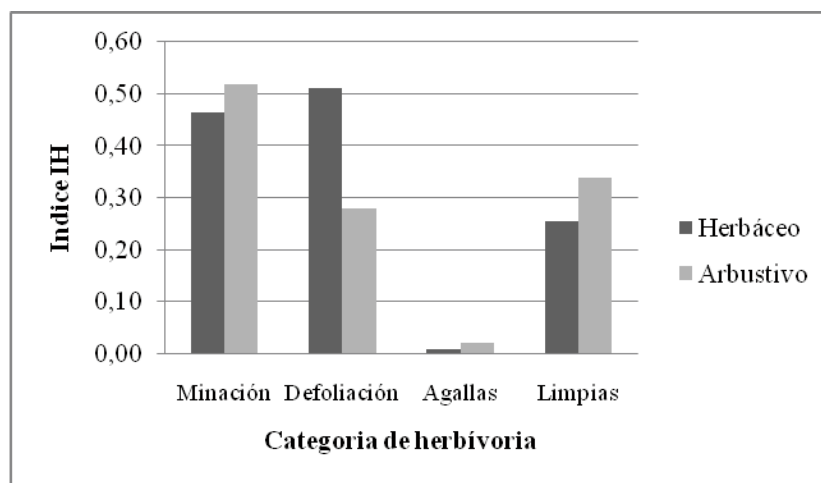


Figura 5.70. Índice IH para los estratos herbáceo y arbustivo

Para el estrato herbáceo la categoría de herbivoría con mayor índice IH, corresponde a defoliación (0,51), el cual está principalmente representado por hojas con categoría de daño por debajo del 30% (0,36). Para el estrato arbustivo la categoría de minación es la más frecuente con un índice de 0,52, con un alto índice para hojas con categoría de daño bajo (0,31).

Discusión

El zonobioma desértico tropical posee clima isomegatérmico y precipitación media anual menor de 500 mm. La cobertura vegetal es desnuda, rara o muy escasa. Equivale al matorral desértico subtropical y al monte espinoso subtropical dentro del sistema de Holdridge (1967 citado por Halffter, 1992)

Los grupos más abundantes son Lepidoptera (35,04%), Hymenoptera (31,15%), Acari (13,8%) y Hemiptera (6,4%). Se registró la presencia de 15 órdenes de Arthropoda. En un desierto costero transicional Cepeda-Pizarro *et al.* (2005) hallaron Collembola (36,1%), Coleoptera (29,8%), Diptera (9,9%), Lepidoptera (adultos y larvas) (7,5%), Hymenoptera (5,7%) y Acarina (3,0%). Según un estudio hecho en un desierto montano bajo, los artrópodos más abundantes son Diptera, Hymenoptera, Hemiptera y Coleoptera (Morales-Hurtado, 1995). Por otra parte, un estudio hecho en el desierto de Atacama en Chile obtuvo los siguientes taxones más abundantes: Coleoptera, Arachnida e Hymenoptera. En dicho trabajo las familias más abundantes fueron Formicidae, Scarabaeidae y Tenebrionidae (Flores *et al.* 2004)

De acuerdo a lo anterior, la composición de la comunidad del presente estudio no es equivalente en cuanto a proporción de abundancias a las reportadas en otras localidades. No obstante, se mantienen los grupos más abundantes excepto Coleoptera; Lepidoptera posee una abundancia muy alta debido a la captura de una gran cantidad de Microlepidoptera. Además, esta variación en la composición ocurre porque en los trabajos reportados se hicieron muestreos para artrópodos epigeos, por lo que los ácaros no se muestran tan abundantes. Como es sabido, este grupo es muy abundante en el suelo subsuperficial. Por otro lado, los esfuerzos de muestreo fueron diferentes.

A pesar de la ausencia de Coleoptera entre los grupos más abundantes, la abundancia y diversidad de Tenebrionidae sobresale y además concuerda con lo encontrado en otros ecosistemas áridos, como por ejemplo en Arizona por Ahearn (1971), en Tenerife por De los Santos *et al.* (2000, 2002), en Atacama y Namibia por Crawford *et al.* (1993), en Negev por Ayal y Merkl (1994) y Krasnov *et al.* (1996), en Texas por Deslippe *et al.* (2001), en Sinaí por Semida *et al.* (2001), y en Sechura por Giraldo y Arellano (2003). Todos estos trabajos son citados por Cepeda-Pizarro *et al.* (2005).

Es posible observar una estratificación de los gremios tróficos, que podría responder a la estratificación de los nichos y los recursos disponibles, por lo que en el estrato de suelo superficial abundan los artrópodos polífagos (Figura 5.60). Se ha señalado que los artrópodos acogen estrategias de omnivoría trófica y generalista cuando hay dificultades para suplir sus necesidades (Fagan *et al.* 2002, citados por Blanco-Becerril *et al.* 2010). Esto demuestra que tienen gran plasticidad ecológica, aunque sobresalen como fitófagas las hormigas. En el estrato de sotobosque abundan los fitófagos y los polífagos en menor proporción que en el estrato anterior (Figura 5.62). El incremento en la abundancia de fitófagos como Microlepidoptera, Lepidoptera y Acari, indica el aprovechamiento de la diversidad de especies vegetales de este estrato, en el cual se encuentran plantas más vigorosas que las del suelo superficial y más jóvenes que las del dosel (Price 1991). La biomasa de este estrato se ve dominada por los depredadores como Araneae, debido a que allí se encuentran sus principales presas. Se ha registrado que la mayoría de los depredadores son generalistas y no restringen su dieta a especies herbívoras, sino que se alimentan de otros depredadores, incluso algunos de su misma especie (Sabelis 1992, citado por Blanco-Becerril 2010). Sin embargo, en el dosel dominan los depredadores, tanto en abundancia como en biomasa, lo que puede deberse a las estrategias de depredación activa de los individuos de la familia Vespidae o pasiva como en el grupo Araneae.

La dominancia de Ixodidae en el estrato subsuperficial puede ser consecuencia de la homogenización del ecosistema, ya que al haber perturbaciones antrópicas, los artrópodos plaga como estas garrapatas aumentan su población.

El muestreo en el estrato de suelo subsuperficial no es comparable, ya que sólo se encontró la familia Ixodidae con alta abundancia, y no representa una muestra significativa de la artropofauna del estrato. Esta familia se compone de garrapatas parasitoideas que requieren de uno o más hospederos para completar su ciclo de vida. Su presencia en este estrato se debe a que los huevos habitan en el suelo y necesitan de ciertas condiciones de humedad y temperatura para que las larvas puedan subir al suelo. De la misma manera, los adultos usan el suelo subsuperficial como refugio una vez se han alimentado (Faccioli 2011).

Formicidae fué la única familia del suelo superficial que contó con una abundancia significativamente mayor. Como se ha mencionado ya, las hormigas son altamente exitosas y defoliadoras importantes. Por otro lado el aporte de biomasa se dio principalmente por esta familia y por los Gryllidae, los cuales no fueron abundantes pero realizan un aporte importante debido al tamaño corporal.

El estrato sotobosque presenta como grupo más abundante a Microlepidoptera. La biomasa obtuvo el mayor aporte de Proscopiidae, Carabidae y Lepidoptera, que a pesar de su baja abundancia tienen individuos con masas corporales significativas. Lepidoptera es un grupo que incluye individuos que fueron determinados a nivel de familia, por lo cual no es un dato significativo. Carabidae es una familia muy importante y frecuente en los suelos de Colombia, además indica el estado de conservación de los suelos debido a que se encuentran en zonas de intervención (Camero y Chamorro 1999).

El estrato dosel sólo obtuvo un total de cinco individuos, que no son una muestra representativa de la comunidad de artrópodos. La mayor abundancia corresponde a las familias Vespidae y Araneae, y el aporte más importante de biomasa a Carabidae. Se sugieren estudios más amplios.

Chalcidoidea es una de las superfamilias más importantes de himenopteros parasitoides. Presentan gran variedad de hábitos alimenticios, que incluye a trece órdenes de insectos y dos órdenes de Arachnida; además hay taxones de herbívoros tipo agallas o minadoras de hojas (Grissell y Schauff 1997).

Una de las familias exclusivas que caracterizan a este ecosistema es Tenebrionidae, que se caracteriza por participar de los procesos de descomposición que se producen en los ecosistemas áridos y semiáridos (Santos *et al.* 1988, citados por Cartagena *et al.* 2002) como el cardonal. Estos insectos desempeñan un importante papel en estos medios secos (Doyen y Tschinkel 1973, Ward y Seely 1996, todos citados por Cartagena *et al.* 2002) como detritívoros y participan en los procesos de fragmentación de los restos vegetales y en el ciclo de nutrientes. Además actúan como movilizadores de materia y energía (Cepeda-Pizarro 1989, citado por Cartagena *et al.* 2002). Tenebrionidae prefiere hábitats arenosos que les permita realizar las oviposuras más profundamente y con menos esfuerzo energético, ahorro que puede destinarse a la producción de huevos o a buscar microhábitats cuya humedad edáfica pueda reducir la probabilidad de muerte por deshidratación de las larvas (Rogers *et al.* 1998, Deslippe *et al.* 2001, citados por Cepeda-Pizarro *et al.* 2005). Por su parte, los coleópteros de la familia Silphidae están asociados con material vegetal en descomposición y cadáveres. Suelen dominar en los ecosistemas en los que se encuentran, pero se ven afectados por la sucesión estacional (Quiroz *et al.* 2008). Los grillos de la familia Tetrigidae se encuentran usualmente cerca de los cuerpos de agua estancados y en lugares secos, se alimentan de materia orgánica y de raíces de plantas (Bartlett 2004). Tienen un importante rol ecológico como recicladores de nutrientes para la productividad primaria del cardonal. Los insectos que pertenecen a la familia Tingidae, generalmente conocidos como chinches, son plagas de algunas plantas. Se camuflan en las áreas necrosadas o en las axilas de las hojas y pueden causar la pérdida prematura de las hojas, lo cual disminuye la tasa fotosintética y retrasa el desarrollo del árbol comprometiendo su supervivencia (Madrigal 1987, citado por Martínez-Córdoba 2011). Scydmaenidae es una familia que concuerda perfectamente con las condiciones de este tipo de ecosistema, ya que tiende a encontrarse en lugares en los cuales durante el día la humedad es baja y la temperatura es alta (Echeverri 2006). La presencia como plaga de estos insectos en el bosque seco puede ocasionar que algunas de sus especies de plantas pierdan prematuramente sus hojas antes de la sequía, evitando que estas plantas produzcan por medio de la fotosíntesis todos los nutrientes que necesitan para

sobrevivir a la época seca. Erotylidae, Brentidae y Cucujidae se encuentran debajo de la corteza de muchos árboles. Passalidae se ubica en el suelo y ayuda al proceso en la descomposición de materia orgánica. Libellulidae es un depredador de otros insectos.

El grado de endemismo de estas familias puede estar relacionado con las características fisiológicas y ecológicas que les permite a estos insectos vivir en este ecosistema, principalmente en las épocas de sequía. Las presiones ambientales potencializan y fortalecen las especializaciones como la relación interespecífica presa- depredador, o planta hospedero en el caso por ejemplo de la familia Tingidae. El hábito detritívoro es especialmente importante en este ecosistema; está relacionado con la competencia por un recurso como lo es la materia orgánica en descomposición y cómo este único recurso puede en cierta forma potenciar la aparición de especializaciones que llevan a la exclusividad.

Los datos obtenidos en los estratos de dosel y suelo subsuperficial son insuficientes y poco informativos. Además no presentan similitud con los demás estratos ni entre sí. Por consiguiente, los estratos más parecidos son suelo superficial y sotobosque, por las razones ya mencionadas. No obstante, la similitud entre estos es baja, lo que significa que son pocas las familias compartidas o que estas no presentan abundancias significativas.

Al analizar los resultados de herbivoría con la abundancia de especies fitófagas, especialmente folívoras y minadoras, se encontró que las familias más representativas en estos estratos es Formicidae, con el valor más alto en abundancia. Se ha descrito su importante papel como transformadora de las condiciones fisicoquímicas del suelo, al aportar materia orgánica proveniente de las hojas que cortan al interior de los hormigueros (Brenner 1992). Además se ha demostrado que varios géneros de esta familia están especialmente relacionados con plantas como Caesalpinoaceae, Melastomataceae, Cecropiaceae, Rubiaceae y Fabaceae. Esta última es muy abundante en el ecosistema de cardonal (Díaz *et al.* 2009). La abundante presencia de esta familia defoliadora puede explicar el alto índice de esta categoría de herbivoría en hojas de estrato herbáceo. Las familias Cicadidae, Pentatomidae y algunas del orden Lepidoptera (Gracillariidae y Lyonetiidae) poseen un hábito minador.

Según observaciones realizadas en ecosistemas desérticos insulares (Polis *et al.* 1997), dentro de los artrópodos los elementos fitófagos predominan en los años de precipitación elevada y los elementos detritívoros y carroñeros lo hacen en los años secos. La disminución o ausencia de actividad biológica de Arthropoda durante los períodos de escasez de recursos o elevado déficit hídrico constituyen respuestas adaptativas desplegadas por estos organismos en un ambiente donde la expresión de las condiciones favorables tiene baja predictibilidad (Whitford 1978, citado por Cepeda-Pizarro *et al.* 2005).

En síntesis, los órdenes más abundantes fueron Lepidoptera, Hymenoptera, Acari y Hemiptera. Formicidae, Microlepidoptera e Ixodidae fueron las familias más abundantes del ecosistema. Los estratos de suelo superficial y sotobosque muestran las abundancias más altas, y los menores valores de dominancia, contrario a los dos estratos restantes que tienen alta dominancia y baja abundancia. La afinidad de las familias se encuentra distribuida entre el estrato suelo superficial y

sotobosque, inclinadas hacia este último; así mismo, estos fueron los estratos mas similares. Cabe resaltar que la similitud incluso entre estos fué considerablemente baja, indicando que existe una marcada diferenciación espacial en el ecosistema.

En el suelo superficial Formicidae fué la familia más abundante, y esta junto con Gryllidae las de mayor biomasa. En el sotobosque Microlepidoptera fué el más abundante y Lepidoptera y Proscopidae las de mayor biomasa. En el dosel Vespidae fué el más abundante y Carabidae la que aportó más biomasa. El método utilizado más eficiente fué el insecticida (76.1%), que corresponde al estrato sotobosque, y que aportó la mayor abundancia obtenida para este estrato.

Los gremios tróficos muestran una estratificación, que corresponde a la estratificación de nichos y recursos. El hábito polífago resaltó, ya que los artrópodos presentan gran plasticidad ecológica. Adicionalmente los fitófagos presentaron alta abundancia, pues hay un efectivo aprovechamiento de los recursos vegetales. La herbivoría se vio representada por defoliación en el estrato herbáceo y minación en el arbustivo. Los depredadores, conformados en gran medida por las arañas, aportaron en gran proporción a la biomasa.

Las familias exclusivas del ecosistema son Tenebrionidae, importantes descomponedores, Silphidae, coleópteros asociados a material animal y vegetal en descomposición, Tetrigidae, un grupo de ortópteros fitófagos, Tingidae, una familia de Hemiptera caracterizada por ser importantes minadores de plantas, Scydmaenidae por ser una familia que resiste altas temperaturas y baja humedad y ser descomponedores de materia orgánica, Erotylidae, Brentidae y Cucujidae que se encuentran debajo de la corteza de muchos arboles, Passalidae que prefiere el suelo y ayuda al proceso en la descomposición de materia orgánica, y Libellulidae, que es depredadora de otros insectos.

5.3.2 Vegetación del cardonal

Índices de Diversidad

Los índices de diversidad calculados para la comunidad biótica del Fruticeto xerófilo del Rodadero, muestran en primera instancia que la riqueza (S) de morfoespecies diferentes para el área de 1000 m² alcanzó un valor de 32; el índice de Simpson (D), que refleja la dominancia relativa de las especies dentro de la comunidad, presenta un valor de 8,7. Por su parte los índices de diversidad de Shannon (H), que permite “predecir” la incertidumbre con que en el muestreo se pueda encontrar una especie, y de Equitatividad de Shannon (J), con el cual se estima qué tan cerca se está de alcanzar un muestreo completo de la comunidad, obtuvieron valores de 2,55 y 0,73 respectivamente. Contrastando los datos obtenidos en este trabajo con aquellos reportados en la literatura, se encuentran diferencias muy notorias, a pesar de que en teoría se hayan llevado a cabo los muestreos en áreas iguales. En el caso de la riqueza Mendoza (1999), en su trabajo realizado en las llanuras del Caribe y en enclaves del valle seco del río Magdalena, registró 308 especies diferentes de plantas, lo que sin duda genera índices de diversidad mucho mayores que los obtenidos en el presente estudio a partir de 36 especies. En el caso de los valores de equitatividad, la

comparación no puede hacerse de forma efectiva, ya que para el Caribe colombiano no se presentan datos concluyentes sobre este índice, especialmente para áreas subxerofíticas propiamente dichas (Fruticetum). Sin embargo, a pesar de que estos datos no se hallan directamente en la literatura, las tablas de Mendoza (1999) permiten inferir que en las zonas secas del país la diversidad en la composición florística no es equitativa, ya que se acumula fuertemente en ciertas familias muy representativas: Bignoniaceae, Fabaceae, Euphorbiaceae, Capparidaceae, Sapindaceae y Malpighiaceae principalmente. Esto se comprobó en el presente trabajo, pues la mayor representatividad la tuvieron las familias Fabaceae, Euphorbiaceae y Sapindaceae (para el subsistema de bejucos). Aparte aparece el componente de cardonal *per se*, en el que sin duda alguna la familia Cactaceae es la que domina la composición con tres géneros diferentes: *Opuntia* sp., *Pereskia* sp. y *Stenocereus* sp.

Nuestros datos indican que existe un 10% de probabilidad de encontrar en el muestreo dos individuos de la misma especie en la comunidad (Diversidad de Simpson). La equitatividad tiene un valor moderado 0,335 (Equitatividad de Simpson). La posibilidad de encontrar durante el muestreo una especie nueva sucesiva a una anterior es baja 1,891 (Diversidad de Shannon); mientras que la equitatividad de Shannon muestra un valor considerable de 0,551.

Es notorio que mediante los diferentes estimadores de diversidad se encuentran resultados variados. Mientras que la diversidad medida con Simpson indica que es poco probable que se repitan individuos de la misma especie en el área de estudio; el índice de Shannon muestra que es más difícil que en el muestreo un individuo siguiente a uno anterior sea de una especie distinta. Por tanto arrojan resultados contradictorios. Simpson señala que la diversidad de la zona es alta en vista de que la repetición de especies es poco probable, mientras que Shannon muestra que la comunidad es poco diversa como respuesta a la baja probabilidad de encontrar especies distintas en el área de estudio. Los estimadores de equitatividad presentan valores no tan diferentes entre sí, aunque el de Simpson tenga un valor dos décimas por debajo del de Shannon. Lo que queda claro es que la comunidad muestreada no es equitativa en la repartición de individuos entre las especies.

PCA

La tabla de correlaciones entre las variables Área foliar, Masa foliar y succulencia, para el Fruticeto xerófilo muestra una asociación significativa entre las mismas, teniendo en cuenta que el valor de r tabulado es de 0,325. Para la mayoría de las variables los valores de r se encuentran por encima del valor de r tabulado. Las variables peso del agua con respecto de peso promedio obtienen un valor de 0,324, el cual es menor por una décima del r tabulado. Sin embargo se puede aceptar la correlación de las variables. Por ello se propone que estas variables explican e inciden en la respuesta de las plantas al ambiente. Como se observara en los PCAs, cada variable se explicará de acuerdo a su correspondencia con las demás en los respectivos estratos analizados.

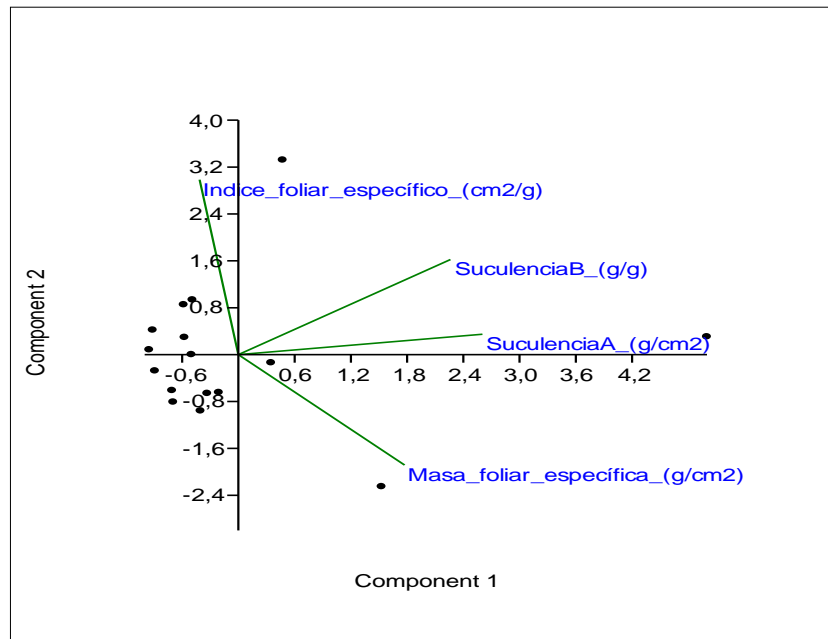


Figura 5.71 Biplot de componentes principales para el estrato herbáceo (Suculencias A y B conjuntas).

	Área promedio	Peso promedio	Peso del agua
Área promedio (cm ²)	0	0,0024298	0,00086946
Peso promedio (g)	0,48978	0	0,054219
Peso del agua (g)	0,53069	0,32358	0

Tabla 5.25 Correlación de Pearson para los valores de las variables área foliar, peso seco y peso (cantidad) de agua.

PC	Valor Propio	% varianza
1	2,17768	54,442
2	1,39737	34,934
3	0,419923	10,498
4	0,00502286	0,12557

Tabla 5.26 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato herbáceo.

De acuerdo al PCA para el estrato herbáceo, en el bosque subxerófilo caducifolio (Fig. 5.71), las relaciones entre las variables evaluadas son independientes. Para este tipo de ecosistema donde, la radiación solar es intensa con periodos de sequía extremos, las plantas han mostrado adaptaciones en cuento a la reducción de sus folios con el fin de evitar pérdidas de agua, que también pueden estar asociadas con la esclerofilia de las hojas, la succulencia o el contenido de carbono y nutrientes de la misma. La estrategia específica a nivel herbáceo parece estar enfocada a aumentar la succulencia (contenido de agua) y reducir el AFE, lo anterior con el fin de disminuir la pérdida de agua gracias a la presencia de hojas pequeñas, para minimizar la transpiración en la superficie de la hoja (Givnish 1979, citado por Dudley 1996). Esta disminución del área foliar también genera otras ventajas para la planta, ya que al transpirar por medio de los estomas, se permite la entrada de dióxido de carbono necesario para la fotosíntesis, reduciendo la transpiración excesiva de la planta (Dudley 1996). Según Roderick *et al.* (1999, citados por Dudley 1996), el patrón esperado es que a medida que aumente el AFE debe aumentar el contenido de succulencia. El PCA no está mostrando tal relación, por el contrario se observa que la relación no es lineal, lo que está influyendo también en la MFE que aumenta a medida que disminuye el AFE, debido al incremento de la esclerofilia producto de ambientes pobres en nutrientes. Es posible pensar que para este estrato, la interacción de otros factores tanto bióticos como abióticos esté actuando, por lo cual la relación de las variables estudiadas en el PCA no permite identificar de manera clara un patrón explicativo para el estrato herbáceo.

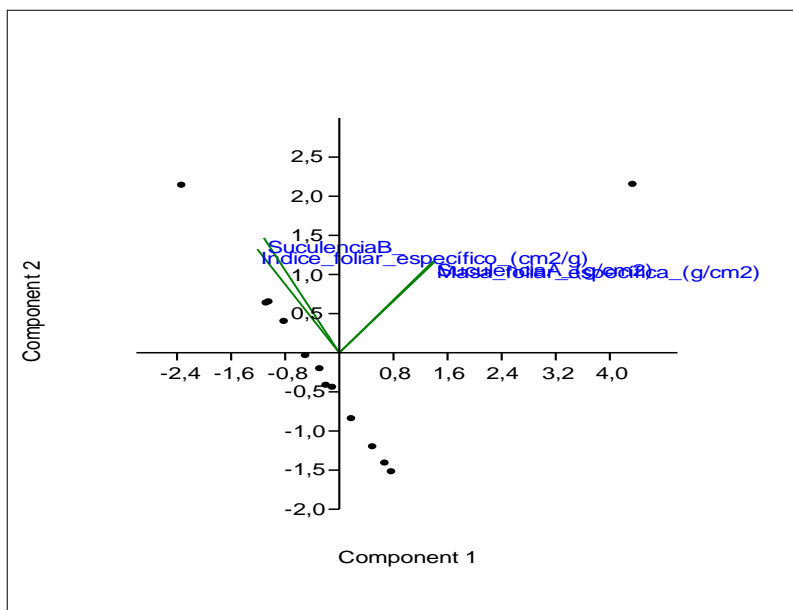


Figura 5.72. Biplot de componentes principales para el estrato arbustivo (Suculencias A y B conjuntas; recordar que succulencia A y Masa foliar específica están sobrelapadas al lado derecho de la gráfica).

PC	Valor Propio	% varianza
1	2,40769	60,192
2	1,42212	35,553
3	0,170135	4,2534
4	5,92194E-05	0,0014805

Tabla 5.27 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbustivo.

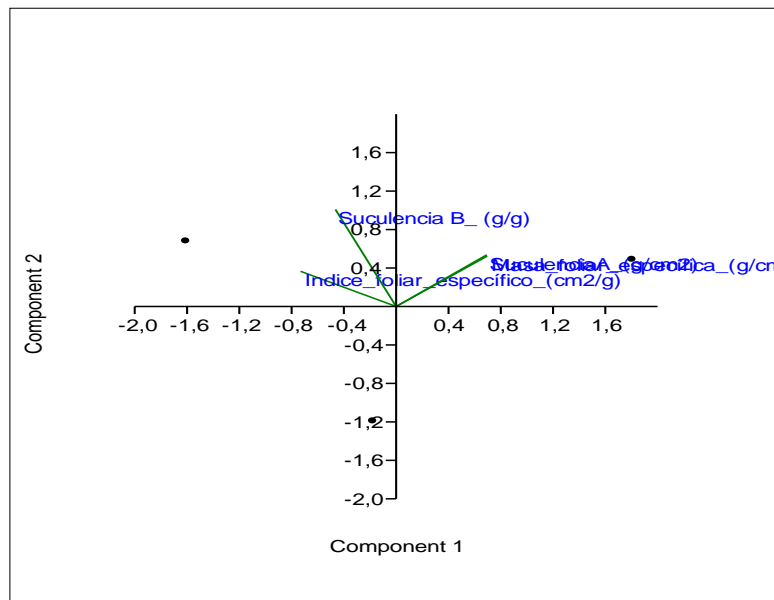


Figura 5.73 Biplot de componentes principales para el estrato arbolito (Suculencias A y B conjuntas; recordar que suculencia A y Masa foliar específica están sobrelapadas al lado derecho de la gráfica).

PC	Valor Propio	% varianza
1	2,93952	73,488
2	1,06048	26,512

Tabla 5.28 Componentes principales para el estudio de variables bióticas: IFE, MFE, SUC A y SUC B. Estrato arbolito.

El estrato arbolito muestra un patrón similar al estrato arbustivo, relacionando suculencia A con masa foliar específica y suculencia B con índice foliar específico. Para estos estratos la MFE aumenta con relación del aumento de la suculencia A, ya que esto le proporciona a la planta un mayor almacenamiento de agua en época seca, y un mayor aprovechamiento de la misma en época

de lluvias. Es muy posible que este aumento simultáneo de la MFE y de la succulencia estén correlacionados con la mayor capacidad de fotosintética de la planta en épocas de superávit. Por otro lado, la relación casi lineal de las variables AFE y succulencia B puede obedecer también a la necesidad de estas plantas de mayor tamaño de adquirir una mayor cantidad de agua que les permitan sobrevivir en estos ambientes áridos poco fructíferos. A mayor área, la posibilidad de que la hoja retenga agua es más alta, lo cual en épocas de lluvia va a ser importante para que la planta pueda almacenar carbono sin preocuparse en gran medida por la transpiración excesiva dada por la apertura de los estomas.

La succulencia en las hojas para afrontar las temporadas secas parece ser la estrategia principal, incluso durante la temporada de mayor favorabilidad hídrica.

Se observa una tendencia a la disminución de la masa de la hoja en términos de células, para pasar a la acumulación de agua; a la vez se utiliza la estrategia de reducción de áreas foliares para evitar la pérdida de agua por evapotranspiración.

Finalmente, en este ecosistema se presentaron los mayores valores de succulencia, especialmente para los cardones, lo que denotan que esta comunidad no adopta estrategias escapistas ante el estrés hídrico.

5.4 Río Piedras

El río piedras no pertenece directamente a ninguno de los ecosistemas considerados en este estudio (Bosque Seco, Bosque Subxerofítico, Cardonal). Es un sistema acuático que recorre todo el Parque Nacional Natural Tayrona de occidente a oriente. En su recorrido recoge buena parte de la escorrentía y las quebradas del sector sur del PNN Tayrona. Dada su importancia regional, se hicieron muestreos limnológicos en dos puntos, como se mencionó antes en este documento.

Perifiton

La comunidad perifítica del río Piedras se analizó en dos zonas distintas del río y por separado, ya que dentro de su recorrido se encuentra con vegetación de Bosque Húmedo y Bosque Seco. Se caracterizó por la presencia de las mismas cinco formas de vida halladas en los demás ambientes lóticos estudiados (Tabla 5.1). A nivel de clases, se encontraron *Cyanophyceae*, *Bacillariophyceae*, *Euglenophyceae* y *Chlorophyceae* (Tabla 5.2). El género más abundante en ambos sitios fue *Aphanizomenon*, que representó el 34.34 % y 30.12% del total encontrado en la Parte Alta y la Parte Baja, respectivamente (Figura 5.74).

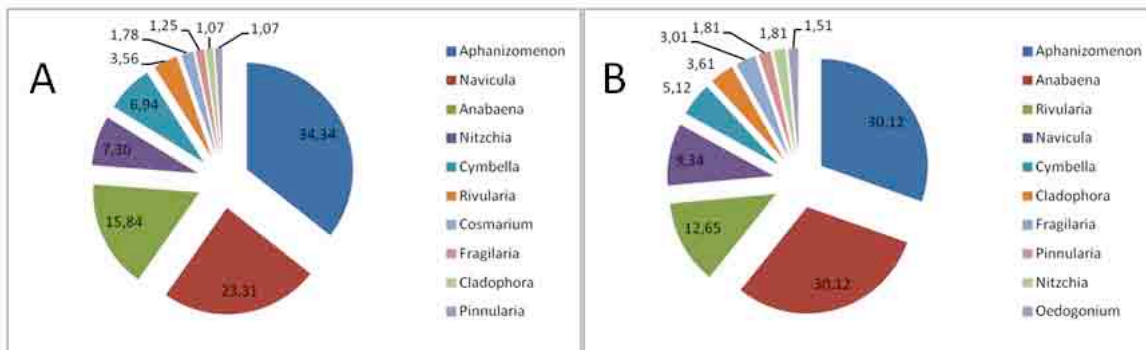


Figura 5.74 Composición de la comunidad de perifiton de río Piedras. Abundancias relativas de los géneros de perifiton en A) Parte alta y B) Parte baja. Se representan los primeros 10 grupos más abundantes.

Los índices de diversidad de Shannon indican que el sitio con menor diversidad es la Parte Baja del río (1.848) (Tabla 5.5). En general los datos muestran que el río Piedras es el menos diverso con respecto al total de sitios estudiados, tanto en Bosque Seco como en Subxerofítico (Tabla 5.5). Por otra parte, los índices de dominancia, equitatividad y diversidad fueron mayores en la Parte Baja (Tabla 5.5).

El análisis de agrupamiento y el de correspondencia linealizada (DCA) (Figuras 5.31 y 5.32) evidenciaron una diferencia entre los datos de abundancia de ambos puntos del río con respecto a los demás sitios estudiados. En el DCA se puede confirmar las cercanías entre ambos sitios. En la tabla 5.16 se listan los géneros más representativo del perifiton del río.

Macroinvertebrados

Para la comunidad de macroinvertebrados los índices de dominancia mostraron que las abundancias de individuos se distribuyen homogéneamente en las taxones encontrados en el río Piedras Parte Alta V/da La Estrella, y no hay una familia que predomine en abundancia (Tabla 5.7). En el río Piedras Parte Baja (cerca de la desembocadura) hay una dominancia mayor, lo que se dá por la abundancia de individuos de la familia Palaeomonidae.

Para los puntos evaluados en el río Piedras se obtuvo un porcentaje de individuos alto comparado con el de los otros sistemas del bosque seco. El número de taxones también fué comparativamente alto en este río. En el río Piedras Parte Alta la composición taxonómica estuvo dominada por las familias Hydropsychidae 26%, Xiphocentronidae 15% e Hydroptilidae 10%, para un total de 235 individuos. El punto del Río Piedras cerca a la desembocadura presentó en total 236 individuos, agrupados principalmente en las familias Palaeomonidae 46%, Coleóptera .22% e Hydroptilidae 6%.

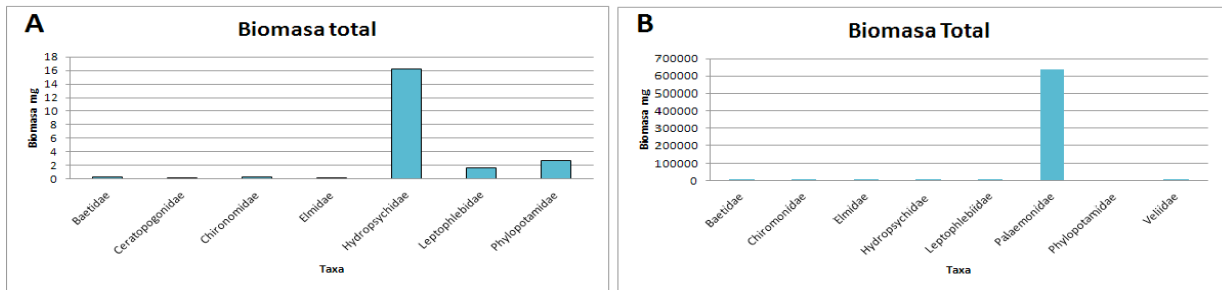


Figura 5.75 Biomasa de los Macroinvertebrados encontrados en A) río Piedras Parte Alta V/da La estrella B) río Piedras Parte Baja - desembocadura

En el río Piedras el mayor aporte de biomasa fue dado por la familia Hydropsychidae (16 mg), seguida de Leptobleidae (1,71 mg) y Phyloptamidae (2,76 mg) en la Parte Alta. Para la Parte Baja la familia de crustáceos Palaeomonidae alcanzó valores muy altos (635.689,8 mg), nuevamente debido a las grandes tallas de estos individuos y su elevada abundancia en este sitio.

Discusión

En términos de abundancia el sitio con menor número de microalgas perifíticas por centímetro cuadrado fué la Parte Baja del río Piedras. Las diatomeas tuvieron una representación importante, ya que en presencia de nutrientes y buena disponibilidad de luz suelen ser un grupo abundante de la comunidad bentónica, por lo cual se les denomina organismos oportunistas con estrategias tipo r (Furnas 1990). La clase *Cyanophyceae* fué predominante en ambos puntos del río Piedras. Los dos sitios representan el 60.8% del total de organismos muestreados en ambos puntos. Esto sugiere que este lugar puede tener bajos niveles de nitrógeno, dado que este grupo presenta gran capacidad para fijarlo directamente del aire (Kruk *et al.* 2010).

