Comparación de la tasa de descomposición de hojas de *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia* en dos quebradas con diferentes condiciones de nutrientes (Reserva Forestal Caminos de Santa Ana, Bogotá).

Marcela González Ortega

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FALCULTAD DE ESTUDIO AMBIENTALES Y RURALES
CARRERA ECOLOGÍA
Bogotá D. C.
Mayo - 2009

Comparación de la tasa de descomposición de hojas de *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia* en dos quebradas con diferentes condiciones de nutrientes (Reserva Forestal Caminos de Santa Ana, Bogotá)

Marcela González Ortega

TRABAJO DE GRADO
Como requisito parcial para optar al título de

ECÓLOGA

DIRECTORA
ANGELA ZAPATA ANZOLA
Profesora de los Departamentos de Ecología y Biología.

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FALCULTAD DE ESTUDIO AMBIENTALES Y RURALES
CARRERA ECOLOGÍA
Bogotá D. C.
Mayo - 2009

Comparación de la tasa de descomposición de hojas de *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia* en dos quebradas con diferentes condiciones de nutrientes (Reserva forestal caminos de Santa Ana, Bogotá).

Marcela González Ortega

Dr Luis Miguel Renjifo	**Dr Ángela Amarillo**
Decano Académico	**Directora Carrera de Ecología**
Ángela Zapata	
Directora del trabajo	
Rodulfo Ospino	**Alberto Ramírez**
Jurado	**Jurado**

NOTA DE ADVERTENCIA

"La universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus trabajos de tesis. Solo velará porque no se publique nada contrario al dogma y la moral católica y porque las tesis no contengan ataques personales contra persona alguna, antes bien se vea en ellos el anhelo de buscar la verdad y la justicia".

Artículo 23 de la resolución No 13 de Julio de 1946.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi profundo agradecimiento a las personas y entidades que colaboraron para que este proyecto se culminara con éxito.

Principalmente quiero agradecerle a la vida por mi familia, y a ellos por su apoyo y compañía en cada una de las etapas de este proceso.

A mi directora de tesis Ángela Zapata, por su gran profesionalismo, paciencia y dedicación. Aprendí sobre su disciplina y constancia; soy una mejor profesional gracias a ella.

Al Colegio Gimnasio Campestre, particularmente a la Directora del Centro de estudios en Ecología Marta Gómez, quien imaginó este proyecto, gestionó todas las herramientas necesarias para su desarrollo y me brindo su incondicional apoyo y consejo, a los estudiantes de séptimo, especialmente a Alejandro Hoyos.

Al Señor Gerardo Arenas, Biólogo, Empresa de Acueducto, por ayudarme en la identificación de los organismos.

A mi mamá por apoyarme al escoger esta carrera y permanecer conmigo hasta el final de la misma; a mi papá por confiar y creer en mí, darme su fuerza y energía para cumplir todas las metas de mi vida.

A mi abuela por su inmenso amor y entrega, por sus palabras y oraciones, por permanecer a mi lado siempre.

A mis tíos, por ayudarme y guiarme en todos los momentos de mi vida, por darme su apoyo en todos los proyectos que emprendo pero principalmente gracias por ayudarme hacer mi semestre social en Costa Rica.

A mis profesores de la carrera, en particular a Ángela Amarillo y Alberto Ramírez quienes me guiaron en diferentes momentos de mi carrera y considero excelentes profesionales.

Agradezco a Héctor Pabón por sus esfuerzos, indispensable ayuda, compañía y amor.

Finalmente agradezco a mis amigos y amigas por los buenos momentos, por su compañía durante los muestreos y la fuerza para culminar este proceso.

Gracias

RESUMEN

Durante un lapso de doce semanas en época de lluvia, se comparó la tasa de descomposición de las hojas de las especies *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia*, así como la comunidad de macroinvertebrados asociada al proceso, en dos quebradas con diferentes condiciones de nutrientes, de la reserva forestal Caminos de Santa Ana, ubicada en los cerros orientales de Bogotá. Con el ánimo de conocer la composición y densidad de la comunidad de macroinvertebrados en las quebradas, se instalaron seis sustratos artificiales para su colonización. Adicionalmente se evaluó el aporte de materia orgánica desde la zona riparia mediante colectores de hojarasca.

Los valores de nitritos, fosfatos, conductividad, pH y caudal registrados en la Q. Garrapata fueron mayores respecto a la Q. Pequeña cuya concentración de oxigeno disuelto fue mayor. Las tasas de descomposición de las hojas de las especies no presentaron diferencias significativas entre las quebradas, lo cual indica que las condiciones físicas y químicas de las corrientes no son el principal modulador del proceso de descomposición. La especie *Miconia latifolia* tuvo una tasa de descomposición más alta y significativamente diferente, respecto a *Pteridium aquilinum*. Una mayor cantidad de grupos taxonómicos se asoció a la quebrada Pequeña, aunque las abundancias de los grupos encontrados en la quebrada Garrapata fueron mayores. Los grupos funcionales dominantes en ambas quebradas fueron los colectores y filtradores, lo cual sugiere una organización trófica de la comunidad en torno a la materia orgánica fina. El mayor aporte de biomasa a las quebradas fue generado por las dos especies estudiadas, principalmente por *Pteridium aquilinum.*

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCION 1

1.2. **JUSTIFICACION 3**

2. PREGUNTAS Y OBJETIVOS 5

2.1. PREGUNTA DE INVESTIGACION 5

2.2. OBJETIVO GENERAL 5

2.3. OBJETIVOS ESPECIFICOS 5

3. MARCO DE REFERENCIA 6

3.1. ANTECEDENTES 6

3.2. MARCO TEORICO 14

3.2.1. Definición e importancia de los bosques riparios 14
3.2.2. Ríos de cabecera y teoría del río como un continuo 16
3.2.3. Materia orgánica y Proceso de descomposición 20
3.2.4. Relación de los macroinvertebrados con los procesos de descomposición 22

4. METODOLOGIA 25

4.1. ÁREA DE ESTUDIO 25

4.1.1. Factores ecológicos para los cerros orientales de Bogotá, localidad primera de Usaquén . 27
4.1.2. Geomorfología y suelos 28

4.2. DISEÑO DEL ESTUDIO 30

4.3. FASE DE CAMPO 31

4.3.1. Etapa preliminar 31
4.3.2. Variables Físicas y Químicas 32
4.3.3. Variables hidrológicas 32
4.3.4. Variables biológicas 33

4.4. FASE DE LABORATORIO 37

4.4.1. Tasa de descomposición 37
4.4.2. Comunidad de macroinvertebrados 37
4.4.3. Aporte de materia orgánica 38

4.5. FASE DE ANALISIS 38
4.5.1. Tasa de descomposición 38
4.5.2. Correlaciones entre las variables Físicas, Químicas y Biológicas 40
4.5.3. Comunidad de macroinvertebrados 41
4.5.4. Aporte de materia orgánica 41

5. RESULTADOS 42

5.1. VARIABLES QUIMICAS Y FISICAS 42

5.2. VARIABLES HIDROLOGICAS 45

5.3. VARIABLES BIOLOGICAS 46
5.3.1. Porcentaje de descomposición de Miconia latifolia y Pteridium aquilinum en las quebradas Pequeña y Garrapata. 46
5.3.2. Descomposición de Miconia latifolia y Pteridium aquilinum en las quebradas Pequeña y Garrapata. 47
5.3.1. Relación entre las variables físicas, químicas, biológicas y la tasa de descomposición. 52
5.3.2. Comunidad de macroinvertebrados asociada a sustratos artificiales en la quebrada Garrapata y Pequeña. 55
5.3.3. Comunidad de macroinvertebrados asociados a las bolsas de descomposición en quebrada Garrapata y Pequeña 56
5.3.4. Aporte de materia orgánica de Pteridium aquilinum y Miconia latifolia a las quebradas Pequeña y Garrapata 66

6. DISCUSIÓN 69

6.1. VARIABLES FISICAS Y QUIMICAS 69

6.2. VARIABLES HIDROLOGICAS 72

6.3. TASA DE DESCOMPOSICION 73

6.4. COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS 80

6.5. **APORTES DE BIOMASA DE *Pteridium aquilinum* y *Miconia latifolia* 83**

7. CONCLUSIONES 85

8. RECOMENDACIONES 86

9. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS 88

TABLA DE ANEXOS

Anexo 1. Informe de resultados de laboratorio (Analquim LTDA.) 97
Anexo2. Tabla de Abundancias de macroinvertebrados por replica, para la especie *Pteridium aquilinum* en quebrada Garrapata. 99
Anexo 3. Tabla de Abundancias de macroinvertebrados por replica, para la especie *Miconia latifolia* en quebrada Garrapata. 100
Anexo 4. Tabla de Abundancias de macroinvertebrados por replica, para la especie *Pteridium aquilinum* en quebrada Pequeña. 101
Anexo 5.Tabla de Abundancias de macroinvertebrados por replica, para la especie *Miconia latifolia* en quebrada Pequeña. 102
Anexo 6. Porcentaje de descomposición de la especie *Pteridium aquilinum* en quebradas Pequeña (P) y Garrapata (G). 103
Anexo 7. Porcentaje de descomposición de la especie *Miconia latifolia* en quebradas Pequeña (P) y Garrapata (G). 103
Anexo 8. Tasa de descomposición por replica de la especies *Pteridium aquilinum* a lo largo del tiempo de muestreo, en quebradas Pequeña (P) y Garrapata (G). 104
Anexo 9. Tasa de descomposición por replica de la especies *Pteridium aquilinum* a lo largo del tiempo de muestreo, en quebradas Pequeña (P) y Garrapata (G). 104
Anexo 10. Fotos de los macroinvertebrados encontrados en la Quebrada Pequeña. 105
Anexo 11. Fotos de los macroinvertebrados encontrados en Quebrada Garrapata. 106
Anexo 12. Fotos Q. Pequeña y Garrapata……109

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Esquema que representa la distribución de las comunidades biológicas del río como un continuo 19
Figura 2. Fotografía aérea de la Reserva Forestal Santa Ana. 27
Figura 3.Sustrato artificial para la colonización de macroinvertebrados..... 35
Figura 4. Colectores de Hojarasca, Dispuestos a lo largo de las quebradas ... 35
Figura 5. Diagrama de diseño del estudio, en las quebradas 36
Figura 6. Variables físicas y químicas en la Q. Garrapata y Q. Pequeña durante los meses de junio a agosto de 2008. Oxígeno disuelto (a), pH (b), Nitritos (c), Fosfatos (d), Temperatura (e), Conductividad (f). 44
Figura 7. Dinámica de la velocidad de la corriente (a). y el caudal (b), en el tiempo, para las quebradas Pequeña y Garrapata..... 45
Figura 8. Comparación del porcentaje de descomposición de la especies *Pteridium aquilinum* en que las quebradas Garrapata y Pequeña. 46
Figura 9. Comparación del porcentaje de descomposición de la especies *Miconia latifolia* en las quebradas Garrapata y Pequeña. 47
Figura 10. Valores de tasa de descomposición en el tiempo, de la especie *Miconia latifolia* en quebrada Pequeña. 48
Figura 11. Valores de tasa de descomposición en el tiempo, de la especie *Miconia latifolia* en quebrada Garrapata. 48
Figura 12. Valores de tasa de descomposición en el tiempo, de la especie *Pteridium aquilinum* en quebrada Pequeña. 49
Figura 13. Valores de tasa de descomposición en el tiempo, de la especie *Pteridium aquilinum* en quebrada Garrapata..... 50
Figura 14. Comparación de la tasa de descomposición (TD), de *Miconia latifolia y Pteridium aquilinum* en quebradas Garrapata (G) Y Pequeña (P). 52
Figura 15. Abundancia Relativa por orden en sustratos 55
Figura 16. Densidad de macroinvertebrados en sustratos artificiales en la Q. Pequeña y Q. Garrapata. 56

Figura 17. Comparacion de abundancias relativas por orden, en bolsas de malla; asociados a las quebradas Garrapata y Pequeña..... 57
Figura 18. Abundancia relativa por orden, en bolsas de malla; asociado a las especies *Pteridium aquilinum en Q. Garrapata (a) y Q. Pequeña (b). y Miconia latifolia Q. Garrapata (c) y pequeña (d)*..... 58
Figura 19. Comparación de las Abundancias en bolsas de descomposición de *Miconia latifolia y Pteridium aquilinum* en quebradas 59
Figura 20. Comparacion de la diversidad de macroinvertebrados asociados a la especie *Pteridium aquilinum* en quebrada Garrapata y Pequeña. 60
Figura 21. Comparacion de la diversidad de macroinvertebrados asociados a la especie *Miconia latifolia* en quebrada Garrapata y Pequeña. 60
Figura 22. Comparación de porcentaje de grupos funcionales asociados a *Pteridium aquilinum* (a). *Y Miconia latifolia* (b). 63
Figura 23. Comparación de la diversidad de grupos funcionales, asociados a la especie *Pteridium aquilinum* en quebrada Garrapata y Pequeña. 65
Figura 24. Comparacion de la diversidad de grupos funcionales, asociados a la especie *Miconia latifolia* en quebrada Garrapata y Pequeña. 66
Figura 25. Aporte de biomasa, de *Pteridium aquilinum* en quebrada Garrapata (a) y Pequeña (b) y la especie *Miconia latifolia* en quebrada Garrapata (c). Pequeña (d). 67
Figura 26. Aporte de biomasa en colectores en quebrada Garrapata (a), quebrada Pequeña (b) y comparación del aporte de biomasa entre especies, 68
Quebrada Garrapata (c) y Quebrada Pequeña (d)..... 68

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Promedio de Tasa de descomposición de *Pteridium aquilinum* y *Miconia latifolia* por replica, en quebradas Garrapata y Pequeña. 50
Tabla 2. Análisis de Friedman, Promedio y sumatoria de rangos, mediana y desviación estándar de la tasa de descomposición (TD), de las especies *Pteridium aquilinum* y *Miconia latifolia* en quebradas Garrapata y Pequeña. .. 51
Tabla 3. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y Tasa de descomposición (TD), en quebrada Garrapata 53
Tabla 4. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y tasa de descomposición (TD), de *Miconia latifolia* 2 Quebradas. .. 53
Tabla 5. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y tasa de descomposición (TD), de *Miconia latifolia* 2 Quebaradas . 54
Tabla 6. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y tasa de descomposición (TD), de *Pteridium aquilinum* en 2 Q 54
Tabla 7. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y tasa de descomposición (TD), de *Pteridium aquilinum* en 2 Q. 54
Tabla 8. Coeficiente de correlación de Spearman para variables físicas, químicas y abundancias, en quebrada Pequeña y Garrapata**.** 61
Tabla 9. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y Abundancia en quebrada Garrapata. 62
Tabla 10. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y Abundancia en quebrada Garrapata 62
Tabla 11. Grupos taxonómicos de macroinvertebrados, grupo funcional y dieta, de los organismos colectados en quebrada Garrapata y Pequeña. 64
Tabla 12. Concentración de nutrientes reportada en otros ríos andinos 72
Tabla 13. Resumen de los resultados algunos estudios sobre las tasas de descomposición (-k por día) de hojas de árboles en arroyos tropicales y templados 78

1. INTRODUCCION

Entre los ecosistemas acuáticos y terrestres, los bosques riparios son pieza clave en la transferencia y control de energía, pues la entrada de material alóctono (como hojas y ramas) genera una dinámica permanente en los procesos de producción y permite que las comunidades biológicas se estructuren en ríos de pequeño orden (Cummins 1974; Vannote *et al.* 1980 Mathuriau *&* Chauvet 2002; Rincón *et al.* 2005). La fragmentación de la hojarasca es un importante proceso ecosistémico que se encuentra influenciado por un sin número de factores físicos, químicos e hidrológicos, que pueden depender de la característica de la vegetación riparia, la actividad microbiana y la composición de macroinvertebrados (Alonso 2006; Hagen *et al*. 2006, Babbar & Ewel 1989); destacándose su papel en la transformación de la materia orgánica, al acelerar el proceso de fragmentación y particularización de la misma (Quinn *et al.* 2000).

Los grupos funcionales de macroinvertebrados por ende se establecen a lo largo del río según las condiciones que en éste se generan y las adaptaciones particulares de dichos organismos, dominando los trituradores y colectores en las cabeceras de los ríos; lo cual muestra la importancia de las zonas riparias y de la materia orgánica particularizada CPOM (material vegetal como hojas y troncos, que caen a los ríos y tienden a descomponerse en partículas más pequeñas) y materia orgánica fina FPOM (material vegetal, que se ha particularizado debido a diversos procesos y tiende a descomponerse en partículas más finas) que se deriva de estas áreas (Merritt *&* Lawson 1992; Bott 1996).

Son varias las investigaciones realizadas en torno al procesamiento de la materia orgánica, en las que se aborda la función de la comunidad microbiana y de macroinvertebrados con respecto a los efectos del material alóctono sobre la dinámica y organización de ríos de mediano y pequeño orden (Merritt *&* Lawson 1992; Benstead 1996; Cheng *et al.* 1997; Whiles *&* Wallace 1997; Quinn *et al* 2000; Murphy *&* Giller 2000; Mathuriau *&* Chauvet 2002; Molinero *&* Pozo 2003; Rincón *et al.* 2005; Chara *et al.* 2007; Rivera *et al.* 2008). Pese a esto, es aún incipiente el conocimiento que se tiene sobre estos procesos en ambientes de montaña tropical, que sean parte de zonas con una fuerte intervención antrópica.

Los asentamientos humanos generan un impacto sobre los componentes de los ecosistemas en los cuales se desarrollan (Mcintyre & Hoobs 1999), éste es el caso de dos cuerpos de agua que hacen parte de la Reserva Forestal Caminos de Santa Ana, ubicada en los cerros orientales de la ciudad de Bogotá cuyas condiciones particulares han sido alteradas debido principalmente a la descarga de aguas domésticas que provienen del barrio de invasión San Luis. La comunidad que hace parte de este barrio, no cuenta con una infraestructura de alcantarillado adecuada, lo cual ha hecho que los habitantes de la zona usen la quebrada Garrapata para descargar tanto el agua que usan a diario como otro tipo de residuos.

El incremento en la población, particularmente en la región andina y de manera específica en la ciudad de Bogotá, ha generado el desarrollo de colonizaciones humanas, en áreas con muy poca infraestructura urbana y con fuertes insuficiencias en la prestación de servicios. Promoviendo la contaminación paulatina y crónica de cuerpos de agua cercanos a los asentamientos humanos, debido a la evacuación de aguas domésticas (Alcaldía Mayor de Bogotá 2008).

Un extenso conocimiento sobre las características funcionales de los ríos es de importancia básica para desarrollar planes de manejo, rehabilitación de ecotonos o incremento en la capacidad de retención en los cuerpos de agua; con base en esto, el objetivo de este trabajo, es estimar y comparar la tasa de descomposición de las hojas de *Pteridium aquilinum* (Hypolepidaceae) *y Miconia latifolia* (Melastomataceae) y la comunidad de macroinvertebrados, en dos cuerpos de agua con diferentes condiciones de nutrientes.

1.2. JUSTIFICACIÓN

En nuestros ecosistemas tropicales las áreas riparias usualmente ocupan un espacio reducido, debido al uso indiscriminado que se le ha dado a los recursos que estas poseen o al espacio privilegiado que ocupan. Pese a esto son zonas fundamentales en la dinámica sistémica, pues desde una perspectiva ecológica y biológica, dichas zonas son extremadamente productivas y ricas en recursos, suministrando servicios que las hacen diferentes de las áreas abiertas, entre los que se encuentran principalmente el almacenamiento de sedimentos y control de inundaciones o desbordamientos (McKee 1996).

El aporte de hojarasca que proviene de la vegetación riparia se considera la principal fuente de energía en los ríos de montaña, debido a la baja producción autóctona que en estos se da, por la limitación de la luz a causa de la cobertura vegetal. Esta característica hace que la materia orgánica determine la estructura de las comunidades acuáticas, en ríos de pequeño orden (Quinn *et al.* 2000; Rincón *et al.* 2005).

Ríos con cobertura riparia poco intervenida han mostrado que esta zona es una barrera efectiva para sedimentos y nutrientes que provienen de la cuenca, a partir de lo cual se conforman comunidades acuáticas con diferentes

estructuras, de acuerdo al tipo de vegetación circundante (McKee 1996; Bott 1996).

Las investigaciones sobre el flujo de materia orgánica en cuerpos de agua lóticos son de gran importancia, para la determinación del ciclo del carbono y sus efectos en el clima global, por ser estos los que acarrean COD (carbono orgánico disuelto) y CID (carbono inorgánico disuelto) al océano. Es fundamental desarrollar investigaciones en áreas extremas como bosque tropical, tundra y desiertos y en diferentes tipos de áreas con manejos, como parques naturales y áreas de agricultura entre otras (Bott 1996).

El estudio del proceso de descomposición busca conocer la entrada de nutrientes al ecosistema mediante la evaluación del flujo de moléculas orgánicas e inorgánicas desde compuestos orgánicos y el efecto que factores tensionantes pueden tener sobre esta dinámica.

Teniendo en cuenta lo anterior es importante comprender la pertinencia de la presente investigación, ya que en ésta, se comparó el proceso de descomposición de las hojas de *Pteridium aquilinum*, y *Miconia latifolia*, en ríos con diferentes condiciones de nutrientes, intentando establecer, como la contaminación puntual antrópica puede cambiar el metabolismo de los ríos de cabecera, y su capacidad para procesar la materia orgánica. Estos aspectos son estratégicos en la formulación de planes de manejo de los cerros orientales o lugares que presenten intervención antrópica y vegetación riparia caracterizada por plantas de colonización temprana.

2. PREGUNTAS Y OBJETIVOS

2.1. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

Cuál es el efecto de diferentes condiciones de nutrientes en la tasa de descomposición de las hojas de *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia,* en dos quebradas de los cerros orientales de Bogotá, durante la época de lluvia?

2.2. OBJETIVO GENERAL

Comparar la tasa de descomposición de las hojas de *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia* y la comunidad de macroinvertebrados asociados al proceso de descomposición, en quebradas con diferentes condiciones de nutrientes en la reserva forestal Caminos de Santa Ana.

2.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar la tasa de descomposición de las hojas de *Pteridium aquilinum* y *Miconia latifolia* en dos quebradas con diferentes condiciones físicas y químicas.

- Relacionar la tasa de descomposición de hojas de *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia* con parámetros físicos, químicos y biológicos en cada quebrada.

- Establecer los principales grupos funcionales de macroinvertebrados asociados al proceso de descomposición de hojas de *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia.*

3. MARCO DE REFERENCIA

3.1. ANTECEDENTES

Diferentes autores han demostrado la importancia del ingreso de materia orgánica alooctona como la fuente principal de energía para las comunidades que habitan en pequeños ríos de cabecera, realizando estudios principalmente en ríos permanentes de zonas templadas; autores como Whiles & Wallace compararon datos de los años 90 y 92 y enfocaron su investigación en el proceso de descomposición de la hojarasca y la comunidad de macroinvertebrados en ríos con bosques rivereños de pino y bosques no intervenidos, en las montañas Apalaches en Estados Unidos (Whiles & Wallace 1997).

Sus resultados señalan una abundancia de invertebrados mayor en el bosque no intervenido. La tasa de descomposición fue más rápida en el río con bosque de pino rivereño y la abundancia, biomasa y productividad de algunos taxa de Trichopteros (trituradores) fue significativamente alta. Los resultados sugieren que la conversión de bosques poco intervenidos a bosques de pino tienen una influencia sobre la composición taxonómica, la deriva de macroinvertebrados y la dinámica de descomposición de la hojarasca (Whiles & Wallace 1997).

En los años noventa Merritt & Lawson adelantaron en una llanura de Michigan, Estados Unidos, una investigación enfocada en el papel de los macroinvertebrados sobre la dinámica de arroyos y llanuras inundables, usando bolsas de descomposición como método de campo. Aunque evidenciaron diferencias entre la composición de grupos que operan en cada sistema,

enfatizaron en el papel de descomponedores que juegan los organismos (Merritt & Lawson 1992).

Siguiendo la línea de investigación sobre las comunidades que habitan los ríos de cabecera, en el año 2000 Murphy & Giller realizaron un estudio de la dinámica estacional del ensamblaje de macroinvertebrados, en la acumulación de hojarasca de dos ríos con diferencias en la vegetación riparia adyacente (bosque de coníferas y bosque caducifolio respectivamente) (Murphy & Giller 2000).

En esta investigación los autores encontraron que la densidad de los organismos bentónicos y la riqueza de taxones no diferían mucho entre ríos, pero la densidad de trituradores fue mayor en el río con bosque ripario de coníferas, en donde también la masa de bentos detrítico fue mayor. Las diferencias entre los ríos se relacionaron con la tolerancia de las especies a condiciones ácidas en el arroyo con bosque ripario de coníferas. Un análisis de correspondencia canóníca demostró un patrón estacional en composición de materia orgánica y la comunidad de macroinvertebrados (Murphy & Giller 2000).

Durante el mismo año 2000, Quinn junto a otros autores, realizaron una investigación con un enfoque igual al de los estudios anteriormente mencionados, pero esta vez los autores se basaron en las características de la hojarasca para evaluar la colonización de macroinvertebrados acuáticos y el crecimiento de *Olinga feredayi* (Trichoptera: Conoesucidae). Este estudio se realizó con el fin de optimizar el criterio en la selección de plantas para rivera y así mejorar la deriva, abundancia y diversidad de macroinvertebrados. La colonización de cinco plantas nativas y cinco exóticas fue comparada durante cuatro meses en arroyos de Nueva Zelanda y canales adyacentes (Quinn *et al.* 2000).

Durante 15 días se evaluó la preferencia de hojarasca y el efecto en el crecimiento de las larvas de *Olinga feredayi*; el análisis de los datos arrojó dós correlaciónes una positiva entre el peso perdido por las plantas y la respiración microbiana y otra negativa con las proporciones C:N. Este estudio provee una guía importante, sobre cúales plantas seleccionar para optimizar los beneficios en la entrada de hojarasca para los invertebrados de estos arroyos (Quinn *et al.* 2000).

Entre los años 90 a 96 Molinero & Pozo publicaron en España, la investigación realizada sobre la dinámica de arroyos pequeños que drenan cuencas forestales; en su trabajo, tuvieron como base del análisis las características del bosque de rivera, haciendo un análisis del impacto que generan plantaciones de Eucalipto en el balance de hojarasca en un arroyo de cabecera. Para esto seleccionaron dos estaciones, una ubicada en un arroyo que discurre a través de un bosque caducifolio y otra en un arroyo a través de una plantación de Eucalipto, los aportes de hojas fueron menores en este último (Molinero & Pozo 2003).

El cambio de vegetación también influyó en las vías de entrada de la materia orgánica y en la composición de los macroinvertebrados. Estas observaciones sugieren la importancia de mantener la vegetación riparia natural para proteger el funcionamiento ecológico de los ríos pequeños que drenan plantaciones de Eucaliptos (Molinero & Pozo 2003).

En el año 1997, Cheng y otros autores estudiaron la descomposición de dos especies de plantas y la colonización de hongos y macroinvertebrados en dos cuerpos de agua belgas, con diferencias químicas (concentración de herbicidas

y metales). Dando un amplio paso en el conocimiento, de la incidencia de variables ambientales en el proceso de descomposición (Cheng et al 1997).

Los autores concluyeron que la química del agua junto a otros factores son responsables de la baja producción de conidias de hyphomycetes acuáticos en el río con una alta concentración de herbicidas. Con respecto a los macroinvertebrados se concluyó que estos organismos buscan hojarasca como alimento, en función de la colonización microbiana y específicamente de la microflora, por ende se encontró una mayor densidad de macroinvertebrados en el río sin herbicidas (Cheng *et al*.1997).

Son pocos los trabajos que han sido realizados en ríos intermitentes (Schade *et al.* 1997), y menos en ríos intermitentes neotropicales de alta montaña. Diversos estudios indican que, en general, los ecosistemas lóticos tropicales son poco conocidos.

Benstead en los años 90 analizó durante 48 días, el ensamblaje de macroinvertebrados y el proceso de descomposición de la hojarasca en un río tropical por medio de hojas, dispuestas en bolsas de tela, en riachuelos forestales de bajo orden, estudiando simultáneamente los cambios químicos en las hojas. Este autor encontró que la descomposición de mezclas de hojas frescas de varias especies fue rápida (2,5% por día) si se compara con la que ocurre en riachuelos de zona templada. Observó también, que las altas temperaturas del agua (21 ºC) en el sitio de estudio, fueron un factor importante en la tasa de descomposición (Benstead 1996).

