



Solutions for environment and development
Soluciones para el ambiente y desarrollo

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA

ESCUELA DE POSGRADO

Diversidad funcional y capacidad de amortiguamiento de los bosques
ribereños de la sub cuenca Gil González, Departamento Rivas, Nicaragua

por

Wilfredo Chávez Huamán

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

Magister Scientiae en Manejo y Conservación de
Bosques Tropicales y Biodiversidad

Turrialba, Costa Rica, 2011

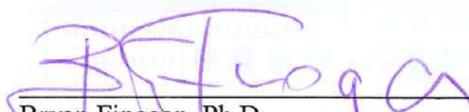
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE BOSQUES TROPICALES
Y BIODIVERSIDAD**

FIRMANTES:



Fabrice De Clerck, Ph.D.
Consejero Principal

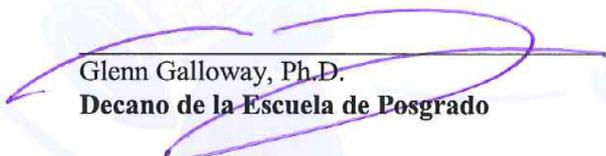


Bryan Finegan, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Pablo Imbach, M.Sc.
Miembro Comité Consejero

Natalia Estrada, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



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



Wilfredo Chávez Huamán
Candidato

DEDICATORIA

A mis padres, por su infinito apoyo y comprensión y brindarme una educación llena de valores y enseñarme que la perseverancia y el esfuerzo son el camino para lograr objetivos.

A mis hermanos por estar siempre juntos y unidos apoyándonos a pesar de la distancia que nos separa.

AGRADECIMIENTOS

A mi profesor consejero Fabrice De Clerck, por haber confiado en mi persona y darme la oportunidad de aprender y trabajar a su lado.

A mis profesores miembros del comité Bryan Finegan, Pablo Imbach y Natalia Estrada, por sus aportes al presente trabajo.

A mi profesor y amigo Eduardo Gil Mora, por su apoyo y recomendaciones para lograr continuar con los estudios de maestría.

A mis jefes del Instituto de Manejo de Agua y Medioambiente: Ronal Morales, Ronald Concha y Alberto Morante, por la confianza puesta en mi persona y su apoyo para permitirme lograr un sueño.

Al CATIE y al Proyecto FUNCITREE, por el apoyo y las facilidades financieras y logísticas brindadas para la realización de los estudios y el trabajo de tesis.

A Ruth, amiga y compañera a la distancia, gracias por tu apoyo y cariño, así como enseñarme a confiar en Dios y motivarme a alcanzar mis metas.

A Mónica, Mario, Eibert, Ivan, Veronika, Persi, Oscar, Dina, Margoth, Lucho, Maithe, Paty, Marlith, Monica y Herberth por su apoyo antes de emprender esta aventura.

A Dalia Sánchez y Guillermo Ponce por todo el apoyo brindado en la etapa de campo y en la identificación de especies y Sergio Vilchez por su apoyo en los análisis estadísticos

A Elvin, Melvin y José, mis asistentes en la etapa de campo, gracias por su amistad y hacerme un miembro más de su familia.

A Fernando Carrera, por el apoyo y la confianza brindada estos años en CATIE

A mis compañeros y compatriotas Rique, Fulvio, Annie, Sandra, María, Rita, Alfredo, Rafael y Eva Margarita, por su apoyo y todos los momentos compartidos y recordarme que lo más grande y hermoso que tiene el Perú, es su gente.

A mis compañeros: Boris, Lilia, Emilia, Frank Sullivan, Sofía, Diana, Nere, Carolina, Zanya, Luis por su apoyo y saber que tengo amigos en toda Latinoamérica.

BIOGRAFÍA

El autor nació en la ciudad del Cusco, se graduó en la Universidad de Nacional San Antonio Abad del Cusco en 1994 en la Facultad de Ciencias Biológicas. Sus labores profesionales como biólogo las desempeño fundamentalmente en el Instituto de Manejo de Agua y Medioambiente como especialista ambiental y responsable de la Unidad de Estudios, elaborando estudios e inventarios de recursos naturales, Zonificación Ecológica Económica y Ordenamiento Territorial.

Ingresó al programa de maestrías del CATIE el año 2009 en la especialidad de Manejo y conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad.

CONTENIDO

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
BIOGRAFÍA.....	V
CONTENIDO	VI
RESUMEN	X
Abstract.....	XI
ÍNDICE DE CUADROS	XII
ÍNDICE DE FIGURAS	XIV
LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS	XV
1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Objetivos del estudio	4
1.1.1 <i>Objetivo general</i>	4
1.1.2 <i>Objetivos específicos</i>	4
2 MARCO CONCEPTUAL	5
2.1 Definición y delimitación espacial de los bosques ribereños	5
2.2 Importancia ecológica de los bosques ribereños.....	6
2.3 Capacidad de amortiguamiento de los bosques ribereños	7
2.4 El papel de la vegetación en la capacidad de amortiguamiento	9
2.4.1 <i>Retención de sedimentos</i>	9
2.4.2 <i>Absorción de nutrientes - nitrógeno</i>	10
2.5 La ecología funcional como forma de evaluar la capacidad de amortiguamiento....	12
2.5.1 <i>Rasgos funcionales relacionados a la capacidad de amortiguamiento</i>	14
2.5.2 <i>Diversidad funcional (DF)</i>	16
2.6 Caracterización de la heterogeneidad espacial mediante imágenes satélite	17
2.6.1 <i>El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado (NDVI)</i>	18
2.6.2 <i>Albedo</i>	19
2.6.3 <i>Transformación Tasseled Cap (TTC)</i>	20

2.7	Distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento.....	20
3	MATERIALES Y MÉTODOS.....	23
3.1	Área de estudio	23
3.2	Métodos	26
3.2.1	<i>Determinación de los tipos de vegetación</i>	26
3.2.1.1	Adquisición y preparación de la información satelital.....	26
3.2.1.2	Tratamiento de las imágenes satélite.....	26
3.2.1.3	Determinación de indicadores espectrales	28
3.2.1.3.1	Determinación del Índice de Vegetación de diferencia Normalizada (NDVI siglas en ingles).....	28
3.2.1.3.2	Determinación del albedo.....	28
3.2.1.3.3	Transformación Tasseled Cap (TTC).....	29
3.2.1.3.4	Integración de la información espectral.	29
3.2.1.3.5	Extracción de píxeles correspondientes al bosque ribereño.....	30
3.2.1.3.6	Clasificación y determinación de tipos de vegetación	30
3.2.2	<i>Evaluación de la estructura de la vegetación ribereña</i>	30
3.2.2.1	Selección de los sitios de muestreo y tamaño de la muestra.....	30
3.2.2.2	Tamaño y forma de las unidades muestrales.....	31
3.2.2.3	Evaluación de parcelas	31
3.2.2.3.1	Densidad de tallos y distancia promedio.....	32
3.2.2.3.2	Densidad de sotobosque	32
3.2.2.3.3	Diámetro y altura de arboles	33
3.2.2.3.4	Índice de área foliar.....	33
3.2.3	<i>Evaluación de la diversidad funcional de la vegetación ribereña</i>	34
3.2.3.1	Selección de las especies.....	34
3.2.3.2	Determinación de los rasgos funcionales	35
3.2.3.3	Medición de los rasgos funcionales.....	35
3.2.3.3.1	Área Foliar Específica (AFE).....	35
3.2.3.3.2	Área foliar (AF).....	36
3.2.3.3.3	Contenido Foliar de Nitrógeno (CFN)	36
3.2.3.3.4	Densidad de madera (DM)	37

3.2.3.3.5	Fenología de hoja (FH).....	37
3.2.3.3.6	Presencia de aletas (AI)	37
3.2.4	<i>Distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento</i>	37
3.2.4.1	Adquisición y tratamiento de información cartográfica.....	37
3.2.4.2	Aplicación del modelo.....	38
4	Análisis estadísticos	41
4.1.1	<i>Determinación de los tipos de vegetación</i>	41
4.1.2	<i>Análisis de la estructura espacial de la vegetación</i>	41
4.1.3	<i>Análisis de rasgos funcionales</i>	42
4.1.3.1	Estadísticas descriptivas	42
4.1.3.2	Distribución de rasgos funcionales.....	42
4.1.3.3	Diversidad funcional	43
4.1.4	<i>Relación entre diversidad funcional con información espectral de imágenes satélite</i> 45	
5	RESULTADOS	46
5.1	Determinación de tipos de vegetación	46
5.1.1	<i>Determinación de los índices espectrales</i>	46
5.1.2	<i>Clasificación espectral de los tipos de vegetación</i>	48
5.1.3	<i>Distribución de los tipos de vegetación</i>	53
5.2	Estructura de la vegetación	55
5.2.1	<i>Variación de la estructura de la vegetación</i>	55
5.2.2	<i>Relación entre índices espectrales y características de la comunidad</i>	59
5.3	Diversidad funcional.....	60
5.3.1	<i>Descripción de los rasgos funcionales</i>	60
5.3.2	<i>Índices de diversidad funcional</i>	62
5.3.2.1	Variación de la media ponderada de la comunidad (MPC) de los rasgos por tipo de vegetación.....	62
5.3.2.2	Variación de índices de diversidad funcional por tipo de vegetación	64
5.3.2.3	Relación entre la diversidad funcional y los índices espectrales.....	64

5.4	Grupos funcionales de plantas	67
5.5	Distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento.....	73
6	DISCUSIÓN	76
6.1	De los tipos de vegetación	76
6.2	De la estructura de la vegetación	78
	<i>6.2.1 Variación de la estructura de la vegetación y su relación con la capacidad de amortiguamiento.....</i>	<i>78</i>
	<i>6.2.2 Relación entre índices espectrales y estructura de la vegetación</i>	<i>83</i>
6.3	De la diversidad funcional y la capacidad de amortiguamiento	85
	<i>6.3.1 Variación de los rasgos funcionales respecto a los tipos de vegetación y al servicio ecosistémico</i>	<i>85</i>
	<i>6.3.2 Variación de los índices de diversidad funcional.....</i>	<i>90</i>
	<i>6.3.3 Relación entre diversidad funcional e índices espectrales.....</i>	<i>91</i>
6.4	De los tipos funcionales de vegetación y la capacidad de amortiguamiento.....	92
6.5	De la distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento	94
7	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	98
7.1	Conclusiones	98
7.2	Recomendaciones	101
8	BIBLIOGRAFÍA	102
	ANEXOS	119

Chávez Huamán, W. 2010. Diversidad funcional y capacidad de amortiguamiento de los bosques ribereños de la sub cuenca Gil González, Departamento Rivas, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 120 p.

RESUMEN

Se determinaron los diferentes tipos de vegetación presentes en la zona ribereña de la cuenca del río Gil Gonzales, mediante análisis espectral de imágenes ASTER, utilizando índices espectrales como el índice de vegetación normalizado, albedo y Transformación tasseled cap. En cada tipo de vegetación se instalaron parcelas de 30 * 30 m y se evaluaron variables florísticas y estructurales y rasgos funcionales relacionados a la capacidad de absorción de nutrientes y retención de sedimentos. Se aplicó un modelo de costo-distancia para determinar la distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento a lo largo de la zona ribereña, para esto se utilizó como variables de fricción a los valores promedio de las variables de estructura de la vegetación y rasgos funcionales. Se determinaron cinco tipos de vegetación diferenciados en cuanto la estructura y distribución de rasgos funcionales; las diferentes especies arbóreas que conforman la vegetación ribereña fueron clasificados en cuatro tipos funcionales de plantas: en cuanto a la capacidad de absorción de nutrientes se tiene a las especies “conservativas”, caracterizadas por su bajas tasas de crecimiento y bajas tasas de intercambio de nutrientes y especies “adquisitivas”, caracterizadas por altas de crecimiento y altas tasas de intercambio de nutrientes; por la condición de retención de sedimentos las especies son clasificadas como “interceptoras” caracterizadas por presentar modificaciones en la base del tronco que aumentan la superficie de intercepción y retención del agua de escorrentía y las “no interceptoras” especies que carecen o presentan pequeñas modificaciones en la base del tronco. Concluimos que la capacidad de amortiguamiento es una función determinada principalmente por el ancho de la vegetación y la pendiente, siendo la estructura de la vegetación así como la diversidad funcional, factores complementarios para definir la capacidad de amortiguamiento.

Palabras claves: bosque ribereño, capacidad de amortiguamiento, análisis espectral, imagen satélite, diversidad funcional, índice de vegetación normalizado, albedo, tasseled cap, análisis de costo-distancia.

Chávez Huamán, W. 2010. Functional diversity and buffering capacity of riparian forests in Gil Gonzalez sub-basin, Department of Rivas, Nicaragua. Thesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 120 p.

ABSTRACT

Different types of vegetation in the riparian zone of the Gil Gonzales river basin were determined using a spectral analysis of ASTER images with spectral indexes and the normalized vegetation index, return light ratio and Tasseled Cap Transformation. In each type of the vegetation, plots measuring 30 * 30 m were installed and the floristic and structural variables and functional traits related to the ability to absorb nutrients and sediment retention were evaluated. Also, a cost-distance model was applied to determine the spatial distribution of the buffering capacity along the riparian area. For this purpose, the average values of the vegetation structure and functional traits were used as friction variables. Five different vegetation types, well differentiated in structure and distribution of functional traits, were determined. The different tree species comprising the riparian vegetation were classified into four functional types of plants: in terms of ability to absorb nutrients: "conservational species " characterized by low growth rates and low rates of nutrient exchange and "acquisitive species " characterized by high growth and high rates of nutrient exchange. Due to the condition of sediment retention, species were classified as "interceptive", characterized by presenting modifications at the trunk base to increase the interception and surface runoff water retention and "non -interceptive", species lacking or having small changes at the trunk base. It was concluded that the buffering capacity is a function mainly determined by the vegetation width and slope being the vegetation structure as well as the functional diversity additional factors used to define the buffering capacity.

Key words: riparian forest, buffering capacity, spectral analysis, satellite images, functional diversity, normalized vegetation index, return light ratio, Tasseled Cap Transformation, cost-distance analysis.

ÍNDICE DE CUADROS

CUADRO 1. COEFICIENTES PARA TRANSFORMACIÓN TASSELED CAP.....	29
CUADRO 2. DETERMINACIÓN DEL TAMAÑO DE MUESTRA.....	31
CUADRO 3. CATEGORÍAS DE LAS ETAPAS DE DESARROLLO DE LOS INDIVIDUOS EVALUADOS.....	33
CUADRO 4. RASGOS FUNCIONALES SELECCIONADOS PARA LA MEDICIÓN DE LA CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO DE LOS BOSQUES RIBEREÑOS.....	35
CUADRO 5. SEPARACIÓN DE MEDIAS MULTIVARIABLE, MÉTODO DE HOTELLING, ALFA = 0.05	50
CUADRO 6. FUNCIONES DISCRIMINANTES CON VARIANZAS COMUNES DE LOS GRUPOS RELACIONADOS AL TIPO DE VEGETACIÓN	52
CUADRO 7. CLASIFICACIÓN CRUZADA PARA GRUPOS DEFINIDOS PARA TIPOS DE VEGETACIÓN	52
CUADRO 8. DESCRIPCIÓN DE TIPOS DE VEGETACIÓN SEPARADOS A TRAVÉS DE ÍNDICES ESPECTRALES	53
CUADRO 9. ANALISIS DE VARIANZA PARA LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN, ALFA DE 0.05 %	55
CUADRO 10. DISTRIBUCIÓN DIAMÉTRICA POR TIPOS DE VEGETACIÓN	57
CUADRO 11. CORRELACIONES ENTRE ÍNDICES ESPECTRALES Y CARACTERÍSTICAS DE LA COMUNIDAD	59
CUADRO 12. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE LOS RASGOS FUNCIONALES INVOLUCRADOS CON EL SERVICIO ECOSISTÉMICO DE CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO.....	60
CUADRO 13. CORRELACIÓN ENTRE RASGOS INVOLUCRADOS CON EL SERVICIO ECOSISTÉMICO DE AMORTIGUAMIENTO	61
CUADRO 14. ANÁLISIS DE VARIANZA PARA LA MPC DE LOS RASGOS POR TIPO DE VEGETACIÓN, ALFA 0.05 %	62
CUADRO 15. ANÁLISIS DE VARIANZA DE ÍNDICES DE DIVERSIDAD FUNCIONAL POR TIPO DE VEGETACIÓN, ALFA 0.05	64
CUADRO 16. CORRELACIONES ENTRE ÍNDICES ESPECTRALES Y LA DIVERSIDAD FUNCIONAL	65
CUADRO 17. PARÁMETROS DE AJUSTE DEL MODELO DE REGRESIÓN NO LINEAL PARA VARIABLES DE ESTRUCTURA Y ESPECTRALES CON LA DIVERSIDAD FUNCIONAL	67
CUADRO 18. ANÁLISIS DE VARIANZA MULTIVARIADO (WILKS) PARA LOS CUATRO TIPOS FUNCIONALES DE PLANTAS.....	68
CUADRO 19. PRUEBA DE COMPARACIÓN DE VECTORES MEDIOS DE HOTELLING PARA LOS CUATRO TIPOS FUNCIONALES.....	69

CUADRO 20. FUNCIONES DISCRIMINANTES CON VARIANZAS COMUNES DE LOS CUATRO TFP	70
CUADRO 21. CLASIFICACIÓN CRUZADA PARA EL ANÁLISIS DE DISCRIMINANTE DE TIPOS FUNCIONALES DE PLANTAS.....	72
CUADRO 22. ANÁLISIS DE INDEPENDENCIA ENTRE TIPOS DE VEGETACIÓN Y TIPOS FUNCIONALES DE PLANTA	72
CUADRO 23. NIVELES DE CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO.....	73

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1 MAPA DE UBICACIÓN DE LA MICRO CUENCA GIL GONZÁLEZ.	25
FIGURA 2. FLUJO METODOLÓGICO PARA ESTIMAR LA DISTRIBUCION ESPACIAL DE LA CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO	1
FIGURA 3 DISTRIBUCIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO DENTRO DE LA PARCELA DE INVENTARIO.....	34
FIGURA 4. ESQUEMA METODOLÓGICO PARA LA APLICACIÓN DEL MODELO DE COSTO-DISTANCIA	40
FIGURA 5. IMÁGENES DE MONOCROMATICAS DE NDVI, ALBEDO, BRIGHTNESS, GREENESS Y WETNESS, PARA LA ÉPOCA DE SECAS(- S) Y LLUVIAS(- L).....	47
FIGURA 6. IMAGEN MULTIESPECTRAL DE LA ZONA RIBEREÑA QUE CONTIENE LOS ÍNDICES DE NDVI, ALBEDO, BRIGHTNESS, GREENESS Y WETNESS PARA LA ÉPOCA DE SECAS Y LLUVIAS.	48
FIGURA 7. MAPA DE TIPOS DE VEGETACIÓN EN LA CUENCA DEL GIL GONZÁLEZ.....	49
FIGURA 8. ANÁLISIS DISCRIMINANTE PARA LAS 36 CLASES ESPECTRALES PARA DEFINIR TIPOS DE VEGETACIÓN.....	51
FIGURA 9. EJEMPLO DE UBICACIÓN Y DESCRIPCIÓN DE TIPOS DE VEGETACIÓN, LOS COLORES EN EL NOMBRE DEL TIPO DE VEGETACIÓN CORRESPONDEN A LOS COLORES EN EL MAPA.	1
FIGURA 10. VARIACIÓN DE LA ESTRUCTURA POR TIPO DE VEGETACIÓN	58
FIGURA 11. VARIACIÓN DE LA MPC DE LOS RASGOS POR TIPO DE VEGETACIÓN.....	63
FIGURA 12. VARIACIÓN DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL POR TIPO DE VEGETACIÓN.....	64
FIGURA 13. REGRESIÓN DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL CON VARIABLES DE ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN Y VARIABLES ESPECTRALES	66
FIGURA 14. TFP CON RELACIÓN A LA CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO	68
FIGURA 15. ANÁLISIS DISCRIMINANTE PARA LA SEPARACIÓN DE TFP.....	71
FIGURA 16. ANÁLISIS DE CORRESPONDENCIA ENTRE TFP CON LOS TIPOS DE VEGETACIÓN	73
FIGURA 17. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO.....	75
FIGURA 18. CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA DE CAMPO SATURADO PARA LOS CINCO TIPOS DE VEGETACIÓN (NIEMEYER 2010) EN RELACIÓN AL NÚMERO DE ESPECIES Y EL ÁREA BASAL.....	81

LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

AFE : Área Foliar Especifica

Al: Presencia de aletas

ASTER: Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer

CFMS: Contenido Foliar de Materia Seca

CFN: Contenido foliar de Nitrógeno

DAP: Diámetro a la altura del Pecho

DEM: Modelo Digital de Elevación

DF: Diversidad funcional

DM: Densidad de madera

ED: Distancia Euclidiana

EUN: Eficiencia de Usos de Nutrientes

EUNn: Eficiencia de Uso de Nitrógeno

FAD: Diversidad Funcional de los Rasgos

FH: Fenología de hoja

IRF: Índice de Reflectancia Fotoquímica

Kg: Kilogramos

LAI: Índice de área foliar (siglas en ingles)

m: metro

MANOVA: Análisis de Varianza Multivariado

mg : miligramos

mm : milímetros

MPC: Media ponderada de la comunidad

NDVI : Índice de vegetación de diferencia normalizado (siglas en ingles)

°C: Grados centígrados

PPN: Producción Primaria Neta

TFP: Tipos Funcionales de Plantas

TTC: Transformación Tasseled Cap

1 INTRODUCCIÓN

Los bosques ribereños son considerados como zonas de transición entre los sistemas fluviales y terrestres (Naiman y Decamps 1997), y representan un mosaico inusual de diversidad, comunidades, hábitats y ambientes en el paisaje; donde se desarrollan una serie de procesos ecológicos (Baker 2006, Lowrance 2001). Son considerados como uno de los sistemas ecológicos de la biosfera más complejos y los más importantes para mantener la vitalidad del paisaje y sus ríos (Decamps y Naiman 1990). Además, juegan un papel clave en la provisión de múltiples servicios ecosistémicos. Por tanto constituyen una de las zonas de mayor importancia ecológica (Elosegi y Diez 2009).

Una de las funciones más importantes de los bosques ribereños es actuar como un filtro para sedimentos y nutrientes a favor de los cursos de agua. Se sabe que la entrada excesiva de sedimentos y nutrientes provenientes de las tierras circundantes son una de las principales amenazas a la integridad de los sistemas acuáticos, particularmente los sedimentos disminuyen la calidad del agua tanto para la vida acuática como para el ser humano. Igualmente, las actividades humanas generan grandes cantidades de nutrientes, en especial nitrógeno y fósforo, los cuales van a parar finalmente a los cuerpos de agua (Bennett 2004). Los bosques ribereños actúan como un sistema de amortiguamiento que absorbe, transforma y elimina los sedimentos y nutrientes provenientes de las zonas circundantes tanto a nivel superficial como subterráneo, esta característica es reconocida como capacidad de amortiguamiento (Pinay et al. 1998)

Diversos estudios han podido comprobar y medir la capacidad de amortiguamiento, midiendo directamente las cantidades de sedimentos, nutrientes (nitrógeno y fósforo) e incluso pesticidas retenidos por los bosques ribereños (Pires et al 2009, Lowrance 1984, Schmitt et al 1999, Nisbet et al. 2001).

En todos los estudios se destaca que la capacidad de amortiguamiento está determinada por una serie de factores físicos (pendiente, escorrentía, tasa de infiltración del suelo, contenido de humedad del suelo, pH y potencial redox del suelo) y biológicos (estado de sucesión, estructura y composición de la vegetación) e incluso factores antrópicos como el uso de la tierra (Wenger 1999). Aunque todavía existe una considerable incertidumbre sobre el papel exacto de la vegetación ribereña y la eficacia relativa de los tipos de vegetación, no se puede negar el importante rol que cumple la vegetación en la retención de sedimentos y la

absorción de nutrientes y la relación con el suelo para el mantenimiento de los procesos fisicoquímicos de absorción de nutrientes.

La mayoría de estos estudios se han centrado en determinar de forma puntual la capacidad de amortiguamiento de los bosques, mientras que a nivel de cuenca los esfuerzos para cuantificar los efectos de las zonas de amortiguación ribereñas se basan en una relación que estima el potencial de amortiguamiento como el porcentaje de bosque o humedales dentro de una distancia fija de los cuerpos de agua (Baker 2006) o la presencia o ausencia de bosque ribereño en el cauce del río (Johnson et al. 1997).

Dentro de un contexto ecológico, este enfoque deja por fuera la variación y gran heterogeneidad de los bosques ribereños en cuanto a su estructura y función; si tomamos en cuenta que en cualquier ubicación dentro de una red de ríos, los bosques ribereños varían en cuanto a sus características físicas y biológicas, debido a condiciones propias del paisaje ribereño y las condiciones ecológicas para el establecimiento de las especies vegetales, por tanto es seguro que la capacidad de amortiguamiento difiere sustancialmente a lo largo del río dependiendo de las características propias de la vegetación y el paisaje.

Debido a esto, surge la necesidad de incorporar en el estudio del funcionamiento de los bosques ribereños, una perspectiva de mayor escala y que considere las relaciones espaciales que determinan su distribución en el contexto del paisaje de la cuenca y cuáles son los patrones de distribución que adopta.

En este sentido, el presente estudio pretende determinar la distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento, basado en un modelo conceptual que involucra los tres conceptos funcionales de un bosque ribereño: conectividad, retención y la agregación (Baker et al 2007) y teniendo como variables complementarias al ancho de la vegetación y la pendiente del terreno.

Baker et al. (2007) señalan que la *conectividad* se entiende a que los bosque ribereños conectan las áreas fuente de escorrentía (áreas agrícolas, ganadería y urbanas) con los ríos u otros cuerpos de agua y a través de ella fluye el agua de escorrentía y subterránea llevando consigo sedimentos y nutrientes. La cantidad de estos elementos que llegan al cuerpo de agua, va depender de la capacidad de *retención* que tenga el bosque ribereño. Esta capacidad está referida a las tasas de de captación y transformación de nutrientes y determinada por el ancho de la vegetación, características del suelo, topografía y el tipo de vegetación. Con estos dos conceptos se puede estimar el aporte de nutrientes a los ríos desde una vía de flujo específico,

pero para evaluar a nivel de una cuenca entera se requiere evaluar la **agregación** (la separación o espaciamiento existente entre los elementos de la vegetación) de la conectividad-retención en todas las rutas de flujo que entran en la red hidrográfica.

Para determinar la variación espacial de la capacidad de amortiguamiento, se utilizará una metodología que combina el análisis espectral de imágenes satélite, análisis de la estructura vertical y horizontal de la vegetación, la diversidad funcional y el modelamiento SIG. Mediante el uso de imágenes satélite se determinará la posición relativa de los bosques entre las áreas fuente y los ríos (conectividad) así como los tipos de vegetación y el ancho de la vegetación a lo largo de toda la red hidrográfica; la capacidad de retención se evaluará indirectamente a través de la medición de rasgos funcionales de comunidad (densidad, distanciamiento entre árboles, índice de área foliar, cobertura vegetal) y especie (rasgos funcionales relacionados a la absorción y retención de sedimentos y nutrientes), para ello se instalarán parcelas de inventario en cada tipo de vegetación; finalmente, la distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento se evaluará través de un modelo de costo-distancia, donde los coeficientes de fricción serán determinados a partir de las mediciones de la estructura y la diversidad funcional de la vegetación presente en la zona ribereña.

El área de estudio comprende la micro cuenca del río Gil González, caracterizado por presentar un intenso uso agrícola y pecuario, donde la vegetación típica es un bosque tropical seco (MARENA 2007); actualmente, la zona ribereña se halla cubierta por remanentes de bosque a lo largo de los cauces de agua con diferentes niveles de impacto, por parte de la actividad agrícola y pecuaria así como el urbanismo.

El presente estudio se plantea con el objetivo de determinar el patrón de distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento que presentan los bosques ribereños de la micro cuenca de Gil González. Todo esto con la finalidad de aportar a la comprensión de estos ecosistemas, reconocer la importancia de los servicios ecosistémicos que prestan (mantenimiento de la calidad del agua) y proporcionar estrategias de conservación y restauración.

Abordar los estudios de capacidad de amortiguamiento de los bosques ribereños desde una perspectiva de paisaje ligado a un enfoque funcional, permite no solo obtener una mayor comprensión teórica de los procesos ecológicos, si no que permite dar el paso entre el estudio de la naturaleza y la utilización de los resultados por la sociedad (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). No es cuestión de estudiar las funciones del paisaje en el sentido de flujo

de energía, nutriente, minerales y especies entre los elementos del paisaje, si no como la humanidad se relaciona directamente con este proceso.

Conocer la estructura y funcionamiento del paisaje ribereño y como se distribuyen dentro del paisaje, ayudará a tomar decisiones en la planificación y la gestión de las áreas ribereñas, por ejemplo la revegetación de áreas degradadas, la conservación de la vegetación, estabilización de taludes, gestión de la contaminación difusa del agua y la planificación de reservas (Apan et al. 2002)

Finalmente, si tomamos en cuenta que el proceso de identificar y cuantificar los servicios ecosistémicos, está siendo cada vez más reconocido como un valioso instrumento para la asignación eficiente de los recursos ambientales (Millennium Ecosystem Assessment 2003), el estudio aportará elementos metodológicos para calcular y contabilizar el valor económico de los servicios de los ecosistemas que brindan las zonas ribeñas, que de otro modo permanecerían ocultos y potencialmente podrían quedar fuera de la toma de decisiones para ser internalizados (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Sin embargo, el logro de tal objetivo requiere una comprensión mucho mejor de los servicios de los ecosistemas y los paisajes que los proveen.

1.1 Objetivos del estudio

1.1.1 Objetivo general

Evaluar desde una perspectiva espacial y funcional la capacidad de amortiguamiento de los bosques ribereños existentes en la subcuenca del Gil González.

1.1.2 Objetivos específicos

- Determinar los tipos de vegetación asociados a la ribera del río Gil González y sus características espaciales para actuar como zonas de amortiguamiento.
- Identificar las principales características estructurales y diversidad funcional de la vegetación ribereña que determinan la capacidad de retención de los bosques ribereños.
- Establecer la relación entre la información espectral proporcionada por la imagen satélite con las características estructurales de la vegetación y la diversidad funcional.
- Determinar la variación espacial de la capacidad de amortiguamiento de los bosques ribereños a nivel de paisaje.

2 MARCO CONCEPTUAL

2.1 Definición y delimitación espacial de los bosques ribereños

A lo largo de la literatura científica respecto a los bosques ribereños se tiene una serie de términos y conceptos que varían de acuerdo a los objetivos del estudio y las escuelas de investigación. Una primera distinción corresponde al término “ripario”, el cual es un anglicismo que proviene de la palabra latina “riparius”, que significa “banco o terraza de la corriente de agua” (Naiman y Décamps 1997) y se refiere simplemente a la tierra adyacente a un cuerpo de agua o la vida en la orilla de un cuerpo de agua (Ilhardt et al. 2000). Un concepto más amplio es el que incorpora a las comunidades bióticas que viven adyacentes a la corriente de un río, lagunas, lagos y áreas permanentemente inundadas y constituyen una zona de interface entre los sistemas terrestres y acuático (Naiman and Décamps 1997). Cuando se involucra a las formas de tierra adyacentes al río y las especiales condiciones ambientales de esta zona se habla de una “zona ribereña” (Naiman et al. 1991).

Existe por tanto diferentes acepciones para definir y delimitar el espacio adyacente a los cuerpos de agua. Para fines del presente estudio se asumirá como “bosques ribereños”, al tipo de vegetación a lo largo de cursos de agua el cual constituye un sistema jerárquico de hábitats lineales naturales a través del paisaje, desde líneas intermitentes de drenaje hasta ríos importantes (Naiman et al. 1998).

Esta zona, sustenta una vegetación estructural y florísticamente distinta al de los hábitats contiguas con los que se entrecruza (Bennett 2004) y se extiende lateralmente desde el canal activo para incluir la zona de inundación activa y terrazas (Naiman et al. 1998). Se considera que la vegetación ribereña es parte de la zona ribereña (Gregory et al. 1991).