6. SÍNTESIS REGIONAL

En el presente estudio se analizaron diferentes componentes bióticos y abióticos en tres ecosistemas del PNN Tayrona (el Bosque Seco Tropical ó Bosque Isomegatérmico Caducifolio, el Bosque Subxerófito ó Bosque Isomegatérmico Subxerófilo Caducifolio y el Cardonal o Fruticeto Subxerófilo) durante el mes de septiembre de 2021 (inicio del periodo lluvioso). Los componentes estudiados incluyeron la artropofauna, la vegetación y los sistemas lóticos. Estos ecosistemas conforman el zonobioma árido tropical, que se constituye en uno de los más representativos de la región Caribe. Se debe considerar en primer lugar que esta región presenta una alta intervención antrópica, debido a que es un eje importante de agricultura, ganadería y turismo a nivel nacional. La sequía estacional genera en los centros urbanos la búsqueda permanente de recursos hídricos, lo que ocasiona la intervención de zonas aisladas dentro del parque, con unos efectos negativos sobre los ecosistemas, según lo planteado por el Plan de manejo del PNN Tayrona. Los principales procesos modeladores de la región son los cambios climáticos drásticos que se dan entre la estación seca y la época de lluvias, el levantamiento de la Sierra Nevada de Santa Marta, la influencia de sedimentos marinos, los tipos de suelo y la geomorfología de la región.

Uno de los procesos modeladores del paisaje ha sido la interacción entre la placa oceánica del Caribe y la placa continental de Sudamérica, que ha ocasionado el levantamiento de la Sierra Nevada de Santa Marta. Las estribaciones finales de esta se presentan como las laderas del parque, lo que constituye una zona con influencia de rocas ígneas y metamórficas. La principal erosión que puede darse para las rocas ígneas es la fluvial, la cual determinará el depósito de una gran cantidad de sedimentos en quebradas como Neguanje o en el río Piedras. Este factor explicaría la alta alcalinidad registrada para Neguanje, debida al gran aporte lótico. Por otro lado, en zonas con subcuencas que tienen más contribuciones de rocas metamórficas, el aporte a los suelos y a los ecosistemas acuáticos es pobre. Esto se evidencia en sitios como en la quebrada Bahía Concha, donde los sólidos suspendidos provienen principalmente de la influencia marina, debido a que esta zona presenta inundaciones temporales por parte del mar Caribe. El río Gaira Parte Baja presenta también una alta alcalinidad por estos mismos factores, pero se evidencia una mayor intervención antrópica, ya que recorre áreas con influencia urbana de Santa Marta. Los sedimentos orgánicos registrados en el río en estas localidades no parecen provenir de la vegetación del cardonal, pues al disminuirse la capacidad de campo de los suelos de este ecosistema, las plantas se ven en la necesidad de aumentar la retención de agua, para lo cual optan por la suculencia. Por tanto el aporte que puedan generar en biomasa para el río es bajo.

Otro proceso modelador dentro de las dinámicas de la región corresponde a la temperatura, que condiciona el desarrollo de determinadas estrategias de los organismos a frente a este factor. En la comunidad de artrópodos se evidenció, por ejemplo, que una de sus estrategias de adaptación es la tendencia a un menor grado de desarrollo de biomasa, lo cual es congruente con el hecho de que

este tipo de ambientes generan la necesidad de ahorrar la máxima cantidad de energía. Por otro lado, los artrópodos de la región muestran tendencia a disponer de la materia orgánica del suelo en mayor proporción, por lo que cumplen un importante papel ecológico de degradación de la materia orgánica, que en estos ecosistemas áridos puede llegar a ser un factor crítico. La elección de este compartimento como fuente de energía por los artrópodos, tiene que ver con la disminución de áreas y masas foliares de las plantas de estos ecosistemas, pues es más viable para estos organismos elegir restos de materia orgánica así sean escasos, que atacar las plantas suculentas de más difícil acceso. La presencia de estos organismos es indicador de que existen suficientes recursos vegetales para suplir la demanda, lo cual tendría conexión con el estado de reverdecimiento de las plantas al comienzo de la temporada de lluvias y con el aumento de la cantidad de agua disponible en la región, lo que provocaría a un mayor depósito de materia orgánica.

El comienzo de la temporada lluviosa podría condicionar la alta diversidad encontrada de organismos acuáticos como el perifiton, en el que predominó especialmente la clase Bacillariophyceae. El aporte de sedimentos en ecosistemas más aislados y que recorren el Bosque Isomegatérmico Caducifolio podría estar relacionado con la predominancia de ese grupo de algas. El aumento de carbonatos en el agua, que van a servir como fuente de CO₂ para la actividad fotosintética de las algas, es otro factor que favorece al perifiton. En cuanto a los artrópodos, su alta diversidad también puede estar relacionada con el aumento de las lluvias, con la elevada fragmentación del hábitat y con la presencia de diferentes ecosistemas que se hallan cercanos entre sí. Dichos ecosistemas presentaron una similitud de artrópodos sustancialmente baja, lo que confiere a cada ecosistema una especificidad en los organismos que alberga, sin embargo éstos presentaron características homogéneas en cuanto al suelo, ya que se registró una alta conductividad en general, lo que posiciona a este compartimento de la región como un hábitat de gran dinámica, pues allí se presentan principalmente procesos de defoliación por parte de los artrópodos especialmente.

Cada componente de la región muestra tendencias ecológicas por separado que afectan la distribución de los organismos. Al considerar la vegetación se encontró, en el caso del Bosque Subxerofítico, una relación directa entre la masa foliar específica y la suculencia A (cantidad de agua) para los estratos arbolito y arbustivo, y esto puede ser indicativo de una cantidad de agua considerable. También la biomasa pudo aumentar debido al inicio de la temporada lluviosa. La suculencia B para todos los estratos es independiente de las demás variables (área foliar, masa foliar específica, índice foliar específico), de manera que se puede considerar que la estrategia que emplea la vegetación del ecosistema es la de almacenar agua para enfrentar el problema de la aridez. En el cardonal las variables más importantes en la configuración propia de su biota son indudablemente las suculencias A y B, y en menor proporción el porcentaje de arenas del suelo. Todas estas variables están perfectamente relacionadas con la configuración propia del ecosistema, ya que al ser el suelo principalmente arenoso, la capacidad de campo disminuye, lo que provoca en las plantas respuestas adaptativas para almacenar agua, tales como aumentar la suculencia. A la vez, esta acumulación de agua en los tejidos vegetales se relaciona con la masa foliar específica, el área de la lámina y la capacidad de campo. Todos estos factores dan respuesta a la falta de agua, de forma que,

como se ha mencionado antes, a medida que el estrés hídrico se hace más intenso y la capacidad de campo se hace menor, las plantas reducen notoriamente sus áreas y masas foliares, por lo que aumenta la succulencia de las hojas, con lo cual logran retener agua. En el caso particular del ecosistema Fruticeto Subxerófilo o Cardonal presente en la zona de El Rodadero, la composición biótica del estrato herbáceo deja ver claramente las relaciones existentes entre las particularidades del suelo y los índices bióticos que develan las adaptaciones de las plantas al estrés provocado por la falta de agua en el ambiente.

En cuanto al componente de faunación evaluado en el presente trabajo mediante el estudio de la artropofauna, es importante resaltar el papel que cumplen algunas familias como Coleóptera, Lepidóptera y Formicidae como indicadoras de las condiciones ambientales y la estructura vegetal que las sostiene. Sin embargo, en casos como Formicidae no es posible dilucidar la gran diversidad existente debido al nivel taxonómico grueso usado. Los índices de diversidad alfa y beta entre los tres ecosistemas demostraron que no existen similitudes significativas entre ellos, por lo que cada uno posee una comunidad de artropofauna adaptada a las condiciones de suelo, al clima y a la vegetación características de cada uno de los ecosistemas trabajados.

En cuanto al bosque seco, los órdenes de artrópodos más frecuentes fueron Hymenoptera (43,97%), Coleóptera (21,12%), Díptera (9,41%) y Acari (7,7%). La aparición de estos grupos coincide con el inicio de las lluvias y el consecuente aumento en la disponibilidad de vegetación y por ende de alimento. Lo mismo ocurre con el orden Lepidóptera, cuyas larvas son importantes defoliadoras de la vegetación y que como adultos cumplen una importante función polinizadora. En el bosque seco la alta presencia y biomasa del gremio de los detritívoros como Scarabaeidae, en comparación con lo hallado en los otros dos ecosistemas, evidencian la importante función que estos animales cumplen en el ciclado de nutrientes y en la transformación del suelo y de la hojarasca. Este se convierte en el mecanismo de recuperación de biomasa cuando el bosque pierde su follaje durante la estación de sequía.

La familia Chrysomelidae presenta una alta abundancia en el estrato de sotobosque, siendo casi exclusiva de este nivel, pues se caracteriza por ser defoliadora específica de especies vegetales como Asteraceae, Solanaceae, Convolvulaceae, Salicaceae, Verbenaceae, Fabaceae y Malvaceae, estas dos últimas muy abundantes en bosques secos tropicales. La composición de las comunidades del dosel se ve afectada por ciertos factores como la alta intensidad de luz y la baja humedad, por lo que en este ecotopo suelen habitar pocas especies de hábitos generalistas que toleran condiciones de estrés. Estas condiciones generan especializaciones a nivel de este estrato, esencialmente a en el hábito trófico, por lo que suele haber un gran número de depredadores, especialmente de los grupos Araneae y Vespidae.

Por último se encontró que las familias exclusivas de este ecosistema de Bosque Seco tienen hábitos especializados de herbivoría y parasitismo, lo cual indica que la relación está dirigida a la especialización interespecífica entre el recurso y su principal consumidor. Esta relación es

especialmente clara para aquellos insectos que poseen hábito detritívoro, debido a que compiten entre sí por su papel de descomponedores, lo que posiblemente potencializa los endemismos.

En el bosque subxerofítico por su parte, los órdenes más frecuentes son Collembola (23,5%), Hymenoptera (21,7%), Isóptera (10,6%) y Coleóptera (8,2%). Debido a la cercanía de este ecosistema con el manglar, las especies cuyos ciclos de vida transcurren en el suelo deben estar adaptadas a altas salinidades. También la estacionalidad climática hace que se presenten periodos de saturación del suelo en épocas lluviosas y por lo tanto fluctuaciones de oxígeno que favorecen o restringen la dinámica poblacional de artrópodos. Las familias Tetranychidae y Termitidae tienen hábitos fitófagos y están relacionadas con la herbivoría en este ecosistema. Su desarrollo depende de condiciones del suelo como la acidez, la baja humedad, y la temperatura. Por otro lado la abundancia de Formicidae en casi todos los estratos explica los índices de defoliación encontrados para este ecosistema. Las hormigas cumplen una importante función como transformadoras del suelo, pues lo enriquecen debido a que propician la descomposición de materia orgánica al interior de los hormigueros.

En cuanto a los hábitos de las familias exclusivas del bosque subxerofítico, se encontró que casi todas son fitófagas y tienen relaciones específicas con las especies vegetales de este ecosistema, como en el caso de Bruchidae y Cecidomyiidae. Además, las características fisiológicas, ecológicas y comportamentales de ciertas familias les permiten vivir en condiciones de alta temperatura, alta salinidad y baja humedad, como las que se presentan en el bosque subxerofítico; dichas especializaciones probablemente también fortalezcan los endemismos.

Finalmente, para el ecosistema de cardonal los órdenes más frecuentes son Lepidóptera (35,04%), Hymenoptera (31,15%), Acari (13,8%) y Hemíptera (6,4%). Estos grupos de artrópodos presentes en este ecosistema deben estar adaptados a las condiciones de extrema sequía, suelos arenosos y baja humedad, por lo que presentan adaptaciones semejantes a la artropofauna encontrada en zonas desérticas. La presencia de grupos como Microlepidóptera, Lepidóptera y Acari en el estrato de sotobosque indica que se aprovechan los recursos vegetales, debido a que en este estrato se encuentran plantas más vigorosas que las del suelo superficial y más jóvenes que las del estrato del dosel. A nivel de suelo sub-superficial se presenta una clara dominancia de la familia Ixodidae, la cual puede ser indicadora de la homogeneización del ecosistema, ya que al haber perturbaciones antrópicas los artrópodos plaga como estas garrapatas tienden a aumentar su población.

En cuanto a las familias exclusivas de este ecosistema, ocurre que las relaciones interespecíficas presa- depredador, o planta hospedero en el caso por ejemplo de la familia Tingidae, potencializan y fortalecen las especializaciones. El hábito detritívoro, por otro lado, es especialmente importante en este ecosistema, debido a que está relacionado con la competencia por un recurso como lo es la materia orgánica en descomposición. Este único recurso puede en cierta forma potenciar la aparición de especializaciones que llevan a la exclusividad. La adaptación principal de los artrópodos de este ecosistema está relacionada con la coordinación de sus ciclos de vida y con las épocas de lluvia y sequía. Durante los meses secos, de escasez de recursos, la abundancia de

artrópodos disminuye y aumenta cuando comienzan las lluvias. Además se ha demostrado, por observaciones en ecosistemas semejantes, que los elementos fitófagos predominan en los años de precipitación elevada y los elementos detritívoros y carroñeros lo hacen en los años secos.

En cuanto a los ecosistemas acuáticos de la región, en el bosque seco los sistemas fluviales evaluados estuvieron fuertemente marcados por la época de sequía que acababa de pasar. Esto afecta la disponibilidad de agua y crea condiciones de fragmentación y aislamiento de corrientes. Así, las principales características de estos ecosistemas se ven marcadas por las variables físicas referidas a la velocidad de las corrientes, pendientes, temperaturas y sustratos litológicos, lo cual afecta las características químicas y de disponibilidad de recursos y de microhábitats que condicionan el establecimiento de la biota acuática. En general, para los sistemas fluviales estudiados la biota perifítica estuvo dominada por Bacillariophyceae, que se caracteriza por ser un grupo que puede encontrarse tanto en ambientes dulceacuícolas como marinos. En términos de abundancia, el sitio con mayor número de individuos por centímetro cuadrado fué la quebrada Canal Gaira, donde se halló el 45.5% del total de organismos fitoperifíticos identificados. El sitio con menor densidad algal fué la quebrada Neguanje. El segundo lugar en abundancia lo obtuvo la quebrada Gaira Vereda El Mosquito (26.5 %) y el tercero la quebrada Cinto (21.4 %).

La biota de macroinvertebrados acuáticos se relaciona con los niveles de oxígeno. Así, las concentraciones de oxígeno mayores a 6 mg/L presentes en Cinto, Gaira-El Mosquito, Canal Gaira y río Piedras, coinciden con una mayor equitatividad de esta comunidad. Las familias de los ordenes Ephemeroptera y Trichoptera sensibles a bajas concentraciones de oxígeno tuvieron representatividad en algunos de los sistemas estudiados. Los menores registros de oxígeno que se presentaron en Neguanje explican la predominancia de taxones que son favorecidos por esta condición, como el caso de los Chironomidae. Esta es una familia de dípteros con una amplia distribución y resistencia a distintas condiciones ambientales. Aunque se haya presentado esta relación, no se puede atribuir a una sola causa al establecimiento de la diferente biota, ya que también hay otras variables fisicoquímicas y biológicas que pueden influir y que no se midieron.

Al considerar la dinámica de los ecosistemas acuáticos en el bosque isomegatérmico subxerófilo o matorral espinoso, una de las variables que más influenció el establecimiento de la biota fué la cantidad de sólidos disueltos. Así, la quebrada Bahía Concha presentó valores de sólidos disueltos y conductividad altos que propician al crecimiento de la biota de macroinvertebrados tolerante a estos niveles de salinidad. Para el río Gaira Parte Baja el amonio y los nitratos fueron altos, al igual que en la quebrada Bahía Concha, lo que puede indicar la acumulación de materia orgánica y en algunos casos contaminación por causa antropogénica. Hubo pocos taxones e individuos de macroinvertebrados acuáticos en Bahía Concha. Una de las familias con mayor representatividad en los dos sistemas acuáticos estudiados en el matorral espinoso fué Palaeomonidae, crustáceos adaptados a aguas con salinidad elevada, al igual que Chironómidae que presenta alta resistencia a condiciones ambientales estresantes.

En muchos estudios sobre conservación de este tipo de ecosistemas áridos se refieren a ellos como “bosque seco tropical”, e incluyen a los tres ecosistemas estudiados en el PNN Tayrona, sin hacer distinciones entre ellos. Esto se debe al concepto de bosque seco propuesto por Holdridge en 1947, que presenta un amplio rango de precipitaciones y humedad relativa y cubre toda la región biogeográfica del cinturón árido pericaribeño. Esta falta de distinción entre los tres ecosistemas hace que se reconozcan ante los entes gubernamentales como una sola unidad, y aunque si bien las políticas públicas ambientales los abarcan en conjunto, su aplicación no inciden sobre las problemáticas particulares de cada uno. Esto genera un continuo vacío de información respecto a las problemáticas ambientales y en consecuencia no hay acciones y políticas claras y efectivas dirigidas a proteger y conservar cada uno de estos tipos de ambientes áridos. En la región Caribe de Colombia se presentan ecosistemas que actúan como una sucesión o gradiente, por tanto la conservación de estos ecosistemas debe considerar otros ambientes adyacentes que están presentes en zonas como la Guajira o la Sierra Nevada de Santa Marta. Cabe reconocer que las dinámicas de conservación al interior del parque son relativamente estables porque logran conservar además de ecosistemas, parte de los restos de la cultura Tayrona.

Se reconoce que el bosque seco tropical es uno de los ecosistemas más amenazados en el Neotrópico debido que sus suelos son apetecidos por su alta fertilidad. Esto lo sitúa como un posible punto de desarrollo de poblaciones humanas y lo hace objeto de una intensa transformación, hacia una vocación agrícola y ganadera principalmente. En Colombia este cambio en el uso del suelo del bosque seco tropical hace que este ecosistema sea uno de los más degradados, fragmentados y menos conocidos. Se estima que en nuestro país existe apenas un 1.5% de su cobertura original. La llanura Caribe es la región con mayor cobertura en la actualidad. Los ecosistemas secos estudiados en el PNN Tayrona son, en comparación con otros sitios de Colombia, los que presentan mejores condiciones de conservación y en donde las características estructurales de la vegetación muestran menor intervención humana, debido en gran parte a la declaratoria como área ambiental protegida en el año de 1969.

7. LITERATURA CITADA

ACHURY, R., CHACÓN, P., & ARCILA, A. (2008). *Composición de hormigas e interacciones competitivas con Wasmannia auropunctata en fragmentos de Bosque seco Tropical*. *Revista Colombiana de Entomología* 34 (2) , 209-216.

ADAMS, M. (1973). *Ecological zonation and the butterflies of the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia*. *J. Nat. Hist.* 7 , 699-718.

ÁLVAREZ, M., CÓRDOBA, S., ESCOBAR, F., FAGUA, G., GAST, F., MENDOZA, H., y otros. (2006). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. 2da edición. Bogotá, Colombia: Programa de inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

ALVAREZ-LEÓN, R., RAMÍREZ-TRIANA, G., & WEDLER, E. (1995). *Registro de las condiciones ambientales de la laguna sur (Bahía de Chengue, Caribe Colombiano) entre 1981 - 1984*. *Revista Academia Colombiana de las Ciencias* , 19 (74), 509-525.

AMBRECHT, I., & CHACÓN, P. (1997). *Composición y diversidad de hormigas en bosques secos relictuales y sus alrededores en el Valle del Cauca, Colombia*. *Revista Colombiana de Entomología*. Vol. 23 , 45 - 50.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION), AMERICAN WATERWORKS ASSOCIATION (AWWA), WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (WPCF). (1998). *Standard methods for examination of water and sewage and wastewater*. Nueva York: American Public Health Association Ltda.

ARIAS- PENNA, D. C. (2007). NEW GEOGRAPHICAL RECORDS OF THE GENUS UROSIGALPHUS ASHMEAD, 1889 . *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle* 8(1) (HYMENOPTERA: BRACONIDAE, HELCONINAE) FOR COLOMBIA , 1-9.

ARMBRECHT, I., & ULLOA, P. (1997). *Composición y diversidad de hormigas en bosques secos relictuales y sus alrededores, en el Valle del Cauca, Colombia*. *Revista colombiana de entomología*, 23 (1-2), 45-50.

ASAEDA T. & SON T. H., (2000). *Spatial structure and populations of a periphyton community: a model and verification*. *Ecol. Model.* 133: 195-207.

BAIN, M.B. & N.J. STEVENSON (ED.). (1999). *Aquatic habitat assessment: common methods*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

BAKER, E., & WILLARD-WHARTON, G. (1952). *An introduction to acarology*. New York: Macmillan.

BARRERA, T. (s.f.). *Uso y manejo de leguminosas y su aporte a la sostenibilidad de sistemas de producción en zonas tropicales* .

BARTLETT, T. (2004 de Febrero de 2004). *Iowa State University Entomology*. Recuperado el 24 de Noviembre de 2012, de <http://bugguide.net/node/view/106>

BASTIDAS, N. Y. (1977.). *Contribución al estudio fitosociológico del Parque Nacional Tayrona (ensenadas de Chengue y parte este de Neguanje)*. *Tesis de pregrado*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias.

- BENKE A.C., HURYN A.D., SMOCK L.A. & WALLACE J.B. (1999). *Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States*. J. N. Am. Benthol. Soc. 18: 308-343.
- BLANCO-BECERRIL, M. Á.-G.-S. (2010). *Estructura trófica de la comunidad de artrópodos asociados a Muhlenbergia robusta (Poaceae) en dos temporadas contrastantes*. Dugesiana 17(2) , 221-228.
- BORROR, D. J., TRIPLEHORN, C. A., & JOHNSON, N. F. (2003). *An introduction to the study of insects*. 7th edition. 864.
- BROWN, J. (1989). *The conservation of Neotropical environments: insects as indicators. The conservation of insects and their habitats*. 15th Symposium of the Royal Entomological Society of London (págs. 354-404). Collins NM; Thomas JA.
- BROWN, K. (1991). *Conservation of neotropical environments: insects as indicator*. En N. Collins, & J. Thomas, *The conservation of insects and their habitats* (págs. 350-423). Ed. Chap 14.
- BURGOS, A., & ANAYA, S. (2004). *Los crisomelinos (Coleoptera: Chrysomelidae: Chrysomelinae) del Estado de Morelos*. Acta Zoológica Mexicana. Vol. 20. No. 003 , 39 - 66.
- CABRA GARCIA JJ , CHACON P & VALDERRAMA ARDILA C. (2010). *Additive partitioning of spider diversity in a fragmented tropical dry forest (Valle del Cauca, Colombia)*. Journal Of Arachnology ISSN: 0161-8202 ed:v.38 fasc.2 p.192 – 205
- CAMARGO, J., & ALONSO, A. (2007). *Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales , criterios de calidad de agua, e implicaciones de cambio climático*. Ecosistemas, 2(16), 98-110.
- CAMERO, E. (2002). *Fauna del suelo en bosques y cafetales de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia*. Acta biológica colombiana 7(2) , 17-28.
- CAMERO, E. (2003). *Caracterización de la fauna de carábidos (Coleoptera: Carabidae) en un perfil altitudinal de la Sierra nevada de Santa Marta, Colombia*. Revista Académica Colombiana de Ciencias 27 (105) , 491 - 516.
- CAMERO, E. (2005). *Estudio de la artropofauna asociada a dos tipos de ecosistemas de la cuenca del río Cauca, Colombia*. Acta Biológica Colombiana. Vol. 10. No. 1 , 35 - 44}.
- CAMERO, E., & CHAMORRO, C. (1999). *La fauna edáfica en bosques y plantaciones de coníferas de la Estación San Lorenzo- Sierra Nevada de Santa Marta*. Acta biológica colombiana 4(1) , 35-45.
- CAMERO, E., DÍAZ, J. E., SALINAS, A., TELLEZ, L., & AGUDELO, D. (2005). *Estudio de la artropofauna asociada a suelo de dos tipos de ecosistemas en la cuenca del río Cauca, Colombia*. Acta Biológica Colombiana, Vol. 10 (1) .
- CARBONO- DELAHOZ, E., & GARCÍA- Q, H. (2010). *La vegetación terrestre en la ensenada de Neguanje, Parque Nacional Natural Tayrona (Magdalena, Colombia)*. Caldasia 32(2) , 235-256.

- CARBONO, E., & LOZANO- CONTRERAS, G. (1997). *Endemismos y otras singularidades de la sierra nevada de Santa Marta, Colombia. Posibles causas de origen y necesidad de conservarlas. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 21 (81) .*
- CARDOSO, P., et al. (2009). *A spatial scale assessment of habitat effects on arthropod communities of an oceanic island. Acta Oecologica.*
- CARTAGENA, M., VIÑOLAS, A., & GALANTE, E. (2002). *Biodiversidad de tenebriónidos (Coleoptera: Tenebrionidae) en saladares ibéricos. Buill. Inst. Cat. Hist. Nat., 70 , 90 - 104.*
- CASTELLANOS, M., PARDO-LOCARNO, L., & DORIA, A. (2011). *Algunas características de macrfoauna de suelo en la Serranía de Macuira, Guajira, Colombia. Revista Agricultura Tropical (34) , 98 - 106.*
- CEBALLOS, G. (1995). *Vertebrate diversity, ecology, and conservation in neotropical dry forest. Tropical deciduous Forest Ecosystem .*
- CEBALLOS-GALLARDO, G. A., & MANTILLA- LÓPEZ, J. L. (2008). *Levantamiento de plagas insectiles de papa (solanum tuberosum) en cuatro formaciones ecológicas de la serranía ecuatoriana. Carrera de ciencias agropecuarias iasa .*
- CEPEDA-PIZARRO, J., PIZARRO-ARAYA, J., & VÁSQUEZ, H. (2005). *Composición y abundancia de artrópodos epígeos del Parque Nacional Llanos de Challe: impactos del ENOS de 1997 y efectos del hábitat pedológico. Revista Chilena de Historia Natural, 78 , 635-650.*
- CHAPMAN, L. J., & KRAMER, D. L. (1991). *Limnological observations of an intermittent tropical dry forest stream . Hydrobiologia 226 , 153-166.*
- CIRA, I. (1965.). *Monografía sobre Venezuela, tenencia de la tierra y reforma agraria. Centro interamericano de reforma agraria. .*
- CISNEROS, H. F. (sin año). *Las relaciones entre las plagas y las plantas. AgriFoodGateway Online .*
- COLEMAN, D.C., D.A. CROSSLEY, Y P.F. HENDRIX. (2004). *Fundamentals of soil ecology. Second edition. Elsevier AcademicPress, Burlington, MA*
- CORDERO-VEAS, A. (2008). *Composición de los gremios de artrópodos en sistemas vegetales monoespecíficos y poliespecíficos de trébol blanco (Trifolium repens L.) y ballica italiana (Lolium multiflorumLam.). Universidad Austral de Chile .*
- CORTÉS, R., FRANCO, P., & RANGEL, J. O. (1988). *La flora Vasculare de la Sierra de Chiribiquete, Colombia. Caldasia , 20 (2), 103 – 141.*
- COVARRUBIAS, R. 2009. *Microartrópodos de la estepa altoandina altiplánica, con detalle de especies de oribátidos (Oribaida: Acarina). Neotropical Entomology 38:482-490.*
- CRA. (2010). *Plan de Ordenamiento y manejo de la cuenca hidrográfica de la ciénaga de Mallorquín . Recuperado el 29 de Noviembre de 2012, de <http://www.crautonomia.gov.co/>*
- DE LA LANZA, G., HERNÁNDEZ, S., & CARBAJAL, J. (2000). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores) (Primera ed.). México: Plaza y Valdés.*

- DIAZ P., J. A., MOLANO P., C. E., & GAVIRIA B., J. C. (2009). *Diversidad generica de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en ambientes de bosque seco de los montes de Maria, Sucre, Colombia. Rev. Colombiana cienc. Anim. 1(2).*
- DIAZ, P., BORSANI, O., SIGNORELLI, S., & MONZA, J. (s.f.). *Metabolismo de nitrógeno en plantas.*
- DIRZO, R., YOUNG, H., MOONEY, H., & CEBALLOS, G. (2011). *Seasonally Dry Tropical Forest: Ecology and Conservation.* Island Press .
- DUDLEY, S. A. (1996). *Differing Selection on Plant Physiological Traits in Response to Environmental Water. Evolution , 92-102.*
- ECHVERRI, M. W. (2006). *Insectos de Colombia.* Universidad de Antioquia. 459.
Edition. 429 pp.
- ELOSEGI A. & SABATER S. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial.* Fundación BBVA, Primera Edición.
- ELSTER, C. (1998). *Posibilidades de regeneración del manglar en la zona de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). Ecología de los bosques tropicales. TZ Verlagsgesellschaft mbH, 64380 Roßdorf. (Alemania) .*
- ESCALANTE, M., RODRIGUEZ, J., GUTIERREZ, L. *Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del Río Gaira. (Santa Marta-Colombia). Acta biol.Colomb., Vol. 17 n°1,2012 77-92.*
- ESCOBAR, F. (1997). *Estudio de la comunidad de coleopteros coprofagos (Scarabaeidae) en un remanente de bosque seco al norte del Tolima, Colombia. Caldasia 19(3) , 419-430.*
- ESCORCIA, R., MARTÍNEZ, N., & SILVA, J. (2012). *Estudio de la Diversidad de Arañas de un Bosque Seco Tropical (BS-Y) Sabanalarga, Atlántico, Colombia. Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. 16 (1) , 247 - 260.*
- FACCIOLI, V. (2011). *Garrapatas (Acari: Ixodidae Y Argasidae) de la Colección de Invertebrados del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino. Santa Fe: Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino.*
- FARJI BRENER, A. G. (1992). *Modificaciones al suelo realizadas por hormigas cortadoras de hojas (Formicidae, Attini): una revision de sus efectos sobre la vegetación. Ecología Austral 2 , 87-94.*
- FAUSKE, G. (27 de Marzo de 2002). *Moths of North Dakota .* Recuperado el 30 de Noviembre de 2012, de http://www.ndsu.edu/ndmoths/ndmoths/family/family_cosmopterigidae.htm
- FERNANDA VENDRAMINI, S. D. (2002). *Leaf Traits as Indicators of Resource-Use Strategy in Floras with Succulent Species. New Phytologist , 147-157.*
- FLORES, G., LAGOS, S., & ROIG, S. (2004). *Artrópodos Epígeos que Viven Bajo la Copa del Algarrobo (Prosopis flexuosa) en la Reserva Telteca (Mendoza, Argentina). Multequina, 13 , 71 - 90.*

- FONTALVO-RODRÍGUEZ, L., & SOLÍS-MEDINA, C. (2009). *Ensamblae de hormigas (Hymneoptera: Formicidae) en fragmentos de bosque en el complejo carbonifero El Cerrejón (La Guajira, Colombia)*. *Revista Intropica* , 5 -15.
- FREDRICKSEN, N., FREDERICKSEN, T., FLORES, B., & RUMIZ, D. (1999). *Wildlife use of different-sized logging gaps in a Bolivian tropical dry forest*. *Tropical Ecology* 40 , 167-175.
- FURNAS, M. J. (1990). *In situ growth rates of marine phytoplankton: Approaches to measurement, community and species growth rates*. *J. Plankton Res.* 12 (6): 1117–1151.
- GAGNÉ, R. (1989). *The Plant-Feeding Gall Midges of North America*. New York: Cornell University Press.
- GASCA, H., & HIGUERA, D. (2008). *Artrópodos asociados al dosel de un robleal de Quercus humboldtii Bonpl. (Fagaceae) de la reserva nacional Bosque Macanal (Bojaca, Colombia)*. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 43 , 173–185.
- GENTRY, A. H., & ORTIZ, R. (1993). *Patrones de composición florística en la Amazonía peruana*. En R. P. Kalliola, *Amazonía peruana — vegetación húmeda tropical en el llano subandino* (págs. 155-166).
- GODINHO, A. (24 de Noviembre de 2011). *Spider mite's secrets revealed. Tiny pest's genome opens door to novel approaches to crop protection and silk production*. Recuperado el 29 de Noviembre de 2012, de <http://www.igc.gulbenkian.pt/media/article/87>
- GONZALES, H. *El índice BMWP y la evaluación biológica de la calidad del agua en los ecosistemas acuáticos epicontinentales naturales de Colombia*.
- GONZALO HALFFTER, J. S. (2005). *Sobre Diversidad Biológica: el Signifcdo de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. *Monografías Tercer Milenio* , 19-40.
- GOYENOLA, G. (2007). *Guía para la utilización de las Valijas Viajeras*. Red de Monitoreo Ambiental Participativo de Sistemas Acuáticos. RED MAPSA. Versión digital: http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/propuestas/red/curso_2007/cartillas/tematicas/Conductividad.pdf
- GRACIOLLI, G., & CARVALHO, C. (2005). *Hippoboscidae (Diptera, Hippoboscoidea) no Estado do Paraná, Brasil: chaves de identificação, hospedeiros e distribuição geográfica*. *Scientific Electronic Library Online* .
- GRIMALDI, D., & ENGEL, M. (2005). *Evolution of the insects*. Cambridge University Press.
- GRISSELL, E., & SCHAUFF, M. (1997). *A Handbook of the Families of Nearctic Chalcidoidea (Hymenoptera). Second Edition*. Washington: Entomological society of Washington.
- GRZYBKOWSKA, M. *et.al.* (2004). *Dynamics of macroinvertebrate drift in a lowland river*. *ZoologicalPoloniae* .49/:111-127
- GUERRERO, F. *et.al.* (2003). *Los macroinvertebrados bentónicos de pozo azul (Cuenca del Río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua*. *Acta Biológica Colombiana*, Vol. 8 No. 2, 43.
- GUEVARA-CHÁVEZ, F. (2010). *Primer estudio de la biodiversidad Entomologica en un área representativa de bosque seco de Jalapa, Guatemala*. *Instituto de investigaciones agronómicas y ambientales IIA*.

- GUTIERREZ, Y. (2009). *Uso del suelo, vegetación ribereña y calidad del agua de la microcuenca del río Gaira, Santa Marta, Colombia*. Tesis de Maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica.
- HAHN-VONHESSBERG, C. *et al.* (2009). *Determinación De La Calidad Del Agua Mediante Indicadores Biológicos Y Físicoquímicos, en la Estación Piscícola, Universidad De Caldas, Municipio De Palestina, Colombia*. Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. Univ. Caldas vol.13, n.2 pp. 89-105.
- HALFFTER, G. (1992). *La Diversidad Biológica de Iberoamérica*. México: Acta Zoológica Mexicana (n.s.).
- HALSTEAD, D. (1973). *A Revision of the Genus Silvanus Latreille (s.l.) (Coleoptera: Silvanidae)*. Hawaii Biological Survey.
- HANSON, P. *et al.* (2010). *Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos*. Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) Vol. 58 (Suppl. 4): 3-37, December .
- HANSON, P., SPRINGER. M., & RAMIREZ, A. (2010). *Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos*. Revista de Biología Tropical. Vol58. San José.
- HARPER, D. (1999). *Paleontological Statistics software package for education and data analysis*. (2.16).
- HAUER, F., LAMBERTI, G. (2007). *Methods in stream ecology*. Academic Press, London. 896 pp.
- HERNÁNDEZ- CAMACHO, J., & SANCHÉZ- PÁEZ, H. (1990). *Biomás terrestres de Colombia*. Nuevos Parques de Colombia, INDERENA .
- HERNÁNDEZ, J. R. (1981). *Estudio ecológico de la Vegetación del Parque Nacional Natural Tayrona*. INDERENA. Bogotá: División de Parques Nacionales y Vida Silvestre .
- HESPENHEIDE, H. A. (1991). *Bionomics of Leaf-Mining Insects. Annual Review of Entomology. Vol. 36 , 535-560*.
- HOLDRIDGE, L. R. (1947) *Determination of World Plant Formations from Simple Climatic Data*. Vol 105 No. 2727: 367-368.
- HOLDRIDGE, L. R. (1967). *Life Zone Ecology*. Tropical Science Center. San Jose, Costa Rica.
- HOWARTH R. & MICHAELS. (2000). *The measurement of Primary Production in aquatic Ecosystems*. En: *Methods in Ecosystem Science*. Sala, Jackson, Money & Howarth eds. Springer.
- IAVH. (1998). *El Bosque seco Tropical en Colombia*. Recuperado el 30 de Noviembre de 2012, de <http://media.utp.edu.co/ciebreg/archivos/bosque-seco-tropical/el-bosque-seco-tropical-en-colombia.pdf>
- IGAC.(2007). *Instituto Geográfico Agustín Codazzi*. Recuperado el 2012, de MAPA DE SUELOS:www.igac.gov.co
- INSTITUTO ALEXANDER VON HUMBOLDT, I. (1995). *Exploración ecológica a los Fragmentos de bosque seco en el Valle del Río Magdalena (Norte del Departamento del Tolima)*. . Villa de Leyva: Grupo de Exploraciones Ecológicas Rápidas, IAvH.