La falta de evidencia de colonización microbial, fue atribuida a diferencias en la tasa de descomposición entre las especies de plantas. La diversidad de la comunidad de invertebrados que colonizó las bolsas fue menor que la observada en riachuelos de zonas templadas; con respecto a la dinámica de

colonización, se observaron diferencias entre los distintos grupos funcionales: la abundancia de colectores se incrementó linealmente, en tanto que la de trozadores y depredadores se incrementó logarítmicamente. A pesar de las diferencias en la tasa de descomposición y la composición taxonómica de la comunidad de invertebrados, el patrón de utilización de la materia orgánica y su descomposición en el riachuelo tropical estudiado fue similar (Benstead 1996).

En Venezuela, la mayor atención ha sido dirigida hacia los grandes sistemas fluviales (Río Orinoco, Río Apure, Río Caroní, etc.); mientras que corrientes de mediano a pequeño tamaño han sido menos estudiadas (Rincón *et al.* 2005).

Rincón y otros autores para el año 2005, adelantaron un estudio acerca del procesamiento de la hojarasca de *Anacardium excelsum* en una corriente intermitente tropical del noroeste de Venezuela, tanto en pozos como en rápidos. Los resultados confirmaron una rápida colonización de macroinvertebrados en las bolsas de hojarasca que fueron puestas en ambos ambientes; pero la densidad en los rápidos fue mayor que en los pozos. Los autores sugieren que la abrasión física causada por la velocidad de la corriente y un incremento de la actividad microbiana podría explicar las diferencias observadas en el procesamiento de la hojarasca de *A. excelsum* en estos dos ambientes, mientras que la participación de los invertebrados fue considerada baja (Rincón *et al.* 2005).

Lesmes en 2006, adelantó un estudio en la parte central de Brasil Amazonas, cuyo objetivo fue verificar el potencial efecto del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y el proceso de descomposición causado por la exclusión de macro consumidores (peces y crustáceos). La reducción de la tasa de descomposición de la hojarasca y el incremento de insectos acuáticos se esperaba, ante la ausencia de macro consumidores, como se registró en otros sistemas tropicales. Los resultados demuestran una gran influencia de los

trituradores en el proceso de descomposición, en la ausencia de grandes consumidores, y se observó el aumento del trabajo de los insectos, en la ausencia de los organismos más grandes (Lesmes 2008).

Para Colombia la investigación sobre el tema es aún incipiente pero gracias a las características estratégicas que presenta el país, las investigaciones en este campo son de gran importancia para entender el proceso de la descomposición en el trópico y en los diferentes ecosistemas que en éste se presentan.

Mathuriau y Chauvet en 2002 adelantaron investigaciones en un río al sureste Colombiano con el objeto de comparar la tasa de descomposición de dos especies arbóreas que diferían en su composición química en un río tropical de alta montaña, caracterizar la asociación entre las plantas y el ensamblaje de hongos y macroinvertebrados acuáticos y conocer la importancia relativa de estos dos tipos de descomponedores en el arroyo. El método usado por los autores fue el de bolsas de descomposición durante seis semanas; determinaron la composición química inicial y siguieron el cambio en el contenido de materia orgánica, C,N, ergosterol y la actividad de esporulación de los hyphomycetes acuáticos, además de la estructura y composición de los hyphomycetes y macroinvertebrados (Mathuriau & Chauvet 2002).

Los autores encontraron que ambas especies tuvieron una alta tasa de descomposición, pasadas cuatro semanas, relacionadas posiblemente con la alta temperatura del agua, la cual favorecía la actividad biológica. Del grupo de los macroinvertebrados los trituradores fueron los más abundantes, pero la biomasa de hongos fue mayor, concluyéndose que estos juegan un papel fundamental en la pérdida de masa. Las diferencias en las tasas de descomposición de las especies, se atribuyeron a la rápida colonización de los macroinvertebrados en una de las plantas y esporulación de los hongos, además de las características físicas y biológicas de la especie en la que se

evidenció una tasa de descomposición más alta, tales como textura de la hoja, alto contenido de N y bajo contenido de taninos (Mathuriau & Chauvet 2002).

En el año 2007 Chara y colaboradores publicaron una investigación realizada en un río de cabecera colombiano, sobre la descomposición de hojas de tres especies nativas de la rivera y compararon la asociación de la comunidad de macroinvertebrados a éstas, por medio del uso de dos tipos de bolsas con tamaño diferente de poro. Los valores registrados de **–k** (tasa de descomposición) estuvieron entre 0.0008 a 0.0058 y la densidad de macroinvertebrados estuvo entre 35 a 55 individuos por bolsa. La especies *Myrsine guianensis* obtuvo la mayor tasa de descomposición, respecto a las otras dos. La alta densidad de macroinvertebrados en bolsas de dos de las especies evaluadas, principalmente de organismos trozadores, sugirió una alta relación de estos organismos en el proceso (Chara *et al*. 2007).

Ribera y otros autores entre los años 2002 y 2003 estudiaron algunos aspectos del flujo del carbono en un río de montaña (Rio Tota, Departamento de Boyacá) realizando una caracterización de la morfología del río, determinación de la cobertura vegetal de la rivera, mediciones de la tasa de materia orgánica gruesa, muestreo de las comunidades de macroinvertebrados y experimentos de descomposición. Se utilizaron bolsas con material seco, dispuesto a poca profundidad en zonas con velocidad moderada, a lo largo del río, para evaluar el aporte de la vegetación riparia se usaron mallas de caída de 6 m² y para el estudio de los macroinvertebrados se usaron redes Surber y sustratos artificiales de colonización ubicados en pozos y rápidos (Ribera *et al.* 2008).

Dentro de los resultados se obtuvo una baja sinuosidad para el río y una dominancia del 71% de su ribera por *Alnus acuminata y Salix humboldtiana*. Los experimentos de descomposición indicaron que *A. acuminata* tuvo la mayor

tasa de descomposición. Los grupos dominantes de macroinvertebrados fueron Díptera y Ephemeroptera; dentro de los grupos funcionales los filtradores-colectores y los colectores, fueron los grupos dominantes durante los tres muestreos. Los resultados indican una tasa de retención alta cuando el caudal fue bajo y dominancia de zonas rápidas. Esto sugiere una baja capacidad de trabajo de la materia orgánica gruesa y una comunidad de macroinvertebrados estructurada tróficamente en función de la materia particulada. Los filtradores–colectores fueron los grupos dominantes con tendencia al aumento durante la época de bajo caudal (Ribera *et al.* 2008).

Bolaño y colaboradores en 2004, realizaron una investigación, en la que compararon la descomposición de dos especies vegetales de bosque de rivera, una nativa y una exótica. Para ello usaron bolsas de descomposición como método de campo, ubicándolas en dos lugares diferentes a lo largo de un río tropical de montaña en la Sierra Nevada de Santa Marta.

Los resultados, demuestran que no existen mayores diferencias en el proceso de descomposición de las dos especies ni en el ensamblaje de macroinvertebrados. Sin embargo se identificó que la velocidad del agua es una de las principales condiciones físicas que afecta la descomposición del material vegetal, posiblemente facilitado por una previa actividad microbiana. El grupo de trituradores tuvo una abundancia relativamente baja siendo la comunidad principalmente constituida por colectores, lo cual sugiere que los macroinvertebrados tienen una menor importancia en este proceso. Los posibles efectos de la introducción de plantas exóticas en bosques rivereños de arroyos neotropicales de montaña podría ser más relacionados con cambios en la estructura física de paquetes de hojas, que a su vez afecta la diversidad del hábitat y la disponibilidad de un refugio con mucha fluctuación ambiental (Bolaño *et al.* 2004).

En el año 2006, Rueda y colaboradores publicaron los resultados de un estudio realizado en dos arroyos ubicados en dos regiones diferentes de Colombia (Amazonía y Caribe), en donde analizaron las tasas de descomposición de una misma especie, comparando el efecto de variables hidrológicas vs factores biológicos; los autores pretendía identificar, cuál de éstos, tenía una mayor influencia en el proceso de descomposición. En sus resultados encontraron que el 60% de los organismos registrados eran colectores y en menor proporción trituradores 10%, siendo más abundantes en la región del Caribe que en la amazonía. Las especies encontradas para ambas regiones no difieren mucho entre sí y autores concluyen que en estudios de arroyos tropicales, el pulso hidrológico irregular es más importante que la ocurrencia de asociación de macroinvertebrados (Rueda *et al.* 2006).

3.2. MARCO TEÓRICO

3.2.1. Definición e importancia de los bosques riparios

Un área riparia es aquella ubicada al lado o directamente influenciada por un cuerpo de agua, la palabra ripario significa “perteneciente al banco de un río” por lo tanto, se refiere a comunidades bióticas que viven a ambos lados de los ríos, quebradas, lagos e incluso algunos humedales (McKee 1996; Robins & Cain 2002). Los ecosistemas riparios han sido definidos como una franja de bosque con una importante influencia sobre el ecosistema acuático y viceversa (Torres 2005).

Más específicamente ha sido descrita como una zona tridimensional con una interacción directa entre los ecosistemas acuáticos y terrestres de los que hace parte (Mckee 1996; Spllins *et al.* 1985). Son ecotonos de interacción directa entre sistemas acuáticos y terrestres, los cuales se extienden desde el exterior

del borde del ecosistema acuático hasta el dosel de la vegetación rivereña y los suelos. Diferentes funciones pueden ser atribuidas a las distintas secciones de esta zona tridimensional; como un banco de protección en las inmediaciones de la zona riparia y la influencia sobre la calidad de las aguas subterráneas extendiéndose hasta las orillas (McKee 1996; Torres 2005).

Las zonas ripiaras pueden servir como corredores a través del paisaje, por medio de la unión de los hábitats de tierras altas, y la vinculación de las cabeceras de los arroyos a la parte baja de las cuencas hidrográficas, de tal forma las actividades de mantenimiento de un área riparia no son solamente importantes a nivel local, también lo son en el manejo del paisaje y de cuencas hidrográficas (McKee 1996; Torres 2005).

Los bosques riparios son sistemas fundamentales en la transferencia y control de energía, nutrientes y sedimentos entre los ecosistemas acuáticos y terrestres, disminuyendo la tasa de transporte fuera del ecosistema. Desde un punto de vista ecológico y biológico, las áreas riparias son extremadamente dinámicas, productivas y ricas en recursos, proveen servicios ecológicos que los distinguen de las tierras altas, incluyendo transporte de agua, energía y materiales, almacenamiento de agua y sedimentos (Bayley 1995). Estas zonas son especialmente ricas en recursos y condiciones, por ende su mantenimiento requiere consideraciones especiales (Robins & Cain 2002).

La vegetación de estas áreas frena los materiales suspendidos y baja la velocidad del agua, permitiendo acumulación de sedimentos. De igual forma disminuye el movimiento de las hojas, ramas y suelo, dando tiempo para la descomposición y recaptura de nutrientes y energía. La entrada de material grueso en los sistemas crea sitios de retención, que provee estructura a los canales, sitios donde la materia orgánica puede ser procesada y superficies para la colonización de plantas y animales. Las zonas riparias influencian la

calidad del agua, pues además de atrapar sedimentos, la vegetación captura nutrientes solubles del suelo, que se transportan por el agua y son absorbidas por las plantas acuáticas. De tal forma la vegetación riparia actúa como un filtro para el mantenimiento de la calidad del agua (Spllins *et al*.1985; Torres 2005).

3.2.2. Ríos de cabecera y teoría del río como un continuo

Siendo los bosques riparios los proveedores del material alóctono que suministra energía a los ríos, la dinámica que se desarrolla entre las comunidades asociadas a los procesos biológicos y ecológicos dentro de los ríos, se encuentran vinculadas de manera estrecha con el material que de estos ecotonos se recibe, ya que su estructura, funcionamiento y organización dependen principalmente de dicho aporte de material. Esta es una evidencia que sirvió a Vannote *et al*.(1980) de base para el planteamiento de la hipótesis del río como un continuo.

En dicha hipótesis se describe la estructura y función de las comunidades a lo largo del río. Muchas de las cuales pueden ser consideradas como continuas al hacer parte de un mosaico de poblaciones, conformando un modelo que integra características geomorfológicas de los arroyos a su composición y función biológica (Lampert *&* Sommer 1997). Este concepto es especialmente apropiado para los arroyos, pues varios investigadores han encontrado que éstos, poseen especies que responde en su recurrencia y abundancia, al gradiente físico presente.

El concepto del río como un continuo, establece que las comunidades de productores y consumidores se hallan en armonía con la dinámica de un gradiente de condiciones físicas que se presentan desde las cabeceras hasta las desembocaduras como: ancho, profundidad, velocidad, flujo de volúmen, y

temperatura del río. Al desarrollar un análogo biológico al sistema físico, se generó una hipótesis en la que la organización biológica en los ríos se conforma de manera estructural y funcional con la energía cinética, disipando patrones del sistema físico.

Las comunidades bióticas rápidamente se ajustan a cualquier cambio en la redistribución del uso de la energía cinética en el sistema físico. Es decir que si el tamaño del río incrementa desde la cabecera hasta la mitad del río, la influencia del bosque rivereño circundante disminuye, debido al cambio en la comunidad biológica dominante. La vegetación rivereña debe ser el elemento más importante en la estabilidad, producción y diversidad en la cabecera de los arroyos (Vannote *et al* 1980; Lampert *&* Sommer 1997).

Las comunidades pueden dividirse en tres categorías generales, acorde con el tamaño del arroyo: 1) ríos de cabecera (orden 1-3), 2) arroyos de talla mediana (4-6), y 3) grandes ríos (>6) (Fig. 1(a) y (b)).

Muchos ríos de cabecera se ven fuertemente influenciados por la vegetación riparia, gracias a la sombra que genera y las grandes cantidades de detritus alóctono que produce, de tal forma, en la medida en que el tamaño del río se incrementa se da una reducción en la importancia del aporte terrestre orgánico, lo cual coincide con una mayor importancia de la producción primaria autóctona y ecológica que es transportada desde aguas arriba.

Esta transición de cabeceras a tallas medianas de los ríos, depende de las entradas de MO (Materia orgánica) terrestres, relacionada con la producción de las algas y las plantas vasculares, esto se ve generalmente reflejado por un cambio en la proporción de la productividad primaria bruta de la respiración de la comunidad (P/R) (Vannote *et al* 1980; Lampert *&* Sommer 1997).

Procesos de síntesis (producción) y descomposición (respiración) cambian a lo largo del curso del arroyo. Pues arroyos pequeños usualmente están cercanos a la fuente de energía, los cuales reducen la disponibilidad de luz y por ende la cantidad de fotosíntesis, pero suple una gran cantidad de materia orgánica alóctona. Esto se traduce en una proporción de producción de la respiración (P:R) en el arroyo ≤ 1. En la medida en que el arroyo aumenta su tamaño, el efecto directo de la introducción de materia orgánica disminuye y la producción autóctona y transporte hacia la parte baja, cobran mayor importancia.

La vegetación empieza a cobrar menos importancia en la medida en que aumenta el orden del arroyo. Estos grandes arroyos tienen una considerable cantidad de material orgánico particulado, el cual es transportado desde aguas arriba. De nuevo existe una limitación en la luz, para la fotosíntesis, esta vez causado por la alta turbiedad, cambiando P: R a ≤ 1 (Lampert *&* Sommer 1997).

Las cabeceras de los arroyos representan la máxima interacción con el paisaje y, por lo tanto, son predominantemente los acumuladores, procesadores y transportadores de materiales de los sistemas terrestres. La principal influencia bioenergética a lo largo del cuerpo de agua como un continuo son las entradas de MO locales (materia orgánica aloctona y luz) y transporte desde aguas arriba y afluentes.

Como consecuencia de los procesos físicos y biológicos, el tamaño de las partículas de materia orgánica en transporte, puede empezar, progresivamente a disminuir, en el continuo reflejado por la tasa de CPOM: FPOM, (materia orgánica particularizada: materia orgánica fina) esperada para las entradas localizadas en tributarios de bajo orden y la respuesta de la comunidad refleja progresivamente más eficiencia al procesar las partículas pequeñas (Vannote *et al*.1980).

En las cabeceras de los manantiales y arroyos, se supone que la diversidad debe ser baja, porque las especies de las comunidades biológicas están ensambladas para que puedan funcionar dentro de un estrecho rango de temperatura (Vannote *et al* 1980).

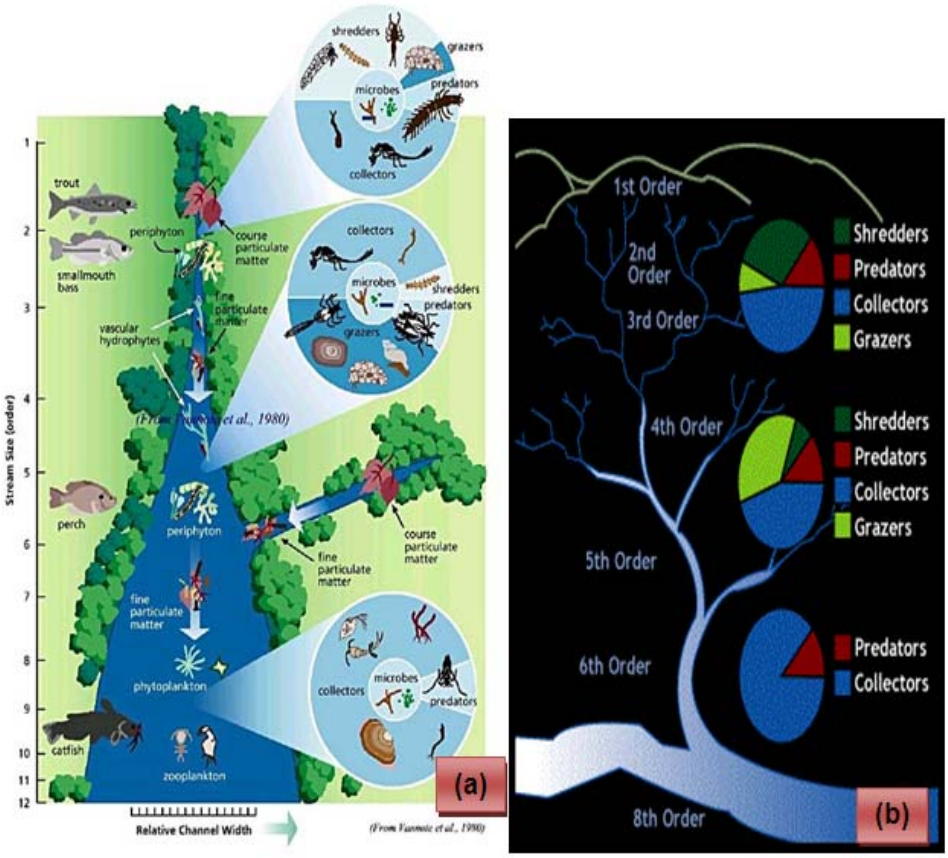


Figura 1. Esquema que representa la distribución de las comunidades biológicas del río como un continuo (a). Proporción de grupos funcionales según el orden del río (b). (Según la hipótesis del río como un continuo) (Oxbow River & Stream Restoration 2008) en http://www.oxbowriver.com/Web_Pages/Stream_Ecology.

3.2.3. Materia orgánica y Proceso de descomposición

3.2.3.1. Descomposición de hojarasca.

Las variables físicas, biológicas e hidrológicas asociadas a la interacción entre las zonas riparias y las comunidades biológicas que intervienen en el proceso de descomposición, son los factores que generan la particularización del material. Entendiéndose éste como el proceso de rompimiento químico de un compuesto en compuestos más sencillos, frecuentemente realizado por el metabolismo microbiano (Babbar & Ewel 1989; Cheng *et al.* 1997; Lusk *et al.* 2001).

Ambientes heterogéneos usualmente producen grandes variaciones a nivel espacial con respecto a la descomposición de la materia orgánica, siendo este proceso muy importante en ecosistemas acuáticos y terrestres (Di Estefano & Fournier 2005; Kobayashi & Kagaya 2005).

Con el fin de entender el proceso de descomposición y los elementos que en él intervienen, se han identificado componentes fundamentales como las entradas y salidas de materia orgánica (MO), dichas entradas se relacionan con la producción autótrofa y con varios vectores físicos, conformando flujos y posterior almacenamiento. Las salidas, por otra parte, incorporan la respiración de la comunidad (metabolismo, descomposición etc.).

En el contexto ecológico el presupuesto o evaluación del ecosistema sirve para identificar las entradas y las salidas de energía y materiales, cuantificar su magnitud, entender la dinámica interna de los sistemas generando comparaciones entre diferentes lugares con diversas características. Los focos de estudio en este tema se relacionan con elementos químicos, macro o micro

nutriente, materia orgánica y el carbono como masa o como elemento (Kobayashi & Kagaya 2005).

Una parte de los compuestos reducidos del carbono entran al sistema como partículas (materia orgánica particularizada POM) y en solución (materia orgánica disuelta DOM), materiales similares producidos por el mismo sistema son procesados como dióxido de carbono y nutrientes. El 99% de la entrada de energía es importada del área terrestre aledaña (alóctona), con solo un 1 % derivada de la fotosíntesis del arroyo. Las entradas de materia orgánica se dividen entre disueltas (47% DOM) y particuladas (53% POM); del 66% de la materia que entra se estima que el 34% se exportada arroyo abajo y es procesada en $C0_2$ (Cummins *et al.* 1989).

Las partículas gruesas de materia orgánica liberan los componentes solubles en el largo período de residencia durante el proceso de su reducción a partículas finas de materia orgánica (FPOM) generalmente más pequeñas de 1mm de diámetro, el mayor grado de lixiviación ocurre durante las primeras 24 horas, incluso a bajas temperaturas, la hojarasca pierde de 5 a 30% de su peso seco el primer día, dependiendo de la especie de la hoja que sea (Cummins *et al.* 1989).

El segundo evento que se da con rapidez es la colonización de la superficie de CPOM por microorganismos en transporte de células y esporas de bacterias, hongos, y protozoos. Una significativa porción de la colonización es completa en las primeras semanas, dependiendo de las condiciones del sustrato dadas por el suelo del área terrestre y el régimen de temperatura (Cummins *et al.* 1989).

La CPOM es reducida a FPOM a través de abrasión física en los ambientes loticos turbulentos y los procesos de alimentación y metabolismo de los

microrganismos. La tasa de conversión de FPOM es dependiente de la temperatura, extensión de las condiciones terrestres y características cualitativas de CPOM. Pues se han reportado diferentes tasas de descomposición según las especies (Cummins *et al.* 1989).

Los trituradores (animales que emplean partículas gruesas) usan el CPOM, convirtiendo el 40 % de lo que digieren, en su propio tejido y respiración. El resto se convierte en excremento. Este proceso de reducción en partículas de CPOM constituye una significante contribución al FPOM, se generan 2 a 7 mg de heces por individuo al día, durante la colonización y crecimiento de la comunidad microbiana (Cummins *et al* .1989).

Durante la colonización y crecimiento de la comunidad microbiana también ataca el CPOM después de la lixiviación constituye un sustrato con altos niveles de carbono (30% de celulosa y lignina) y bajos de nitrógeno. Usando el CPOM como una entrada de carbón y nitrógeno disuelto orgánico e inorgánico, la microflora metaboliza el sustrato y crece produciendo FPOM en la forma de fragmentos y células microbianas. La biomasa microbiana asociada con CPOM se refleja por el incremento en el contenido de nitrógeno de las hojas a través del tiempo (Kaushik & Hynes 1971; Cummins *et al.* 1989).

3.2.4. Relación de los macroinvertebrados con los procesos de descomposición

Los nutrientes llegan a los arroyos a través de múltiples pasos: lixiviación química de compuestos solubles, la degradación aeróbica de los organismos microbianos, la abrasión física y por la fragmentación física de la trituración de hojas por macro invertebrados. Un sin número de factores que incluyen en la fragmentación de las hojas entre los que se encuentra: temperatura del agua, oxígeno disuelto, sedimentación, velocidad del agua, especie de las hojas,

actividad microbiana, composición de macroinvertebrados, cambios en la vegetación riparia, uso de la tierra, y concentración de nutrientes disueltos (Alonso 2006**;** Fenoglio & Cucco 2004; Hagen *et al.* 2006).

El material alóctono, principalmente en forma de hojas, es una importante fuente de energía para los macroinvertebrados en las cadenas alimentarias de los arroyos. Varias investigaciones sugieren que la abundancia de los macroinvertebrados controla tasas de descomposición. Los trituradores son particularmente importantes en la descomposición de la materia orgánica en arroyos templados. Por ende una reducción en la entrada de hojarasca asociado con el uso de la tierra (o la calidad del agua) puede reducir la biomasa y producción de trituradores debido a la limitada disponibilidad de alimento. La consecuencia de una disminución o pérdida de los trituradores puede afectar la tasa de descomposición de las hojas (Alonso 2006; Hagen *et al.* 2006).

El papel más importante que desempeñan en los ecosistemas acuáticos los trituradores es la conversión de grandes partículas de materia orgánica, CPOM en pequeñas partículas FPOM, la cual proviene de fragmentos de plantas que son consumidas y posteriormente excretadas (Cummins 1974). La FPOM generada por los trituradores produce un componente significativo del alimento para los invertebrados del grupo funcional colectores (Cummins *et al* .1989).

El grupo de los colectores tiene adaptaciones morfológicas que les permiten filtrar pequeñas partículas de la columna de agua, que recogen de la superficie o sedimentos. Otro grupo funcional de los ecosistemas acuáticos son los raspadores o filtradores, que se alimentan principalmente de algas sésiles establecidas en sedimentos estables o en aguas que fluyen rápidamente; y los predadores los cuales capturan sus presas pertenecientes a los cuatro grupos funcionales (Cummins *et al.* 1989; Velasco *et al.* 1993).

Los trituradores son típicamente el 20% de la biomasa total o el 10% de la abundancia numérica de los macroinvertebrados de arroyo y son a menudo los organismos presentes más conspicuos. Conocimientos actuales sobre la alimentación de los trituradores incluyen el papel crítico que juegan en la nutrición de microorganismos residentes y transitorios (Cummins *et al.* 1989; Hagen *et al.* 2006).

La dependencia de la población de trituradores a las plantas en descomposición es un importante componente de la teoría del río como un continuo (Vannote *et al* 1980), identificándose una importante relación entre los sistemas acuáticos y el paisaje por el cual drenan. Desde la perspectiva de ecosistema, la unidad funcional comprendida por trituradores, microorganismos y materia en descomposición juega un importante papel en la conversión de CPOM a FPOM que se distribuye a lo largo del sistema acuático (Cummins *et al.* 1989).

El desarrollo morfológico de las adaptaciones de los invertebrados en aguas con corriente, refleja un cambio en los tipos y locaciones en los que se dan los recursos alimentarios, según el tamaño del sistema (Fig. 1(a)). La dominancia relativa (como biomasa) de los grupos funcionales trituradores, colectores, raspadores y predadores se representa en la figura 1(b). Los trituradores utilizan la materia orgánica particulada (CPOM, >1 mm) como la hojarasca, con una significativa dependencia de las asociaciones microbianas. Los colectores, recogen los sedimentos, y las partículas finas y ultra finas de materia orgánica (FPOM, 50um-1 mm; UPOM 0.5-50 um).

Como los trituradores, los colectores dependen de la biomasa microbiana asociada con las partículas (principalmente en la superficie) y de los productos del metabolismo, que se generan por la nutrición de los microorganismos. Los raspadores están adaptados para cortar las algas ancladas a la superficie. La

dominancia de raspadores, sigue los cambios que se dan en la producción primaria, la cual se ve maximizada en los arroyos de orden medio, con P/R > 1.

En sistemas de zonas tropicales existe un amplio registro de la ausencia o baja presencia de trituradores (Walker 1987; Dudgeon 1992, 1994, 1999, 2000; Irons *et al* 1994; Dudgeon & Bretschko 1996; Yule 1996; Rosemond *et al* 1998; Dudgeon & Wu 1999; Dobson *et al.* 2002; Mathuriau & Chauvet, 2002; Rueda-Delgado *et al* 2006; Wantzen & Wagner 2006).Y una mayor dominancia de colectores y filtradores debido probablemente a dinámicas diferentes en la entrada de materia orgánica y al ensamblaje de otros grupos biológicos que ocupan el nicho de los trozadores y remplazan su función (Dodgeon 2008).

Se genera entonces, una idea hipotética en la que se identifica a los trituradores en codominancia con los colectores en las cabeceras de ríos en zonas templadas y de filtradores y colectores en zonas tropicales, reflejando la importancia de las zonas riparias y de CPOM y FPOM-UPOM que de éstas se derivan. Con el incremento del tamaño de los arroyos y una reducción general en el tamaño de las partículas en descomposición, los colectores pueden incrementar en importancia y dominancia, en la comunidad macroinvertebrados de ríos grandes (Fig. 1) (Vannote, *et al.* 1980).