Las definiciones anteriores caracterizan a los bosques ribereños como un sistema estático, y no distinguen que dentro de la zona se desarrollan una serie de procesos ecológicos que implican el flujo de energía y materia; por tanto se plantea una definición funcional propuesta por Ilhardt et al. (2000): “Las zonas ribereñas son ecotonos de tres dimensiones de interacción que incluyen ecosistemas terrestres y acuáticos, que se extienden desde las aguas subterráneas, por encima de la cubierta, afuera a través de la llanura de inundación y las vertientes de laderas que drenan el agua, lateralmente en el ecosistema terrestre, y a lo largo del curso de agua en un ancho variable”.

Al asumir este concepto, los límites espaciales en los que están contenidas las zonas ribereñas ya no son tan claros, tradicionalmente se enmarcaba a la zona ribereña a la extensión de plantas adaptada a suelos húmedos; sin embargo, funcionalmente se puede distinguir a la zona ribereña al espacio comprendida desde la marca de agua hasta las tierras altas donde la vegetación puede verse influenciada por los niveles freáticos elevados o las inundaciones y por la capacidad de retener agua (Naiman y Décamps 1997).

La delimitación de la zona ribereña dentro de una perspectiva de paisaje requiere la comprensión de la geomorfología, la vegetación y la geología (Ilhardt et al. 2000), y si se pretende delimitar la funcionalidad, este enfoque nos permite determinar unidades funcionales homogéneas en cuanto a características de geomorfológicas, geológicas y de vegetación (Apan 2000, Wenger 1999, Ilhardt et al. 2000).

2.2 Importancia ecológica de los bosques ribereños

La importancia de los bosques ribereños es muy superior a su pequeña proporción dentro del paisaje de una cuenca, debido a su expectante ubicación entre los ecosistemas acuáticos y terrestres (Gregory 1991); su estructura y composición es marcadamente diferente a los ecosistemas adyacentes (Naiman 1998), tan solo por estas razones se considera a estas zonas como muy valiosas. Sin embargo, su mayor importancia radica en las interacciones que canaliza entre los sistemas terrestre y acuáticos, incluyendo la modificación del microclima, luz, alteración de los aportes de nutrientes de las laderas, contribución de nutrientes y materia orgánica a los arroyos y las llanuras de inundación y la retención de sedimentos y nutrientes (Gregory 1991).

Wenger (1999) plantea de forma más específica las siguientes funciones y servicios de los bosques ribereños:

- Captura/eliminación de los sedimentos de la escorrentía
- Estabilización de taludes de los cauces de ríos y riachuelos
- Captura/eliminación de fósforo, nitrógeno y otros nutrientes que pueden llevar a la eutrofización de los ecosistemas acuáticos
- Captura/eliminación de otros contaminantes, como plaguicidas
- Control de inundaciones
- Mantenimiento de hábitat para los peces y otros organismos acuáticos mediante la moderación de las temperaturas del agua y la prestación de residuos de madera
- Hábitat para los organismos terrestres

- Mejora la estética de los corredores de flujo
- Ofrece oportunidades recreativas y educativas.

Esta importancia se hace más relevante, cuando consideramos que todos estos procesos y servicios ecosistémicos son percibidos fácilmente por los pobladores locales, siendo el de mayor importancia el control de la calidad del agua de los ríos y arroyos.

En lo referente al servicio ecosistémico de regulación de la calidad del agua los nutrientes, agua y sedimentos son almacenados, transformados o retardados en los bosques ribereños (Naimaman y Décamps 1990), evitando de esta manera su ingreso directo al agua y su alteración en cuanto a su calidad para la vida acuática y consumo humano.

2.3 Capacidad de amortiguamiento de los bosques ribereños

La suma de las características de retener, absorber y filtrar nutrientes y sedimentos, se resume como la capacidad de amortiguamiento (Pinay 1998), los procesos que determinan la capacidad de amortiguamiento incluyen la infiltración de agua, la sedimentación de partículas, posible adsorción de contaminantes solubles por la vegetación del suelo y el aumento de la resistencia a la erosión (Wenger 1999).

El amortiguamiento vegetativo se da por que la vegetación tiende a reducir la velocidad del flujo, al proporcionar una mayor resistencia al flujo de agua, esta reducción causa deposición de algunas partículas en suspensión y estancamiento de las agua en el borde externo de la zona de amortiguamiento, que promueve la infiltración de agua y deposición de partículas, lo que conduce a una reducción global de salida de agua y aumento de la infiltración y en la mejora de la calidad del agua. (Helmets et al. 2008).

Diversos estudios a nivel experimental y evaluaciones de campo han logrado medir la cantidad de sedimentos retenidos por la vegetación ribereña, en diferentes condiciones climáticas, topográficas y tipos de vegetación. El estudio pionero sobre el tema fue el realizado por Peterjohn y Correl (1984) mediante el cual se logró determinar que los bosques riparios de una cuenca en Maryland, USA, filtraban 45 kg de nitratos por ha por año de las aguas del flujo subterráneo y 11 kg de nitrógeno orgánico particulado por ha año y 3 kg de partículas totales por ha año de las aguas de flujo superficial.

Del mismo modo, Pinay et al. (1998) evalúan la capacidad de amortiguamiento en tres diferentes tipos de bosque (bosque ripario natural, plantación forestal de 15 años y una pradera

inundada), observando que las concentraciones de nitrato en el agua subterránea se reducían notablemente al atravesar las zonas de vegetación, siendo la más significativa en la vegetación natural.

Similares resultados se obtienen en condiciones experimentales, Flenniken et al (2002) demostraron que existe diferencias significativas entre la cantidad de sedimentos retenidos por tipos de vegetación, donde el 84 a 77 % de los sedimentos fueron retenidos por la vegetación.

Ambos estudios señalan que el factor principal en la retención de sedimentos es el ancho del buffer y las condiciones de pendiente, jugando también un papel importante el tipo de vegetación y el suelo.

El ancho del buffer parece ser un factor importante en la retención de sedimentos no así en la retención de nutrientes, específicamente nitrógeno y fosforo. El ancho del buffer esta correlacionado directamente con la retención de los sedimentos pero muy influenciado por la pendiente (Phillips, 1989), mientras que el suelo parece ser el factor más relevante para la retención de nutrientes, especialmente nitrógeno y fosforo (Mayer et al 2005)

Respecto a esto último, se debe considerar que los bosques son parte de un sistemas mayor y más complejo de tres dimensiones, donde el subsuelo juega también un papel importante, y es donde se realizan la mayor parte de los procesos de absorción y adsorción. La hidrología subterránea permite en esta zona el intercambio de agua subterránea proveniente la cuenca con el presente en la zona húmeda del canal del río o riachuelo (zona hiporreíca), esta zona constituye el espacio de mayor importancia en la regulación y la disminución de la transferencia de nutrientes hacia las corrientes de agua (Naiman y Décamps 1997).

Según Naiman y Décamps (1997), el funcionamiento de los bosques ribereños se da en dos niveles:

Nivel físico: Directamente relacionado a la capacidad de la vegetación ribereña de retener sedimentos, nutrientes y contaminantes, actúa como una barrera física, la cual reduce la escorrentía y favorece la sedimentación. Está determinado por el estado de sucesión vegetal y las características de composición y estructura de la vegetación.

Nivel biológico: Relacionado a la absorción de las plantas como un mecanismo de eliminación de nutrientes, expresado en la acumulación de nutrientes en la biomasa no leñosa y altas tasas de transpiración. Los bosques ribereños son especialmente importantes sitios de acumulación de nutrientes, porque la transpiración es muy elevada, aumentando el flujo de la solución de nutrientes del suelo hacia los sistemas de raíces y también por presentar especies

con adaptaciones morfológicas y fisiológicas a la inundación y absorción de nutrientes en condiciones de poco oxígeno. Igualmente, la actividad biológica regula los procesos de nitrificación y desnitrificación que reduce las concentraciones de nitratos en el agua subterránea.

Considerando estos dos niveles de acción en la capacidad de amortiguamiento, se pueden establecer relaciones funcionales con la vegetación presente en la zona de amortiguamiento y que puedan servir como indicadores indirectos de la capacidad de amortiguamiento: a nivel físico, la densidad de tallos, el diámetro de los tallos, altura de la vegetación, número de estratos, densidad de raíces, profundidad de las raíces, presencia de aletas o gambas. A nivel biológico: la capacidad de absorción de nutrientes definida por las tasas de crecimiento, el intercambio de nutrientes y el reciclaje interno de nutrientes (Adler et al. 2008).

2.4 El papel de la vegetación en la capacidad de amortiguamiento

2.4.1 Retención de sedimentos

La densidad de la vegetación es importante en la retención de sedimentos, particularmente en la superficie del terreno por que los troncos de la vegetación ofrecen resistencia al flujo terrestre reduciendo, de tal modo su velocidad y favoreciendo el asentamiento de las partículas, cuanto más densa y uniforme la vegetación la capacidad de retención es mayor (Vigiak et al. 2007).

La eficacia de la filtración de la vegetación ribereña es mayor en pendientes suaves, vegetación ancha a orilla de la corriente y cuando una alta densidad de vegetación y hojarasca cubre el nivel del suelo y la altura (Binford y Bucheanau 1993, citado por Bennett 2004).

Otro factor importante en la capacidad de retención de sedimentos y comúnmente estudiado, es el ancho de la vegetación; diversos estudios en diferentes tipos de vegetación ribereña, condiciones climáticas, tipos de suelo y topografía; determinaron la relación positiva entre el ancho de la vegetación ribereña y la cantidad de sedimento retenido (Cooper et al. 1987, Smith 1989, Gilliam 1994, Lowrance et al. 1995); aunque muchos de los estudios también señalan que la relación no es muy significativa e incluso que no tiene ningún efecto en la capacidad de amortiguamiento, y que intervienen de manera más significativa otros

factores y es muy difícil aislar el efecto de la vegetación sobre la calidad del agua de los otros factores (Davies y Nelson 1994, Tabacchi 2000).

Wenger (1999), señala que un ancho apropiado para mantener las condiciones del agua de río es de 30 m, esta distancia es suficiente para retener aportes de sedimentos y nutrientes, así como aportar materia orgánica para los organismos acuáticos. Así mismo, se debe tomar en cuenta que el ancho de la vegetación no es continuum de vegetación, existen claros y aperturas producidos por condiciones propias de suelos, pendiente o impactos humanos. Por tanto, la capacidad de retención estará determinada por la densidad de la vegetación y el distanciamiento entre los árboles, sobre todo la presencia de un sotobosque denso mejora la capacidad de la zona ribereña para retener sedimentos, favorecer la infiltración, reducir la escorrentía y la erosión (Wenger 1999).

En términos más generales podemos asumir que la estructura y la fisionomía de la vegetación juegan un papel importante en la eficacia que tienen las zonas de amortiguamiento en la retención de sedimentos. El concepto de estructura tiene diferentes connotaciones en la ecología vegetal. Dansereau (1957) define la estructura de la vegetación como “la organización en el espacio de los individuos que forman un stand (y por extensión un tipo de vegetación o una asociación vegetal)” y plantea que los “elementos primarios de la estructura son las formas de crecimiento, la estratificación y la cobertura”. Fosberg (1961) hace una clara distinción entre la fisionomía y la estructura, y define a la fisionomía de la vegetación como la apariencia externa.

2.4.2 Absorción de nutrientes - nitrógeno

Los principales mecanismos de retención de nitrógeno en las zonas ribereñas son absorción de la planta, desnitrificación y la inmovilización microbiana. La desnitrificación se ha estudiado extensamente en estos ecosistemas (Lowrance 1992, Pinay et al., 1993, 2000, Schipper et al., 1993, Hanson et al., 1994; Jordan et al., 1998, Watts y Seitzinger 2001).

A pesar de los numerosos estudios realizados sobre el tema, todavía no se tiene un consenso sobre cuál es el mecanismo por el cual las zonas ribereñas absorben y retienen nitrógeno, el mecanismo de mayor aceptación incluye los siguientes pasos sucesivos: desnitrificación, la asimilación y retención por la vegetación, y la transformación de amonio y nitrógeno orgánico seguido por la retención de los suelos de la zona de amortiguamiento (Correll 1997).

La efectividad de remover nutrientes varia por el tipo de vegetación, los buffer compuestos por pastos son significativamente menos efectivos que los buffer con bosque para remover nitrógeno; la absorción de nutrientes por parte de la planta está determinado principalmente por la densidad de raíces, la presencia de micorriza, presencia de *Rizobium* (Aerts y Chapin 2000). La efectividad varia también cuando se trata del flujo superficial y profundo, los bosques son muy efectivos en remover los nutrientes (especialmente nitrógeno) del flujo subterráneo (Mayer et al. 2005)

Así mismo, se reconoce que los suelos son el factor más importante en la absorción de nutrientes (principalmente la saturación del suelo) a través del efecto acumulativo sobre la actividad de desnitrificación microbiana. (Mayer et al. 2005). Para que los procesos de desnitrificación se lleven a cabo es necesario que los suelos tengan un bajo potencial oxido reducción (Eh) al menos una parte del año (Correll 1996); siendo la vegetación ribereña fundamental para mantener estos niveles de oxido reducción bajos (Billen 1976 citado en Correl 1996).

Si bien es cierto el papel fundamental del suelo en la absorción de nitrógeno, se debe tomar en consideración que la vegetación es un factor necesario para proporcionar las condiciones necesarias para que los procesos biogeoquímicos se den en el suelo y que la vegetación es el almacén natural del nitrógeno, al retener el nutriente en su biomasa.

Tomando en cuenta las apreciaciones anteriores, se puede afirmar que es posible determinar la efectividad de la absorción de nutrientes a través del conocimiento de la vegetación; para ello se puede utilizar la producción de biomasa como el indicador más directo para medir la efectividad de absorción de nutrientes, en vista que los nutrientes absorbidos son utilizados por la planta para la producción de biomasa (Aerts y Chapin 2000). Sin embargo, determinar la biomasa total en un bosque resulta muy complicado, especialmente en condiciones de un bosque natural. Por ello se puede utilizar algunos rasgos funcionales de las especies para determinar esta capacidad, las cuales tienen menos complejidad en su medición o determinación.

Diversos estudios respecto a la eficiencia de absorción y uso de los nutrientes por parte de la planta, determinaron que la eficiencia en el uso de nutrientes (EUN) es esencial para comprender los procesos de absorción de nutrientes, (Yuan 2006). La EUN se mide generalmente como la productividad por unidad de absorción o pérdida de nutrientes; este parámetro está muy relacionado a la Producción Primaria Neta (PPN), se sabe que la PPN

aumenta con el aumento en la disponibilidad de nitrógeno y agua en el suelo. Un análisis teórico y experimental de la relación entre EUN y rasgo foliares, para las especies leñosas, demostró que la eficiencia de uso de nitrógeno en la hoja (EUNn) está determinada principalmente por la variación en la concentración de Nitrógeno en hojas maduras (Aerts y Chapin 2000).

Los rasgo más relacionado a la capacidad de absorción de nutrientes son la longitud específica de raíces, y la biomasa de raíces secundarias, mientras que la acumulación de nitrógeno en los tejidos es un indicador de la efectividad de absorción, que se puede medir también a través del el área foliar específica, el contenido de materia seca y el contenido foliar de nitrógeno (Aerts y Chapin 2000). Por otro lado, la tasa de crecimiento así como la densidad de la madera son rasgos que determinan indirectamente la eficiencia en la absorción de nutrientes (Aerts y Chapin 2000, Corneliessen et al. 2003, Reich et al. 1997, Kunzmann 2005).

2.5 La ecología funcional como forma de evaluar la capacidad de amortiguamiento

Como se vio en el anterior acápite, la evaluación de los complejos procesos de absorción y retención de nutrientes y sedimentos puede ser estudiado a través de rasgos funcionales, conviene por lo tanto definir y alcanzar algunos conceptos sobre la ecología funcional.

La Ecología funcional (de plantas) se plantea, esencialmente como una ciencia comparativa que busca establecer la variación funcional entre las plantas y la búsqueda de patrones y leyes funciones acordes a estas variaciones (Duarte 2007).

Keddy (1992) plantea que la ecología funcional se refiere a los rasgos funcionales de las plantas. El rasgo, es un carácter bien definido y propio del organismo, normalmente medido en el nivel individual y que se utiliza comparativamente entre especies. Un rasgo es funcional si influye fuertemente en el funcionamiento del organismo, ejemplos de los rasgos funcionales incluyen la tasa metabólica, tamaño de pico de las aves, el tamaño de semillas o huevos de las aves, las concentraciones de nutrientes, masa corporal de adultos, la tolerancia a las heladas, el potencial de la tasa fotosintética y la masa de hojas por unidad de área (McGill 2006).

Dentro de los ecosistemas, se presentan diferentes especies con los mismos caracteres funcionales, a este conjunto de plantas, independientemente de la especie es lo que se llama “tipos funcionales” (Keddy 1992).

Los caracteres funcionales de las plantas dominantes y de ciertas subordinadas tienen la potencialidad de alterar profundamente el funcionamiento de los ecosistemas de los cuales forman parte. Por lo tanto, la caracterización funcional de las plantas no sólo es de interés teórico para definir la naturaleza de las relaciones biodiversidad-funcionamiento ecosistémico, sino también es una prioridad práctica en los esfuerzos de conservación y manejo sustentable.

Dentro del enfoque de ecología funcional, se puede considerar también la diversidad funcional, la cual se define según (Naeem 1997), como el “número de grupos funcionales representados por las especies en una comunidad, y últimamente se incorpora la abundancia relativa de caracteres como componente clave, definiendo así la diversidad función como el tipo, rango y abundancia relativa de los caracteres funcionales presentes en una comunidad” (Díaz 2004).

Ampliando el concepto de carácter funcional presentado anteriormente, se entiende como carácter funcional, aquel rasgo morfológico, fisiológico o fenológico que puede ser medido en un organismo y el cual puede afectar uno o más procesos ecológicos o con una respuesta a uno o más factores ambientales (López 2007).

Tipos funcionales de plantas (TFP) se puede definir como conjuntos de plantas que exhiben respuestas similares a las condiciones ambientales y con efectos similares en los procesos de los ecosistemas (Walker 1999, Díaz 1997). El grupo está definido por un conjunto de atributos o rasgos comunes (Díaz 2001).

Aunque el concepto fue introducido hace 10 años por Raunkier (Walker 1999), en los últimos años ha tomado mucha fuerza como una alternativa para entender de mejor manera el funcionamiento de los ecosistemas y sus respuestas a los impactos humanos a escala global (Díaz 1997).

La importancia de determinar los grupos funcionales en los ecosistemas, se debe a que se puede resumir la complejidad y heterogeneidad florística de los ecosistemas, en un número relativamente reducido de TFP y a partir de este conocimiento, describir los principales procesos ecosistémicos (Díaz 1997) y proporcionan los medios para construir un marco operativo para la toma *en situ* y *ex situ* de los experimentos que se necesitan con urgencia para

una mejor comprensión de el papel de las especies en el funcionamiento de los ecosistemas, especialmente en relación con el cambio global (Blondel 2003).

2.5.1 Rasgos funcionales relacionados a la capacidad de amortiguamiento

Tomando en cuenta que a través del análisis de los rasgos funcionales se pueden establecer relaciones valederas en cuanto al funcionamiento de los ecosistemas, utilizando a los rasgos funcionales como indicadores; se puede evaluar la capacidad de amortiguamiento a través de rasgos funcionales a nivel de comunidad y especie. Los rasgo relacionados directamente con los procesos ecológicos presentes en las zonas de amortiguamiento: retención de sedimentos y absorción de nutrientes.

El área foliar o tamaño de hoja es la superficie en mm² de la lamina foliar, tiene importantes consecuencias para la energía de la hoja y el balance de agua así como las estrategias frente al estrés de nutrientes y la perturbación (Corneliessen et al. 2003).

El área foliar específica (AFE) es la superficie de un solo lado de una hoja fresca, dividida por su propio peso en seco, expresada en m² Kg⁻¹ o (su correspondencia) en mm² mg⁻¹. (Corneliessen et al. 2003). Tiene mucha correspondencia con el abastecimiento energético y el balance hídrico de la planta (Kunzmann 2005).

Igualmente, el tamaño de las hojas está asociado a las estrategias con respecto a la absorción de nutrientes, por ejemplo especies en ambientes ricos en recursos tienden a tener mayor área foliar específica que especies en ambientes con estrés de recursos, aunque algunas especies tolerantes a la sombra del sotobosque del bosque muestran área foliar específica muy grandes. (Corneliessen et al. 2003).

En cuanto a la capacidad de absorción de nutrientes, el área foliar específica muestra una débil correlación con las tasas relativas de crecimiento, pero si muestra una fuerte correlación con las tasas relativas de absorción de nitrógeno (Osone 2008).

El contenido foliar de nitrógeno (CFN), es la cantidad de Nitrógeno por unidad de materia seca foliar expresado en mg g⁻¹. (Corneliessen et al. 2003). En diferentes especies, el contenido de nitrógeno esta correlacionado positivamente con la tasa fotosintética (Corneliessen et al. 2003), es posible que los rasgos relacionados a la hoja como el contenido de nitrógeno y el área foliar específica, tienen correlaciones positivas con la tasa de crecimiento estén relacionados también con la producción primaria neta (Reich et ál. 1997).

En cuanto a la capacidad de amortiguamiento, el contenido foliar de nitrógeno puede señalar de manera indirecta la capacidad de absorción que tienen las plantas, pues está ampliamente estudiada la relación directa que existe entre la disponibilidad de nutrientes y el incremento de los contenidos de Nitrógeno y Fosforo en los tejidos vegetales (Aerst y Chapin 2000).

Schade et al. (2005), demuestran claramente que el enriquecimiento de nitrógeno del suelo y el agua subterránea genera una mayor acumulación de nitrógeno en la biomasa vegetal; los mecanismos de absorción de nitrógeno están basados en: 1) absorción por la planta con la incorporación posterior de Nitrógeno en la biomasa, y 2) la desnitrificación. El último destino de Nitrógeno depende en gran medida de la importancia relativa de estos mecanismos. El Nitrógeno en la biomasa de las plantas finalmente se devuelve al ecosistema, mientras que Desnitrificación elimina permanentemente devolviendo a la atmósfera como N_2 .

Igualmente, Alcaraz et al. (1997), en un estudio de distribución de tipos de vegetación ribereña para el SE de España, encuentra un tipo de vegetación ribereña muy heterogénea pero asociado por su naturaleza nitrofila, la cual está fuertemente asociado a las áreas de perturbación humana.

La densidad de madera (DM) o densidad específica del tallo, es una sección seca del tallo de la planta dividida por el volumen de la misma sección aun fresca, es expresado en $mg\ mm^{-3}$ (Corneliessen et al. 2003).

En cuanto a la capacidad de absorber nutrientes, la densidad de madera es un indicador indirecto por la relación negativa existente entre la densidad de madera con la tasa de crecimiento (Corneliessen et al. 2003), y por tanto menores tasas de acumulación de biomasa y requerimientos de nutrientes; igualmente, la densidad de madera está relacionado negativamente con el potencial hídrico, alta densidad señala un bajo potencial hídrico relacionado al reducido tamaño de los vasos conductores (Akerly 2004).

La fenología de hoja es otro rasgo importante en cuanto se trata de asociar a la capacidad de amortiguamiento, diversos estudios (Aerts y Chapin 2000, Garnier y Aronson 1998) señalan que la capacidad de absorber y almacenar nutrientes esta correlacionada a la senescencia simultanea de las hojas. Tomando en cuenta que un gran porcentaje de las especies que componen el bosque ribereño de la cuenca del río Gil Gonzales son caducifolias es fácil relacionar esta condición con la capacidad de amortiguamiento.

Se puede establecer también algunos rasgos de función mas de carácter físico en la capacidad de amortiguamiento que tienen las especies arbóreas, la presencia de aletas o gambas en muchos de los arboles es un indicador directo de la capacidad de retención de la escorrentía y sedimentos por ofrecer una mayor superficie de oposición a la corriente y generar la deposición de los sedimentos. Esta relación puede ser explicada por estudios de Vigiak et al. (2007), que encuentra mayores tasas de retención de sedimentos en áreas de vegetación muy densa y de gran tamaño.

2.5.2 Diversidad funcional (DF)

Interpretación de la diversidad funcional de la vegetación es importante en el descubrimiento de la relación entre el cambio ambiental, la composición de la comunidad y los procesos del ecosistema. (Lavorel et al. 2008). Medir DF es medir la diversidad de rasgos funcionales, donde los rasgos funcionales son los componentes del fenotipo de un organismo que influye y a su vez responde a los procesos ecosistémicos (Petchey y Gaston 2006).

Uno de los índices de mayor uso es el FAD2, el cual mide la distancia estandarizada entre los rasgos de dos especies a través de la distancia euclídea y suma todas las distancias entre todos los pares de especies. (Walker et al. 1999); este índice está muy relacionado a la riqueza de especies, el incremento de una sola especie funcionalmente idéntica a otra especie presente en la comunidad genera un incremento en la DF (Villéger 2008).

Una versión modificada de FAD2 es el MFAD propuesto por Schmera et al. (2009) para superar la violación de los criterios de monotonía. Este método determina la diversidad funcional de la comunidad en base a unidades funcionales, que actúan como bloques funcionales en la construcción de las comunidades y expresa de manera más explícita la contribución de los miembros de la comunidad a la diversidad funcional y permite encontrar de manera más sencilla la búsqueda de claves funcionales en los ecosistemas o cuantificar la contribución de los miembros de la comunidad a la diversidad funcional (Schmera 2009).

Los anteriores índices tienen un análisis de tipo multitrait, es decir toman en cuenta todos los rasgos involucrados en el análisis; existe también un conjunto de técnicas que permiten el análisis de la importancia de cada rasgo dentro del ecosistema estudiado de acuerdo a la importancia o dominancia de la especie.

Basado en que las propiedades del ecosistema depende de las características del efecto ponderado por la abundancia relativa de las especie, se ha propuesto media ponderada de la

comunidad (MPC o más conocido como CWM por sus siglas en inglés). Se expresa como el valor agregado de los rasgos para la comunidad o suma de los valores de los rasgos de las especies en estudio (Violle et al. 2007).

El cálculo se fundamenta en que los valores agregados de los rasgos muestran correlaciones con propiedades de la comunidad o del ecosistema, por ejemplo la productividad primaria con el contenido de materia seca foliar, por tanto se podría estimar el parámetro para cada rasgo por especies y estimar el funcionamiento del ecosistema.

Sin embargo es necesario tomar que la función de integración puede ser no lineal cuando los efectos de la composición de especies en la dinámica de la comunidad y funcionamiento de los ecosistemas no son aditivos (por ejemplo la retroalimentación de suelo y planta (Díaz et al. 2007)). En el caso de la capacidad de amortiguamiento, el servicio ecosistémico está muy relacionado a factores espaciales de estructura y composición de la vegetación, por tanto se puede expresar el efecto de los rasgos a través del escalamiento mediante la Media Ponderada de la Comunidad.

2.6 Caracterización de la heterogeneidad espacial mediante imágenes satélite

La teledetección tiene por finalidad identificar y caracterizar los materiales de la superficie terrestre y los procesos que en ella ocurren a partir de la radiación electromagnética procedente de la misma, entendiendo por tal tanto la emitida por la propia superficie terrestre como la reflejada de la que llega del sol (Gilabert et al 1997).

Específicamente, la teledetección se basa en el análisis de la “luz”, la luz técnicamente hablando es una radiación electromagnética, es decir, una combinación de campos eléctricos y magnéticos moviéndose en forma de ondas. El conjunto de ondas electromagnéticas se denomina espectro electromagnético, y cada porción del espectro posee un nombre, incluye desde los rayos gamma hasta las ondas de radio, pasando por los rayos x, rayos ultravioleta, espectro visible, los rayos infrarrojos, las microondas, etc. (Dukatz 2008).

Actualmente, la mayoría de los sistemas de detección remota adquieren información en forma multispectral o en varias bandas espectrales, más o menos simultáneamente (Schowengerdt 1997).

En general, cuando la radiación solar incide sobre un materia, una parte de la misma se refleja en la parte más superficial del mismo y el resto se propaga por su interior; allí, parte es absorbida y el resto se sufre un proceso de dispersión en todas direcciones, de tal manera que parte de la energía dispersada emerge del material por la misma superficie por la que penetra, sumando así a la radiación reflejada en la capa superficial. Esta energía variará en cuanto a su longitud de onda dependiendo del material que refracte la luz. (Dukatz 2008).

Esta capacidad distintiva de reflectancia de la materia se denomina como “la firma espectral” la cual puede ser ubicada en la región del espectro electromagnético en función de la longitud de onda que emite (Schowengerdt 1997). Constituyendo un sello distintivo del material.

Es precisamente esta propiedad de interactuar que tiene la radiación electromagnética con la materia, la que determina la respuesta espectral de las superficies naturales y posibilita su estudio (Dukatz 2008).

El análisis del comportamiento espectral de las superficies en las distintas porciones del espectro electromagnético (bandas) permite derivar algunos índices o variables sintéticas asociadas a procesos biofísicos. Estas resultan de operaciones algebraicas con bandas correspondientes a distintas porciones del espectro electromagnético. Algunos de estos índices y variables incluyen el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado (NDVI), albedo de la superficie y la temperatura superficial (Chuvieco 1996). Todos estos índices pueden relacionarse de manera directa con atributos biofísicos de la superficie (por ej., la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por los tejidos verdes o la eficiencia en el uso de la radiación) y con procesos ecológicos como la Producción Primaria Neta (PPN) y la Evapotranspiración (Paruelo 2008).

2.6.1 El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado (NDVI)

El NDVI es el índice de mayor uso y fácil interpretación en los estudios de caracterización de la vegetación y funcionamiento de los ecosistemas (Fernández y Piñeiro 2008). El índice de vegetación integra dos aspectos claves del comportamiento espectral de los tejidos fotosintéticos: la baja reflectancia en longitudes de onda correspondientes al rojo (debido a la absorción por parte de la clorofila) y la alta reflectancia en la porción del infrarrojo cercano (debido a la estructura del mesófilo de las hojas) (Paruelo 2008). Cuanto mayor sea el contraste entre las reflectividades de la banda infrarroja y roja, mayor vigor

vegetal presentará la cubierta observada. Bajos valores de contraste indican vegetación enferma o senescente, hasta llegar a las cubiertas sin vegetación que ofrecen un contraste muy pequeño (Chuvieco 1996).

En el ámbito de la agricultura el NDVI ha sido utilizado ampliamente para determinar el estado y producción de diversos cultivos (Colombo 2003), incluso sus aplicaciones pueden determinar las necesidades de riego (Ridao et al. 1998.). En el campo de estudios ambientales, la mayor aplicación de los índices de vegetación es la cartografía de la vegetación y distinguir diferentes formaciones vegetales (Elmore et al. 2000, Russell 2002 et al 2002, Nagler et al. 2002, Speranza y Serda 2005), dado que el NDVI permite estimar el desarrollo de la vegetación en diferentes condiciones de paisaje y climáticas.

En el campo de la ecología, el NDVI tiene una gran aplicación para estimar diversos parámetros de la cubierta vegetal, se han relacionado satisfactoriamente con los índices de vegetación con los siguientes parámetros de la vegetación:

- Índice de área foliar LAI, que presenta una asociación positiva con el NDVI, especialmente cuando la vegetación no cubre totalmente el suelo, a través de esta propiedad se ha comprobado una alta correlación con la cobertura vegetal y los cambios en la vegetación (Elmore et al.2000).
- Flujo neto de CO₂, los valores de NDVI pueden ser utilizados para simular los flujos globales de carbono en la vegetación como resultado de la fotosíntesis (Hunt 2006)
- Productividad neta de la vegetación, el NDVI permite estimar a grandes escalas el potencial de la capacidad fotosintético del dosel a través de la fuerte correlación entre el NDVI y la fracción de radiación fotosintética (Schloss et al. 1999)
- Evapotranspiración potencial. La actividad de evapotranspiración de la vegetación puede ser representada por los índices de vegetación a escala global, y se basa en la relación inversa de la evapotranspiración con el verdor de la vegetación (Susuki 1998).

2.6.2 Albedo

Otro de los indicadores espectrales muy correlacionado al funcionamiento de los ecosistemas es el albedo, el cual es importante para evaluar la insolación total, además de ser uno de los parámetros más relevantes en la aplicación de modelos de balance radiactivo Tierra-Atmósfera. Sólo a través del conocimiento del albedo, es posible encontrar la cantidad

de calor obtenido en la superficie por la absorción de radiación incidente (Arroyo y Castillo sf).

La estimación del albedo en estudios ecológicos es de mucha importancia para la evaluación de impactos de cambios en el uso del suelo en la cantidad toda de energía que entra al ecosistema (Paruelo 2008).