- ISHINO, M., ROSSI, M. N., & YANAGIZAWA, Y. A. (2005). *Características da herbivoria de um minador foliar em Erythroxylum tortuosum Mart. . Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista (UNESP).*
- JACOBSEN, D. SCHULTZ, R. & 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.
- JANZEN, D. (1988). *Management of habitat fragments in a tropical dry forest. Missouri Botanical Garden 75 , 105-116.*
- JIMÉNEZ-FERBANS, L., & AMAT-GARCÍA, G. (2009). *Sinópsis de los Passalidae (Coleoptera:Scarabaeoidea) del Caribe colombiano. Caldasia 31(1) , 155-173.*
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A., & HORTAL, J. (2003). *Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. Revista ibérica de arcnología 8(31) , 151-161.*
- JIRON, L. F., & HEDSTROM, I. (1988). *Occurrence of fruit flies of the genera Anastrepha and Ceratitis (Diptera: Tephritidae) and their Host plant availability in Costa rica. . Florida Entomologist 71 (1) , 62- 73.*
- JYVÄSKYLÄ, Finlandia: Proyecto Amazonía de la Universidad de Turku & Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales.
- KELLAR P.E., PAULSON S.A., PAULSON L.J. (1980). *Methods for biological, chemical and physical analyses in reservoirs.*Tech. Rep. 5, Lake Mead Limnological Res. Center, Univ. Nevada, Las Vegas.234 pp.
- KELLY, J. D. (1985). *Epiphytes and climbers of a Jamaican rain forest: Vertical distribution, life forms and life histories. J. Biogeog , 223 – 241.*
- KRUK C., (2010). *A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton.* Freshwater Biology. 55: 614-627.
- L, L. (s.f.). *Family Chrysomelidae, Leaf Beetles.* Recuperado el 28 de Noviembre de 2012, de <http://www.canacoll.org/Coleo/Checklist/PDF%20files/CHRY SOMELIDAE.pdf>
- LAKE, P. S. (2003). *Ecological effects of drought in flowing waters Freshwater . Biology. 48 , 1161–1172.*
- LARCHER, W. (2003). *Physiological plant ecology. Ecophysiology and stress physiology of functional groups. Fourth edition.* México: Springer.
- LEAL-PINEDO, J. M., & LINARES-PALOMINO, R. (2005). *Los Bosques Secos De La Reserva De Biosfera Del Noroeste (Perú): Diversidad Arbórea Y Estado De Conservación. Caldasia , 27 (2), 195-211.*
- LESAGE, L. (s.f.). *Family Chrysomelidae, Leaf Beetles.* Recuperado el 28 de Noviembre de 2012, de <http://www.canacoll.org/Coleo/Checklist/PDF%20files/CHRY SOMELIDAE.pdf>
- LIETH H. & WHITAKKER R. (1975). *Primary production of the Biosphere.Ecol. Studies (14).*
- LINARES, E. (2001). *Aproximación al conocimiento de los Bejucos de Colombia. Caldasia , 1 (23), 169 – 179.*

- LONGO, M. *et.al.* 2010. *Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en la Quebrada Potrerillos (Colombia): Respuesta a los cambios estacionales de Caudal.* *Limnética*, 29 (2): 195-210.
- LORES- MEDINA, A., & PINZÓN- FLORIÁN, O. (2011). *Insectos Fitófagos En Plantaciones Comerciales De Acacia Mangium Willd. En La Costa Atlántica Y La Orinoquia Colombiana.* *Colombiaa Forestal Vol. 14 (2)* , 175-188.
- MAGALHÃES, C & PEREIRA G.(2007). *Assessment of the decapod crustacean diversity in the Guayana Shield region aiming at conservation decisions.* *Biota Neotropica*, Vol.7 (number 2); p. 111-124.
- MAGURRAN, A. (1988). *Diversidad ecológica y su medición.* University Press, Cambridge.
- MALTCHIK, L., & MEDEIROS, E. S. (2006). *Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity* *Aquatic . Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 16 , 665–677.
- MANJARRÉS, G. & MANJARRÉS, P. (2004). *Contribución al conocimiento hidrobiológico de la Parte Baja de los ríos de la vertiente noroccidental de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia.* *Intropica(1)*: 39-50.
- MANN D. G. (1999). *The species concept in diatoms.* *Phycologia* 38, 437-495.
- MARZAL, C., GARCÍA MARÍ, F., GRANDA, C., VERCHER, R., & COSTA COMELLES, J. (2000). *Importación y establecimiento de parásitos del minador de hojas de cítricos Phyllocnistis citrella (Lepidoptera: Gracillariidae).* *Boletín de sanidad vegetal. Plagas, Vol. 26 (4)* , 577-590.
- MENDOZA, C. H. (1999). *Estructura y riqueza florística del bosque seco tropical en la región Caribe y el valle del Río Magdalena, Colombia.* *Caldasia* (21), 70-94.
- MOLINA, A. H. (2000). *Fauna de insectos hematófagos del sur del parque Natural Nacional Chiribiquete, Caquetá, Colombia.* *Biomédica.* 20 , 314-326.
- MONTERO-A, F., MORENO-P, M., & GUTIÉRREZ-M, L. (2009). *Mariposas (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea) asociadas a fragmentos de bosque seco tropical en el departamento del Atlántico, Colombia.* *Boletín Científico. Centro de museos. Museo de Historia Natural* 13(2) , 157-173.
- MONTES S., *et al.* 2002. *Golfos y Bahías de Colombia.* Banco de Occidente. I/M Editores.
- MORALES-HURTADO, J. (1995). *Fauna desértico costera peruana. Artrópodos de los alrededores de Arequipa.* *Revista Peruana de Entomología* , 90 - 91.
- MORENO, J.L., VIDAL-ABARCA, M.R. Y SUÁREZ, M.L. (2001). *Ecosistemas acuáticos de las ramblas murcianas.* *Quercus* 184: 28-33.
- MURPHY, P., & LUGO, A. (1986). *Ecology of tropical dry forest.* *Annuals Review of Ecology and Systematics* 17 , 67-68.
- NOGUERA, F. A., VEGA- RIVERA, J. H., GARCÍA- ALDRETE, A. N., & QUESADA- AVENDAÑO, M. (2002) . *Historial Natural de Chamela. México: Instituto de Biología.* UNAM.
- NOGUIERA, J., SOLIS, C., QUINTERO, I., PÉREZ, L., GARCÍA, H., & OSPINO, D. (2006). *Registro Continental de Digitonthophagus gazella (Coleoptera: Scarabaeidae) en Colombia.* *Caldasia*; 28(2) , 379-381.

- OLANO, V. B. (2001). *Mapas preliminares de la distribución de especies de Anopheles vectores de malaria en Colombia*. *Biomédica*. Vol. 21 , 402-408.
- PALACIOS-VARGAS, J., & DÍAZ, M. (1995). *Survey of the Onychiuridae (Collembola) from the neotropical region*. *Anales Inst. Biol.Univ.Nac.Autón.México, Ser.Zool* 66 (2) , 165-180.
- PARQUES NACIONALES DE COLOMBIA. (2006). *Plan de manejo 2005-2009, Parque Nacional Natural Tayrona*. Dirección Territorial Caribe Santa Marta (Magdalena). Subdirección Técnica. 2006
- PARQUES NACIONALES NATURALES DE COLOMBIA. (2005). *Santuario de Fauna y Flora Los Flamencos*. Dirección Territorial Caribe: Rioacha.
- PEÑA, S. J.E., PALACIOS, P. M.L., & OSPINA-ALVAREZ. N. (2005). *Algas como indicadores de contaminación*. Primera edición. Editorial Universidad del Valle. Cali, Colombia.
- PEÑA, S. J.E., PALACIOS, P. M.L., & OSPINA-ALVAREZ. N. (2005). *Algas como indicadores de contaminación*. Primera edición. Editorial Universidad del Valle. Cali, Colombia.
- PEÑATE-MUNGUÍA, L. M. (2010). *Diagnóstico, servicios e investigación los escarabajos de Mayo, (COLEOPTERA: SCARABAEIDAE) Asociados al cultivo de café en la finca del recreo, Santa Rosa de Lima, Guatemala*. Instituto de investigaciones agronómicas .
- PERLA MEDRANO, C. N., & TÓRREZ RUGAMA, J. G. (2008). *Caracterización de la vegetación forestal, usos y diversidad de especies de la vegetación forestal en la Reserva Privada Escameca Grande, San Juan del Sur, Rivas*. UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA. Managua, Nicaragua: Facultad de Recursos Naturales y del Ambiente.
- PESANTE, D. (2001). *Los majes "biting midges" (Ceratopogonidae)*. Puerto Rico.
- PINILLA, G. (1998). *Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Compilación Bibliográfica*. Bogotá, Colombia: Fundación Universidad de Bogotá JORGE TADEO LOZANO.
- PINILLA, G., & SUÁREZ, A. (1998). *Efectos de plantaciones forestales sobre fauna y flora. Serie Técnica* (41), 1 – 138.
- PINO, R. & BERNAL, J. (2009). *Diversidad, distribución de la comunidad de insectos acuáticos y calidad del agua. De la parte alta- media del río David, provincia de Chiriquí, república de Panamá*. *Revista Gestión y Ambiente* Volumen 12 No. Pp. 7384.
- POIANI, A. (1989). *interacciones entre Procalus (Coleoptera, Chrysomelidae) y Lithraea caustica (Sapindales, Anacardiaceae). Un caso de monofagia en el matorral de Chile central*. *Orsis*, 4 , 99 -112.
- POLIS, G. A., W. B. ANDERSON, & R. D. HOLT. (1997). *Toward an integration of landscape ecology and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs*. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 289-316.
- POORTER, H., NIINEMENT, Ü., POORTER, L., WRIGHT, I., & VILLAR, R. (2009). *Causes and consequences of variation in leaf mass per area (LMA): a meta analysis*. *New Phytologist* (182), 565-588.
- PRICE. (1991). *The plant vigor hypothesis and the herbivore attack*. *Oikos*(62) , 244-251.

- PROAÑO, A., BERSOSA, F., & VEGA, F. (2012). *Diversidad Preliminar de Artropodos en los Remanentes de Bosques Secos del Valle del Chota en el Norte de Ecuador*. *Revista Politécnica* 30(3), 120-135.
- QUIROZ-ROCHA, G., NAVARRETE-HEREDIA, J., & MARTÍNEZ, P. (2008). *Especies de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) y Silphidae (Coleoptera) necrófilas de Bosque de Pino-Encino y Bosque Mesófilo de Montaña en el Municipio de Mascota, Jalisco, México*. *Dugesiana* 15(1), 25 - 37.
- RAMIREZ, G. A. (2006). *Ecología, métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Editorial Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- RAMIREZ, G. A. (2006). *Ecología, métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Editorial Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- RAUNKIAER, C. (1934). *The life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford.: Clarendon Press
- RENIEL- HENAO, E., & OSPINA, K. A. (2008). *Insectos benéficos asociados a cultivos de heliconias en el eje cafetero de Colombia*. *bol.cient.mus.hist.nat. Vol. 12*, 157 - 166.
- RIVERA, M., LUGO, A., & VÁSQUEZ, S. (2008). *Densidad de Artópodos Activos en la Superficie del Suelo de un Bosque Novedoso de Castilla elastica*. *Acta Científica* 22(1-3), 3-11.
- ROATTA, J., ACOSTA, D., & ACOSTA, A. (1989). *Muestreo poblacional de Onychiurus armatus Tullberg (Collembola:Onychiuridae) en cultivos de clavel y crisantemo bajo invernadero*. *Agronomía colombiana Vol.VI*, 64-70.
- RODRÍGUEZ-BARRIOS J., OSPINA-TORRES R., TURIZO-CORREA R. (2011). *Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia*. *Rev. Biol. Trop.* 59 (4): 1537-1552.
- RODRIGUEZ-SALAZAR. M,E., ALVAREZ-HERNANDEZ., S. & BRAVO-NUÑEZ. E. (2001). *Coefficientes de asociación*. Primera Edición. Editorial Plaza y Valdéz, S.A de C.V.México, D.F. México.
- ROLDÁN G. (1996). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. Editorial Presencia Ltda. Bogotá. 217 pp.
- ROLDÁN P. (2003) *Bioindicación de la Calidad Del Agua en Colombia: Propuesta para el Uso Del Método BMWP/Col* Editorial Universidad de Antioquia. Medellín, Antioquia.
- ROLDÁN, G. RAMÍREZ, J, J.(2008). *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Editorial Universidad de Antioquia. 2 Edición. 440 pp.
- ROWELL, C. H. (1994). *Las familias de insectos de Costa Rica*. Recuperado el 24 de Noviembre de 2012, de Instituto Nacional de Biodiversidad, Costa Rica,: <http://www.inbio.ac.cr/papers/insectoscr/Texto28.html>
- SALAS, J., & QUIROGA, B. (1985). *Biología de Phthorimaea operculella (lepidoptera: gelechiidae) el minador grande de la hoja del tomate*. *Agronomía Tropical.* 35(4-6): , 41-49.
- SALAS, L. (1978). *Algunas notas sobre las arañas rojas (Tetranychidae:Acari) halladas en Costa Rica*. *Agron. Costarr* 2 (1), 47-59.
- SÁNCHEZ, G. H. (2005- 2009). *Plan de manejo Parque Nacional Natural Tayrona*. Parque Nacionales Naturales de Colombia. Santa Marta: PNNT.

- SANCHEZ-N, D., & AMAD-GARCÍA, G. (2005). *Diversidad de la fauna de artrópodos terrestres en el humedal Jaboque*, Bogotá, Colombia. *Caldasia* 27 (2) , 311- 329.
- SCHEIBLER E, POZO V, PAGGI C. (2008). *Distribución espacio-temporal de larvas de Chironomidae (Diptera) en un arroyo andino (Uspallata, Mendoza, Argentina)*. Rev. Soc. Entomol. Argent. 67 (3-4): 45-58.
- SCHEIBLER E, POZO V, PAGGI C. (2008). *Distribución espacio-temporal de larvas de Chironomidae (Diptera) en un arroyo andino (Uspallata, Mendoza, Argentina)*. Rev. Soc. Entomol. Argent. 67 (3-4): 45-58.
- STEVENSON R. J., BOTHWELL M. L. & LOWE R. L. (1996). *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Ed. Academic Press, Londres, pp. 183-227.
- STREBLE, H. KRAUTER, D. & RIERADEVALL, S. M. (1987). *Atlas de los microorganismos de agua dulce: la vida en una gota de agua*. Primera edición. Editorial Omega. España.
- SUÁREZ, M.L. (1986). *Estructura y dinámica de la composición físico-química de las aguas superficiales de una cuenca de características semiáridas (Cuenca del Río Mula)*. Tesis Doctoral Universidad de Murcia, Murcia, España.
- THOMANN, R.V., MUELLER, J.A.. (1987). *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*, Harper Collins Publisher.
- TOMANOVA, S., E. GOITIA & J. HELEŠIĆ. (2006). *Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams*. *Hydrobiologia* 556:251-264.
- TOTI D.S., COYLE F.A. & MILLER J.A. (2000). *A structured inventory of appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance*. *J. Arachnol.* 28: 329-345
- TRIPLEHORN, C., & JOHNSON, N. (2005). *Borror and DeLong's introduction to the study of insects 7th edition*. Thomson Brooks/Cole.
- UNIVERSITY OF CALIFORNIA, R. (2007). *Hymenopteran Systematics*. Recuperado el 30 de Noviembre de 2012, de Aphelinidae: http://hymenoptera.ucr.edu/index.php?option=com_content&task=view&id=46&Itemid=95
- UPRM. (2012). *Recinto Universitario de Mayaguez*. Recuperado el Diciembre de 2012, de Parámetros físico-químicos: Luz: <http://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/p2-luz.pdf>
- UROSIGALPHUS ASHMEAD, (1889) . *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle* 8(1) (HYMENOPTERA: BRACONIDAE, HELCONINAE) FOR COLOMBIA , 1-9.
- VAN STRAALLEN, N. (1997). *Community structure of soil arthropods as a bioindicator or soil health. Biological indicators of soil health* , 235-264.
- VAN STRAALLEN, N. (1998). *Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities*. *Applied soil ecology* 9 (1-3) , 429-437.
- VARGAS, H. (2004). *Una nueva especie de Ithome Chambers (Lepidoptera: Cosmopterigidae: Chrysopeleinae) del norte de Chile*. *Revista chilena de historia natural* 77 , 285-292.
- VARGAS-NIÑO, A., SÁNCHEZ-MUÑOZ, O., & SERNA-CARDONA, F. (2005). *Lista de los géneros de Termitidae (Insecta: Isoptera) de Colombia*. *Biota Colombiana* 6 (2) , 181-190.

- VERHOEF, H., & BRUSSAARD, L. (1990). *Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agroecosystems: the contribution of soil animals. Biogeochemistry 11* , 175-211.
- VIDAL- ABARCA, M. R., GÓMEZ, R., & SÚAREZ, M. L. (2004). *Los ríos de las regiones semiáridas. Ecosistemas N° 1*
- VIERA NETO, J., AQUINO, L. H., BEARZOTI, E., & SOUSA, J. C. (1999). *Otimizacao da amostragem sequencial para o monitoramento do bicho-mineiro do cafeeiro /Perileucoptera coffeella/ (Lepidoptera: Lyonetiidae) em Lavras, Minas Gerais. Ciencia e Agrotecnologia (Brasil) 23(3)* , 707-718.
- VILLAMARIN, C. (2006). *Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos del Ecuador y Perú. Diseño de un sistema de medida de la calidad del agua con índices multimétricos. Memoria. Universitat de Barcelona.*
- VIVAS, S., J. CASAS, I. PARDO, S. ROBLES, N. BONADA, A. *et al.* . (2002). *Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Limnetica*, 21: 149-173
- WALTER, D., KRANTZ, G., & LINDQUIST, E. (2007). *Tree of life Web Project*. Recuperado el 1 de Diciembre de 2012, de <http://tolweb.org/tree/phylogeny.html>
- WATSON, L., & DALLWITZ, J. (2012 de Julio de 2005). *British insects: the families of Coleoptera*. Recuperado el 30 de Noviembre de 2012, de <http://delta-intkey.com/britin/col/www/silvanid.htm>
- WETZEL R.G. & LIKENS G.E.(2000). *Limnological analyses*. Springer, New York. 3
- WIWATWITAYA, D., & TAKEDA, H. (2005). *Seasonal changes in soil arthropodo abundance in the dry evergreen forestof north-east Thailand, with special reference to collembolan communities. Ecol Res 20* , 59-70.
- YUS, R., KINGSOLVER, J., & ROMERO-NÁPOLES, J. (2007). *Sobre el status taxonómico actual de los brúquidos (Coleoptera: Bruchidae) en los Chrysomeloidea. Dugesiana 14(1)* , 1 - 21.
- ZALOCAR de DOMITROVIC, & FORASTIER, M. (2005). *Cyanophyceae (Cyanobacteria) del nordeste argentino: distribución y diversidad. Universidad Nacional del Nordeste. Comunicaciones científicas y tecnológicas. Resumen B- o38.*

8. PROYECTOS PERSONALES

8.1 Índice de Proyectos Personales

1. ABUNDANCIA DE *Chondrodesmus* SP. (Diplopoda: Polydesmida: Chelodesmidae), DE ACUERDO A LOS SUSTRATOS ENCONTRADOS EN EL ECOSISTEMA CARDONAL VÍA EL RODADERO, SANTA MARTA, COLOMBIA - *Díaz J.J & Cifuentes Y.L*
2. COMPARACIÓN DE DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA FICOPERIFITICA ENTRE DOS PUNTOS CON DIFERENCIAS EN CONECTIVIDAD EN LA QUEBRADA NEGUANJE, PNN TAYRONA, SANTA MARTA, COLOMBIA. – *Barbosa A.L & Gómez F.A.*
3. EFECTO DEL GRADO DE DESCOMPOSICIÓN DE TRONCOS CAÍDOS SOBRE LA DENSIDAD DE PLÁNTULAS CIRCUNDANTES EN EL BOSQUE SECO TROPICAL DEL PNN TAYRONA – *González L.X & Calderón L.V.*
4. EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA DEL RÍO GAIRA MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES – *Cortes D. & Castro S.*
5. INFLUENCIA DE LA LUZ Y ALTURA DE LA PLANTA EN LA PRESENCIA DE AGALLAS EN *Croton niveus* Jacq. (Euphorbiaceae), BAHÍA GAIRACA, MAGDALENA, COLOMBIA – *Duque F. & Landinez M.P.*
6. INFLUENCIA DE LA INTENSIDAD LUMÍNICA EN LA DIVERSIDAD DE LA COMUNIDAD DE PLÁNTULAS PRESENTES EN UN BOSQUE ISOMEGATÉRMICO CADUCIFOLIO DEL PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA – *Calderón M.C. & Henao M.M.*
7. RANGOS DE ACTIVIDAD TERMORREGULATORIA DE *Cnemidophorus lemniscatus* Y *Lepidoblepharis* sp. Y COMPETENCIA POR ESPACIO DE TERMORREGULACIÓN EN GAIRACA, PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA – *Montes G. & Currea S.*
8. RELACIÓN DE LA ABUNDANCIA DE *Coursetia* sp. (Fabaceae) CON LA PENDIENTE Y LA DISPONIBILIDAD DE AGUA EN EL SUELO, EN UN ECOSISTEMA SUBXEROFÍTICO EN SANTA MARTA (Colombia) – *Castro A.M & Ramírez V.*

ABUNDANCIA DE *Chondrodesmus* SP. (Diplopoda: Polydesmida: Chelodesmidae), DE ACUERDO A LOS SUSTRATOS ENCONTRADOS EN EL ECOSISTEMA CARDONAL VÍA EL RODADERO, SANTA MARTA, COLOMBIA

ABUNDANCE OF *Chondrodesmus* SP. (Diplopoda: Polydesmida: Chelodesmidae), IN DIFFERENTE SUBSTRATES GROUND FOUND IN A CARDONAL ECOSYSTEM IN RODADERO, SANTA MARTA, COLOMBIA

Jenny Jossian Díaz

Estudiante de Pregrado en Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia
jejdiazme@unal.edu.co

Yeimy Lizeth Cifuentes

Estudiante de Pregrado en Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia
ylcifuentesg@unal.edu.co

RESUMEN

Con el objetivo de determinar la relación de la abundancia de individuos de *Chondrodesmus sp.* con los sustratos a nivel de suelo presentados en el ecosistema cardonal, se realizó un muestreo de 10 cuadrantes, en dos zonas con pendientes significativamente diferentes teniendo en cuenta el porcentaje de sustrato a nivel de suelo dentro de estos cuadrantes y determinando el número de individuos que se encuentran bajo estos. Se encontró que hay una varianza significativa entre los sustratos, y hay una mayor correlación de la abundancia de individuos de *Chondrodesmus sp.* con el sustrato hojarasca debido a las condiciones favorables ambientales que ofrece este microhábitat.

ABSTRACT

With the aim of determining the relative abundance of individuals of *Chondrodesmus sp.* with substrates ground level cardonal presented in the ecosystem, sampling was performed 10 quadrants, two areas with slopes significantly different percentage considering the substrate to ground level within these quadrants, and determining by the number of individuals. We found that there is a significant variance between the substrates, and there is a higher correlation of the abundance of individuals of *Chondrodesmus sp.* with the litter substrate due to favorable environmental conditions offered by this microhabitat.

INTRODUCCIÓN

Los organismos según sus características adaptativas prefieren ciertos tipos de hábitats. La selección de este hábitat preferencial es de importancia ya que se basa tanto en la disponibilidad de recursos alimenticios y en la presencia de depredadores y competidores como en las condiciones abióticas y la estructura física de los lugares. Así, la presencia de diferentes sustratos influye en la distribución de las poblaciones y comunidades de los invertebrados del suelo, como también en su supervivencia y reproducción, ya que muchos de estos los utilizan como refugios y recursos alimenticios. Tal es el caso de organismos que viven bajo rocas, hojarasca o troncos (e. g. Araneae, Pseudoscorpionida, Coleóptera, Gasterópoda, Isópoda y Myriapoda) (1) Para estos últimos, algunos estudios han

demostrado que su abundancia se incrementa en zonas donde hay mayor cantidad de troncos caídos y rocas, que en lugares desprovistos de estos sustratos (2) (1).

Los individuos de la familia Chelodesmidae tienen hábitos detritívoros y en general, como los organismos de la clase Diplopoda, se encuentran asociados a zonas húmedas y con grandes depósitos de materia orgánica en descomposición. Son importantes a nivel ecológico ya que contribuyen a la formación y fertilización de suelos e incluso en el incremento de la producción primaria (3).

La mayor diversificación de estos organismos se presenta en las zonas tropicales, ya que las diversas condiciones de hábitats y las presiones selectivas (e.g. depredadores), permiten el desarrollo de adaptaciones y el aprovechamiento de distintos microhábitats y refugios (4)

A pesar de que estos organismos se encuentran más relacionados con zonas boscosas, fueron encontrados en el ecosistema Cardonal, una zona que se caracteriza por tener temperaturas elevadas y baja humedad, junto con una fisionomía de vegetación espinosa y vegetación caducifolia, que representa un importante recurso alimenticio por la caída de follaje al suelo. Por ello, los miriápodos resultan ser un importante eslabón en el reciclaje de nutrientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la primera mitad de Septiembre (época de sequía), en el Bosque espinoso (también denominado cardonal ó matorral espinoso) ubicado en cercanías a la Avenida Hernández Prado que rodea al Cerro Ziruma, vía Santa Marta-El Rodadero (11°12'39.61"N; 74°12'57.83" W) en una elevación aproximada de 80 m.s.n.m. En este sitio se eligieron dos zonas, la primera de pendiente alta con inclinación de 36° y 72% (promedio de 3 puntos), y la segunda de pendiente baja con inclinación de 7,7° y 12,3% (promedio de 3 puntos).

Muestreo

En cada una de las zonas seleccionadas se realizaron 10 cuadrantes de 1 m² escogidos al azar. En estos se identificaron los sustratos rocas (R), troncos caídos y cardones (T), hojarasca (H) y áreas expuestas (E). En dichos sustratos se estimó el porcentaje de cobertura dentro del cuadrante y se realizó conteo de cada uno de los individuos de *Chondrodesmus sp.* encontrados. Es importante aclarar que el muestreo para la zona de pendiente alta se realizó en horas de la tarde, mientras que para la zona de pendiente baja se hizo en horas de la mañana.

Análisis de datos

Se realizó un test de varianza Kruskal Wallis para determinar si hay diferencias en el número de individuos en cada sustrato, en cada zona de alta y baja pendiente. El α fué de 0,05 y los grados de libertad fueron 4.

Ho: No hay diferencia significativa entre los sustratos

Hi: Hay una diferencia entre los sustratos

También se realizó una correlación de Spearman con el fin de determinar qué sustrato a nivel de suelo está mayormente correlacionado por los individuos de *Chondrodesmus sp.*

RESULTADOS

Cuadrante	R (%)	No. Individuos	T (%)	No. Individuos	H (%)	No. Individuos	E (%)	No. individuos	Total Individuos
1	5	0	10	28	30	7	55	1	36
2	30	28	10	2	30	0	30	2	32
3	20	0	0	0	70	0	10	0	0
4	65	7	0	0	25	0	10	0	8
5	15	0	25	0	10	0	50	0	0
6	10	0	10	1	60	0	20	1	2
7	3	12	2	14	95	47	0	0	73
8	40	18	5	0	50	1	5	0	19
9	10	0	10	0	10	2	70	0	2
10	60	1	5	0	20	0	15	0	1

Tabla 1. Porcentaje de sustratos y abundancia de individuos presentes en zona de pendiente alta.

Tabla 2. Porcentaje de sustratos y abundancia de individuos presentes en zona de pendiente baja.

Test de Varianza Kruskal Wallis

Cuadrante	R (%)	No. Individuos	T (%)	No. Individuos	H (%)	No. Individuos	E (%)	No. individuos	No. Individuos total
1	10	1	20	0	10	0	60	0	1
2	20	0	0	0	75	0	5	38	38
3	10	0	0	0	80	1	10	23	24
4	40	0	0	0	20	0	40	4	4
5	15	30	5	0	70	0	10	0	30
6	15	33	5	15	85	27	0	20	95
7	1	0	9	0	90	5	0	1	6
8	5	0	5	0	80	4	10	7	11
9	5	4	20	12	40	37	30	8	61
10	35	0	30	0	10	0	25	0	0

H	3,666
Hc	4,401
P	0,2213

Tabla 3A. Test de Varianza Kruskal Wallis para zona con pendiente baja.

	Rocas	troncos	hojarasca	expuesto
Rocas	0	0,376	0,7094	0,2501
troncos	1	0	0,2311	0,05183
hojarasca	1	1	0	0,3899
expuesto	1	0,311	1	0

H	1,373
Hc	1,757
p	0,6244

Tabla 4. Correlación de Spearman rs por cada uno de los sustratos

	rocas	Troncos	Hojarasca	Expuesto
rocas	0	0,6487	0,5903	0,1997
Troncos	1	0	0,9659	0,4768
Hojarasca	1	1	0	0,4768
Expuesto	1	1	1	0

Tabla 3 B. Test de Varianza Kruskal Wallis para zona con pendiente alta.

Correlación de Spearman

	R (%)	No. Individuos
R (%)	0	0,36578
No. Individuos	0,21364	0

Tabla 4A. Sustrato Rocoso (R)

	T (%)	No. Individuos
T (%)	0	0,35289
No. Individuos	0,21931	0

Tabla 4B. Sustrato Troncos (T)

	H (%)	No. Individuos
H (%)	0	0,01983
No. Individuos	0,51611	0

Tabla 4C. Sustrato Hojarasca (H)

	E (%)	No. individuos
E (%)	0	0,41889
No. individuos	-0,1914	0

Tabla 4D. SustratoExpuesto (E)

DISCUSIÓN

A pesar de que estos organismos se encuentran relacionados más con zonas húmedas o microhábitats donde ésta no es un factor limitante, se han encontrado en lugares de condiciones totalmente diferentes, como es el caso del cardonal estudiado. Es de resaltar que bajo los sustratos evaluados hay condiciones de sombra, condición muy importante para los miriápodos ya que necesitan condiciones de luminosidad baja y zonas en las cuales la evapotranspiración se da a una tasa lenta. No obstante, hay ciertas adaptaciones que les permiten a estos exponerse más al medio y a las condiciones adversas, como por ejemplo la composición de la cutícula que recubre su cuerpo. Se ha comprobado en observaciones de campo de las poblaciones de diplópodos que esto es un factor limitante para su distribución vertical dentro de áreas boscosas (Gava 2004).

Otra observación importante fué la humedad en las que se encontraba la tierra situada bajo cada sustrato, ya que en algunas áreas ésta era bastante suelta y baja en humedad, concordando en la mayoría de los casos con la relación inversa al número de organismos hallados (incluso su ausencia), como en el caso del cuadrante 3 en donde se reporta un 20% de sustrato rocoso y cero individuos para la zona de pendiente alta (ver **Tabla 1**). En cambio en otros cuadrantes, tanto la coloración como la compactación eran un indicativo de humedad y en algunos casos concuerda con la presencia de varios individuos, como en el caso del cuadrante 9, bajo un 40% de hojarasca y donde se encontraron 37 individuos (ver **Tabla 2**). Dichas condiciones de humedad son importantes para la supervivencia de los organismos ya que así se generan las condiciones microclimáticas óptimas para que los individuos tengan refugio y alimento, a la par de que influirían en la distribución y abundancia de los miriápodos a nivel horizontal (Gava 2004, Brown *et.al.* 2001). No obstante, realizar mediciones de humedad relativa del ambiente y del suelo sería adecuado para formular una hipótesis que permita dilucidar más claramente la presencia de estos miriápodos en el cardonal. Se obtuvieron valores de varianza que muestran una distribución homogénea de los datos en ambos sitios.

Según los índices de correlación, no hay una relación directa entre las variables, cantidad de individuos y porcentaje de sustratos (Martínez 2009), pero si se puede hacer una comparación de cada uno de estos observando que algunos tienen una mayor relación con el número de individuos que otros, como ocurre con la hojarasca (H) la cual presenta una correlación de 0,51611, el mayor valor de todos los sustratos evaluados, correspondiente a una correlación positiva moderada, mientras que los sustratos troncos (T) y rocas (R) mostraron valores de correlación muy similares, correspondientes a una correlación baja. La única correlación negativa fué para el sustrato expuesto, con un valor de 0,1914, siendo esta una correlación negativa baja. De acuerdo a estos valores, se podría decir que existe una cierta preferencia de los diplópodos en cuanto al sustrato de hojarasca pensado en términos de tres condiciones importantes: humedad, alimento y refugio (Golovatch 2009). Así, esta capa de hojarasca cumple un papel protector importante ya que evita que haya cambios bruscos de temperatura y humedad ya que estos artrópodos son sensibles al déficit hídrico (catalogados como organismos meso-higrófilos), lo que ha sido probado por su baja capacidad compensatoria frente a un solo factor limitante, aun cuando el resto de factores que determinan su supervivencia sean óptimas (Golovatch *et al.* 2009, Bonilla *et.al.* 2008).

Un dato de correlación interesante es el obtenido para sustrato de troncos, ya que según Golovatch *et al.* (2009) otro de los hábitats característicos de los milpiés son los troncos en descomposición, pero en este caso la información apunta a que los troncos no son sitios comunes de alojamiento. No obstante este tipo de información puede estar sesgada ya que el tipo de muestreo debe ser más amplio y debería tomar en cuenta otras variables de tipo físico (capacidad de pérdida y/o retención

de agua, porosidad, etc.) que puedan explicar la estadia de diplópodos en ambientes no tan comunes según las características biológicas de estos organismos.

Se presentan valores de varianza muy altos para las dos zonas de pendientes diferenciales, mostrando diferencias entre los sustratos. Se presentó una mayor correlación entre la abundancia de individuos con el sustrato a nivel de suelo, para el sustrato hojarasca con un valor de correlación de 0,51611. Los sustratos troncos y rocas presentaron correlaciones positivas de 0,21931 y 0,21364 respectivamente, presentándose también una relación entre la abundancia de individuos y estos tipos de sustrato. Se presentó mayor preferencia por parte de los individuos de *Chondrodedsmus sp.* por sitios con sustratos, que con zonas expuestas obteniéndose una correlación negativa con este tipo de sustrato.

BIBLIOGRAFÍA

EVANS, A. M., CLINTON, P. W., ALLEN, R. B., & FRAMPTON, C. M. (2003). *The influence of logs on the spatial distribution of litter-dwelling invertebrates and forest floor processes in New Zealand forests*. Forest Ecology and Management 184: 251-262

ULYSHEN M., HANULA J. (2009). *Litter-Dwelling Arthropod Abundance Peaks Near Coarse Woody Debris in Loblolly Pine Forests of the Southeastern United States Florida Entomologist* 2(1):163-164.

GAVA, R. (2004). *Vertical distribution of Diplopoda populations from deciduous forest*. Arch. Biol. Sci. Belgrade, 56(1-2), 59-64.

ADIS, J. (Ed.). (2002). *Amazonian Arachnida and Myriapoda: identification keys to all classes, orders, families, some genera, and lists of known terrestrial species*. Sofia: Pensoft Publishers

BROWN, G. et.al. (2001). *Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos*.

GOLOVATCH, S. & DESMOND, R. (2009). Millipede (*Diplopoda*) distributions: A review. *Soil organisms*. Volumen 81 (3). pp.565-597.