4. METODOLOGÍA

4.1. ÁREA DE ESTUDIO

La reserva forestal caminos de Santa Ana se encuentra ubicada a 2.865 msnm, entre el límite de la localidad primera de Usaquén y el municipio de la Calera, se localiza en el costado nororiental de la montaña Cerros del Águila, parte alta (Figura 2.); la zona, es dominada por vegetación de subparamo, con

Espeletiopsis y Gramíneas; en la parte media, se pueden encontrar bosques dominados por especies sucesionales como *Clusia sp, Luma apiculata* y *Crocus sativus*, parches de bosque de *Weinmannia tomentosa* y *Pinus patula*. Junto a parches de vegetación de subpáramo y bosque de *Eucalyptus camaldulensis.*

Según los promedios de precipitación anual de 1975 a 2007 generados por la estación pluviométrica Santa Ana, (2.647 msnm, en el Cerro del Águila) y con base en la clasificación de Holdridge, la reserva está clasificada dentro de la formación *bosque muy húmedo montano* (Holdridge *et al* 1971).

Dentro de la reserva se identificaron dos quebradas, las cuales difieren significativamente a simple vista, en tamaño y condiciones físico – químicas. La primera de ellas es la más pequeña de las dos y para efectos del presente estudio se denominara, quebrada Pequeña, la cual tiene su nacimiento dentro de la reserva, este cuerpo de agua tiene una extensión aproximada de 1 km y un ancho promedio de 1 mt. El segundo cuerpo de agua encontrado en la zona, es llamado por los habitantes de los alrededores como quebrada Garrapata, en la cual drenan aguas residuales del barrio San Luis y cuya extensión es mayor a los 3 km con un ancho promedio de 2mt (Figura 2).

Las coordenadas de un primer punto del área de muestreo son N 04°.40'41.1" W 074°.01'13.3" a una altura de 2.865 msnm. Y las de un segundo punto son N 04°.40'37.9" W 074°.0"55.4".

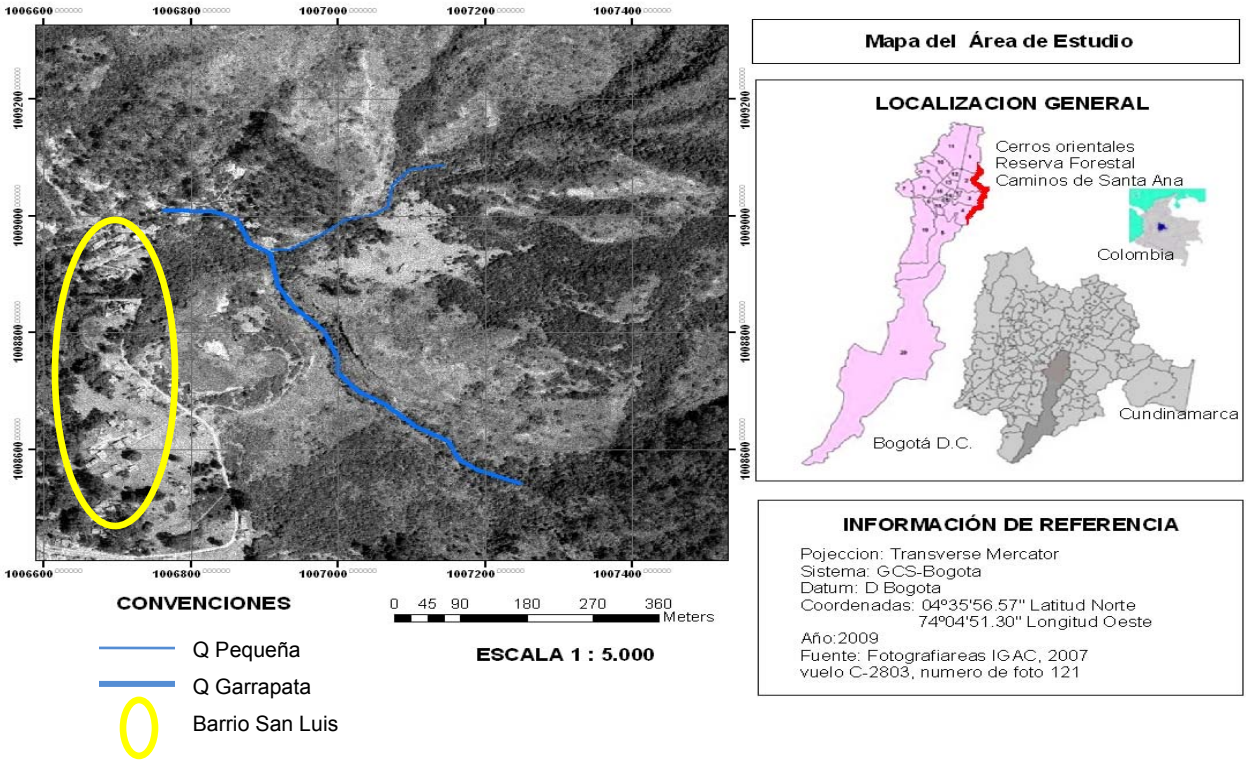


Figura 2. Fotografía aérea de la Reserva Forestal Santa Ana.

4.1.1. Factores ecológicos para los cerros orientales de Bogotá, localidad primera de Usaquén.

El clima subhumedo de Usaquén, se caracteriza por las bajas temperaturas, con una tendencia a la sequía en la medida en que se avanza en sentido sur y suroeste, con vientos de baja intensidad y frecuentes heladas, que en épocas de verano favorecen fenómenos de inversión térmica.

Con base en los registros de más de 20 años, de las estaciones Contador, Torca, La Cabaña y Usaquén, se estima que la temperatura media multianual es de 14^0C, con variaciones anuales inferiores a un grado y con una ligera tendencia a un régimen bimodal. En los meses secos se registran variaciones

de temperaturas muy altas, que pueden ser de 27^0C en un día; con los valores mínimos en horas de la madrugada (Alcaldía Mayor de Bogotá 2006).
La localidad se encuentra dentro de los rangos de precipitación de 790 mm en la estación de la Cabaña en la Calera; hasta 1.219 mm en la estación de Torca. Así se evidencia un cambio en la cantidad de lluvias, las cuales disminuyen paulatinamente cuando se avanza en los sentidos sur, oriente-occidente (Alcaldía Mayor de Bogotá 2006).

La humedad relativa se encuentra en estrecha relación con el patrón de precipitación, aunque las variaciones del contenido de humedad no son significativas a lo largo de todo un año (74 -77% en los meses lluviosos y 68-74% en los secos)

El brillo solar es una variable que guarda una estrecha relación con la precipitación, mostrando una tendencia al régimen bimodal, en donde los días de mayor brillo solar se encuentran dentro de los meses secos de verano (Diciembre – Marzo) y los de menor brillo en los meses más lluviosos y nublados (Junio – Julio y Agosto) (Alcaldía Mayor de Bogotá 2006).

En general se puede decir que los vientos en calma son los que predominan en la localidad de Usaquén, con un promedio anual del 26%, con excepción del lapso de Julio a Septiembre. Las velocidades medias anuales son bajas (2.2 m/sg,) y con valores más elevados en los meses de Diciembre, Enero, Julio y Agosto (Alcaldía Mayor de Bogotá 2006).

4.1.2. Geomorfología y suelos

La zona montañosa de Usaquén está compuesta por formaciones sedimentarias de rocas arenosas, duras y resistentes a la erosión y por rocas arcillosas blandas, con edades desde el cretáceo superior hasta el terciario. Se

pueden encontrar importantes unidades litológicas del grupo Guadalupe, de las formaciones Labor y Tierna con afloramientos de areniscas duras y depósitos coluviales y piedemonte del sector. A nivel geormofologíco, se encuentran numerosas zonas de vertientes disectadas a fuertemente disectadas con pendientes pronunciadas y escarpes naturales de pendientes fuertes en las partes altas, que se hacen más suaves hacia la zona del piedemonte (Alcaldía Mayor de Bogotá 2006).

Se presentan procesos de erosión generados por el agua, que van disminuyendo paulatinamente con la pendiente, sin embargo existen partes de afloramientos de areniscas duras que resisten la erosión hídrica, y son muy estables. Erodabilidad mediana a altamente resistente presentan las areniscas friables, pero su porosidad favorece la meteorización aunque tienen un comportamiento geotécnico bueno (Alcaldía Mayor de Bogotá 2006).

Los suelos de la zona montañosa se componen de grupos de las series Monserrate, Cabrera – Cruz Verde y Bojacá. En las zonas más escarpadas y pendientes (30 – 75%) predominan los suelos de la serie Monserrate, derivados de areniscas y plaeners, bastante superficiales, de fertilidad baja y ácidos. Los suelos de esos cerros, son de uso eminentemente forestal. Su potencialidad es exclusivamente para uso protector del suelo (Alcaldía Mayor de Bogotá 2006).

Por este complejo ecosistémico corre un gran número de corrientes dentro de las cuales las más importantes son las quebradas Torca, La Floresta, Delicias del Carmen, Contador, La Chorrera, El canal callejas de la calle 127 y numerosas escorrentías (Alcaldía Mayor de Bogotá 2006).

Con respecto a la vegetación, se ha evidenciado que ésta ha sufrido profundas alteraciones en su flora originaria, así como la transformación de sus paisajes circundantes. No existe paraje que no haya sido intervenido, en algunos casos

destruido; de tal manera que los relictos de vegetación autóctona que se pueden encontrar, se caracterizan por el predominio de especies pioneras oportunistas de crecimiento rápido como el chusque, helechos como (*Pteridium aquilinum*) el bejuco, y las gramíneas de gran tamaño entre otras. Junto a plantas propias de estados sucesionales secundarios como *Miconia latifolia.*

Con respecto a la fauna, los grupos más abundantes e importantes son las aves, pequeños mamíferos e insectos. La mayor parte de estas especies habitan en los parches de bosque que aún se conservan en la zona (Alcaldía Mayor de Bogotá 2006).

4.2. DISEÑO DEL ESTUDIO

El presente estudio comprende tres fases o etapas dentro de su desarrollo, las cuales se implementaron de manera simultánea durante seis meses.

La primera etapa fue denominada *fase de campo*, que a su vez se subdivide en dos momentos o subfases, *primero*: Etapa preliminar en la cual se realizaron visitas para reconocimiento del área, colecta de hojarasca de *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia*, definición de lugares aptos para ubicación de bolsas de descomposición y realización de un premuestreo. *Segundo* Toma ¨in situ¨ de variables físicas, químicas, hidrológicas y biológicas, por un lapso de tiempo de doce semanas en los meses de junio, julio y agosto de 2008.

La segunda etapa, se definió como *fase de laboratorio* la cual, al igual que la fase de campo se subdivide en tres momentos; *Primero*: pesado y secado del material de las muestras dispuestas (bolsas de malla con material vegetal) en los cuerpos de agua para evaluación de la tasa de descomposición. *Segundo*: pesado del material aportado por las especies aledañas al río. *Tercero*: separación e identificación taxonómica en grupos funcionales raspadores,

colectores, colectores – filtradores, fragmentadores y depredadores (al máximo nivel de determinación posible.

Una tercera etapa se llamó *Fase de análisis,* en ésta se recopilaron los datos finales que se colectaron a través de la fase de campo. Realizando un análisis de cada elemento de la investigación. Por medio del cálculo y análisis de varianza de la tasa de descomposición de las dos especies en los dos cuerpos de agua y la correlación de variables hidrológicas, biológicas y físicas.

4.3. FASE DE CAMPO

4.3.1. Etapa preliminar

En esta fase se realizaron varias salidas previas al sitio de muestreo, con diferentes objetivos:

- Primero, reconocer la zona y evidenciar la problemática de contaminación de uno de los cuerpos de agua.
- Segundo, recorrer los cuerpos de agua y observar los lugares adecuados para el montaje de trampas.
- Tercero, realizar un premuestreo, con el fin de medir la efectividad de las trampas y las condiciones de la zona y así lograr la permanencia de las mismas durante el tiempo requerido.

En la selección de los lugares, para establecimiento de las bolsas de descomposición, sustratos artificiales y recolectores de hojarasca se tuvo en cuenta la accesibilidad al sitio y la ausencia de corriente fuerte, de modo que permitiera la permanencia de las trampas, la existencia de ramas o raíces cercanas, para el amarre de los recolectores de hojarasca y los sustratos artificiales.

Las trampas fueron dejadas en el campo previamente por dos semanas, con el fin de comprobar su efectividad y calibrar el muestreo.

4.3.2. Variables Físicas y Químicas

Semanalmente se tomaran datos de oxígeno disuelto, (oxímetro, HANNA HI 9142), conductividad (conductimetro, HANNA HI 8733), pH y temperatura (potenciómetro, HANNA HI 98128). Datos químicos del agua como nitritos, nitratos, amonio y fosfatos, fueron tomados en ambas quebradas semanalmente, (kit de aguas, marca Aquamerk).

Se tomaron dos muestras de agua en cada quebrada, en el primer y último muestreo, para ser analizadas por métodos estandarizados con el objetivo de cuantificar parámetros como: nitritos, nitratos, amonio, fosfatos, fosforo total, Nitrógeno total y Carbono Orgánico Total, en el laboratorio certificado Analquim Ltda.

4.3.3. Variables hidrológicas

Las variables hidrológicas que se registraron semanalmente fueron: profundidad, velocidad de la corriente, amplitud del cauce y flujo (o caudal).La profundidad se estimó, realizando mediciones cada 50 cm según la amplitud del cauce. Para la velocidad de la corriente se empleó un objeto flotante, y se cálculo el tiempo que este demora en trasladarse a cierta distancia.

El flujo se calculó con la siguiente formula (Hynes, 1970):

$$Q= wdla/t$$

Donde ***W*** es el ancho en metros de la sección transversal, ***d*** es la profundidad media en metros, ***l*** es la distancia sobre la cual viaja el objeto en un tiempo

dado, ***t*** es el tiempo en segundos, ***a*** es el coeficiente que varia con la naturaleza del sedimento. Se utilizó 0.8 debido a que el sustrato de las dos quebradas es rocoso (Gore 2007).

4.3.4. Variables biológicas

4.3.4.1. Tasa de descomposición

Los experimentos de descomposición se realizaron con hojarasca de las especies *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia* cuyas muestras fueron colectadas en la etapa preliminar, donde se observó e identificó, la presencia significativa a simple vista en las dos quebradas de dichas especies.

El material vegetal colectado en las visitas previas, fue llevado al laboratorio para ser secado a temperatura ambiente por 24 horas y posteriormente en horno a 60 ºC por un periodo de 24 horas. Pasado este periodo de secado, se pesaron 10.5g de cada especie en balanza analítica, y luego fueron depositadas dentro de bolsas de malla para cítricos de 10 x 15 cm y un ojo de malla de 0,5 cm (todas las bolsas tuvieron el mismo peso inicial o masa de material vegetal).

Para reducir el quiebre del material vegetal, las bolsas se humedecieron con agua después de ser pesadas, y antes de ser puestas en las quebradas (Benstead, 1996).

Debido a que en este estudio se usaron dos especies diferentes, y con el fin de identificar las muestras una vez en campo, para cada especie de planta se uso un color de bolsa diferente: Rojo para *Pteridium aquilinum* (nombre común helecho) y verde para *Miconia latifolia* (nombre común, Tuno).

Las bolsas con el material vegetal fueron transportadas al área de muestreo en bolsas plásticas selladas de manera individual, evitando así la pérdida innecesaria de material al ser trasladadas al lugar de muestreo.

Diez bolsas de descomposición con material vegetal, cinco de cada especie, fueron amarradas con abrazaderas plásticas a una varilla de metal para un total de 10 varillas por quebrada; cada una con diez bolsas de descomposición, es decir 100 bolsas, por quebrada. Ubicándose en un rango de 8 a 15 cm de profundidad (Figura 5).De manera semanal se colectaron tres bolsas de cada especie, al azar en cada quebrada. Recogiendo en total doce bolsas de descomposición en cada muestreo.

4.3.4.2. Comunidad de macroinvertebrados.

Para el registro de la composición de la comunidad de macroinvertebrados, en las dos quebradas, se usaron sustratos artificiales, (además de la identificación de ejemplares asociados a las bolsas de descomposición).

Debido a las características particulares de las quebradas Pequeña y Garrapata se dificultaba el uso de aparatos convencionales como redes Surber; la implementación de los sustratos artificiales permitió realizar el registro de la comunidad de macroinvertebrados presentes en cada quebrada y comparar con los que colonizan las bolsas de descomposición (Amaya 2000).

Se dispusieron doce sustratos artificiales, seis en cada quebrada; cada uno de estos conformado por cinco cerámicas de 10 x 10 cm, ubicadas una encima de la otra, separadas por tubos de pvc y atravesadas por una varilla de 3/8 (Figura 3(a) y (b)). Fueron ubicados tanto en pozos como en rápidos, de forma aleatoria en las dos quebradas y se revisaron cada quince días, al igual que los sustratos sacándolos levemente del agua y ubicando una red con abertura

contra corriente para así disminuir la cantidad de organismos arrastrados por la corriente; para la colecta de individuos se uso pinceles y pinzas (Figura 5) (Amaya 2000).



Figura 3.Sustrato artificial para la colonización de macroinvertebrados, dispuestos en Q. Garrapata (a), Q. Pequeña (b).

4.3.4.3. Aporte de materia orgánica

Para evaluar el aporte de materia orgánica de la vegetación riparia, se usó un total de doce colectores, seis en cada quebrada, con una dimensión de 50 x 50 cm, dispuestas a lo largo de las quebradas (Figura 5). De estas trampas, se colectó el material vegetal quincenalmente, el cual al igual que el material de las bolsas de descomposición fue llevado a laboratorio donde se seco y peso, obteniendo datos sobre la cantidad de biomasa que aportan las especies al sistema acuático (Figura 4(a) y (b)).



Figura 4. Colectores de Hojarasca, Dispuestos a lo largo de las quebradas (a). Garrapata y (b). Pequeña.

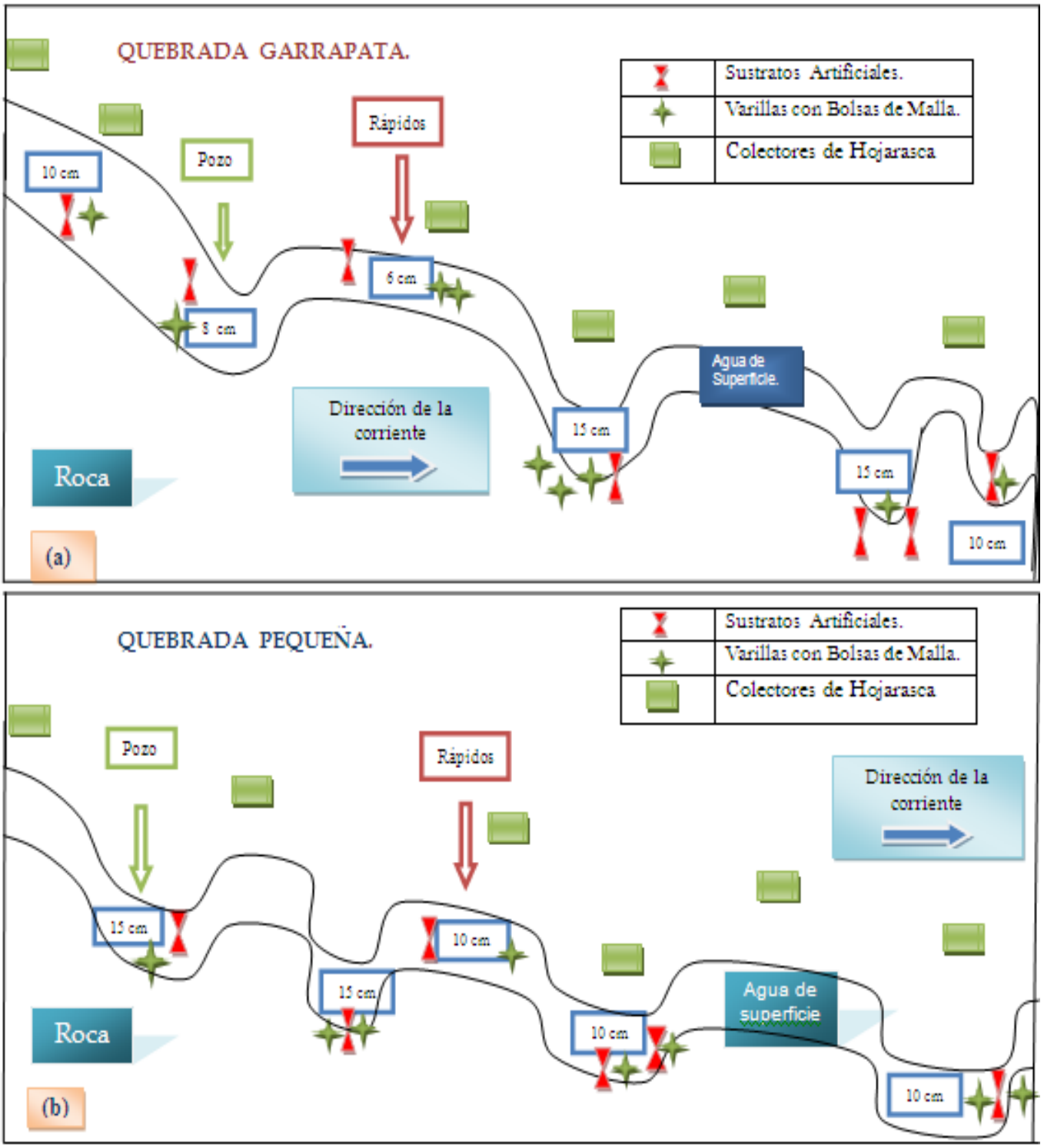


Figura 5. Diagrama de diseño del estudio, en quebradas Garrapata (a) y Pequeña (b), Desde una perspectiva transversal.

4.4. FASE DE LABORATORIO

4.4.1. Tasa de descomposición

Durante cada muestreo se colectaron las bolsas de descomposición en bolsas plásticas individuales y fueron llevadas al laboratorio donde se removió todo el material adherido a las hojas mediante un suave lavado. Las hojas limpias fueron puestas en bolsas de papel, con su correspondiente información. El material se secó a una temperatura de 60 ºC durante cinco días. Después de secar el material, este fue pesado. (Bott 1996; Benfield 2007; Rivera *et al* 2008*)*.

4.4.2. Comunidad de macroinvertebrados

Para conocer la comunidad de macroinvertebrados que se asocian al proceso de descomposición en estos sistemas, durante el lavado del material vegetal, se separaran los organismos que colonizaron este sustrato, y se colocaron en frascos con etanol al 70% debidamente marcados por número de muestreo. Los organismos fueron clasificados y agrupados por morfotipos.

Al revisar todo el material colectado se prosiguió con una identificación taxonómica, usando claves como Dominguez *et al* (1992) Merritt & Cummins (1996), McCafferty (1981), Muñoz & Ospina (1999) y Roldán (1988, 1999),

Con el objetivo de establecer los grupos funcionales a los cuales pertenecían los organismos encontrados se realizó un análisis de contenido estomacal. Escogiendo el 20% del total de individuos para cada género que se identificó. Diferenciando en este análisis entre: Detritus, material vegetal y algas.

4.4.3. Aporte de materia orgánica

El material recogido quincenalmente de los colectores de hojarasca, fue llevado al laboratorio en bolsas de papel, debidamente marcadas. Las muestras fueron pesadas en balanza analítica y secadas en horno a 60°C durante cinco días, para así calcular la cantidad de biomasa que cae al río a lo largo del tiempo de muestreo, en los lugares en lo que se dispusieron los colectores (Bott 1996).

4.5. FASE DE ANALISIS

Se establecieron los promedios mínimos y máximos para todas las variables. A partir de los cuales se obtuvieron gráficos explicativos de los cambios en las mismas a lo largo del muestreo.

4.5.1. Tasa de descomposición

Con base en los datos de peso seco final e inicial y el cambio en el tiempo al material seco colectado semanalmente de las bolsas de descomposición, se estimó, la tasa de descomposición mediante un modelo de regresión no lineal exponencial (Ramírez 2004). *La ecuación que define esta variable es:*

$$W_t = w_0 \ e^{-kt}$$

Donde $\boldsymbol{K}$ es la Tasa de descomposición, $\boldsymbol{W_t}$ es la biomasa en un tiempo y $\boldsymbol{w_0}$ es la biomasa inicial.

Ecuación de descomposición:

$$\boldsymbol{k = \frac{ln\left(\frac{W_t}{W_0}\right)}{t}}$$

Se realizó una previa verificación de la distribución de los datos mediante pruebas de bondad de ajuste: Chi cuadrado y prueba Kolmogorov – Smirnov (test K-S) en el programa Statistica.

Los datos de tasa de descomposición para las dos especies, entre quebradas arrojaron una distribución no - normal, por ende se aplico la prueba análoga al ANOVA para muestras repetidas, el análisis en dos vías de Friedman en Statistica (Guisande *et al* 2005).

La prueba de Friedman (1973) sirve para comparar determinados promedios poblacionales cuando se trabaja con muestras relacionadas, la forma en la que se resuelve esta prueba es similar al ANOVA de dos vías con medidas repetidas: a *n* sujetos o bloques se le aplican *determinados tratamientos* y se le toman *ciertas* medidas, con la intención de averiguar si los promedios de dichos tratamientos son o no son iguales. La prueba de Friedman por tanto es una alternativa cuando no se cumplen los supuestos que exige el ANOVA (distribución normal y homogeneidad).

El diseño está formado por ***x*** tratamientos relacionados y muestras aleatoria de ***n*** sujetos o bloques independientes entre sí y de los tratamientos, los datos originales son agrupadas en rangos de menor a mayor, generando de esta manera un promedio de rangos para cada tratamiento y una suma de los mismos (Pardo & Ruiz 2001).

El estadístico de Friedman se distribuye según el modelo de probabilidad *Chi-cuadrado* con J-1 grados de libertad. Junto a éste, el programa Statistica, arroja el coeficiente de concordancia W (obtenido de manera independiente por Kendall y Babington Smith, 1939 y por Wallis 1939 (Pardo & Ruiz 2001). El cual sirve para estudiar la relación o concordancia entre más de dos conjuntos de

rangos. De esta manera el grado de concordancia existente queda reflejado en la variabilidad entre los totales (Pardo & Ruiz 2001).

4.5.2. Correlaciones entre las variables Físicas, Químicas y Biológicas

Con el objetivo de identificar si existen relaciones significativas entre las diferentes variables medidas, tanto biológicas (Abundancia y Tasa de descomposición) como hidrológicas (Caudal, Profundidad) y químicas (Nitritos, Nitratos, Amonio y Fosfatos) se realizaron correlaciones mediante el coeficiente de correlación de Spearman usando el programa STATGRAPHICS versión 5.1.

El coeficiente es una medida similar al estadístico paramétrico de Pearson pero, en lugar de determinar la asociación de las puntuaciones de cada variable mide la asociación de los rangos, calculando la proporción de la variabilidad que puede ser explicada por la asociación de las dos variables (Guisande *et al* 2005).

El intervalo de valores que puede tomar este coeficiente está entre -1 y 1 siendo menos 1 asociación perfecta negativa, 1 asociación perfecta positiva y 0 no asociación. Cada muestra se ordena en rangos y, a partir de esto se calcula el valor de r_s con formula:

$$r_s = 1 - = \frac{6 \sum_{i=1}^{n} (R1_{¡} - R_{¡})^2}{n(n2 - 1)}$$

Donde ***n*** es el numero de datos, ***R1¡*** es el rango del dato ¡ en la variable 1 y ***R2¡*** es el rango del dato ¡ en la variable 2.

4.5.3. Comunidad de macroinvertebrados

Con el fin de evaluar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en cada quebrada, se calculó la diversidad de organismos por medio del índice de Shannon – Weaver cuya fórmula es la siguiente:

$$H' = -\Sigma p_i . \ln p_i$$

Donde **p*i*** es la proporción de individuos de la especie ***i*** respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie *i*). De esta forma, el índice contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (*riqueza de especies*), y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (*abundancia*). El índice también fue aplicado con el fin de conocer la riqueza de especies por grupo funcional. Ambos análisis se realizaron por medio del programa Past.

4.5.4. Aporte de materia orgánica

Los datos de peso seco obtenidos quincenalmente en cada unos de los colectores, luego del tratamiento en laboratorio, fueron pasados a g. m^2.d. usando el área de los colectores ubicados a lo largo de los muestreos.