2.6.3 Transformación Tasseled Cap (TTC)

Es un método que permite a través de una transformación de las bandas originales de la imagen satélite, por combinaciones lineales, obtener nuevas bandas que realzan algunos objetos de interés de la imagen satélite. La TTC tiende a poner más en evidencia el comportamiento espectral de la vegetación y el suelo, a partir de crear nuevos ejes mejor ajustado a ese espacio físico. En ese nuevo sistema de coordenadas, se pretende que sea más nítida la separación entre ambas cubiertas (Chuvieco 1996).

Construido originalmente por Kauth y Thomas para la comprensión de los fenómenos importantes en la predicción de las cosechas (Chuvieco 1996), la transformación tiene aplicaciones potenciales en la revelación de los atributos clave de los bosques, incluidas las especies, edad y estructura así como la caracterización de hábitats de aves (Cohen et al. 1995, Ranganthan 2007).

El método permite reducir la información de las bandas espectrales en tres bandas o componentes denominados: brillo (Brightness), suma ponderada de las cuatro bandas originales, otro, denominado verdor (Greenness), relacionado con la actividad vegetativa, un tercero conocido como marchitez o humedad (Yellowness o Wetness), que se relaciona con la reducción en el vigor vegetal y la madurez de la cubierta vegetal (magnífico indicador de la edad y densidad de la cobertura forestal) y un cuarto sin aparente significado (Chuvieco 1996).

2.7 Distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento

Los bosques ribereños constituyen un espacio complejo de interacción entre dos ecosistemas adyacentes (Naiman 1998), en esta zona la energía y la materia fluyen de manera dinámica (Karr y Schlusser 1988), pero estas dinámicas no se presentan de la misma manera a lo largo de toda la zona ribereña, existiendo variaciones impuestas por una serie de factores físicos y biológicos.

Actualmente, existe un desfase inherente entre las escalas de estudio de las zonas de amortiguación ribereñas en el campo y los estudios que tratan de representar el comportamiento en todo el ámbito de las cuencas hidrográficas (Baker 2007). Las zonas de amortiguamiento ribereños han sido estudiadas en cuanto a su capacidad de retener nutrientes en campo, a través de los cambios en la concentración de nutrientes a lo largo de vías de flujo hidrológico (Pinay 1998) y sobre la retención de nutrientes en base a las características específicas del sitio de estudio, como el ancho y el área de la zona de amortiguación ribereña (McGlynn 2002), las propiedades del suelo (Groffman 1991), las fluctuaciones del nivel freático (Saha et al 2009) y la estructura de la vegetación (Daniels y Gilliam 1996, Davis y Nelson 1994, McEldowney 2004), e incluso combinando todas estas características (Carone et al 2005).

La forma tradicional de expresar espacialmente el estado del bosque ribereño y su capacidad de amortiguamiento es a través de índices que permitan integrar todas las variables involucradas en el proceso. El índice más utilizado es el Índice Funcional Fluvial (IFF), propuesto por Negri et al. (2000), el principio del índice es evaluar las riberas de los ríos con especial énfasis en su funcionalidad en términos de retención y capacidad de amortiguamiento, relacionando la morfología del canal del río y las comunidades biológicas presentes en el cuerpo de agua.

Para poder representar la variación espacial de la estructura y funcionamiento de ribereños a mayor escala, es necesario hacer una abstracción del sistema o proceso a través de modelos, los cuales permiten definir con mayor precisión los problemas y los conceptos con mayor claridad, proporcionar un medio de análisis de datos y comunicación de los resultados y por ultimo y quizás lo más importante, es que permiten hacer predicciones (Turner et al 2001).

Los modelos de la capacidad de amortiguamiento requiere analizar la cobertura vegetal, las condiciones climáticas, topográficas, hidrológicas, y las tendencias históricas sobre las prácticas de uso de la tierra (Baker y Weller 2006); sin embargo el conocimiento del comportamiento de estas variables es todavía incompleto, así que es necesario establecer supuestos que llenen la falta de información (Turner et al. 2001).

Un modelo adecuado para el estudio de la capacidad de amortiguamiento de las zonas ribereñas es el propuestos por Baker y Weller (2006), donde se considera a la vegetación ribereña como una barrera que evita el ingreso directamente de los sedimentos y nutrientes al cuerpo de agua. Para cumplir con esta condición, el modelo asume tres conceptos

fundamentales: 1) Los bosques ribereños están ubicadas entre las zonas de escurrimiento de nutrientes y sedimentos y los cuerpos de agua, y su capacidad de amortiguamiento está en función de la conexión que presenta. 2) La retención de nutrientes es una función de la anchura de la zona de amortiguamiento y 3) Es necesario que exista un paso de agregación explícito a diferentes escalas que representan los procesos en toda la cuenca.

La velocidad de transporte y la cantidad de nutrientes y sedimentos que son retenidos en la zona de amortiguamiento, va depender de una serie de factores físicos y biológicos, los cuales son muy difíciles de separar e identificar su capacidad independientemente, por tanto el modelo busca expresar la capacidad en base a las características de la vegetación y topografía a través de un coeficiente de fricción (la dificultad para atravesar la zona de amortiguamiento de nutrientes y sedimentos), los cuales pueden ser determinados a través del conocimiento de la estructura de la comunidad y la diversidad funcional.

3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

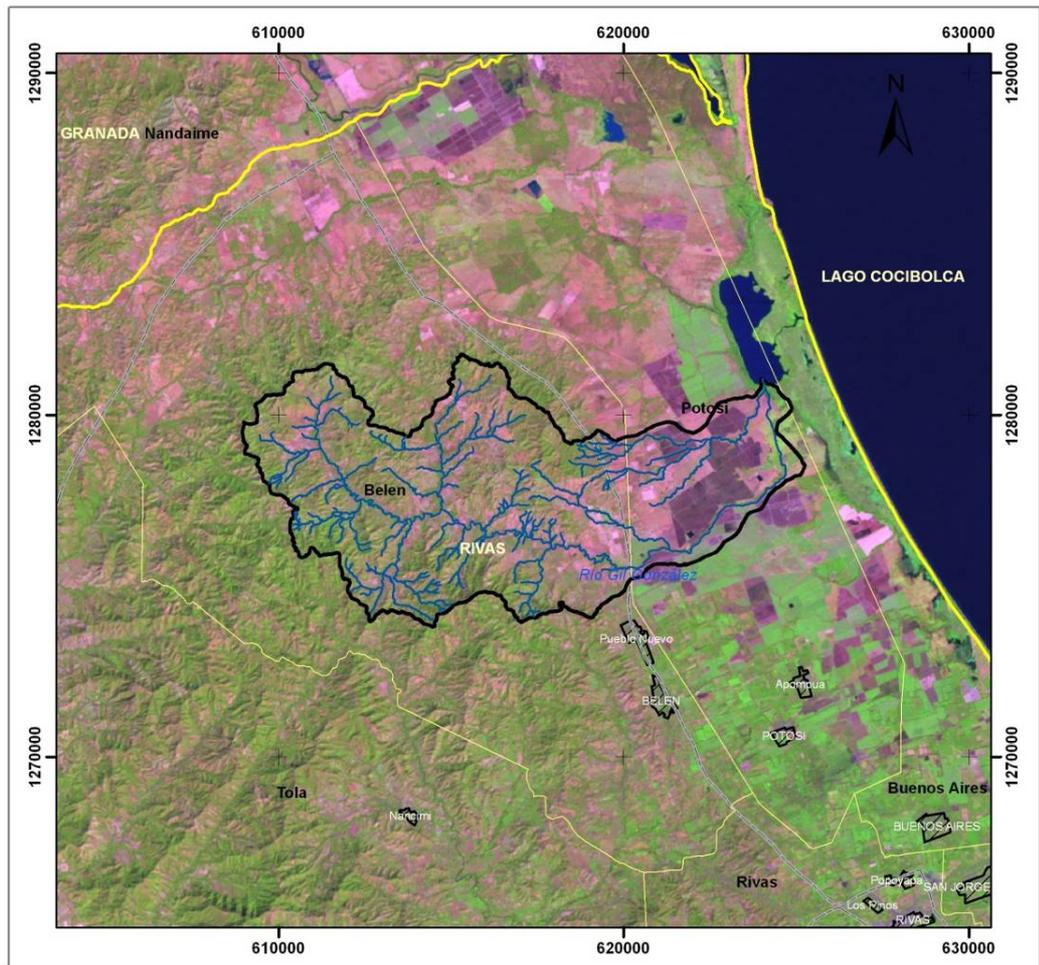
El estudio se llevó a cabo en la micro cuenca de Gil González, ubicado en la parte sur del litoral pacífico de Nicaragua perteneciente al Departamento de Rivas, a una altitud promedio de 57 m.s.n.m, entre las coordenadas 11°26' latitud norte y 85°49' longitud oeste (ver Figura 1)

La micro cuenca tiene una superficie de 7 723.4 ha, el río es de régimen permanente y recorrido corto (28.1 Km) dada la estrechez del istmo; la fisiografía de la cuenca es relativamente plana y un clima semiseco con una temperatura media anual que varía entre los 27 a 32 °C y precipitación total anual de 1400 a 1500 mm, con una humedad relativa en el ambiente que oscilan entre 40 a 75% en época seca y de 80 a 100% en períodos de invierno. El régimen de precipitación está definido por dos estaciones bien marcadas con seis meses de lluvia y seis meses de verano (Marena 2007).

El río Gil González es el río principal en la subcuenca, abarca una extensión aproximada de de 69.7 Km² y una longitud de 19.37Km desde su nacimiento en Mata de Caña hasta su desembocadura en el Humedal litoral del Lago Cocibolca. Existen además pequeños ojos de agua o manantiales de poco caudal los cuales en su mayoría se secan en verano. El lecho del río es de poca profundidad, y mantiene poco caudal en el verano. La mayoría de los tributarios son corrientes intermitentes. Entre los principales tributarios del río Gil González tenemos: Mata de Caña, San Juan Viejo, Las Mesas, Jocomico y Las Cañas. Las quebradas San Juan Viejo, Las Mesas y Jocomico conservan durante el verano un caudal mínimo, el resto desaparece (CIRA-UNAN 2007).

La vegetación de las micro cuencas corresponde principalmente a la de un bosque tropical seco, aunque bastante intervenido, que crece en algunos cerros o a orillas del mar y las riberas de los ríos con apariencia de matorrales espinosos. Las áreas más bajas de la cuenca próximas al gran lago de Nicaragua, están muy cultivada por ser plana y fértil y en parte irrigada. Hacia la parte más alta de la cuenca el uso predominante del suelo es el pastoreo. La parte más altas de las cuencas, con el incremento de la humedad, el bosque se torna más húmedo, favorecido por un corredor de lluvias procedentes del valle del río San Juan y del lago inmediato (Marena 2007).

Los suelos de la cuenca se caracterizan por ser de origen volcánico, con una textura que va desde franco a franco limoso arcilloso, los cuales han sido utilizados para la explotación cañera, frutales, granos básicos, ganadera y el cultivo de las musáceas, particularmente plátano y guineos (Marena 2007)



PROYECCION UTM
WGS84 ZONA 17 N

1:160,000



Figura 1 Mapa de ubicación de la micro cuenca Gil González.

3.2 Métodos

Para poder determinar los patrones de distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento de los bosques ribereños y los factores que determinan dicho comportamiento, se plantea un flujo de procedimientos que permitirán conseguir dar respuesta al problema planteado y conseguir el cumplimiento de los objetivos (Figura 2).

3.2.1 Determinación de los tipos de vegetación

3.2.1.1 Adquisición y preparación de la información satelital

Se adquirieron cuatro escenas de imágenes satélite ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer) tipo AST LA1 con un nivel de tratamiento 1y una cobertura temporal para la estación seca y húmeda.

Las bandas de ASTER de interés se presentan a diferentes resoluciones. La visible y el infrarrojo cercano (VNIR) bandas 1, 2 y 3N se entregan a 15 m de resolución. El infrarrojo de onda corta (SWIR) bandas 4, 5, 6, 7, 8 y 9 se entregan a 30 m de resolución.

3.2.1.2 Tratamiento de las imágenes satélite

El primer paso para la corrección de las imágenes fue convertir los valores originales de la información espectral del sensor ASTER a valores de radiancia, esta corrección es de mucha importancia para la utilización de las imágenes en análisis posteriores. Para ello se utilizó el método automático de calibración que presenta el software ENVI 4.3, basado en la información de los atributos del archivo HDF. Las unidades de salida de radiancia son $W/(m^2 \mu m sr)$.

El siguiente paso fue georeferenciar las imágenes, para ello se utiliza el modulo Map Georeference del software ENVI 4.3. La georeferenciación se realizó para las bandas SWIR y VNIR por separado. La proyección utilizada es WGS84 Zona Norte 16. En este punto se introdujo algunos valores como puntos de control extraídos de una carta nacional.

Se combinan las bandas VNIR y SWIR a través de la herramienta Layer Stacking generándose una imagen combinada de 9 bandas a una resolución de 15 metros.

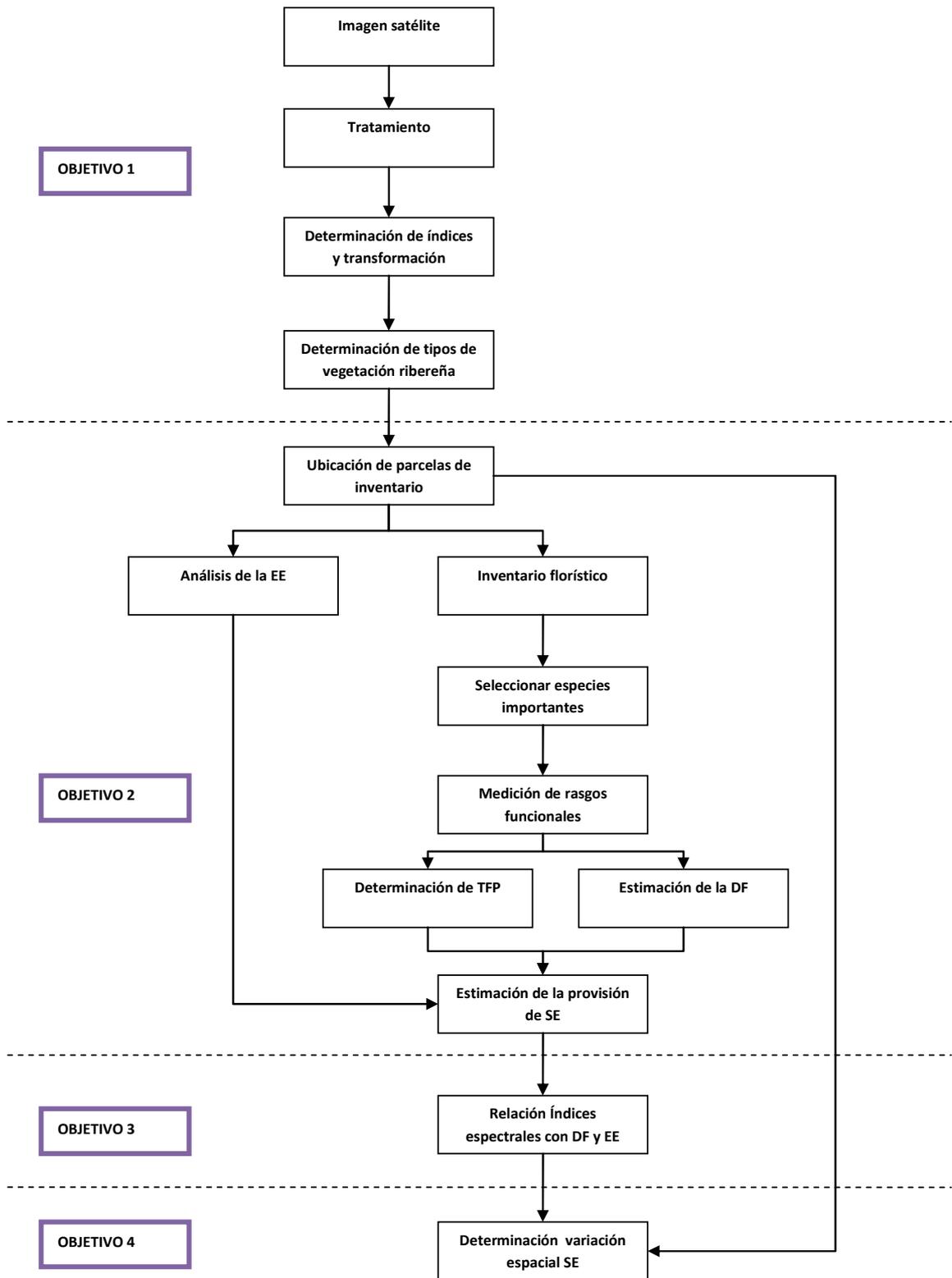


Figura 2. Flujo metodológico para estimar la distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento

EE: Estructura espacial, DF: Diversidad funcional, TFP: Tipos funcionales de plantas, SE: Servicio ecosistémico

Para la corrección atmosférica de las imágenes se utilizó el modulo FLAASH del software ENVI 3.4, previa transformación de los archivos al formato BIL.

Para correr el modulo FLAASH fue necesario proporcionar información adicional respecto al paisaje y clima de la zona de estudio, se incluyeron datos de altura media de la cuenca, fecha de toma de la imagen y el centroíde la escena.

El modelo de corrección atmosférica utilizado fue el de Tropical (T), con los siguientes parámetros: water vapor (std atm-cm) 5119, water vapor (g/cm^2) 4.11, surface temperatura 27 °C. Para la corrección del efecto de aerosoles se utilizó la opción “maritime”, debido a la cercanía al mar de la zona de estudio y para la visibilidad se selecciono la opción de “clear” de 40 a 100 km.

Con estas especificaciones se corrió el modelo FLAASH, teniéndose como resultado una imagen corregida atmosféricamente, sobre la cual se procedió con los siguientes análisis y transformaciones descritos en detalle a continuación.

Este procedimiento fue aplicado en cada una de las cuatro escenas, seleccionándose luego las dos escenas para la época de lluvia y secas con el menor porcentaje de cobertura de nubes.

3.2.1.3 Determinación de indicadores espectrales

3.2.1.3.1 Determinación del Índice de Vegetación de diferencia Normalizada (NDVI siglas en ingles)

La estimación del NDVI se realizó en base al protocolo propuesto por Paruelo (2008), a través de la siguiente relación:

$$NDVI = \frac{IR - R}{IR + R}$$

donde R e IR corresponden a la reflectancia en la porción roja e infrarroja del espectro respectivamente

3.2.1.3.2 Determinación del albedo

Existen una serie de ecuaciones y metodologías de estimación del albedo, dependiendo de la fuente de información satelital con que se cuente, en el caso de imágenes ASTER, se tiene las ecuaciones propuestas por Liang (2001) para albedo de onda corta (alb OC):

$$ALB_{oc} = (0.484*B1) + (0.335*B3) + (-0.324*B5) + (0.551*B6) + (0.305*B8) + (-0.367*B9) - 0.0015$$

donde Bi corresponde a las bandas 1,3,5,6,8 y 9 de la imagen ASTER.
La estimación del índice se realizara utilizando el software ENVI 4.3

3.2.1.3.3 Transformación Tasseled Cap (TTC)

Para la transformación Tasseled Cap se utilizó los coeficientes proporcionados por Yarbrough (2006), los coeficientes se muestran en el siguiente cuadro

Cuadro 1. Coeficientes para transformación Tasseled Cap

EJE	BANDA 1	BANDA 2	BANDA 3N	BANDA 4	BANDA 5	BANDA 6	BANDA 7	BANDA 8	BANDA 9
Brightness	-0.274	0.676	0.303	-0.256	-0.020	0.415	-0.255	0.073	-0.262
Greenness	-0.006	-0.648	0.564	0.061	-0.055	0.394	-0.193	0.021	-0.249
Wetness	0.166	-0.087	-0.703	0.187	0.040	0.500	-0.287	0.030	-0.318

Los coeficientes representan los valores necesarios para derivar los tres primeros ejes de variación espectral de las imágenes, en este sentido se puede establecer tres planos de variación a través de los cuales se pueden distinguir de mejor manera el suelo y la vegetación. La aplicación de los coeficientes a la escena permite obtener tres nuevas imágenes por combinación lineal de las nueve bandas, correspondientes al Brightness, Greenness y Wetness (Chuvienco 1997).

3.2.1.3.4 Integración de la información espectral.

Como resultado de la aplicación de las formulas y coeficientes se tuvo como resultado cinco imágenes para cada uno de los índices y ejes de transformación. NDVI, Albedo, Brightness, Greenness y Wetness; para cada uno de las imágenes correspondientes a la época de lluvias y secas.

Las 10 imágenes resultantes fueron integradas en una sola imagen, resultando una imagen de 10 bandas correspondientes al NDVI, Albedo, Brightness, Greenness y Wetness para la época de lluvias y secas.

3.2.1.3.5 Extracción de píxeles correspondientes al bosque ribereño

Sobre la imagen integrada de los índices espectrales y utilizando un shape de los límites del bosque ribereño, previamente digitalizado sobre una imagen de 1 metro de resolución del Google earth, se extrajo los píxeles correspondiente al bosque ribereño. Para ello, se utilizó el software ERDAS 9.1.

3.2.1.3.6 Clasificación y determinación de tipos de vegetación

Con los resultados de índices espectrales y la transformación integrados en una sola imagen, se procedió a realizar un agrupamiento de los píxeles de la imagen mediante una clasificación supervisada basada en la distancia entre valores del Índice espectrales (NDVI, Albedo y TTC), para ello se utilizará el método de agrupación no jerárquica Isodata. Como resultado se tuvo 36 clases espectrales caracterizados por su comportamiento espectral.

El segundo paso consistió en la clasificación de los tipos de vegetación, donde a partir de la matriz de las 36 clases espectrales, mediante un análisis de conglomerado utilizando la distancia euclídea y el agrupamiento de media ponderada, se definieron cinco tipos de vegetación distintas.

La clasificación de la vegetación corresponde exclusivamente a las características espectrales de los tipos de vegetación, es decir cada tipo de vegetación tiene diferentes niveles de reflectancia que corresponde a variaciones en su densidad, estructura vertical y humedad.

3.2.2 Evaluación de la estructura de la vegetación ribereña

3.2.2.1 Selección de los sitios de muestreo y tamaño de la muestra

En base a los resultados del mapa de tipos de vegetación se definió el tamaño de muestra para cada tipo en función de su representatividad (superficie) y distribución de los tipos de vegetación (Cuadro 2).

Cada una de las parcelas fue ubicada en cada tipo de vegetación de forma aleatoria, buscando parches del tipo de vegetación lo suficientemente grandes (más de 9 píxeles), con la

finalidad de que la parcela contenga toda la variación de la vegetación expresada por los píxeles de la imagen satélite.

Seguidamente se extrajeron las coordenadas de cada parcela y fueron introducidas a la memoria de un GPS, para su ubicación posterior en campo.

El tipo de muestreo estratificado aleatorio permite asegurar que la muestra represente adecuadamente a la población en función de la superficie del tipo de bosque y se obtendrán estimaciones más precisas. Sin embargo, se tiene una desventaja respecto a las varianzas desiguales, lo cual deberá ser corregido a través de análisis de Modelo General Lineal para corregir y tener varianzas homogéneas.

Cuadro 2. Determinación del tamaño de muestra

TIPO	SUPERFICIE	NUMERO DE PARCELAS
1	109.62	5
2	78.98	11
3	136.49	10
4	352.15	15
5	294.93	14
	972.16	55

3.2.2.2 Tamaño y forma de las unidades muestrales

La unidad de muestreo fue una parcela cuadrada 30 metros de lado con una superficie total de 900 m².

3.2.2.3 Evaluación de parcelas

Se identificaron y marcaron con placas todos los individuos presentes en la parcela de igual o mayor a 10 cm de DAP, se tomaron muestras botánicas para su identificación en el herbario. La identificación de las muestras fue realizada por el botánico Alfredo Grijalva del Herbario Nacional de Nicaragua- Universidad Centroamericana, UCA y Dalia Sánchez del CATIE.

Complementariamente en cada parcela se realizaron las mediciones de las siguientes variables:

- Número de especies

- Número de individuos
- Área basal
- Altura promedio de los arboles presentes en la parcela
- El numero de arboles por unidad de superficie, expresado en hectáreas
- La distancia promedio existente entre los arboles presentes en la parcela
- El porcentaje de cobertura de arbustivas presentes en el sotobosque
- El porcentaje de cobertura de herbáceas presentes en el sotobosque
- El porcentaje de cobertura de hojarasca presente en el suelo de la parcela
- El porcentaje de suelo desnudo presente en la parcela
- Índice de Área foliar, medido con LAI2000 para la época de secas
- Índice de Área folia, medido con LAI2000 para la época de secas

3.2.2.3.1 Densidad de tallos y distancia promedio

Para determinar la densidad promedio de arboles y la distancia promedio entre los árboles, se utilizó el método de cuadrantes centrados, propuesto por el laboratorio de Ecología Vegetal de Wisconsin y presentado por Mateucci y Colma (1982); la idea básica del método consiste en que el numero de arboles por unidad de área puede calcularse a partir de las distancia promedio entre los mismos.

La medición en campo comienza trazando una línea a lo largo de la parcela y en él se ubican puntos de manera sistemática (ver figura 3), para el caso de la parcela se establecieron dos transectos con una separación de 10 entre si y en cada transecto se ubicó un punto de muestreo cada 10 metros. En cada punto de muestreo como centro, se traza un par de coordenadas ortogonales, se mide la distancia entre el punto y los cuatro árboles más cercanos ubicados en cada uno de los cuadrantes, por cada punto se obtiene cuatro distancias que se promedian y se registra cuatro arboles.

Para estimar el área media por planta se utiliza la siguiente formula

$$M = \left[\frac{d}{n} * 1 \right]^2$$

donde: d es la distancia total medida, en el número de distancias medidas y M el área media por planta; la densidad (D) surge de:

$$D = \frac{10000 \text{ m}^2}{M \text{ m}^2}$$

3.2.2.3.2 Densidad de sotobosque

Para la evaluación de la vegetación presente en el sotobosque, se estableció de forma aleatoria dentro de la parcela de 30 * 30 m, una sub parcela circular de 5 m de radio, y dentro de esta subparcela se evaluó la proyección de la vegetación al suelo de acuerdo al tamaño de vegetación específica según una escala adaptada por Camacho (2000) y se muestra en el cuadro 3.

Cuadro 3. Categorías de las etapas de desarrollo de los individuos evaluados.

TIPO DE VEGETACIÓN	CARACTERÍSTICAS DE VEGETACIÓN
Brinzal (herbáceas)	0.3 m \geq altura < 1.5 m
Latizal bajo (arbustivas)	Altura \geq 1.5 m y dap < 5 cm
Latizal (arbustivas)	Alto 5 m y 9.9 cm de dap
Hojarasca	
Suelo desnudo	

Fuente: Camacho (2000).

3.2.2.3.3 Diámetro y altura de arboles

Se midieron los diámetros a la altura del pecho (1.50 m) de todos los arboles presentes en la parcela con una cinta diamétrica. Para la medición de la altura del bosque en la parcela, se midieron las alturas de 2 árboles grandes, 2 medianos y uno pequeño con un clinómetro.

3.2.2.3.4 Índice de área foliar

El índice de superficie foliar o leaf área index (LAI) es uno de los parámetros más útiles para caracterizar la vegetación. Se define como unidades de superficie de hoja verde por unidad de superficie de terreno, pudiéndose valorar como total (ambas caras) o proyectada (superficie capaz de interceptar la radiación). Para determinar el LAI sobre el terreno se empleo un LICOR 2000 (LiCor, Inc, Lincoln, NE).

Las mediciones dentro de la parcela se distribuyeron en 9 puntos ubicados en una red de 10 metro entre sí; se tomaron dos puntos adicionales para la calibración del equipo afuera del bosque, antes y después de la medición. Las mediciones se realizaron tanto en la época de secas como en la época de lluvias.

La evaluación de las diferentes variables de estructura de la vegetación en cada parcela se muestra en forma esquemática en la Figura 3.

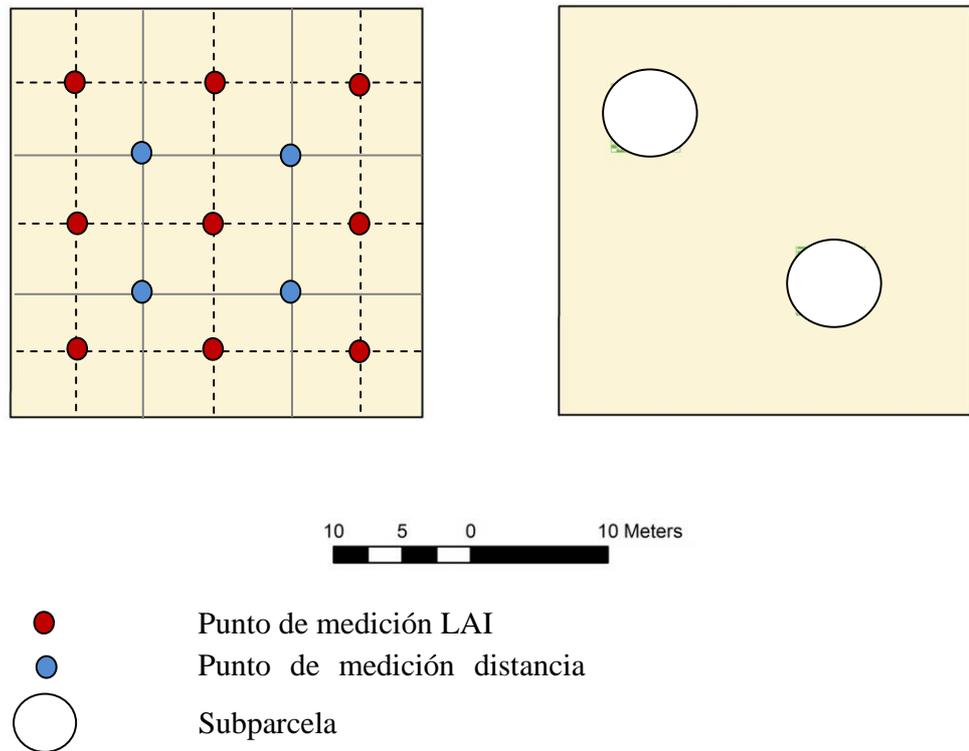


Figura 3 Distribución de los puntos de muestreo dentro de la parcela de inventario

3.2.3 Evaluación de la diversidad funcional de la vegetación ribereña

3.2.3.1 Selección de las especies

Para poder lograr entender el papel ecológico de cada una de las especies en el funcionamiento del bosque y teniendo en cuenta que las especies dominantes son las que aportan en mayor proporción a los procesos ecosistémicos (Walker 1999, Díaz et al. 2006) se considera que las especies que dominan el 70-80 % de la cobertura de un ecosistema son las que más influyen sobre los procesos ecosistémicos (Cornelissen et al. 2003).

Tomando estos principios, y la referencia del trabajo de Fernández (2007) y Aquino (2010); en base al inventario florístico realizado para la caracterización de la vegetación, se seleccionaron las especies involucradas en el proceso ecosistémicos aquellas que representa el 75 % del área basal en cada una de las parcelas inventariadas; de esta lista, se tendrá una única lista de especies de las cuales se harán las mediciones de rasgos funcionales.

3.2.3.2 Determinación de los rasgos funcionales

Dentro de los estudios de diversidad funcional orientados a la evaluación de procesos ecosistémicos y dependiendo de los objetivos planteados, es de suma importancia la elección adecuada de los rasgos funcionales a evaluar, tomando como criterios que los rasgos estén relacionados a los procesos ecosistémicos de interés y que permita interpretar la variación de los procesos ecosistémicos en relación a la variación de la diversidad funcional y a la vez permita determinar indirectamente la provisión de los servicios ecosistémicos así como los costos y la dificultad de su medición. (Díaz y Cabido 1997, Hodgson et al. 1999, Cornelissen et al. 2003).

De acuerdo a Cornelissen et al. (2003) se seleccionaron los rasgos indicadores que estén más asociados a las respuestas funcionales de la capacidad de amortiguamiento (Cuadro 4).