BONILLA, R. et.al. (2008). *Producción y descomposición de la hojarasca en bosques nativos y de Leucaena sp., en Codazzi, Cesar*. Revista Corpoica – Ciencia y Tecnología Agropecuaria 9(2), 5-11

MARTÍNEZ R., TUYA L., MARTÍNEZ M. (2009) *El coeficiente de correlación de Rangos de Spearman*. Rev haban cienc méd La Habana, Vol. VIII No.2, abr-jun 2009.

COMPARACIÓN DE DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA FICOPERIFITICA ENTRE DOS PUNTOS CON DIFERENCIAS EN CONECTIVIDAD EN LA QUEBRADA NEGUANJE, PNN TAYRONA, SANTA MARTA, COLOMBIA.

COMPARISON OF DIVERSITY AND ABUNDANCE PERIPHYTON ALGAE BETWEEN TWO POINTS WITH DIFFERENCES IN CONNECTIVITY IN QUEBRADA NEGUANJE, PNN TAYRONA SANTA MARTA, COLOMBIA.

Angela Lisbeth Barbosa Rojas

*Estudiante de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C, Colombia.
albarbosar@unal.edu.co*

Fabio Andrés Gómez Cano

*Estudiante de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C, Colombia.
faagomezca@unal.edu.co*

RESUMEN

La comunidad del perifiton en los ecosistemas acuáticos se constituye como factor determinante en procesos de ensamblaje de nutrientes y es buena indicadora de las condiciones del sistema acuático tales como los disturbios ecológicos. Con el fin de comprender el papel ecológico que juega esta comunidad en la recuperación tras la perturbación por sequías estacionales en la Quebrada Neguanje (costado Occidental del PNN Tayrona) se caracterizaron las comunidades ficoperifíticas, en dos puntos con diferencias de conectividad. Los análisis estadísticos indicaron, que los grupos de algas distribuidos asimétricamente en los dos puntos pertenecen a las clases *Bacillaryophyceae* y *Chlorophyceae*, las cuales son un posible indicador de estados sucesionales que permiten la recuperación de estos ecosistemas al disturbio ecológico generado por la sequía. Su distribución está determinada por factores físico-químicos del agua tales la saturación de oxígeno y la temperatura. El grupo con mayor abundancia y diversidad fué la clase *Bacillaryophyceae* en ambos puntos de muestreo, lo cual permite hipotetizar que se encuentra en los estadios primarios de sucesión. Esta idea deberá ser validada en posteriores estudios.

Palabras Clave: Perifiton, sequía estacional, conectividad, *Bacillaryophyceae*, *Chlorophyceae*, diversidad.

ABSTRACT

The periphyton community in aquatic ecosystems is a determining factor in assembly processes nutrients and is a good indicator of aquatic system conditions such as ecological disturbances. In order to understand the ecological role played by the periphyton community in recovery after disturbance by seasonal droughts in the Quebrada Neguanje (PNN Tayrona Western) periphyton algae communities were characterized in two points with connectivity differences. Statistical analyzes indicated that algal groups asymmetrically distributed in the two points belong to class

Chlorophyceae Bacillariophyceae , which are a possible indicator of successional states that allow recovery of these ecosystems to ecological disturbance generated by drought. Its distribution is determined by water physic-chemical factors such as oxygen saturation and temperature. The group with the highest abundance and diversity was Bacillariophyceae class in both sampling points, which allows us to hypothesize that this group is in the earlier stages of succession. This idea should be validated in further studies.

Key words: Periphyton, seasonal drought, connectivity, Bacillariophyceae, Chlorophyceae, diversity.

INTRODUCCIÓN

Las asociaciones ecológicas del perifiton son una de las temáticas que más se abordan en los estudios actuales para realizar la caracterización de determinados cuerpos de agua, ya que permiten comprender el ensamblaje de nutrientes en un ecosistema y son determinantes en la producción primaria de los mismos. El perifiton que se ha descrito bajo diferentes términos se puede reunir en un concepto más integrador que los incluye como ensambles de algas adheridas. Por otra parte, es importante destacar que la composición de esta comunidad depende del tipo de sustrato, de la rugosidad del mismo y del estado trófico del agua.

El crecimiento y la producción del perifiton se ven afectados especialmente por los movimientos del agua y con ello otras dinámicas adyacentes tales como la disponibilidad de oxígeno (Roldán y Ramírez 2008), por lo cual son factores determinantes en los procesos sucesionales (Martínez y Donato 2003). Un factor importante en la afloración de la comunidad ficoperifítica es la de conductividad del cuerpo de agua, la cual se ve afectada con la sequía estacional (Lake 2003). La sequía, junto con las inundaciones, son perturbaciones importantes en los ecosistemas acuáticos intermitentes (Maltchik y Florín 2002), ya que genera cambios en las dinámicas poblacionales de la biota allí presente además de cambios en las variables físicas y químicas, por lo que se reduce la cantidad de hábitat disponible y se propicia la formación de microhábitats, como piscinas o aguas estancadas. Con todo lo anterior, se evidencia la necesidad y la importancia de conocer la densidad, el tamaño y la estructura de las comunidades presentes en estos microhábitats con el fin de entender los procesos ecosistémicos que involucran una perturbación como una sequía y la posterior recuperación.

En el presente trabajo se llevó a cabo el estudio de las comunidades ficoperifíticas de dos zonas de la quebrada Neguanje (PNN Tayrona), con diferencias en su conectividad y velocidad del caudal, como resultado de los eventos estacionales de sequía e invierno. El estudio se llevó a cabo durante los días 13 y 14 del mes de Septiembre de 2012, durante el inicio de la época de lluvia y finales de la seca.

METODOLOGÍA

Toma de muestras

El estudio se llevó a cabo en el costado Occidental del Parque Nacional Natural Tayrona, en la quebrada Neguanje (geográficamente denominada Q. Rodriguez), a dos horas de camino aproximadamente de la costa. La selección de los sitios se realizó teniendo en cuenta criterios visuales de conectividad y diferencias en la velocidad del caudal. El sitio 1 corresponde a un pozo en una zona desconectada y con poca velocidad de la corriente. El sitio 2 corresponde a una zona conectada no estancada de la quebrada, a 500 m del punto 1. En cada una de las zonas se colectaron

cinco muestras de perifiton mediante raspado con cepillo, en un área delimitada correspondiente a un marco de diapositiva (3.5 x 2.3 cm). Se tuvo la precaución de no repetir los sustratos de colección que en este caso correspondieron a rocas en la ribera del sitio con diferencias de coloración y un aspecto “gelatinoso”. Cada muestra se fijó en frascos por separado con solución Transeau. Adicionalmente se midieron distintas variables físicas y químicas: pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno y velocidad del caudal para cada uno de los sitios.

Identificación de organismos

Cada muestra se analizó con la técnica de conteo en cámara de sedimentación y se evaluó la abundancia en relación al área del sustrato (Ebro 2005). Los organismos se determinaron hasta nivel de género con ayuda de varias fuentes (Streble y Krauter 1987, Chaparro 2007, Guiry 2010, Cox 1996), y posteriormente se clasificaron por Clase.

Análisis numéricos

Para la comparación de medias se utilizó prueba no paramétrica Mann Whitney (*PAST V. 2.16*, Harper *et al.* 1999). Adicionalmente, se calcularon varios índices de diversidad por medio del mismo programa:

1. Dominancia de Simpson: fluctúa entre 0 y 1 y mide la probabilidad de sacar dos individuos de la misma especie en una muestra de la comunidad; por tanto es una media de la abundancia de los taxones en la muestra.

$D = \sum ((n_i/n)^2) = \sum p_i^2$, en donde n_i es el número de individuos para el taxón i y n es el número total de individuos.

2. Diversidad de Shannon: es una media de la entropía u orden en la comunidad. Varía entre 0 y 5.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

3. Equitatividad (E): medida de la diversidad que asilan entre 1 y el número máximo de taxones presentes en la comunidad.

$E = H/\ln(S)$, en donde S es el número de taxones y H el índice de diversidad de Shannon.

RESULTADOS

Identificación taxonómica

En total se caracterizaron 43 y 24 géneros diferentes en la zona desconectada y conectada, respectivamente (Anexos 1 y 2). En total se encontraron ocho clases: Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Ulvophyceae, Euglenophyceae, Xantophyceae y Phaeophyceae. Estas dos últimas no se encontraron en la zona desconectada.

Abundancias y diversidad

En términos de clases el sitio con mayor diversidad fué la zona conectada (**Tabla 1**), donde se encontraron las ocho clases. Las más abundantes fueron Cyanophyceae y Xantophyceae que representaron el 84.5% y 6.2% del total de individuos identificados (**Figura 1, Tabla 1**). En la zona

desconectada las clases más abundantes fueron Bacillariophyceae y Chlorophyceae (55.4% y 22.7 %, respectivamente).

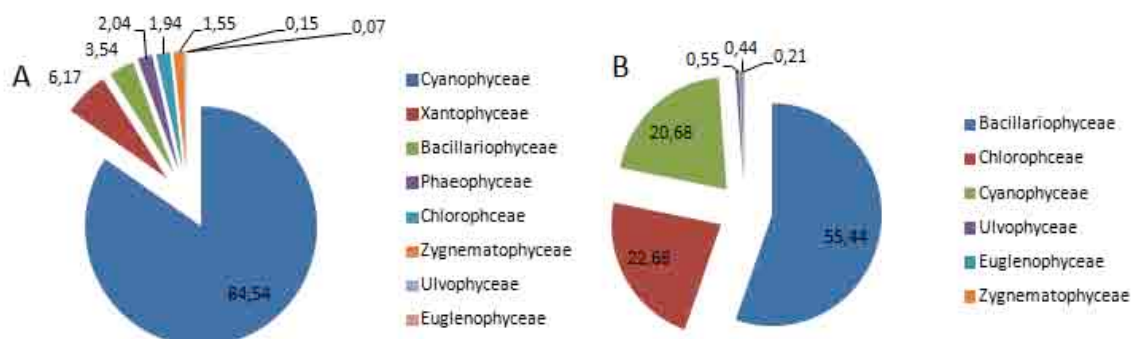


Figura 1. Porcentaje de abundancia de individuos/clase/cm² en la zona A) conectada y B) desconectada.

Los índices de diversidad indican que la zona desconectada es más diversa (2.822), pues duplicó el valor calculado para la zona conectada (**Tabla 2**), lo cual se evidencia en el número de géneros identificados para ambas zonas. Por otra parte, el índice de dominancia de Simpson fué bajo para la zona desconectada (0.09), lo cual indica una buena distribución del total de individuos dentro del total de géneros identificados. Para la zona conectada el valor fué más de cinco veces mayor (0.5), señal una baja distribución de los individuos en las especies encontradas, en comparación con la zona desconectada. En concordancia con lo anterior, el valor de equitatividad fué alto para la zona desconectada (0.75), y bajo en la zona conectada (**Tabla 2**).

Clases	Desconectada	Conectada
Cyanophyceae	49773,12128	41105,88
Xantophyceae	0,00	2998,89
Bacillariophyceae	133464,5782	1721,73
Phaeophyceae	0,00	993,01
Chlorophyceae	54607,08535	943,64
Zygnematophyceae	498,6676357	754,55
Ulvophyceae	1323,280039	71,06
Euglenophyceae	1054,530186	35,53

Tabla 1. Abundancia de individuos/cm² para cada una de las clases encontradas en ambas zonas de estudio.

Índices	Desconectada	Conectada
Taxa_S	43	24
Dominance_D	0,09342	0,5677
Shannon_H	2,822	1,204
Equitability_J	0,7503	0,3788

Tabla 2. Índices de abundancia de la comunidad periférica de las zonas desconectadas y conectadas.

Las mediciones físicas y químicas de la quebrada Neguanje se presentan en la **Tabla 3**, donde se puede apreciar que se presentan altas diferencias entre las variables de oxígeno disuelto, pH y velocidad del caudal.

VARIABLE	SITIO 1 (BAJA CONEXIÓN)	SITIO 2 (ALTA CONEXIÓN)
pH	7,95	7,24
Temperatura (°C)	26,7	26,7
Oxígeno Disuelto (mg/L)	7,94	7,03
Saturación de Oxígeno (%)	100	89,3
Conductividad (µS/cm)	398	389
Velocidad (m/seg)	0,024	12,7

Tabla 3. Variables físicas medidas en los dos puntos, conectadas y desconectadas, de la Quebrada Neguanje, PNNT.

Los resultados de la prueba Mann Whitney para cada una de las 6 clases indicaron que hubo diferencias significativas solo entre las Bacillariophyceae y las Chlorophyceae (**Tabla 4**). Para las Cyanophyceae el valor tabulado resultó igual al calculado.

	T=Ub calculado:	Tabulado	p
A-Chlorophyceae vs. B-Chlorophyceae	0	5	0,01219
A-Ulvophyceae vs. B-Ulvophyceae	9	5	0,4407
A-Euglenophyceae vs. B-Euglenophyceae	6	5	0,1579
A-Bacillariophyceae vs. B-Bacillariophyceae	4	5	0,01219
A-Cyanophyceae vs. B-Cyanophyceae	5	5	0,1437
A-Zygnematophyceae vs. B-Zygnematophyceae	11,5	5	0,9063

Tabla 4. Resultados del análisis estadístico. Los valores tabulados se calcularon teniendo en cuenta el valor n=5 de los grupos y el valor m=5 de las replicas, con un alfa de 0.05. Ho: $\mu A = \mu B$, donde A es la zona desconectada y B de la zona conectada.

DISCUSIÓN

Antes de considerar las diferencias de comunidades entre los dos sitios de estudio, se debe considerar el sistema geofísico del cual hace parte la quebrada Neguanje. Esta atraviesa un escarpado sistema rico en sedimentos de rocas ígneas y metamórficas que le aportan al río compuestos que le llegan por escorrentía. Al acumularse dichos sedimentos se elevan los niveles de conductividad y pH, tal y como se puede apreciar en la **Tabla 3**. Al situarse este sistema lótico en una región semi-árida como lo es el Caribe Colombiano, desarrolla piscinas o pequeños aislamientos de agua que se comportan como refugios para los organismos que tienen que soportar el disturbio de la sequía estacional. Por tanto son el medio inmediato en el cual pueden desarrollar diferentes adaptaciones y resistir a las condiciones secas características de este tipo de ecosistemas. Se ha demostrado además que esos refugios se comportan como hábitats seguros que reducen la

mortalidad asociada con la sequía (Maltchik y Medeiros 2006), lo cual demostraría la alta diversidad que se calculó para esta zona.

De acuerdo a la prueba de Mann Whitney (**Tabla 4**), las diferencias significativas entre las dos comunidades de algas se da para las clases Chlorophyceae y Bacillaryophyceae. Sin embargo, también se considerarán las diferencias que pueda o no aportar el grupo de la clase Cyanophyceae. Lo anterior teniendo en cuenta que los valores calculados fueron iguales a los tabulados.

Aunque se esperaba una mayor diferenciación entre las divisiones algales, estos tres grupos demuestran que sí existe un cambio entre los pozos desconectados y los que conservan cierta conectividad, producto de la sequía estacional. En consecuencia parece haber cierta tendencia a que los tipos de organismos que habitan una zona con alta y baja conexión hidrológica sean diferentes. Lo anterior permite confirmar que la sequía se comporta como un disturbio ecológico (Lake 2003), frente al cual las comunidades ficoperifíticas responden con cambios en sus patrones de distribución y abundancia. Estas variaciones en la distribución de la comunidad también indican que se están dando cambios a nivel de conectividad y flujo que pueden estar asociados a procesos y cambios ecológicos tras una sequía ecológica (Lake 2003). De forma paralela, se ha reconocido que la composición del perifiton cambia a través del ciclo hidrológico (Maltchik y Medeiros 2006), lo cual puede entenderse como una estrategia de la comunidad frente al disturbio generado por la sequía.

Como se observa en la **Figura 1**, las algas pertenecientes a la división Bacillaryophyceae son las más abundantes en las dos zonas de la Quebrada, lo cual indica una amplia distribución. A pesar de presentar adaptaciones de adhesión para ambientes de alta corriente (Martínez y Donato 2003), su incremento se da incluso en zonas aisladas de pequeñas piscinas. Una vez se recupera la conectividad longitudinal y transversal de la quebrada (Lake 2003), se pueden incorporar a la masa de agua luego de haber estado en estados de latencia que se pueden dar especialmente en la zona hiporreica. Este grupo de algas incluye básicamente a las diatomeas y puede responder favorablemente a condiciones con tendencia hacia la eutrofia. Además, el porcentaje de saturación de oxígeno y el pH encontrado en la quebrada (**Tabla 3**) son óptimos para el crecimiento de estas algas.

El otro grupo de algas que representó diferencias entre las dos zonas fué el de las Chlorophyceae. Este fué el segundo grupo más abundante en la parte conectada y superó la densidad registrada para la zona desconectada. Este grupo de algas indica principalmente estados de oligotrofia y baja conductividad (Pinilla 1998), por lo que pueden asociarse principalmente con la zona conectada. Hay que tener en cuenta que la zona conectada presenta mayor velocidad de la corriente, lo que a su vez genera una alta oxigenación del medio y un mayor recambio de nutrientes, junto con la baja deposición de sedimentos. Un factor condicional, adicional, es el grado de inclinación y el sustrato rocoso que presentaban cada uno de los sitios. En este caso la zona desconectada presentó un perfil menos inclinado y rocas grandes que permiten el estancamiento temporal del agua, mientras que la zona conectada se caracterizó por la presencia de rocas medianas que se erosionan más fácil por lixiviación tras la acción del agua.

La dominancia de estos dos grupos de algas responde principalmente a las condiciones de alta temperatura del agua, determinada por la baja altitud de la zona. En los dos puntos muestreados de la quebrada Neguanje no se presentaron diferencias en la temperatura, según la **Tabla 3**, pero el registro de 26.7°C podría elevarse más en determinadas épocas. Se podría hipotetizar que cuando la temperatura se acerque al límite de 30°C, la abundancia de Bacillaryophyceae descendería y las Chlorophyceae se incrementarían (Stevenson *et al.* 1996). Estos mismos autores describen que el

rango al cual se producen grandes cambios en la estructura de la comunidad oscila entre 25 y 30°C. Por otra parte, las diferencias entre los grupos de Cyanophyceae y Chlorophyceae, además de explicar condiciones locales que están relacionadas con los patrones de conectividad de la quebrada, pueden señalar patrones basales de los procesos de sucesión, de gran importancia para ecosistemas lóticos afectados por las sequías estacionales. Al presentar las Bacillaryophyceae altas abundancias en ambas zonas se puede sospechar que constituyen el sustrato básico para que se generen procesos sucesionales, ya que podrían hacer parte de la primera matriz de sucesión por su fácil adhesión al sustrato, especialmente en aquellas diatomeas coloniales. Esto permitiría el establecimiento posterior de algas como las Chlorophyceae (Stevenson *et al.* 1996). Lo anterior permite que la recuperación tras un disturbio de la comunidad del perifiton no tarde tanto tiempo y se adapte a condiciones extremas. Además, explicaría el continuo crecimiento de las algas a lo largo del continuo del río.

Si se considerara como significativa la diferencia entre las algas de la clase Cyanophyceae entre los dos puntos muestreados, éstas podrían estar indicando eutrofia (Pinilla, 1998). Pero dadas las condiciones naturales y poco disturbadas de la quebrada Neguanje, es más factible pensar que su presencia puede ser la respuesta a la escasez de nitrógeno. Como es sabido, muchas especies de este grupo de cianobacterias tienen la facultad de fijar nitrógeno directamente del aire. La abundancia de cianobacterias también puede responder a los procesos sucesionales, que las deja como un remanente estable que se ha adaptado a condiciones de alta velocidad de la corriente.

Existen cambios significativos en la abundancia de algas pertenecientes a las clases Bacillaryophyceae y Chlorophyceae entre dos puntos con diferencias de conectividad en la quebrada Neguanje. Esto muestra rasgos de disturbio ecológico por la sequía temporal. Las diferencias en abundancia entre estos dos grupos pueden responder a un fenómeno térmico, a las variables físicas del agua y en general a los patrones de sucesión perifítica, que podría ser el mecanismo principal para la regeneración de las comunidades ficoperifíticas en ecosistemas que se ven afectados por la sequía y pérdida de caudal. La alta abundancia de las algas de la clase Bacillaryophyceae está relacionada con la adaptación repetida que han tenido que soportar estos organismos y al ambiente geológico de la quebrada que permite el asentamiento de esta clase de algas cuando se ha depositado una cantidad considerable de sedimentos en una piscina. Esto genera adecuadas condiciones de materia orgánica y sustratos sin que se de un ambiente hipóxico. Para futuros estudios se recomienda estudiar los cambios de abundancia entre temporada húmeda y seca para tener un mayor punto de comparación y establecer relaciones con otro tipo de variables, tales como la productividad y respiración. El estudio de las dinámicas de cómo se restablecen los ríos o quebradas de un ambiente semi-árido permitirá ver la forma como el cambio climático podría afectar en mayor medida este tipo de ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Les agradecemos de manera especial a los funcionarios de Castilletes quienes nos brindaron el mejor servicio durante nuestro hospedaje, a los funcionarios de Parque Nacionales, quienes nos acompañaron de manera atenta a varias estaciones y a los profesores Gabriel Pinilla, Silvio Zuluaga y Edgar Camero quienes nos guiaron en el estudio. Un agradecimiento especial a funcionarios del Parque, residentes de Neguanje, quienes siempre estuvieron pendientes de nuestras actividades en la Quebrada.

BIBLIOGRAFÍA

- CHAPARRO, d. V. (2007). *Plantas no vasculares: Módulo Algas*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- COX, E. (1996). *Identification of Freshwater Diatoms from Live material*. Oxford: Chapman & Hall.
- EBRO, C. H. (2005). *Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico según la Directiva MARCO del Agua*. Ministerior del Meido Ambiente. Zaragoza: URS.
- GUIRY, M. (2010). *algaeBASE*. Recuperado el Diciembre de 2012, de www.algaebase.org
- HARPER, D. (1999). Paleontological Statistics software package for education and data analysis. (2.16).
- LAKE, P. (2003). Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, 48, 1161-1172.
- MALTCHIK, L., & FLORÍN, M. (2002). Pespectives of hidrological disturbance as the driving force of Brazilian semiarid stream ecosystems. *Acta Limnol. Bras.*, 3(14), 35-41.
- MALTCHIK, L., & MEDEIROS, E. (2006). Conservation importance of semi arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. *Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems*(16), 665-677.
- MARTÍNEZ, L., & DONATO, J. (2003). Efectos del caudal sobre la colonización de algas en un río de alta montaña tropical. *Caldasia*, 2(25), 337-354.
- PINILLA, G. (1998). *Indicadores Biológicos en ecosistemas acuáticos contienetales de Colombia. Compilación bibliográfica*. Bogotá: Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- ROLDÁN, G., & RAMÍREZ, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. Medellín: Universidad de Antioquia.
- STEVENSON, J., BOTHWELL, M., & Lowe, R. (1996). *Algal Ecology. Freshwater benthic ecosystems*. USA: Academic Press.
- STREBLE, H., & KRAUTER, D. (1987). *Atlas de los Microorganismos de Agua Dulce*. Barcelona: Ediciones Omega.

ANEXOS

Anexo 1. Tablas de abundancia para organismos identificados en zona desconectada, abundancia en de ind/cm²

Géneros	Muestras				
	1	2	3	4	5
Chroococcus	0,00	14884,11	0,00	146,26	0,00
Coelosphaerium	0,00	7546,88	0,00	0,00	0,00
Chlorococum	0,00	0,00	76,70	0,00	0,00
Crucigenia	0,00	0,00	76,70	0,00	0,00
Gloeocapsa	59,90	0,00	0,00	0,00	0,00
Scenedesmus	1796,88	2725,26	613,57	2925,15	2096,35
Tetraedrom	59,90	0,00	0,00	0,00	0,00
Achnantes	0,00	838,54	0,00	0,00	0,00
Amphora	1197,92	419,27	460,18	146,26	2418,87
Anomoeoneis	0,00	3354,17	0,00	0,00	0,00
Closterium	0,00	0,00	0,00	146,26	0,00
cocconeis	0,00	0,00	76,70	0,00	0,00
Cyclotella	0,00	5869,79	0,00	0,00	0,00
Cymbella	419,27	1467,45	230,09	292,51	1290,06
Fragilaria	119,79	209,64	153,39	731,29	322,52
Gomphonema	4731,77	0,00	383,48	2193,86	11771,83
Gyrosigma	0,00	2147,48	230,09	0,00	0,00
Hantzchia	0,00	0,00	0,00	2340,12	0,00
Melosira	359,38	0,00	0,00	0,00	0,00
Navicula	5270,83	11320,31	7669,59	1755,09	12739,38
Neidium	0,00	3144,53	0,00	0,00	0,00
Nitzschia	0,00	5869,79	920,35	1170,06	0,00
Pinnularia	958,33	0,00	383,48	585,03	2096,35
Rhoicosphenia	0,00	2096,35	0,00	0,00	0,00
Selenastrum	59,90	0,00	0,00	0,00	0,00
Stauroneis	1617,19	1886,72	460,18	2047,60	2580,13
Surirella	958,33	4402,34	1457,22	1608,83	1612,58
Synechococcus	0,00	19076,82	0,00	0,00	0,00
Synedra	299,48	2934,90	536,87	146,26	483,77
Tabellaria	119,79	0,00	0,00	0,00	0,00
Anabaena	539,06	1257,81	76,70	877,54	806,29
Lyngbya	0,00	4611,98	0,00	0,00	0,00
Microspora	0,00	0,00	0,00	877,54	0,00
Mougeotia	59,90	0,00	0,00	292,51	0,00
Oeodogonium	119,79	0,00	0,00	0,00	0,00
Oscillatoria	1856,77	24108,07	920,35	18867,19	2902,64
phormidium	0,00	0,00	76,70	146,26	0,00
Spirulina	0,00	0,00	0,00	146,26	0,00
Ulothrix	299,48	0,00	0,00	1023,80	0,00
Calothrix	0,00	0,00	306,78	1170,06	0,00
Rivularia	0,00	2725,26	0,00	0,00	0,00
Englena	0,00	0,00	0,00	146,26	0,00
Phacus	539,06	0,00	76,70	292,51	0,00

Anexo 2. Tablas de abundancia para organismos identificados en zona conectada, abundancia en de ind/cm²

Géneros	Muestras				
	1	2	3	4	5
Anabaena	0,00	0,00	0,00	304,31	35,53
Calothrix	7778,58	10416,26	3641,04	11056,58	3553,14
Chlorococcum	220,67	0,00	141,86	405,75	106,59
Coconneis	55,17	0,00	0,00	0,00	0,00
Crucigenia	0,00	0,00	47,29	0,00	0,00
Fragilaria	0,00	0,00	0,00	0,00	35,53
Gloeotrichia	0,00	982,67	94,57	608,62	35,53
Gymnodinium	0,00	0,00	0,00	0,00	35,53
Haplosiphon	993,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Microcystis	0,00	0,00	425,58	304,31	71,06
Microspora	110,33	98,27	47,29	101,44	71,06
Mougeotia	551,67	0,00	0,00	202,87	0,00
Navicula	110,33	0,00	0,00	0,00	0,00
Nitzschia	0,00	98,27	94,57	101,44	35,53
Oeodogonium	0,00	0,00	0,00	101,44	35,53
Ophyocytium	55,17	0,00	94,57	0,00	71,06
Oscillatoria	0,00	0,00	0,00	710,06	213,19
Pinnularia	0,00	0,00	0,00	101,44	0,00
Phacus	0,00	0,00	0,00	0,00	35,53
Scenedesmus	331,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Stauroneis	0,00	0,00	0,00	0,00	177,66
Surirella	110,33	98,27	94,57	608,62	0,00
Tribonema	2537,69	98,27	0,00	0,00	142,13
Ulothriz	0,00	0,00	0,00	0,00	71,06

Anexo 3. Fotografía de la Zona A correspondiente a una piscina aislada con baja conectividad en la quebrada Neguanje.



Anexo 4. Fotografía de la Zona A correspondiente a una piscina aislada con baja conectividad en la quebrada Neguanje.



EFEECTO DEL GRADO DE DESCOMPOSICIÓN DE TRONCOS CAÍDOS SOBRE LA DENSIDAD DE PLÁNTULAS CIRCUNDANTES EN EL BOSQUE SECO TROPICAL DEL PNN TAYRONA

EFFECT OF DECOMPOSITION DEGREE OF FALLEN LOGS ON DENSITY OF SURROUNDING SEEDING PLANTS IN THE TROPICAL DRY FOREST OF THE PNN TAYRONA.

Laura Victoria Calderón-Acero

Estudiante de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D. C., Colombia.
lvcalderson@unal.edu.co

Lorena Xiomara González-Acero

Estudiante de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D. C., Colombia.
lxgonzalez@unal.edu.co

RESUMEN

En el presente trabajo se realizó un análisis de la relación entre la abundancia y diversidad de plántulas con el grado de descomposición de troncos caídos cercanos a ellas. Para alcanzar tal fin se realizó el conteo e identificación de morfoespecies de plántulas cercanas a troncos caídos con diferentes grados de descomposición, así como la toma de muestras del tronco con el fin de determinar su grado de descomposición. A partir de lo anterior y mediante un análisis de correlación de Spearman se llegó a la conclusión de que no hay correlación entre la abundancia y diversidad de las plántulas con el grado de descomposición de los troncos caídos cercanos. Tal resultado sugiere algunas características clave sobre la ecología del Bosque Seco Tropical, además, se sugiere realizar análisis con respecto a diferentes variables edáficas de este ecosistema ya que son ellas las determinantes del establecimiento de nuevas plántulas.

Palabras Clave: Bosque Seco Tropical, tasa de descomposición, densidad y diversidad de plántulas.

ABSTRACT

In this paper we analyzed the relationship between the abundance and diversity of seedlings with the degree of decomposition of fallen trees near them. To achieve this end, we did the total count and identification of morphospecies of seedlings near fallen logs with different degrees of decomposition, as well as the trunk sampling in order to determine its degree of decomposition. From the above and by Spearman correlation analysis is concluded that there is no correlation between the abundance and diversity of seedlings with the decomposition rate of near fallen logs. This result suggests some key features of the ecology of tropical dry forest, we suggested analyzes with respect to different soil variables of this ecosystem because they are the determinants of the establishment of new plants.

Key Words: Tropical dry forest, decomposition rate, seedling plants density and diversity.

INTRODUCCIÓN

La hojarasca y los troncos caídos de los árboles sufren el proceso de descomposición, que consiste principalmente en su transformación en los componentes químicos (elementos fundamentales) que hacían parte de ellos (Aerts 1997). Este proceso es de vital importancia para los ecosistemas teniendo en cuenta que aporta nutrientes al suelo (Aber y Melillo 1991), se ve involucrado en los procesos de ciclado del carbono y además constituye una herramienta para permitir el flujo de energía en el ecosistema (enriquecimiento de los suelos).

En el ecosistema del bosque seco tropical, debido a las condiciones de pérdida foliar en la época seca se generan altas cantidades de hojarasca la cual dependiendo de las características climáticas logrará desarrollar procesos de degradación que enriquecerán los suelos. A pesar de lo anterior es vital reconocer la importancia de la humedad y de la presencia de agua en estos procesos de degradación, ya que es a partir de esta humedad que se establecerán organismos que puedan generar la transformación. Las condiciones climáticas de la zona (PNN Tayrona) son extremas debido a la aridez por lo cual las condiciones de humedad necesarias para que se lleve a cabo el proceso de descomposición no son suficientes, indicando así un problema para la germinación y el asentamiento de nuevas plántulas.

La densidad y diversidad de plántulas en este tipo de ecosistemas está completamente determinada por los factores climáticos, ya que son ellos los que determinan en gran medida la composición de los suelos, debido a que permiten o no la degradación de la materia orgánica dependiendo de la temperatura y de la humedad del medio de degradación.

Encontrar alguna correlación entre el grado de descomposición de los troncos caídos y la abundancia y diversidad de plántulas circundantes representa una herramienta para determinar el aporte de los troncos caídos en la regeneración del ecosistema, además de hacer más evidentes las estrategias que utiliza la vegetación en ecosistemas como el analizado en este trabajo.

En el presente trabajo se estudia la relación mencionada, con base en la hipótesis de que en cercanías a troncos caídos con altos grados de descomposición se presenta una mayor abundancia y diversidad de plántulas debido al aporte de nutrientes a los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo se llevó a cabo en un bosque seco tropical distribuido a lo largo de la vía Neguanje-Gayracaen el sector occidental del Parque Nacional Natural Tayrona. En esta zona no se presentaban formaciones geomorfológicas particulares, en general eran terrenos sin inclinación y sin altura significativa con respecto a nivel del mar (Figura 1). Además se presentaba la vegetación típica del ecosistema, alta densidad de fabáceas/leguminosas, y por lo general troncos de grandes alturas que cuando caían generaban claros.



Figura 3. Mapa de segmentos estudiados de la región de Neguanje y Gairaca. Las áreas de estudio aproximadas se encuentran resaltadas en los cuadros de borde rojo, indicando mediante las letras la cronología de toma de troncos en cada uno de esos sectores; el primer día se llevó a cabo la toma de muestras en los cuadros A y B, mientras que el segundo día se llevaron a cabo los muestreos en los otros dos sectores C y D.

Muestreo en campo

Se identificaron los sectores A, B, C y D (**Figura 1**) y dentro de ellos se seleccionaron 18 troncos caídos distribuidos a la zaf de ntro de las zonas previamente determinadas. En primer lugar se realizaron las mediciones de la longitud y diámetro de cada uno de los troncos y para cada uno de ellos se delimitó un área circundante de 50 cm dentro de la cual se contó la riqueza de morfoespecies y abundancia de plántulas. Teniendo en cuenta las mediciones realizadas se llevó a cabo el mismo procedimiento de conteo previamente descrito sobre un área control con las mismas dimensiones que el área muestreada para el tronco. Tras la realización de este conteo se prosiguió con la toma de muestras de cada tronco mediante la utilización de diferentes herramientas como pala, pala y machete, entonces muestras transversales de aproximadamente 15 cm de longitud fueron tomadas intentando incluir la tierra derivada de la descomposición del tronco, por lo general fueron tres fragmentos los que se tomaron, pero en algunos de los casos la dureza (bajo grado de descomposición) del tronco impidió la toma de los tres fragmentos por tronco caído. Tales muestras fueron almacenadas, rotuladas y conservadas para ser llevados al laboratorio.

Trabajo en Laboratorio

Las tres (dos o una) réplicas de los segmentos tomados al llegar al laboratorio fueron reempaquetadas en papel periódico, para proseguir con su secado a una temperatura de 60°C por lo menos durante un tiempo de 72 horas. Luego estas fueron tamizadas utilizando un tamiz No. 7 con el fin de calcular el porcentaje de peso seco correspondiente a la materia orgánica que ya había sufrido procesos de descomposición y al tronco consistente aun sin descomponer; proponiendo de esta manera un índice de la descomposición de los troncos caídos ilustrado en la ecuación 1. A partir de estas mediciones se obtuvieron resultados de estos pesos secos y por lo tanto del índice de descomposición de cada uno de los troncos.

$$ID_{\%} = \frac{\text{Pesosecodelatierra} \times 100}{\text{Pesosecodeltronco}}$$

Análisis estadístico

Se utilizó una prueba de correlación de Spearman entre el porcentaje de biomasa del tronco descompuesto y el número de plántulas establecido a alrededor de cada tronco, con el fin de determinar la tasa de descomposición del tronco.