5. RESULTADOS

5.1. VARIABLES QUIMÍCAS Y FÍSICAS

Durante los meses de estudio las quebradas tuvieron una tendencia diferente, en el comportamiento de sus variables químicas y físicas. Los valores de oxígeno fueron más altos en la quebrada Pequeña, mientras que en la quebrada Garrapata se registraron valores bajos. En ambas quebradas se observaron fuertes fluctuaciones de esta variable a lo largo del muestreo (Figura 6 (a)).

El pH presentó valores más altos en la quebrada Garrapata, con una tendencia a valores débilmente básicos, mientras que en la quebrada Pequeña registró valores con tendencia a la acidez o débilmente ácidos. En general no se observó cambios drásticos en dichos valores, por el contrario se mantuvo una relativa homogeneidad durante el tiempo de muestreo en ambas quebradas (Figura 6 (b)).

Los valores de nitritos en las dos quebradas fueron bajos. La quebrada Garrapata mantuvo valores más altos con un valor promedio de (0,5mg l^{-1}) y se observó un incremento de este nutriente en las dos quebradas durante los muestreos 8 y 12 (Figura 6 (c)).

El amonio y los nitratos mantuvieron un comportamiento muy similar en ambas quebradas, las dos variables registraron en casi todos los muestreos valores no detectables en la quebrada Pequeña, mientras que en la Quebrada Garrapata se observaron ligeros incrementos en algunos muestreos.

El fosfato tuvo un comportamiento heterogéneo en las dos quebradas durante el tiempo de muestreo, pero los valores registrados en la quebrada Pequeña, fueron más bajos con respecto a la quebrada Garrapata (Figura 6(d)).

Los análisis de laboratorio realizados en las quebradas Garrapata y Pequeña arrojaron resultados muy cercanos entre quebradas y entre muestras (Inicio y final del muestreo). En ambas quebradas, los nitritos tuvieron valores de 0,015 mg l^{-1} N y 0,001 mg l^{-1} N respectivamente, en relación a los nitratos, amonio, fosfatos, fosforo y nitrógeno total ambas quebradas tuvieron valores por debajo del límite de detección. Con respecto al Carbono orgánico total (COT) en la quebrada Pequeña fue de 1,5 g l^{-1}, y en la Garrapata los valores fueron cercanos a 1,8 g l^{1} (Anexo1).

Con respecto a la temperatura se registró un comportamiento homogéneo de esta variable, tanto en la quebrada Garrapata como en la Pequeña. En general la temperatura fue mayor en la quebrada Pequeña con ± un grado de diferencia respecto a quebrada Garrapata (Figura 6(e)).

Los valores promedio de conductividad en la quebrada Garrapata duplican los valores encontrados para la quebrada Pequeña, con 431µS/cm de diferencian entre las dos quebrada, esta variable tuvo un comportamiento muy homogéneo durante el tiempo de muestreo (Figura 6 (f)).

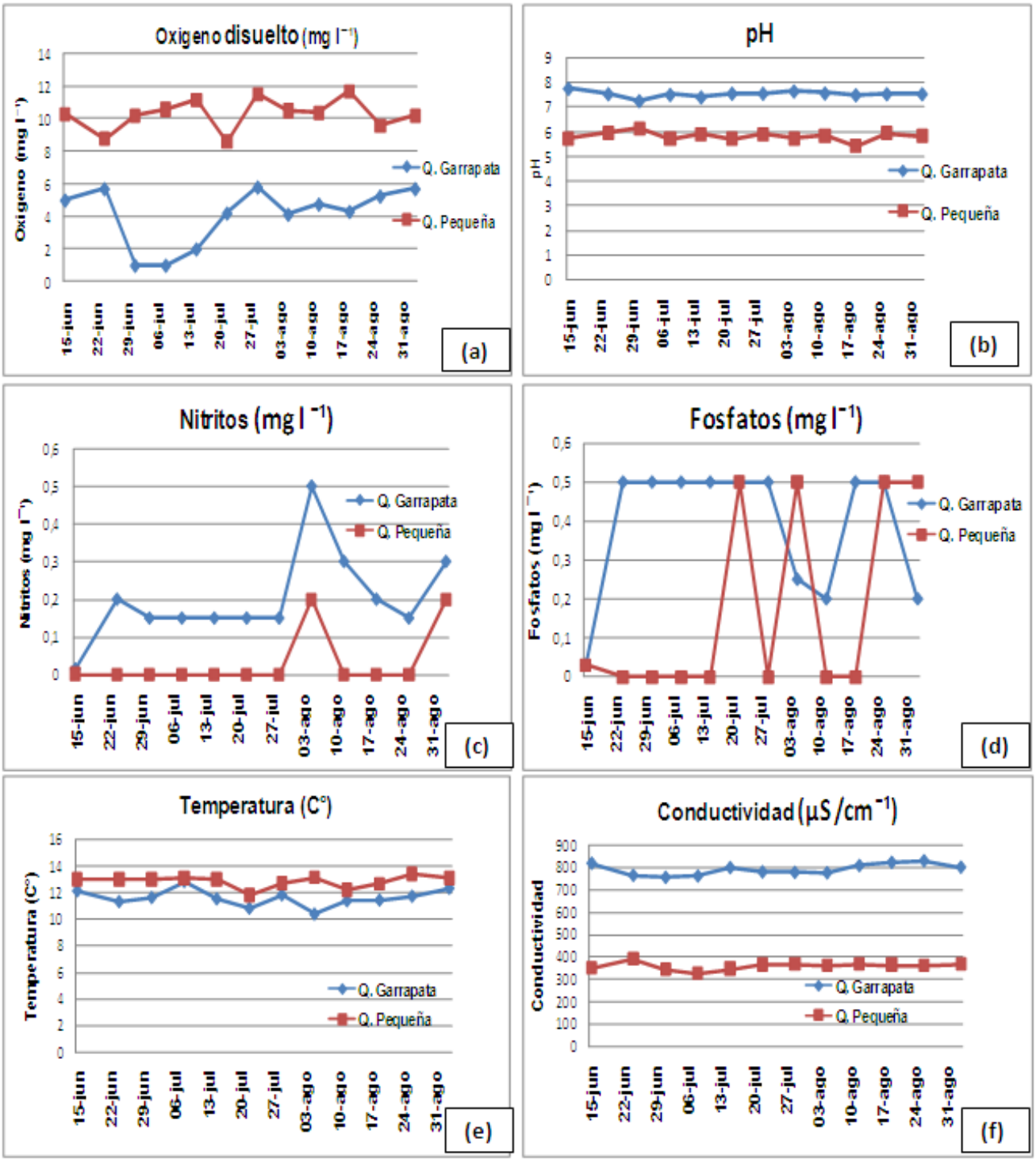


Figura 6. Variables físicas y químicas en la Q. Garrapata y Q. Pequeña durante los meses de junio a agosto de 2008. Oxígeno disuelto (a), pH (b), Nitritos (c), Fosfatos (d), Temperatura (e), Conductividad (f).

5.2. VARIABLES HIDROLOGICAS

La variabilidad en la velocidades de corriente a lo largo del muestreo, fue diferente en los dos cuerpos de agua, siendo más estable en la quebrada Garrapata, con valores que oscilan entre 0,32 m/s y 0,29 m/s , mientras que en la quebrada Pequeña se observaron cambios abruptos, con aumento y disminución de los valores durante todo el muestreo (Figura 7(a)). En la quebrada Garrapata se obtuvo un valor promedio de 0,298 m/s, mientras que en la quebrada Pequeña fue de 0,164 m/s.

Los valores calculados para el caudal, mostraron marcadas diferencias entre quebradas. En la quebrada Garrapata se obtuvo valores más altos y heterogéneos con fluctuaciones entre 0,47 m³/s y 1,65 m³/s. Mientras que en la quebrada Pequeña se registró valores menores y con un comportamiento más homogéneo durante el tiempo (Figura 7 (b)).

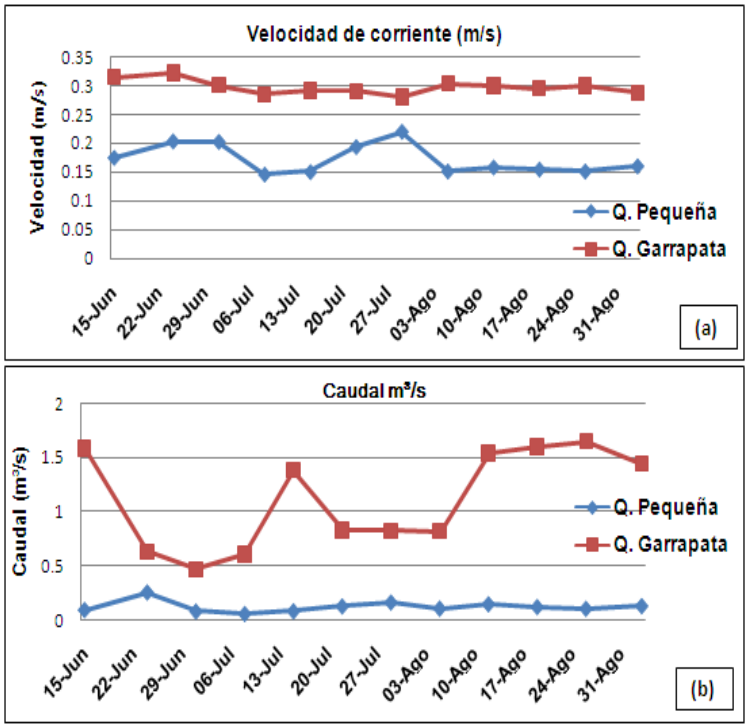


Figura 7. Dinámica de la velocidad de la corriente (a). y el caudal (b), en el tiempo, para las quebradas Pequeña y Garrapata.

5.3. VARIABLES BIOLOGICAS

5.3.1. Porcentaje de descomposición de Miconia latifolia y Pteridium aquilinum en las quebradas Pequeña y Garrapata.

El porcentaje de descomposicion de la especie *Pteridium aquilinum,* tuvo un comportamiento similar en las dos quebradas, con una tendencia a incrementar con el tiempo. En la quebrada Garrapata se presentó un mayor porcentaje de descomposición desde el primer muestreo, con relacion a la quebrada Pequeña alcanzando un maximo de 75% en el último muestreo, frente a un 60% registrado en la quebrada Pequeña (Figura 8(a) y (b)).

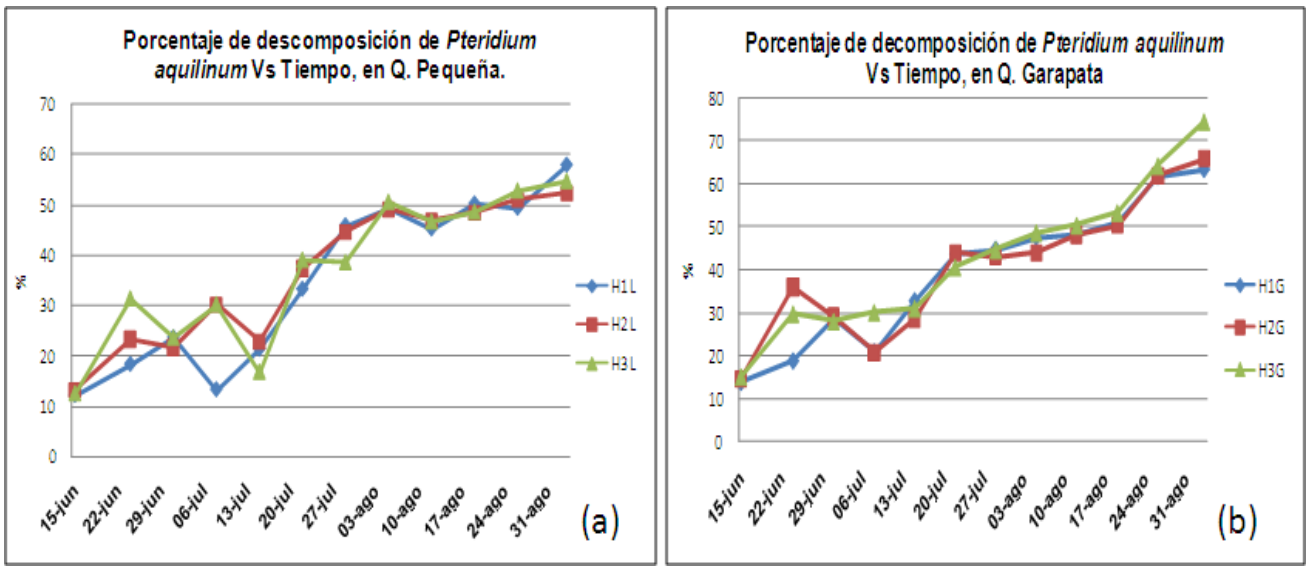


Figura 8. Comparación del porcentaje de descomposición de la especies *Pteridium aquilinum* en que las quebradas Garrapata y Pequeña.

Para las hojas de *Miconia latifolia* el porcentaje de descomposición presentó una tendencia al aumento. Los valores tuvieron una tendencia a incrementar con el tiempo en la quebrada Pequeña (Figura 9 (a)); mientras que en la quebrada Garrapata, se observó porcentajes mayores, con respecto a la

quebrada Pequeña, desde el inicio del muestreo con valores de 38%, y alcanzando un 77% de descomposición (Figura 9(b)).

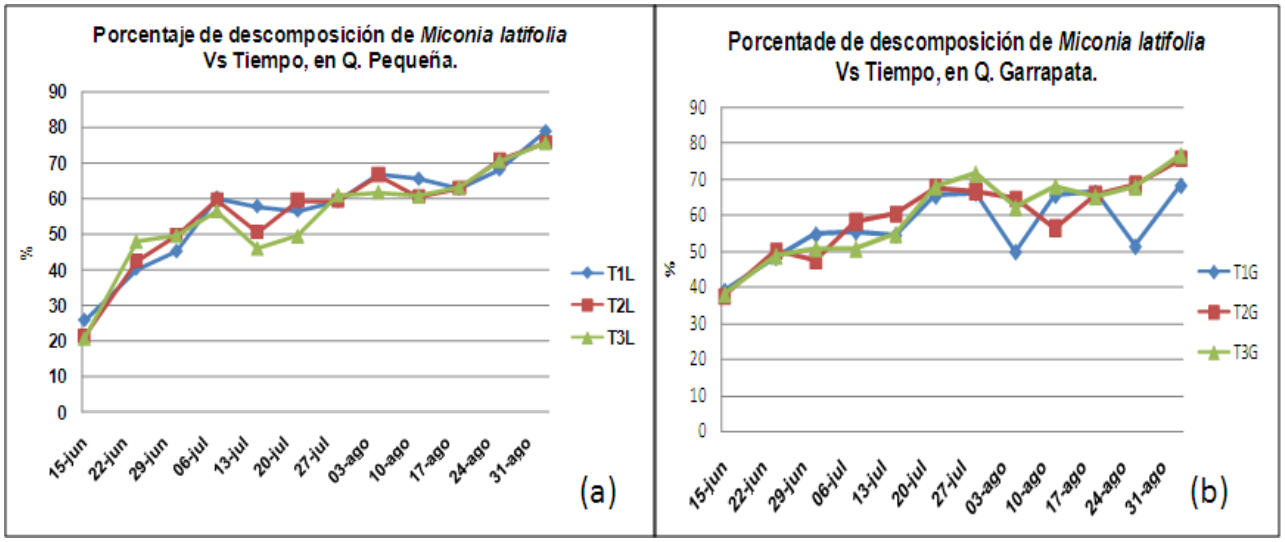


Figura 9. Comparación del porcentaje de descomposición de la especies *Miconia latifolia* en las quebradas Garrapata y Pequeña.

5.3.2. Descomposición de Miconia latifolia y Pteridium aquilinum en las quebradas Pequeña y Garrapata.

La tasa de descomposición de la especie *Miconia latifolia* registrada en la quebrada Pequeña, tuvo una tendencia a perder más biomasa con el tiempo, principalmente durante los primeros quince días con valores promedio para el muestreo uno y dos de 0,32 y 0,38 respectivamente; las replicas tuvieron un comportamiento homogéneo durante todo el experimento aunque en el segundo muestreo, la réplica tres tuvo valores más altos (0,043) (Figura 10).

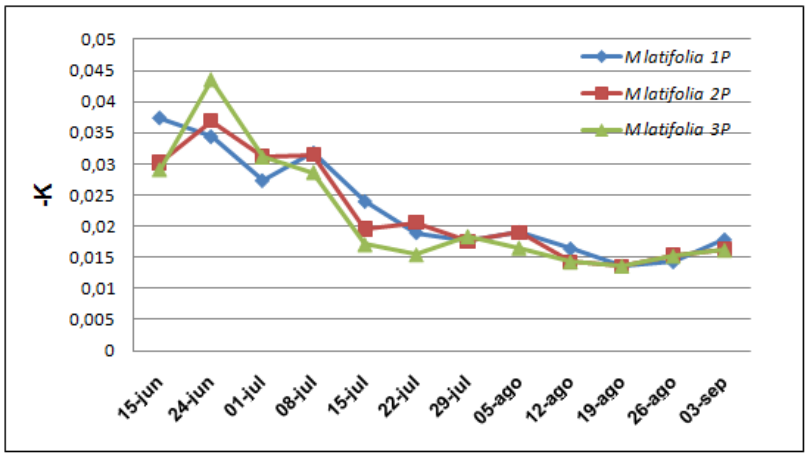


Figura 10. Valores de tasa de descomposición en el tiempo, de la especie *Miconia latifolia* en quebrada Pequeña.

Como se aprecia en la Figura 11, el comportamiento de la tasa de descomposición de la especie *Miconia latifolia* en la quebrada Garrapata muestra una tendencia a la disminución en los valores, conforme aumenta el tiempo. Las tres réplicas tuvieron un comportamiento similar desde el primer muestreo con un valor máximo promedio de 0,06, es decir que esta especie perdió la mayor cantidad de peso en las primeras semanas (Figura 11).

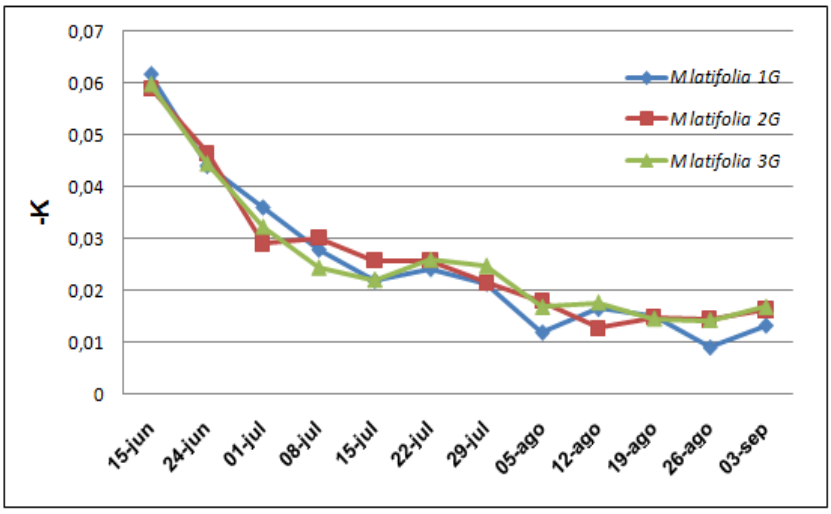


Figura 11. Valores de tasa de descomposición en el tiempo, de la especie *Miconia latifolia* en quebrada Garrapata.

Con respecto a la tasa de descomposición de *Pteridium aquilinum* en la quebrada Pequeña, se observó un comportamiento heterogéneo entre réplicas durante el segundo y cuarto muestreo, con valores más bajos para la réplica número uno (0,013) y más altos para la número tres 0,025 (Figura 12). A partir del quinto muestreo el comportamiento de las tres réplicas fue más homogéneo.

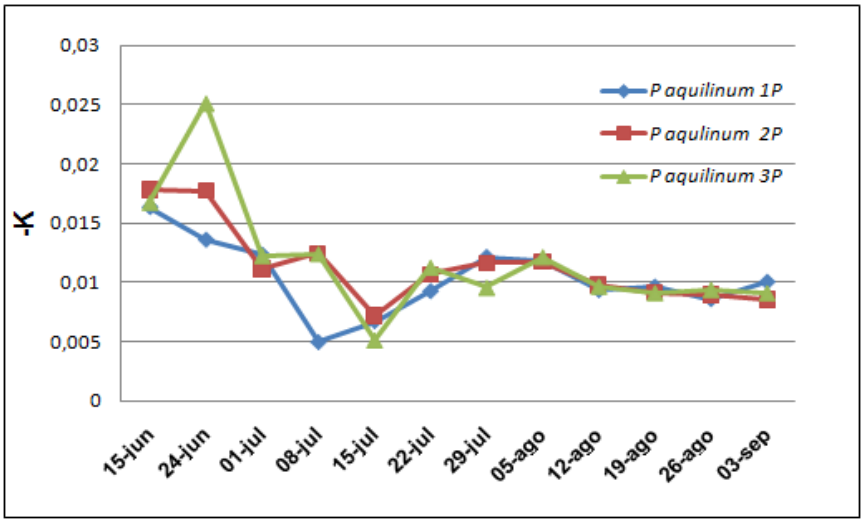


Figura 12. Valores de tasa de descomposición en el tiempo, de la especie *Pteridium aquilinum* en quebrada Pequeña.

En la Figura 13, se muestran los valores de la tasa de descomposición para la especie *Pteridium aquilinum* en la quebrada Garrapata con un comportamiento heterogéneo entre réplicas durante el segundo muestreo, en el cual la réplica dos registró un valor más alto (0,03) respecto a las otras dos (0,01 y 0,02). A partir del cuarto muestreo las réplicas tienen un comportamiento similar, con un valor promedio de 0,01, para todas, a excepción del último muestreo en que la réplica tres registró un valor superior (0,015).

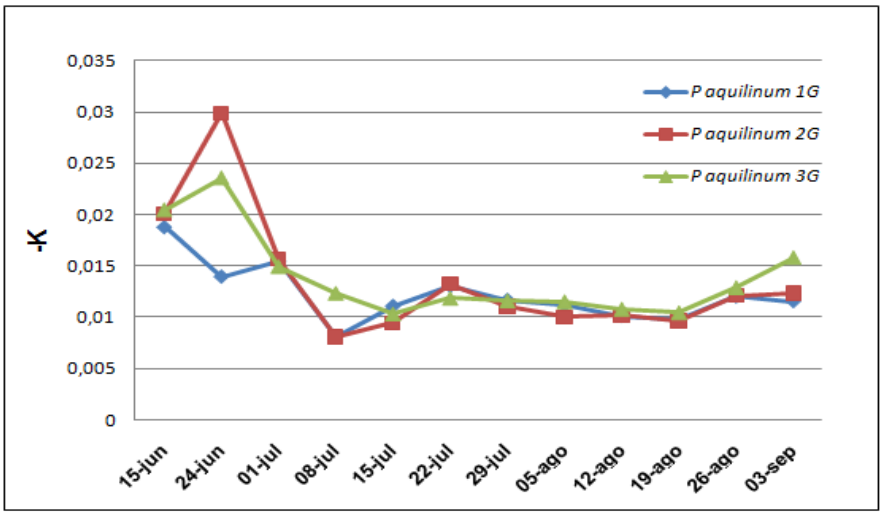


Figura 13. Valores de tasa de descomposición en el tiempo, de la especie *Pteridium aquilinum* en quebrada Garrapata.

Con base en el registro de peso inicial obtenido al comenzar la investigación y el peso final, tomado durante el último muestreo, se calculó la tasa de descomposición de las especies *Miconia latifolia y Pteridium aquilinum* en quebrada Pequeña y en la quebrada Garrapata. Los valores registrados fueron similares para ambas especies pero la planta que tuvo la mayor tasa de descomposición fue *Miconia latifolia* en las dos quebradas (Tabla 1).

Tabla 1. Promedio de Tasa de descomposición de *Pteridium aquilinum* y *Miconia latifolia* por replica, en quebradas Garrapata y Pequeña.

Especie	Quebrada Garrapata *-k*	Quebrada Pequeña *-k*
Pteridium aquilinum	0,011 0,012 0,015	0,010 0,0085 0,0091
Miconia latifolia	0,013 0,016 0,016	0,017 0,016 0,016

El Análisis de Friedman demuestra que no existen diferencias significativas (n=36, p= 0,05), en la tasa de descomposición de hojas de *Miconia latifolia* en la quebrada Pequeña y Garrapata, ni de la especie *Pteridium aquilinum* entre quebradas. Mientras que entre especies si hay diferencias significativas, lo cual puede observase en los valores de la mediana calculada para cada planta, siendo estos, menores para la especie *Pteridium aquilinum*; es decir que la tasa de descomposición fue mayor para la especie *Miconia latifolia* en las dos quebradas (Tabla 2). El valor del coeficiente de concordancia fue de 0,81, lo cual comprueba que existe un alto nivel de variabilidad entre los bloques de datos, al ser éste dato cercano a uno (Tabla2).

Tabla 2. Análisis de Friedman, Promedio y sumatoria de rangos, mediana y desviación estándar de la tasa de descomposición (TD), de las especies *Pteridium aquilinum* y *Miconia latifolia* en quebradas Garrapata y Pequeña.

Correlaciones Significativas	Promedio de Rangos	Suma de Promedios	Mediana
TD *Pteridium aquilinum* –Q. Garrapata	3,19	115	-0,013
TD *Pteridium aquilinum* –Q. Pequeña	3,77	136	-0,012
TD *Miconia latifolia* – Q. Garrapata	1,38	50	-0,025
TD *Miconia latifolia* – Q. Pequeña	1,63	59	-0,022

El gráfico de cajas y bigotes compara todos los valores obtenidos, de la tasa de descomposición de *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia* en las quebradas Garrapata y Pequeña. En éste se muestra la media y la mediana de los valores calculados para las dos especies, con base en esta última, se observó que la tasa de descomposición de las dos especies tiende a ser mayor en la quebrada Garrapata (Figura 14).

El 50% de los datos de descomposición de la especie *Pteridium aquilinum* se encuentran entre valores de 0,01 y cercanos, en las dos quebradas. Mientras que el 50 % de los valores registrados para *Miconia latifolia,* estuvo entre 0,015 y 0,03 lo cual indica una tasa de descomposición mayor para ésta última especie, tanto en la quebrada Pequeña como en la Garrapata (Figura 14).

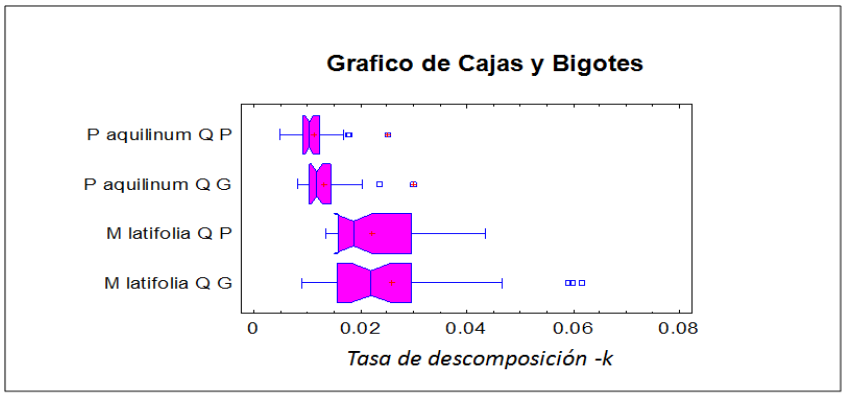


Figura 14. Comparación de la tasa de descomposición (TD), de *Miconia latifolia y Pteridium aquilinum* en quebradas Garrapata (G) Y Pequeña (P).

5.3.1. Relación entre las variables físicas, químicas, biológicas y la tasa de descomposición.

En la quebrada Garrapata, los resultados del coeficiente de Spearman, indican que existen correlaciones significativas, positivas (n= 72, p valor ≤ 0,001) entre los nitritos, conductividad, caudal y la tasa de descomposición, es decir que en la medida en que dichas variables aumenta la descomposición también (Tabla 3).

En la quebrada Pequeña no se encontraron relaciones significativas entre las variables físicas, químicas y tasa de descomposición.

Tabla 3. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y Tasa de descomposición (TD), en quebrada Garrapata

Variables	Coeficiente Spearman	P valor	Número de datos
TD- Nitritos	0,29	0,013	72
TD- Conductividad	0,25	0,029	72
TD- Caudal	0,25	0,02	72

El coeficiente de Spearman, en las quebradas Pequeña y Garrapata, para la especie *Miconia latifolia,* arrojó como resultado, que existen dos correlaciones positivas, significativas (n= 72, p valor ≤ 0,001) entre los nitritos, la profundidad y la tasa de descomposición (Tabla 4). Mientras que para la especie *Pteridium aquilinum* en las dos quebradas no se encontraron relaciones significativas

Tabla 4. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y tasa de descomposición (TD), de *Miconia latifolia* en las dos quebradas.