Cuadro 4. Rasgos funcionales seleccionados para la medición de la capacidad de amortiguamiento de los bosques ribereños

RASGO	UNIDAD	FUENTE DE DATO
Área foliar específica	mm ² mg ⁻¹	Campo y laboratorio
Área foliar	mm ²	Campo y laboratorio
Contenido foliar de nitrógeno	%	Campo y laboratorio
Densidad de madera	gr/cm ³	Base de datos
Fenología de hojas	Categorico	Base de datos
Tiempo de permanencia de hojas	Meses	Base de datos
Presencia de aletas	Categorico	Base de datos

3.2.3.3 Medición de los rasgos funcionales

La metodología para la evaluación de los rasgos se basa en los protocolos propuesto por Cornelissen et al (2003) y Knevel et al. (2005), en algunos casos se hizo adaptaciones al protocolo en base a la experiencia de medición desarrollada por Fernández (2007). La metodología específica para cada rasgo se muestra a continuación

3.2.3.3.1 Área Foliar Específica (AFE)

Se seleccionó 10 individuos adultos maduros de cada especie, de cada individuo se tomó un muestra de hojas de la parte más iluminada del dosel y se seleccionaron 10 hojas, maduras, sin síntomas de herbívora ni ataque de patógenos ni epifilia; la muestra fue tomada desde el borde del peciolo.

Las muestras fueron envueltas en papel húmedo y almacenado en una bolsa plástica sellada y se registrará la procedencia de la muestra (número de muestra, código de parcela y código del árbol). Todas las muestras tomadas en el campo, fueron preservadas en un cooler hasta su transporte al laboratorio.

Cada hoja fue escaneada y almacenada, la superficie de la hoja fue determinada a través del software *Leaf Area Measurement Program* de la Unidad de Ecología Comparativa de Plantas de la Universidad de Sheffield, Gran Bretaña (2005). Seguidamente, las hojas fueron puestas a secarse en un horno a temperatura de 60 °C por al menos 72 h, para luego ser pesadas.

Cuando se encontraron especies cuyas características excedan los límites del protocolo, por ejemplo hojas muy grandes, se cortaron en secciones para la medición del área y secado, luego estos valores serán sumados para tener el área y peso total.

Para el caso de las especies con hojas compuestas, las muestras fueron montadas en una prensa botánica para mantener los folíolos separados y facilitar su escaneo y medición. La medición de la superficie, se realizó tomando 20 folíolos de la hoja, los cuales son escaneados y medidos, se cuenta el número de pinnas y el número de folíolos por pinna para determinar el número de folíolos total de la hoja. Con la superficie promedio de los 20 folíolos se multiplica por el total de folíolos y se obtiene el área total de la hoja, y se suma la superficie de los raquis. En algunos casos, cuando la hoja compuesta tenía folíolos bien separados, se escaneaba toda la hoja y se determinaba de frente la superficie.

3.2.3.3.2 Área foliar (AF)

Los protocolos de selección de la muestra y almacenamiento son los mismos que el caso de área foliar específica.

Se utilizaron las mismas mediciones de superficie utilizadas para determinar el área foliar específica.

3.2.3.3.3 Contenido Foliar de Nitrógeno (CFN)

Se siguieron los mismos criterios de toma de muestra, selección y almacenamiento para área foliar específica. Se tendrá especial cuidado en separar el peciolo y raquis de las hojas antes de entrar al proceso de secado.

Las muestras secas serán enviadas al laboratorio para la determinación del contenido de Nitrógeno, el protocolo de medición sugerido es el análisis de Kjeldahl, método ampliamente usado en los análisis de nutrientes en tejidos vegetales (Cornelissen et al 2003).

3.2.3.3.4 *Densidad de madera (DM)*

Los valores de densidad de madera se obtuvieron de publicaciones y bases de datos recientes (Leandro 2009, Chave 2005, Flores y Obando 2003).

3.2.3.3.5 *Fenología de hoja (FH)*

Se realizó en base a la revisión de bases de datos sobre la flora de Nicaragua y Centro América: Flora de Nicaragua (Stevens et al. 2001) y Árboles de centro América (OFI/CATIE 2003). Se clasificaron los árboles en tres categorías: caducifolio = 1, semi perennifolio = 2 y perennifolio = 3; las categorías fueron valoradas para los análisis de acuerdo a la función potencial que pueden tener en la capacidad de amortiguamiento en cuanto a la economía de agua y nutrientes de la especie.

3.2.3.3.6 *Presencia de aletas (Al)*

La presencia de aletas se evaluó directamente en campo, y se contrastaron con las descripciones botánicas existentes, de acuerdo a eso se clasificó a los árboles en tres categorías: sin aletas = 1, aletas pequeñas = 2 y aletas grandes = 3; la valoración corresponde al papel potencial de retención de sedimentos que presentan los árboles de acuerdo al tamaño de la aleta.

3.2.4 *Distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento*

3.2.4.1 *Adquisición y tratamiento de información cartográfica*

Se adquirieron datos geográficos de elevación, red hidrográfica levantada por instituciones geográficas de Nicaragua. Toda esta información fue revisada y ajustada sobre la imagen satélite utilizando el software Arc Gis 9.2.

Se construyó el modelo digital del terreno (DEM) en base a la información de elevación proporcionada por las cartas geográficas, la resolución del DEM fue de 20 metros por pixel.

Se digitalizó los límites de la cuenca utilizando como base el modelo de elevación ajustado sobre la imagen satélite.

Toda la información cartográfica en formato vectorial, fue transformada a formato raster a una resolución de pixel similar a la del modelo digital del terreno.

La red hidrográfica se adelgazó a la anchura de un solo pixel, y el DEM fue modificado mediante la excavación del canal del río, para lograr una mayor definición de la elevación del río, de esta manera definir de mejor manera los lugares donde llega la escorrentía en la cuenca.

A partir del DEM se elaboró un mapa de pendientes y el mapa de dirección de flujo, para ser introducidos como variables correspondientes a los lugares donde se origina la pendiente.

Se prepararon dos capas de fricción en base al mapa de tipos de vegetación, uno en base a la estructura de la vegetación y la segunda en base a los rasgos funcionales.

3.2.4.2 Aplicación del modelo

Se aplicó un modelo de análisis de costo distancia, propuesto por Baker y Weller (2006) para la evaluación de la capacidad de amortiguamiento, llamado método sin restricciones y adaptado a las condiciones del trabajo de investigación.

El modelo aplicado asume que el potencial de la zona ribereña para amortiguar la escorrentía de laderas adyacentes depende en parte del tamaño de la zona ribereña en relación con las zonas adyacentes o zonas de tierras altas, la pendiente de la zona ribereña y de las características de la vegetación presente. Para modelar el paso de la escorrentía a través de la zona ribereña hacia el canal se utilizó la función de “costo distancia”, el cual se basa en la representación de nodo/enlace, el nodo representa a una célula de enlace, cada centro de un celda se considera un nodo y cada nodo está conectado por múltiples vínculos. Cada enlace tiene una impedancia o fricción asociada a ella. La impedancia se deriva de los costes asociados con las células en cada extremo del enlace (de la superficie de coste) y la dirección del movimiento a través de las células (ESRI 2005)

La impedancia, fue estimada a través de la pendiente y el tipo de cobertura vegetal, para obtener las capas de fricción o impedancia, se utilizó el mapa de vegetación proveniente de la clasificación espectral, se prepararon dos capas de impedancia, la primera en base a los promedio de las variables que caracterizan la estructura de la vegetación y la segunda en base

a los promedios de los rasgos funcionales presentes en cada tipo de vegetación; los promedios fueron previamente transformados, llevando los valores originales a un rango de 0 a 1.

Las áreas fuente (lugares donde se originan la escorrentía) fueron determinados a través de un modelo previo de dirección de flujo. La pendiente fue introducida al modelo a través del DEM, los valores de pendiente fueron reclasificados en función a la resistencia que presenta la pendiente al flujo de la escorrentía (valores bajos de pendiente altos favorecen el flujo de la escorrentía).

La figura 4 muestra de manera detallada y esquemática el procedimiento utilizado para la aplicación del modelo de costo-distancia.

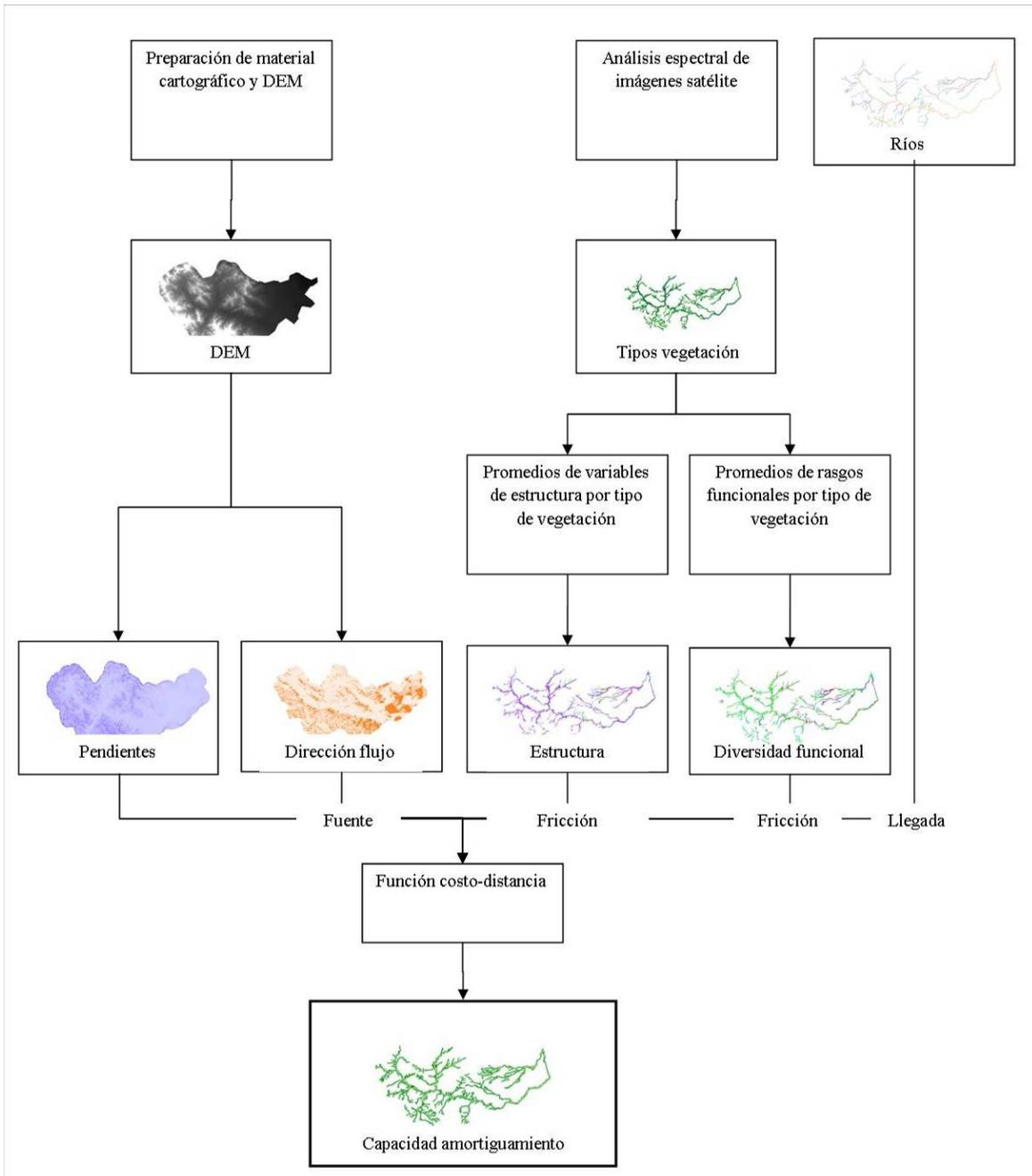


Figura 4. Esquema metodológico para la aplicación del modelo de costo-distancia

4 Análisis estadísticos

4.1.1 Determinación de los tipos de vegetación

La clasificación funcional por tipos de vegetación, partió de la matriz de datos de la imagen satélite, donde se calculará la distancia euclidiana entre los valores medios de los indicadores espectrales calculados para los 36 agrupamientos iniciales y se agruparon mediante un análisis de conglomerados, el método de agrupamiento utilizado fue el de la media ponderada.

Posteriormente, se realizó un análisis de discriminantes para obtener las tasas de error aparente y así poder verificar la coherencia del número de grupos funcionales y la influencia de cada rasgo en los grupos resultantes. La significancia estadística entre los grupos se determinó a través de un análisis de varianza multivariado (MANOVA) con la prueba de Wilks y la prueba de comparación de vectores medios de Hotelling ($\alpha=0.05$).

Los análisis de clasificación de imágenes satélite se realizaron en el software Erdas 9.1 y los análisis estadísticos en el software InfoStat (Di Rienzo et al. 2009).

4.1.2 Análisis de la estructura espacial de la vegetación

Se estimó mediante estadísticas descriptivas las tendencias generales en cuanto a las variables estudiadas, se calculó la media, desviación estándar y coeficiente de varianza, así como los valores máximos y mínimo de cada variable por tipo de vegetación. Esta variación será expresada mediante gráficos. Seguidamente, se realizó un análisis exploratorio en cuanto a la correlación entre los valores de los índices espectrales con las variables de la comunidad vegetal. Para ello se realizó un análisis de correlación de Pearson. Con las variables de mayor correlación y significativas se procedió a realizar un análisis de regresión buscando ajustar una curva a la distribución de los datos.

Para determinar las diferencias existentes entre los tipos de vegetación en cuanto a su estructura, se realizó un análisis de varianza; para remover la falta de independencia y la falta de homogeneidad de varianza de los datos, se utilizó un modelo mixto utilizando como covariables la ubicación espacial de las parcelas mediante las coordenadas UTM mediante un modelo de correlación espacial exponencial. Para ajustar la varianza se probaron dos modelos de ajuste: VarIden y VarConspower.

Para determinar las diferencias entre los tipos de vegetación, se usó la prueba de comparaciones múltiples de LSD Fisher con un nivel de significancia de 5 % sobre las medias ajustadas.

Todos los análisis se realizaron con el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al 2009). El modelo utilizado fue el siguiente

$$Y_{ij} = \mu + T_i + \epsilon_{ij} \quad (1)$$

donde:

Y_{ij} = variable respuesta

μ = media general

T_i = efecto del i ésimo tipo de vegetación

ϵ_{ij} = es el término de error experimental que $\sim N_i(0, \sigma^2)$

4.1.3 Análisis de rasgos funcionales

4.1.3.1 Estadísticas descriptivas

Para determinar variaciones en el comportamiento de los rasgos funcionales entre las parcelas de inventario y entre las especies, se calcularon estadísticas descriptivas como la media, varianza, desviación estándar, coeficiente de variabilidad y valores mínimos y máximos.

Las asociaciones existentes entre los diferentes rasgos, se exploraron a través de un análisis de correlación de Pearson. En el caso de las variables categóricas se utilizó una correlación de Spearman.

4.1.3.2 Distribución de rasgos funcionales

Se estimó mediante estadísticas descriptivas las tendencias y variaciones generales de los rasgos funcionales a través de la estimación de la media, desviación estándar, coeficiente de variación y valores máximos y mínimos. Seguidamente, se realizó un análisis de correlación de Pearson para los rasgos cuantitativos y correlación de Spearman para los rasgos categóricos, con la finalidad de explorar relaciones y aporte de información en los rasgos involucrados en el análisis.

4.1.3.3 Diversidad funcional

Complementariamente se determinó la media ponderada de la comunidad (MPC), definido como el valor agregado de los rasgos de las plantas en una comunidad (Garnier 2004). Es comúnmente calculado a partir de valores promedio (media, moda) de los rasgos y ponderado por la abundancia relativa de cada especie. Se calcula mediante la siguiente expresión:

$$CWM = \sum_{i=1}^s w_i x_i \quad (3)$$

donde:

s = es el número de especies muestreadas en la comunidad,

w_i = es la abundancia relativa de la especie i en la comunidad j ,

x_i = valor del rasgo en la i enesima especie.

Para la estimación del valor se utilizó el software FDiversity (Di Renzo et al 2008).

Para el análisis de la diversidad funcional se determinaron dos índices: FAD2 (Walker et al 1999) y MFAD (Di Renzo et al 2008), las estimaciones se realizaron utilizando el software FDiversity (Di Renzo et al 2008). Previo al análisis de los índices, fue necesario estandarizar los datos provenientes de cada rasgo.

Los cálculos para determinar el índice de FAD2 se basan en la distancia euclídea entre dos especies, la suma de todos los pares de especies determina el FAD2 (Di Renzo et al 2008)

$$ED_{ij} = \sqrt{\sum_{k=1}^K (x_{kj} - x_{ki})^2} \quad (4)$$

donde: ED_{ij} , distancia ecológica, K es el número total de rasgos, y x_{kj} y x_{ki} son los valores del rasgo k en las especies j y i . Usando ED_{ij} , que es la distancia euclidiana entre dos especies, FAD2 es definida como:

$$FAD2 = \sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^s ED_{ij} \quad (5)$$

El MFAD es una modificación del FAD2 propuesto por Schmera (2009) citado por Di Renzo et al 2008, con la finalidad de superar las limitaciones de monotonía, y se basa en la estimación de la disimilaridad dividida sobre el valor de unidades funcionales. Se expresa de la siguiente manera:

$$MFAD = \frac{\sum_{i=1}^N}{(6)}$$

Donde, dij es la disimilaridad entre especies y Nitrógeno el número de unidades funcionales.

Para agrupar las especies estudiadas de acuerdo a la capacidad de amortiguamiento, se utilizó un análisis de conglomerado con los rasgos medidos, el método de distancia a utilizar será la distancia euclidiana y el agrupamiento se realizará a través del método de Ward. La determinación de los grupos funcionales se realizara a través de un corte al 50 % del valor de la distancia máxima.

Posteriormente, se realizó un análisis de discriminante línea para obtener las tasas de error aparente y así poder verificar la coherencia del número de grupos funcionales y la influencia de cada rasgo en los grupos resultantes. La significancia estadística entre los grupos será determinada a través de un Análisis de varianza multivariado (MANOVA) con la prueba de Wilks y la prueba de comparación de vectores medios de Hotelling ($\alpha=0.05$).

Para encontrar el nivel de asociación que tienen ciertos rasgos funcionales con los diferentes de tipos de vegetación, se utilizó un análisis de tablas de contingencia y análisis de correspondencia.

Para determinar la variación de los índices en cada uno de los tipos de vegetación se realizó un análisis de varianza; para remover la falta de independencia y la falta de homogeneidad de varianza de los datos, se utilizó un modelo mixto utilizando como covariables la ubicación espacial de las parcelas mediante las coordenadas UTM mediante un modelo de correlación espacial exponencial. Para ajustar la varianza se probaron dos modelos de ajuste: VarIden y VarConspower.

Debido a que en la parcelas del tipo de bosque 1 solamente se tenía una parcela con presencia de arboles, se decidió extraer estas parcelas del análisis, por que incrementaban de manera significativa la varianza.

Para determinar las diferencias entre los tipos de vegetación, se uso la prueba de comparaciones múltiples de LSD Fisher con un nivel de significancia de 5 % sobre las medias ajustadas.

Todos los análisis se realizaron con el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al 2009)

El modelo utilizado fue el propuesto en la ecuación 1.

4.1.4 Relación entre diversidad funcional con información espectral de imágenes satélite

Para estimar el nivel de correspondencia que existe entre los tipos de funcionales de ecosistemas encontrados a través del análisis de las imágenes satélites y sus características funcionales determinadas a través de los trabajos en campo, se utilizó un análisis de correlación de Pearson. Con las variables de mayor correlación y significativas, se procedió a realizar un análisis de regresión, para determinar el ajuste de los datos a una curva que explique de mejor manera la relación.

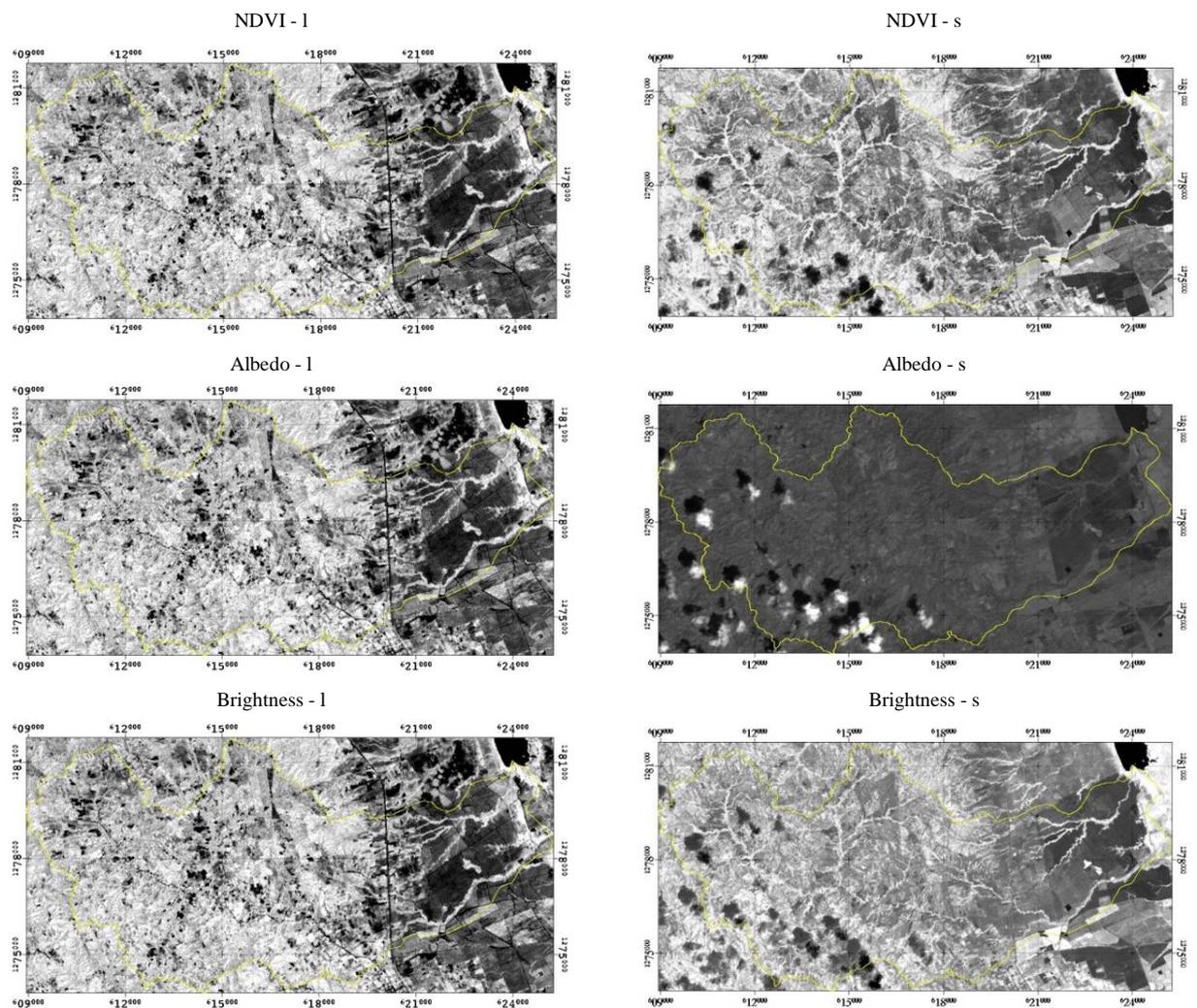
Todos los análisis se realizaron con el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al 2009)

5 RESULTADOS

5.1 Determinación de tipos de vegetación

5.1.1 Determinación de los índices espectrales

El resultado de los índices espectrales y la transformación se expresan en forma de imágenes monocromáticas individuales para cada uno de los índices y ejes de transformación, así como para la época de lluvias y secas. En la Figura 5 se muestran las imágenes obtenidas ampliadas para el área de la cuenca del Gil González.



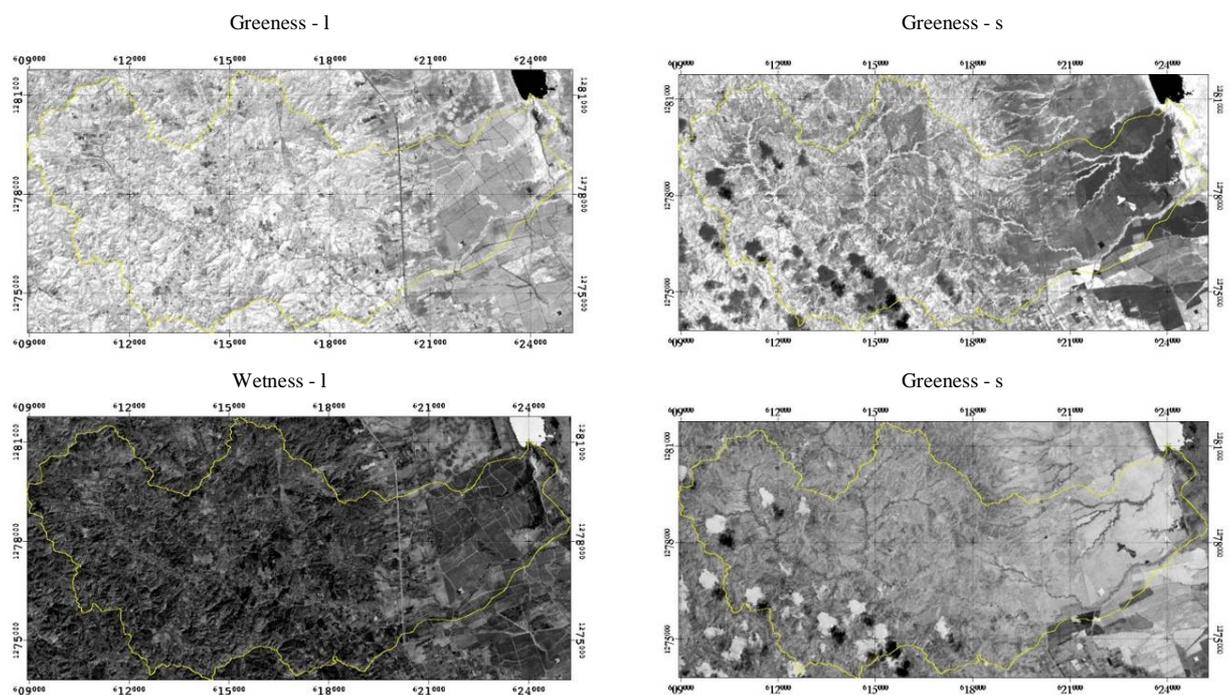


Figura 5. Imágenes de monocromáticas de NDVI, Albedo, Brightness, Greeness y Wetness, para la época de secas (- s) y lluvias(- l)

La interpretación de las imágenes para el NDVI, Albedo, Brightness y Greeness en general hace corresponder a las zonas más brillantes como zonas de vegetación densa y las áreas oscuras corresponden a zonas de vegetación escasa o suelo desnudo. Para el caso del Wetness se tiene el mismo patrón áreas brillantes corresponden a las zonas más secas mientras que las zonas más oscuras corresponden a zonas húmedas. Se puede observar también una variación entre la época de lluvias y secas, especialmente en el Wetness donde la época lluvias se muestra más oscura y en la época de secas mucho más brillante, reflejando claramente las diferencias de humedad en el suelo y la vegetación.

Las 10 imágenes son integradas mediante un proceso de staking layer para obtener una imagen multispectral y en base a un shape de los límites de vegetación ribereña obtenido por digitalización en una imagen de alta resolución se extrae los pixeles correspondientes a la vegetación ribereña, a partir de esta imagen se procederá con la clasificación de los tipos de vegetación (Figura 6)

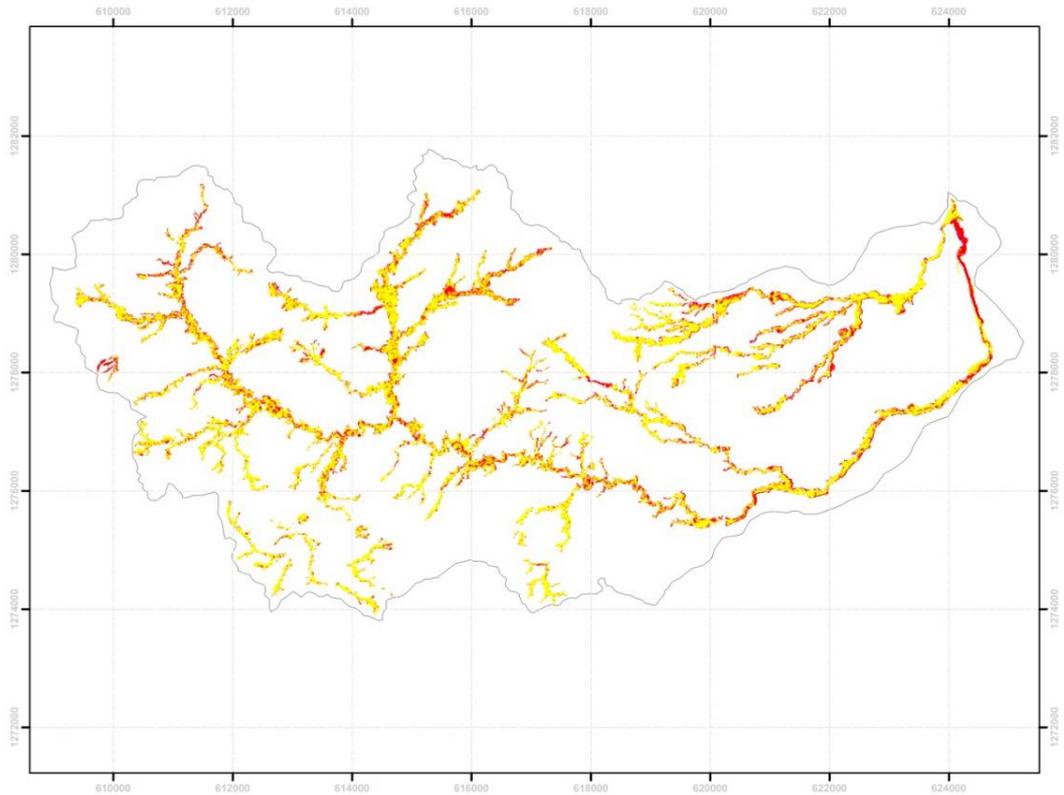


Figura 6. Imagen multiespectral de la zona ribereña que contiene los índices de NDVI, Albedo, Brightness, Greenness y Wetness para la época de secas y lluvias.

5.1.2 Clasificación espectral de los tipos de vegetación

Mediante la clasificación Isodata de la imagen que contiene los índices de vegetación y los valores de los ejes de transformación se determinó una imagen que agrupa los píxeles del bosque ribereño en 36 clases espectrales.

El agrupamiento por conglomerados utilizando la distancia euclídea como medida de distancia y el promedio simple como método de agrupamiento, determinó cinco grupos que definen los tipos de vegetación, la ubicación y distribución de los tipos de vegetación se muestran en la Figura 7 y la ampliación en el anexo 1.