RESULTADOS

A partir de la extracción de muestras de cada uno de los troncos se realizó el cálculo de los valores de descomposición y se tabuló el número de plántulas y morfotipos con relación al cada tronco, así como del área control indicando las áreas del conteo (**Tabla 1**)

# Tronco	# Plántulas - tronco	# Morfotipos-tronco	Densidad-tronco (Plántulas/m ²)	# Plántulas-control	# Morfotipos-control	Densidad-control (Plántulas/m ²)	Área observada (m ²)
1	17	5	4,0	124	2	29,5	4,2
2	92	6	20,0	180	6	39,1	4,6
3	148	2	59,2	4	3	1,6	2,5
4	37	11	8,6	30	9	7,0	4,3
5	9	4	7,5	18	3	15	1,2
6	38	11	8,6	17	6	3,9	4,4
7	4	3	2	19	2	9,5	2
8	36	1	18	14	6	7	2
9	28	5	5,6	11	6	2,2	5
10	7	3	2,9	4	3	1,7	2,4
11	224	4	106,7	15	5	7,1	2,1
12	50	4	25	36	4	18	2
13	23	4	11,5	14	5	7	2
14	9	4	2,9	36	7	11,6	3,1
15	13	4	2,5	17	5	3,3	5,1
16	16	4	4,4	19	5	5,3	3,6
17	28	5	8,5	44	7	13,3	3,3
18	26	5	9,3	9	4	3,2	2,8

Tabla 1. Número de plántulas y densidad al rededor de los troncos en descomposición y en la zona de control.

Además se realizó la comparación entre el número de morfoespecies en el área circundante a los troncos y su respectivo control (**Figura 2**), así como la densidad de las mismas con relación a los dos casos mencionados (**Figura 3**)

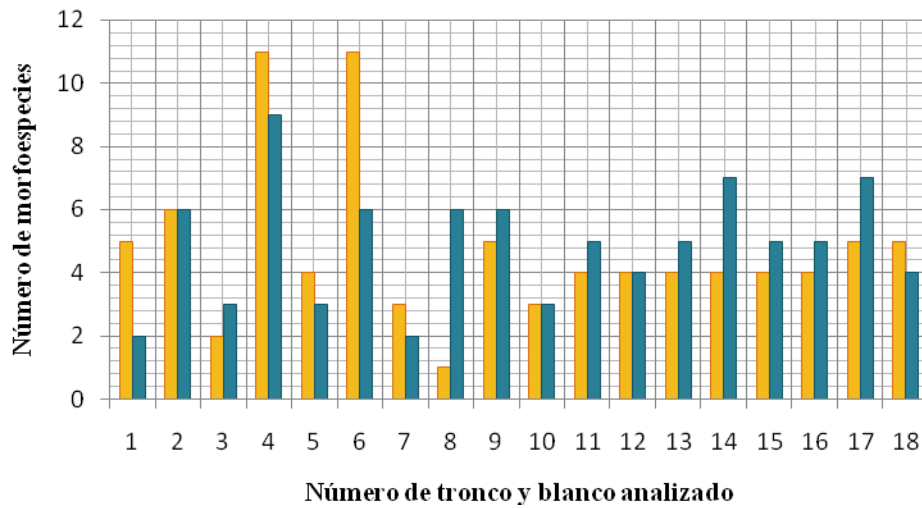


Figura 4. Comparación del número de morfoespecies.

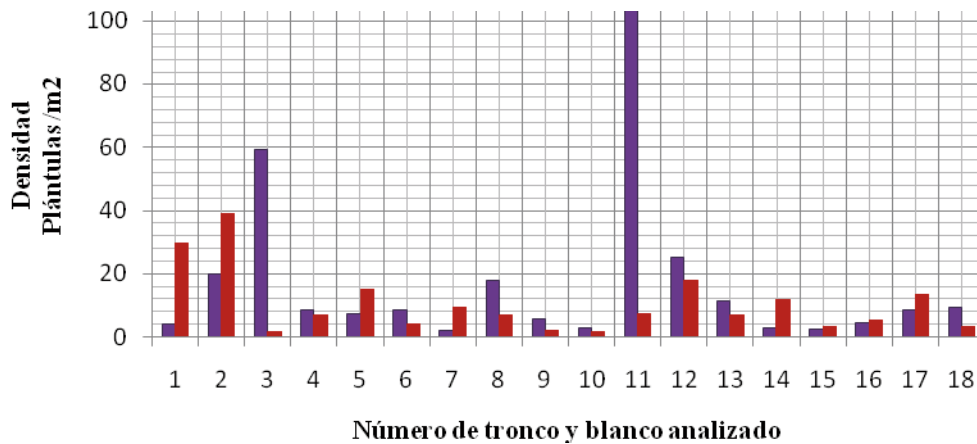


Figura 5. Comparación de la densidad de plántulas /m2

Finalmente, para abordar la correlación existente entre el porcentaje de descomposición y el número y densidad de plántulas y la diversidad de las mismas se hizo un análisis de correlación de Spearman en el programa PAST (PAleontological Statistics) como lo muestran las **Tablas 2 y 3**.

0	%_descomp.	No._plántulas	No._plántulas/m2
%_descomp.	0	0,79329	0,35817
No._plántulas	-0,068712	0	4,31E-07
No._plántulas/m2	-0,23775	0,9092	0

Tabla 2. Correlación entre el % de descomposición y el número de plántulas y densidad de las mismas.

0	%_descomp.	No._plántulas
%_descomp.	0	0,9388
Riqueza._plántulas	-0,020153	0

Tabla 3. Correlación entre el % de descomposición y la riqueza de plántulas.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En primer lugar se observó que ni la densidad ni la riqueza de plántulas es diferencial comparándose las áreas de trabajo (cercanía de troncos caídos) y las áreas tomadas como control, por lo que se tienen indicios preliminares de que la descomposición no genera un efecto significativo sobre estas variables; a partir del análisis de correlación se hacen evidentes estos indicios, por lo cual la conclusión principal es que no existe una correlación significativa entre el porcentaje de descomposición de los troncos caídos y la densidad y riqueza de las plántulas circundantes.

En principio esto puede deberse a que otros factores influyen en el establecimiento de las plántulas en este ecosistema. En primer lugar la pérdida de follaje es una de las características fisiológicas predominantes y principales de este ecosistema (El Bosque Seco Tropical en Colombia, 1998), por lo que la hojarasca aportada por este fenómeno es posiblemente una de las fuentes principales de nutrientes para el enriquecimiento del suelo y posterior establecimiento de las plántulas. Además existe una alta importancia del intemperismo en el ciclo de nutrientes en este tipo de ecosistemas (Campos *et al.* 2010), por lo que una pérdida significativa a nivel de la caída de las hojas representaría una estimulación del ciclado de nutrientes, lográndose un enriquecimiento del suelo en mayor medida debido a la alta generación de hojarasca en comparación con el aporte neto al ecosistema que pueden aportar los troncos.

Finalmente se recomienda y resalta que es importante explorar las características de las plántulas que les permiten sobrevivir en ambientes hostiles como los que se presentan en el bosque seco tropical, principalmente características del suelo que son las determinantes para los procesos de crecimiento en estas fases tempranas de la vida de las plántulas. El estudio de la capacidad de campo así como la riqueza en diversos nutrientes como por ejemplo el nitrógeno (dada la alta abundancia de leguminosas) pueden dar mayores indicios para identificar las adaptaciones de las pequeñas plantas de este ecosistema.

BIBLIOGRAFÍA

ABER, J., & MELILLO, J. (1991). *Terrestrial ecosystems*. USA: Saunders College Publishing.

AERTS, R. (1997). Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 439-449.

CAMPOS, J., MAASS, M., & DE PABLO, L. (2010). Intemperismo en un bosque tropical seco de México.

El Bosque Seco Tropical en Colombia. (1998). *Programa de inventarios de la Diversidad. Instituto Alexander von Humboldt*.

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA DEL RÍO GAIRA MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES

EVALUATION OF WATER QUALITY OF GAIRA RIVER BY MACROINVERTEBRATES AS BIOINDICATORS

Daniela Cortes Guzman

Estudiante de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D. C., Colombia.

Sergio Castro Ramirez

Estudiante de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D. C., Colombia.

RESUMEN

Los macroinvertebrados son un componente fundamental de los ecosistemas acuáticos, principalmente en sistemas lóticos. Dentro de aquellos, los insectos son el grupo más representativo, pues sus larvas representan gran cantidad de la biomasa de la comunidad dentro del ecosistema. Los disturbios que afectan los ecosistemas acuáticos producen cambios en la estructura y composición de las comunidades, por lo cual estas mismas son una herramienta importante en estudios de calidad ambiental. El presente es un trabajo desarrollado en tres zonas del río Gaira, ubicado en la vertiente noroccidental de la Sierra Nevada de Santa Marta (Magdalena, Colombia), basado en las probables diferencias del estado de conservación entre la zona de una reserva de la sociedad civil, y dos zonas con intervención antrópica. Para corroborar esto se realizaron muestreos en las tres zonas con redes suber, manual y muestreo manual en rocas de Trichoptera, Ephemeroptera y Plecoptera, por ser organismos sensibles a las alteraciones ambientales del agua. Los organismos colectados fueron determinados a nivel de familia y se calcularon índices BMWP/Col, ASTP y el índice biológico de familias modificado de Hilsenhoff FBI, y pruebas de Mann-Whitney para comparar entre sitios. Adicionalmente se midieron parámetros fisicoquímicos en cada zona (pH, conductividad, sólidos disueltos, porcentaje de saturación, oxígeno disuelto y temperatura), se calcularon índices ICOSUS e ICOPH. La familia más abundante en los tres sitios fué Baetidae (Ephemeroptera). Se encontraron diferencias significativas entre el sitio Reserva respecto a los otros sitios de muestreo. La calidad de las aguas fué determinada como Buena para la Reserva, y Aceptable con evidencias de contaminación en los otros dos sitios según ASTP, y como Buena en todos los sitios, según FBI. El índice ICOSUS ubicó a los tres sitios en la categoría Baja contaminación.

Palabras clave: Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, bioindicación, factores fisicoquímicos

ABSTRACT

Macroinvertebrates are a principal component of aquatic ecosystems, mainly in lotic systems. Within those, insects are the most representative group, because their larvae represent big amount of biomass of community in the ecosystem. Disturbance which affects aquatic ecosystems produce changes in structure and composition of communities, therefore these are an important tool in studies of environmental quality. The present is a work developed on three zones of Gaira river, find in northwestern slope of Sierra Nevada de Santa Marta (Magdalena, Colombia), based in probable differences in the conservation condition between a zone in a civil society reserve, and two

zones with anthropic intervention. To corroborate this we sample the three zones with Suber, manual nets and manual sampling rocks of Trichoptera, Ephemeroptera and Plecoptera, because this are sensitive organisms to water alterations. The organisms collected were determined to family level y calculated BMWP/Col, ASTP index and Hilsenhoff's modified family level biotic index, and Mann-Whitney test to compare between sites. Further, measured physicochemical factors in each zone (pH, conductivity, dissolved solids, percent saturation, dissolved oxygen and temperature), and calculated ICOSUS and ICOPH index. The most abundant family in the three sites was Baetidae (Ephemeroptera). We found statistical differences between sampling site Reserva and remaining sites. Water quality was determined as Good for reserve, and admissible with contamination evidence for two remaining sites based on ASTP, and very good for all sites based on FBI. ICOSUS index placed the three zones in Low contamination.

Key words: Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, bioindication, physicochemical factors

INTRODUCCIÓN

Existen especies, poblaciones o comunidades que indican acerca de la calidad del agua, pues presentan cierta sensibilidad y rangos de tolerancia respecto a las condiciones del ambiente. Se llaman bioindicadores de calidad de agua a aquellos organismos que establecen una relación específica con los parámetros físicos y químicos del agua, los cuales son factores que influyen en el número de individuos, morfología y fisiología, características que son determinantes para informar sobre las alteraciones de las variables fisicoquímicas del agua y por lo tanto del ecosistema (Zuñiga de Cardozo 2000). Los organismos con un estrecho rango de tolerancia a las alteraciones químicas y físicas del agua, son más informativos sobre el estado del ecosistema en términos de contaminación, a diferencia de aquellos que tienen una alta capacidad a resistir estas alteraciones, y cuya dinámica poblacional o de comunidades no se ve afectada, por lo cual se les llama pobres indicadores de calidad ambiental (Zuñiga de Cardozo 2000). En aguas limpias es común encontrar poblaciones de efemerópteros, plecópteros y tricópteros; mientras que aguas contaminadas predominan poblaciones de anélidos y quironómidos (Roldán 1999). Dado que las larvas de los primeros tres órdenes mencionados se encuentran entre los grupos más sensibles en los ecosistemas acuáticos (Alonso y Camargo 2005), el desarrollo del presente estudio se basará en estas.

Los insectos son los macroinvertebrados más representativos en los ecosistemas acuáticos dulceacuícolas, donde sus larvas representan la mayor biomasa de la comunidad dentro del ecosistema (Zuñiga de Cardozo 2000), por lo cual son los más usados como bioindicadores de calidad de agua ya que a diferencia de los vertebrados estos responden más rápido a cambios ambientales, por lo cual el daño o alteración del ecosistema se puede reconocer rápidamente (Zuñiga de Cardozo 2000). Aunque los macroinvertebrados acuáticos mejor conocidos en Colombia son los insectos, la mayoría de estudios se han realizado en base a métodos Europeos y Norteamericanos (Roldán 1999).

Los ecosistemas acuáticos albergan una gran diversidad de organismos incluso mayor que los terrestres (Bartram y Ballance 1996), por lo cual alteraciones producidas por fuentes de contaminación antrópicas, debido a la expansión poblacional, urbanización e industrialización, son las principales fuentes de contaminación del recurso hídrico, de tal forma que inducen cambios en la estructura y biología de comunidades de macroinvertebrados acuáticos (Courtemanch *et al.* 1989). Por lo cual es importante usar herramientas biológicas como los bioindicadores para realizar estudios acerca de la calidad ambiental de ecosistemas acuáticos, de tal forma que se puedan evitar contraer enfermedades en la población humana colindante a estos ecosistemas, y promover su

conservación, como fuentes de biodiversidad (Zuñiga de Cardozo 2000). El presente estudio se realizó en tres sectores de la cuenca del río Gaira, el cual se ha visto afectado por fenómenos de ocupación humana como la urbanización de las planicies de inundación (Gutiérrez-Rojas *et al.* 2009) y ocupación con cultivos de café, tomate, cilantro, maracuyá y yuca (Rueda *et al.* 2005, citados por Gutiérrez-Rojas *et al.* 2009). Se determinó la variación de comunidades de macroinvertebrados y de parámetros fisicoquímicos del río, para obtener información sobre la calidad ambiental del ecosistema.

MATERIALES Y MÉTODOS

Existen varios métodos para determinar el grado de contaminación de los ríos, desde observaciones visuales, hasta métodos de detección remota basados en la fotointerpretación de fotografías satelitales y los métodos de evaluación de la calidad de las aguas basadas en macroinvertebrados acuáticos. En general se considera que el grado de contaminación de un cuerpo de agua en particular río, ciénaga, laguna, etc., esta muy relacionada con algunos parámetros fisicoquímicos e hidrológicos del mismo sistema, especialmente en los ecosistemas lóticos ya que la corriente juega un papel importante en el transporte de material autóctono del lugar pero también es importante por la traída de material alóctono de otros lugares de la vertiente.

Sitio de muestreo

El estudio se realizó en la microcuenca del río Gaira la cual se encuentra en la vertiente noroccidental de la Sierra Nevada de Santa Marta (Magdalena, Colombia), 11°52.6'N- 74°46.22'W y 11°10.08'N- 74°11.07'W. Comprende 10464 ha. El río fluye en la dirección este a oeste, tienen 32.53 km de longitud, su nacimiento es en el macizo San Lorenzo y la desembocadura en el mar Caribe (Frayter *et al.* 2000, citados por Gutiérrez-Rojas *et al.* 2009), con un rango altitudinal de 0-2750 msnm y suelos formados por yacimientos del Paleozoico (Fundación Prosierra 1998, citado por Gutiérrez-Rojas *et al.* 2009). El régimen de precipitación es bimodal, con un periodo poco lluvioso entre diciembre y abril, y el periodo lluvioso entre julio y agosto, con la máxima intensidad de lluvias entre octubre y noviembre (UAESPNN 1998, citado por Gutiérrez-Rojas *et al.* 2009).

Se seleccionaron tres partes de la cuenca a lo largo de esta en forma descendente, siendo la primera la más alta y la tercera la más baja. La primera zona de muestreo estaba ubicada en una reserva de la sociedad civil en la Vereda el Mosquito, caracterizada por un bosque ribereño, un ecotono entre el ecosistema acuático y terrestre, además suele caracterizarse por zonas de gradientes ambientales propensas a disturbios naturales y antrópicos (Rykken *et al.* 2007, citados por Gutiérrez-Rojas *et al.* 2009). La segunda, se ubicaba cerca de la Troncal del Caribe, en el punto donde la atravesaba el puente del río Gaira. La tercera zona, la parte baja, estaba ubicada cerca de fincas y grandes potreros, en la cual se podía observar una actividad antrópica más dinámica en la perturbación del ecosistema, mediante actividades como la evacuación de escombros y extracto de arena en la orilla del río.

Toma de datos

En cada sitio de muestreo se escogieron tres puntos al antojo del observador, los cuales estaban separados 30 m de distancia aproximadamente, y en cada uno de estos se hizo colecta de macroinvertebrados y toma de datos fisicoquímicos del río. Para la captura de macroinvertebrados se utilizaron tres técnicas de colecta: red manual, red surber y colecta directa en piedras. Sólo se capturaban los grupos de interés (Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera), los otros se devolvían al río. Para los datos fisicoquímicos se utilizó una sonda multiparamétrica HACH modelo HG30D, que mide sólidos disueltos, pH, oxígeno disuelto, conductividad, temperatura y porcentaje de

saturación, los datos se tomaban en cada punto. Los organismos colectados con las tres trampas se conservaron en frascos con alcohol al 70%.

Con las redes manual y S uber se realizaron cinco repeticiones en cada punto de muestreo, y la colecta manual en rocas se realizó en 10 piedras escogidas al antojo del observador. En el tercer punto de muestreo de la Reserva sólo se colectaron individuos con la red manual, debido a que no había sustratos adecuados para los otros dos métodos. Adicionalmente en cada punto se registraban observaciones de macroinvertebrados pertenecientes a otros grupos que fueran recogidos por accidente, con el propósito de complementar la información.

Tratamiento estadístico a los datos

Todos los individuos colectados fueron determinados a nivel de familia. Se realizó una prueba de Mann-Whitney con el propósito de comparar las abundancias por familia de los organismos muestreados entre los sitios. La normalidad de los datos fue previamente corroborada mediante un test de Shapiro-Wilk. Se aplicó el índice BMWP/Col (Roldán 2003) para determinar el grado de contaminación general del río, incluyendo las familias encontradas de los tres sitios; también se calculó el índice independiente para cada sitio. Con el propósito de aportar una información más precisa se calculó el índice ASTP. El índice FBI se calculó con los puntajes asignados para las familias según Bode *et al.* (1996), Hilsenhoff (1988) y Mandaville (2002). La fórmula utilizada fue: $\frac{\sum Xi}{n}$, donde Xi es el número de individuos dentro de un taxón, ti es el valor de tolerancia del taxón y n el total de individuos de la muestra (Zimmerman 1993). Los índices ICOPH e ICOSUS también se calcularon para determinar los sitios dentro de la escala de contaminación usando el software Icatest v1.0.0.44 (Fernández *et al.* 2005).

RESULTADOS

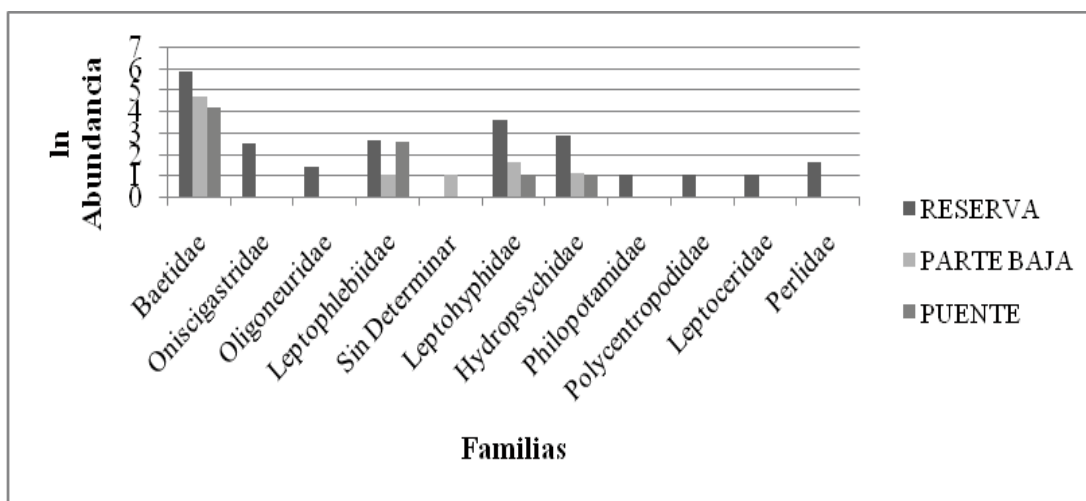


Figura 1. Abundancias absolutas de familias en cada sitio de muestreo.

Prueba de Mann-Whitney para comparar sitios de muestreos (matriz de abundancias)

	RESERVA	PARTE BAJA
PARTE BAJA	N=11 Mean Rank: 7.25, 4.25 U=27.5 Exact p=0.02552	--
PUENTE	N=11 Mean Rank: 7.341, 4.159 U=25.5 Exact p=0.01666	N=11 Mean rank: 4.25, 5.5 U=55 Exact p=0.7227

Tabla 1. Resultados de la prueba de Mann-Whitney realizada con los datos de abundancias por familia de los tres sitios de muestreo.

La hipótesis nula debe rechazarse en los casos entre reserva y parte baja, y reserva y puente; es decir la reserva es significativamente distinta en cuanto a la abundancia de los organismos de los órdenes trabajados, respecto de los otros sitios de muestreo. No obstante el puente y la parte baja no arrojaron diferencias significativas.

El índice BMWP/Col se aplicó para siete de las familias encontradas, pues sólo estas se encuentran incluidas en las tablas realizadas por (Roldán 2003) para Colombia: Perlidae, Hydropsychidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Leptohyphidae, Leptoceridae y Baetidae. El FBI se aplicó para Baetidae, Leptophlebiidae, Leptohyphidae, Hydropsychidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Leptoceridae y Perlidae, por ser las únicas incluidas en la tabla de puntuación correspondiente.

SITIO	BMWP/Col	CALIDAD	ASTP	CALIDAD	FBI	CALIDAD
Río Gaira, general	57	Dudosa (III) Moderadamente contaminadas	8,14	Buena (I) No contaminadas	3,79	Muy buena. Posiblemente leve contaminación
Reserva	57	Dudosa (III) Moderadamente contaminadas	8,14	Buena (I) No contaminadas	3,77	Muy buena. Posiblemente leve contaminación
Puente	30	Crítica (IV) Muy contaminadas	7,5	Aceptable (II) Ligeramente contaminadas	3,68	Muy buena. Posiblemente leve contaminación
Parte baja	30	Crítica (IV) Muy contaminadas	7,5	Aceptable (II) Ligeramente contaminadas	3,95	Muy buena. Posiblemente leve contaminación

Tabla 2. Resultados de los índices aplicados con categoría de calidad de agua y su respectivo significado.

La información de cada sitio fué complementada con observaciones tomadas en campo acerca de otros grupos de macroinvertebrados capturados accidentalmente, a pesar de que estos no fueron colectados. En la reserva se encontraron en grandes abundancias Diptera, la mayoría de ellos probablemente de las familias Simuliidae y Chironomidae, y en abundancias importantes Coleoptera adultos. En la parte baja se observaron Diptera muy abundantes y larvas de Lepidoptera en rocas, larvas de Coleoptera abundantes, Hemiptera y camarones de la familia Palaemonidae muy abundantes. En la zona del puente se observaron Diptera en abundancias menores a las de los otros puntos, camarones (Palaemonidae) muy abundantes, Hemiptera abundantes y presencia de algunas larvas de Odonata.

DISCUSIÓN

Índices fisicoquímicos

Las temperaturas registradas para los tres sitios oscilan entre 23.3 y 27.8 °C, superiores a la registrada por Guerrero-Bolaño *et al.* (2003) para el sector de Pozo azul de la cuenca del Gaira (20°C). Se ha reportado que la temperatura del agua en los trópicos depende principalmente de la altura sobre el nivel del mar (Machado y Roldán 1981, citados por Guerrero-Bolaño *et al.* 2003) y la estabilidad en este factor, dada por rangos relativamente limitados de variación favorece el desarrollo de la biota. La cantidad de oxígeno disuelto se encuentra asociada a la temperatura, pues esta y la solubilidad de los gases en el agua presentan una relación inversa. Los valores encontrados se encuentran entre 8.1 y 8.6 mg/l, valores medios teniendo en cuenta que las partes medias y bajas de los ríos suelen presentar los valores más altos de oxígeno disuelto, alrededor de 16 mg/l, ya que es donde existe mayor concentración de la vegetación acuática y/o de contaminación (Margalef 1983). Por consiguiente, este podría ser el primer indicador de una calidad del río media-alta, aunque es importante tener en cuenta los demás factores.

El sitio que presentó mayores valores de oxígeno disuelto fué la Reserva, y es poco probable que sea el sitio más contaminado; por el contrario los niveles pueden ser altos porque existe mayor concentración de vegetación acuática. Congruente con este resultado, la reserva también fué el sitio que presentó los menores registros de temperatura del agua. Según Catalán (1969, citado por Guerrero-Bolaño *et al.* 2003), el oxígeno disuelto en los ecosistemas lóticos depende de la presión atmosférica, de la temperatura y de la altura sobre el nivel del mar. La cantidad de oxígeno también depende de las características del cauce, la turbulencia del agua y los procesos químicos y biológicos (Machado y Roldán 1981, citados por Guerrero-Bolaño *et al.* 2003).

El porcentaje de saturación, definido como la cantidad de oxígeno disuelto en relación al máximo posible de acuerdo a las condiciones de temperatura y presión, arrojó valores superiores al 100%, indicando una sobresaturación del ecosistema. El valor de saturación de oxígeno para la reserva, con 23°C y una altura sobre el nivel del mar de 49 m, es de 8.57 mg/l. El valor promedio registrado es de 8.51 mg/l y el porcentaje de saturación 101.17%, congruente con el valor teórico pues el nivel de oxígeno esta levemente sobresaturado.

Roldán y Ramírez (2008) han establecido un rango para los valores de sólidos disueltos, dado para la mayoría de ríos neotropicales, entre 10 y 200 mg/l, rango que incluye los valores registrados para los tres sitios de muestreo. La concentración es media, indicando así que no hay fuertes niveles de contaminación. La conductividad del río puede considerarse baja, pues no hay gran cantidad de iones disponibles, asociado esto a que tampoco hay una cantidad significativamente alta de sólidos disueltos. La conductividad es una medida muy informativa de los cuerpos acuáticos, pues estima de manera indirecta cantidad de macronutrientes, grado de contaminación y la naturaleza

geoquímica del terreno. El ICOSUS ubicó los tres sitios del río en la categoría de baja contaminación.

El pH, por otro lado, varía entre 6.4 en la zona del puente, a 8 en la reserva. En la reserva se presentan los valores más altos de pH, sin embargo es el sitio donde este permanece más constante, lo cual favorece el establecimiento de la biota. La actividad fotosintética, respiración y descomposición de materia orgánica son factores importantes que pueden provocar las variaciones en el pH (Roldán y Ramírez 2008). En general, los valores registrados son ligeramente básicos, aunque cercanos al valor neutro, lo cual favorece a la comunidad acuática en general, pues los organismos tienden a ser sensibles a los valores extremos (Posada *et al.* 2000). El ICOpH resultó ubicado en la clase Ninguno para los tres sitios, indicando que el río clasifica en ninguna categoría de contaminación.

La parte baja presentó una temperatura promedio de 26°C, se encontraba a 11 msnm, y el valor reportado de saturación fue de 8.11 mg/l; el valor promedio registrado fué de 8.16 mg/l, levemente sobresaturado (100.47%). Por otro lado, la zona del puente presentó igualmente un temperatura promedio de 26°C, y una altura sobre el nivel del mar cercana, por lo tanto el valor de saturación es el mismo; no obstante el valor registrado fué ligeramente más alto, 8.30 mg/l, así como el porcentaje de saturación, 102.8%. La sobresaturación de los ecosistemas acuáticos está también relacionada con la cantidad de vegetación acuática y de organismos fotosintéticos.

Composición biológica

Se colectaron un total de 656 individuos de los tres órdenes, siendo Ephemeroptera el de mayor abundancia, con un 95,4%, seguido de Trichoptera con 3,81% y Plecoptera con 0,76%. La familia Baetidae es la que indudablemente representa la mayor abundancia en los tres sitios de muestreo, siendo por lo tanto un componente de gran importancia en la comunidad acuática del río, resultado similar al reportado por Guerrero-Bolaño *et al.* (2003) para Pozo azul, una localidad del mismo río. El resto de familias no presentan abundancias muy significativas; las familias Leptophlebiidae, Leptohiphidae e Hidropsychidae no presentan valores cercanos a los de Baetidae, no obstante son importantes en la composición de la comunidad, pues se encuentran presentes en los tres sitios de muestreo. Las familias restantes sólo se encontraban en uno de los sitios de muestreo, seis de estas en la reserva. La reserva, entonces, presenta una comunidad con un componente más importante respecto a los órdenes colectados. Los resultados de abundancia no muestran un gradiente entre los tres sitios, pues el sitio del Puente es el que tiene menor número de individuos, y una menor riqueza, con apenas cuatro familias.

La prueba Mann-Whitney para comparar los muestreos entre la Reserva y la parte baja del río Gaira arrojó una diferencia significativa entre estos, es decir que la abundancia de organismos de los tres órdenes trabajados difiere, siendo significativamente mayor en la Reserva. De la misma forma, la comparación entre la Reserva y el puente del río es significativamente diferente, siendo la Reserva el punto donde también se presenta mayor abundancia, seguida por la parte baja y finalmente el puente. Estos últimos no presentaron diferencia significativa en cuanto a sus abundancias.

El índice BMWP/Col es útil para aportar una idea acerca de la calidad del agua, sin embargo sus resultados deben analizarse con cuidado pues este índice no toma en cuenta el total de familias encontradas en el muestreo, así como no tiene en cuenta las abundancias encontradas para cada familia. También es importante tener en cuenta que los muestreos fueron dirigidos, por lo cual no incluyen el total de familias que componen la comunidad del río, y que indudablemente modificarían el valor del índice. Sus valores, por lo tanto pueden encontrarse sesgados y por lo tanto

no aportan resultados concluyentes. La calidad de agua encontrada para el río en general, fué dudosa, de aguas moderadamente contaminadas; la reserva obtuvo los mismos resultados. Por el contrario, los sitios de la parte baja y el puente obtuvieron resultados de calidad crítica, con aguas muy contaminadas.

Por otro lado, el índice ASTP aporta información de mayor exactitud pues tiene en cuenta el número de familias, a pesar de que tampoco incluye valores de abundancias. La calidad de aguas encontrada difiere significativamente, el río general y la zona de la reserva obtuvieron una calidad buena, es decir aguas no contaminadas, y los sitios parte baja y puente calidad aceptable, con evidencias de contaminación. Es importante tener en cuenta que la calidad obtenida para el río general se vio modificada por los valores de la familia Perlidae (Plecoptera) que se encontró sólo en la reserva y la familia Leptoceridae (Trichoptera) que contaba con un único individuo colectado también en la reserva.

El FBI es un índice que a diferencia de los anteriores, tiene en cuenta la abundancia de cada taxón, y se basa en puntuación desarrolladas por Hilsenhoff que van desde 0 para taxones poco tolerantes, hasta 10 para los muy tolerantes. Los resultados de este índice fueron similares a los obtenidos con los dos anteriores, para el río en general y para la reserva. Para la parte baja y para el puente fueron sustancialmente diferentes, pues la calidad aumenta a “muy buena”. Sin embargo esto pudo ser un sesgo dado por la cantidad de familias encontradas en los sitios, que no fué significativamente alto. Zimmerman (1993) sugiere utilizar este índice con precaución, pues sólo es una asesoría rápida para la calidad de agua, y presenta con frecuencia errores debido a la predominancia de taxones tolerantes o intolerantes que pueden sobre o subestimar el resultado final.

Las familias descritas a continuación se encontraron únicamente en la localidad de la Reserva, por lo cual son importantes como indicadores de la calidad de esta zona, que de acuerdo a las abundancias mencionadas, difiere significativamente de los otros sitios. En los sitios de Parte baja y Puente no se encontraron familias exclusivas, excepto por una del orden Ephemeroptera, con contaba con un único individuo en mal estado que no se logró identificar.

Perlidae es la única familia que tiene el puntaje máximo del BMWP/Col, aunque por otro lado el puntaje dado por FBI=5 no es para un indicador considerablemente bueno de aguas limpias. En otros trabajos sobre bioindicación de zonas aledañas se ha reportado esta como la segunda familia más representativa, teniendo en cuenta sólo los resultados de los tres órdenes de interés (Guerrero-Bolaño *et al.* 2003). En el río Gaira se ha reportado esta familia presente en coriotipo de sedimento, en zonas de corriente lenta y en el coriotipo de macrófitas, sólo en corrientes rápidas, en donde la presencia de esta familia se interpreta como buen indicio de las condiciones que ofrecen los coriotipos para el desarrollo de la fauna (Guerrero-Bolaño *et al.* 2003). La abundancia de esta familia pudo haberse aumentado con un muestreo dirigido hacia este estrato, lo que probablemente desenmascare la presencia de la familia en los sitios diferentes a la reserva.

Los efemerópteros en general indican aguas limpias, corrientes y oxigenadas (Pinilla 1998), y solo algunas especies parecen sobrevivir en aguas con cierto grado de contaminación. La familia Oligoneuridae se reportó en Pozo Azul (río Gaira) en el coriotipo hojarasca, sustrato que no fué muestreado en el presente estudio. En dicho estudio, este resultó ser uno de los coriotipos más diversos y el segundo más abundante, resaltando así la importancia de este (Guerrero-Bolaño *et al.* 2003). Es importante mencionar que los sitios Parte baja y Puente contaban con menor número de sustratos, lo que implica que hay menor cantidad de microhábitats disponibles por lo cual familias como esta no estuvieron presentes. Los reducidos microhábitats son indicadores de perturbación del

ecosistema. Oniscigastridae es otra familia de Ephemeroptera que sólo se encontró en la reserva. A pesar de que esta familia no está puntuada en los índices utilizados, la adaptación para Chile del BMWP (ChBMWP) si la incluye, y le otorga una puntuación de 8, es decir es una familia de agua en buen estado, con ligera contaminación (Figueroa *et al.* 2007).

En general los tricópteros se han reportado como indicadores de aguas limpias, oxigenadas, torrentosas y frías. Leptoceridae se encuentra en aguas limpias o con ligera contaminación (Pinilla 1998), consecuente con su puntuación en BMWP y FBI, 8 y 4, respectivamente. En el trabajo de Guerrero-Bolaño *et al.* (2003) Philopotamidae se encontró en piedra y sedimento, sin embargo en ninguno de los dos presentó una abundancia significativa; no obstante la puntuación para esta familia en los índices BMWP/Col y FBI es de aguas considerablemente limpias, implicando su importancia en la bioindicación. Finalmente Polycentropodidae solo se incluyó en el FBI, en donde presenta una puntuación de 6, por lo cual se encuentra clasificada en aguas de calidad media o baja; por otro lado esta familia se incluye en ChBMWP, en donde se le otorga un puntaje de 8, indicando su presencia en aguas limpias o con ligera contaminación.

Por otro lado, las observaciones realizadas otorgan alguna información útil, a pesar de que en la mayoría de los casos sólo hay determinación a nivel de orden. En la localidad del Puente se observaron individuos de la familia Palaemonidae, que puede tolerar aguas con ligera contaminación, Hemiptera, quienes son más comunes en aguas lénticas, con vegetación litoral, varias especies son resistentes a la salinidad, y pueden tolerar aguas oligotróficas (Pinilla 1998). También se observaron Odonata, que suelen ser organismos relativamente tolerantes a la contaminación (Roldán 2003). En la Parte baja también se observaron Palaemonidae y Hemiptera, adicionalmente organismos de Lepidoptera estaban presentes; estos en general son de tolerancia media, aunque no son un grupo de particular abundancia en los sistemas acuáticos. Estos grupos aportan al conjunto general de taxones que determinan la calidad de las aguas, pues cabe resaltar que un solo taxón no es contundente en cuanto a la información que brinda, por el contrario el conjunto de estos es el que otorga resultados representativos de la comunidad acuática.