Variables	Coeficiente Spearman	P valor	Número de datos
TD- Nitritos	0,25	0,12	72
TD- Profundidad	0,26	0,02	72

La tasa de descomposición de la especie *Miconia latifolia* en la quebrada Pequeña tuvo una correlación significativa positiva, con la profundidad (n= 36, p valor ≤ 0,001) cuyo coeficiente de Sperman fue de 0,60. Mientras que en la quebrada Garrapata la descomposición de ésta especie presentó correlaciones significativas positivas (n= 36, p valor ≤ 0,001), entre el caudal, la conductividad, los nitritos (Tabla 5).

Tabla 5. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y tasa de descomposición (TD), de *Miconia latifolia* en la quebrada Garrapata

Variables	Coeficiente Spearman	P valor	Número de datos
TD- Caudal	0,05	0,00029	36
TD- Conductividad	0,05	0,0029	36
TD- Nitritos	0,56	0,0009	36

Para la especie *Pteridium aquilinum* en las quebradas Pequeña y Garrapata, se encontró dos correlaciones significativas, negativas (n= 72, p valor ≤ 0,001) entre las variables. En la Tabla 6 se aprecia las correlaciones negativas entre el pH, caudal y la tasa de descomposición.

Tabla 6. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y tasa de descomposición (TD), de *Pteridium aquilinum* en las dos quebradas

Variables	Coeficiente Spearman	P valor	Número de datos
TD- pH	-0,33	0,00046	72
Caudal- TD	-0,25	0,0303	72

La tasa de descomposición de la especie *Pteridium aquilinum* en la quebrada Garrapata registró dos correlaciones significativas una negativa y otra positiva (n= 36, p valor ≤ 0,001) con el oxígeno y la profundidad, respectivamente (Tabla 7).

Tabla 7. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y tasa de descomposición (TD), de *Pteridium aquilinum* en quebrada Garrapata.

Variables	Coeficiente Spearman	P valor	Número de datos
TD- Oxígeno	0,37	0,027	36
TD- Profundidad	0,40	0,045	36

5.3.2. Comunidad de macroinvertebrados asociada a sustratos artificiales en la quebrada Garrapata y Pequeña.

Los grupos de macroinvertebrados con mayor abundancia relativa, en los sustratos artificiales, fueron diferentes en las dos quebradas; para la quebrada Garrapata el orden con mayor representación fue Gordioidea, seguido por Basommatophora, Tricladida y finalmente Díptera (Figura 15 (a)), dentro de cada orden, se encontraron individuos pertenecientes a un solo género (*Neochordodes, Physa Dugesia* y *Tipula* respectivamente).

La quebrada Pequeña presentó una mayora abundancia relativa para el orden Díptera, seguido por Arachnida, Haplotaxida y Trichoptera (Figura 15 (b)); asociados a cada orden se encontraron más de dos géneros. En particular para díptera se identificaron dos subfamilias diferentes (Chironominae y Tanypodinae). Los individuos del orden Arachnida solo fueron encontrados en los sustratos artificiales de la quebrada Pequeña.

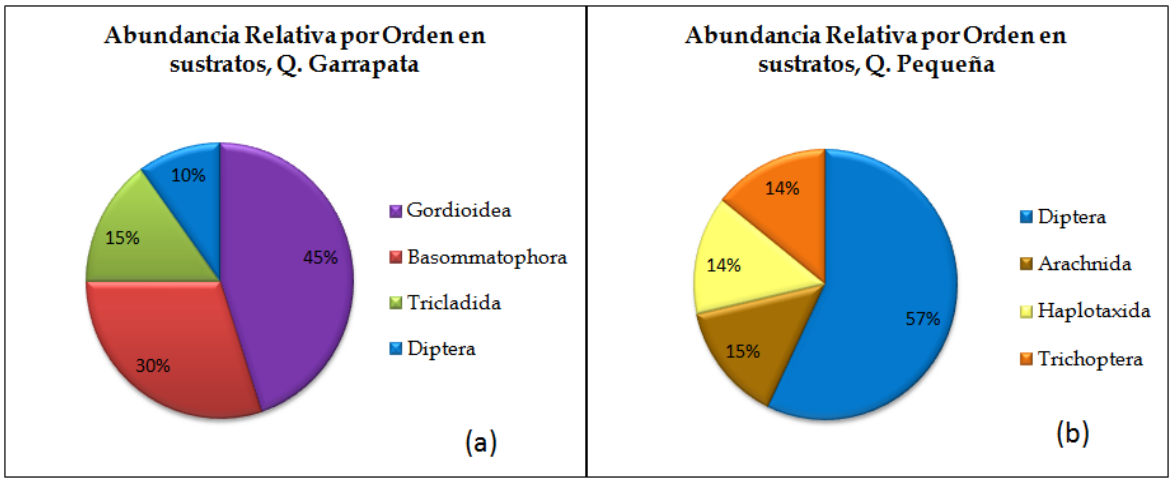


Figura 15. Abundancia Relativa por orden en sustratos para Q. Garrapata (a) y Q. Pequeña (b).

La densidad de macroinvertebrados, asociados a los sustratos artificiales, presentó un comportamiento, heterogéneo en las dos quebradas, durante el tiempo de muestreo; para analizar la información se sumó los datos de cada réplica para cada muestreo. La quebrada Pequeña tuvo densidades más bajas, desde el primer muestreo, respecto a la quebrada Garrapata y durante los muestreos seis y ocho la quebrada Pequeña registró sus valores más altos, mientras que durante los mismos muestreos en la quebrada Garrapata se obtuvieron los valores más bajos (Figura 16).

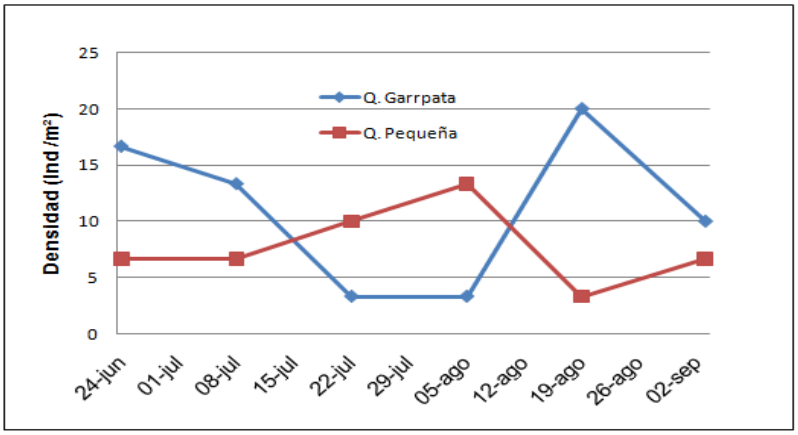


Figura 16. Densidad de macroinvertebrados en sustratos artificiales en la Q. Pequeña y Q. Garrapata.

5.3.3. Comunidad de macroinvertebrados asociados a las bolsas de descomposición en quebrada Garrapata y Pequeña

La quebrada Garrapata y Pequeña difieren en las abundancias relativas y la composicion de los órdenes de macroinvertebrados asociados a las bolsas de malla en cada una. Para la quebrada Garrapata el grupo con los valores más altos fue Gordioidea, seguido por Basommatophora, Haplotaxida, Tricladida, Veneroida, Diptera y Amphypoda (Figura 17(a)).

Según la figura 15, en los sustratos artificiales se encontraron cuatro grupos funcionales similares, sin embargo las bolsas de descomposición presentaron

un mayor número de órdenes asociados a éstas lo cual sugiere una mayor asociación de los macroinvertebrados al material vegetal.

Los órdenes de macroinvertebrados, con mayor abundancia relativa en la quebrada Pequeña fueron: Diptera, Amphipoda, Basommathophora y Tricoptera (Figura 17 (b)). Al igual que en la quebrada Garrapata, se encontraron mas grupos asociados a las bolsas de descomposición, con respecto a los sustratos artificiales; solo el orden Archnida no se encontró en las bolsas de descomposicíon.

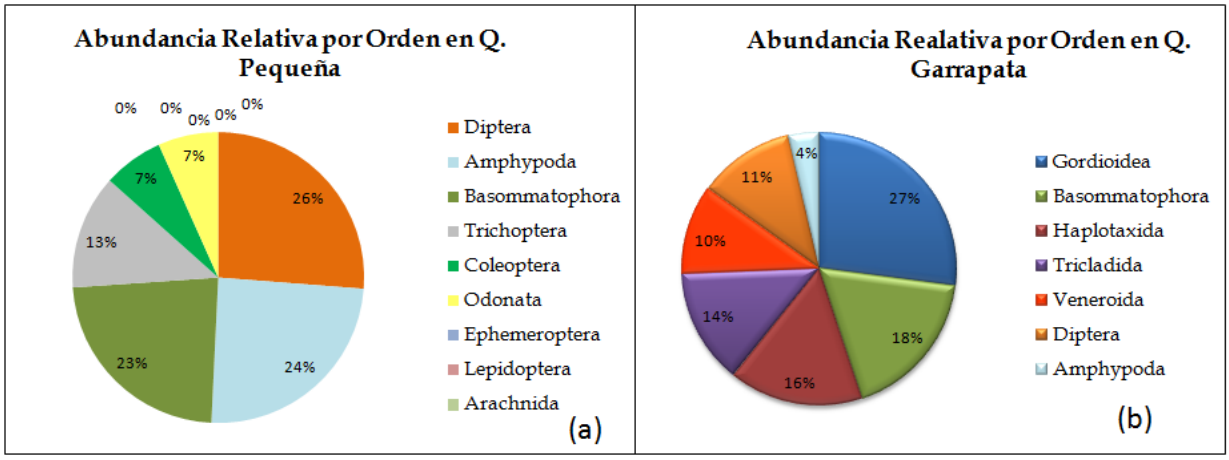


Figura 17. Comparacion de abundancias relativas por orden, en bolsas de malla; asociados a las quebradas Garrapata y Pequeña

La abundancia relativa de grupos taxonómicos, asociados a cada especie de planta por quebrada mostró claras diferencias (Figura 18). El grupo taxonómico con los registros de abundacia más altos (*Neochordodes*), asociado a la especie *Pteridium aquilinum* en quebrada Garrapata (Figura18 (a)), fue uno de los menos abundantes en la quebrada Pequeña (Figura 18 (b)), mientras que el género *Hyalella* tuvo la abundancia relativa más alta en la quebrada Pequeña y sus registros en quebrada Garrapata fueron inferiores al 1%.

Con respecto a los gupos taxonómicos asociados a la especie *Miconia latifolia* en la quebrada Garrapata, se observó que el grupo dominante en ésta no se encontró en la quebrada Pequeña, asociado a esta planta. El grupo mas abundante en la quebrada Pequeña (*Physa*) (Figura 18(d)) tuvo valores inferiores en la quebrada Garrapata (Figura 18 (c)).

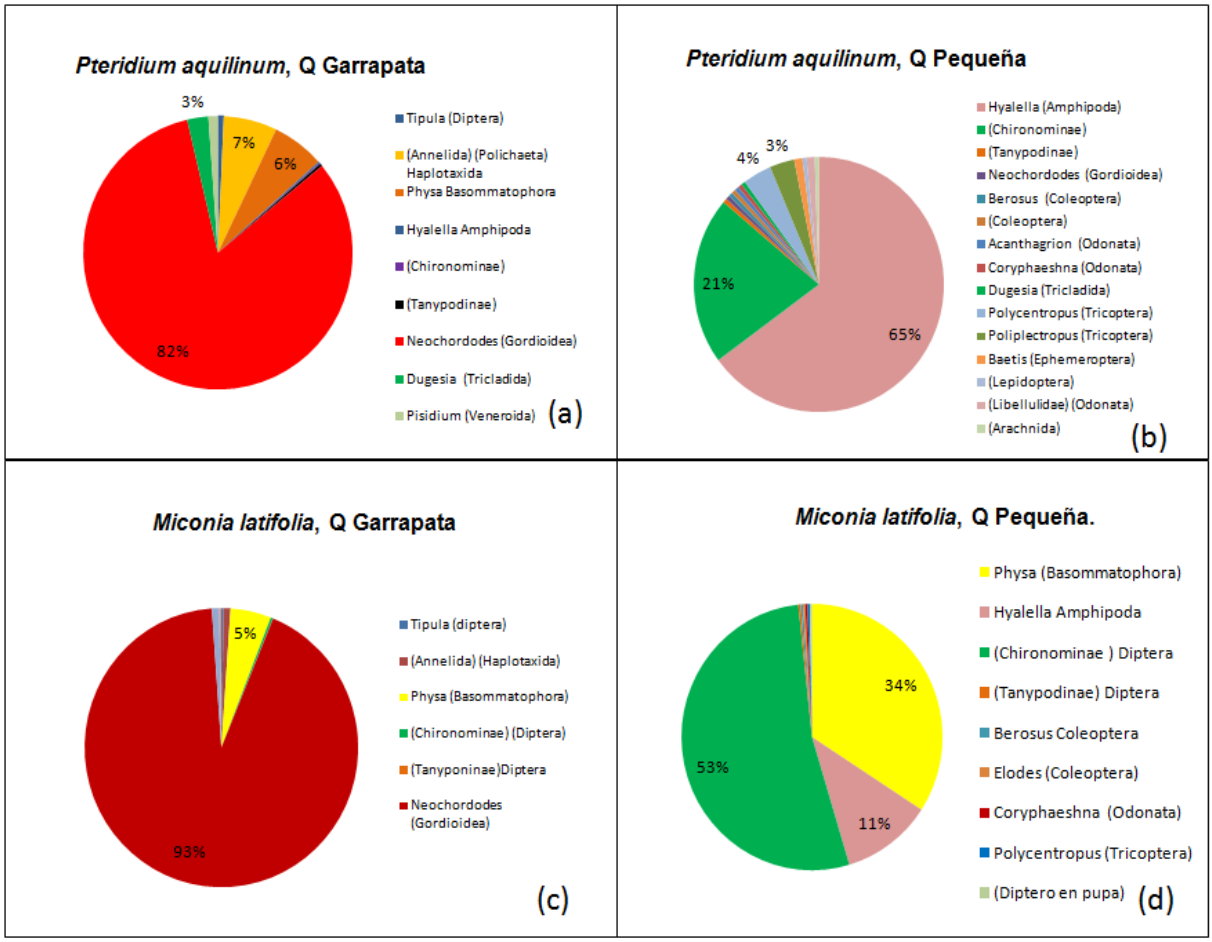


Figura 18. Abundancia relativa por orden, en bolsas de malla; asociado a las especies *Pteridium aquilinum en Q. Garrapata (a) y Q. Pequeña (b). y Miconia latifolia Q. Garrapata (c) y pequeña (d)*.

El gráfico de cajas y bigotes compara los valores de las abundancias de macroinvertebrados, asociados a las especies *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia* en las quebradas Garrapata y Pequeña; los datos extremos encontrados

en la quebrada Garrapata fueron eliminados para poder observar las tendencias generales (Figura 19).

El número de individuos encontrado fue muy diferente en las dos quebradas; se observó una mayor cantidad de individuos asociados a las bolsas de descomposición en la quebrada Garrapata, sin grandes diferencias entre las dos especies de planta (Figura 19).

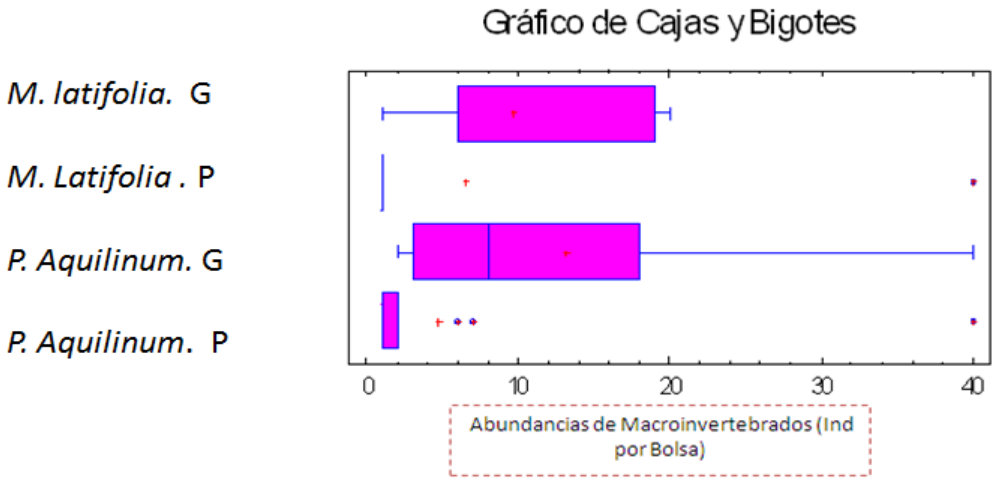


Figura 19. Comparación de las Abundancias en bolsas de descomposición de *Miconia latifolia y Pteridium aquilinum* en quebradas Garrapata (G) Y Pequeña (P).

5.3.3.1. Diversidad de macroinvertebrados, asociada a las especies Pteridium aquilinum y Miconia latifolia en quebradas Garrapata y Pequeña

El comportamiento de la diversidad de macroinvertebrados, asociados a las bolsas de malla de la especie *Pteridium aquilinum,* en las quebradas Garrapata y Pequeña, fue errático durante las semanas de muetreo; con valores en general más altos en la quebrada Garrapata (Figura 20). En los últimos muestreos, no se regsitró ningun individuo en las bolsas de malla de la quebrada Pequeña (Figura 20).

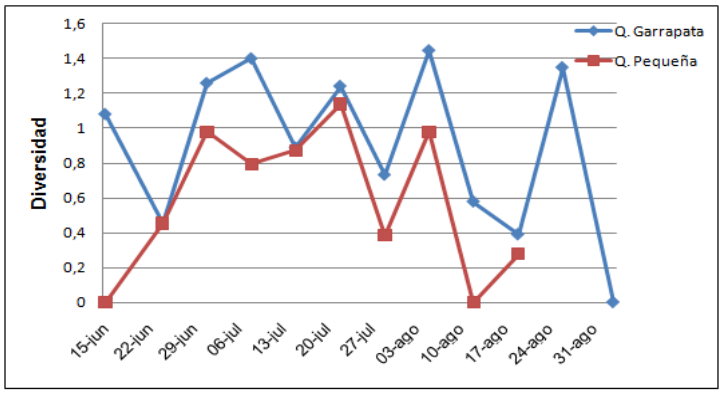


Figura 20. Comparacion de la diversidad de macroinvertebrados asociados a la especie *Pteridium aquilinum* en quebrada Garrapata y Pequeña.

La diversidad asociada a las bolsas de malla de la especie *Miconia latifolia*, en las quebradas Garrapata y Pequeña, presentó variaciones a lo largo del tiempo con una tendencia a incrementar hacia la mitad del experimento y una disminucion al final (Figura 21) .

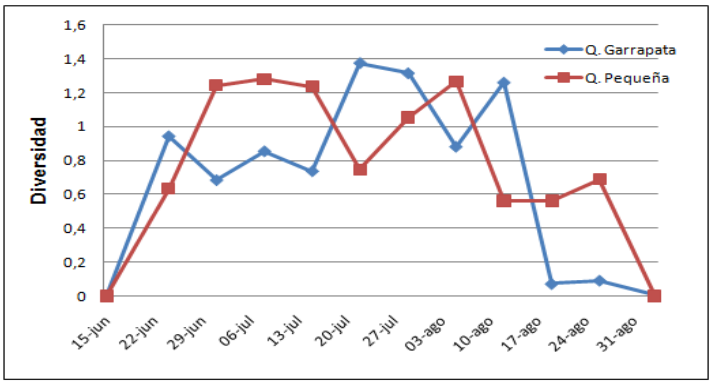


Figura 21. Comparacion de la diversidad de macroinvertebrados asociados a la especie *Miconia latifolia* en quebrada Garrapata y Pequeña.

El coeficiente de correlación de Spearman calculado para el conjunto de datos de las variables muestreadas, en las quebradas Garrapata y Pequeña, arrojó como resultado siete correlaciones significativas (n= 144, p valor ≤ 0,001) de las cuales cinco son positivas y dos negativas; la Abundancia se correlacionó

positivamente con el Caudal, la Conductividad, los Fosfatos, Nitratos y pH. Mientras que el oxigeno y la temperatura se correlacionaron negativamente con la abundancia (Tabla 8).

Tabla 8. Coeficiente de correlación de Spearman para variables físicas, químicas y abundancias, en quebrada Pequeña y Garrapata**.**

Variables	Coeficiente Spearman	P valor	Numero de datos
Abundancia - Caudal	0,29	0,0004	144
Abundancia - Conductividad	0,29	0,0004	144
Abundancia - Fosfatos	0,20	0,0159	144
Abundancia - Nitritos	0,18	0,0289	144
Abundancia - pH	0,21	0,0117	144
Abundancia - Oxígeno	-0,26	0,0016	144
Abundancia- Temperatura	-0,63	0,0000	144

Entre el conjunto de variables muestreadas en la quebrada Pequeña se encontró una correlación negativa significativa (n= 72, p valor ≤ 0,001, r= -0,25) entre las variables: temperatura y Abundancia.

En la quebrada Garrapata los resultados muestran cinco correlaciones significativas (n= 72, p valor ≤ 0,001) entre las variables, de las cuales el caudal, y la conductividad se correlacionan de formas positiva con la abundancia; el oxígeno y la temperatura se correlacionan negativamente y la tasa de descomposición lo hizo positivamente (Tabla 9).

Tabla 9. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y Abundancia en quebrada Garrapata.

Variables	Coeficiente Spearman	P valor	Numero de datos
Abundancia- Caudal	0,36	0,0019	72
Abundancia- Conductividad	0,36	0,0019	72
Abundancia- Oxígeno	-0,27	0,0184	72
Abundancia- Temperatura	-0,31	0,0087	72
TD- Abundancia	0,40	0,007	72

Dos correlaciones significativas (n= 36, p valor ≤ 0,001) y positivas, se encontraron entre los fosfatos, la tasa de descomposición y la abundancia de macroinvertebrados asociados a la especie *Miconia latifolia* (Tabla 10).

Tabla 10. Coeficiente de correlación de Spearman entre variables físicas, químicas y Abundancia en quebrada Garrapata

Variables	Coeficiente Spearman	P valor	Numero de datos
Fosfatos- Abundancia	0,31	0,0033	36
TD- Abundancia	0,40	0,017	36

5.3.3.2. Grupos funcionales de macroinvertebrados, asociados a las especies Pteridium aquilinum y Miconia latifolia.

Las especies *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia* comparten todos los grupos funcionales identificados, pero sus proporciones cambian. En la especie *Pteridium aquilinum* dominaron dos grupos funcionales: Predadores y Colectores con 27% cada uno, mientras que, asociados a la especia *Miconia latifolia*, los grupos funcionales con los valores más altos fueron: Filtradores y Colectores, cada uno con 28%. Los grupos con la abundancia relativa más baja, en ambas plantas fueron los Raspadores y Trozadores (Figura 22 (a) y (b)).

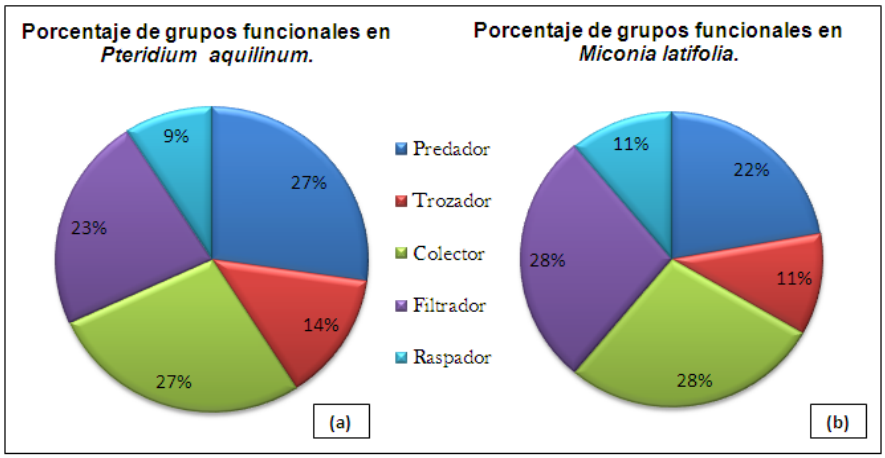


Figura 22. Comparación de porcentaje de grupos funcionales asociados a *Pteridium aquilinum* (a). *Y Miconia latifolia* (b).

Los grupos taxonómicos de macroinvertebrados, asociados a los sustratos artificiales y a las bolsas de descomposición, en la quebrada Pequeña y Garrapata, pertenecen a cinco grupo funcionales: Predador, Trozador, Colector, Filtrador y Raspador, según la literatura (MacCafferty, 1981; Dominguez *et al* 1992; Lievano & Ospina 2007).

La revisión de los contenidos estomacales reveló que la dieta de los ejemplares identificados fue diferente y su clasificación se puede observar en la (Tabla 11).

Debido a la baja abundancia de algunos organismos, el material revisado por ejemplares fue muy bajo.

Tabla 11. Grupos taxonómicos de macroinvertebrados, grupo funcional y dieta, de los organismos colectados en quebrada Garrapata y Pequeña.

GRUPOS TAXONOMICOS	GRUPO FUNCIONAL	DIETA*	Contenidos estomacales revisados en este trabajo
Coleóptera : *Berosus* y *Elodes*	Predador y Trozador	Tejidos de animales y Detritus de hojas y palos, plantas acuáticas	Detritus
Odonata: *Acanthagrion y Coriphaeshna*	Predadores	Tejidos de animales	Tejidos animales
Lepidoptera	Trozador	Detritus de hojas y palos, plantas acuáticas	Detritus
Arachnida	Predadores	Tejidos de animales	Detritus
Ephemeroptera: *Baetis*	Filtradores	Materia orgánica particulada fina (FMOP); suspendida y del sustrato	Detritus
Trichoptera: *Poliplectropus y Polycentropus*	Colectores y Filtradores	Materia orgánica particulada fina (FMOP); suspendida y del sustrato	Detritus
Diptera: Subfamilia (Chironominae)	Predador y Filtradores	Tejidos de animales, Materia orgánica particulada fina (FMOP) suspendida y en el sustrato	Detritus
Diptera : subfamilias (Tanypodinae)	Raspadores y colectores	Algas y biopeliculas adheridas a las piedras. Detritus de hojas y palos, plantas acuáticas	Detritus y un alga filamentosa
Diptera : género :*Tipula*	Colectores y Trozador	Detritus de hojas y palos, plantas acuáticas. Detritus de hojas y palos, plantas acuáticas	Detritus
Veneroida: *Psidium*	Filtradores	Materia orgánica particulada fina suspendida (FMOP)	Detritus
Tricladida: Dugesia	Predador	Tejidos de animales	Detritus
Orden: Haplotaxida Clase (Annelida)	Filtrador	Materia orgánica particulada fina, del sustrato	Detritus
Amphypoda: *Hyalella*	Colector y Raspador	Materia orgánica particulada fina, del sustrato y Algas y biopeliculas adheridas a las piedras	Detritus
Basommatophora: *Physa*	Filtrador	Materia orgánica particulada fina (FMOP)	Detritus
Gordioidea: Neochordodes	Filtrador	Materia orgánica particulada fina (FMOP)	Detritus

***** (MacCafferty, 1981; Dominguez *et al* 1992; Lievano & Ospina 2007).

El índice de diversidad de Shannon, para los grupos funcionales de macroinvertebrados, asociados a la especie *Pteridium aquilinum*, tuvo un comportamiento muy heterogéneo en las dos quebradas. En general la diversidad en la quebrada Pequeña registró valores más altos respecto a la quebrada Garrapata, pero durante los últimos muestreos no se registró ningún macroinvertebrado (Figura 23).