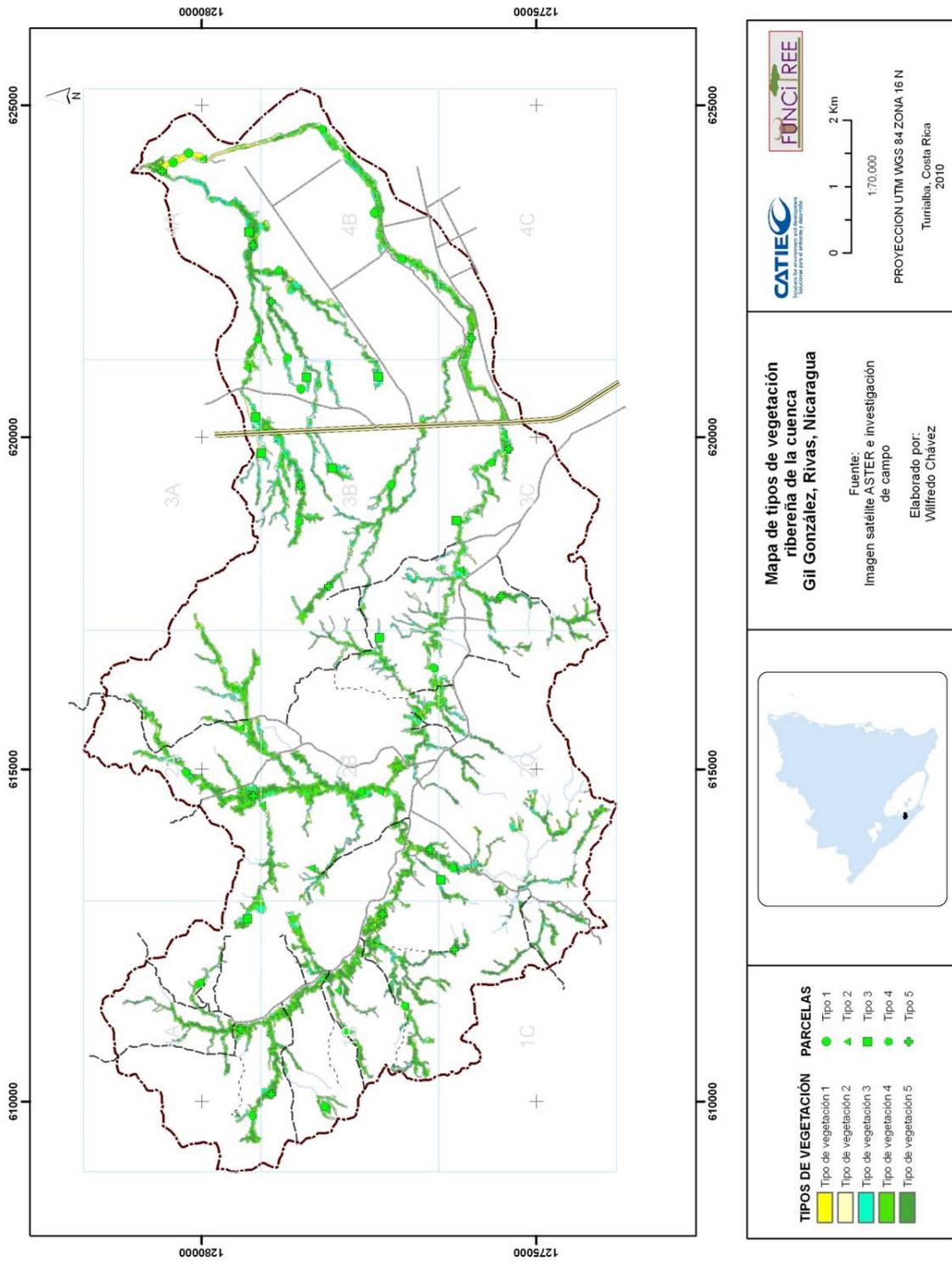


Figura 7. Mapa de tipos de vegetación en la cuenca del Gil González

La evaluación de la eficiencia de la separación de los tipos de vegetación se evalúa con un análisis de varianza multivariado y separación de medias (Cuadro 5)

El análisis de varianza multivariado (métodos de Wilks, $F=0.78$, $p<0.0001$) a un nivel de confianza del 5 %, muestran diferencias significativas entre los tipos de vegetación definidos. La separación de medias multivariada, se realizó mediante el método de Hotelling con un nivel de confianza de 0.05 %, se observa que existen diferencias significativas entre cada uno de los tipos de vegetación determinados (cuadro 5)

Cuadro 5. Separación de medias multivariable, Método de Hotelling, alfa = 0.05

TIPOS	NDVII	ALBI	BRII	GREI	WETI	NDVIs	ALBs	BRIS	GRES	WETS	
5	0.86	1471.2	220.66	1852.7	-2192	0.72	1431.9	-277.2	1388.4	-1732	A
4	0.83	1269.1	60.69	1531.7	-1815	0.64	1243.5	-484.3	1033.7	-1322	B
3	0.83	1408.1	106.55	1695.4	-1996	0.49	1216.3	-807.4	693.17	-1048	C
2	0.71	1213.2	-226.9	1196	-1481	0.45	1326.2	-860.3	722.48	-1094	D
1	-1111	785.62	-280.3	629.32	-850	0.41	1056.0	-440.7	732.77	-1010	E

NDVI: Índice normalizado de vegetación, ALB: Albedo, BRI: Brightness, GRE: Greenness, WET: Wetness

l: época de lluvias, s: época de secas

Los valores del NDVI varían de 0 – 1, Valores de Albedo presentados como radiancia absorbida. Se puede expresar también como 0 – 1, dividiendo entre 1000 y restando de 1

El análisis discriminante para los tipos de vegetación formados en el análisis de conglomerados muestra gráficamente la separación existente entre los tipos de vegetación, se observa una clara separación entre las clases espectrales clasificadas en el tipo de vegetación 1 y 2, mientras que existe cierta superposición entre los clases espectrales clasificadas para los tipos de vegetación 3, 4 y 5. (Figura 8).

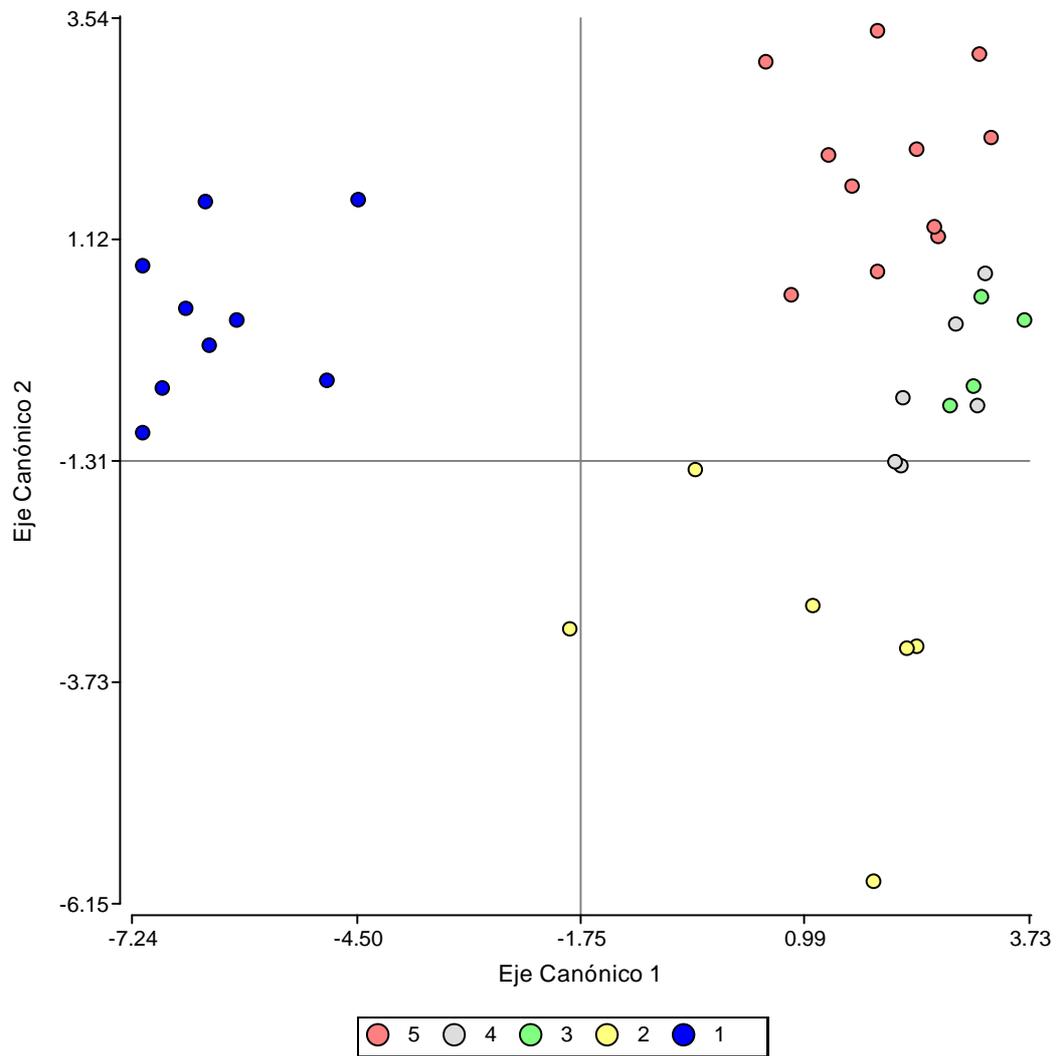


Figura 8. Análisis discriminante para las 36 clases espectrales para definir tipos de vegetación

El análisis discriminante muestra que el eje canónico "x" separa los grupos 1 del 2,3,4 y 5, siendo el valor del Wetness el que determina esta separación, mientras el eje "y" separa el grupo 2 del 1,3,4 y 5, siendo el valor del Greenness el determinante para esta separación, mientras que en el 3 eje canónico la separación está dada por el Wetness (Cuadro 6). De acuerdo a los auto valores los tres primeros ejes canónicos explican el 97 % de la variación, el tercer eje separa los grupos 3 y 4 (Cuadro 6).

Cuadro 6. Funciones discriminantes con varianzas comunes de los grupos relacionados al tipo de vegetación

	1	2	3
NDVI - l	0.03	0.03	-0.11
ALB - l	-11.5	3.5	19.8
BRI - l	-5.05	4.15	8.06
GRE - l	2.48	-7.3	0.34
WET - l	-12.36	-2.51	22.02
NDVI - s	1.64	3.75	1.32
ALB - s	-4.04	12.81	-4.96
BRI - s	-3.78	9.11	-0.15
GRE - s	1.37	-17.58	-14.03
WET - s	-1.76	-1.3	-16.8

NDVI: Índice normalizado de vegetación, ALB: Albedo, BRI: Brightness, GRE: Greenness, WET: Wetness. s: secas; l: lluvias

Se resalta los recuadros con el mayor valor absoluto como las variables discriminantes

La clasificación cruzada (Cuadro 7) realizada entre los grupos que determinan los tipos de vegetación y los grupos determinados por el análisis discriminante muestra un error promedio de 5.56 %, donde las 9 clases correspondientes al tipo 1 fueron todas bien clasificadas, la tasa de error de clasificación de este tipo fue de 0 %. De las 6 clases correspondientes al tipo 2, las 6 clases fueron correctamente clasificadas mostrando una tasa de error de 0 %. De las 4 clases correspondientes al tipo 3, 3 fueron bien clasificados y 1 mal clasificado, la tasa de error es del 25 %. De las 6 clases del tipo 4, las 4 clases fueron asignadas bien y la tasa fue de 0 %. De las 11 clases correspondientes al tipo 5, 10 fueron asignadas correctamente y una clase mal clasificada, la tasa de error fue de 9.09.

Cuadro 7. Clasificación cruzada para grupos definidos para tipos de vegetación

TIPO	1	2	3	4	5	TOTAL	ERROR(%)
1	9	0	0	0	0	9	0
2	0	6	0	0	0	6	0
3	0	0	3	1	0	4	25
4	0	0	0	6	0	6	0
5	0	0	0	1	10	11	9.09
Total	9	6	3	8	10	36	5.56

(*) Recuadros resaltados en gris clases correctamente asignadas y recuadros en verde error de asignación

La caracterización de los grupos que definen tipos de vegetación en cuanto a sus características espectrales se pueden observar en el cuadro 5, tal como se evidencia en el cuadro los valores de los indicadores y transformaciones espectrales disminuyen del tipo de vegetación 5 al 1, a excepción del valor del Wetness que aumenta en ese mismo sentido.

En el mismo cuadro se observa un valor negativo que corresponde al valor de NDVI para la época de lluvias en el grupo 1; este valor posiblemente corresponda a pequeños cuerpos de agua o zonas inundadas dentro del bosque que saturaron el valor de NDVI, pero que en si no influye en el comportamiento de los pixeles que caracterizan a este tipo de vegetación.

Otra observación respecto al comportamiento de los índices espectrales y valores de transformación, es que disminuyen en cuanto a la variación temporal, los valores son mayores en la época de lluvias en comparación a la época de seca.

5.1.3 Distribución de los tipos de vegetación

Los grupos definidos mediante el análisis espectral de las imágenes satélite corresponden a cinco tipos de vegetación diferenciados en cuanto a su estructura y fisonomía. La distribución espacial de los tipos de vegetación asociado a las riberas del río Gil Gonzales se muestra en la Figura 7, y las características en cuanto a extensión y características estructurales en el Cuadro 8.

Cuadro 8. Descripción de tipos de vegetación separados a través de índices espectrales

TIPO DE VEGETACIÓN	SUPERFICIE		DESCRIPCIÓN
	HA	%	
1	109.62	11.28	Vegetación herbácea cerrada o abierta, densidad de tallos muy baja.
2	78.98	8.12	Vegetación arbustiva dispersa, copas muy separadas, densidad de tallos baja.
3	136.49	14.04	Vegetación arbórea dispersa, copas separadas, densidad de tallos media.
4	352.15	36.22	Vegetación arbórea abierta: copas tocándose, densidad de tallos alta.
5	294.93	30.34	Vegetación arbórea cerrada: copa solapados, densidad de tallos muy alta.
	972.16	100.00	

(*) Para el caso de la presente clasificación se considera tallos a los arboles con DAP mayores o iguales 10 cm.

Una muestra fotográfica de los tipos de vegetación se presenta en la Figura 9.

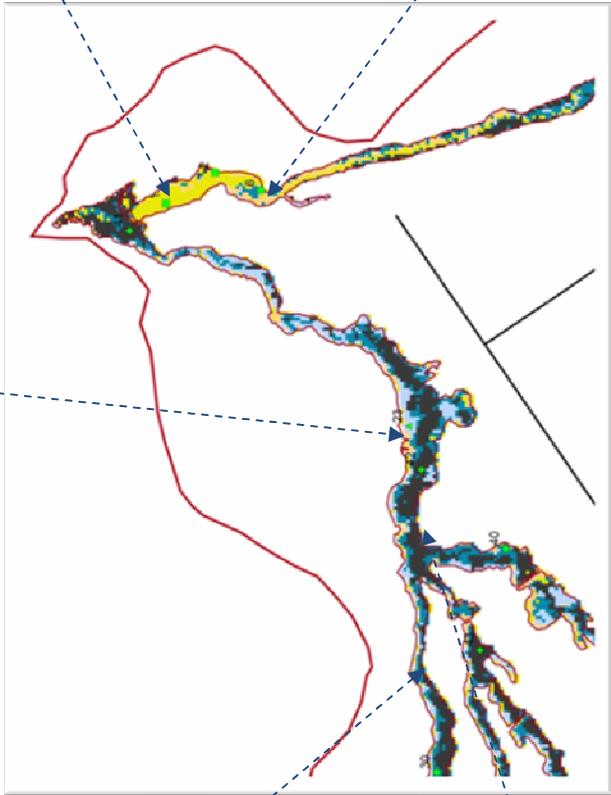
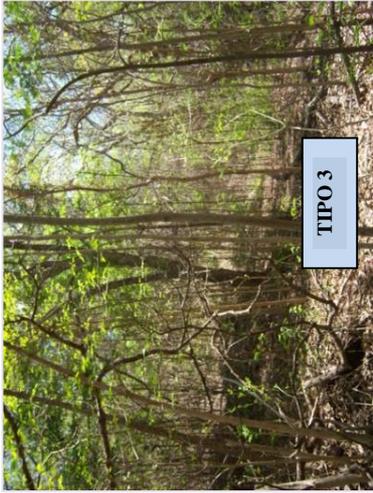


Figura 9. Ejemplo de ubicación y descripción de tipos de vegetación, los colores en el nombre del tipo de vegetación corresponden a los colores en el mapa.



5.2 Estructura de la vegetación

5.2.1 Variación de la estructura de la vegetación

Las variaciones y diferencias de las métricas de estructura de la vegetación se muestra en el cuadro 9.

Cuadro 9. Analisis de varianza para la estructura de la vegetación, alfa de 0.05 %

TIPO VEGETACIÓN	Área basal (F=18.42, p< 0.0001)	Altura promedio (F=16.75, p< 0.0001)	Cobertura de arbustos (F=3.17, p< 0.0212)
5	3.33 ± 0.72 A	20.06 ± 1.28 A	56.03 ± 5.14 A
4	1.75 ± 0.23 B	17.20 ± 1.24 A B	48.15 ± 5.47 A B
3	1.02 ± 0.18 C	14.13 ± 1.52 B	47.29 ± 6.92 A B
2	0.21 ± 0.09 D	9.91 ± 1.44 C	24.61 ± 8.61 B
1	0.05 ± 0.12 D	2.14 ± 2.14 D	23.61 ± 13.73 B
TIPO VEGETACIÓN	Cobertura de herbáceas (F=21.40, p< 0.0001)	Cobertura de suelo desnudo (F=7.55, p< 0.0001)	Distanciamiento entre arboles (F=15.19 p< 0.0001)
5	22.50 ± 6.26 B	1.38 ± 0.57 C	30.00 ± 5.97 C
4	23.79 ± 4.88 B	4.55 ± 1.26 B	26.06 ± 3.18 C
3	25.07 ± 4.34 B	12.67 ± 4.37 B	10.16 ± 1.65 B
2	27.09 ± 4.46 B	31.73 ± 7.57 A	5.18 ± 1.05 A
1	51.00 ± 1.45 A	17.85 ± 8.07 B	5.02 ± 1.08 A
TIPO DE VEGETACIÓN	LAIp (F=25.73, p< 0.0001)	LAI s (F=16.67, p< 0.0001)	LAI l (F=22.13 p< 0.0001)
5	4.94 ± 0.16 A	4.66 ± 0.27 A	5.21 ± 0.13 A
4	4.13 ± 0.18 B	3.72 ± 0.25 B	4.54 ± 0.16 B
3	3.12 ± 0.25 C	2.53 ± 0.31 C	3.71 ± 0.24 C
2	2.31 ± 0.41 C D	2.03 ± 0.29 C	2.91 ± 0.43 C D
1	2.30 ± 0.26 D	1.69 ± 0.45 C	2.55 ± 0.32 D

(*). Valores significativos al 0.05 %

Área basal en m²; altura promedio de los arboles en m; cobertura de arbustos en %; cobertura de herbáceas en %; Cobertura de suelo desnudo en %; distancia promedio entre arboles presentes en el tipo de vegetación en m; LAIp: Índice de área foliar promedio para toda la temporada m²/m².; LAIs: Índice de área foliar para la época de secas en m²/m².; LAIl: índice de área foliar para la época de lluvias en m²/m².

La separación de medias se muestra de medias para las diferentes métricas de estructura se muestra en la figura 10.

El análisis de varianza muestra diferencias significativas ($p > 0.0001$) para el área basal, altura promedio, cobertura de arbustivas, cobertura de herbáceas, suelo desnudo, distancia entre árboles y LAI. La cobertura de hojarasca muestra valores no significativos y la variación de la densidad no pudo ser determinada por restricciones de varianza en el modelo utilizado.

En cuanto al área basal, presenta mayores valores en el tipo de vegetación 5 y estadísticamente diferentes al resto de valores del resto de tipos de vegetación. Por otro lado, la altura promedio del tipo de vegetación, muestra los mayores valores en el tipo de vegetación 5, pero estadísticamente no se diferencia del tipo 4 y este a su vez del tipo 3, siendo únicamente diferentes de los valores de altura encontrados en los tipos de vegetación 2 y 1.

En cuanto al porcentaje de cobertura de arbustivas, se muestra que los mayores valores de cobertura se presentan en el tipo de vegetación 5, pero no muestra diferencias estadísticas con los valores de porcentaje presentes en los tipos 4 y 3, pero si diferentes estadísticamente a los valores de los tipos 2 y 1.

El porcentaje de cobertura de herbáceas muestra los mayores valores en el tipo de vegetación 1, se diferencia estadísticamente de los valores encontrados para los demás tipos de vegetación.

El porcentaje de suelo desnudo en los tipos de vegetación se da con un mayor valor en el tipo 2 y se diferencia estadísticamente de los valores de los tipos 1,3 y 4, pero si es diferente estadísticamente del tipo 5, el cual presenta los menores valores de suelo desnudo.

El distanciamiento promedio entre los árboles que componen los tipos de vegetación, presentan los mayores valores de distanciamiento en los tipos de vegetación 1 y 2 los cuales no se diferencian estadísticamente, estos valores son a su vez diferentes al distanciamiento presente para los árboles del tipo 3. Los menores valores de distanciamiento entre árboles se encuentra en los tipos de vegetación 5 y 4, los cuales muestran diferencias no significativas entre sí.

Los valores del LAI tanto el valor promedio para todo el año así como los valores para la época de secas y lluvias, muestran los mayores valores en el tipo de vegetación tipo 5, el cual es estadísticamente diferente a los valores encontrados para los demás tipos de vegetación. Así mismo, en los tipos de vegetación 1,2 y 3 los valores de LAI se muestran no significativos entre sí. Por otro lado, se puede observar diferencias estadísticas significativas entre los valores de LAI para la época de secas y para la época de lluvias ($W = 3575.50$,

p=0.0018). Diferencia explicada por los drásticos cambios en la cobertura de copas por la senescencia de hojas en la época seca y rebrote en la época de lluvias.

La estructura diamétrica y distribución de las áreas basales de los tipos de vegetación se muestra en el cuadro 10, donde se observa la tendencia típica de la distribución diamétrica de los bosques, con un gran número de individuos en las clases diamétrica inferiores y pocos individuos en las clases diamétrica superiores.

Cuadro 10. Distribución diamétrica por tipos de vegetación

TIPO		CLASE DIAMÉTRICA										TOTAL
		10.0-20.0	20.1-30.0	30.1-40.0	40.1-50.0	50.1-60.0	60.1-70.0	70.1-80.0	80.1 - 90.0	90.1-100.0	100.1 - 200.0	
1	N ind	8	1	1								10.00
	AB	0.10	0.04	0.09								0.22
2	N ind	54	6	6	1	2						69.00
	AB	0.76	0.28	0.54	0.16	0.50						2.23
3	N ind	190	35	20	5	2	1				1	254.00
	AB	2.90	1.62	1.91	0.84	0.49	0.31				1.13	9.20
4	N ind	318	112	38	23	6	6	1		2	2	508.00
	AB	5.13	5.35	3.70	3.71	1.45	1.97	0.44		1.56	2.59	25.88
5	N ind	327	101	30	15	11	9	7	6	1	10	517.00
	AB	5.04	4.92	2.72	2.55	2.69	3.09	3.06	3.53	0.79	17.94	46.32
Total	N ind	897.00	255.00	95.00	44.00	21.00	16.00	8.00	6.00	3.00	13.00	1358.00
	AB	13.93	12.21	8.96	7.25	5.12	5.37	3.49	3.53	2.34	21.66	83.86

(*) Valores de clase diamétrica en centímetros y área basal (AB) en m²

Para los cinco tipos de vegetación, los valores de área basal mantienen una proporción muy similar en las dos primeras clases diamétrica, siendo el tipo de vegetación 5 el que presenta un mayor valor de área basal en esas dos clases diamétrica, seguido del tipo 4 y los que menor área basal tienen son los fragmentos 3, 2 y 1.

Los datos de abundancia por clase diamétrica para todos los tipos de vegetación señalan un total de 1350 individuos \geq 10 cm de DAP, los valores de la mayor de los individuos para esta variable se ubican entre las clases diamétrica inferiores (10 a 30 cm); mientras, se observa ausencia de individuos en las clases superiores en los tipos de bosque 1, 2 y 3 una baja proporción en los tipos 4 y 5.

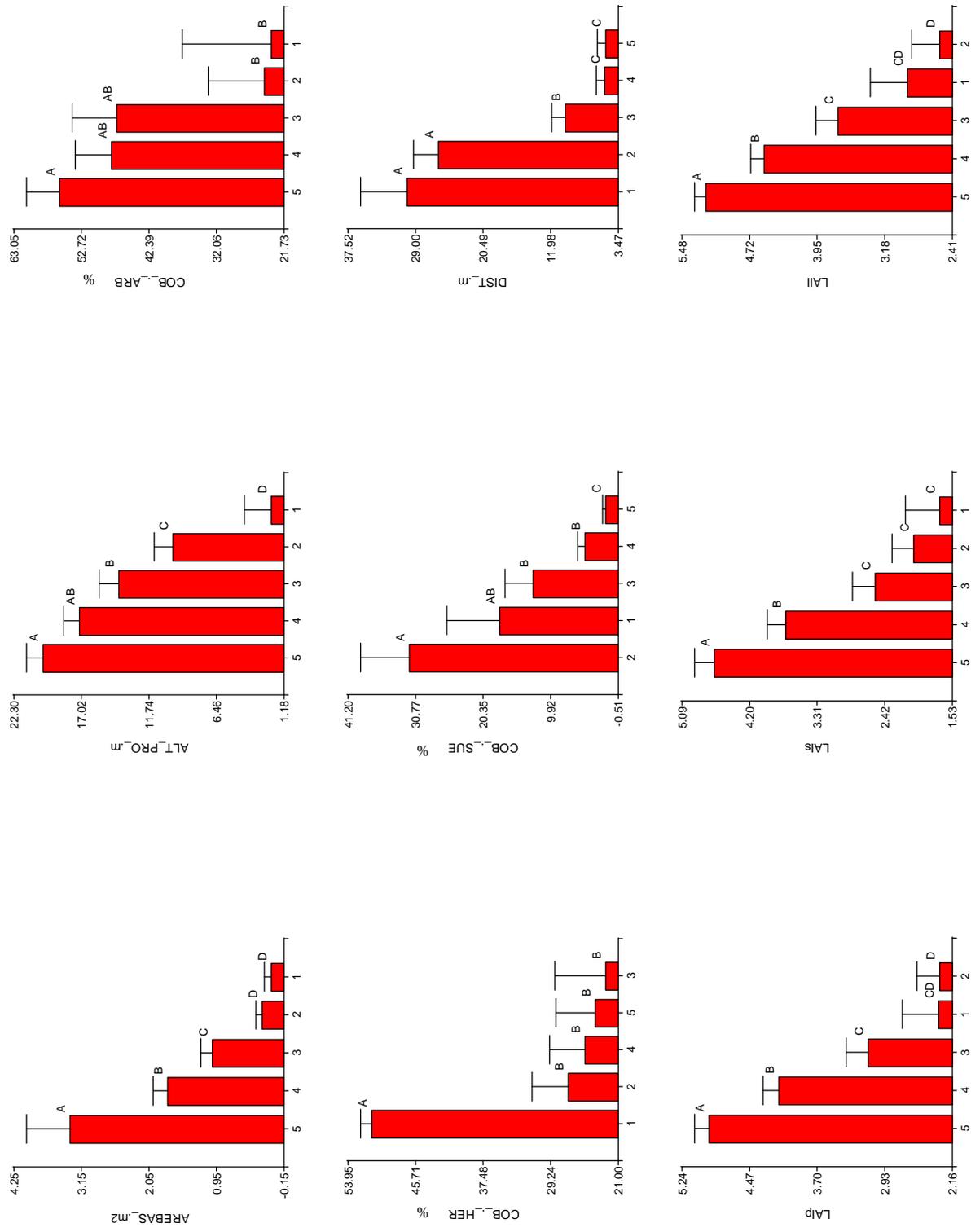


Figura 10. Variación de la estructura por tipo de vegetación

AREBAS = Área basal, ALT_PRO = Altura promedio, COB_ARB = Cobertura arbustos, COB_HER = Cobertura herbáceas, COB_SUE = Cobertura suelo, DIST = Distancia entre arboles, LAI = Índice de área foliar promedio, LAls Índice de área foliar seca, LAl = Índice de área foliar secas

5.2.2 Relación entre índices espectrales y características de la comunidad

En el cuadro 11 se muestra el total de observaciones paretas entre los índices y valores de transformación espectrales con las métricas de estructura de la vegetación, mediante una matriz simétrica, donde los valores superiores de la matriz corresponden a los valores de probabilidad a un nivel crítico del 95 % de significancia y los valores de la parte inferior corresponden a los valores de correlación Pearson.

Cuadro 11. Correlaciones entre índices espectrales y características de la comunidad

VARIABLES DE ESTRUCTURA	NDVI	ALBEDO	GREENNESS	BRIGHTNESS	WETNESS
Área basal	0.62 *	0.08 *	0.63 *	0.55 *	-0.46 *
Altura promedio	0.64 *	0.06 *	0.63 *	0.53 *	-0.49 *
Distanciamiento entre arboles	-0.68 *	-0.31 *	-0.62 *	-0.6 *	0.5 *
LAI _s	0.67 *	0.29 *	0.7 *	0.61 *	-0.55 *
LAI _l	0.69 *	0.21 *	0.72 *	0.55 *	-0.52 *

(*). Valores de correlación significativos al 0.05 %

Se observa una fuerte relación positiva significativa entre los índices espectrales como el NDVI, Brightness y Greenness con variables como área basal, altura promedio, distanciamiento entre arboles y sobre todo con el LAI. Estas fuertes relaciones se explican por que existe una relación aproximadamente lineal entre la cantidad de radiación solar absorbida por los pigmentos de las plantas y los índices de vegetación calculados a partir de onda corta y reflectancia de rojo e infrarrojo cercano (Lloyd 1990).

El caso del albedo, se registran valores de correlación muy bajos con los indicadores de estructura de la vegetación, presentando una correlación positiva significativa con el LAI y una correlación negativa significativa con la distancia entre arboles. Estas correlaciones se explican por la misma razón de absorción y reflexión de luz que presentan las hojas.

El Wetness, presenta correlaciones negativas y significativas con casi todos los indicadores de comunidad, debido a que los valores del Wetness se relacionan con el contenido de agua en la vegetación y en el suelo, por tanto es un buen indicador de la madurez y densidad de la cubierta vegetal (Chuvieco 1994).

5.3 Diversidad funcional

5.3.1 Descripción de los rasgos funcionales

Se evaluaron cinco rasgos funcionales relacionados al servicio ecosistémico de amortiguamiento de los bosques ribereños, el cuadro 12 se resumen las estadísticas descriptivas de los rasgos evaluados

Cuadro 12. Estadística descriptiva de los rasgos funcionales involucrados con el servicio ecosistémico de capacidad de amortiguamiento

RASGO FUNCIONAL		UNIDAD	n	MEDIA	D.E.	CV	MÍN	MÁX
Área foliar	AF	mm ²	44	13747.24	10253.65	74.59	1984.97	44733.1
Área foliar específica	AFE	mm ² mg ⁻¹	44	14.78	5.01	33.89	6.65	26.09
Contenido foliar de Nitrógeno	CFN	%	44	2.23	0.58	26.17	1.1	4
Densidad de madera	DM	gr cm ⁻³	44	0.66	0.22	33.53	0.17	1.07
Fenología de hoja *	FH							
Tiempo de permanencia de hoja	TH	meses	44	10.07	1.69	16.78	7	12
Presencia de aletas *	Al							

(*) Datos categóricos no aplican

AF: Área foliar, AFE: Área foliar específica, CFN: contenido foliar de nitrógeno, DM: Densidad de madera, FHv: Fenología de hojas: Alv: Presencia de aletas (gambas)

Se observa que los rasgos ligados a las características de la hoja son las que muestran una mayor variabilidad, mientras que los rasgos del tallo presentan valores menores de variabilidad. Esto debido a la gran variedad de tamaños de hojas que se tiene entre las diferentes especies seleccionadas, mientras que en los rasgos de tallo los valores se encuentran dentro de un rango más estrecho.

Dentro del análisis funcional, es necesario establecer relaciones entre los diferentes rasgos, el cuadro 13 muestra la correlación tanto positiva como negativa entre los rasgos analizados y los valores de significancia estadística (señalados con un asterisco)

Debido a la diferencias en cuanto a los tipos de datos que involucra cada rasgo, se realizó un análisis de correlación de Pearson para los rasgos cuantitativos (área foliar, área foliar específica, contenido foliar de nitrógeno, densidad de madera) y correlación de Spearman para rasgos categóricos (fenología de hoja y presencia de aletas).

Cuadro 13. Correlación entre rasgos involucrados con el servicio ecosistémico de amortiguamiento

	AF (mm ²)	AFE (mm ² mg ⁻¹)	CFN (%)	DM (gr cm ⁻³)	FHv	Alv	n
AF (mm ²)	1	*	*	*	*	*	44
AFE (mm ² mg ⁻¹)	-0.24	1		*	*		44
CFN (%)	0.26	0.03	1	*	*	*	44
DM (gr cm ⁻³)	-0.35	0.26	0.33	1	*	*	44
FHv	-0.12	0.3	-0.01	0.37	1	*	44
Alv	0.38	-0.05	0.21	0.12	0.24	1	44

(*). Valores de correlación significativos al 0.05 %

AF: Área foliar, AFE: Área foliar específica, CFN: contenido foliar de nitrógeno, DM: Densidad de madera, FHv: Fenología de hojas; Alv: Presencia de aletas (gambas)

El área foliar presenta una correlación negativa significativa con el área foliar específica, lo cual es concordante con los estudios de Milla y Reich (2007) quienes reportan que la tendencia general es que el área foliar específica disminuye a medida que aumenta el área foliar. Por otro lado se observa una correlación positiva significativa del área foliar con el contenido foliar de nitrógeno, concordante con los reportes de (Ellsworth y Reich 1997).