En conclusión el río Gaira se encuentra en un nivel de contaminación medio-bajo, con zonas mejor conservadas como la reserva y con zonas como la parte baja y el puente que muestran niveles de contaminación. Estos son ecosistemas sensibles, pues los niveles de contaminación debidos a la intervención humana pueden ser propensos a aumentar, y aquí radica la importancia de los planes de manejo y conservación de la cuenca. No se observa un gradiente de contaminación entre los tres sitios de acuerdo al flujo del río, pues el punto intermedio (Puente) es el que muestra menor riqueza, menor abundancia y pH más ácido, probablemente porque sea el sitio con influencia más directa del disturbio, que hacia la parte baja logra estabilizarse. Se sugieren más estudios para establecer las zonas claves de conservación y las zonas donde se están recibiendo los efectos más directos de contaminación con el fin de conocer a fondo el estado de conservación y plantear planes de manejo del río.

BIBLIOGRAFÍA

ALONSO, A., & CAMARGO, J. (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.

- ARANGO, M., ÁLVAREZ, L., ARANGO, G., TORRES, O., & MONSALVE, A. (2008). Calidad del agua de las quebradas La Cristalina y La Risaralda, San Luis, Antioquia. *EIA*, 9, 121-141.
- ARIAS- PENNA, D. C. (2007). NEW GEOGRAPHICAL RECORDS OF THE GENUS UROSIGALPHUS ASHMEAD, 1889 . *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle* 8(1) (HYMENOPTERA: BRACONIDAE, HELCONINAE) FOR COLOMBIA , 1-9.
- BARTRAM, J., & BALLANCE, R. (1996). *Water Quality Monitoring: A practical guide to the desing of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Londres: Chapman Hill.
- CEBALLOS-GALLARDO, G. A., & MANTILLA- LÓPEZ, J. L. (2008). LEVANTAMIENTO DE PLAGAS INSECTILES DE PAPA (*Solanum tuberosum*) EN CUATRO FORMACIONES ECOLÓGICAS DE LA SERRANÍA ECUATORIANA. *CARRERA DE CIENCIAS AGROPECUARIAS IASA*.
- CISNEROS, H. F. (sin año). Las relaciones entre las plagas y las plantas. *AgriFoodGateway Online*.
- COURTEMACH, D., DAVIES, S., & LAVERTY, E. (1989). *Incorporation of biological information in water quality planning*. Environmental Management.
- DIAZ P., J. A., MOLANO P., C. E., & GAVIRIA B., J. C. (2009). Diversidad generica de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en ambientes de bosque seco de los montes de Maria, Sucre, Colombia. *Rev. Colombiana cienc. Anim.* 1(2).
- ELSTER, C. (1998). Posibilidades de regeneración del manglar en la zona de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). *Ecología de los bosques tropicales*. TZ Verlagsgesellschaft mbH, 64380 Roßdorf. (Alemania).
- FARJI BRENER, A. G. (1992). Modificaciones al suelo realizadas por hormigas cortadoras de hojas (Formicidae, Attini): una revision de sus efectos sobre la vegetación. *Ecología Austral* 2, 87-94.
- FERNÁNDEZ, N., RAMOS, G., & SOLANO, F. (2005). Icatest v1.0.0.44 Una herramienta para la valoración de la calidad del agua. Universidad de Pamplona. Vicerrectoría de investigaciones.
- FIGUEROA, R., PALMA, A., RUIZ, V., & NIELL, X. (2007). Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río Mediterráneo en Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista chilena de historia natural*, 225-242.
- GUERRERO-BOLAÑO, F., MANJARRÉS-HERNÁNDEZ, A., & NÚÑEZ-PADILLA, N. (2003). Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo azul (Cuenca del río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad de agua. *Acta biológica colombiana* 8(2), 43-55.
- GUEVARA-CHÁVEZ, F. (2010). Primer estudio de la biodiversidad Entomologica en un área representativa de bsoque seco de Jalapa, Guatemala. *Instituto de investigaciones agronómicas y ambientales IIA*.
- GUTIÉRREZ-ROJAS, Y., VELÁSQUEZ-MAZARRIEGO, S., & CARBONÓ DE LA HOZ, E. (2009). Composición florística ribereña de la cuenca del río Gaira, Colombia. *Recursos naturales y ambiente* 59-60, 26-31.
- HESPENHEIDE, H. A. (1991). Bionomics of Leaf-Mining Insects. *Annual Review of Entomology*. Vol. 36, 535-560.
- ISHINO, M., ROSSI, M. N., & YANAGIZAWA, Y. A. (2005). Características da herbivoria de um minador foliar em *Erythroxylum tortuosum* Mart. . *Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista (UNESP)*.

- LESAGE, L. (s.f.). *Family Chrysomelidae, Leaf Beetles*. Recuperado el 28 de Noviembre de 2012, de <http://www.canacoll.org/Coleo/Checklist/PDF%20files/CHRYSOMELIDAE.pdf>
- LORES- MEDINA, A., & PINZÓN- FLORIÁN, O. (2011). INSECTOS FITÓFAGOS EN PLANTACIONES COMERCIALES DE *Acacia mangium* Willd. EN LA COSTA ATLÁNTICA Y LA ORINOQUIA COLOMBIANA. *Colombiaa Forestal Vol. 14 (2)*, 175-188.
- MARGALEF, R. (1983). *Ecología*. Barcelona: Editorial Planeta.
- MARZAL, C., GARCÍA MARÍ, F., GRANDA, C., VERCHER, R., & COSTA COMELLES, J. (2000). Importación y establecimiento de parásitos del minador de hojas de cítricos *Phyllocnistis citrella* (Lepidoptera: Gracillariidae). *Boletín de sanidad vegetal. Plagas, Vol. 26 (4)* , 577-590.
- PEÑATE-MUNGUÍA, L. M. (2010). Diagnóstico, servicios e investigación los escarabajos de Mayo, (COLEOPTERA: SCARABAEIDAE) Asociados al cultivo de café en la finca del recreo, Santa Rosa de Lima, Guatemala. *Instituto de investigaciones agronómicas*.
- PINILLA, G. (1998). *Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Compilación bibliográfica*. Bogotá: Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.
- POSADA-G, J., ROLDÁN-PÉREZ, G., & RAMÍREZ-R, J. (2000). Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la Quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Rev. biol. trop. 48(1)*.
- RANGEL-CAMPO, A., AMELL, Y., BARBOSA, A., CABARCAS, A., GARCÍA-ORTIZ, L., GUZMÁN, C., Y OTROS. (s.f.). Monitoreo de los parámetros hidrológicos y fisicoquímicos de los ríos Gaira y Manzanares en sus partes baja y urbana.
- ROLDÁN, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como bioindicadores de la calidad del agua. *Rev. Acad. Colom 23(88)*, 375-387.
- Roldán, G., & Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical. 2da edición*. Editorial Universidad de Antioquia.
- ROLDÁN-PÉREZ, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BWMP/Col*. Editorial Universidad de Antioquia.
- SALAS, J., & QUIROGA, B. (1985). BIOLOGIA DE *Phthorimaea operculella* (LEPIDOPTERA: GELECHIIDAE) EL MINADOR GRANDE DE LA HOJA DEL TOMATE. *Agronomía Tropical. 35(4-6)*: , 41-49.
- UNIVERSIDAD NACIONAL. (s.f.). Entomofauna lítica bioindicadora de la calidad del agua.
- VIERA NETO, J., AQUINO, L. H., BEARZOTI, E., & SOUSA, J. C. (1999). Otimização da amostragem sequencial para o monitoramento do bicho-mineiro do cafeeiro *Perileucoptera coffeella* (Lepidoptera: Lyonetiidae) em Lavras, Minas Gerais. *Ciencia e Agrotecnologia (Brasil) 23(3)*, 707-718.
- ZIMMERMAN, M. (1993). *The use of the biotic index as an indicator of water quality*. Toronto: Association for biology laboratory education.
- 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*.

INFLUENCIA DE LA LUZ Y ALTURA DE LA PLANTA EN LA PRESENCIA DE AGALLAS EN *Croton niveus* Jacq. (Euphorbiaceae), BAHÍA GAIRACA, MAGDALENA, COLOMBIA

INFLUENCE OF LIGHT AND PLANT HEIGHT IN THE PRESENCE OF GALLS ON *Croton niveus* Jacq. (Euphorbiaceae), GAIRACA, MAGDALENA, COLOMBIA

Duque-Duque, Fredy.

Estudiante de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D. C., Colombia.

Landínez-Macias, María Paula

Estudiante de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D. C., Colombia.

RESUMEN

Según Medianero *et al.* (2003) existe una estratificación de los insectos formadores de agallas en el Bosque Seco Tropical en la cual hay una mayor diversidad y abundancia en el dosel que en el sotobosque. Por otro lado Basset (1991) reporta una relación entre la densidad de agallas, la edad de las hojas y la luminosidad. En el Parque Nacional Natural Tayrona se observó la presencia de agallas en *Croton niveus* Jacq. y se buscó establecer un patrón para la presencia de agallas influenciado por la luminosidad y la edad de la planta medida en altura. Para esta especie se evaluaron 85 individuos a los cuales se les determinó el porcentaje de agallas, la altura del individuo y la luminosidad a la que estaba expuesto. Se realizaron regresiones lineales en las cuales no se encontró ningún patrón de correlación. Estos resultados se pueden explicar a partir de la hipótesis de la concentración del recurso y el hábito arbustivo de la planta.

Palabras clave: *Croton niveus* Jacq., Bosque Seco Tropical, insectos formadores de agallas, PNN Tayrona.

ABSTRACT

According Medianero *et al.* (2003) there is a stratification of gall-forming insects in the tropical dry forest in which there is a greater diversity and abundance in the canopy than in the understory. Furthermore Basset (1991), reported a relationship between the density of gall, the leaf age and brightness. In the Tayrona National Park showed the presence of galls on *Croton niveus* Jacq. and looking for establishing a pattern for the presence of galls influenced by the brightness and the age of the plant measured in height. For this specie was evaluated 85 individuals for which we determined the percentage of galls, the individual's height and brightness to which it was exposed. Linear regressions were performed and we found no correlation pattern. These results can be explained from the hypothesis of the concentration of the resource and shrub plant habit.

Key words: *Croton niveus* Jacq., Tropical Dry Forest, gall-forming insects, Tayrona Natural National Park.

INTRODUCCIÓN

Los insectos formadores de agallas tienen un alto impacto en la vegetación del bosque seco tropical, reportando niveles de daño bastante mayores a los observados en otros ecosistemas neotropicales, así mismo el daño es más severo en temporada seca que en época lluviosa, con abundancias y densidades mayores en las zonas caducifolias que en la vegetación siempre verde (Cuevas *et al.* 2006). La riqueza de los insectos está relacionada con la riqueza de plantas hospederas, donde los valores más altos están en los estratos arbóreo y arbustivo que en herbáceas y bejucos debido a que una mayor complejidad provee más sitios disponibles para colonizar. Otro factor importante en la frecuencia e intensidad de la presencia de agallas es la disponibilidad de meristemos indiferenciados en plantas hospederas susceptibles a inducción de agallas (Cuevas *et al.* 2004).

En época húmeda dentro del Bosque Isomegatérmico Caducifolio (Hernández y Rodríguez 1981, citados por Carbonó y García 2010), ubicado en el Parque Nacional Natural Tayrona (Magdalena, Colombia) se observó que únicamente los individuos de *Croton niveus* Jacq. (Euphorbiaceae) tenían presencia de agallas formadas por insectos. Los trabajos realizados sobre insectos formadores de agallas en el bosque seco tropical reportan que en el Parque Nacional Natural Metropolitano (Panamá) se presentan diferentes especies de insectos minadores y formadores de agallas, los cuales se encuentran estratificados, es decir hay mayor riqueza y abundancia en el dosel que en el sotobosque, además los insectos presentes en ambos estratos lo hacen debido a que su planta hospedera abarca ambos estratos (Medianero *et al.* 2003). Así pues se quiere determinar si existe algún tipo de estratificación dentro de la planta que pueda estar relacionada con la altura de la planta y características de luminosidad.

Inicialmente se propone que podría existir alguna preferencia de parte de los insectos, por los individuos jóvenes de la especie ya que como se ha reportado los insectos herbívoros atacan frecuentemente plantas jóvenes y vigorosas en vez de viejas y maduras (Price 1991). Es probable que la razón de esto sea el mayor contenido de nitrógeno foliar en hojas jóvenes que en hojas maduras (Basset 1991), otra razón puede ser el incipiente desarrollo de estrategias contra la herbívora como alcaloides, fenoles o taninos acumulados con el aumento de la edad (Lowman y Box 1983).

Otro factor que puede generar preferencia de parte de los insectos formadores de agallas, es la luminosidad a la cual esté expuesta la planta, la cual puede causar una mayor tasa fotosintética y así se da mayor producción de hojas nuevas, otro motivo por el cual pueda influir este factor es generar ambientes más calurosos que impliquen un mayor estrés para las plantas haciéndolas entonces más susceptibles al ataque de los insectos (Fernandes y Price 1991). Así mismo esta variable está relacionada con la producción de hojas de mayor área foliar, y se ha reportado que esto causa un aumento en la riqueza y densidad de insectos inductores de agallas (Castellanos *et al.* 2006).

METODOLOGÍA

El muestreo fué realizado el 13 y 14 de septiembre de 2012 en el PNN Tayrona, en la vía a la playa de Neguanje en las zonas aledañas a la desviación a la playa de Gairaca. Se realizó un muestreo aleatorio sobre los individuos de *Croton niveus*. Para cada individuo se midió la altura de la planta, se tomó una rama al azar, y fueron contadas las hojas con y sin agallas. Por último se tomó una fotografía al dosel desde la rama estudiada con una Cámara Sony DSLR- A 290, Lente SAL 1855; la imagen obtenida fué procesada con el software Adobe Photoshop Elements versión 11.0 y se obtuvo la luminosidad y el porcentaje de pixeles que tenían un valor en RGB mayor o igual a 128 (en este valor se considera que comienza a haber luz) para cada una de las fotografías.

Se realizaron pruebas de Shapiro-Wilk de normalidad a todas las variables con el Software PAST versión 2.08B (Hammer *et al.* 2001). Se realizaron tres regresiones, la primera para relacionar el porcentaje de hojas con agallas y la altura de la planta; la segunda para relacionar el porcentaje de hojas con agallas con la luminosidad; y la tercera para relacionar el porcentaje de hojas con agallas con la cantidad de pixeles. Todas las regresiones se realizaron por medio del Software Microsoft Excel 2010 versión 14.0.6123.5001 (Microsoft). A continuación se organizaron los datos en 5 clases dependientes de la altura (0-50m; 50-100m; 100-200m; 200-300m; 300-400m) y de cada uno de las clases se realizó una correlación con el total de hojas con agallas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontró un total de 85 individuos en el tramo recorrido con alturas entre 20 y 420cm. Las variables evaluadas de porcentaje de hojas enfermas, la altura de las plantas, la luminosidad y el porcentaje de pixeles se distribuyen normalmente ($p=8,03\cdot 10^{-8}$; $p=2,5\cdot 10^{-4}$; $p=5,94\cdot 10^{-9}$; $p=5,92\cdot 10^{-9}$ respectivamente).

Tabla 1: Resultados de la regresión lineal de las variables

Correlación %hojas con agallas	R	R ²	P
Altura de la Planta	0,203	0,04	0,06
Luminosidad	0,08	0,0075	0,4
Porcentaje de pixeles	0,08	0,006	0,48

La correlación realizada tanto para el porcentaje de hojas con agallas y la luminosidad como para el porcentaje de hojas con agallas y el porcentaje de pixeles (tabla 1) no arrojó datos significativos, por lo cual no se pudo establecer alguna preferencia de los insectos por individuos con cierta luminosidad. Se puede explicar este resultado entre la luminosidad y la presencia de agallas a partir de que hacia las partes con alturas bajas de las plantas es posible que haya una gran cantidad de hojas jóvenes que sirven de alimento cumpliendo de esta forma con la hipótesis de la concentración del recurso (Root 1973, citado por Basset 1991) e impidiendo que haya una influencia de la luminosidad.

Se observa que tampoco hay una con la edad de la planta medida por su altura de la planta. Sin embargo es posible que dentro de las clases se evidenciara la relación entre la altura y el porcentaje de hojas con agallas que pudiera estar enmascarada por la baja relación dentro de otras clases.

Tabla 2: Resultados de la regresión lineal entre las clases de la altura de la planta y el porcentaje de agallas.

Clases	r	R ²	P
0-50cm	0,13	0,018	0,64
51-100cm	0,14	0,02	0,53

100-200cm	0,18	0,03	0,36
200-300cm	0,34	0,11	0,17
300-420cm	0,24	0,06	0,52

Los resultados para las clases (Tabla 2) muestran que tampoco hay una relación entre las variables estudiadas. En cuanto a los resultados para la relación entre altura de la planta y presencia de agallas, se podría explicar a partir de la juvenilidad de las hojas, que si bien se presenta en las ramas más bajas y podría ratificar un gradiente determinado, en esta especie por tener un hábito arbustivo (ICN), tiene continua formación de ramas desde la base (Becerra *et al.* 2006), y entonces se presentan constantemente hojas jóvenes, lo cual evita que haya una segregación en cuanto a la preferencia de alturas por parte del insecto formador de agallas. Por otro lado, la época del muestreo corresponde al inicio de la época lluviosa, en la cual las plantas están reverdeciendo y se encuentran hojas jóvenes en todos los estratos.

Sin embargo es posible que no se evidencie la relación esperada por la manera en como se realizó el muestreo, puesto que en la metodología propuesta por Basset (1991) la variable evaluada no es el porcentaje de hojas enfermas sino la densidad de agallas por hoja, la cual si presentó una correlación significativa con la altura de la planta y la luminosidad.

CONCLUSIONES

Según la metodología propuesta no fué posible correlacionar la presencia de agallas en *Croton niveus* Jacq. con la luminosidad a la que estaba expuesta y la edad de la planta medida en altura. Es posible a partir del uso de otras metodologías se encuentren resultados significativos.

BIBLIOGRAFÍA

- BASSET, Y. (1991). The spatial distribution of herbivory, mines and galls within an Australian rain forest tree. *Biotropica*, 3(23), 271-281.
- BECERRA DE LOZANO, N., BARRERA, E., & MARQUÍNEZ, X. (2006). *Anatomía y morfología de los órganos vegetativos de las plantas vasculares* (Segunda ed.). Bogotá, Colombia: Unibiblos.
- CARBONÓ-DELAHOZ, E., & GARCÍA-Q, H. (2010). La vegetación terrestre en la ensenada de Neguanje, Parque Nacional NATural Tayrona (Magdalena, Colombia). *Caldasia*, 2(32), 235-256.
- CUEVAS, P., QUESADA, M., & OMAJA, K. (2006). Abundance and leaf damage caused by gall-inducing insects in a Mexican tropical dry forest. *Biotropica*, 38(1), 107-115.
- CUEVAS, R., QUESADA, M., HANSON, P., DIRZO, R., & OMAJA, K. (2004). Diversity of Gall-Inducing Insects in a Mexican Tropical Dry Forest: The Importance of Plant Species Richness, Life-Forms, Host Plant Age and Plant Density. *Journal of Ecology*, 92(4), 707-716.
- FERNANDES, G., & PRICE, P. (1991). Comparison of tropical and temperate galling species richness: the roles of environmental harshness and plant nutrient status. In Lewinshohn, Fernandes, & Benson (Eds.), *Plant-Animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions* (pp. 51-69). New York: Wiley.

- HAMMER, Q., HARPER, D., & RYAN, P. (2001). PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electrónica*, 4(1), 9.
- ICN. (n.d.). *Herbario Virtual*. Retrieved Noviembre 25, 2012, from <http://www.biovirtual.unal.edu.co/ICN/>
- LOWMAN, M., & BOX, J. (1983). Variation in leaf toughness and phenolic content among 5 species of Australian rain forest trees. *Australian Journal Ecology*(8), 17-25.
- MEDIANERO, E., VALDERRAMA, A., & BARRIOS, H. (2003). Diversidad de insectos minadores y formadores de agallas en el dosel y sotobosque del bosque tropical. *Acta Zoologica Mexicana*(89), 153-168.
- MICROSOFT, C. (2010). Microsoft Office.
- PRICE. (1991). The plant vigor hypothesis and the herbivore attack. *Oikos*(62), 244-251.

**INFLUENCIA DE LA INTENSIDAD LUMÍNICA EN LA DIVERSIDAD DE LA
COMUNIDAD DE PLÁNTULAS PRESENTES EN UN BOSQUE ISOMEGATÉRMICO
CADUCIFOLIO DEL PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA.**

**LUMINIC INTENSITY INFLUENCE ON THE SEEDLING COMMUNITY DIVERSITY IN
AN ISOMEGATERMIC DECIDUOUS FOREST AT THE NATIONAL NATURAL
TAYRONA PARK.**

María Camila Calderón Capote

*Estudiante de Biología, Pregrado, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia.
mccalderonc@unal.edu.co*

María Mónica Henao Cárdenas

*Estudiante de Biología, Pregrado, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia.
mmcardenas@unal.edu.co*

RESUMEN

La influencia de la intensidad lumínica sobre la diversidad, medida en términos de riqueza de especies y abundancia de individuos ha sido plenamente demostrada en diversos ecosistemas del mundo. En áreas secas donde la influencia de la luz es constante, la configuración de la vegetación es predominantemente abierta y no existen zonas de claro y sotobosque oscuro; las variaciones en estas medidas de diversidad pueden ser menos conspicuas. Por tanto se realizó un muestreo aleatorio en 40 cuadrantes de área equivalente, repartidos en dos grupos iguales. El primero destinado para muestrear plántulas en zonas influenciadas fuertemente por la intensidad de la luz solar al interior del bosque; y el segundo encargado del muestreo de plántulas en zonas oscurecidas o sombrías, también dentro del bosque. Los datos obtenidos muestran que para los cuadrantes de luz se contaron en total 61 individuos, repartidos en 43 morfoespecies de plántulas distintas y reconocidas; mientras que para los cuadrantes de sombra la abundancia fue de 60 individuos en 48 diferentes morfoespecies reconocidas. Mediante el contraste estadístico de datos se concluye que no existen diferencias significativas en los valores calculados de abundancia y riqueza entre las zonas de luz y las de sombra; del mismo modo, tampoco se encuentran correlaciones significativamente fuertes que demuestren la influencia de la intensidad lumínica en la comunidad de plántulas del BIC en el parque.

Palabras Clave: Abundancia, Riqueza, Luz, Sombra, Plántulas, Cuadrante, Correlación.

ABSTRACT

The sunlight intensity influence on diversity measured in terms of species richness and abundance has been illustrated in many types of ecosystems in the world. In dry areas where the light influence is constant, the configuration of the vegetation is predominant wide open and there is no areas of

clearing or dark understory; the variation in the diversity measures can be less conspicuous. Therefore, it was done a random sampling with 40 equal area quadrants distributed in two groups of the same size. The first group of seedling sampling was done in zones with high sunlight intensity influence inside the forest: the second group was sampled as well inside the forest but in dark or obscured seedling zones. The data obtained shows a total of 61 individuals spreaded out in 43 differentiated seedling morphospecies, while the seedling currents in obscured areas was of 60 individuals represented by 48 morphospecies. The statistics analysis allows to conclude that, there is no significative differences in the estimated values for abundance and richness between the two zones, light and shadow. In the same way, the correlations show neither a strong significance that indicates the sunlight intensity influence in the seedling community of BIC in the PNN Tayrona.

Key Words: Abundance, Richness, Sunlight, Shadow, Seedling, Quadrants, Correlation.

INTRODUCCIÓN

El Bosque Isomegatérmico Caducifolio (BIC) (Hernández y Rodríguez 1988), también conocido como bosque seco tropical (bs-T) se define, de acuerdo con el sistema de clasificación de Holdridge, como aquella formación vegetal que presenta una cobertura boscosa continua (Yepes y Villa 2009). Sin embargo esta continuidad se ve afectada por la temporada seca que repercute sobre el crecimiento de las hojas, debido a la presencia de un estrés hídrico constante, acompañado de temperaturas altas (mayores a 25 grados). Cuando la temporada seca se encuentra en su fase final, y se introduce la temporada de lluvias, el estrés hídrico se reduce y los requerimientos de agua son mayores, de tal forma que el dosel vuelve a su estado de continuidad.

Esta dinámica del bs-T ó BIC (en el presente trabajo, será reconocido bajo la nomenclatura de Holdridge), permite que el bosque presente áreas en las cuales, la luz solar puede atravesar el dosel con mayor facilidad, incidiendo sobre el crecimiento de plántulas. La formación de estas áreas descubiertas permiten entre otros procesos, la presencia de gremios o grupos ecológicos de plantas en función de sus requerimientos de luz necesarios para completar sus ciclos de vida (Córdoba *et al.* 2005). En este sentido, la importancia de la luz se ha considerado un factor abiótico primordial en la regeneración de los bosques, sobre todo en estudios sobre bosques húmedos tropicales. La dinámica de claros es sin duda alguna uno de los procesos internos más importantes que vive un ecosistema; le otorga temporalidad, regeneración, recambio de materiales y sobretodo la posibilidad de organizar cada vez su configuración florística y espacial de acuerdo al momento específico porque atraviese el ecosistema.

El BIC que ocupa la región occidental del Parque Tayrona y todas las zonas secas, áridas o subxerofíticas no muestran patrones de formación de zonas de claro o por el contrario, zonas de oscuridad debido a la cobertura total proporcionada por el dosel; estos ecosistemas son característicamente abiertos, con amplias franjas desprovistas de copas arbóreas prominentes que se entrelacen y formen complejos fuertes de captura de luz directa. Sin embargo, a simple vista se aprecian ciertas variaciones en la cantidad de plántulas que crecen en tales sitios contrastantes; no de la forma clásica en la que las diferencias son abrumadoramente conspicuas, sino en un sentido más fino. Los claros han sido definidos como un “hueco” vertical en el bosque, que desciende desde el dosel hasta dos metros sobre el suelo o menos, con un área de más de 20 m², siendo el límite de éste, el borde de las copas de los árboles que lo rodean (Brokaw 1982).

La luz, como se ha dicho antes es un factor de vital importancia para la dinámica de regeneración propia de los ecosistemas; es el motor que mantiene la vida ya que es la fuente de energía necesaria

para llevar a cabo procesos tales como la fotosíntesis, ruptura de dormancia/latencia en semillas, generación de micrositios adecuados para el establecimiento de plántulas y por tanto se convierte en un limitante cuando falta o cuando su incidencia es escasa; especialmente en los estratos bajos donde los juveniles están tratando de ganar un espacio ecológico y para ello tienen que competir por los recursos del medio que son compartidos y captados en mayor medida por los elementos mayores que componen el sistema. La luz y el agua son dos factores que co-varían e interaccionan, particularmente en ambientes secos, por tanto las respuestas de las plantas a la luz y su tolerancia a la sombra están muy afectadas por la disponibilidad hídrica. Mientras, en zonas abiertas de matorral la facilitación tiende a predominar y la sombra de estos arbustos favorece el asentamiento de otras especies, en sistemas forestales cerrados el efecto beneficioso de la sombra es con frecuencia eclipsado por la competencia por el agua (Valladares 2004).

Debido a la falta de conocimiento por causa de los pocos trabajos realizados en el bs-T (Mendoza 1999), el presente estudio tiene como objetivo determinar si la abundancia y la riqueza de plántulas se encuentran relacionadas la intensidad lumínica en un área del bs-T cercano a la bahía Neguanje en el PNN Tayrona.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El presente estudio se llevo a cabo en un sector de bs – T vía Neguanje y en el camino a playa Gairaca dentro del PNN Tayrona. La distribución de los cuadrantes se comenzó aproximadamente a 100 metros al interior del borde del bosque en ambos sectores.

Muestreo de Plántulas

Se realizaron aleatoriamente 40 muestreos en total; 20 para las áreas de mayor iluminación y 20 para las oscuras de sotobosque; para esto se utilizaron cuadrantes de PVC de 50 cm x 50 cm. Dentro del área proporcionada por los cuadrantes se llevaron a cabo los conteos de plántulas observables, definiéndolas como morfoespecies distintas y estimando el número de individuos encontrados por cada morfoespecie previamente determinada. En todos los casos fué colectada una muestra botánica por morfoespecie que fué traída a Bogotá para comparaciones y descripciones detalladas. Paralelamente, en cada uno de los cuadrantes se tomaron fotos desde el suelo hacia el dosel para determinar mediante programas especializados la intensidad de radiación solar recibida por el suelo de la zona.

Manejo Estadístico de los datos

Para el análisis de los datos obtenidos durante el trabajo de campo se utilizaron los programas gratuitos y de libre descarga PAST (Palaeontological Statistics) y G Stat 2.0 con los que se realizaron diversos análisis de tipo estadístico de ajuste a normalidad (Shapiro Wilk), Contrastes entre dos muestras (t – Student y U de Mann Withney) y correlaciones entre variables (Pearson y Spearman).

Tratamiento Gráfico de las Fotografías

Las fotografías tomadas al dosel del bosque se analizaron y trataron con el programa Adobe Photoshop CS6, mediante el cual se calculó el porcentaje del área de fotografiada influenciada por alguna intensidad de luz solar.

RESULTADOS

ABUNDANCIA DE PLÁNTULAS

Tabla 1. Abundancia total de plántulas muestreadas bajo los dos parámetros de estudio: luz y sombra.

Variables	Totales zonas luz	Totales zonas sombra
# cuadrantes	20	20
# plántulas contadas	61	60
Abundancia Promedio	3,05	3
Desviación estándar	2,417	1,556
Varianza	5,839	2,421

Tabla 2. Resumen general de valores de abundancia y porcentaje de área iluminada en las fotografías registrados en cada cuadrante muestreado para las zonas de luz y de sombra.

Cuadrante #	ZONAS DE LUZ		ZONAS DE SOMBRA	
	Abundancia	% área iluminada	Abundancia	% área iluminada
1	3	45,45	5	5,84
2	0	20,77	2	9,09
3	3	35,71	6	10,38
4	9	28,57	4	14,28
5	6	32,46	3	12,98
6	0	36,36	2	6,49
7	2	27,27	5	7,14
8	2	45,45	3	3,89
9	3	31,16	2	7,79
10	1	31,81	3	9,74
11	2	27,27	0	9,74
12	1	58,94	2	9,09
13	1	19,48	1	7,79
14	3	42,85	2	14,28

15	2	27,27	3	13,63
16	1	18,18	3	23,37
17	7	41,55	5	10,38
18	5	46,75	1	9,09
19	5	29,22	4	6,49
20	5	21,42	4	14,93

Teniendo en cuenta los valores de abundancia de plántulas bajo los parámetros de incidencia continua de luz o crecimiento bajo sombra resumidos en la tabla 1, se procedió a realizar un análisis de distribución de normalidad de los datos. El análisis escogido fué Shapiro Wilk con un valor de significancia (P) de 0,05 y un S – W tabulado de 0,982. Para los cuadrantes sometidos a la incidencia de luz el valor P calculado fué de 0,071 y el S – W calculado: 0,912, mientras que para aquellos bajo sombra el P valor calculado fué de 0,592 y el S – W calculado: 0,9623.

Al tener ambos parámetros de estudio valores P calculados mayores al nivel de significancia escogido; y S – W calculados que caen dentro del rango estadístico: se acepta la hipótesis Nula de que las muestras tanto de luz como de sombra provienen de poblaciones normalmente distribuidas (**Tabla 3**).

Tabla 3. Resultados obtenidos con la aplicación de la prueba de Shapiro – Wilk para las abundancias en ambas condiciones de estudio.

Estadístico	Luz	Sombra
P (α) escogido	0,05	
P (α) Calculado	0,071	0,592
S – W tabulado	0,982	
S – W calculado	0,912	0,9623

De acuerdo al carácter paramétrico de los datos, se procedió a hacer una prueba t – Student para comprobar la existencia de diferencias significativas en los valores de abundancia contrastando las zonas de luz con las de sombra (**Tabla 4**).

Tabla 4. Resumen resultados prueba t – Student para dos muestras independientes.

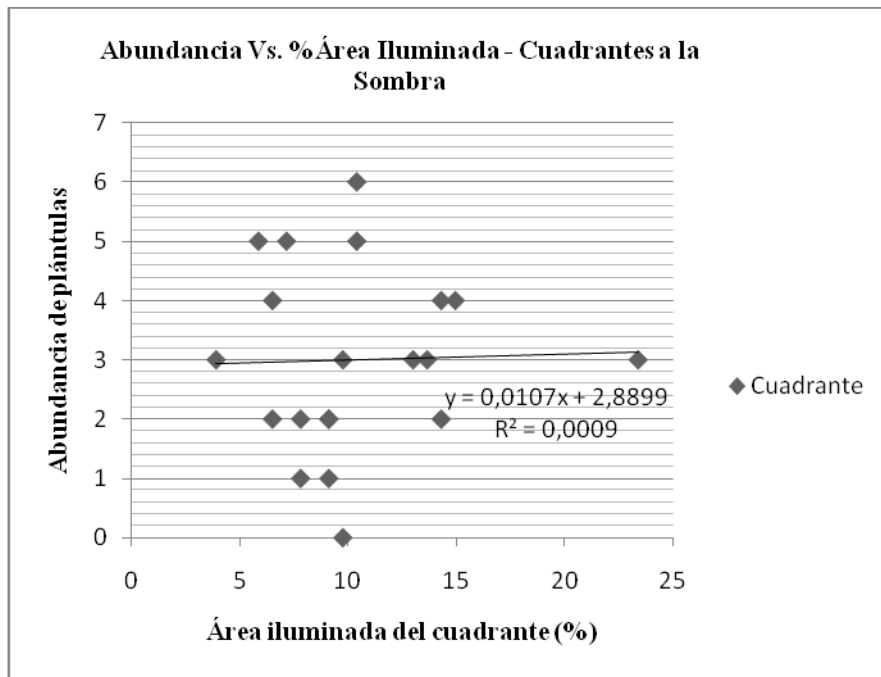
t - Student	Luz	Sombra
t tabulado (g.l:38, bilateral)	[- 2,024; 2,024]	
t calculado	0,078	
P valor (α)	0,05	
P valor (α calculado)	0,938	

Tomando en cuenta los resultados obtenidos en la aplicación del test t – Student para los datos del muestreo en ambas zonas dentro del bosque seco tropical en Neguanje se deduce que no es posible rechazar la hipótesis nula de que tanto las zonas con incidencia directa de luz como aquellas sometidas a la sombra poseen la misma media aritmética; es decir, *no se encuentran diferencias significativas entre los valores de abundancia de plántulas para los cuadrantes pertenecientes a ambas condiciones*. Conclusión confirmada con el P valor calculado, que es considerablemente mayor al propuesto como significativo y por el t calculado que cae dentro del rango estadístico de aceptación.