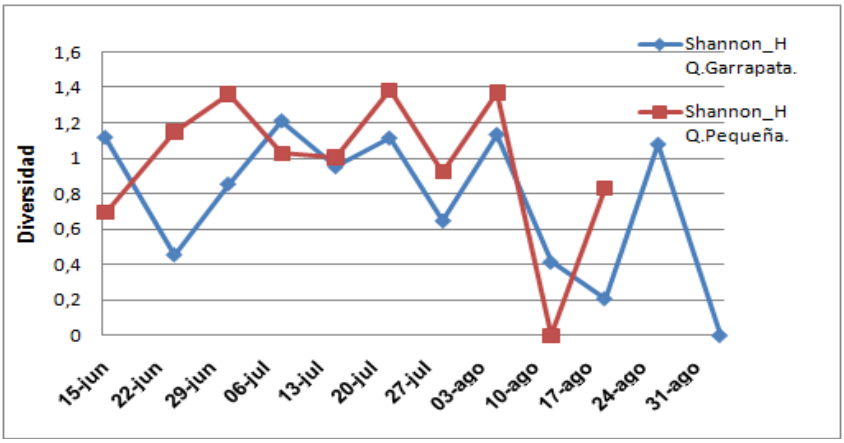


Figura 23. Comparación de la diversidad de grupos funcionales, asociados a la especie *Pteridium aquilinum* en quebrada Garrapata y Pequeña.

Con respecto a la diversidad de grupos funcionales asociados a la especie *Miconia latifolia* en las quebradas, Pequeña y Garrapata, se observó que esta última, registró valores más bajos desde el primero muestreo y tuvo fluctuaciones más fuertes. Durante los muestreos diez, once y doce, en la quebrada Garrapata se registraron diversidades con un valor muy bajo, mientras que en la quebrada Pequeña el valor más bajo fue de 0,69 durante el primer y último muestreo (Figura 24).

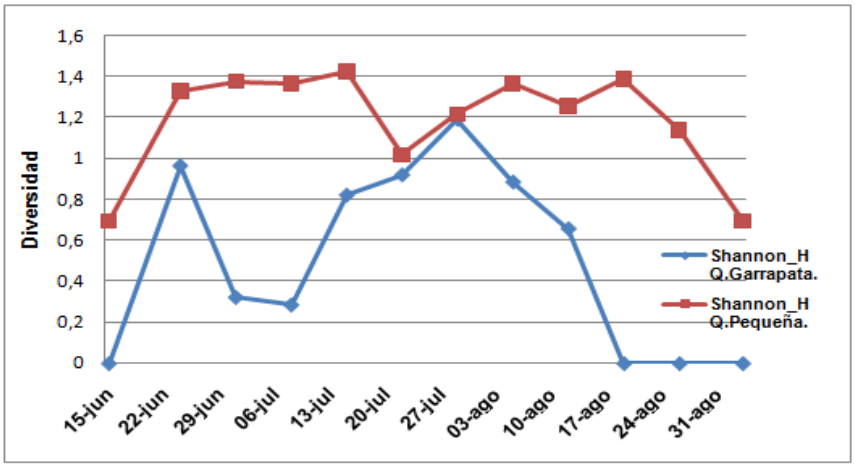


Figura 24. Comparacion de la diversidad de grupos funcionales, asociados a la especie *Miconia latifolia* en quebrada Garrapata y Pequeña.

5.3.4. Aporte de materia orgánica de Pteridium aquilinum y Miconia latifolia a las quebradas Pequeña y Garrapata.

Según las figuras 25 (a) y (c) en la quebrada Garrapata, la especie *Pteridium aquilinum* tuvo un aporte de biomasa más homogéneo, respecto a *Miconia latifolia,* cuyos valores promedio fueron de 1gr/m²/día.

La especie *Pteridium aquilinum* mantuvo un aporte de biomasa constante respecto al tiempo, en la quebrada Pequeña (Figura 25 (b) con valores promedio de 0,85 y 1,34 gr/m²/día, mientras que la especie *Miconia latifolia* (Figura 25 (d)) tuvo amplias variaciones a lo largo del muestreo, con valores menores respecto a *Pteridium aquilinum.*

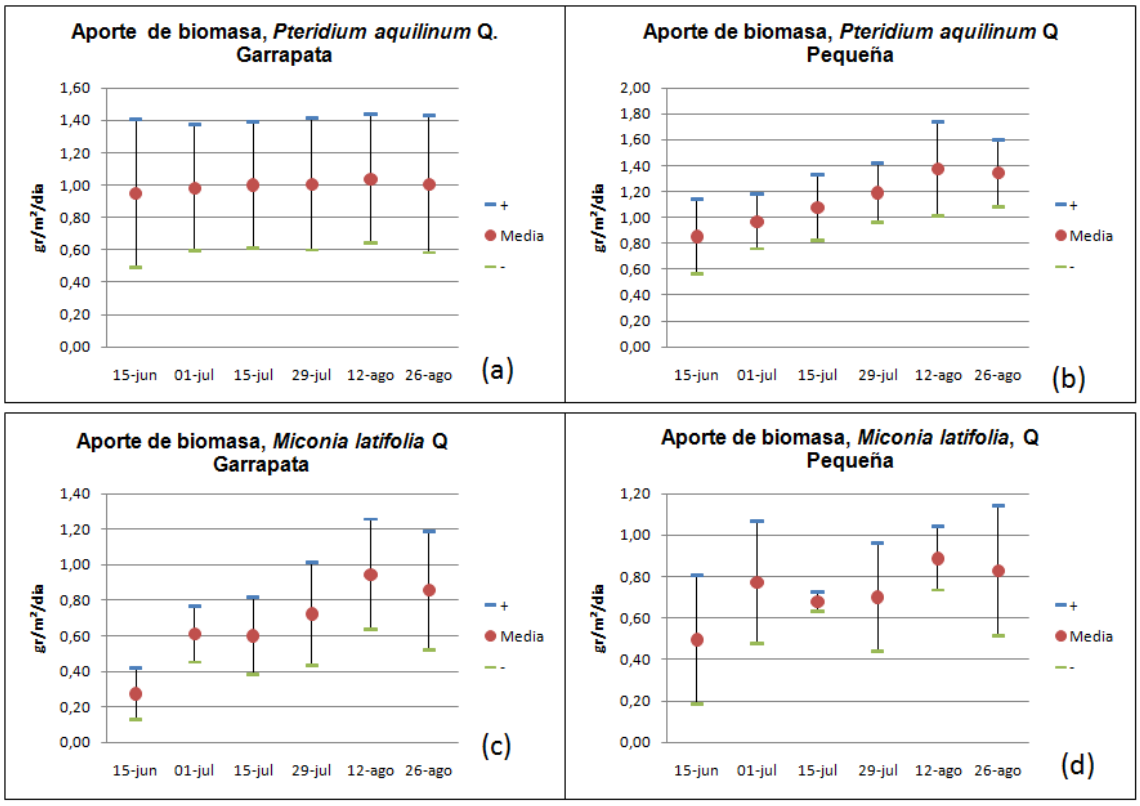


Figura 25. Aporte de biomasa, de *Pteridium aquilinum* en quebrada Garrapata (a) y Pequeña (b) y la especie *Miconia latifolia* en quebrada Garrapata (c). Pequeña (d).

Durante el muestreo del material acumulado en los colectores, se identificó la presencia de otras especies de plantas, cuyo aporte de materia orgánica respecto al tiempo, fue heterogéneo y no mostró ninguna tendencia en particular (Figura 26 (a) y (b).

El mayor aporte de materia orgánica registrado en las quebradas Garrapata y Pequeña es generado principalmente por las especies estudiadas (Figura (c) y (d)), siendo éste levemente mayor para la especie *Pteridium aquilinum*. Con respecto a otras especies se observan valores bajos en sus aportes, en las dos quebradas.

Los aportes de biomasa mensuales y anuales calculados para la especie *Pteridium aquilinum* (34,05 gr/m²/mes y 408 gr/m²/año) fueron levemente superiores en la quebrada Pequeña, respecto a Garrapata (30 gr/m²/mes y 361 gr/m²/año).

Con respecto a los aportes generados por la especie *Miconia latifolia* se calculó valores más altos en la quebrada Pequeña *(22* gr/m²/mes *y 265* gr/m²/año).

Para otras especies los mayores registros mensuales y anuales (1,89 gr/m²/mes y 22,65 *265* gr/m²/año) también se registraron en la quebrada Pequeña.

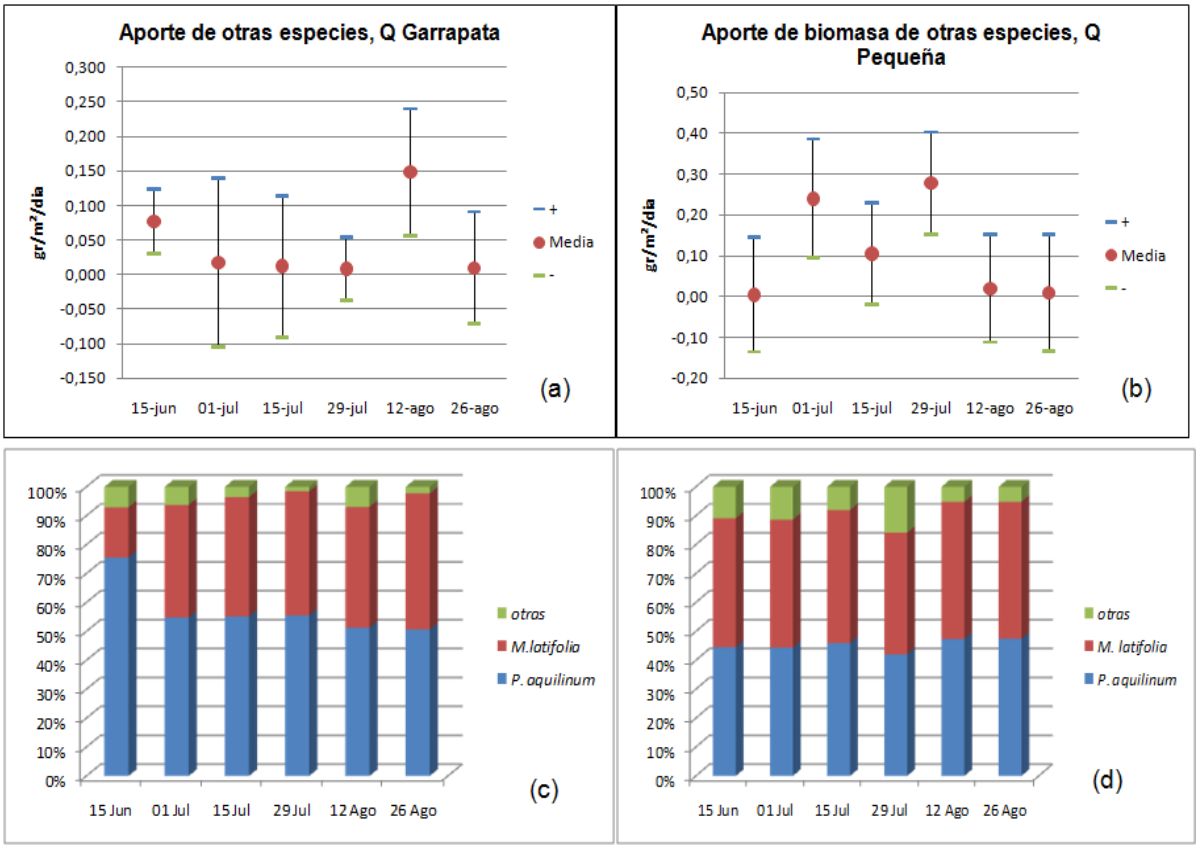


Figura 26. Aporte de biomasa en colectores en quebrada Garrapata (a), quebrada Pequeña (b) y comparación del aporte de biomasa entre especies, Quebrada Garrapata (c) y Quebrada Pequeña (d).

6. DISCUSIÓN

6.1. VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS

Entre las quebradas se observó fuertes variaciones en la concentración de oxígeno, con valores tres veces más bajos en la quebrara Garrapata, esto se debe a la entrada de grandes cantidades de materia orgánica oxidable que genera una reducción de los espacios intermoleculares dispuestos para su disolución y por ende un aumento en el consumo del oxígeno que se produce, pues al haber más materia orgánica en el medio, la demanda biológica de oxígeno se incrementa (Dodds 2001); como lo sugieren las investigaciones a la calidad del agua en el rio pamplonita Norte de Santander (Sánchez 2004) con valores entre 0,01 y 0,03 mg l^{-1} en áreas con influencia urbana; ríos de Cundinamarca, principalmente el río Bogotá y San Francisco con porcentajes de saturación de oxigeno inferiores a 34% (Moreno 2005) y datos compilados por Roldan (2003) para un amplio número de investigaciones en ríos de Colombia con altas concentraciones de materia orgánica y un rango de oxígeno disuelto de 0.04 a 0,08 mg l^{1} .

En general se suele considerar que los ríos de cabecera son ricos en nutrientes, sedimentos y arrastran un alto contenido de materia orgánica particulada y disuelta, la cual está relacionada con la geología de los Andes y genera en estos una tendencia ácida por naturaleza (Castro & Donato 2008); característica que se observó en la quebrada Pequeña y concuerdan con los registros (inferiores a 7) de la cuenca alta del rio Bogotá (Moreno 2005; Rivera & Díaz 2004) con valores de 4.2 y 6.9 en pequeños ríos andinos.

Los valores de pH, registrados en la quebrada Pequeña también pueden ser generados por la acumulación de materia orgánica en la cuenca, que resulta del manejo de pastizales con uso ganadero y pueden causar cambios en el pH del suelo y a su vez en el agua por procesos de lavado y escorrentía.

La cercanía de la Reserva Forestal Caminos de Santa Ana a la ciudad de Bogotá también es un factor a tener en cuenta, pues la quema de hidrocarburos asociada a la densidad poblacional, incrementa la generación de lluvia ácida y por ende la acidificación del agua de las quebradas, según el programa de caracterización de aguas lluvias del IDEAM 2001.

El pH ácido en el agua se asocia a la geología de la zona y a la baja mineralización que puede estar presentándose en el sistema; el registro de bajos valores del pH indica una baja capacidad de amortiguación del agua (Wetzel 1983).

El valor de pH en la quebrada Garrapata fue mayor, lo cual puede explicarse por la presencia de bases suficientes en el agua, provenientes de las descargas domésticas que llegan a la quebrada y generan concentraciones importantes de bicarbonato, confiriéndole a ésta la capacidad de mantener valores más altos de pH (Lampert *&* Sommer 1997). Dichos valores concuerdan con los registros de pH entre 7,6 y 8 tomados en ríos de cabecera, con influencia urbana (Sánchez 2004); al igual que en la cabecera del rio Elsa en España con un rango entre 7,6 y 8,4 (Zuazúa *et al.* 1986).

Con respecto a la conductividad eléctrica, se registraron amplias variaciones entre las quebradas, posiblemente esto se deba a las grandes descargas de materia orgánica que se generan en la quebrada Garrapata, e incrementan la concentración de Cl-, NO^3, $SO4^{-2}$ entre otros, produciendo de esta manera que el registro de conductividad fuera mayor (Margalef 1983; Roldan 2003).

Pese a que en las aguas superficiales tropicales de montaña por lo regular la conductividad es muy baja, ésta se encuentra fuertemente influenciada y refleja la naturaleza geoquímica del terreno que la contiene, condición que probablemente puede estar reflejada en los valores de conductividad que fueron registrados en la quebrada Pequeña, pues aunque son inferiores a los de la quebrada Garrapata, estos valores son altos al compararse con otros ríos de Colombia con valores promedio de $82\ \mu S\ cm^{-1}$ (Ramírez 2001); (Sánchez 2004). Pero concuerdan con registros (413 y 443 $\mu S\ cm^{-1}$) de Rincón *et al* (2005) en el caño Carichuano Venezuela.

La temperatura del agua en las quebradas Garrapata y Pequeña depende de las condiciones climáticas registradas para la zona y se mantiene más o menos constante en ambas. Esta condición concuerda con los datos registrados por Ramírez (2001) en el rio Tota y Rincón *et al* (2005) en ríos de Venezuela; sin embargo es importante destacar que los promedios de temperatura registrados son mayores por un grado, en la quebrada Pequeña. Lo cual puede relacionarse con la presencia de pozos y velocidades de corriente más bajas además de un volumen de agua inferior, generando así un rápido calentamiento gracias a los rayos solares y por ende una menor perdida de calor en el cuerpo de agua (Margalef 1983; Lampert & Sommer 1996)

Mientras que en la quebrada Garrapata la presencia de una cobertura vegetal más densa genera una menor penetración de los rayos solares que promueve temperaturas más bajas en el agua.

La concentración de nutrientes registrada para varios ríos andinos (Rivera-Rondo & Díaz-Quiroz 2004); (Moreno 2005) (Tabla 12), no concuerda con los reportes obtenidos en la presente investigación en las quebradas Pequeña y Garrapata con valores no detectables en algunos muestreos, lo cual fue

causado probablemente por el método de medición utilizado, pues el nivel de confiabilidad del kit se considera bajo.

Las bajas concentraciones de oxígeno en la quebrada Garrapata promueven el aumento en los procesos de desnitrificación y por ende el incremento en la concentración de nitritos en la quebrada Garrapata. Mientras que en otros estudios la concentración de este nutriente no fue detectable puesto que los valores de oxígeno reportados fueron superiores y el efecto antrópico fue menos perceptible.

Tabla 12. Concentración de nutrientes reportada en otros ríos andinos

Nitritos (mg l-1)	Nitratos NO3 (mg l-1)	Amonio NH_4 (mg l-1)	Fosfatos PO4 (mg l-1)	Fuente
---	0.05 – 4.0	0,04 - 5.7	0,11 – 0,98	(Moreno 2005)
---	0.05 - 4.0	0.04 - 5.7	0.11 - 0.98	(Rivera-Rondo & Díaz-Quiroz 2004)
0,015 - 0,15	0,1- 10	0,07- 0,25	0,03 - 0,25	Datos en esta investigación **Q. Garrapata**
0,001- 0,2	0,1- 10	0 - 0,07	0,03 - 0,5	**Q. Pequeña**

6.2. VARIABLES HIDROLÓGICAS

En los sistemas de montaña, la pendiente es la que regula la velocidad de la corriente y la energía del río (Donato & Galvis 2008), de manera que una mayor inclinación de la quebrada Garrapata generó un flujo de agua más rápido en relación con la quebrada Pequeña.

Se conoce que los ríos de montaña están influenciados por la precipitación (Margalef 1983 ; Payne1986) que incide sobre las variables físicas; teniendo en

cuenta que la quebrada Garrapata es más extensa y no nace dentro del área de la reserva, es probable que un patrón climático diferente, con cambios en la precipitación en su nacimiento y las permanentes descargas de aguas domesticas, estén generando cambios abruptos en el caudal de la misma, aumentando el volumen del agua y la cantidad de sedimento, modificando la dinámica natural del sistema (Margalef 1983; Rivera *et al* 2008).

La quebrada Pequeña pudo estar más influenciada por la variabilidad semanal de las condiciones climáticas de la zona, causada por un flujo menor en esta respecto a la quebrada Garrapata (Figura 7 b).

Los registros en la velocidad de la corriente no sugieren amplias diferencias entre quebradas, probablemente generados por una amplitud del cauce mayor en la quebrada Garrapata en la cual se observó una correlación entre las variables hidrológicas como: caudal, velocidad de la corriente, amplitud del cauce y los parámetros químicos como el pH, lo cual mostró, que en la medida en que dichas variables aumentaron, se generó una disminución en los parámetros químicos. Este comportamiento ha sido reportado en otros ríos tropicales en los cuales las modificaciones en las variables hidrológicas influencian los parámetros físicos y químicos por efecto de la dilución (Ramírez 2001; Rincón *et al* 2005; Moreno 2005). Esto sugiere que las descargas de aguas domésticas y otras basuras, que se generan en la quebrada Garrapata, pueden estar modificando la dinámica de las variables hidrológicas y estas a su vez las condiciones químicas del agua.

6.3. TASA DE DESCOMPOSICIÓN

Según el análisis estadístico de Friedman la tasa de descomposición de las hojas de las especies *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia* no presentaron diferencias significativas entre las quebradas, por lo tanto diferencias en la

concentración de nutrientes no fueron determinantes en este proceso y es probable que éste haya sido más influenciado por variables que no fueron medidas en esta investigación, como la actividad de hongos y bacterias estudiadas por otros autores en ríos tropicales (Abdel-Raheem 1997; Mathuriau & Chauvet 2002; Abelho *et al* 2005; Rincon & Santelloco 2008).

La presencia de bacterias y hongos ha sido reportada en varias investigaciones en el trópico, como una variable biológica explicativa en los procesos de descomposición de gran variedad de plantas asociadas a diferentes ambientes (Irons *et al*., 1994; Mathuriau & Chavet 2002; Wantzen *et al*., 2002; Abelho *et al* 2005).

La literatura ha sugerido que la adaptación y asociación por parte de estas comunidades biológicas a sistemas con variables ambientales diferentes, es más alta y se encuentra con mayor frecuencia en los trópicos, debido a las condiciones particulares de esta zona (Dudgeon 2008), algunos reportes indican diferencias significativas entre la biomasa de hongos en ecosistemas tropicales respecto a ecosistemas de zonas templadas (Abelho *et al* 2005).

Teniendo en cuenta lo anterior y con base en la correlación inversa entre la tasa de descomposición de *P. aquilinum* y el oxígeno disuelto, se puede concluir que incrementos de la actividad biológica generan disminución en la concentración de este y aumentos en la descomposición de dicha especie en la quebrada Garrapata.

Sin embargo los valores de la tasa de descomposición mostraron una leve tendencia a valores más altos en la quebrada Garrapata. Una mayor acción erosiva de esta quebrada, causada por un caudal mayor, pudieron influenciar la particularización más rápida de las hojas, resultados que concuerdan con los reportes para otras especies realizados por Cheng *et al* (1997) en quebradas

belgas y Rivera *et al* (2008), para troncos de tres especies diferentes, en el mes de agosto en el río Tota.

El vertimiento de aguas domésticas y otras basuras en la quebrada Garrapata, también puede generar un incremento de los sedimentos en el lecho del río, promoviendo la aparición de ondulaciones que favorecen la fragmentación física de las hojas (Dudgeon 2008).

Investigaciones realizadas en Colombia por Rueda *et al* (2006), en la región Caribe y amazónica, muestra fuertes incrementos en la tasa de descomposición asociados a periodos de variación en la corriente; resultados que concuerdan con lo encontrado en éste estudio, en la quebrada Garrapata para la especie *Miconia latifolia* donde la tasa de descomposición se relaciona directamente con el caudal.

En la presente investigación se encontró una relación inversa entre la tasa de descomposición de la especie *Pteridium aquilinum* y el caudal, en las dos quebradas, esto puede explicarse porque, con los incrementos en el caudal pudo haberse generado un lavado de las comunidades biológicas (macroinvertebrados y otros microorganismos) que participan activamente en el proceso, lo que determina una reducción en la tasa de descomposición, mientras que cuando el caudal es bajo la colonización de los organismos puede ser mayor incidiendo en la tasa de descomposición (Amaya 2000).

Sin embargo se esperaría que con un aumento de caudal incrementara la fragmentación (como sucedió con *M. latifolia*), es probable que en días previos al muestreo ocurrieran estos eventos sin ser registrados.

La tasa de descomposición entre las especies *Miconia latifolia y Pteridium aquilinum* presentó diferencias significativas, siendo menor en la especie

Pteridium aquilinum. La literatura sugiere que la fitoquímica de las plantas tiene una importante influencia en la dinámica de descomposición de las mismas, retardando la fragmentación de las hojas según la concentración de lignina, taninos, nitrógeno u otros compuestos. Los taninos en particular, se consideran componentes o mecanismos defensivos desarrollados por las plantas. Varias investigaciones han reportado, una mayor concentración de dichos compuesto en la especie *Pteridium aquilinum* (Franca 2002; Pérez-Alenza 2006; Martínez 2004). Por lo cual esta especie pudo tener una menor tasa de descomposición debido a una menor fragmentación y asociación a sus hojas de hongos y bacterias, generada por la presencia de taninos. No obstante la evaluación del contenido químico de las hojas requiere un estudio detallado (Dudgeon 2008).

La especie *Pteridium aquilinum* además de ser alelopática para otras plantas, también posee potencialmente compuestos insecticidas y ha sido reportada como una especie introducida (Alonso *et al* 1993; Calcagno *et al* 2004; Vargas (2002), condición que puede tener fuertes implicaciones para los ríos andinos, cuya vegetación riparia ha venido siendo alterada recientemente, a causa de los cambios en el uso de estas zonas (plantaciones, asentamientos humanos, deforestación etc), lo cual ha generado que plantas como ésta, cuyas características adaptativas le permiten un crecimiento y dispersión más acelerado y eficiente, colonicen rápidamente las áreas riparias y generen cambios en el material aloctono que entra a los ríos y en el procesamiento de la materia orgánica modificando a su vez la estructura trófica de las comunidades biológicas del río.

Lo anterior difiere de las conclusiones hechas por Bolaño y colaboradores en 2004, quienes observaron que el proceso de descomposición de las plantas evaluadas en su estudio no se vio afectado por su condición nativa o introducida. No obstante se requiere una evaluación más detallada de las

implicaciones que tiene dicha característica en la descomposición de la plantas.

Otros autores como Chara *et al* (2007) sugieren que la suavidad de las hojas es otra variable a tener en cuenta en la tasa de descomposición de las especies; en su investigación la especie cuya suavidad en la hoja era mayor, registró los valores más altos de descomposición respecto a otras tres especies evaluadas, con una dureza superior en las mismas. Esto concuerda con el comportamiento de las especies evaluadas en este estudio en el que se observó una hoja mucho más suave de *Miconia latifolia* respecto a *Pteridium aquilinum.*

Los valores de descomposición obtenidos para las especies *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia* fueron similares a los registros de Rivera *et al* 2008, en el río Tota para otras especies, en dicho estudio se restringió la colonización de macroinvertebrados a las bolsas de descomposición y los autores concluyeron que la descomposición ocurrida fue causada principalmente por las comunidades bacterianas.

Dicha hipótesis parece concordar con las observaciones realizadas en esta investigación; pues aunque la comunidad de macroinvertebrados tuvo un baja influencia en el procesos de descomposición su asociación a las bolsas de descomposición ha sido relacionada en diferentes investigaciones, con la presencia de otras comunidades biológicas como hongos y bacterias, las cuales reportan mayor incidencia en dicho proceso (Mathuriau & Chauvet 2002; Lesmes *et al.* 2008).

Según se muestra en la Tabla 13 gran parte de las investigaciones en los trópicos han sido realizadas en tierras bajas, en donde los valores registrados de ***-k*** para otras especies fueron similares, respecto a los datos de descomposición de las especies *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia*

evaluados en esta investigación, para un ecosistema de montaña, donde se esperaría valores inferiores. Es probable que dicha característica tenga relación con los niveles de predación entre estas zonas, los cuales generalmente son mayores en ríos de tierras bajas, donde las redes tróficas tienden a ser más complejas y existe un mayor número de organismo que se alimentan de macroinvertebrados asociados al material aloctono (Riaño *et al.* 1993).

Teniendo en cuenta lo anterior es probable que una menor presión hacia la comunidad de macroinvertebrados en las quebradas Pequeña y Garrapata, haya generado valores similares en la tasa de descomposición, respecto a otros estudios.

Tabla 13. Resumen de los resultados algunos estudios sobre las tasas de descomposición (-k por día) de hojas de árboles en arroyos tropicales y templados

Especie	Ecosistemas Tropicales -k	Fuente
Cecropia latiloba	0, 031	Rueda-Delgado *et al* (2006)
Cecropia latiloba	0,009	Rueda-Delgado *et al* (2006)
Tessaria integrifolia	0,029	Rueda-Delgado *et al* (2006)
Tessaria integrifolia	0,009	Rueda-Delgado *et al* (2006)
Symmeria paniculata	0,010	Rueda-Delgado *et al* (2006)
Symmeria paniculata	0,001	Rueda-Delgado *et al* (2006)
Croton gossypifolius	0,0651	Mathuriau and Chauvet (2002)
Clidemia sp.	0,0235	Mathuriau and Chauvet (2002)
Alnus acuminata *Salix humboltiana* *Eucalyptus sp*	0.007 -0.15 0.16 – 0.22 0.1 - 0.2	Rivera *et al* (2008)
Hura crepitans L	0.0672	Abelho *et al* (2005)
Hojarasca	1.594	Lesmes *et al* (2008)
Myrsine guianensis *Cupania latifolia* *Nectandra cf. Lineatifolia*	0,0058 – 0,0012 0,0032 – 0,0007 0,0015 – 0,0003	Chara *et al* (2007)
Pteridium aquilinum	0,0085 – 0,016 *Q.Pequeña* 0,011- 0,015 *Q.Garrapata*	*En este estudio*
Miconia latifolia	0,016 – 0,017 *Q.Pequeña* 0,013 – 0,016 *Q.Garrapata*	*En este estudio*

Las especies *Pteridium aquilinum y Miconia latifolia* tuvieron una tasa de descomposición más alta durante los primeros quince días del experimento, alcanzando en dicho periodo su mayor porcentaje de descomposición (entre un 10 a 25 %). El incremento de la actividad microbiana durante los primeros días de inmersión de las plantas ha sido reportado por Dudgeon (2008) sustentado en un amplio número de autores y Chara *et al.* (2007) en un río de cabecera en Colombia; quienes sugieren que dicha condición contribuye en el aumento de la descomposición de las especies.