Se observa también una correlación negativa significativa entre el área foliar y la densidad de madera, es decir hojas de tamaño grande se asocian de cierta manera a arboles de densidad de madera baja. Tal como reporta Swenson et al (2008) que la densidad de madera tiene una débil correlación con el área foliar en el caso de los arboles tropicales; Por tanto, es posible relacionar las tasas de crecimiento altas característico de los arboles de densidad de madera baja con hojas de gran tamaño por sus altas tasas de crecimiento (Poorter y Remkes 1990), una de las posible explicaciones de la correlación es la densidad de madera baja, que está vinculado a una mayor conductancia, por lo tanto puede soportar hojas más grandes, (Wright et al. 2006). Esta misma condición debe explicar la débil relación entre el área foliar específica y la densidad de madera.

De igual modo se tiene una interesante aunque débil correlación positiva significativa entre el área foliar y la presencia de aletas o gambas en la base del árbol, no se tiene reportes en la literatura científica sobre esta relación, sin embargo parece ser que la relación entre el tamaño de las hojas condiciona copas muy frondosas y pesadas que hace que el árbol busque mayor estabilidad a través de la presencia de estas adaptaciones, el caso más típico lo constituye el árbol de *Sterculea apetala*, árbol con hojas muy grandes y copa extensa y presencia de grandes aletas en la base del árbol.

La correlación positiva significativa entre la densidad y el contenido foliar de nitrógeno, aunque débil debe estar asociada indirectamente a la eficiencia fotosintética que presentan las hojas con altos contenidos de nitrógeno y los requerimientos de agua más relacionados a arboles de madera suave (Wright et al 2006).

Finalmente, el valor de correlación más alto encontrado es la relación existente entre la densidad de madera y la FHv, arboles de madera dura en su mayoría son perennifolios, esta relación fue determinada por Borchert (1994) en arboles del trópico seco del norte de Costa Rica, al encontrar relaciones entre la fenología foliar con la disponibilidad hídrica del tronco el cual a su vez está fuertemente determinado por la densidad de madera.

5.3.2 Índices de diversidad funcional

5.3.2.1 Variación de la media ponderada de la comunidad (MPC) de los rasgos por tipo de vegetación

El análisis de varianza para los valores de media ponderada de la comunidad de los rasgos en relación a los tipos de vegetación, indica que existe un efecto significativo ($p < 0.001$) de los tipos de vegetación sobre la distribución de los rasgos funcionales, para el área foliar específica, contenido foliar de nitrógeno, densidad de madera fenología de hoja y presencia de aletas (Cuadro 14).

La separación de medias entre los diferentes tipos de vegetación para cada una de los rasgos funcionales, muestra que las diferencias se dan principalmente entre los tipos de vegetación extrema (tipo de vegetación 5 con el 2), mientras que entre tipos de vegetación adyacente no existen diferencias significativas.

Cuadro 14. Análisis de varianza para la MPC de los rasgos por tipo de vegetación, alfa 0.05 %

TIPO VEGETACIÓN	AF (F=2.03, p=0.1223)	AFE (F=4.51, p=0.0074)	CFN (F=4.99, p< 0.0044)
5	13771.73±2806.54 A	18.89±1.06 A	2.05±0.08 A
4	10603.32±1900.84 A B	15.82±0.96 A	2.00±0.26 A
3	10366.02±2033.58 A B	14.23± 2.23 A B	1.99±0.09 A
2	4330.94±2779.18 B	6.75±3.70 B	0.73±0.33 B
TIPO VEGETACIÓN	DM (F=6.92, p= 0.0006)	FHv (F=5.52, p=0.0025)	Alv (F=3.05, p= 0.0355)
5	0.63±0.02 A	2.09±0.12 A	2.52±0.13 A
4	0.60±0.03 A	1.85±0.13 A B	2.35±0.15 A
3	0.56±0.07 A	1.52±0.18 B C	1.87±0.39 A B
2	0.21±0.09 B	0.81±0.34 C	0.87±0.59 B

(*). Valores significativos al 0.05 %

AF: Área foliar, área foliar específica; AFE: Área foliar específica, CFN: contenido foliar de nitrógeno, DM: Densidad de madera, FHv: Fenología de hojas; Alv: Presencia de aletas (gambas)

La separación de medias en forma grafica se muestra en la Figura 11.

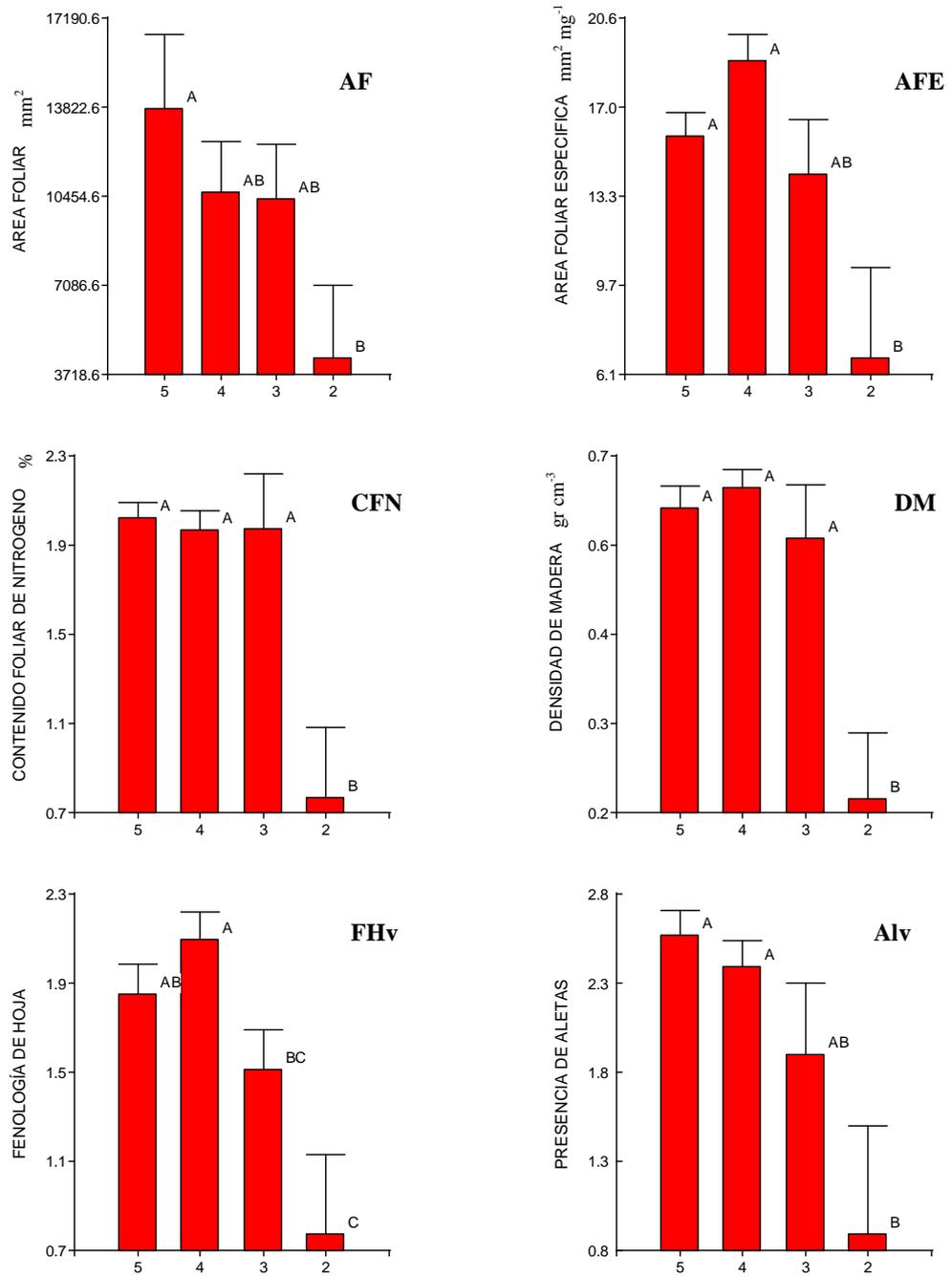


Figura 11. Variación de la MPC de los rasgos por tipo de vegetación

5.3.2.2 Variación de índices de diversidad funcional por tipo de vegetación

El análisis de varianza del cuadro de ANAVA para los índices de diversidad funcional (Cuadro 15), indica que existe un efecto significativo ($p < 0.0001$) de los tipos de vegetación sobre la diversidad funcional para los dos índices utilizados.

Cuadro 15. Análisis de varianza de índices de diversidad funcional por tipo de vegetación, alfa 0.05

TIPO VEGETACIÓN	FAD2 (F=8.20, p=0.002)	MFAD (F=26.48, p<0.0001)
5	98.38 ± 29.64 A	4.77 ± 0.47 A
4	71.67 ± 23.32 A	3.73 ± 0.42 A
3	102.19 ± 36.70 A	3.53 ± 0.57 A
2	3.99 ± 3.55 B	0.56 ± 0.29 B

La aplicación de la prueba de separación de medias (LSD Fisher 0.05), indica que la diferencia entre tratamientos es solo debido a la menor diversidad funcional en el tipos de vegetación 2, con valores de 3.99 y 0.56 para el índice FAD2 y MFAD respectivamente, mientras que en los restantes tipos de bosque la diversidad varía de 102.19 a 71.67 para el FAD2 y 0.57 a 0.42 para el MFAD, no pudiéndose distinguir estadísticamente entre los efectos que producen la variación de la vegetación en la diversidad funcional.

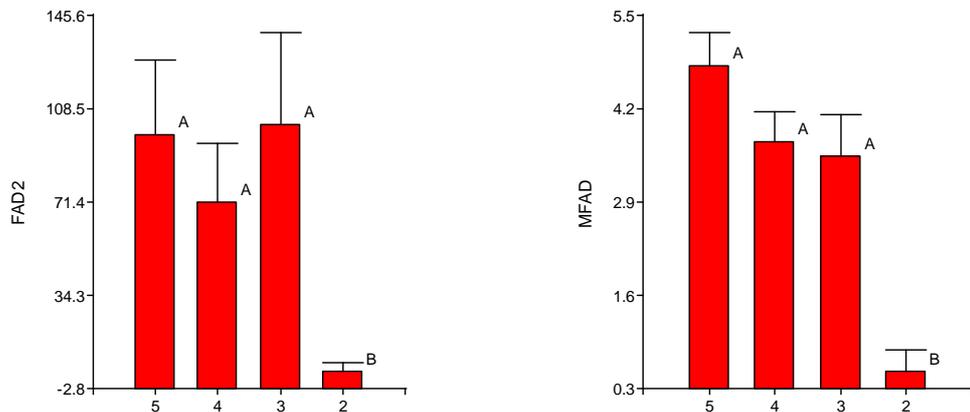


Figura 12. Variación de la diversidad funcional por tipo de vegetación

5.3.2.3 Relación entre la diversidad funcional y los índices espectrales

En el cuadro 16 se muestra el total de observaciones pareadas entre los valores de diversidad funcional y los índices y valores de transformación espectral en una matriz

simétrica, donde los valores superiores de la matriz corresponden a los valores de probabilidad a un nivel crítico del 95 % de significancia y los valores de la parte inferior corresponden a los valores de correlación Pearson.

Cuadro 16. Correlaciones entre índices espectrales y la diversidad funcional

	NDVI	ALB	BRI	GRE	WET	n
FAD2	0.48 *	-0.01 *	0.46 *	0.29 *	-0.38 *	49
MFAD	0.61 *	0.11 *	0.58 *	0.49 *	-0.44 *	49

(*) Valor significativo al 0.05 %

NDVI: Índice normalizado de vegetación, ALB: Albedo, BRI: Brightness, GRE: Greenness, WET: Wetness

Se observan correlaciones fuertes positivas y significativas entre el NDVI - MFAD, así como el NDVI - FAD2, BRI-MFAD, BRI-FAD2, GRE-MFAD y correlaciones fuertes negativas entre WET-MFAD y WET-FAD2.

Dentro de la revisión de la literatura realizada para el presente estudio, no se reporta estudios que aborden la relación de los índices de diversidad funcional con las características espectrales de la imagen satélite; sin embargo, las relaciones observadas entre las DF y los índices espectrales se pueden explicar por la alta relación existente con la vegetación (Gong 2003) asociado a la absorción de radiación por parte de las hojas (Lloyd 1990), por tanto rasgos foliares como el área foliar, área foliar específica, contenido foliar de nitrógeno y rasgos foliares fotosintéticos, estarán muy correlacionados a las absorción y reflexión de radiación.

La relación entre los índices espectrales y la diversidad funcional esta fuertemente determinada por las variables de estructura de la vegetación, por tanto se explora estas relaciones a través de regresiones no lineales para dos variables de estructura, densidad y riqueza y dos variables espectrales el NDVI y Greeness.

El modelo de mejor ajuste a la distribución de los datos es el exponencial, los resultados de la regresión lineal se muestran en la figura 13 y las características del modelo ajustado en el cuadro 17.

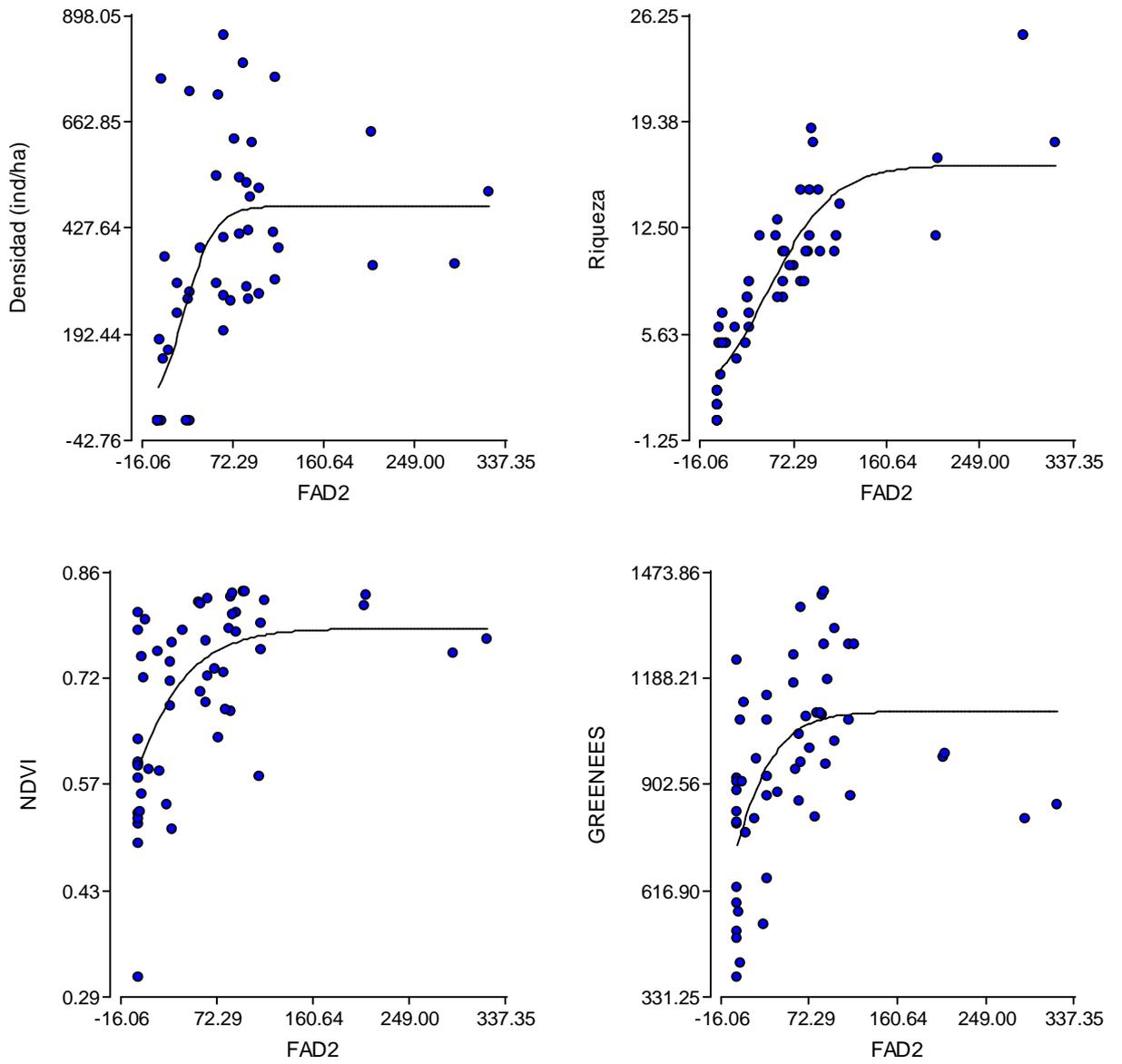


Figura 13. Regresión de la diversidad funcional con variables de estructura de la vegetación y variables espectrales

Cuadro 17. Parámetros de ajuste del modelo de regresión no lineal para variables de estructura y espectrales con la diversidad funcional

REGRESIÓN	Parámetros	Estimación	E.E.	T	p-valor	CME
Den-FAD2	ALFA	477.33	45.29	10.54	<0.0001	36749.35
	BETA	5.26	3.35	1.57	0.1231	
	GAMMA	0.07	0.03	2.31	0.025	
Riq-FAD2	ALFA	16.6	1.26	13.13	<0.0001	7.61
	BETA	4.61	1.01	4.55	<0.0001	
	GAMMA	0.03	0.01	6.25	<0.0001	
NDVI-FAD2	ALFA	0.78	0.03	22.85	<0.0001	0.01
	BETA	0.31	0.07	4.51	<0.0001	
	GAMMA	0.03	0.02	1.89	0.0649	
Brightness-FAD2	ALFA	1099.73	62.6	17.57	<0.0001	44059.98
	BETA	0.49	0.12	3.95	0.0002	
	GAMMA	0.04	0.02	1.7	0.0957	

5.4 Grupos funcionales de plantas

En base a cinco rasgos funcionales medidos en el proyecto se agruparon las 46 especies consideradas en el presente estudio en cuatro tipos funcionales de plantas (TFP) de acuerdo a su comportamiento para definir la capacidad de amortiguamiento (Figura 14). La correlación cofenética reportada para el agrupamiento es de 0.574; este coeficiente la correlación de las distancias definidas por la métrica Gower del árbol binario con las distancias originales entre especies. Entre mayor sea este valor mejor se describe el agrupamiento natural de los datos.

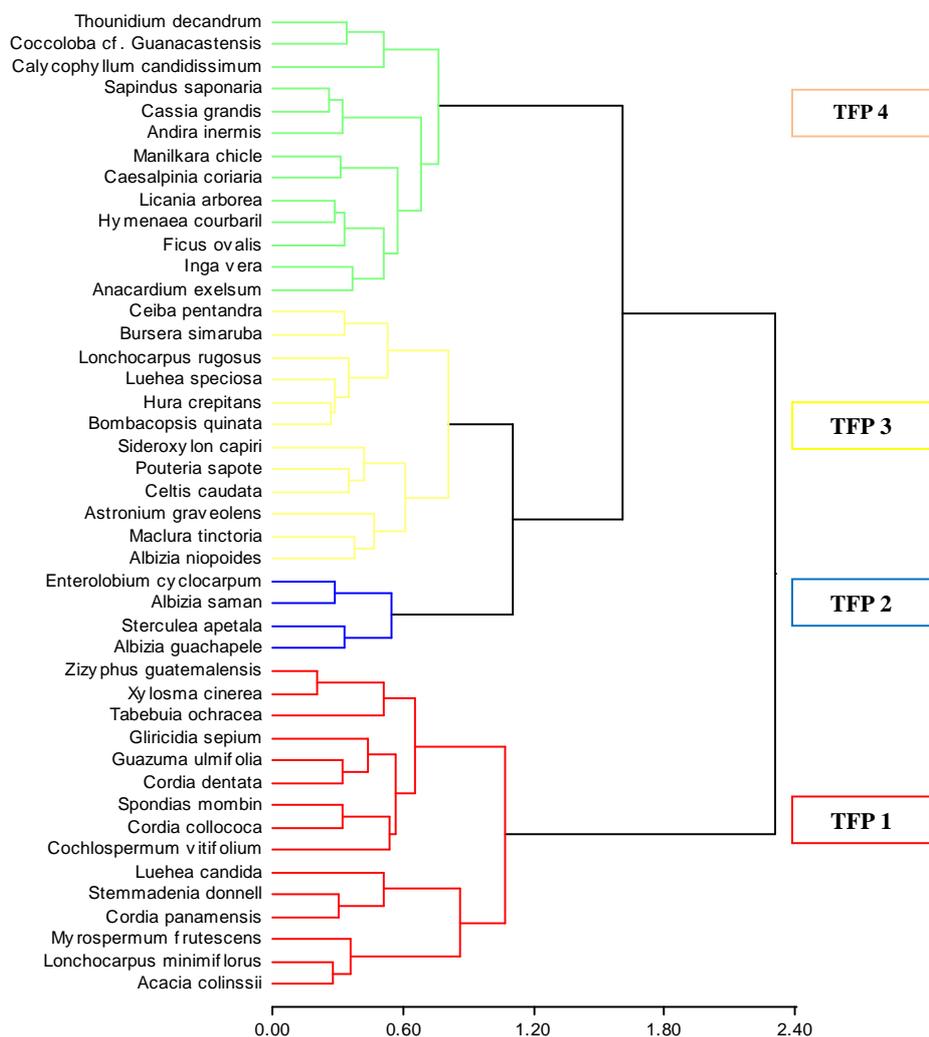


Figura 14. TFP con relación a la capacidad de amortiguamiento

El MANOVA realizado como la comparación de medias multivariado (Hotelling 0.05), señalan que existen diferencias significativas ($p < 0.0001$) entre los cuatro tipos funcionales de plantas diferenciados con la prueba de conglomerados y se confirman las diferencias con la prueba de separación de medias multivariadas (Cuadro 18 y 19).

Cuadro 18. Análisis de varianza multivariado (Wilks) para los cuatro tipos funcionales de plantas

F.V.	Estadístico	F	gl(num)	gl(den)	p
TFP	0.03	13.67	18	99	<0.0001

Cuadro 19. Prueba de comparación de vectores medios de Hotelling para los cuatro tipos funcionales

TFP	AF	AFE	CFN	DM	TH	Alv	n		Nº Sp
4	12344.79	12.82	1.82	0.69	12	2.77	13	A	13
3	10447.73	14.2	2.27	0.68	8.92	3	12	B	12
2	36875.18	12.39	2.99	0.49	10.5	3	4	C	4
1	11434.86	17.58	2.36	0.66	9.2	1.6	15	D	15

(*) Letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$)

AF: Área foliar, área foliar específica: Área foliar específica, CFN: Contenido foliar de nitrógeno, DM: Densidad de madera, FHv: Fenología de hojas; Alv: Presencia de aletas (gambas)

A nivel general se puede caracterizar los TFP en cuanto a la función biológica y física que cumplen las especies; en la función biológica se clasifican como “conservativas” aquellas especies que tienen una baja capacidad de absorción y mantienen los nutrientes por un largo tiempo en su biomasa y “adquisitivas” aquellas especies que tienen una gran capacidad de absorción de nutrientes y renuevan constantemente su biomasa. En la función física: se clasifican como “interceptoras” que presentan una capacidad de interceptar y retener las aguas de escorrentía, reteniendo los sedimentos y facilitando la infiltración.

El TFP 4: Conservativas.- se caracteriza por tener arboles con hojas de tamaño grande y área foliar específica media con bajos contenido foliar de nitrógeno y madera muy dura, mayoritariamente perennifolias y con aletas en la base del tronco, se presentan principalmente cerca a los cuerpos de agua. Estas características hacen que estas especies sean poco eficientes en la absorción de nutrientes, relacionados a una alta eficiencia de absorción de agua y alta capacidad de retención de sedimentos.

El TFP 3: Conservativas interceptoras.- caracterizado por tener arboles de hoja pequeña, área foliar específica alta y contenido foliar de nitrógeno medio, y madera dura, con especies perennifolias y caducifolias, gran parte de las especies que conforman el grupo presentan aletas en la base del tronco. Estas condiciones confieren a este grupo características de poca capacidad de absorción de nutrientes los cuales son almacenados en la biomasa aérea por mucho tiempo y desempeñan un importante papel en la retención de sedimentos.

El TFP 2: Adquisitivas interceptoras.- caracterizado por tener arboles de hojas muy grande con una área foliar específica baja, muy alto contenido foliar de nitrógeno y de baja densidad de madera, conformado por especies perennifolias y con aletas en la base del tronco. Estas condiciones permiten afirmar que la principal función de estas especies es la absorción

de nutrientes, tienen una gran capacidad de renovación de los nutrientes (especies caducifolias) y no presentan una función importante en la retención de sedimentos.

El TFP 1: Adquisitivas: corresponde a árboles de hoja mediana, área foliar específica muy alta, con alto contenido foliar de nitrógeno y densidad de madera media con presencia compartida de perennifolias y caducas y sin aletas en la base. Estas características determinan una buena capacidad de absorción de nutrientes y alta renovación de los mismos y cumplen también función de retención de sedimentos.

El análisis discriminante realizado para el agrupamiento de especies, muestra la separación de los cuatro grupos (Figura 15), donde el eje canónico 1 separa los grupos 1 y 4, siendo las variables más discriminantes la fenología de hoja y la presencia de aletas, mientras que los grupos 3 y 2 son separados por el eje canónico 2 donde las variables discriminantes son el contenido foliar de nitrógeno y fenología de hoja.

Cuadro 20. Funciones discriminantes con varianzas comunes de los cuatro TFP

	1	2
AF	0.15	0.53
AFE	-0.18	0.05
CFN	-0.33	0.64
DM	0.34	-0.15
FHv	0.8	-0.48
Alv	0.79	0.41

AF: Área foliar, área foliar específica: Área foliar específica, CFN: Contenido foliar de nitrógeno, DM: Densidad de madera, FHv: Fenología de hojas: Alv: Presencia de aletas (gambas)

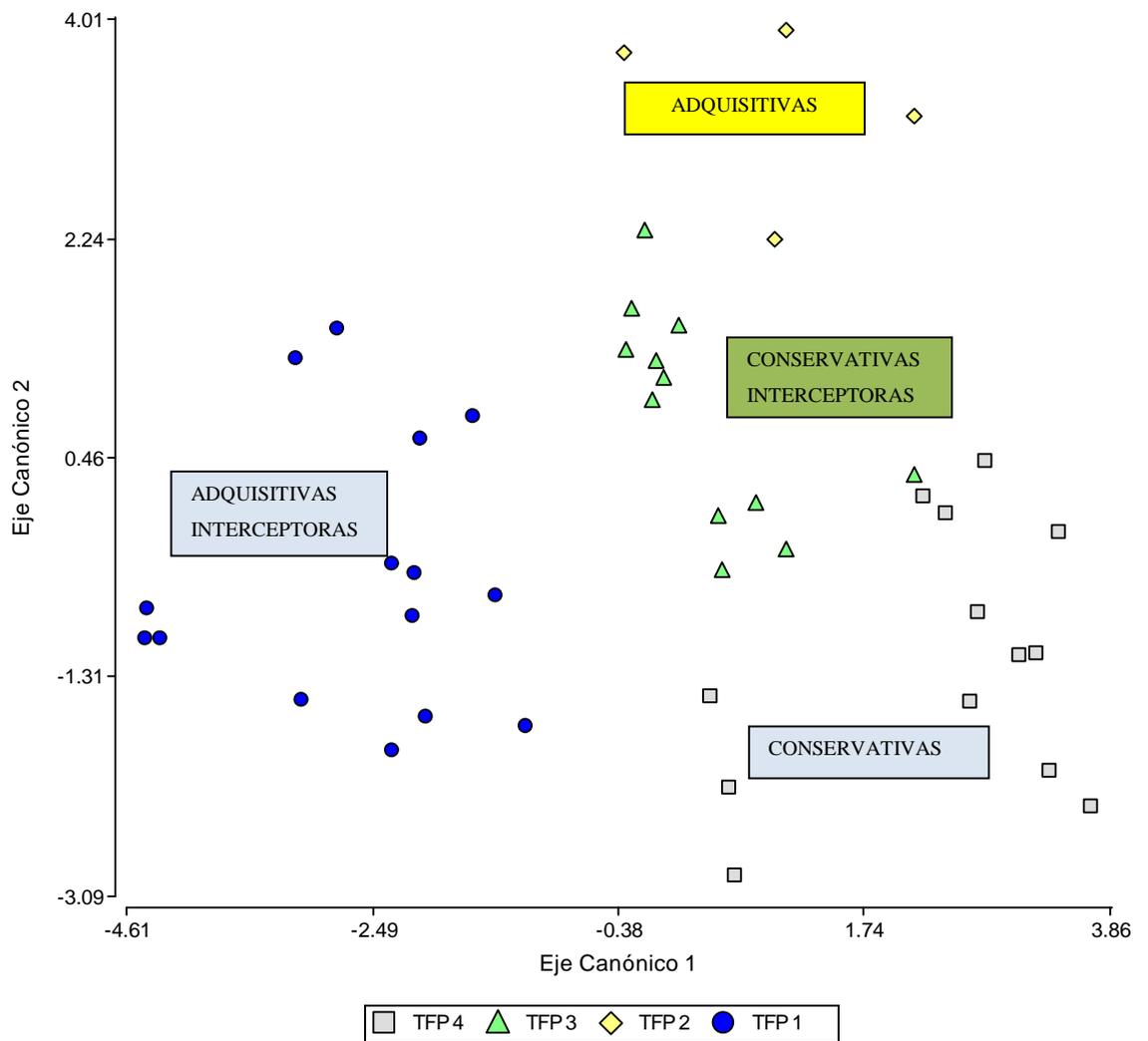


Figura 15. Análisis discriminante para la separación de TFP

El cuadro 21 de clasificación cruzada realizada entre los tipos funcionales de plantas determinados por el análisis de conglomerados y la clasificación determinada por el análisis discriminante lineal muestra una tasa de error total de 2 %, siendo el tipo funcional de planta 3 el que presenta un error en la asignación de una especie, teniendo un error de 8 %.

Cuadro 21. Clasificación cruzada para el análisis de discriminante de tipos funcionales de plantas

GRUPO	1	2	3	4	TOTAL	ERROR (%)
1	15	0	0	0	15	0
2	0	4	0	0	4	0
3	0	0	11	1	12	8
4	0	0	0	13	13	0
Total	15	4	11	14	44	2

La relación entre los tipos funcionales de plantas y los tipos de vegetación se explora con un análisis de contingencia y análisis de correspondencia. La tabla de contingencia se muestra en el cuadro 22.

Cuadro 22. Análisis de independencia entre tipos de vegetación y tipos funcionales de planta

ESTADÍSTICO	VALOR	gl	p
Chi Cuadrado Pearson	24.7	12	0.0163
Chi Cuadrado MV-G2	23.1	12	0.0269
Coef.Conting.Cramer	0.14		
Coef.Conting.Pearson	0.27		

El análisis de las tablas de contingencias demuestra que existe una asociación significativa entre los tipos funcionales de planta y los tipos de vegetación, el valor de p del estadístico Chi cuadrado de Pearson es de 0.163, menor al nivel de significancia $\alpha = 0.05$, por tanto hay evidencias para rechazar la hipótesis nula de independencia entre los tipos funcionales de planta y los tipos de vegetación. Por tanto se puede concluir que existen asociaciones de los tipos funcionales de planta a los tipos de vegetación.

Las medidas de asociación obtenidas con los coeficientes de Cramer y Pearson, señalan también la asociación entre los tipos funcionales de planta y los tipos de vegetación, valores cercanos a cero indican falta de independencia entre filas y columnas.

En la figura 16, se tiene el biplot del análisis de correspondencia entre los TFP y los tipos de vegetación, el gráfico sugiere, en su primer eje (con una inercia de 59.50), que los TFP 4 y 3 se encuentran preferentemente en los tipos de vegetación 5 y 4, mientras que el TFP 3 se asocia al tipo de vegetación 1 y el TFP 2 al tipo de vegetación 2, y el tipo de vegetación 1 no presenta asociación a algún TFP.