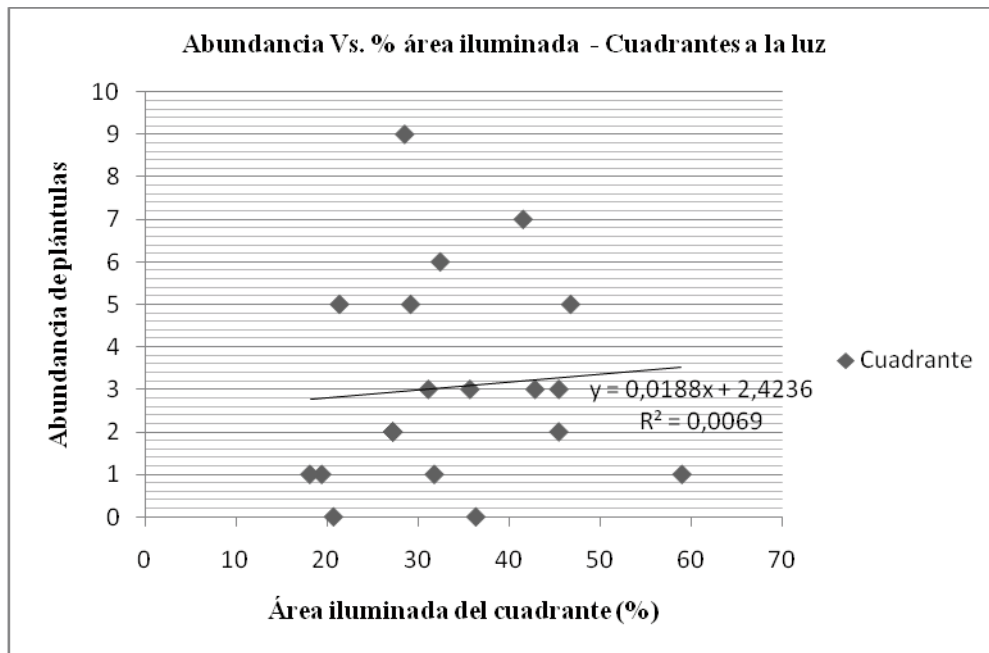
Para corroborar si efectivamente existe alguna correlación entre la intensidad lumínica que reciben las cuadrantes y la abundancia de plántulas contadas en los mismos se realizó un análisis de correlación de Pearson en el que fué considerado como variable independiente el porcentaje de área iluminada en la foto (%) y como variable de respuesta la abundancia de plántulas encontradas (No. Individuos) (**Gráficas 1 y 2, Tabla 5**).

Tabla 5. Resumen de resultados prueba de correlación de Pearson para las zonas de luz y sombra; contraste con el valor de t – Student.

Estadístico	Luz	Sombra
Correlación de Pearson (r) calculada	0,0832	0,0298
r de Pearson tabulada	0,444	



Gráfica 1. Dispersión de datos: abundancia de plántulas en relación con la intensidad lumínica del cuadrante (cuadrantes a la sombra). Se muestra valor de R^2 (ajuste a la linealidad).



Gráfica 2. Dispersión de datos: abundancia de plántulas en relación con la intensidad lumínica del cuadrante. Se muestra valor de R^2 (ajuste a la linealidad).

Tomando en cuenta los resultados presentados en la tabla 5 se puede concluir que la abundancia de plántulas tanto en zonas de luz como de sombra dentro del bosque no responde a la intensidad lumínica que reciba el cuadrante; esto se comprueba al contrastar los valores r de Pearson calculados, que son considerablemente menores al r tabulado y esperado para un conjunto de datos de igual tamaño, pero correlacionados efectivamente. Es decir; la abundancia no está correlacionada directamente con la cantidad de luz que reciba la zona y por tanto no se puede asegurar que este factor configure efectivamente la comunidad de plántulas, al menos en términos de abundancia.

RIQUEZA DE PLÁNTULAS

Tabla 6. Riqueza total de plántulas muestreadas bajo los dos parámetros de estudio: luz y sombra.

Variabes	Zona de luz	Zona de sombra
# cuadrantes	20	20
Riqueza total	25	21
Riqueza promedio	1,25	1,05
Desviación estándar	1,293	1,050
Varianza	1,671	1,103

Tabla 7. Resumen general de valores de riqueza y porcentaje de área iluminada en las fotografías registrados en cada cuadrante muestreado para las zonas de luz y de sombra.

Cuadrante #	ZONAS DE LUZ		ZONAS DE SOMBRA	
	Riqueza	% área iluminada	Riqueza	% área iluminada
1	3	45,45	2	5,84
2	0	20,77	2	9,09
3	2	35,71	6	10,38
4	7	28,57	2	14,28
5	1	32,46	2	12,98
6	0	36,36	2	6,49
7	2	27,27	4	7,14
8	2	45,45	3	3,89
9	3	31,16	1	7,79
10	1	31,81	3	9,74
11	1	27,27	0	9,74

12	1	58,94	2	9,09
13	1	19,48	1	7,79
14	3	42,85	2	14,28
15	1	27,27	2	13,63
16	1	18,18	3	23,37
17	4	41,55	5	10,38
18	5	46,75	1	9,09
19	2	29,22	4	6,49
20	3	21,42	1	14,93

Para el análisis de riqueza se realizó un test de ajuste a normalidad de los datos obtenidos por cuadrantes para las zonas de luz y sombra teniendo en cuenta el número de morfoespecies de plántulas encontradas en cada uno (**Tabla 8**).

Tabla 8. Resultados obtenidos con la aplicación del test de Shapiro – Wilk para establecer el carácter paramétrico de los datos.

Estadístico	Morfoespecies en cuadrantes de luz	Morfoespecies en cuadrantes de sombra
S –W (α)	0,05	
S - W (α calculado)	0,013	0,062

Con los resultados arrojados por el test de Shapiro – Wilk para los valores P de luz y sombra calculados, en contraste con el valor de significancia escogido; es posible considerar que los datos de riqueza para la zona de sombra se distribuyen normalmente, mientras que los de luz no lo hacen; por tanto para identificar la posible presencia de diferencias significativas de riqueza entre zonas se aplicó la prueba no paramétrica de contraste entre dos muestras U de Mann Withney (**Tabla 9**).

Tabla 9. Resultados obtenidos con la prueba U de Mann – Withney.

U de Mann Withney	Luz	Sombra
U Calculado	171,5	
U tabulado	[127-273]	
P valor (α)	0,05	
P valor (α calculado)	0,4367	

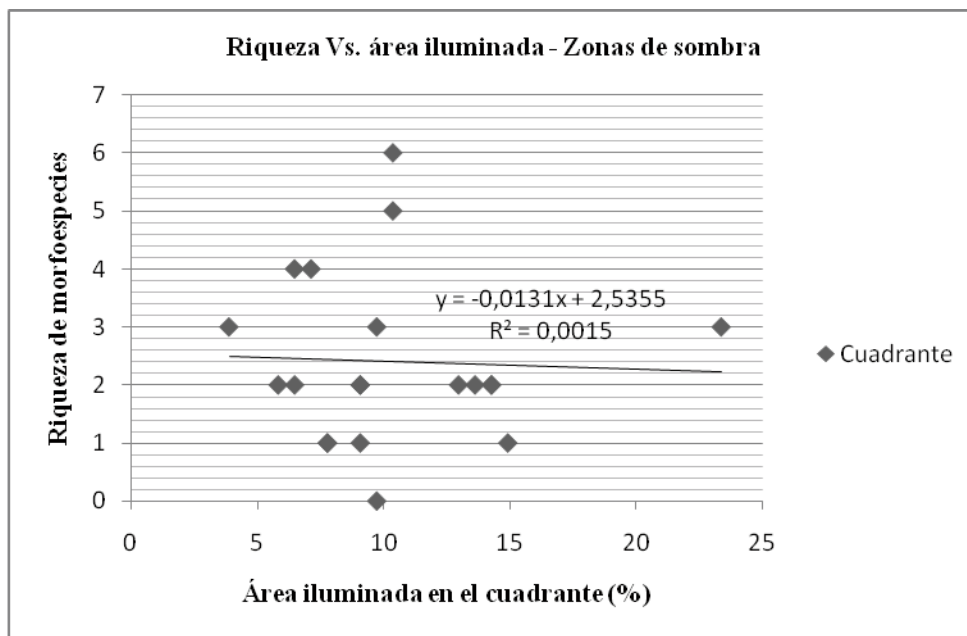
Con la aplicación de la prueba U fué posible evidenciar que *no existen diferencias significativas entre los valores de riqueza de morfoespecies para los cuadrantes pertenecientes a ambas condiciones de estudio*; esta conclusión se confirma con el P valor calculado, que es

considerablemente mayor al propuesto como significativo, y al U calculado que cae dentro del intervalo de aceptación.

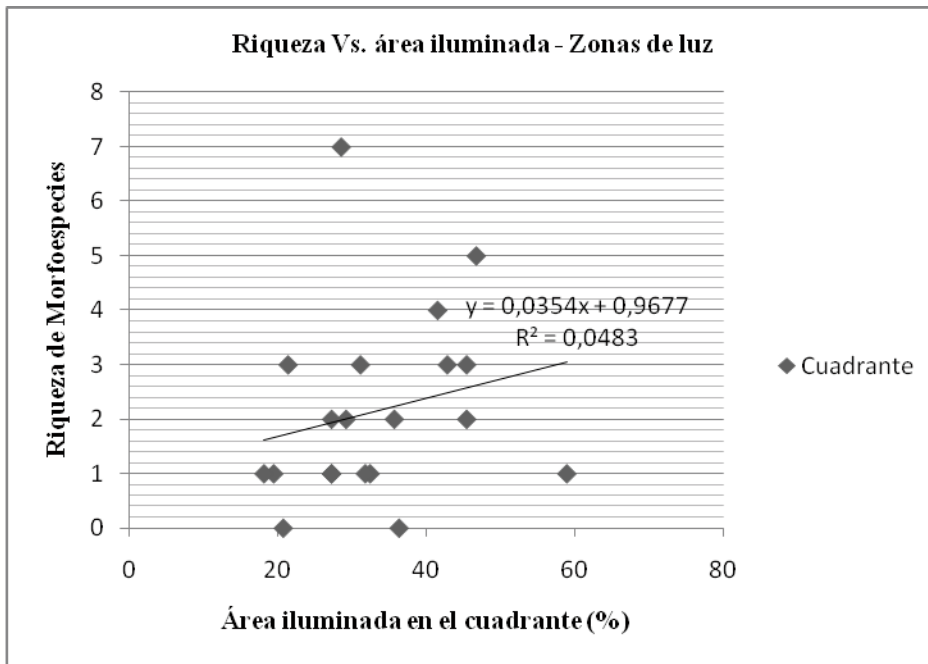
Para corroborar la existencia de correlación entre las riquezas por zonas con el porcentaje de área sometida a influencia de luz se utilizó una regresión lineal simple: Rho de Spearman para el caso de las zonas de luz y r de Spearman para los cuadrantes a la sombra. En éstas, se consideró el porcentaje de área sometida a la luz como la variable independiente y la riqueza de morfoespecies como la variable de respuesta (**Gráficas 3 y 4, Tabla 10**).

Tabla 10. Resumen de resultados prueba de correlación de Spearman para las zonas de luz y sombra; contraste con el valor de t – Student.

Estadístico	Luz	Sombra
Rho Spearman calculado	0,340	
Rho Spearman tabulado	0,472	
r Pearson (calculado)		-0,039
r Pearson (tabulado)		0,444



Gráfica 3. Dispersión de datos para cuadrantes a la sombra: riqueza de morfoespecies en relación con el área iluminada del cuadrante. Se muestra valor de R^2 (ajuste a la linealidad).



Gráfica 4. Dispersión de datos para cuadrantes a la luz: riqueza de morfoespecies en relación con el área iluminada del cuadrante. Se muestra valor de R^2 (ajuste a la linealidad).

Con los resultados presentados en la tabla 10 y en los gráficos 3 y 4 se puede concluir que la riqueza de los cuadrantes tanto de luz como de sombra no está correlacionada directamente con la cantidad de luz que reciban, esto se asegura debido a que los valores de correlación, tanto Rho como r son considerablemente menores a los valores tabulados esperados para un conjunto de datos del mismo tamaño; entonces, la luz no es un factor realmente decisivo en la configuración de la comunidad de plántulas.

DISCUSIÓN

De acuerdo a los análisis estadísticos realizados para el contraste de abundancias y riquezas de plántulas entre las zonas de luz y de sombra no se encontraron diferencias significativas, como podría haberse esperado en función de que la luz llega diferencialmente a estas áreas. Consecuentemente, las correlaciones lineales entre los parámetros de abundancia y riqueza con la intensidad lumínica recibida en cada cuadrante estudiado no mostraron una correlación estadísticamente significativa como la que se esperaba inicialmente; ya que se consideró que la luz era un factor determinante en la configuración de las comunidades de plántulas en el bs – T.

Este comportamiento inesperado en los resultados puede deberse a múltiples factores, tanto ecológicos como humanos durante el muestreo. Las posibles razones ecológicas que explican este patrón están relacionadas con el hecho de que a diferencia de otros tipos de bosques como el Húmedo, o el Andino en los cuales la oferta hídrica es constante ya sea por lluvias o por almacenamiento en el suelo u otros subcompartmentos del ecosistema (Córdoba 2004), el bs – T presenta un estrés hídrico marcado, además de una disponibilidad de nutrientes escasa debido a la

aridez del suelo que contribuyen a limitar el desarrollo de las plántulas. Paralelo a esto, la radiación solar en el bs – T es constante a lo largo del año generando patrones climáticos cálidos caracterizados por temperaturas altas. Teniendo esto en cuenta, la luz no es un factor limitante en esta región; lo que puede verse reflejado en los resultados obtenidos con el presente estudio.

Es posible explicar esta independencia de las variables con respecto a la luz si se tienen en cuenta otros factores ecológicos con disponibilidad temporal tales como el agua, los nutrientes disponibles en el suelo, factores de competencia con otros individuos, procesos de facilitación (Valladares 2005) e incluso interacciones con organismos patógenos. Estos factores que no se encuentran en un continuo en el tiempo tienen mayor incidencia en la configuración del sistema; ya que cuando se encuentran disponibles generan en los organismos respuestas de aprovechamiento; mientras que cuando escasean producen respuestas de amortiguación para soportar el estrés (cualquiera que éste sea) al que se encuentren sometidos (Padilla 2008).

A pesar de las posibles respuestas ecológicas dadas anteriormente, los resultados obtenidos pueden obedecer a factores de error metodológico. La primera posible fuente de error se encuentra en el método empleado a partir de fotografías del dosel para calcular la intensidad lumínica; el cual, si bien puede arrojar datos aproximados de la cantidad de luz que atraviesa el dosel hasta las zonas bajas, también está incluyendo “ruido” proveniente del ángulo con que incide el haz de luz sobre el lente. En estudios realizados por Valladares (2005) se utilizó el método de fotografía hemisférica con la cual se calculó la intensidad de la radiación disponible en el sotobosque de 28 bosques y matorrales ibéricos; este método, reporta el autor, representa un buen compromiso entre precisión y esfuerzo de muestreo. Una reciente revisión comparativa de métodos mostró que la fotografía hemisférica es adecuada y precisa, particularmente en el caso de doseles heterogéneos y con abundancia de claros (Bellow y Nair 2003). La fotografía digital, tal como la que se utilizó en el trabajo de Valladares (2005), se ha visto que es capaz de dar mejores resultados para la estimación de radiación en el sotobosque que la fotografía analógica basada en emulsiones (Englund *et al.* 2000). La segunda posible fuente de error proviene del análisis de las imágenes para el cálculo de la intensidad lumínica, ya que el método utilizado arroja datos con un alto porcentaje de error debido a que no se tuvieron en cuenta variables importantes como la latitud de cada sitio, la declinación magnética, la fracción de radiación directa y difusa que llega a cada cuadrante respecto a la que llegaría a un sitio equivalente a cielo abierto (Anderson 1964).

Finalmente, si se quiere corroborar la independencia de las variables de diversidad (abundancia y riqueza) respecto a la intensidad lumínica en el bs – T, es necesario que se realicen muestreos más prolongados teniendo en cuenta la variación de la intensidad de luz de acuerdo a la hora del día, además de emplear instrumentos más sensibles para la captación de luz y el uso de softwares especializados para este fin.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Colombia por la oportunidad de conocer este hermoso Parque Nacional y trabajar en él durante algunos días, al profesor Silvio Zuluaga por su colaboración, dirección y ayuda durante el proceso tanto en campo como aquí en Bogotá para el manejo de los datos y las muestras colectadas. A los profesores Gabriel Pinilla y Edgar Camero por sus opiniones y correcciones precisas.

BIBLIOGRAFÍA

ANDERSON, M.C. 1966. Stand structure and light penetration. II. A theoretical analysis. *Journal of applied ecology* 3: 41-54.

BELLOW, J. G. & NAIR, P.K.R. 2003. Comparing common methods for assessing understory light availability in shaded-perennial agroforestry systems. *Agricultural and Forest Meteorology* 114: 197-211.

BROKAW, N. 1982. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica* 11: 158-160.

CÓRDOBA ARIAS, JHON ALEXANDER; GONZÁLEZ PALACIOS, DAVID; RAMOS PALACIOS, YAN ARLEY; SERNA LONDOÑO, DIANA YURLEY; PANESSO DÍAZ, NILS A. 2005. Regeneración Natural en claros de un bosque pluvial tropical en Pacurita, Chocó - Colombia. *Revista Institucional. Universidad Tecnológica del Chocó D. L. C. No. 23.* pp. 11- 19.

ENGLUND, S.R., O'BRIEN, J.J. & CLARK, D.B. 2000. Evaluation of digital and film hemispherical photography and spherical densiometry for measuring forest light environments. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1999-2005.

HERNÁNDEZ-CAMACHO, J.; RODRÍGUEZ GUERRERO, P. 1981. Estudio ecológico de la vegetación del Parque Nacional Natural Tayrona. División de Parques Nacionales y Vida Silvestre, INDERENA. Bogotá. 34 pp.

MENDOZA-C., H. 1999. Estructura y riqueza florística del bosque seco tropical de la región Caribe y el valle del río Magdalena, Colombia. *Caldasia* 21 (1): 70-94.

PADILLA RUÍZ, F.M. 2008. Factores limitantes y estrategias de establecimiento de plantas leñosas en ambientes semiáridos. Implicaciones para la restauración. *Ecosistemas*. 17 (1): 155-159.

VALLADARES, FERNANDO; ARANDA, ISMAEL; SÁNCHEZ-GÓMEZ DAVID. 2004. La luz como factor ecológico y evolutivo para las plantas y su interacción con el agua. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Madrid, España. Medio Ambiente EGRAF S.A. pp. 335 - 369.

VALLADARES, FERNANDO. 2005. La disponibilidad de luz bajo el dosel de los bosques y matorrales ibéricos estimada mediante fotografía hemisférica. *Ecología*. 20: 11-30.

YEPES, P. VILLA, J. 2009. Sucesión vegetal luego de un proceso de restauración ecológica en un fragmento de bosque seco tropical (La Pintada, Antioquia). *REVISTA LASALLISTA DE INVESTIGACIÓN*. 7 (2): 24-34.

RANGOS DE ACTIVIDAD TERMORREGULATORIA DE *Cnemidophorus lemniscatus* Y *Lepidoblepharis* sp. Y COMPETENCIA POR ESPACIO DE TERMORREGULACIÓN ENGAIRACA, PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA

THERMOREGULATORY ACTIVITY RANGES OF *Cnemidophorus lemniscatus* AND *Lepidoblepharis* sp. AND COMPETITION FOR THERMOREGULATORY SPACE OCCUPANCY IN GAIRACA, NATIONAL NATURAL PARK TAYRONA

Susana Currea Moncaleano

Estudiante de Biología, Pregrado, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia.

Gianna Florez

Estudiante de Biología, Pregrado, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia.

RESUMEN

Los rangos de actividad termorregulatoria para los lagartos de suelo del bosque seco tropical *Cnemidophorus lemniscatus* y *Lepidoblepharis* sp. fueron determinados a partir de la observación de los rangos horarios de exposición al sol correlacionados con temperatura del aire y suelo, además se evaluaron las posibles especies observadas que puedan competir por espacio de termorregulación con estas especies. *C. lemniscatus* presenta dos rangos de actividad termorregulatoria, entre 1:00 - 2:30 p.m. con 28 - 32 °C y entre 11:00 - 12:30 a.m. con 30 - 33 °C. *Lepidoblepharis* sp presenta un solo rango que se solapa con el primero de *C. lemniscatus*, en ninguno de los dos casos, los rangos de actividad responden de manera significativa a la variación de temperatura ambiental. Ninguna de las especies observadas puede ser considerada competencia para las especies debido a diferencia en uso de microhábitat. *Ameiva ameiva* y *Anolis fuscoauratus* presentan rangos de actividad solapados pero su abundancia es insuficiente, mientras que *Mabuya mabouya* presenta rangos de actividad alternados con los de *C. lemniscatus*.

Palabras clave: rangos de actividad, competencia, solapamiento, abundancia, temperatura de suelo y aire

ABSTRACT

The thermoregulatory activity ranges of *Cnemidophorus lemniscatus* and *Lepidoblepharis* sp., two ground lizards from tropical dry forest were determined by observations of schedules of sun basking correlated with air and ground temperature, additionally we evaluated species which could be great competitors for thermoregulatory space. *C. lemniscatus* has two thermoregulatory activity ranges at 1:00 – 2:30 p.m. with 28 – 32 °C and at 11:00 – 12:30 a.m. with 30 – 33 °C. *Lepidoblepharis* sp has only one activity range overlapped with the second one of *C. lemniscatus*. None of this thermoregulatory activity ranges have a significant respond to environmental temperature variation. Neither of the observed species could be an important competitor due to differential microhabitat

use. *Ameiva ameiva* and *Anolis fuscoauratus* have overlapped activity ranges with both species; however, their abundance is not good enough to compete for thermoregulatory space occupancy. *Mabuya mabouya* has alternated activity ranges with *C. lemniscatus* what it means a different way to gain heat.

Key words: activity ranges, competence, overlapping, abundance, ground and air temperature

INTRODUCCIÓN

La termorregulación es un proceso muy importante en los reptiles ya que por medio de diferentes estrategias comportamentales son capaces de alcanzar la temperatura necesaria para que sus procesos biológicos funcionen adecuadamente (Huey 1982, citado por Navarro-García 2008). Es por esto que la ecología térmica involucra tanto comportamiento como uso del hábitat, ciclos de actividad y el componente de historia de vida (Pianka y Vitt 2003) con el fin de que hayan variaciones dentro de un mismo ambiente entre las especies de diferentes familias de lagartos.

Este proceso, además, involucra varias vías de ganancia de calor que dependen de su microhábitat, ya que si se encuentran perchados sobre una roca están recibiendo calor directamente del sol (heliotermia), directamente por el contacto con la roca o el suelo por conducción (tigmotermia) y por el movimiento del aire por convección (Velásquez *et al.* 2011). Estas vías han evolucionado junto con patrones de alternancia de exposición y refugio que dependen de la temperatura ambiental que tienen como objetivo mantener la temperatura corporal óptima que les permita obtener el máximo desempeño. Esta temperatura corporal óptima es una característica especie-específica que está relacionada filogenéticamente de acuerdo al hábitat (Pianka y Vitt 2003).

Diferentes estudios han relacionado la calidad térmica del hábitat con la capacidad de los lagartos de mantener su temperatura corporal en la temperatura óptima (Navarro *et al.* 2008). Un modelo sobre la termorregulación en lagartos desarrollado por Huey *et al.* (1976) lo llevó a describir los siguientes supuestos: la termorregulación sólo es beneficiosa si los costos asociados son bajos; los lagartos que tienen necesidades térmicas especiales termorregulan más cuidadosamente que los lagartos generalistas, siempre y cuando el costo no sea más alto; los lagartos termorregularán más cuidadosamente si la productividad del hábitat aumenta o si la competencia disminuye y por último, la temperatura fisiológica óptima no es siempre igual a la temperatura ecológica óptima.

Teniendo en cuenta que la ganancia de calor implica exposición y la estabilización de la temperatura corporal implica búsqueda de refugio; en este estudio se determinaron los rangos de actividad termorregulatoria de dos especies con hábitos de exposición, entendiendo como rango de actividad termorregulatoria aquel rango horario en el cual los lagartos se encuentran expuestos para ganar calor. Las dos especies son *Cnemidophorus lemniscatus* (Linnaeus 1758) perteneciente a la familia Teiidae y *Lepidoblepharis* sp. perteneciente a la familia Gekkonidae y se evaluaron las especies que pueden llegar a competir por el espacio de exposición en un ecosistema de bosque seco tropical.

METODOLOGÍA

El muestreo se llevó a cabo en una zona intervenida de bosque seco tropical en Gairaca, PNN Tayrona, Santa Marta dentro de la cual se encuentran parches de diferentes extensiones de bosque. Las observaciones fueron hechas en diferentes tipos de hábitats como bordes de caminos entre parches de bosque, transectos bosque adentro y corredores. Se realizó el conteo de los individuos expuestos y los refugiados dentro de transectos de 8 x 20 m, fueron observados durante intervalos

de 15 minutos. Las variables que se midieron en campo para la descripción de los rangos de actividad termorregulatoria fueron la temperatura del suelo y la temperatura del aire que fueron tomados por un termómetro ambiental de máxima y mínima temperatura (-30+50 °C) en 3 puntos de cada transecto y se promedió para estimar la temperatura general del transecto. La identificación de las morfoespecies observadas se realizó de acuerdo a comparaciones entre fotos y observaciones personales de los investigadores y de los profesores del área de Herpetología del Instituto de Ciencias Naturales.

Se determinó la distribución térmica diaria según rangos horarios para relacionar la ausencia o presencia de las especies muestreadas según la temperatura registrada, haciendo énfasis en *C. lemniscatus* y *Lepidoblepharis* sp. Se usaron las observaciones de exposición de los individuos para determinar los rangos horarios que corresponden a la actividad termorregulatoria; además de las observaciones de individuos de otras especies que se encontraran.

Para comprobar la normalidad de los datos se usó la prueba de Shapiro-Wilk con $p > 0,05$; como los datos no presentaron una distribución normal se realizó una correlación de Pearson entre el número de observaciones de individuos por especie por transecto que representan un verdadero rango de actividad termorregulatoria y las variables de temperatura para explicar si efectivamente los rangos de actividad termorregulatoria están respondiendo a la temperatura ambiental y si las especies observadas en exposición constituyen competencia para *C. lemniscatus* y/o *Lepidoblepharis* sp. Finalmente, fueron comparados los picos de mayor temperatura tanto del aire como del suelo con los rangos de actividad termorregulatoria de ambas especies.

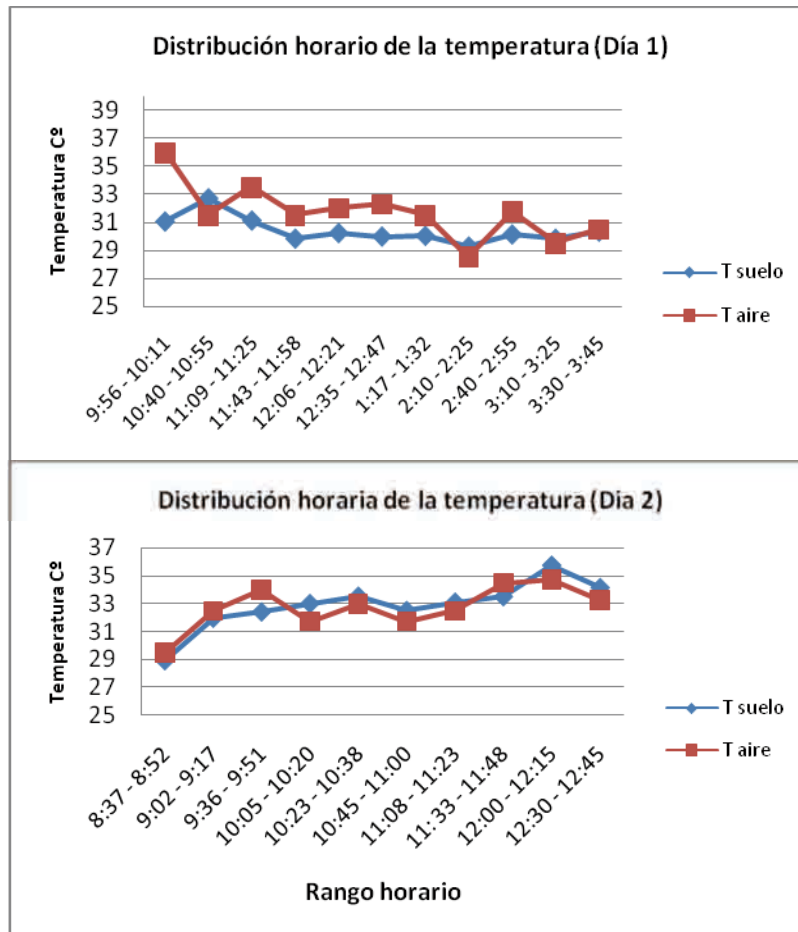
RESULTADOS

En la tabla 1 se encuentran resumidas las observaciones de exposición de los lagartos de ambas especies en todos los sitios muestreados y su correspondiente distribución en la variación térmica diaria y de la localidad. Las especies que se encontraron como potenciales competidores fueron: *Ameiva ameiva*, *Anolis auratus* y *Mabuya mabouya*.

Localidad	T suelo	T aire	Hora	No total Individuos	
				C. lemniscatus	Lepidoblepharis sp.
B	31,06	36	9:56 - 10:01	0	0
B	32,69	31,5	10:40 - 10:55	2	0
B	31,13	33,5	11:09 - 11:25	3	0
B	29,85	31,5	11:43 - 11:58	0	0
C	30,25	32	12:06 - 12:21	8	0
C	30	32,28	12:35 - 12:47	0	0
B	30,05	31,51	1:17 - 1:32	5	4
B	29,3	28,5	2:10 - 2:25	14	6
C	30,15	31,75	2:40 - 2:55	5	0
B	29,85	29,5	3:10 - 3:25	3	4
C	30,35	30,5	3:30 - 3:45	3	0
B	28,9	29,5	8:37 - 8:52	2	0
C	31,95	32,5	9:02 - 9:17	0	0
B	32,4	34	9:36 - 9:51	3	1

C	33	31,75	10:05 - 10:20	2	0
C	33,53	33	10:23 - 10:38	3	0
B	32,5	31,75	10:45 - 11:00	0	0
B	33,1	32,5	11:08 - 11:23	4	0
B	33,5	34,5	11:33 - 11:48	3	0
C	35,75	34,75	12:00 - 12:15	1	0
B	34,15	33,25	12:30 - 12:45	3	0

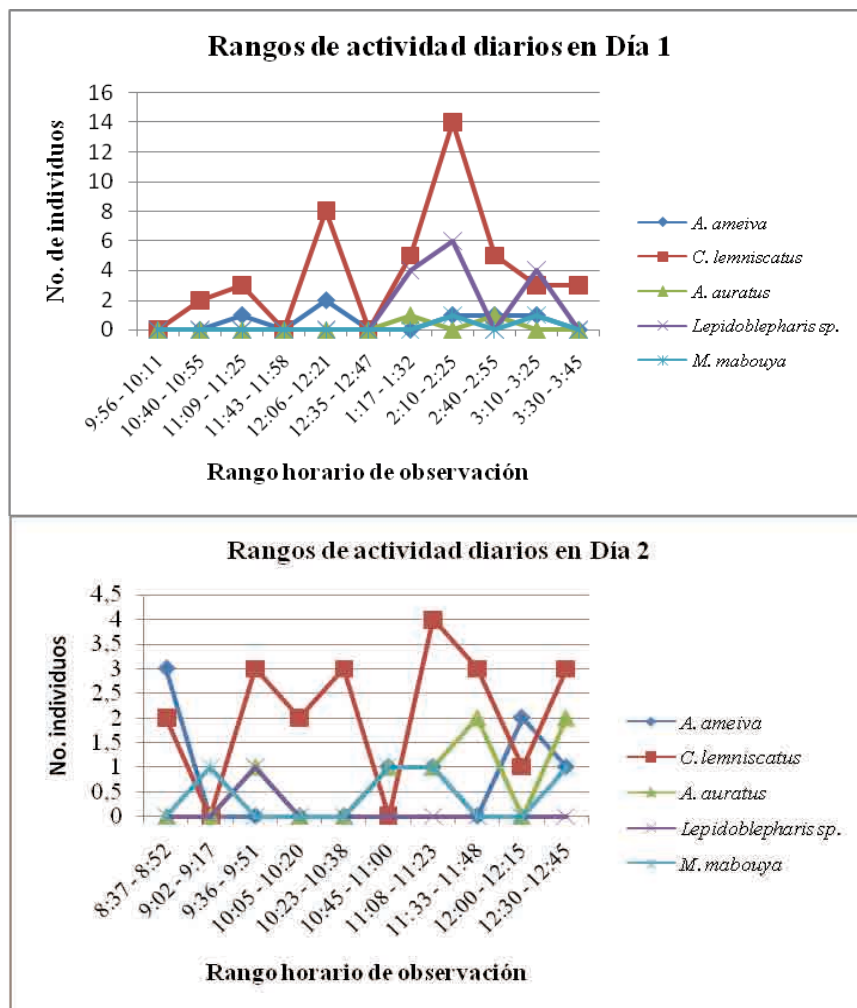
Tabla 1. Individuos presentes según distribución de temperatura horaria y localidad. B: bosque y C: camino



Figuras 3 y 4. Variación horaria de la temperatura del suelo y del aire en el transecto realizado.

En las figuras 1 y 2 se muestra la variación horaria diaria de temperatura del suelo y del aire. Las figuras muestran que existe un intervalo horario en el cual la temperatura oscila entre los 33 y 35 °C como valores máximos. Sin embargo, se presentan dos picos máximos entre 9:00 – 10:00 a.m. y entre 12:00 – 1:30 p.m. Estos incrementos de temperatura se espera tengan efecto directo en el aumento de la temperatura corporal de los lagartos y en la expresión de patrones de

termorregulación de dependiendo de la temperatura de actividad y el rango de temperatura de tolerancia para cada especie.



Figuras 3 y 4. Rangos de actividad horaria de exposición de todas las especies observadas. Los coeficientes de correlación obtenidos por medio de una correlación lineal r de Pearson se presentan en las tablas 2 y 3.

	Bosque	Camino
T_aire	0,08396	0,43786
T_suelo	0,36246	0,35316

Tabla 2. Coeficientes de correlación entre la abundancia absoluta de *C. lemniscatus* y variable de temperatura por tipos de localidades.

	Lepidoblepharis_sp.
T_suelo	0,054764
T_aire	0,027001

Tabla 3. Coeficientes de correlación entre abundancia absoluta de *Lepidoblepharis* sp. y variable de temperatura en bosque

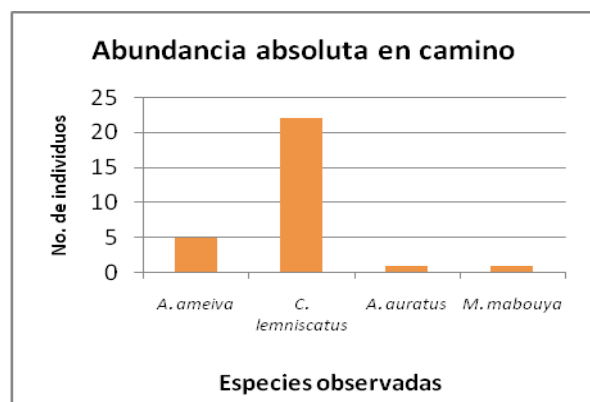
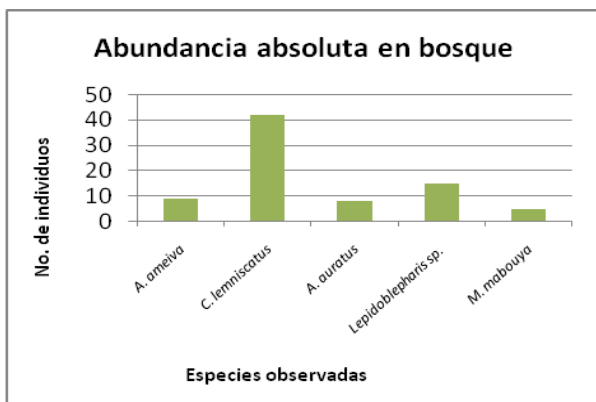
Los coeficientes de correlación de Pearson fueron calculados específicamente por tipos de localidad muestreada debido a que la abundancia de cada especie fué diferencial para cada uno de estos. Es así como *C. lemniscatus* muestra una mayor correlación entre ambas variables ambientales y la abundancia lo que sugiere que todos los individuos observados que se encontraban en actividad termorregulatoria podrían estar ganando cierta proporción de calor del suelo y del aire, sin embargo, el coeficiente no posee un valor muy alto. Respecto a la correlación entre los individuos activos termorregulatoriamente y la temperatura en el bosque se observa que la temperatura del suelo es más determinante.