Otra de las hipótesis que explica este patrón argumenta que el transporte o traslado de la hojarasca desde la zona riparia hasta los ríos promueve la fragmentación y liberación de compuestos solubles generando que las hojas pierdan durante las primeras veinticuatro a cuarenta y ocho horas de un 5 a 30 % de su peso seco, aunque en algunos casos este proceso puede extenderse por semanas (Cummins *et al.* 1989; Dudgeon 2008).

A nivel ecosistémico el registro de una tasa de descomposición más alta durante los primeros quince días implica una alta capacidad de procesamiento de la materia orgánica fina, y un rápido ciclaje de nutrientes en el mismo.

Disminuciones temporales de la tasa de descomposición en las dos especies observados en algunas réplicas durante ciertos muestreos (Figura 9 réplica T1G)) pudieron ser causadó probablemente por el crecimiento de biopelículas en la superficie de las hojas (así como el aumento de la biomasa microbiana); tal y como fue reportado para la hojarasca de la especie *Syzygium cordatum* (Myrtaceae) Mathooko *et al.* (2000b).

Finalmente otra de las explicaciones a dichas bajas en la tasa de descomposición, se relaciona con el flujo constante de partículas en suspensión que se adhieren a las bolsas y disminuyen el intercambio de agua y gases, lo

cual provoca condiciones anaerobias. La deposición de estas partículas en las hojas también pudo haber contribuido al aumento de peso en las mismas y por ende a bajas en la tasa de descomposición (Chara *et al.* 2007)

6.4. COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS

Los grupos taxonómicos encontrados en la quebrada Garrapata (Figura 17), han sido reportados por un amplio número de autores, como organismos propios de cuerpos de agua con algún tipo de alteración (Roldan 1988 y 2003; Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988; Sánchez 2004; Vásquez *et al.* 2006), mientras que los grupos observados en la quebrada Pequeña, en su mayoría se registran para aguas con condiciones ambientales menos estresantes y niveles altos de O^2 (Sánchez 2004; Vásquez *et al.* 2006).

La menor cantidad de grupos taxonómicos asociados a la quebrada Garrapata puede explicarse a partir de los niveles de tolerancia Allan (1995), que solo pocos grupos alcanzan ante condiciones de tensión ambiental, tales como aumentos en el contenido de materia orgánica en los cuerpos de agua (Begon *et al.* 1995; Roldan 2003); Esto puede asociarse a los datos registrados para el Carbono Orgánico Total (Anexo1), cuyo valor fue levemente superior en la quebrada Garrapata, el cual podría indicar que esta quebrada posee condiciones a las que un menor número de grupos logra adaptarse.

Dicha condición podría indicar, que la comunidad de macroinvertebrados de esta quebrada se estructura tróficamente a partir del material orgánico particulado fino, proveniente probablemente de las descargas de aguas residuales que le son drenadas.

La mayor cantidad de grupos taxonómicos asociados a la quebrada Pequeña evidencia que un mayor número de organismos se ha adaptado a las condiciones de esta quebrada, lo cual sugiere que este cuerpo de agua presenta mejores condiciones para esta comunidad biológica.

En general la abundancia de organismos en las dos quebradas fue baja respecto a otras investigaciones de arroyos tropicales (Sánchez 2004; Mathuriau & Chauvet 2002; Chara *et al.* 2007), lo cual apoya la conclusión de Chara *et al* (2007) quien afirma que un bajo número de macroinvertebrados puede ser una característica común de los flujos de cabecera en los Andes.

La dominancia de colectores y filtradores en la quebrada Garrapata puede estar influenciada por los cambios abruptos en el caudal que en ésta se presentan, autores como Rounick & Winterbourn (1983), han sugerido que dichas fluctuaciones generan bajas en la retención de la materia orgánica gruesa y por ende escases de macroinvertebrados trozadores, promoviendo que la fragmentación sea realizada en gran parte por procesos físicos. Lo cual no concuerda con lo reportado por Chara *et al* 2007, en cuyo estudio si se encontró una alta presencia de organismos trozadores.

Mientras que la dominancia de colectores en la quebrada Pequeña pudo estar relacionada con procesos como la escorrentía superficial que se presenta en suelos arcillosos poco permeables IGAC (2000); y genera un lavado de materiales a través de la cuenca pidieron estar depositándose en la quebrada Pequeña e incrementando la cantidad de materia orgánica particulada en la misma. Dicho aumento también puede relacionarse con la inclinación de la pendiente.

Con respecto a la composición de macroinvertebrados en la quebrada Pequeña es importante mencionar que el segundo grupo taxonómico con valores de

abundancia relativa más altos fue Amphipoda específicamente el género *Hyalella* el cual es considerado según Cummins *et al.* (2005) un triturador mientras que Wantzen & Wagner (2006) lo consideran un depredador y Lievano & Ospina un colector. Teniendo en cuenta esto es importante el estudio de la dieta de este organismo en particular, con el fin de definir si se alimenta de detritus de hojas, palos y plantas acuáticas y por ende cumplen la función de trozadores en la quebrada Pequeña y en otros ecosistemas. Aunque este análisis se realizó en esta investigación la baja abundancia de algunos individuos por grupo taxonómico, no permitió en algunos casos que se revisara más de un organismo.

Otros autores como Schwarz & Schwoerbel (1997) reportaron dinámicas similares en arroyos del Mediterráneo y sugieren que dicho comportamiento puede pronosticarse para los arroyos tropicales, especialmente para aquellos de alta montaña y con alta precipitación. Dicha observación puede explicar, las bajas abundancias relativas de trozadores en este estudio, aunque es importante profundizar en este aspecto, en futuras investigaciones.

Otros ríos tropicales de bajo orden, con sustrato rocoso y alta influencia de la vegetación riparia, han mostrado una estructura trófica similar (Bensted 1996; Rivera *et al.* 2008) lo cual es justificado por una mayor cantidad de materia orgánica en suspensión que presentan los ríos tropicales, a diferencia de las zonas templadas. De igual forma altas concentraciones de taninos tóxicos en las hojas, también son una característica a tener en cuenta (Stout 1989; Yule 1996; Martínez 2004; Dudgeon 2008).

La diversidad de grupos taxonómicos asociados a la *especie Pteridium aquilinum* en las dos quebradas tuvo fuertes variaciones respecto al tiempo, lo cual podría mostrar que esta especie no favorece procesos de colonización de la comunidad de macroinvertebrados.

Con respecto a la diversidad de grupos taxonómicos asociados a *Miconia latifolia* se observó que los valores de ésta tuvieron una tendencia a incrementar durante la mitad del muestreo y un descenso hacia el final del mismo, en ambas quebradas esto podría mostrar que dicha especie favoreció los procesos de colonización de especies a lo largo del tiempo. Sin embargo es importante estudiar esta dinámica con mayor profundidad, ya que puede ser un elemento que sustente la importancia de las especies nativas, en bosques de rivera.

6.5. APORTES DE BIOMASA DE *Pteridium aquilinum* y *Miconia latifolia*

El análisis de los aportes de biomasa entre las dos especies evaluadas y otras plantas, mostró que la especie *Pteridium aquilinum* es la planta asociada al área riparia de las quebradas, que mayor cantidad de material alóctono generó a dichos cuerpos de agua.

Con base en lo anterior y teniendo en cuenta las características anteriormente mencionada para esta especie respecto a la concentración de compuestos en sus hojas (Franca 2002; Pérez-Alenza 2006; Martínez 2004), los bajos valores en su tasa de descomposición, y la baja asociación de grupos taxonómicos, es preocupante que *Pteridium aquilinum* se encuentre dispersada en gran parte de la Reserva Forestal Caminos de Santa Ana. Pues está generando dinámicas diferentes en procesos como la descomposición y ciclaje de nutrientes del ecosistema, por lo cual genera condiciones menos eficientes en el mismo.

Aunque en este estudio no se evaluó la dominancia de esta especie, sí se pudo observar durante los muestreos su rápida colonización de la zona, y su presencia en distintos puntos, situación que debe atenderse y modificarse. Es importante mencionar que una mejor evaluación del aporte de biomasa por

parte las especies rivereñas debe tener como base el análisis del volumen del bosque descrito por Minshall & Rugenski (2007), para así dimensionar mejor el mismo.

Con respecto a la especie *Miconia latifolia*, se observó que sus aportes a lo largo del tiempo son ampliamente heterogéneos en las dos quebradas y aunque estos sean levemente inferiores a los de *Pteridium aquilinum*, las observaciones en campo permiten inferir que la especie se encuentra en menores proporciones, lo cual debe tenerse en cuenta en el manejo de esta zonas, pues fue *Miconia latifolia* la especie que presentó la mayor tasa de descomposición y asociación de grupos taxonómicos a sus hojas, lo cual sugiere que, estableció más relaciones e influenció más procesos ecológicos en los sistemas evaluados.

Estudios recientes demuestran que funciones especie-específicas, tales como la fragmentación de hojarasca, pueden ser alteradas significativamente por las especies de invertebrados presentes, las cuales establecen relaciones con ciertas plantas en particular, evidenciando que la pérdida de organismo esenciales puede estar asociada a la disminución del aporte de biomasa de ciertas plantas, generando efectos importantes sobre procesos clave en los ecosistemas (Covich 2006), lo cual sugiere que la disminución en los aportes de esta especie y el incremento en los mismos por parte de especies como *Pteridium aquilinum*, acarrea consecuencias en dinámicas de colonización de macroinvertebrados y ciclaje de nutrientes en las quebradas Garrapata y Pequeña.

7. CONCLUSIONES

- Las diferentes condiciones de nutrientes en las quebradas Pequeña y Garrapata no tuvieron un efecto significativo en la tasa de descomposición de las hojas de *Miconia latifolia y Pteridium aquilinum*, sin embargo se observó una leve tendencia a una mayor tasa en la quebrada Garrapata, posiblemente por sus valores más altos de caudal y una mayor actividad biológica.

- La tasa de descomposición de la especie *Miconia latifolia* fue significativamente mayor, respecto a *Pteridium aquilinum* en las dos quebradas evaluadas, probablemente generada por diferencias en la fitoquímica de las hojas de esta última, en la cual se reporta mayor concentración de compuestos como lignina y taninos, que pueden retardar la fragmentación del material vegetal.

- El bajo número de grupos taxonómicos asociados a la quebrada Garrapata, podría estar definido por valores más bajos de oxígeno y altas concentraciones de materia orgánica, que generan ambientes a los que un estrecho número de grupos es tolerante.

- Los grupos funcionales dominantes en las dos quebradas fueron los colectores y filtradores, lo cual indica que la comunidad de macroinvertebrados se estructura tróficamente a partir de la materia orgánica particulada en éstas.

- El mayor número de grupos taxonómicos asociados a las bolsas de descomposición respecto a los sustratos artificiales puede indicar que la comunidad de macroinvertebrados de las dos quebradas se relaciona más con el material vegetal y tiene una incidencia en el proceso de descomposición del mismo.

- *Pteridium aquilinum* es la especie que le provee a las quebradas Pequeña y Garrapata, el mayor aporte de material aloctono, respecto a *Miconia latifolia* y otras especies y puede estar afectando procesos clave en los sistemas, tales como ciclaje de nutrientes y asociación de macroinvertebrados.

8. RECOMENDACIONES

Es importante continuar la evaluación del proceso de descomposición en ecosistemas de montaña, pues las dinámicas asociadas a estos se ven modificados por las diferencias en las variables hidrológicas, biológicas, y físicas, respecto a las zonas bajas.

El efecto de otras comunidades biológicas como hongos y bacterias respecto a los macroinvertebrados debe evaluarse con mayor detalle en ecosistemas montañosos, con el fin de ampliar el conocimiento sobre las diferencias existentes respecto a zonas bajas, donde dichas relaciones se encuentran mejor descritas.

El estudio de la tasa de descomposición entre especies nativas e introducidas es fundamental para definir un criterio en el manejo de los ecosistemas, al establecer con bases científicas los efectos que cada una genera sobre las dinámicas particulares de los mismos.

Es fundamental realizar investigaciones más completas en el análisis de contenidos estomacales, con el objetivo de definir un criterio respecto a la dieta de algunos organismos y lograr establecer relaciones claras de estos en procesos como la descomposición.

Aunque la concentración de nutrientes en forma soluble, no registró contrastes evidentes entre quebradas, puede que la concentración de estos en formas totales si se encuentre alta, por lo cual es importante que futuras investigaciones tengan en cuenta su medición a lo largo de todo el tiempo de muestreo.

Teniendo en cuenta que en este trabajo no se midió la concentración de lignina ni ningún otro aspecto químico de las hojas, es básico que futuros estudios lo tengan presente, con el fin de obtener resultados más concretos en torno a la importancia de las características particulares de la hojarasca en la descomposición.

El uso y siembra de plantas nativas es una herramienta primordial para mejorar la estructura y función de las quebradas Pequeña y Garrapata en la Reserva Forestal Caminos de Santa Ana.

9. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

ABDEL, A. 1997. Colonization pattern of aquatic hyphomycetes on leaf packs in subtropical stream. *Mycopathologia* 138**:** 163–171

ABELHO, M., CRESAS, C. & GARCIA, M. 2005. Microbial Biomass, Respiration, and Decomposition of Hura crepitans L. (Euphorbiaceae) Leaves in a Tropical Stream. *Biotropica 37*(3): 397–402

ALBA, J. & SAMCHEZ, A. 1978. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el Hellawell (1978) *Limnética, 4*: 51-56

ALLAN, J., 1995. Stream Ecology. Chapman & Hall. London.

ALONSO,M.; AVILA,J.;OTERO,L.& WOLF,B.1993. Descripción de un nuevo Bioensayo para determinar actividad de compuestos de orígen vegetal sobre insectos de granos almacenados. V Congreso Latinoamericano y XIII Venezolano de Entomología, Isla de Margarita, Venezuela.

ALONSO, A. 2006. Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. Ecosistemas. 14 (2): 17-29.

ALCALDIA MAYOR DE BOGOTA. 2008. Plan de Desarrollo Económico, Social y de Obras Públicas para Bogotá D.C. 2004 - 2008, Bogotá sin Indiferencia.

ALCALDIA MAYOR DE BOGOTA. 2006. Política Distrital para los Cerros Orientales de Bogotá D.C, en:
http://mesacerros.files.wordpress.com/2007/10/documento_para_el_alcaldez.pdf

AMAYA, A. 2000. Efectos de las variables hidrológicas sobre la colonización y deriva de los macroinvertebrados en un rio tropical. Trabajo de grado Ecóloga. Facultad de estudios ambientales y rurales, Pontificia Universidad Javeriana.2-44

ANDREWS, J, &. BRIMBLECOMBE. P., 1996. An introduction to environmental chemistry. Blackwell Science,Norwich UK.

BABBAR. L, & EWEL. S., 1989. Descomposición del Follaje en Diversos Ecosistemas Tropicales. Biotropica. 21(1): 20-29.

BAYLEY P.B. 1995. Understanding large river floodplain ecosystems. BioScience 45(3): 153-158.

BENSTEAD. J, 1996. Macroinvertebrates and the Processing of Leaf Litter in a Tropical Stream Biotropica, 28(3): 367-375.

BENFIELD, F. Decomposition of leaf material. Capitulo 30. 711- 720p. En HAUER, F. & LAMBERTY, G. 2007. Elsevier. Methods in stream ecology.

BOLAÑO. F, & ZUÑIGA. B, & RUEDA. G, 2004. Breakdown of Exotic and Native leaf species in a Tropical Mountain Stream, Resumenes Neolimnos 2006.

BOTT T, 1996. Methods in Stream Primary Productivity and Community Respiration. Ecology. Chapter 25: 525-603.

CATALÁN, J.G. 1969. Química del agua. Editorial Blume. Madrid. págs. 243-247.

CALCAGNO, M.; AVILA, J.; RUDMAN, I; OTERO, L.; ALONSO-AMELOT, M. 2004 Food-dependent regurgitate effectiveness in the defence of grasshoppers Abracris flavolineta against ants: The case of *Pteridium caudatum* as food. Annual Meeting of British Ecological Society., Lancaster,Inglaterra.

CASTRO, M. & DONATO, J. 2008. Aspectos generales sobre la ecología de ríos. En Ecología de un rio de montaña de los andes colombianos (Río tota, Boyacá). Ed John Charles Donato Rondón. UNC Facultad de ciencias.15p.

CELESTE, M. & MARCHESE, M. 2007. Decomposition and invertebrate colonization of *Tessaria integrifolia* (Asteraceae) leaves in a secondary channel of the middle Paraná river. *Interciencia 32 (8)*535-540.

CHARA, J.; BAIRD, D.; TELFER, T. & GIRALDO, L. 2007. A Comparative Study of Leaf Breakdown of Three Native Species in a Slowly-Flowing. Internat. Rev. Hydrobiol. 92 (2) : 183-198.

CHENG, Z. & ANDRE, P. & CHIANG, C. 1997. Hyphomycetes and Macroinvertebrates colonizing leaf litter in two Belgian stream with contrasting water quality. Limnetica. 13 (2) : 57-63.

COVICH, A. 2006. Protección de la biodiversidad del bentos para asegurar procesamiento de materia orgánica y servicios del ecosistema: importancia de los invertebrados fragmentadores en redes de drenaje. Institute of Ecology, University of Georgia Ecotropicos 19(2): 109-127.

CUMMINS K W., WILZNACH, M., GATES, D., PERRY, J. & TALIAFERRO, W.(1989) Shredders and Riparian Vegetation, BioScience, 39: 24-30.

CUMMINS. K,W. 1974. Structure and Function of Stream Ecosystems. BioScience, 29(11): 631-641

CUMMINS, K., MERRITT, R. & ANADRADE, P. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Env. 40*: 69-89.

DI STEFANO. J. & FOURNIER L.A. 2005. Caída de Hojarasca y tasa de descomposición de las hojas de *Vochysia guatemalesis* en una plantación de 10 años, Tabarcia de mora, Costa Rica. 29 (1):9-16.

DOMINGUEZ, E.; HUBBARD, M. & PETERS, W. 1992. Clave para las ninfas y adultos de las familias y géneros de Ephemeroptera (Insecta) Sudamericanos. Biología Acuática 16 (5-40).

DONATO J. Ch. 2001. Fitoplancton de los lagos andinos del norte de Sudamérica (Colombia). Bogotá.

DODDS, W. 2002. Freshwater Ecology Concepts and environmental applications. Academic press London. 420p.

DODGEON, D. 2008. Tropical stream ecology. First Edition. Elsevier. London. 343 pp.

FENOGLIO, S & CUCCO, M. 2004. Small-scale Macroinvertebrate Distribution in a Riffle of a Neotropical Rainforest Stream (Rıo Bartola, Nicaragua). Caribbean Journal of Science 40 (2): 253-257.

GORE, 2007. Discharge mesurments and stream flow analysis. Capitulo 2. 51-78p. en En HAUER, F. & LAMBERTY, G. 2007. Elsevier. Methods in stream ecology.

FRANCA, T 2002. Enfermidades determinadas pelo princípio radiomimético de *Pteridium aquilinum* (Polypodiaceae**)**. Pesq. Vet. Bras. 22: 85.

GUISANDE C .,& BARREIRO A.,& MANEIRO I.,& RIVEIROI.,& VERGARA A. 2005. Tratamiento de datos. Universidad de Vigo. 262p.

HAGEN, E. WEBSTER, J. & BENFIELD, E. 2006. Are leaf breakdown rates a useful measure of stream integrity along an agricultural land use gradient? The North American Benthological Society. 25:330- 343.

HOLDRIDGE, L. R.; GRENKE, W.; HATHEWAY; W.H.; LIANNG, T.; TOSI, J.A. 1971. Forest Environments in Tropical Life Zones: A Pilot Study. Pergamon Press, Oxford.

HYNES,H. 1970. The ecology of running waters. University of Toronto Press, 555 p.

IGAC (2000). Estudio general de suelos y zonificacion de tierras del departamento de Cundinamarca. IGAC subdireccion de Agroecologia. Colombia.

IRONS, J., OSWOOD, M., STOUT, R., PRINGLE, C. 1994. Latitudinal patterns in leaf breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biol. 32*: 401-411.

KAUSHIK,N & HYNES H. 1971. The fate of dead leaves that fall into stream. Archiv fur Hydrobiology. 68: 107- 119.

KOBAYASHI, S. & KAGAYA, T. 2005. Hot spots of leaf breakdown with a headwater stream reach: comparing breakdown rates among litter patch types with different macroinvertebrate assemblages. Freshwater Biology. 50: 921-929.

LAMPERT, W & SOMMER, U. 1997. Limnoecology: The Ecology of Lakes and Stream. Oxford University. New York. 382p.

LESMES, V.; HAMADA, N. & SANCHES, A. 2008. Responses of aquatic invertebrate assemblages and leaf breakdown to macroconsumer exclusión in Amazonia ¨terra firme¨ streams. Fundamental and Applied Limnology. (171): 1-10.

LIEVANO A., & OSPINA R. 2007. Guía ilustrada de los macroinvertebrados acuáticos del río Bahamón. Primera edición. Universidad del Bosque e Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C, Colombia. 130 p.

LUSK, C. & DONOSO, C. & JIMENEZ, M. & MOYA, C. & OYARCE, G.& REINOSO, R. & SALDAÑA, A. & VILLEGAS, P. & MATUS, F. 2001.Descomposición de Hojarasca de *Pinus radiata* y tres especies arbóreas nativas. Revista Chilena de Historia Natural 74:705-710.

MARGALEF, R. 1983. Limnologia. Ed. Omega. Barcelona.

MARTINEZ, T.2004. Relación entre la Herbivoría Simulada y Contenido de Taninos De La Sarguilla (*Periploca laevigata:* Asclepidaceae*).* Departamento de Biología Aplicada CITE II-B. Universidad de Almería.

MATHURIAU, C. & CHAUVET, E. 2002.Breakdown of litter in a neotropical stream. Am. Benthol.Soc. 21 (3): 384- 396.

MATHOOKO, J.; MAGANA, A. &, NYANG'AU, I. 2000b. Decomposition of *Syzygium cordatum* in a Rift Valley stream ecosystem. *African Journal of Ecology* **38,** 365–368. En DODGEON, D. 2008. Tropical stream ecology. First Edition. Elsevier. London. 343 pp.

MERRITT, R & LAWSON, D. 1992. The role of leaf litter Macroinvertebrates in stream-floodplain dynamics. Hydrobiologia. 248:65-77.

MERRITT, R. & CUMMINS, K. 1996. An introduction to the aquatic insect of North America (3rd edition). Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, lowa.USA. 862p.

MINSHALL, W. & RUGENSKI, A. 2007. Processes and interaction. Capitulo 31. 721- 743. En HAUER, F. & LAMBERTY, G. 2007. Elsevier. Methods in stream ecology.

MOLINERO,J & POZO, J. 2003. Balances de Balances de hojarasca en dos arroyos forestados: impacto de las plantaciones de eucalipto en el funcionamiento ecológico de un sistema lótico. Limnetica. 22 (3-4):63-70.

MCINTYRE, S., & HOBBS, R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. Conservation Biology 13 (6): 1282-1292.

MCKEE, A. 1996. Riparian Management Reference (national forestes un minesota). Minesota 99p.

MCCAFFERTY WP. 1981. Aquatic entomology: the fisherman's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives. Boston, MA: Science Books International, Inc.

MURPHY, J. & GILLER, P. 2000. Seasonal dynamics of macroinvertebrate assemblages in the bentos and associated with detritus pack in two low-order stream with different riparian vegetation.Freshwater Biology 43: 617-631.

MORENO, D. 2005. Composición y Abundancia de la comunidad de perifiton y su relación con la química de pequeños ríos de Cundinamarca. Tesis de pregrado en Ecología. Pontificia Universidad Javeriana. 87p.

MUÑOZ,D. & OSPINA, R. 1999. Guía para la identificación genérica de los Ephemeroptera de la sabana de Bogotá. Colombia. Ninfas y algunos géneros de adultos. Actual. Biol., 21: 47-60.

PARDO, A. & RUIZ, M. 2001. SPSS 10.01 Guía para el análisis de datos. Universidad autónoma de Madrid. En http://www2.uca.es/serv/ai/formacion/spss/Imprimir/19nparam.pdf.

PAYNE, A. 1986. The ecology of tropical lakes and rivers. Jhon Whiley and Sons. New York. 301pp En Ecología de un rio de montaña de los andes colombianos (Río tota, Boyacá). Ed John Charles Donato Rondón. UNC Facultad de ciencias.147p.

PEREZ-ALENZA MD. 2006. Clinico-pathological findings in cattle exposed to chronic bracken fern toxicity. NZ Vet.J. 54:185,

QUINN, J. & SMITH,B. & BURREL, G. & PARKYN, S. 2000. Leaf litter characteristics affect colonisation by stream invertebrates and growth of Olinga feredayi (Trichoptera: Conoesucidae). New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 34: 273- 287.

RAMIREZ A.2001. Algas del perifiton, productividad y materia orgánica de un rio de alta montaña tropical. Trabajo de Grado Biología. Pontificia Universidad Javeriana. 138p.

RAMIREZ, A. 2004. Metodología De La Investigación Científica En El Contexto De La Ecología y La Educación Ambiental. Tesis de maestría en Educación. Pontificia Universidad Javeriana. 218p.

RINCON, J, MARTINEZ, I, LEON, E. 2005. Procesamiento de la hojarasca de *Anacardium excelsum* en una corriente intermitente tropical del noroeste de Venezuela. 30(4):228-234.

RINCON, J. & SANTELLOCO, R. 2008. Aquatic fungi associated with decomposing *Ficus* sp. leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society* 28 (2): 416–425

RIVERA, C. & DIAZ, C. 2004. Grandes taxones de fitobentos y su relación con la hidrología, física y química de pequeños ríos Andinos. *Revista de la Facultad de Ciencias. Pontifica Universidad Javeriana. Universitas Scientiarum Vol 9: 75-86*

RIVERA, C, PEDRAZA, E & ZAPATA, A. 2008. Aproximación preliminar a la dinámica del flujo de la materia orgánica en el rio tota. En Ecología de un rio de montaña de los andes colombianos (Río tota, Boyacá). Ed John Charles Donato Rondón. UNC Facultad de ciencias.147p.

ROLDÁN, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo FEN Colombia. Colciencias- Universidad de Antioquia. Ed. Presencia Ltda. Bogotá.

ROLDÁN, G. A. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. XXIII (88):375-387.

ROLDAN A. 2003. Bioindicacion de la Calidad del Agua en Colombia, Uso del método BMWP/Col. Universidad de Antioquia. Colombia. 170p.

ROBINS, J & CAIN J. 2002. The past and present condition of the Marsh Creek watershed. Berkeley, CA: Natural Heritage Institute. 71p.

RUEDA,G, WANTZEL, M & BELTRAN, T. 2006. Leaf – litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrology changes. Journal of North American Benthological Society. 25 (1):231-241.

RIAÑO,P. ; BASAGUREN, A. & POZO,J. 1993. Variaciones Espaciales en las Comunidades de Macroinvertebrados del Río Aguera (País vascontabria) en dos Épocas con Diferentes Condiciones de Régimen Hidrológico. Lab Ecología, F ciencias, Universidad del País Vasco. Limnetica, 9:19-28.

ROUNICK, J. & WINTERBOURN, M. (1983). Leaf processing in two contrasting beech forest streams: effects of physical and biotic factors on litter breakdown. *Archiv für Hydrobiologie* **96,** 448–474. En DODGEON, D. 2008. Tropical stream ecology. First Edition. Elsevier. London. 343 pp.

SANCHEZ, M. 2004. El índice Biológico BMWP (Biological Monitoring Working Party Score) Modificado y adaptado al cauce principal del rio pamplonita Norte de Santander. Bisua 3(1): 54-67.

SCHADE, J.; FISHER, S. & GRIMM, N. 1997. The impact of riparian shrubs on subsurface nitrogen patterns in a Sonoran Desert stream. Bulletin of the Ecological Society of America 78.

SCHWARZ, A. & SCHWOERBEL, J. (1997). The aquatic processing of sclerophyllous and malacophyllous leaves on a Mediterranean island (Corsica): spatial and temporal pattern. *Annales de Limnologie* **33,** 107–119. En DODGEON, D. 2008. Tropical stream ecology. First Edition. Elsevier. London. 343 pp.