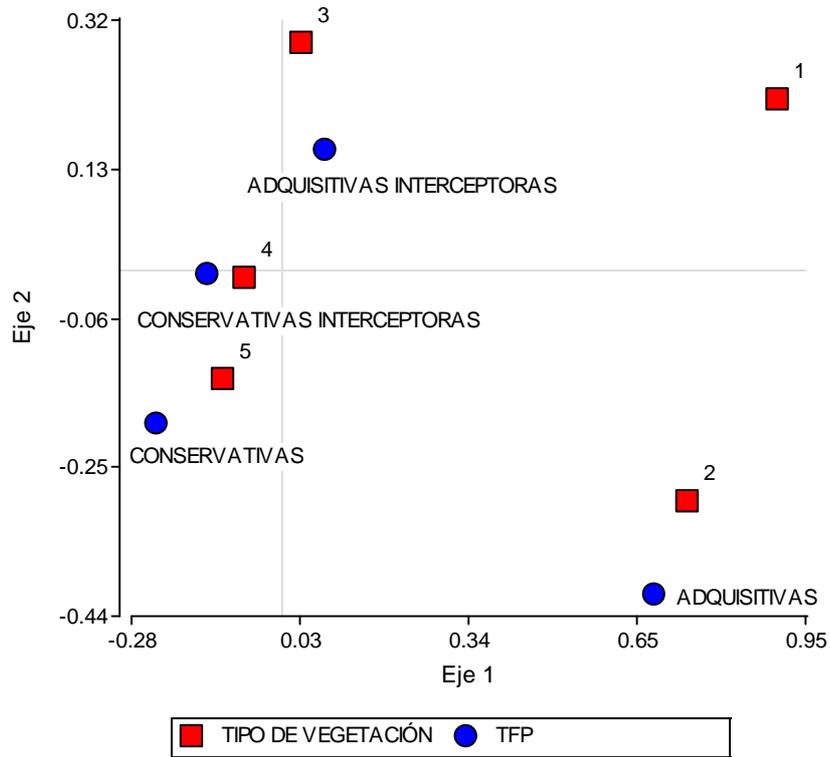


Figura 16. Análisis de correspondencia entre TFP con los Tipos de vegetación

5.5 Distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento

El resultado de aplicación del modelo de costo distancia para determinar la distribución de la capacidad de amortiguamiento a lo largo de la vegetación ribereña del río Gil Gonzales se muestra en la Figura 17. La ampliación del mapa se observa por secciones en el anexo 2.

El modelo expresa a través del tiempo la dificultad que presenta el agua de escorrentía en atravesar los diferentes tipos de vegetación, los intervalos determinados son de 10, 30, 60, 120 y 180 minutos, cada intervalo de tiempo es expresado por un color diferente. En el mapa se presentan las zonas de capacidad reclasificadas en niveles de calidad.

Cuadro 23. Niveles de capacidad de amortiguamiento

NIVEL	SUPERFICIE HA	%
Muy malo	359.4	37.0
Malo	405.1	41.7
Regular	93.6	9.6
Bueno	92.8	9.5
Muy bueno	21.3	2.2

Se puede observar que en general la zona ribereña del río Gil Gonzales presenta una baja capacidad de amortiguamiento, representado por las zonas claras, lugares por donde el agua de escorrentía atraviesa directamente hacia el cauce del río.

Se observa que las zonas de mayor capacidad de amortiguamiento están relacionadas directamente al ancho de la vegetación y la pendiente, lugares donde la vegetación es amplia y con baja pendiente, la capacidad de amortiguamiento es mayor; estas áreas no necesariamente están asociadas a la vegetación arbórea.

Se puede observar también un patrón de la capacidad de amortiguamiento asociado a los niveles de impacto y uso de la tierra en la cuenca, las zonas que presentan todavía una mayor capacidad de amortiguamiento se ubican en las partes altas de la cuenca como en los sectores de Las Mesas y Matakaña, mientras que en las partes bajas de la cuenca la capacidad disminuye producto del deterioro de las zonas ribereñas por los usos de la tierra adyacentes, principalmente cultivo de caña y ganadería.

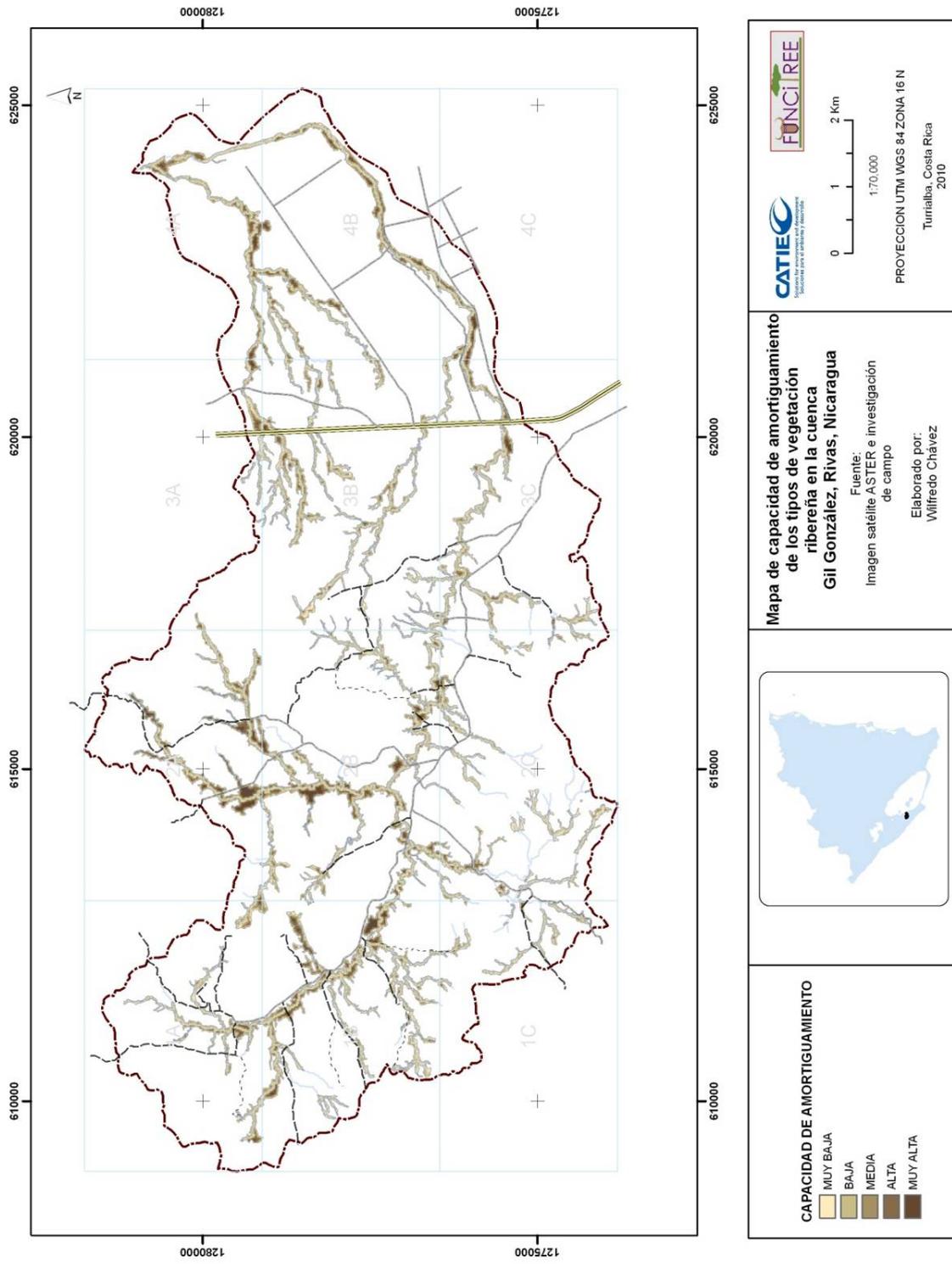


Figura 17. Distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento

6 DISCUSIÓN

6.1 De los tipos de vegetación

Las imágenes suministradas por el sensor ASTER tienen una gran capacidad para evaluar y diferenciar los tipos de vegetación presente en la zona de amortiguamiento del río Gil Gonzales; la combinación del INDV, Albedo y transformación de Tasseled Cap, separa adecuadamente los tipos de vegetación. Los resultados obtenidos en el presente trabajo concuerdan con la capacidad de clasificación de tipos de vegetación en el bosque ribereño que presenta el NDVI (Nagler et al 2001; Narumalani 1996) y la transformación de Tasseled Cap (Cohen et al 1995, Ranganathan et al 2007); así mismo, se observa una baja capacidad de caracterización de la cobertura por parte del albedo.

La capacidad de separación de tipos de vegetación del NDVI se basa principalmente en la capacidad de absorción de la radiación solar que tienen las hojas (Fassnacht et al 1997 y Gate 1965 citado por Gong et al 2003), por tanto es un buen indicador de la producción de biomasa y eficiencia fotosintética (Sellers 1987, Muukkonen y Heiskanen 2007); sin embargo, en el presente trabajo, en el análisis discriminante de tipos de vegetación se observa que el NDVI no aporta sustancialmente en la separación de los tipos de vegetación. Esta condición, ha sido observada en estudios similares de vegetación en zonas semiáridas, donde la contribución del suelo es muy importante, y se ha comprobado que el NDVI no resulta una medida muy consistente de las condiciones de vegetación (Chuvienco 1997); en el caso del presente estudio, el índice no es capaz de distinguir directamente entre masas arbóreas densas y zonas de humedad o inundadas, puesto que en la presente clasificación tenemos altos valores de NDVI en áreas de escasa o poca vegetación; esto es debido a la poca o nula reflectividad en el infrarrojo, especialmente en el infrarrojo medio, que presentan las aguas poco profundas y claras (Jense 2000).

Los valores de transformación de Tasseled Cap, permiten una mejor separación de los tipos de vegetación en cuanto a su estructura y fisonomía, debido a que los valores de transformación ponen más en evidencia el comportamiento espectral de la vegetación y el suelo, siendo más nítida la separación entre ambas entidades (Chuvienco 1997). Para el caso en estudio, de los componentes utilizados el Greenness es el de mayor capacidad de separación a través del cual se puede distinguir con gran claridad las diferencias en la vegetación,

destacando el contraste entre las áreas disturbadas y de escasa vegetación y zonas urbanas frente a las zonas con densa cobertura vegetal.

El componente del Wetness es también un factor de distinción entre las unidades de cobertura vegetal, proporciona información sobre las áreas de humedad (Crist y Cicone 1984) se muestran claramente los cursos de agua así como los sectores de la vegetación ribereña que tienden a estar inundados en época de lluvias.

El Brightness, está muy relacionado a la densidad y las características del suelo (Crist y Cicone 1984), por tanto separa muy bien la vegetación muy densa de las áreas sin vegetación, pero al parecer no tiene mucha capacidad de discriminación entre tipos de vegetación fisionómicamente diferentes pero similares en densidad.

Estas mismas observaciones en cuanto al poder discriminatorio del NDVI y la transformación Tasseled Cap son reportados por Ranganathan et al. (2007) al estudiar la relación de los hábitats de aves determinados con imágenes satélites por medio del NDVI y la transformación Tasseled Cap, encontraron que las métricas de Wetness y el Brightness predijeron con eficiencia el número de especies de los bosques y la agricultura afiliados dentro de un sitio. Por el contrario, el NDVI y el Greenness no se correlacionaron con la cubierta vegetal o con las comunidades de aves.

El componente de menos influencia en la separación de los tipos de vegetación resulta el Albedo; considerando que el Albedo mide la fracción de energía solar reflejada por la superficie terrestre (Jacob y Oliosio 2005), la refracción esta determinada en gran parte por el suelo y la vegetación y esta muy influenciado por las condiciones atmosféricas (Bsaibes et al 2008). Por tanto, es probable que la capacidad de separación por los tipos de vegetación por el Albedo, no sea muy eficaz en un tipo de vegetación casi homogénea en cuanto a sus condiciones de absorción de energía y no se tiene grandes contrastes respecto al uso del suelo. Otro factor asociado a las condiciones climáticas que determinan el albedo son los métodos de corrección atmosférica (Zhao 2000).

El análisis discriminante realizado a la conformación de los tipos de vegetación, muestra una clara separación entre los tipos de vegetación 1,2 y 5, y un cierto nivel de confusión entre los tipos 3 y 4. Esta dificultad de separación, se explica por las condiciones propias de la vegetación, el parecido estructural y fisionómico de estos dos tipos de vegetación es muy alto, por tanto, los índices utilizados no logran separar excluyentemente ambos tipos de vegetación. Otro factor de error añadido a la clasificación, son los procesos de

normalización y corrección de la imagen satélite, la cual se hace generalmente utilizando factores generales de condiciones atmosféricas y climáticas que estandarizan la información contenida en las imágenes satélite.

6.2 De la estructura de la vegetación

6.2.1 Variación de la estructura de la vegetación y su relación con la capacidad de amortiguamiento

Para los 5 tipos de vegetación determinados, los valores probabilidad ($p < 0.00001$) para el área basal, altura de la vegetación, distancia promedio entre arboles, porcentaje de cobertura arbustiva, porcentaje de cobertura herbácea, señalan que los tipos de vegetación presentan una estructura diferenciada, existiendo mayores diferencias entre los grupos extremos que entre grupo contiguos.

La diferenciación estructura entre los tipos de vegetación, está determinada por las variaciones en el hábitat, principalmente pendiente, suelos, disponibilidad hídrica y la composición florística (observación personal); sin embargo, en ecosistemas tan perturbados como los bosques de la cuenca del río Gil Gonzales, el principal factor de diferenciación parece ser el impacto humano. Las observación del estudio son consistentes con los resultados hallados por Schulz y Leininger (1990), quienes documentan los cambios en la estructura de los bosques ribereños en una cuenca ganadera en los Estados Unidos y demuestran que no existen diferencias significativas en la estructura de bosque protegidos (encierros) pero si entre los diferentes tipos de vegetación sometidas a diferentes niveles de impacto, siendo la principal causa de diferenciación la presencia de ganado en el bosque.

La presencia de individuos en las clases diamétricas superiores (mayores a 100 cm) en los tipos de vegetación 3 y 4 representado por las especies de gran tamaño y crecimiento lento como *Anacardium excelsum*, *Licanea arborea*, muestra que la presencia de estas especies es un indicativo de que son remanentes de la vegetación original. Mientras la presencia de un gran número de individuos en clases diamétricas inferiores de especies heliófitas de crecimiento rápido, muestra por una parte el proceso de regeneración en la vegetación tipo 5 y tipo 4, y los procesos de sucesión secundaria en la vegetación tipo 1, 2 y 3.

En cuanto a la altura de la vegetación, las diferencias en la altura de la vegetación no son significativas entre los tipos de vegetación 5 y 4 pero si diferentes a los tipos 3, 2 y 1. Esta

variación demuestra, al igual que la distribución diamétrica, la presencia de individuos de gran altura (más de 30 m) en los tipos de vegetación 5 y 4 que son remanentes de las poblaciones originales del bosque. Por tanto, si bien es cierto que la altura de los árboles depende fundamentalmente de la característica fenotípica de la especie y las condiciones de disponibilidad de nutrientes y la competencia intra e inter específica (King, 1981), podemos afirmar que el proceso de perturbación es la principal causa de diferenciación de los tipos de vegetación determinados en el presente estudio.

El distanciamiento entre los árboles está relacionado inversamente a los tipos de vegetación, se observa que las distancias entre los árboles son mucho menores en los tipos de bosque 5 y 4, donde la distancia promedio es de 5 metros entre los árboles y distancias mayores se presentan en los tipos 1 y 2. La distribución en el espacio de los individuos en la mayoría de las es de forma aleatoria (Clark y Evans 1954); sin embargo, existe una corriente de investigaciones que determinan patrones en la distancia entre los individuos y esta determinado principalmente por la forma de vida (por ejemplo árboles) y depende de factores como el agua y la disponibilidad de nutrientes, los factores que disuaden a los herbívoros (defensas de las plantas, la heterogeneidad ambiental y la perturbación, estequiometría de nutrientes), y el consumo por los herbívoros parecen ser los determinantes más universal de la producción y distribución de la biomasa vegetal (Polis 1999.) y expresa las interrelaciones de las poblaciones presentes en la comunidad). Otro aspecto que determina diferencias en la distancia entre árboles es que esta métrica esta muy afectada por las características y el método de medición utilizado (Cotton 1956)

La dominancia de cobertura arbórea y arbustiva en los tipos de vegetación 1 y su paulatina disminución en los tipos de vegetación 2, 3, 4 y 5 esta asociado al proceso de sucesión y cambio natural de la vegetación hacia estratos predominantemente arbóreos. Una evaluación realizada por Sánchez et al (2005) en los bosques ribereños de la zona de Rivas, reporta un total de 52 especies para una superficie de evaluación de 400 m² y un promedio de 25.125 individuos por parcela de 50 m².

Con respecto a la variación del LAI en los diferentes tipos de vegetación, se observa una tendencia creciente en los valores a medida que aumenta la densidad y el tamaño de la vegetación. Los valores muy bajos de LAI se tienen en áreas carentes de vegetación o vegetación herbácea, mientras los mayores valores se dan en las zonas de bosque alto con mucho estratos. Estas observaciones, concuerdan con muchos de los estudios realizados (Chen

1997, Gong, 2003) donde se concluye que el LAI se incrementa directamente en presencia de una mayor estratificación vertical de la vegetación, esta condición se explica porque la reflectancia del rojo disminuye a medida que la luz es absorbida por los pigmentos de la hoja (como las clorofilas), mientras que los valores del infrarrojo aumentan debido a que las capas de hojas presentes dispersan la radiación hacia arriba, debido a la presencia de lignina en la hoja que dispersa el infrarrojo (Fassnacht et al. 1997 y Gate 1965 citado por Gong et al. 2003)

El LAI es la característica estructural clave para el estudio de los ecosistemas forestales, debido a su fuerte relación con procesos ecofisiológicos (Chen et al. 1997), como la fotosíntesis, respiración, transpiración, ciclo de nutrientes y carbono así como la intercepción de la precipitación (Gong et al. 2003). Las diferencias encontradas en cuanto a los valores del LAI están explicadas por que el LAI está muy asociado a variaciones en la comunidad vegetal como la densidad de individuos, el tamaño de la copa, la biomasa aérea así como factores del hábitat como la altitud y la humedad del suelo (Turner, 2004, Moser et al. 2007).

Diversos estudios han logrado determinar el papel que juega la vegetación en procesos relacionados a la capacidad de amortiguamiento, como son la infiltración y la retención de sedimentos, la tendencia observada en general es que a mayor cobertura vegetal las tasas de infiltración y retención de sedimentos se incrementan (Bharati 2002, Ríos et al. 2007), donde los factores de retención principalmente son las características del suelo (textura) y la presencia de un gran número de macroporos a lo largo del perfil del suelo por la presencia de raíces de la vegetación.

Con respecto a la infiltración Niemeyer (2010) desarrolló de forma paralela a este estudio un trabajo respecto a la medición de la velocidad de infiltración a través de la medición de la conductividad hidráulica de campo saturado (K_{fs}) en los bosques ribereños, utilizando las mismas parcelas determinadas para el inventario botánico y de diversidad funcional. Los resultados de la medición para cada tipo de vegetación se muestran en la figura 18 y se sobreponen los resultados de medición de la estructura de la vegetación para el número de especies y el área basal.

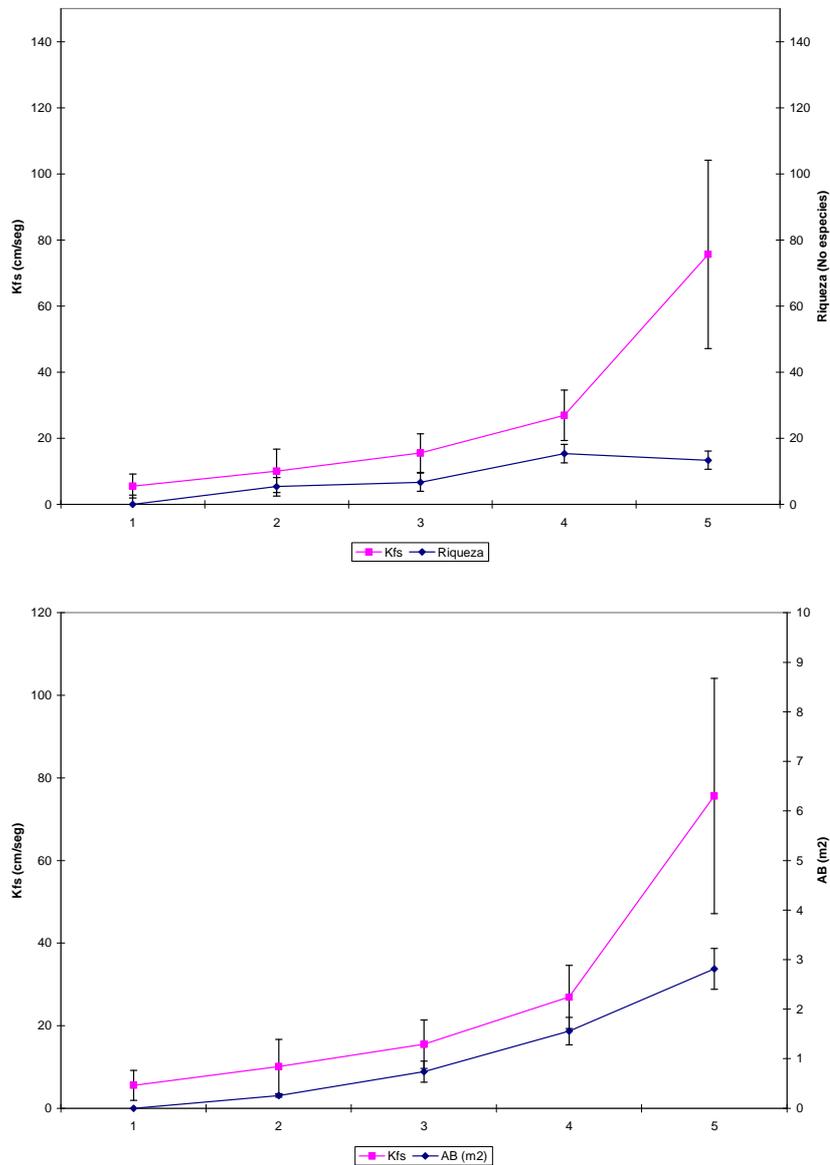


Figura 18. Conductividad hidráulica de campo saturado para los cinco tipos de vegetación (Niemeyer 2010) en relación al número de especies y el área basal

Tal como se observa, existe una fuerte asociación entre los datos de conductividad hidráulica y la vegetación, por tanto es evidente el papel que juega la estructura de la vegetación en la infiltración. Este mismo comportamiento fue encontrado por Bohhinayake y Cheng (2004) en un estudio de la conductividad hidráulica del suelo en diferentes usos de la tierra, demostrando que la conductividad hidráulica es significativamente mayor en áreas de pastos que en áreas de uso agrícolas

En cuanto a la retención de sedimentos, la capacidad de la vegetación arbórea, arbustiva y herbácea favorecen los procesos retención de sedimentos (Dabney et al 1995), aunque algunos estudios cuestionan esta capacidad y sugieren la mayor efectividad de las asociaciones de pastos presentes en la zona ribereña para la captura de sedimentos (Lyons et al. 2000, Paine y Ribic 2002.). Sin embargo, la efectividad de este tipo de vegetación depende de la estabilidad del suelo y requiere condiciones de manejo para garantizar su funcionamiento.

Entre los factores que determinan la capacidad de retención de sedimentos está la densidad y la uniformidad de la vegetación, a que factores como la pendiente y la textura del suelo y el tamaño de los sedimentos son importantes (Dabney et al. 1995), el mecanismo de reducción se debe principalmente a que la vegetación actúa como una trampa para los sedimentos que produce el encharcamiento de la escorrentía superficial y su infiltración, (Dabney et al. 1995, Correl 1997).

La relación entre la estructura de la vegetación y la capacidad de absorción de nutrientes aun esta débilmente estudiada, sin embargo, estudio experimentales de Lee et al. (2003) concluyen que la mayor eficacia de absorción de nutrientes es mayor en condiciones de una vegetación arbórea arbustiva. El mismo estudio concluye que la participación del suelo es importante en la absorción de nutrientes, sumado a la vegetación que facilita la infiltración, por medio de dicho proceso se introduce el agua de escorrentía cargada de nutrientes al estrato físico biológico del suelo, donde se producen las transformaciones químicas y biológicas de los nutrientes y posteriormente puestas a disposición de las raíces de las plantas para su absorción.

Se puede establecer también relaciones entre la altura y el LAI con la capacidad de absorción de agua y nutriente; la altura de los arboles esta relacionado a la capacidad de absorción de agua debido a que la capacidad de absorción disminuye a medida que los arboles crecen y envejecen, debido a la pérdida de su pierden su eficiencia de conductividad cuanto más altos y envejecimiento de los tejidos conductores (Delzon et al 2001)

Igualmente, el LAI esta fuertemente relacionado a la producción de biomasa y capacidad fotosintética de los arboles, por tanto masas de vegetación con LAI elevados presentan tasas elevadas de requerimientos de agua y nutrientes (Nagler, 2002.) y por consiguiente mayores capacidades de absorción.

Finalmente, al establecer la relación directa e indirecta de las características espaciales de la vegetación con respecto a la capacidad de amortiguamiento, se puede establecer que la mayor capacidad de amortiguamiento se encuentra en la vegetación de tipo 5, donde la densidad de individuos, menores distanciamientos, presencia de un sotobosque denso y un LAI elevado. Mientras que la menor capacidad estará asociado al tipo de vegetación 1, donde la falta de arboles, la presencia de un cobertura herbácea y arbustiva en suelos disturbados y bajos valores de LAI.

6.2.2 Relación entre índices espectrales y estructura de la vegetación

Los valores de significancia para cada una de las pruebas de correlación entre los índices espectrales con las métricas de la estructura de la vegetación así como el alto valor de correlación sugieren que hay una correspondencia muy alta entre la estructura de la vegetación con la información de la imagen satélite. La siguiente discusión se centrara a los resultados con una correlación de Pearson superior a 0.4 o -0.4. Este valor de corte resulta arbitrario pero es útil para enfocar la discusión sobre las correlaciones que son relativamente fuertes.

Para el caso del NDVI existe una fuerte correlación positiva ($r > 0.6; p \leq 0.0001$) con el área basal, altura promedio y el LAI, igualmente, una fuerte correlación negativa ($r = -0.68; p = 0.001$) con la distancia promedio entre los árboles. Similares valores de correlación y significancia fueron encontrados por diversos estudios en diferentes condiciones climáticas y de vegetación (Stefanov y Netzbund 2005, Jimenez et al. 2006).

No se encontraron estudios específicos que relacionen las características estructurales de la vegetación con el NDVI; se puede mencionar el estudio de Dean (2004), quien encuentra una correlación positiva de 0.62 con la riqueza de comunidades arbustivas. Por tanto las relaciones de la estructura como la densidad, la altura y el AB (variables correlacionadas entre sí) tienen una fuerte relación con el NDVI.

Esta relación positiva se explica por el comportamiento radiométrico de la vegetación, pues la vegetación sana muestra un claro contraste entre las bandas visibles –banda roja y el infrarrojo cercano. Mientras en la región visible, los pigmentos de la hoja absorben la mayor parte de la energía que reciben, estas sustancias apenas afectan el infrarrojo cercano, por lo que permite separar la vegetación sana de otras cubiertas (Chuvienco 1997). Este contraste se observa al resumir los valores de NDVI para cada uno de los tipos de vegetación se observa una marcada disminución entre los tipos de vegetación 5 al 1.

Respecto al Greenness, muestra una alta correlación positiva ($r > 0.6; p \leq 0.0001$) con el área basal, altura promedio y el LAI y una fuerte correlación negativa ($r = -0.68; p = 0.001$) con la distancia promedio entre los árboles. Esta correlación se debe a que el Greenness responde a la combinación de alta absorción en las bandas visibles (debido a los pigmentos vegetales, en particular la clorofila) y alta reflectancia en el infrarrojo cercano (debido a la estructura interna de la hoja y la dispersión resultante de la radiación en el infrarrojo cercano) que es característico de la vegetación verde (Chuvieco 1997). Diversos estudios han logrado determinar la fuerte correlación existente entre este valor y la cubierta vegetal, el LAI y la biomasa fresca, así como el efecto de los tipos de suelo en la vegetación (Baur et al. 1980, Huete 1985, Perry y Lautenschlager 1984, Lu et al. 2004).

Respecto al Brightness, muestra una alta correlación positiva ($r > 0.60; p \leq 0.0001$) con el área basal, altura promedio y el LAI y una fuerte correlación negativa ($r = -0.60; p = 0.001$) con la distancia promedio entre los árboles. Debido a que este eje, es una suma ponderada de los ejes que componen la imagen ASTER y es muy sensible a los cambios en la reflectividad total, y capta todos los procesos físicos que afectan a la refracción. Por tanto, es un buen indicador de la abundancia de la vegetación así como las características del suelo (Crist y Cicone 1984). Estas observaciones son concordantes con los valores de correlación encontrados entre el Brightness con la biomasa (Roy y Ravan 1996)

Para el caso del presente estudio, mediante este eje se tienen valores altos de Brightness para zonas de alta densidad de vegetación (correspondiente a vegetación alta y densa del tipo 4 y 5) y bajos valores para zonas de baja densidad de vegetación y presencia de suelos desnudo (corresponde a vegetación tipo 3, 4 y 1 que involucran zonas de sucesión secundaria con vegetación herbácea y arbustiva así como áreas de cultivo abandonadas o suelos desnudos).

El Wetness, presenta fuertes correlaciones negativas ($r < -0.6; p \leq 0.0001$) con el área basal, altura promedio y el LAI, debido a que este eje es muy sensible a la humedad del suelo y la vegetación por el contraste entre la suma de las bandas visible e infrarrojo cercano con la suma de las bandas del infrarrojo lejano (Crist y Cicone 1984). Cohen (1992) demostró que existe una alta correlación con el contenido hídrico de las hojas en bosques de pino.

Los valores del Wetness para los tipos de vegetación estudiados se presentan en forma ascendente desde el tipo de vegetación 5 hasta el tipo 1. Los valores más altos corresponden a

los cuerpos de agua así como sectores que tienden a estar inundados en la época de lluvias y entramado de vegetación abierta.

6.3 De la diversidad funcional y la capacidad de amortiguamiento

6.3.1 Variación de los rasgos funcionales respecto a los tipos de vegetación y al servicio ecosistémico

Según los análisis de varianza y la prueba de separación de medias para la Media Ponderada de la Comunidad, las respuestas de la diversidad funcional varían de acuerdo a las diferencias del tipo de vegetación, encontrándose que las medidas de los rasgos funcionales son significativamente mayores en el tipo de vegetación 5 en comparación con los extremos de vegetación 1 y 2. De igual manera, la diversidad funcional expresada en índices (FAD2 y MFAD) muestra diferencias significativas entre los tipos de vegetación 5,4 y 3 con el tipo 1 y 2.

Estudios recientes respecto a la variación de rasgos funcionales y niveles de perturbación, encuentran diferencias en la expresión de los rasgos funcionales y la diversidad funcional (Tilma et al. 1997, Shekhar y Azim 2010, Flynn et al. 2009, LaLiberte et al. 2010), la explicación a estas variaciones están sustentadas en que los patrones de diversidad de especies y riqueza son el contexto en el que se desenvuelve la diversidad funcional y por tanto esta sujeto a las mismas condiciones que determinan su variación.

Tomando en cuenta los resultados del análisis de varianza y la separación de medias del valor de la Media Ponderada de la Comunidad; el área foliar no muestra diferencias en los 4 tipos de vegetación analizados, por tanto se puede concluir que el área foliar se distribuye indistintamente a lo largo de la vegetación ribereña sin embargo se observa un mayor número de individuos con una superficie foliar grande en el tipo de vegetación 5, contribuyen a este valor especies como *Albizia guachapele*, *Albizia saman*, *Anacardium exelsum* y *Enterolobium cyclocarpum*. Esta condición es explicada por que el tamaño de la hoja esta correlacionado negativamente con la eficiencia del uso del agua en ambientes secos (Dudley 1996). La eficiencia del uso del agua por las plantas se puede definir como gramos de dióxido de carbono asimilado por gramo de agua que se pierde (Slatyer 1964), es por ello que las especies que habitan en lugares secos tienen hojas de menor tamaño y muestran una eficiencia significativamente mayor en el uso del agua que las poblaciones en sitios húmedos.

Sin embargo si se toma en cuenta los volúmenes de agua transpirada, la planta transpirará toda el agua disponible en el suelo, dependiendo únicamente de la energía disponible y el control de la planta (Dawson 1995). Una de las formas de control de la transpiración es el número de estomas que es directamente proporcional al tamaño de las hojas y la disponibilidad energética de la hoja (Geller y Smith 1982). En el mismo sentido, Dawson (1995) comprueba que árboles altos y más viejos presentan mayores tasas de evaporación que árboles jóvenes y de menor tamaño, afectando directamente las descargas de las aguas subterráneas.