Por otro lado, *Lepidoblepharis* sp. que solo fué encontrado en los transectos de bosque presentó coeficientes de correlación muy bajos para ambas variables de temperatura.

	A. ameiva	A. auratus	M. mabouya
T_suelo	0,63891	0,10055	0,74422
T_aire	0,2658	0,19383	0,17815

Tabla 4. Coeficientes de correlación entre las variables ambientales y las posibles especies competidoras

Los valores de correlación sugieren que estas especies están considerablemente más correlacionadas con las variables de temperatura que *C. lemniscatus* y *Lepidoblepharis* sp. Sin embargo, la baja frecuencia de observaciones para estas especies no indica que efectivamente en los momentos de observación estuvieran activas termorregulatoriamente sino que estuvieran forrajeando o cuidando su territorio.



Figuras 5 – 6. Abundancias absolutas de las especies observadas en bosque /izq.) y camino (der.)

DISCUSIÓN

Los valores de la correlación entre la temperatura del aire y del suelo con *C. lemniscatus* y *Lepidoblepharis* sp. no fueron muy altos para ninguno de las dos especies por lo que es posible que factores ajenos a la temperatura ambiental también estén determinando los rangos de actividad termorregulatoria. No obstante, los valores para *C. lemniscatus* en el camino muestran que existe una mayor correlación de la temperatura del suelo con el comportamiento de exposición; para la localidad de bosque se presenta el mismo fenómeno aunque la temperatura del aire no afecta el rango de actividad.

Asimismo, las **Figuras 3 y 4** muestra que *C. lemniscatus* presenta un rango de mayor actividad termorregulatoria entre las 1:00 y 2:30 p.m. en el cual la temperatura se encuentra entre 28 y 32 °C, sin embargo, posee otro rango de menor actividad entre las 11:00 y 12:30 a.m. en el cual la temperatura es aproximadamente de 30 y 33 °C. Según los coeficientes de correlación, es posible que estos lagartos estén ganando energía principalmente por conducción y no por convección, sin embargo, este valor no muestra una asociación muy fuerte entre las variables.

Los rangos de actividad para el género *Cnemidophorus* ya han sido estudiados, por ejemplo, *Cnemidophorus deppii* en la mañana y al atardecer, cuando la temperatura es baja, se mantiene con el vientre en contacto con la arena y expuestos directamente al sol hasta alcanzar 40 °C que corresponde a su temperatura óptima corporal (Pianka y Vitt 2003) para forrajear dentro del bosque (Vitt *et al.* 1993), cuando la temperatura del suelo se encuentra entre 40 – 55 °C al medio día los lagartos buscan refugios sombreados, una vez enfriados vuelven a ser activos. Es por esto que los dos rangos principales de actividad de exposición de *C. lemniscatus* durante los dos días pueden deberse a que estos lagartos necesitan de largos tiempos de exposición termorregulatoria para suplir niveles moderados de metabolismo aeróbico por largos períodos ya que al ser forrajeadores activos necesitan tener un máximo desempeño constantemente (Morgan 1988).

Los rangos de actividad termorregulatoria de *C. lemniscatus* responden a valores no tan altos de la temperatura, debido a que la temperatura ambiental máxima registrada para al especies fué de 33 °C. De acuerdo a lo anterior es posible deducir que estos lagartos bajo temperaturas mayores a 32 °C buscan refugio en el bosque debido a que fué encontrada una mayor abundancia en esta localidad. Un estudio de la ecología térmica de especies simpátricas del género *Cnemidophorus*, en Texas, mostró que los lagartos poseían diferentes mecanismos para termorregular clasificados en 3 grupos: lagartos que termorregulan con movimiento activo, lagartos que se exponen al sol y aquellos que termorregulan permaneciendo en la sombra (Schall 1977); además existe variación en estos patrones de termorregulación con el estado ontogénico (Pianka y Vitt 2003) por lo que la variación de rangos de actividad cambian de acuerdo a la temperatura, encontrándose en diferente localidad.

En cuanto a *Lepidoblepharis* sp. se encontró un rango de actividad termorregulatoria entre la 1:00 y 3:00 p.m. en el cual la temperatura está entre 29 – 32 °C. Teniendo en cuenta que estos lagartos sólo ocurren en la localidad de bosque debido a que se encuentran asociados al microhábitat de hojarasca (com. pers. Marta Calderón 2012¹) sus rangos de actividad responden mayormente a la temperatura del suelo, aunque el coeficiente de correlación muestra que no hay una respuesta significativamente

¹ Profesora Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia

asociada a ninguna de las dos temperaturas, por lo que el factor determinante para la ganancia de calor es la temperatura interna del microhábitat de hojarasca.

Existe poca información acerca de los patrones de termorregulación de los lagartos del género *Lepidoblepharis*. Este género pertenece a la familia Gekkonidae, la cual es reconocida por que los lagartos de hábito diurno tienen la capacidad de mantener temperaturas corporales altas de la misma manera que la familia Teiidae (Pianka y Vitt 2003), de hecho, uno de los rangos de actividad de *C. lemniscatus* se solapa con el de *Lepidoblepharis* sp. entre la 1:00 y 3:00 p.m. Un estudio sobre lagartos brasileros, reporta que las temperaturas medias corporales de varias especies de esta familia oscilan entre los 26.9 y 34°C (Vitt 1995, Vitt y Zani 1997, citados por Rocha 2009) lo que corresponde a los valores del rango de actividad reportados en este estudio.

De acuerdo a las figuras 5 y 6 en la localidad de bosque hay un número mayor de especies de lagartos, sin embargo, las especies que pueden ser potenciales competidores para ocupar espacios de termorregulación no poseen una abundancia comparable con *C. lemniscatus*, aunque si es comparable con la abundancia de *Lepidoblepharis* estos ocupan un microhábitat diferente. En cuanto a el solapamiento de los rangos de actividad termorregulatoria, se encontró que *A. auratus* está presente con mayor abundancia en el rango de actividad más alto de *C. lemniscatus* y *Lepidoblepharis* sp. al igual que *A. ameiva*; *M. mabouya* por el contrario está presente en los rangos horarios en los cuales *C. lemniscatus* se encuentra refugiado.

La correlación y la figuras 3 y 4 muestran que *A. ameiva* se encuentra activa al mismo tiempo que *C. lemniscatus* y responde a la temperatura del suelo; además de que también pertenece a la familia Teiidae por lo que los patrones de termorregulación pueden tener cierta similitud con *C. lemniscatus*, algunos estudios han concluido que *A. ameiva melanocephala* puede mantener una temperatura media corporal de mayor actividad entre 36,28 - 38,57 °C (González y Prieto 1999), aunque para *Ameiva festiva* se tienen temperaturas corporales máximas de $39,4 \pm 0,97$ °C y mínimas de $34,5 \pm 1,11$ °C que corresponden a grandes niveles de carrera y metabolismo aérobico para los individuos (Van Berkum *et al.* 1986) rangos similares a los reportados para otras especies de *Cnemidophorus* de ecosistemas áridos (Pianka y Vitt 2003). A pesar de lo anterior, su abundancia es insuficiente para que puede considerarse como competencia, ya que *A. ameiva* es un lagarto de talla grande que posee territorio de mayor extensión que *C. lemniscatus* y por lo tanto su densidad poblacional es menor en el sitio muestreado.

En el caso de *A. auratus* se ha reportado que su rango de actividad termorregulatoria ocurre en temperaturas cercanas a 33.9 °C (Vitt y Carvalho 1995, citados por Rocha 2009). Esta temperatura se sobrelapa con los rangos de las anteriores especies. Los coeficientes de correlación muestran que su rango de actividad no responde directamente a la variación de la temperatura ambiental. De la misma manera que *A. ameiva* su abundancia no es significativa para considerarla como competencia de *C. lemniscatus*. Para *Lepidoblepharis* sp. su abundancia podría ser comparable sin embargo el hábito de *A. auratus* es mayormente arbóreo, por lo que la ganancia de calor se da por convección. De acuerdo a esto los anoles se caracterizan por ser termoconformistas (Huey y Slatkin 1976, citados por Velázquez *et al.* 2011).

Este estudio determino que el rango de actividad termorregulatoria de *C. lemniscatus* se distribuye en dos picos, uno en la mañana entre 11:00 y las 12:30 pm, en el cual la temperatura alcanza los 33 °C y el siguiente entre las 1 y 2:30pm, en el cual se alcanza una temperatura de 32°C. Sin embargo estos rangos de actividad no responden de forma significativa a la temperatura ambiental debido a las diferencias en los patrones de termorregulación dentro de la misma especie.

Para el lagarto *Lepidoblepharis* sp. solo se presentó un pico de actividad termorregulatoria entre la 1:00 y las 3:00 pm en el cual se alcanzó una temperatura de 33°C. De nuevo estos rangos no responden a la variación de la temperatura ambiental, debido al uso de microhabitats cuya temperatura específica no fué medida en este estudio.

Finalmente ninguna de las demás especies observadas representa una competencia por los espacios de ganancia de calor. A pesar de que los rangos termorregulatorios de *A. ameiva* y *A. auratus* se solapan, *A. ameiva* posee un territorio mayor por lo que puede acceder a otros espacios lo que evita que se presente competencia. *A. auratus* por otro lado tiene hábitos mayormente arbóreos por lo que se le considera termoconformista y no compete por los espacios de exposición. Finalmente *M. mabouya* es la que presenta menos relación debido a que sus rangos de actividad termorregulatoria se alternan con los de *C. lemniscatus*.

BIBLIOGRAFÍA

CRUZ-NETO, A., & GORDO, M. (1996). Body Temperature and Thermoregulatory Behaviour of the Lizard *Ameiva ameiva* in Central Amazonian Forests. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* , 11 - 16.

DUARTE, C., & VRCIBRADIC, D. (1996). Thermal ecology of two sympatric skinks (*Mabuya macrorhyncha* and *Mabuya agilis*) in a Brazilian restinga habitat. *Australian Journal of Ecology*, Volume 1 , 110 - 113.

GONZÁLEZ, L., & PRIETO, A. (1999). Aspectos sobre la termorregulación y reproducción del lagarto *Ameiva ameiva melanocephala* Barbour y noble, (Sauria : Teiidae), en un bosque húmedo del Estado Miranda, Venezuela. *MEMORIA DE LA FUNDACIÓN LA SALLE DE CIENCIAS NATURALES* , 3-18.

HUEY, R., & PIANKA, E. (1977). Seasonal Variation in Thermoregulatory Behavior and Body Temperature of Diurnal Kalahari Lizards. *Ecology*, 58 , 1066 - 1075.

MORGAN, K. (1988). Body Temperature, Energy Metabolism, and Stamina in Two Neotropical Forest lizard (*Ameiva*, Teiidae). *Journal of Herpetology*. Vol. 22. No. 2 , 236 - 241.

NAVARRO- GARCÍA, J. C., GARCÍA, A., & MENDEZ DE LA CRUZ, F. R. (2008). Estacionalidad, eficiencia termorreguladora de *Aspidoscelis lineatissima* (Sauria, Teiidae) y la calidad térmica del Bosque Tropical Caducifolio en Chamela, Jalisco, México. *Revista Mexicana de biodiversidad*, Vol 79 , 413-419.

PIANKA, E., & VITT, L. (2003). Capítulo 2: Getting around in a complex world. *Lizards: Windows To The Evolution Of Diversity* .

SCHALL, J. (1977). Thermal ecology of five sympatric species of *Cnemidophorus* (Sauria: Teiidae). *Herpetologica*, Vol 33 , 261- 272.

VAN BERKUM, F., HUEY, R., & ADAMS, B. (1986). Physiological Consequences of Thermoregulation in a tropical lizard (*Ameiva festiva*). *Physiological Zoology*. Vol. 59. No. 4 , 464- 472.

VELÁZQUEZ, J., GONZÁLES S., L. A., & PRIETO-ARCAS, A. (2011). Ecología térmica y patrón de actividad del lagarto *Anolis onca* (Squamata, Polychrotidae) en la península de Araya, Venezuela. *Agrobiología* 23 (1) , 5-12.

VITT, L., ZANI, P., & LIMA, A. (1997). Heliotherms in tropical rain forest: the ecology of *Kentropyx calcarata* (Teiidae) and *Mabuya nigropunctata* (Scincidae) in the Curuá-Una of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* , 199-220.

RELACIÓN DE LA ABUNDANCIA DE *Coursetia* sp. (Fabaceae) CON LA PENDIENTE Y LA DISPONIBILIDAD DE AGUA EN EL SUELO, EN UN ECOSISTEMA SUBXEROFÍTICO EN SANTA MARTA (Colombia)

RELATIONSHIP BETWEEN THE ABUNDANCE OF A POPULATION OF *Coursetia* sp. (Fabaceae) AND THE AVAILABILITY OF SOIL WATER, IN A SUBXEROPHYTIC FOREST IN SANTA MARTA (Colombia).

Ana Milena Castro Fajardo

*Estudiante de Biología. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C, Colombia.
amcastrof@unal.edu.co*

Valeria Ramírez Castañeda

*Estudiante de Biología. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C, Colombia.
vramirez@unal.edu.co*

RESUMEN

Este trabajo se realizó con el objetivo de encontrar una relación entre la abundancia de una población de *Coursetia* sp., en dos fases de crecimiento, y la disponibilidad de agua en el suelo que se encuentra condicionada por la pendiente de la zona, en un bosque subxerofítico. Con este fin, se tomaron dos zonas del bosque, las cuales se caracterizan por presentar una pendiente diferente (alta y baja) y se procedió a realizar un conteo de individuos por zona, observando y cuantificando las variaciones entre éstos, de acuerdo a los estratos herbáceo y arbustivo. Adicionalmente, se tomaron muestras de suelo, tanto de las zonas con pendiente alta como baja, en las que se determinó la capacidad de campo (CC). Los análisis estadísticos permitieron encontrar tres resultados importantes: primero, que la abundancia de *Coursetia* sp. en la zona de pendiente baja es mayor, tanto en estrato arbustivo como herbáceo, en contraste con la zona de pendiente alta; segundo, que existe una diferencia importante en cuanto a la capacidad de campo de la zona de pendiente baja, en donde es mayor, en contraste con la zona de pendiente alta; y finalmente, que hay una correlación positiva entre la abundancia total de *Coursetia* sp. y la capacidad de campo (CC) del suelo.

Palabras clave: Pendiente, capacidad de campo, *Coursetia* sp., estrato herbáceo-arbustivo.

ABSTRACT

This study was developed in order to find a relationship between the abundance of a population of *Coursetia* sp., in two stages of growth and the availability of soil water, which is determined by the slope in the area of a subxerophytic forest. To reach this aim, we take two forest areas which are characterized by a different slope (high and low) and proceeds to make an account of *Coursetia* sp., per area; the differences between two slopes, considering the strata herbaceous and shrubby, were observed and quantified. In addition, soil samples were taken from both areas with high and low slope, to determine the field capacity (CC). We found three important results: first, that the abundance of *Coursetia* sp. in the lower slope is greater, both herbaceous and shrubby strata, in contrast to the high slope zone; second, we observed a significant difference in terms of the field capacity in the zone of low slope, where is greater, in contrast with the high slope zone; finally, we found a positive correlation between the total abundance of *Coursetia* sp. and the field capacity (CC) of the soil.

Keywords: slope, field capacity, *Coursetia* sp, herbaceous-shrubby strata.

INTRODUCCIÓN

El Bosque subxerofítico es un ecosistema condicionado fuertemente, como es habitual, por el clima, que ha hecho de este bosque un lugar de excepcionales condiciones ambientales. A su vez, tal limitación ha restringido el crecimiento y la diversidad de plantas. Se desarrolla en lugares bajo la influencia de los vientos alisios, con una temperatura media por encima de 24°C y un promedio de lluvia anual entre 125 y 250 mm. Las plantas típicas de este paisaje corresponden a taxones vegetales con adaptaciones fisiológicas para sobrevivir en condiciones de alta salinidad de los suelos, representadas por especies deciduas y por un estrato arbustivo y herbáceo. La disminución del número de estomas y de las superficies de las hojas, así como la frecuente esclerificación de las mismas, son adaptaciones para disminuir la pérdida de agua por evapotranspiración (Pomch 2011).

Bajo las condiciones ambientales de este ecosistema, los aportes por concepto de precipitaciones, en general, están por debajo de la evapotranspiración potencial, lo cual ocasiona un déficit hídrico casi todo el año. Este es el factor ecológico más importante en la determinación de la vegetación natural de estos sitios (Soriano y Ruiz 2003). Es lógico de esta manera que el común denominador en estos ecosistemas es la escasez de agua, lo que constituye una variable restrictiva para muchos de los procesos vitales y una presión selectiva para el establecimiento y sobrevivencia de la mayoría de las especies que los habitan. Bajo esta condición de sequía la dinámica de los ecosistemas áridos, de todas las regiones del planeta, gira en torno a la economía de este recurso (Gibson y Nobel 1986, citados por Soriano y Ruiz 2003).

En el suelo existe una función vital y característica de este importante sistema. La capacidad de campo (CC), que se entiende ampliamente como el porcentaje de agua que un suelo puede mantener en contra de la acción de la gravedad, se encuentra muy relacionada con la textura del suelo e influenciada por el contenido de materia orgánica, el tipo de minerales presentes y la estructura del

mismo (Thompson y Troeh 2002). Esto indica que la CC desempeña un papel definitivo en el crecimiento y desarrollo de cualquier tipo de vegetación. Esta relación ha sido estudiada abundantemente y se le ha atribuido el término “Agua útil”, que es una característica del suelo relacionada con la respuesta de la planta, y en su sentido más amplio, es la máxima cantidad de agua que pueden extraerse las plantas de un determinado suelo (Wild 1988).

Pese a que los factores climáticos y propios de los suelos pueden condicionar su funcionalidad en la captación y retención de agua, también es determinante la pendiente o la inclinación que presentan las zonas en donde se establecen este tipo de ecosistemas. Debido a las pendientes de las lomas, la escorrentía puede ser superior a la infiltración, lo que provoca frecuentemente procesos erosivos (Ewel y Madriz 1968, citados por Soriano y Ruiz 2003). La erosión hídrica que se puede generar por la pendiente es importante, ya que a mayor inclinación hay mayor peligro de erosión por el agua de escorrentía y por acción de la gravedad. A mayor longitud, el agua de escorrentía adquiere mayor energía y mayor poder erosivo (Nuñez 2000). Estos procesos generarán que en zonas en donde la inclinación sea alta, y el movimiento del agua sea vertiginoso, no haya una fuerte retención y el agua se deposite en las zonas con menores inclinaciones, lo que finalmente modificará la cobertura vegetal de estas zonas. En síntesis, la erosión hídrica es un proceso que puede causar pérdidas en la cobertura vegetal, al arrastrar plantas en crecimiento, además de las pérdidas de suelo, especialmente en el horizonte A de mayor contenido de materia orgánica. Hay también pérdida de nutrientes por arrastre en el agua de escorrentía, y deterioro de la estructura y a veces compactación del suelo (Nuñez 2000).

El crecimiento de las plantas está naturalmente relacionado con la disponibilidad de agua que haya en el suelo, siendo especialmente determinante en los ecosistemas secos, en donde hay una tasa de evapotranspiración bastante alta. Cuando transpiran, las plantas deben reemplazar continuamente las cantidades significativas de agua que pierden por sus estomas. No obstante, en muchas ocasiones sólo una pequeña proporción de agua disponible en el suelo está suficientemente cerca de la superficie de las raíces para que puede ser absorbida en ese momento (Gliessman 2002). Pese a que las plantas han generado múltiples mecanismos para adecuarse a un ecosistema dado, condicionadas por determinados parámetros, debe existir una relación directa entre el suelo y sus características inherentes, específicamente la capacidad de campo y la abundancia de cobertura vegetal.

A pesar de que el arbusto *Coursetia* sp. vive en un ecosistema subxerofítico, presenta pocas adaptaciones aparentes a los déficit hídricos, pues no posee grandes órganos de reserva de agua o estructuras suculentas, tiene raíces poco profundas, y no presenta períodos caducifolios, entre otras adaptaciones importantes (Azcón-Bieto 2000). Estas características hacen de esta planta un candidato perfecto para visualizar las consecuencias limitantes que genera la falta de agua.

El objetivo de este trabajo fue, inicialmente, encontrar diferencias significativas entre la abundancia de *Coursetia* sp. con respecto a una zona que presenta una colina con una pendiente alta, en contraste con una zona valle de pendiente muy pequeña. Este análisis se realizará tomando de forma diferencial dos estratos de crecimiento -herbáceo y arbustivo-, lo que permitió una observación más amplia y completa del comportamiento de la población. Una vez encontrada esta diferencia, se

procedió a buscar algún tipo de relación lineal con respecto a la capacidad de campo de las dos zonas. Para esto se estableció en principio si en efecto, al igual que para las abundancias en las zonas, hubo un comportamiento variable en las áreas con pendiente alta versus las áreas con pendiente baja, y si ésta también condiciona a *Coursetia* sp. en diferentes estados de su crecimiento. Nuestra hipótesis al iniciar esta investigación fue que en efecto, tanto la abundancia de *Coursetia* sp., como la capacidad de campo (CC), y la cantidad de individuos de los estratos herbáceos y arbustivos de las zonas con pendiente alta, son diferentes a las encontradas en las zonas con pendiente baja, y que en consecuencia debe haber una relación directamente proporcional entre estas dos variables.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio se realizó en un ecosistema Cardonal en cercanía a la Avenida Hernández Prado que rodea al Cerro Ziruma, vía al Rodadero, Santa Marta (11°12'39.61"N - 74°12'57.83"O, elevación aproximada 80 msnm). Se localizaron dos zonas, la primera de pendiente alta con inclinación de 36° (72%, promedio de 3 puntos), y la segunda de pendiente baja con inclinación de 7,7° (12,3%, promedio de 3 puntos). Esto se realizó a comienzos de septiembre de 2012, que corresponde a la finalización de la época de sequía.

Conteo de *Coursetia* sp.

Para estimar la abundancia de este arbusto se realizaron 30 cuadrantes en cada una de las zonas (pendiente alta y pendiente baja) de 1m x 1m, para un total de 60 cuadrantes. En cada uno de estos se realizó un conteo del total de individuos de *Coursetia* sp., tanto del estrato herbáceo (plantas con altura menor a 1m), como del estrato arbustivo (plantas de altura mayor a 1m). De esta manera se diferenciaron las plantas en distintos estados de desarrollo. Además se tomaron dos cubo de 8000 cm³ de muestra de suelo, uno en la zona de pendiente alta y otro en la de pendiente baja, que se tamizaron para obtener el peso seco de las raíces. Se realizó un perfil de suelo para obtener la profundidad del horizonte A y la materia orgánica.

Determinación de capacidad de campo

Una vez tomada las muestras de suelo de aproximadamente 200g para cada uno de los 60 cuadrantes, y llevadas al laboratorio, una fracción se llevo al horno a 60°C durante dos días, posteriormente se pesaron 10g de suelo seco y se introdujeron en un embudo con papel filtro previamente humedecido. Cuidadosamente se les agregó agua con una pipeta de 5ml hasta que apareció la primera gota en la base del extremo del embudo y se tomó el dato de mililitros de agua adicionados. Finalmente, para calcular la capacidad de campo se utilizó la siguiente fórmula:

$$\text{Capacidad de campo (CC)} = \text{Cantidad de agua adicionada (ml)} / \text{Peso seco inicial (g)}$$

Análisis estadístico

Se validaron los supuestos para un diseño completamente aleatorio y de distribución normal. Posteriormente por medio de una prueba t-Student se analizó la diferencia entre medias del número de plantas y la capacidad de campo entre las dos zonas de pendiente alta y baja en el programa R. Una vez determinada estas diferencias estadísticas se halló la correlación de Pearson para la capacidad de campo vs. número de plantas totales, donde cada uno de los 60 puntos correspondieron a los datos de los cuadrantes.

RESULTADOS

La zona de pendiente baja presentó en promedios 7 plantas de *Coursetia* sp. por cuadrante; de estas, 3,03 correspondieron al estrato herbáceo y 3,97 el estrato arbustivo. La capacidad de campo promedio en esta zona fue de 0,555 ml/g. Para la zona de pendiente alta se obtuvo un promedio de 2,83 plantas por cuadrante, de las cuales 1,4 fueron el estrato herbáceo y 1,43 del arbustivo. En esta zona la CC fue de 0,466 ml/g. Estas variaciones entre las zonas también se reflejaron en el peso seco de las raíces tomadas las muestra de suelo, siendo de 1,54 g para la zona de pendiente baja y de 1,38 g para la zona pendiente alta. Además, la profundidad del horizonte A de suelo fue de 20 y 21 cm para las pendientes baja y alta, respectivamente; la profundidad de la materia orgánica alcanzó los 4 cm en pendiente baja y apenas 1 cm en pendiente alta. Estas diferencias se evidenciaron estadísticamente con la prueba t-Student para dos medias, en la que la hipótesis alterna proponía una diferencia unidireccional, en la cual la pendiente baja para todos casos tendría una media mayor a las medias de los datos en pendiente alta. Estas diferencias entre los datos de la pendiente baja y alta fueron estadísticamente significativas, como podemos encontrar con el p-valor menor al $\alpha=0,05$ para cada grupo de datos. El estrato herbáceo fue el de menores diferencias por el p-valor, seguido por la capacidad de campo y el conteo de *Coursetia* sp. para el estrato arbustivo. Las mayores diferencias las mostró el conteo del total de plantas de *Coursetia* sp. (Ver **Tabla 1**).

Prueba t-Student : $\alpha=0,05$ Grados de libertad= 29

Ho: Pendiente baja – Pendiente alta = 0

Ha: Pendiente baja – Pendiente alta > 0

Medias de: (Por cada zona)	p-valor
Número <i>Coursetia</i> sp. totales	1.23e-08
Número <i>Coursetia</i> sp. estrato herbáceo	0.003568
Número <i>Coursetia</i> sp. estrato arbustivo	1.471e-08
Capacidad de campo	6.768e-05

Tabla 1. Resultados de las pruebas de diferencias entre medias t-Student ($\alpha=0,05$ y G.L= 29) para las medias de la zona pendiente alta y baja de diferentes datos tomados (Primera columna) y su correspondiente p-valor (Segunda columna).

Después de afirmar que en todos los grupos de datos las medias en la pendiente baja son mayores que en la pendiente alta (Ver **Tabla 1**), sabemos que en la zona de pendiente baja hay más plantas *Coursetia* sp. y la capacidad de campo es mayor en estos suelos. Estos resultados abren la posibilidad de una correlación positiva entre la capacidad de campo y el número de plantas, donde la zona de mayor capacidad de campo (pendiente baja, p-valor = $6.768e-05$), se encontrará una mayor cantidad de *Coursetia* sp. (pendiente baja, p-valor = $1.23e-08$). La gráfica de esta relación muestra efectivamente una tendencia ascendente y positiva; sin embargo la dispersión de los puntos no permite ver con claridad esta correlación (Ver **Figura 1**).

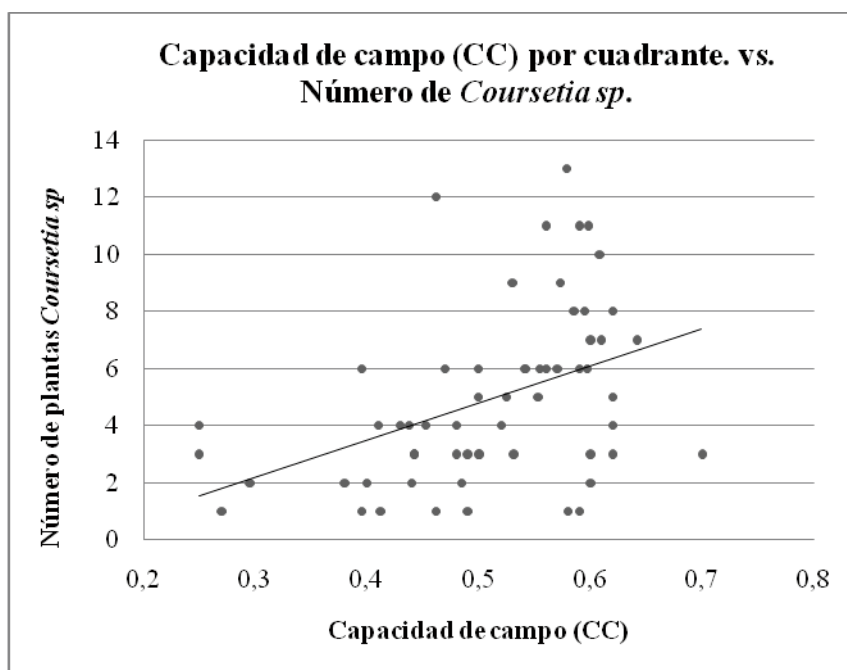


Figura 1. Gráfica de dispersión de la Capacidad de campo determinado para cada cuadrante (CC) vs. número de plantas totales en este, y su línea de tendencia.

No obstante, para comprobar esta correlación estadística se utilizó el índice de Pearson, obteniendo efectivamente una correlación moderada y positiva. La correlación calculada fue 0,422, mayor a la tabulada, y con un p-valor de 0,0003 menor al nivel de significancia decidido (Ver **tabla 2**). Sin embargo, estos resultados de correlación positiva solo se dan con el número total de plantas *Coursetia* sp. Cuando se realiza con el número de plantas para cada estrato (número de plantas del estrato herbáceo y arbustivo vs. la capacidad de campo), se encuentran unos p-valor de 0,3525 y 0,317, respectivamente, que indican que no existen correlaciones estadísticamente significativas en estos grupos.

Correlación de Pearson calculada	Correlación de Pearson tabulada ($\alpha=0,05$ y G.L= 58)	p-valor
0,4222037	0,254	0,0003895

Tabla 2. Resultados de la Correlación de Pearson ($\alpha=0,05$ y G.L= 58) entre la Capacidad de campo determinado para cada cuadrante (CC) vs. número de plantas totales en este, con sus valores calculados, tabulados y el p-valor de la correlación.

En resumen, se obtuvieron diferencias entre zonas, en las que las medias del número total de plantas de *Coursetia* sp., el número de *Coursetia* sp. en el estrato herbáceo, el número *Coursetia* sp. en el estrato arbustivo y la capacidad de campo fueron mayores en la zona de pendiente baja que en la zona de pendiente alta. Además, existe una correlación positiva entre el número total de plantas de *Coursetia* sp. y la capacidad de campo del suelo.

DISCUSIÓN

Aproximadamente el 50% del total del volumen del suelo representa el espacio poroso, que está ocupado por proporciones que varían en agua y aire, dependiendo de la humedad (Santamaría *et al.* 1992). Los suelos arenosos característicos de estos ecosistemas presentan tal proporción de poros grandes, que retienen mucho aire y poca agua (Thompson y Troeh 2002). Estas propiedades del suelo y el déficit de precipitación hacen del agua uno de los factores limitantes de estos ecosistemas, incidiendo de forma determinante en su composición y estructura. Para que el agua aplicada acumulada en la superficie del suelo llegue a estar disponible para las plantas, debe infiltrarse dentro del suelo. La infiltración no se da de una manera simple: el agua puede perderse por escorrentía superficial o también evaporarse si no puede penetrar fácilmente la superficie del suelo, hecho que varía según la pendiente, la cobertura vegetal y las características de la precipitación misma. (Gliessman 2002). Según Gliessman, los terrenos planos presentan mejor infiltración que los terrenos con pendiente. Es así que podemos considerar que las zonas con pendientes menores, en comparación con de las de alta inclinación, poseen mayor cantidad de agua disponible para las plantas. Ya que este es un factor limitante en estos ecosistemas, es crucial para la distribución y abundancia de las plantas dentro del mismo, como se pudo observar en los datos de diferencias en las abundancias de *Coursetia* sp. En el cardonal estudiado las plantas de menor edad (estrato herbáceo) presentan mayor abundancia en las zonas de pendiente baja, aunque haya menores requerimientos de agua (Ver **tabla1**).

Otros elementos que podrían influir directa o indirectamente en la abundancia de este tipo de fabáceas según la pendiente, son los daños por escorrentía, que son más frecuentes en suelos arenosos e inclinados, pobres en nitrógeno utilizable, ya que las raíces deben extenderse hasta profundidades considerables para obtener el agua que ha drenado hasta allí. En condiciones de

escasez de nitrógeno las plantas no pueden producir la proteína necesaria para conseguir una rápida extensión del sistema radical (Thompson y Troeh 2002). Este hecho es moderado en esta familia de plantas, las cuales son fijadoras de nitrógeno mediante simbiosis con bacterias, beneficiando no solamente su crecimiento, sino también a los suelos y a otras plantas (Córdova-Sánchez 2011). Por otra parte, la materia orgánica puede influir en la capacidad de retención hídrica de los suelos arenosos; un 1% de materia orgánica en un suelo a capacidad de campo, retiene, aproximadamente, un 1.5% de agua en volumen. Por tanto, ese 1% de materia orgánica podría asegurar una décima parte de la capacidad de retención hídrica de un suelo arenoso, evaluando ésta alrededor de un 15% en volumen (Thompson y Troeh 2002). En este caso, notamos que hay más acumulación raíces y de profundidad de la materia orgánica en el suelo 3 cm superior en el terreno plano (con una diferencia de 16 g), que en el más inclinado. Posiblemente estos factores favorezcan la retención de agua en la zona de pendiente baja.

En la mayor parte de los suelos, el crecimiento óptimo se obtiene cuando los contenidos de humedad del suelo se encuentran justo debajo de la capacidad de campo (Gliessman 2002). La capacidad de campo del suelo, que corresponde a la cantidad de agua que puede extraer una planta (Wild 1988), desempeña un papel definitivo en el crecimiento y desarrollo (Thompson y Troeh 2002). Esta variable depende del tipo de suelo y de la cantidad de agua disponible, es decir, de la pendiente. Esta afirmación fué corroborada por los datos obtenidos en este trabajo (Ver **tabla 1**), que muestran claramente una mayor capacidad de campo para las zonas planas.

De acuerdo con lo anterior, la capacidad de campo es un factor limitante en el ecosistema, y la mayoría de plantas, en especial las que posee pocas adaptaciones a los déficit de agua como *Coursetia* sp. (Azcón-Bieto 2000), tendrán una ubicación diferencial según la cantidad de agua disponible. De este modo encontramos una correlación positiva entre la capacidad de campo y la abundancia de *Coursetia* sp., que se distribuyen de manera preferente donde haya mayores magnitudes de CC (Ver **Figura 1 y Tabla 2**). Esto muestra lo crucial que es el agua en los ecosistemas subxerofíticos.

BIBLIOGRAFÍA

- AZCÓN-BIETO J, *et al.*, (2000). *Fundamentos en Fisiología Vegetal*. McGraw-Hill interamericana.
- CÓRDOVA-SÁNCHEZ *et al.* (2011). Fijación biológica de nitrógeno por tres fabáceas (*Leguminosae*) en suelos ácidos de Tabasco, México. *Avances en investigación agropecuaria*.15(1): 31-50. Issn 0188789-0
- GLIESSMAN. S,R. (2002). *Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible*. Editorial LITOCAT. Turrialba, Costa Rica.
- NUÑEZ, S. J. (2000). *Fundamentos de Edafología*. Tercera edición. Editorial EUNED. San José, Costa Rica.
- POMCH, (2011). *Plan de ordenamiento y manejo de la cuenca hidrográfica de Mallorcaín*. Corporación autónoma regional del Atlántico.

SANTAMARIA, D,C. S, LLORET, M. F. MAS, S. M. & CARDONA, F. M,A. (1992). *Biología de Plantas*. Primera edición. Editorial Reverté. España.

SORIANO. P,J. & RUIZ, D. (2003). *Arbustales Xerófilos*. Centro de investigaciones ecológicas de los andes tropicales. Universidad de los Andes

THOMPSON. L,M & TROEH. F,R. (2002). *Soils and fertility*. Cuarta edición. Editorial McGraw-Hill. New York, USA.

WILD, A. (1988). *Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell*. Editorial Mundi-prensa. Madrid, España.