SPLLINS, P. & GLASSMAN, C. & Dahm, C. 1985.Composition and Possible Origin of Detrital Material in Streams Ecology, 66(1): 297-299.

STOUT, R. 1986. Effects the condensed tannins on leaf processing in mid-latitudinal tropical stream: a theoretical approach. Can. J. Fish. Aquat. Sci 37:130-137.

TORRES, I. A. 2005. Efecto del Ancho los ecosistemas riparios en la conservación de la calidad del agua y la biodiversidad en la microcuenca del rio Sesesmiles, Copan, Honduras. Tesis de grado, Magister Scientiae. Centro Agronómico Tropical de Investigacion y Enseñanza. (CATIE). 104p.

VARGAS, J. 2002. Guía Ilustrada de las Plantas de las Montañas del Quindío y los Andes Centrales. Universidad de Caldas. Manizales –Colombia

VANNOTE, R. & MINSHALL G. & CUMMINS K. & SEDELL J. &. CISHING C. 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.

VAZQUEZ, G., CASTRO, G., GONZALEZ, I., PEREZ, R. & CASTRO, T. 2006. Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *ContactoS* 60: 41-48

VELASCO, J., MILLAN, A., & RAMIREZ, L. 1993. Colonización y sucesión de nuevos medios acuáticos, variación temporal de la composición y estructura de las comunidades de insectos. Limnetica. 9: 87-98.

WANTZEN, K., WAGNER, R., SUETFELD, R. & JUNK, W. 2002. How do plant-herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? *Verh. Int. Verein. Limnol. 28*: 1-7

WANTZEN, K. & WAGNER, R. 2006. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. *J. N. Am. Benthol. Soc. 25*: 216-232.

WETZEL, R.G. 1983. Limnology. Second Edition. Saunders College Publishing. 860 pp.

WHILES, M & WALLACE, B. 1997. Leaf litter decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. Hidrobiologia. 353: 107- 119.

YULE,C. 1996. Trophic relationships and food webs of the benthic invertebrate fauna of two aseasonal tropical streams on Bougainville island, Papua New Guine. Journal of Tropical Ecology 12(4): 517-534.

ZUAZÚA, T., NAVASCUES, I. & ALONSO, G. 1986. Aplicaciones de técnicas multivariantes a datos fisicoquímicos del agua en un ciclo estacional. Cabecera del río Esla. Leon. Limnetica *2:* 95-101

Oxbow River & Stream Restoration. 2008. Riparian: River Continuum Concept. Publicado en línea. Disponible desde internet en: http://www.oxbowriver.com/Web_Pages/Stream_Ecology_Pages/Ecology_Riparian/Ecology_RCC.html. Con acceso el 10/07/2009.

IDEAM 2001. El Programa Nacional de Caracterización del Agua Lluvia. Publicado en línea. Disponible desde internet en: http://www.ideam.gov.co/sectores/Lluvia/LLuviaAcidaElPrograma.html#_BOGOTÁ_1. Con acceso el 11/05/2009.

ANEXOS

Anexo 1. Informe de resultados de laboratorio (Analquim LTDA.)

Quebrada Garrapata

ENSAYO	*METODO*	*REFERENCIA*	*RESULTADO* *Primer muestreo*	*RESULTADO* *Segundo muestreo*
AMONIO	Colorímetro (Nesslerización)	SM 4500 - NH_3 C	0,07 mg/L N	0,07 mg/L N
CARBONO ORGANICO TOTAL	Volumétrico		1,8 mg/ L	1,8 mg/ L
NITRATOS	Colorimétrico	SM 4500 - NO_3 E	‹ 0,10 mg/L N	‹ 0,10 mg/L N
NITRITOS	Colorimétrico (NEDA)	SM 4500 – NO_2 B	0,015 mg/ L N	0,015 mg/ L N
NITROGENO TOTAL KJELDAHL	Titulométrico H_2SO_4	SM 4500 – N_{org} B	‹ 0,56 mg/L N	‹ 0,56 mg/L N
FOSFORO TOTAL	Colorimétrico (Cloruro Estañoso)	SM 4500 – P D	‹ 0,01 mg/L P	‹ 0,01 mg/L P
FOSFATOS	Colorimétrico (Cloruro Estañoso)	SM 4500 – P D	‹ 0,03 mg/L PO_4	‹ 0,03 mg/L PO_4

Quebrada Pequeña

ENSAYO	*METODO*	*REFERENCIA*	*RESULTADO* *Primer muestreo*	*RESULTADO* *Segundo muestreo*
AMONIO	Colorímetro (Nesslerización)	SM 4500 - NH_3 C	0,07 mg/L N	0,07 mg/L N
CARBONO ORGANICO TOTAL	Volumétrico		1,5 mg/ L	1,5 mg/ L
NITRATOS	Colorimétrico	SM 4500 - NO_3 E	‹ 0,10 mg/L N	‹ 0,10 mg/L N
NITRITOS	Colorimétrico (NEDA)	SM 4500 – NO_2 B	0,001 mg/ L N	0,001 mg/ L N
NITROGENO TOTAL KJELDAHL	Titulométrico H_2 SO_4	SM 4500 – N_{org} B	‹ 0,56 mg/L N	‹ 0,56 mg/L N
FOSFORO TOTAL	Colorimétrico (Cloruro Estañoso)	SM 4500 – P D	‹ 0,01 mg/L P	‹ 0,01 mg/L P
FOSFATOS	Colorimétrico (Cloruro Estañoso)	SM 4500 – P D	‹ 0,03 mg/L PO_4	‹ 0,03 mg/L PO_4

Anexo2. Tabla de Abundancias de macroinvertebrados por replica, para la especie *Pteridium aquilinum* en quebrada Garrapata.

Phylum	Arthropoda	Annelida	Mollusca	Arthropoda	Arthropoda	Arthropoda	Nematomorpha	Platyhelminthes	Mollusca
Clase	Insecta	Oligochaeta	Gastropoda	Crustacea	Insecta	Insecta	Gordiacea	Turbellaria	Bivalvia
Orden	Diptera	Haplotaxida	Basommatophora	Amphypoda	Diptera:	Diptera:	Gordioidea	Seriata	Veneroida
Familia	Tipulidae		Physidae	Hyalellidae	Chironomidae :	Chironomidae :	Chordodidae	Planariidae	Sphariidae
Subfamilia	Tipulinae		Physinae	Hyalellinae	Chironominae	Tanypodinae	Paragordinae		Sphaeriinae
Genero	*Tipula*	(Annelida)	*Physa*	*Hyalella*	(Chironominae)	(Tanypodinae)	*Neochordodes*	*Dugesia*	*Pisidium*
Grupo Funcional	*Colector y trozador*	Colector	*Filtrador*	*Colector y raspador*	Filtradores, raspadores y	Predador	*Filtradores*	*Predador*	*Filtradores*
M1 Replica 1 (AH)	1	2	0	0	0	0	0	0	0
M1 Replica 2 (EH)	0	0	2	0	0	0	0	0	0
M1 Replica 3 (CH)	1	1	7	1	0	0	0	0	0
M2 Replica 1 (FH)	0	1	0	0	0	0	0	0	0
M2 Replica 2 (DH)	0	0	5	0	0	0	0	0	0
M2 Replica 3 (EH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M3 Replica 1 (AH)	0	2	3	0	0	1	0	0	0
M3 Replica 2 (BH)	0	4	10	0	1	0	0	0	0
M3 Replica 3 CH)	0	0	0	0	0	0	5	0	0
M4 Replica 1 (EH)	0	0	2	0	0	0	0	2	0
M4 Replica 2 (FH)	0	1	3	0	0	0	0	1	0
M4 Replica 3 (GH)	0	7	0	2	0	0	0	0	1
M5 Replica 1 (FH)	0	0	5	0	0	0	0	8	0
M5 Replica 2 (GH)	1	1	5	0	0	0	0	4	0
M5 Replica 3 (HH)	0	0	0	0	0	0	0	5	0
M6 Replica 1 (AH)	1	2	10	0	0	0	0	2	0
M6 Replica 2 (BH)	0	2	2	0	0	0	0	1	1
M6 Replica 3 (CH)	2	9	4	0	0	0	0	0	0
M7 Replica 1 (AH)	1	3	0	0	0	0	0	0	4
M7 Replica 2 (BH)	0	17	0	0	0	0	0	0	0
M7 Replica 3 (CH)	0	10	1	0	0	0	0	1	0
M8 Replica 1 (AH)	0	1	4	0	0	0	0	1	0
M8 Replica 2 (BH)	0	3	1	0	1	0	0	0	2
M8 Replica 3 (CH)	2	6	0	0	0	0	0	0	0
M9 Replica 1 (GH)	1	13	6	0	0	0	0	5	1
M9 Replica 2 (HH)	0	10	4	0	0	0	93	0	0
M9 Replica 3 (IH)	0	0	0	0	0	0	139	3	0
M10 Replica 1 (BH)	0	1	21	0	0	0	508	0	1
M10 Replica 2 (FH)	0	0	0	0	0	4	0	1	0
M10 Replica 3 (CH)	1	2	0	0	0	0	0	4	7
M11 Replica 1 (FH)	0	2	0	0	0	0	0	1	1
M11 Replica 2 (GH)	0	0	2	0	0	0	0	1	0
M11 Replica 3 (HH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M12 Replica 1 (AH)	0	0	2	0	0	0	35	0	0
M12 Replica 2 (FH)	0	1	0	0	0	0	456	0	0
M12 Replica 3 (GH)	0	0	0	0	0	0	53	0	0
Abundancia	11	101	99	3	2	5	1289	40	18

Anexo 3. Tabla de Abundancias de macroinvertebrados por replica, para la especie *Miconia latifolia* en quebrada Garrapata.

Phylum	Arthropoda	Annelida	Mollusca	Arthropoda	Arthropoda	Nematomorpha	Platyhelminthes	Mollusca
Clase	Insecta	Polichaeta	Gastropoda	Insecta	Insecta	Gordiacea	Turbellaria	Bivalvia
Orden	Diptera		Basommatophora	Diptera:	Diptera:	Gordioidea	Tricladida	Veneroida
Familia	Tipulidae		Physidae	Chironomidae :	Chironomidae :	Chordodidae	Planariidae	Sphariidae
Subfamilia	Tipulinae		Physinae	Chironominae	Tanypodinae	Paragordinae		Sphaeriinae
Genero	*Tipula*	(Annelida)	*Physa*	(Chironominae)	(Tanyponinae)	*Neochordodes*	*Dugesia*	*Pisidium*
Grupo funcional	*Colector y trozador*	Colector	*Filtrador*	Filtradores, raspadores y	Predador	*Filtradores*	*Predador*	*Filtradores*
M1 Replica 1	0	0	4	0	0	0	0	0
M1 Replica 2	0	0	3	0	0	0	0	0
M1 Replica 3	0	0	0	0	0	0	0	0
M2 Replica 1	0	1	0	1	1	0	0	0
M2 Replica 2	0	1	9	0	0	0	0	0
M2 Replica 1	0	0	0	0	0	0	0	0
M3 Replica 1	0	0	13	1	0	0	0	0
M3 Replica 2	0	0	8	0	0	0	0	0
M3 Replica 1	0	1	0	0	0	3	0	0
M4 Replica 1	0	0	5	0	0	0	0	0
M4 Replica 2	0	0	2	1	0	0	0	0
M4 Replica 3	0	0	0	0	0	3	0	0
M5 Replica 1	0	0	11	0	0	0	0	0
M5 Replica 2	0	1	10	0	0	0	1	0
M5 Replica 3	1	0	0	0	0	0	3	0
M6 Replica 1	0	1	8	0	0	0	1	0
M6 Replica 2	0	0	1	0	0	2	2	2
M6 Replica 3	0	6	2	0	0	0	0	0
M7 Replica 1	1	3	11	0	0	0	2	0
M7 Replica 2	0	3	1	0	0	0	0	1
M7 Replica 3	4	0	1	0	0	0	0	0
M8 Replica 1	0	1	6	0	0	0	0	0
M8 Replica 2	0	0	1	0	0	0	4	0
M8 Replica 3	0	0	0	0	0	0	0	0
M9 Replica 1	0	0	2	0	0	0	0	1
M9 Replica 2	0	0	0	3	0	0	1	0
M9 Replica 3	0	0	1	0	0	0	0	0
M10 Replica	0	0	3	0	0	195	1	0
M10 Replica	0	0	0	0	0	29	0	0
M10 Replica	0	0	0	0	0	135	0	0
M11 Replica	0	0	1	0	0	220	0	1
M11 Replica	0	1	8	0	0	6	4	1
M11 Replica	0	0	1	0	0	987	0	0
M12 Replica	0	0	0	0	0	576	0	0
M12 Replica	0	0	0	0	0	0	1	0
M12 Replica	0	0	0	0	0	0	0	0
Abundancia	6	19	112	6	1	2156	20	6

Anexo 4. Tabla de Abundancias de macroinvertebrados por replica, para la especie *Pteridium aquilinum* en quebrada Pequeña.

Phylum	Arthropoda	Arthropoda	Arthropoda	Nematomorpha	Arthropoda	Arthropoda	Arthropoda	Arthropoda	Platyhelminth
Clase	Crustacea	Insecta	Insecta	Gordiacea	Insecta	Insecta	Insecta	Insecta	Turbellaria
Orden	Amphypoda	Diptera:	Diptera:	Gordioidea	Coleoptera	Coleoptera	Odonata	Odonata	Tricladida
Familia	Hyalellidae	Chironomidae :	Chironomidae :	Chordodidae	Hydrophillidae		Coenagrionidae	Aeshnidae	Planariidae
Subfamilia	Hyalellinae	Chironominae	Tanypodinae	Paragordinae	Hydrophilinae		Ischnurinae		
Genero	*Hyalella*	(Chironominae)	(Tanypodinae)	*Neochordodes*	*Berosus*	(Coleoptera)	*Acanthagrion*	*Coryphaeshna*	*Dugesia*
Grupo funcional	*Colector y raspador*	Filtradores, raspadores y	Predador	*Filtradores*	*Predador*	*Predador*	*Predador*	*Predador*	*Predador*
M1 Replica 1 (AH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M1 Replica 2 (EH)	2	0	0	0	0	0	0	0	0
M1 Replica 3 (CH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M2 Replica 1 (FH)	0	2	0	0	0	0	0	0	0
M2 Replica 2 (DH)	10	0	0	0	0	0	0	0	0
M2 Replica 1 (EH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M3 Replica 1 (AH)	3	4	0	0	0	0	0	0	0
M3 Replica 2 (BH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M3 Replica 1 (CH)	0	0	0	0	0	0	1	0	0
M4 Replica 1 (EH)	25	0	0	0	0	0	0	1	0
M4 Replica 2 (FH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M4 Replica 3 (GH)	4	0	0	0	0	0	0	0	0
M5 Replica 1 (DH)	8	0	1	0	0	0	0	0	1
M5 Replica 2 (EH)	5	0	0	1	0	0	0	0	0
M5 Replica 3 (FH)	1	0	0	0	0	0	0	0	0
M6 Replica 1 (AH)	23	0	0	0	0	0	0	0	0
M6 Replica 2 (BH)	6	1	0	0	0	0	0	0	0
M6 Replica 3 (CH)	0	15	0	0	1	0	0	0	0
M7 Replica 1 (AH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M7 Replica 2 (BH)	8	1	0	0	0	0	0	0	0
M7 Replica 3 (CH)	19	0	0	0	0	0	0	0	0
M8 Replica 1 (DH)	3	1	0	0	0	0	0	0	0
M8 Replica 2 (EH)	1	1	0	0	0	0	0	0	0
M8 Replica 3 (FH)	4	4	0	0	0	0	0	0	0
M9 Replica 1 (GT)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M9 Replica 2 (HT)	0	0	0	0	0	1	0	0	0
M9 Replica 3 (IT)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M10 Replica 1 (DH)	0	4	0	0	0	0	0	0	0
M10 Replica 2 (FH)	0	6	0	0	0	0	0	0	0
M10 Replica 3 (HH)	0	1	0	0	0	0	0	0	0
M11 Replica 1 (BH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M11 Replica 2 (FH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M11 Replica 3 (HH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M12 Replica 1 (FH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M12 Replica 2 (GH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M12 Replica 3 (HH)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abundancia	122	40	1	1	1	1	1	1	1

Anexo 5.Tabla de Abundancias de macroinvertebrados por replica, para la especie *Miconia latifolia* en quebrada Pequeña.

Phylum	Mollusca	Arthropoda	Arthropoda	Arthropoda	Arthropoda	Arthropoda	Arthropoda	Arthropoda	Arthropoda
Clase	Gastropoda	Crustacea	Insecta	Insecta	Insecta	Insecta	Insecta	Insecta	Insecta
Orden	Basommatophora	Amphypoda	Diptera:	Diptera:	Coleoptera	Coleoptera	Odonata	Trichoptera	Diptera (pupa)
Familia	Physidae	Hyalellidae	Chironomidae :	Chironomidae :	Hydrophillidae	Scirtidae	Aeshnidae	Polycentropodidae	
Subfamilia	Physinae	Hyalellinae	Chironominae	Tanypodinae	Hydrophilinae	Scirtinae		Polycentroponinae	
Genero	*Physa*	*Hyalella*	(Chironominae)	(Tanypodinae)	*Berosus*	*Elodes*	*Coryphaeshna*	*Polycentropus*	(Diptero en pupa)
Grupo funcional	*Filtrador*	*Hyalella*	Filtradores, raspadores y	Predador	*Predador*	*Trozadores*	*Predador*	*Colectores y filtradores*	
M1 Replica 1 (AT)	7	0	0	0	0	0	0	0	0
M1 Replica 2 (ET)	4	0	0	0	0	0	0	0	0
M1 Replica 3 (CT)	6	0	0	0	0	0	0	0	0
M2 Replica 1 (FT)	0	0	1	0	0	0	0	0	0
M2 Replica 2 (DT)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M2 Replica 3 (ET)	0	0	0	2	0	0	0	0	0
M3 Replica 1 (AT)	0	0	5	1	0	0	0	0	0
M3 Replica 2 (BT)	0	10	0	0	1	0	1	0	0
M3 Replica 3 (CT)	0	0	3	1	0	0	0	0	0
M4 Replica 1 (ET)	1	0	0	0	0	0	0	1	0
M4 Replica 2 (FT)	0	3	0	0	0	0	0	0	0
M4 Replica 3 (GT)	0	0	4	0	0	0	0	1	0
M5 Replica 1 (DT)	0	5	1	1	0	0	0	0	0
M5 Replica 2 (ET)	0	3	1	0	0	1	0	2	0
M5 Replica 3 (FT)	0	2	2	0	0	0	0	0	0
M6 Replica 1 (AT)	0	0	0	5	0	0	0	0	0
M6 Replica 2 (BT)	0	8	2	0	0	0	0	0	0
M6 Replica 3 (CT)	0	15	1	0	0	0	0	0	0
M7 Replica 1 (AT)	0	0	6	5	1	0	1	0	0
M7 Replica 2 (BT)	0	5	2	0	0	0	0	0	0
M7 Replica 3 (CT)	0	27	1	0	0	0	0	1	0
M8 Replica 1 (BT)	1	0	0	0	0	0	0	0	0
M8 Replica 2 (DT)	0	4	1	3	0	0	0	2	0
M8 Replica 3 (FT)	0	10	9	1	0	0	0	0	0
M9 Replica 1 (GT)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M9 Replica 2 (HT)	0	1	9	0	0	0	0	0	0
M9 Replica 3 (IT)	0	3	3	0	0	0	0	0	0
M10 Replica 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M10 Replica 2 (FT)	0	2	2	0	0	0	0	0	0
M10 Replica 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M11 Replica 1 (FT	0	0	7	0	0	0	0	0	1
M11 Replica 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M11 Replica 3 (HT	0	2	3	0	0	0	0	0	0
M12 Replica 1 (FT)	0	0	2	0	0	0	0	0	0
M12 Replica 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M12 Replica 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abundancia	19	100	65	19	2	1	2	7	1

Anexo 6. Porcentaje de descomposición de la especie *Pteridium aquilinum* en quebradas Pequeña (P) y Garrapata (G).

Fechas de Muestreo	15-jun	24-jun	01-jul	08-jul	15-jul	22-jul	29-jul	05-ago	12-ago	19-ago	26-ago	03-sep
Pteridium aquilinum 1 P	12	18	24	13	21	33	46	49	45	50	50	58
Pteridium aquilinum 2 P	13	23	22	30	23	37	45	49	47	49	51	52
Pteridium aquilinum 3 P	13	31	24	30	17	39	39	51	47	49	53	55
Fechas de Muestreo	15-jun	24-jun	01-jul	08-jul	15-jul	22-jul	29-jul	05-ago	12-ago	19-ago	26-ago	03-sep
Pteridium aquilinum 1G	14	19	29	21	33	44	45	48	48	51	62	63
Pteridium aquilinum 2G	15	36	29	21	29	44	43	44	48	51	62	66
Pteridium aquilinum 3G	15	30	28	30	31	41	45	49	50	53	64	75

Anexo 7. Porcentaje de descomposición de la especie *Miconia latifolia* en quebradas Pequeña (P) y Garrapata (G).

Fechas de Muestreo	15-jun	24-jun	01-jul	08-jul	15-jul	22-jul	29-jul	05-ago	12-ago	19-ago	26-ago	03-sep
Miconia latifolia 1 P	26	40	45	60	58	57	59	67	65	63	68	79
Miconia latifolia 2 P	21	43	50	60	51	60	59	67	61	63	71	76
Miconia latifolia 3 P	21	48	50	56	46	49	61	62	61	63	70	76
Fechas de Muestreo	15-jun	24-jun	01-jul	08-jul	15-jul	22-jul	29-jul	05-ago	12-ago	19-ago	26-ago	03-sep
Miconia latifolia 1G	39	48	55	55	54	65	66	50	66	66	51	68
Miconia latifolia 2G	38	50	47	58	60	68	67	65	56	66	68	76
Miconia latifolia 3G	38	49	51	51	55	68	72	62	68	65	68	77

Anexo 8. Tasa de descomposición por replica de la especies *Pteridium aquilinum* a lo largo del tiempo de muestreo, en quebradas Pequeña (P) y Garrapata (G).

Fechas de Muestreo	15-jun	24-jun	01-jul	08-jul	15-jul	22-jul	29-jul	05-ago	12-ago	19-ago	26-ago	03-sep
Pteridium aquilinum 1P	-0,01629	-0,01355	-0,27039	-0,14310	-0,24096	-0,40606	-0,61674	-0,68266	-0,60519	-0,70074	-0,68384	-0,87035
Pteridium aquilinum 2P	-0,01783	-0,01774	-0,24515	-0,36109	-0,25859	-0,46988	-0,59251	-0,67872	-0,63535	-0,66586	-0,71671	-0,74313
Pteridium aquilinum 3P	-0,01674	-0,02511	-0,26960	-0,35995	-0,18423	-0,49552	-0,48804	-0,70476	-0,62898	-0,66605	-0,75175	-0,79310
Fechas de Muestreo	15-jun	24-jun	01-jul	08-jul	15-jul	22-jul	29-jul	05-ago	12-ago	19-ago	26-ago	03-sep
Pteridium aquilinum 1G	-0,01882	-0,01396	-0,33976	-0,23516	-0,39847	-0,57468	-0,59450	-0,64763	-0,65699	-0,71386	-0,96080	-1,00520
Pteridium aquilinum 2G	-0,02012	-0,02989	-0,34452	-0,23390	-0,34032	-0,58213	-0,56395	-0,58089	-0,65968	-0,70415	-0,96732	-1,07443
Pteridium aquilinum 3G	-0,02042	-0,02353	-0,32837	-0,35781	-0,37171	-0,52133	-0,59251	-0,66799	-0,70214	-0,76363	-1,03137	-1,37423

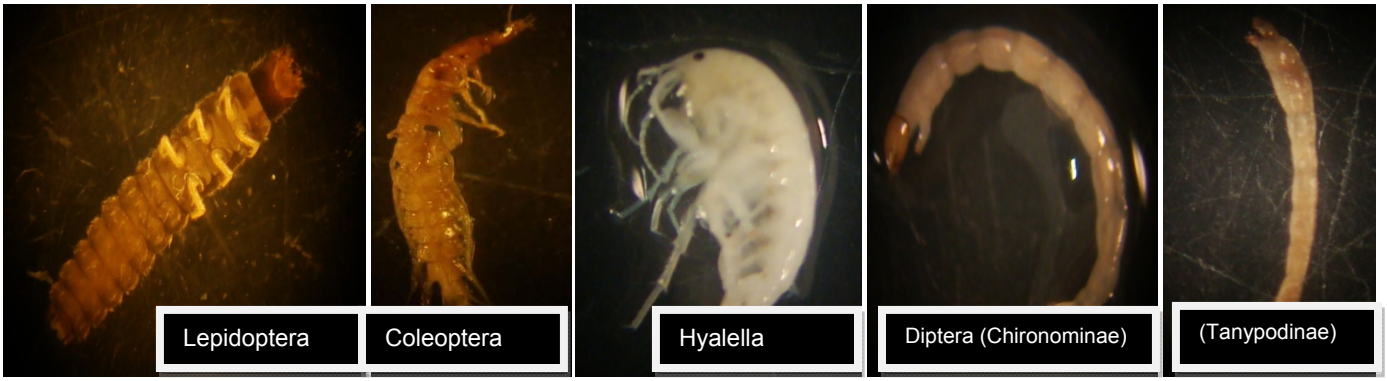
Anexo 9. Tasa de descomposición por replica de la especies *Pteridium aquilinum* a lo largo del tiempo de muestreo, en quebradas Pequeña (P) y Garrapata (G).

Fechas de Muestreo	15-jun	24-jun	01-jul	08-jul	15-jul	22-jul	29-jul	05-ago	12-ago	19-ago	26-ago	03-sep
Miconia latifolia 1P	-0,03739	-0,03437	-0,60119	-0,92103	-0,86277	-0,83395	-0,89805	-1,10400	-1,06399	-0,98929	-1,14317	-1,55051
Miconia latifolia 2P	-0,03020	-0,03694	-0,68779	-0,91281	-0,70496	-0,90418	-0,89756	-1,09981	-0,92956	-0,99063	-1,22848	-1,41435
Miconia latifola 3P	-0,02910	-0,04348	-0,68443	-0,83121	-0,61563	-0,68108	-0,93893	-0,96054	-0,93108	-0,99600	-1,22070	-1,40985
Fechas de Muestreo	15-jun	24-jun	01-jul	08-jul	15-jul	22-jul	29-jul	05-ago	12-ago	19-ago	26-ago	03-sep
Miconia latifolia 1G	-0,06163	-0,04397	-0,79135	-0,80728	-0,78718	-1,06083	-1,08556	-0,68957	-1,06717	-1,08822	-0,72018	-1,15132
Miconia latifolia 2G	-0,05907	-0,04652	-0,64081	-0,87511	-0,92604	-1,13354	-1,09504	-1,03753	-0,82824	-1,07676	-1,15101	-1,40904
Miconia Latifolia 3G	-0,05985	-0,04448	-0,70879	-0,70617	-0,79157	-1,13850	-1,25815	-0,97099	-1,14161	-1,05510	-1,13509	-1,45614

Anexo 10. Fotos de los macroinvertebrados encontrados en la Quebrada Pequeña.



Fotos por Marcela González
y Héctor Pabón



Fotos por Marcela González y Héctor Pabón

Anexo 11. Fotos de los macroinvertebrados encontrados en Quebrada Garrapata.



Fotos por Marcela González y Héctor Pabón

Anexo 12. Fotografía Quebradas

Quebrada Pequeña



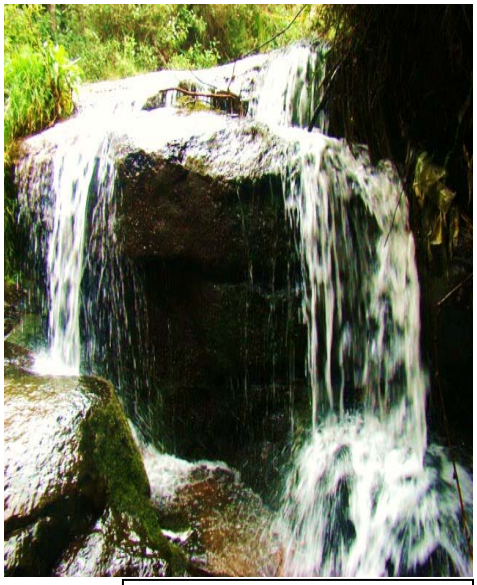
Fotos por Marcela González
y Héctor Pabón

Quebrada Garrapata









Fotos por Marcela González
y Héctor Pabón