Tomando en consideración la relación que existe entre la absorción de agua y el tamaño de las hojas y las diferencias existentes entre árboles grandes y pequeños respecto a sus tasas de evaporación y acceso a las aguas subterráneas, se puede sugerir que las zonas de vegetación ribereña con árboles de gran tamaño con hojas grandes, regulan el flujo de agua subterránea.

El área foliar específica es una medición que tiene mucha correspondencia con el abastecimiento energético y el balance hídrico de la planta (Kunzmann 2005) así como al crecimiento de las plantas debido a que valores altos de área foliar específica favorecen la eficiencia fotosintética en el uso de nitrógeno (Lee y Heuvelink 2003, Quilici y Medina 1998), igualmente el área foliar específica está relacionada positivamente con la tasa de absorción de agua y nutrientes que presentan las raíces (Osone 2008). Por otro lado, se sabe que el área foliar específica varía con la intensidad lumínica, por tanto las especies más demandantes de luz presentan una elevada área foliar específica, mientras las especies de sombra presentan hojas más densas con menor área foliar específica, mayor lignificación y bajo contenido de humedad (Castro et al. 2000).

Teniendo en cuenta que se evaluaron especies arbóreas generalmente ubicadas en el estrato superior del bosque ribereño, se asume que las variaciones en la AFE permiten diferenciar especies adquisitivas de las conservativas en el bosque.

Existen diferencias significativas en la distribución del área foliar en la vegetación ribereña, sin embargo estas diferencias se dan principalmente entre los tipos de vegetación 5,4,3 con el 2. Esta diferencia confirma que la distribución de los árboles según su área foliar específica es uniforme a lo largo de la vegetación ribereña, existiendo solo diferencias cuando se presentan zonas donde por efecto de la perturbación humana o cambios de hábitat limitan la presencia de árboles.

Una de las formas de medir la eficiencia de absorción de nutrientes es la evaluación de la Producción Primaria Neta, a través de la biomasa generada; el área foliar específica es un rasgo que indica la relación entre la inversión de la planta en el crecimiento y el almacenamiento (Díaz et al 2001), por lo que se puede evaluar la capacidad de producción de biomasa aérea, relacionando los valores del área foliar específica con el área basal promedio de cada tipo de bosque. Observando los resultados del análisis de varianza y la separación de medias se tiene que el tipo de vegetación 5 presenta un valor elevado de media ponderada de área foliar específica y la mayor área basal del resto de tipos de vegetación. Tomando en cuenta solo el valor de área foliar específica y la producción de biomasa, se puede considerar que la vegetación tipo 5 presenta árboles de gran tamaño iluminados con gran capacidad fotosintética y que sugiere una alta capacidad en de absorción de nitrógeno.

Para el caso del contenido foliar de nitrógeno el patrón de distribución espacial es el mismo del área foliar específica, lo cual es concordante con la correlación existente entre los altos valores de nitrógeno en la vegetación con alto valor de área foliar específica (Quilici y Medina 1998), la distribución espacial del contenido foliar de nitrógeno, si bien se explican por las propias variaciones en la diversidad y abundancia de la especies, esta determinada por factores como la iluminación y la disponibilidad del nutriente en el suelo que condicionan esta relación (Castro et al 2000). Por tanto la distribución parece homogénea a lo largo de la vegetación ribereña y se manifiestan diferencias significativas solamente cuando la vegetación es alterada o se presentan cambios en el hábitat.

Tomando en cuenta el concepto que altos contenido foliar de nitrógeno coinciden con la capacidad para un crecimiento rápido en condiciones de productivas y una incapacidad para mantener el crecimiento bajo condiciones de nutrientes limitados (Aerts y Chapin (2000); se concluye que las especies con un alto contenido foliar de nitrógeno son más eficientes en la absorción de Nitrógeno en sus diversas formas. Por tanto, en ambientes ricos en nitrógeno (ya sea de forma natural o inducida por perturbación humana), comenzaran a dominar las especies con una mayor eficiencia de uso del nutriente y convertirlo en biomasa. Según Chapin et al (1993) y Aerts y Chapin (2000), sitios pobres en nutrientes están dominados por especies de crecimiento lento, con baja concentración de nutrientes en las hojas, generalmente árboles de hoja perenne, con una alta conservación de nutrientes; mientras que en zonas con niveles elevados de disponibilidad de nutrientes estas especies se sustituyen por gramíneas herbáceas y arbustos de hoja caduca y/o árboles, que tienen mayores concentraciones de nutrientes de las

hojas, con una baja capacidad de conservación de nutrientes. Las características de conservación de nutrientes pueden afectar la eficiencia de los filtros de vegetación (Wih 2001)

La distribución de la densidad de madera muestra diferencias significativas en su distribución, el cual se restringe a las diferencias entre los tipos de vegetación 5,4 y 3 con el 2, por tanto la distribución es homogénea a lo largo de la vegetación ribereña y solo se diferencia cuando la vegetación ha sido alterada profundamente o presentan cambios en el hábitat. Observando los promedio de los tipos de vegetación se observa que la densidad de madera baja asociado principalmente a los tipos de vegetación 1, 2 y 3, mientras que en la vegetación 4 y 5 la característica principal es la alta densidad de madera de los arboles que lo componen. Esta condiciones esta asociada a las tasas de crecimiento mayores que presentan las especies en los primeros estadios sucesionales (presentes en la vegetación 1, 2 y 3).

Tomando en consideración que la densidad de madera es un buen predictor del potencial de transpiración diaria y total de la hoja, los cuales disminuyen linealmente con el aumento de la densidad de madera, y se correlaciona inversamente con el potencial hídrico del suelo en época seca, que sugiere que los individuos de alta densidad de madera esta asociada a especies con raíces poco profundas y con limitado acceso a aguas profundas en el suelo (Bucci 2004); se puede sugerir que la capacidad de amortiguamiento respecto a la densidad de madera es mayor en los tipos de vegetación donde predominan especies de madera suave.

La clasificación de especies de acuerdo a la fenología foliar determina que el tipo de vegetación 5 presenta un mayor número de especies perennifolias significativamente mayor a los encontrados en los otros tipos de vegetación. En los 5 tipos de vegetación, el porcentaje de especies caducifolias es de más del 40 %, siendo el tipo de vegetación 3 el que presenta el mayor porcentaje de especies caducifolias.

Respecto a la capacidad de absorción de nutrientes, la presencia de especies caducifolias y perennifolias en el bosque ribereño cumple funciones en cuanto a la absorción y ciclaje de nutrientes. Aerts y Chapin (2000), analizan una metadata de arboles de zonas templadas y concluyen que las especies de árboles deciduos presentan mayores concentraciones de nitrógeno en la hojas que las especies perennifolias; así mismo, señalan que en hábitat ricos en nutrientes la composición de especies esta dominada por especies deciduas y en hábitat pobres en nutrientes las especies dominantes son perennifolias. Así mismo, señalan al igual que Chambers (2004) que no existen diferencias significativas en la

eficiencia de absorción que presentan los arboles deciduos con los perennifolios y el uso eficiente del nitrógeno disminuye en ambos grupos funcionales a medida que se incrementan los niveles de nitrógeno en el suelo. Esto debido a los altos requerimientos de las especies perennifolias (Goldberg 1982)

Por tanto, la importancia de los arboles deciduos dentro de la capacidad de amortiguamiento de los bosques ribereños, radica en la capacidad de reabsorber los nutrientes presentes en las hojas y aumentar su capacidad de retención de nutrientes (Adler et al 2007) y poner en recirculación el excedente de nutrientes al perder periódicamente las hojas (Chambers et al 2003) poniendo a disposición de los organismos y las propias plantas los nutrientes acumulado en las hojas o también quedar como componente de la materia orgánica del suelo o ser transferido a los cuerpos de agua (Barot et al 2007).

Hasta este punto se ha visto por separado el funcionamiento de las especies arbóreas a través del análisis de algunos rasgos respecto a su capacidad de absorber y retener nutrientes; para poder establecer la eficiencia de absorción requerimos combinar el análisis de estos rasgos, para ello se utilizar un modelo ampliamente utilizado en estudios de bioremediación, donde se mide la capacidad de las plantas para extraer nutrientes contaminantes por tres rasgos: patrón de asignación de biomasa, ciclo de vida de los tejidos y ciclo interno elementos (Mogie y Hutchings 1990, de Kroon y Van Groenendael 1997 citado por Adler et al 2008). Una planta será más eficiente en la absorción de nutrientes si tiene una gran capacidad de producción de biomasa, que retenga los nutrientes el menor tiempo y sea capaz de reabsorber nutrientes dentro de sí misma. Por tanto, esperaremos buscar arboles con tasas de crecimiento alto y requerimientos de luz (área foliar específica alto) y caducifolias con un periodo corto de vida de las hojas (leaf life span, rasgo no medido), altos contenido foliar de nitrógeno en la hoja madura y bajos contenidos de nitrógeno en la hojarasca generada (contenido de Nitrógeno en la hojarasca, rasgo no medido).

Analizando la composición de especies con los criterios de área foliar específica alto y caducifolias, encontramos que los tipos de vegetación 3 y 4 son los que presentan el mayor porcentaje de especies caducifolias y semicaducifolias, por tanto presentan un mayor potencial de absorción de nutrientes.

Finalmente, respecto a la presencia de aletas o gambas en los arboles que componen los tipos de vegetación, los resultados del análisis de varianza muestran que existen significativamente más individuos con presencia de estas adaptaciones en la vegetación tipo 5

siendo menor en la 3 y 4 y prácticamente reducida en la 1 y 2. Esta condición se explica por la presencia mayoritaria de arboles de gran tamaño en el tipo 5, lugares que tienen un impacto moderado y son conservados por la población.

La presencia de arboles de gran tamaño en la vegetación tipo 5 y 4, se debe principalmente a que se encuentran en lugares de baja pendiente y suelos profundos (observación personal), aunque también se observa cierto nivel de conservación por parte de los propietarios de las zonas adyacentes al bosque. Las hipótesis que explican la frecuencia de arboles con aletas a nivel de paisaje están referidas principalmente a las gradientes en la estructura del suelo, la distribución de nutrientes, y la extensión de la inundación del suelo, pero la correlación más fuerte es probablemente con la pendiente (Smith 1972).

6.3.2 Variación de los índices de diversidad funcional

Los valores estimados para la diversidad funcional tanto para el FAD2 y MFAD muestran diferencias significativas entre los tipos de vegetación, el análisis de separación de medias muestra que la mayor diversidad funcional se encuentra en el tipo de vegetación 5 pero no difiere estadísticamente de los tipos de vegetación 3 y 4 pero sí de los tipos 2.

Los valores encontrados en la diversidad funcional, se ajustan a los patrones de la riqueza taxonómica reportados para el bosque ribereño, y son determinados por dos factores: en primer lugar, los filtros ecológicos que limitan la gama de características funcionales potenciales y en segundo lugar, la plasticidad fenotípica de las especies (Farias y Jaksic 2009), por lo tanto la poca diferenciación según los índices de diversidad funcional entre el tipo de vegetación 3 y 5, se debe a la diversidad de especies en ambos grupos. Existe mayor riqueza y complejidad taxonómica en el tipo de vegetación 5, pero una mayor dinámica de colonización de especies nuevas en el tipo de vegetación 3.

La falta de diferenciación de la diversidad funcional entre los tipos de vegetación, si bien es determinado por la riqueza específica muestra también la alta redundancia funcional presente en los tipos de vegetación, es decir elevada presencia de especies funcionalmente similares en la comunidad, por tanto se reduce la diferenciación de nichos y muchas especies cumplen el mismo rol en la comunidad; es decir tendremos especies que tendrán capacidades de absorción y retención de nutrientes y al mismo tiempo retener sedimentos y facilitar la infiltración.

6.3.3 Relación entre diversidad funcional e índices espectrales

Los valores de significancia para cada una de las pruebas de correlación entre los índices espectrales con los índice de diversidad funcional, muestran una alta correlación significativa en todos los casos, por tanto se sugiere que hay una correspondencia muy alta entre la estructura de la vegetación presentes en la información del satélite con la diversidad funcional.

Las altas correlaciones encontradas entre las variables de estructura de la vegetación y los índices espectrales como el NDVI, Greeness, Brightness y Wetness son reportados también por diversos estudios (Colombo 2003, Ridao et al. 1998, Elmore et al. 2000, Russell 2002 et al 2002, Nagler et al. 2002, Speranza y Serda 2005); igualmente, confirman la relación existente la riqueza específica (Dean 2005) y por ende se explica la fuerte relación entre la diversidad funcional y los índices espectrales. Esta relación entre la diversidad funcional, la estructura de la vegetación y los índices espectrales se muestra en el ajuste de regresión lineal realizado en la figura 14, donde todas las curvas de ajuste muestran un crecimiento exponencial de la diversidad funcional a medida que la densidad, riqueza de individuos y los valores de NDVI y Greeness se incrementan.

Entre las tres métricas de diversidad funcional, la mayor correlación se observa entre el NDVI y el MFAD ($r=0.61$, $p<0.001$) y Brightness – MFAD ($r=0.58$, $p<0.001$), ambos índices de diversidad funcional se basan en el número de combinaciones de atributos diferentes que se producen en la comunidad. Por tanto, va estar determinado por la acumulación de especies y la densidad, por consiguiente esta variación es captada muy bien por el NDVI que mide muy bien la riqueza de especies tal como reporta Dean (2004), quien encuentra una correlación positiva de 0.62 con la riqueza de comunidades arbustivas, igualmente Gould (2000) a través de una regresión múltiple entre diversos índices espectrales con la riqueza específica en bosques del Canadá, encuentra que el 79 % de la variación de la riqueza es explicada por el valor del NDVI.

Los valores de transformación de Tasseled Cap también muestran mucha correlación con la riqueza de especies (Wenting 2004), por tanto su correlación con los índices de diversidad es elevada y significativa, positiva para el caso de Brightness y Greeness y negativa para el Wetness.

6.4 De los tipos funcionales de vegetación y la capacidad de amortiguamiento

El criterio propuesto por Adler et al (2008) para la clasificación de las especies con potencial para la bioremediación en función de su capacidad de generación de biomasa, retención de los nutrientes y recirculación interna de los nutrientes permitió separar adecuadamente el conjunto de especies dominantes presentes en la ribera del río Gil González y que se supone son las que desempeñan las funciones más importantes dentro del servicio ecosistémico evaluado en nuestro caso la capacidad de amortiguamiento.

Se clasificaron las especies bajo dos criterios: de acuerdo a su capacidad de absorción de agua y nutrientes y su capacidad de retener las aguas de escorrentía. El primer criterio es concordante con lo propuesto por Aquino (2010) para la clasificación funcional de especies arbóreas de un bosque húmedo en Costa Rica en función del servicio ambiental de captura de carbono.

Las especies “*conservativas*” están definidas por bajas tasas de crecimiento, bajos contenidos de nutrientes en las hojas y bajas tasas de recambio de nutriente, esto se mide por los rasgos de área foliar específica baja, alta densidad de madera, bajo contenido foliar de nitrógeno y especies perennifolias. Aquino (2010) también define este mismo grupo en función de rasgos como bajo contenido de fósforo, alta densidad de madera y alto contenido de materia seca foliar y área foliar específica media, para el servicio de captura de carbono. Desde el punto de vista del servicio ecosistémico de capacidad de amortiguamiento, estas especies tienen una baja capacidad de absorción de nutrientes y no aportan mucho en la remoción de nutrientes provenientes de las áreas contiguas a la vegetación ribereña.

Mientras que las especies agrupadas como “*adquisitivas*”, tienen una alta tasa de crecimiento, altos contenidos de nutrientes en las hojas y altas tasas de recambio de nutrientes; estas características pueden ser determinadas por los siguientes rasgos: área foliar específica alta, alto contenido foliar de nitrógeno, baja densidad de madera y son predominantemente caducifolias.

La separación de ambos grupos es coincidente con la teoría de la eficiencia de uso de nutrientes (EUN), donde la diferencia en el contenido foliar de nitrógeno determina un UENn, bajo contenido foliar de nitrógeno determinan una alta EUN, este valor se maximiza en las especies perennifolias (conservativas) y se limitan principalmente a sitios pobres en nutrientes;

mientras que especies adquisitivas, se caracterizan por tener mayores concentraciones de nitrógeno foliar y valores bajos de eficiencia de uso de nitrógeno (EUNn), y se observa también un aumento en la concentración de nitrógeno en la hojarasca y reducción de la vida útil de la hoja así como un valor alto de área foliar específica (Aerts y Chapin 2000, Reich et al. 1991, Poorter y Remkes 1990).

Como resultado de estas diferencias, las especies caducifolias presentan una mayor productividad y eficiencia en la absorción de nutrientes y tienen una mayor plasticidad a los cambios del ambiente (de origen natural o humano) y cuando la disponibilidad de nutrientes aumenta estas especies dominan los hábitats y remplazan a las especies de hoja perenne (Poorte y Remkes 1990, Reich et al. 1992). Un ejemplo claro de este fenómeno es el cambio en la composición florística de los bosques del norte de Europa producto del incremento de los niveles de fertilización en el suelo y la atmosfera (Aerts y Heil 1993).

Al asumir la explicación de la EUN en la distribución de las especies en el bosque ribereño, se debe asumir también que la fertilidad de los tipos de vegetación 5 es menor a los tipos 3 y 4 y esto a su vez menores a los de los valores 1, 2 y 3. Mientras que la distribución de las especies perennifolias y caducifolias se ajusta a este patrón, más especies perennifolias en el tipo 5 y más especies caducifolias en el tipo 3. Podemos plantear muchas hipótesis para explicar esta condición; una de ellas es que la disponibilidad de agua es un factor más determinante que la disponibilidad de nutrientes para la distribución de las especies y permite el mantenimiento de las especies de hojas perennes; segundo, que el nivel de conservación de los tipos de vegetación, permite el mantenimiento de la estructura de la vegetación y mantiene el equilibrio en la disponibilidad de nutrientes y por tanto el balance entre especies perennifolias y caducifolias.

La teoría de la bioremediación que busca especies de rápido crecimiento, con capacidad de almacenamiento y reciclaje de nutrientes para eliminar nutrientes en zonas de alta riqueza de nutrientes por efecto de la acción antrópica, por ejemplo aguas residuales (Adler et al 2008); en la práctica se trata de buscar plantas que crezcan rápidamente y almacenen los nutrientes en su biomasa y estos no sean translocados al ambiente, esta capacidad se acentúa si se puede cosechar periódicamente la biomasa, por ello resultan muy prácticos plantas como las juncáceas. Pero a nivel de un bosque ribereño la cosecha se hace prácticamente inviable, por tanto especies con tasas de recambio de nutrientes (caducifolias) son más apropiadas para las condiciones naturales.

Sin embargo, surge la disyuntiva que las especies caducifolias devuelven los nutrientes al sistema, por tanto será necesario mantener las condiciones biológicas del suelo para garantizar la descomposición y mineralización de los nutrientes, para generar nueva biomasa o llegar al cuerpo de agua como aporte de nutrientes para el mantenimiento de la vida acuática.

Los tipos funcionales de plantas se asocian a los tipos de vegetación ($\chi^2=1,62$ $p=0.001$) muestra que la riqueza y estructura florística de los tipos de vegetación determinan una funcionalidad predominante en cada tipo de vegetación. El análisis de correspondencia permite observar gráficamente estas asociaciones, donde la asociación del grupo de especies “conservacionistas” se da principalmente a los tipos de vegetación 5 y 4, y las especies “adquisitivas” están asociadas a los tipos de vegetación 2 y 3. Como ya se argumentó anteriormente, la presencia de especies caducifolias y con altas tasas de crecimiento determinan una mayor capacidad de absorción de nutrientes en los tipos de vegetación 3 y 2

La función física de retención de sedimentos y favorecer la infiltración, se evaluó a partir de la presencia de aletas en la base de los arboles; se observa que se presentan dos grupos diferenciados, un grupo de especies “interceptoras” y otro “no interceptoras”, ambos grupos se distribuyen entre las especies adquisitivas y conservativas. Se tiene una mayor tendencia de especie con una función interceptora en el tipo de vegetación 5 y 4, probablemente a que en estas zonas las especies emergentes alcanzan un gran tamaño y un diámetro de copa considerables y requieren elementos de apoyo; mientras que en el tipo de vegetación 3, las especies alcanzan alturas menores y diámetros de copa pequeños y no requieren la conformación de elementos de apoyo y estabilización.

6.5 De la distribución espacial de la capacidad de amortiguamiento

La utilización de un modelo de análisis de costo-distancia para expresar la capacidad de amortiguamiento de la vegetación ribereña de la cuenca del río Gil Gonzales, muestra de manera general los puntos donde la vegetación ofrece una mayor resistencia al paso del agua de escorrentía proveniente de las zonas adyacentes así como los puntos donde la vegetación no tiene capacidad de amortiguar el ingreso directo de la escorrentía al cuerpo de agua (ver mapa 2).

En el mapa se observa que las zonas de mayor intensidad de color marrón son las zonas donde se ofrece una mayor resistencia al paso del agua de escorrentía, por tanto su tiempo de paso es muy elevado (más de 120 min), mientras que las zonas de color claro, son las zonas

donde el agua de escorrentía tiene mayores facilidades de atravesar la zona ribereña (10 min). De acuerdo a los criterios seleccionados para definir los valores de fricción, se puede asumir que esta zona presenta condiciones de estructura y funcionalidad de la vegetación así como condiciones topográficas para calificarlas de alta capacidad de amortiguamiento.

Las zonas más claras del mapa, corresponden a las partes de la vegetación ribereña que presentan una baja capacidad de amortiguamiento, caracterizadas por ser zonas donde la vegetación ha sido eliminada o reducida por acciones antropicas, la pérdida de capacidad se incrementa si las zonas se encuentran en fases de pendiente elevada. La presencia mayoritaria de estas zonas críticas, pone en evidencia el problema de contaminación por sedimentos que sufre actualmente el río. La carga de sedimentos aportados al río de las áreas aledañas así como por las propias riberas por la erosión lateral, hacen que las concentraciones de partículas suspendidas en el río Gil Gonzales sean muy elevadas, disminuyendo con ello las posibilidades de uso para consumo humano y ganado. Según estudios de la calidad del agua del río Gil González realizados por el CIRA-UNAN (2007), determina que los niveles de turbiedad en el río para la época de secas en el punto de muestreo del puente Gil González es de 5.5 y en su desembocadura de 40.8, superando ampliamente los valores mínimos exigidos por la OMS para agua de consumo humano.

En cuanto a la contaminación por nutrientes, los niveles de contaminación todavía son muy bajos y se encuentran por debajo de lo establecido por la OMS, según el estudio de CIRA UNAN (2007), la concentración de nitratos en los mismos puntos de muestreo señalados anteriormente es de 1.5 y 1.82 mg l⁻¹, al correlacionar estos resultados con la distribución de la capacidad, se puede asumir que los niveles de contaminación por nutrientes todavía son muy bajos, debido al uso poco extendido de fertilizantes químicos en la cuenca y que no sobrepasan la capacidad de absorción de nutrientes que actualmente presentan los bosques.

La zona de mayor uso de fertilizantes y probable mayor fuente de contaminación por nutrientes del río lo constituyen las áreas agrícolas de caña ubicadas en la parte baja de la cuenca. Sin embargo en esta zona, el bosque presenta una mayor capacidad de amortiguamiento debido a la baja pendiente y el ancho de la vegetación. En el punto más crítico de esta zona lo constituye la parte de la vegetación antes de la desembocadura del río

en el lago, aquí la vegetación es prácticamente arbustiva y herbácea, pero la pendiente y obras de encauzamiento del río pueden estar determinando la poca difusión de nutrientes al río.

Al analizar las zonas de alta capacidad de amortiguamiento se observa que están ubicados en zonas donde la vegetación ribereña presenta un mayor ancho (entre 50 a 140 m), la estructura de la vegetación en su mayoría corresponde a bosques densos y con muy poco distanciamiento entre los árboles y elevados valores de LAI. Sin embargo, también se tienen espacios donde la densidad de arboles es muy baja, con distanciamiento entre arboles muy grandes y valores de LAI bajo, pero presentan un alta densidad de herbáceas y arbustivas. En cuanto a la pendiente el denominador común es las pendientes bajas sobre las que se ubican estas zonas (0 a 8%).

De este análisis se puede determinar que la métrica que tiene una mayor influencia en la capacidad de amortiguamiento es el ancho de la vegetación y la pendiente; estos resultados son concordantes con los resultados de Weller (1998), quien elaboró un modelo conceptual de simulación del paisaje para explorar como la distribución del ancho de la zona de amortiguamiento interactúa con las vías de flujo para obtener una descarga de nutrientes agregados de todo un paisaje, encontró que la métrica más relacionada con la capacidad de amortiguamiento es la media del ancho del buffer.

En el caso de la pendiente Ziegler et al. (2006), en un estudio para determinar la pendiente optima para el amortiguamiento de diferentes tipos de vegetación, demostró que el rango optimo del ancho del buffer es de 30 a 100 ms en un rango de pendiente de rango 0.01 m m^{-1} a 1 m m^{-1} (por cada metro de distancia horizontal se tiene una disminución de 0.01 a 1 m en forma vertical).

Según el modelo empleado la influencia de la vegetación en el potencial de amortiguamiento es reducida y depende más de las condiciones del ancho del buffer y la pendiente. Sin embargo, se puede observar una mayor frecuencia de las zonas de alta capacidad de amortiguamiento en los tipos de vegetación con una mayor densidad y menor distanciamiento de los árboles y altos valores de LAI. Esto no necesariamente muestra la correspondencia entre la vegetación y la capacidad de amortiguamiento, si no que muestra la correspondencia de una vegetación de mayor biomasa en zonas planas.

En condiciones similares de pendiente y ancho de vegetación, la variable en común es la densidad de la vegetación, asociado formas de vida arbórea y arbustiva, lo que demuestra la importancia de la estructura para el funcionamiento adecuado de la zona ribereña.

En cuanto a los rasgos funcionales que definen la capacidad de amortiguamiento, pareciera que los rasgos funcionales que determinan la productividad (área foliar, área foliar específica y densidad de madera) definen de mejor manera las zonas de mayor capacidad de amortiguamiento, gran parte de las áreas determinadas de alta capacidad de amortiguamiento, se ubican en zonas de vegetación donde el área foliar específica es grande, bajo área foliar específica y baja densidad de madera. Mientras se requiere tener un equilibrio entre las especies caducifolias y perennifolias para definir esta capacidad.

Otro aspecto a considerar en los resultados obtenidos por la aplicación del modelo de costo distancia, es que si bien es que el modelo se ajusta principalmente a la capacidad de amortiguamiento de la vegetación frente a las aguas de la escorrentía superficial. Sin embargo, se pueden expresar algunas observaciones respecto de la clasificación sobre las aguas subterráneas. En primer lugar, las áreas de alta capacidad de amortiguamiento en su mayoría están en áreas de bosque alto, compuesto por especies con características de rápido crecimiento (área foliar específica, contenido foliar de nitrógeno alto y baja densidad de madera), en las especies de árboles, una tasa de crecimiento más rápido está asociado con un mayor longitud específica de raíz y diámetros más pequeños de raíz (Comas et al, 2002; Comas y Eissenstat, 2004); por tanto, se puede asumir que estas zonas también tienen un eficacia para extraer nutrientes de las aguas subterráneas.

7 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

7.1 Conclusiones

El método de clasificación aplicado para la definición de los tipos de vegetación de la zona ribereña del río Gil Gonzales y sus principales afluentes es suficientemente confiable para la separación de los grupos de vegetación. En la separación de los tipos de vegetación, el método utilizado fue eficiente para distinguir diferencias entre vegetación arbórea con vegetación arbustiva-herbácea o distinguir las áreas de suelo desnudo, y fue menos eficiente para separar unidades de vegetación similares en su estructura. Las variables espectrales de mayor poder de separación de la vegetación son el NDVI, Greenness, Brightness y el Wetness, mientras que el Albedo no aportó significativamente a la diferenciación de los tipos de vegetación.

La superficie total de vegetación ribereña presente en la cuenca Gil Gonzales es de 972.16 ha, dentro de las cuales se definieron cinco tipos de vegetación los cuales se diferencian en función a su fisionomía, separación de copas y la densidad de tallos; siendo el tipo de vegetación 4: vegetación arbórea abierta copas tocándose, densidades de tallos alta, el tipo de vegetación dominante, con una superficie de 352.15 ha que representa el 36.22 % del total de la vegetación ribereña.

Los tipos de vegetación se diferencian en cuanto a la riqueza de especies y diversidad, el tipo de vegetación 5 es el que muestra una mayor riqueza, 82 individuos y una diversidad alfa de 3.22 y 0.87 para los índices de diversidad de Shannon y Simpson respectivamente. El patrón de diversidad encontrado en todos los tipos de vegetación ribereña, muestra que son bosques de media a alta diversidad, coincidente con sus características de remanente de bosque ribereños primarios y bosque secundarios en diferentes estadios de sucesión. Estructuralmente los tipos de vegetación se diferencian en cuanto al AB, altura promedio, distanciamiento promedio entre arboles, cobertura arbustiva, cobertura de herbáceas, cobertura de arbustivas, suelo desnudo y el LAI.

La función principal de la vegetación a través de su características estructurales en el proceso de amortiguamiento es de servir como una cortina de intercepción a las aguas de escorrentía y sedimentos, al reducir la velocidad de transito de las aguas de escorrentía superficial favorece también la infiltración. Esta capacidad varía de acuerdo a la variación en

la densidad y distanciamiento entre los árboles, resulta también determinante la presencia de un sotobosque denso y presencia de hojarasca.

La respuesta espectral de la vegetación en cuanto a su estructura mediante la determinación de índices espectrales (NDVI y Albedo) y transformación Tasseled Cap (Brightness, Greenness y Wetness) muestran relación con los parámetros de campo de la estructura de la vegetación. Los valores de Greenness y Brightness y el NDVI están más fuertemente correlacionados con la estructura de la vegetación, en cierto modo independiente de los factores biofísicos del entorno. El Albedo está poco correlacionado con los parámetros estructurales de la vegetación. En contraste, el Wetness muestra una correlación negativa con los parámetros estructurales.

La variación de los rasgos funcionales en los tipos de vegetación esta determinado por los patrones de riqueza y diversidad de la vegetación ribereña así como el nivel de impacto y degradación que presentan. El análisis de los rasgos funcionales determina la capacidad de absorción de nutrientes y retención de sedimentos que presentan las especies presentes en los tipos de vegetación; los rasgos de área foliar, área foliar específica, densidad de madera y contenido foliar de nitrógeno, definen la capacidad de absorción al correlacionarse estos rasgos con la producción de biomasa y eficiencia fotosintética de los arboles. Resulta también de importancia en la capacidad de amortiguamiento la fenología de las hojas, pues este rasgo determina la capacidad de recambio de nutrientes que presentan los arboles factor determinante para incrementar las tasas de absorción de nutrientes.

Los índices de diversidad funcional evidenciaron que también están ajustados a los patrones de diversidad taxonómica de la vegetación ribereña, los tipos de vegetación con mayor diversidad taxonómica presentan los mayores valores de diversidad funcional. Sin embargo, las diferencias en la diversidad funcional entre los tipos de vegetación no son estadísticamente significativos, lo cual demuestra la existencia de la redundancia funcional, es decir muchos de las especies presentes en los tipos de vegetación cumplen la misma función.

De acuerdo a los rasgos funcionales del set de especies seleccionadas presentes en los diferentes tipos de vegetación ribereña, se conformaron 4 tipos funcionales de plantas, los cuales se agruparon en función de su capacidad biológica para la absorción y almacenamiento de nutriente (nitrógeno) en: “conservativas”, aquellas especies que tienen una baja capacidad de absorción de nutrientes y tienden a almacenar los nutrientes en la biomasa aérea y las plantas “adquisitivas”, aquellas especies que tienen tasas de crecimiento rápido y elevadas

tasas de absorción de nutrientes con capacidad de reciclaje de los nutrientes. En cuanto a la capacidad física de las especies para retener sedimentos, se clasifico a las especies como “interceptoras”, las cuales presentan modificaciones en la base del árbol que le permiten ampliar la superficie de intercepción del agua de escorrentía.

La correlación significativa entre la diversidad funcional y los índices y valores de transformación espectrales muestra que existe una correspondencia muy alta entre la estructura de la vegetación con la información captada por la imagen satélite.

Funcionalmente la capacidad de amortiguamiento esta determinado por una combinación de las características estructurales de la vegetación y su composición florística, las zonas con una vegetación arbórea arbustiva densa compuesta por especies de rápido crecimiento y capaces de recircular los nutrientes serán las zonas de mayor capacidad de amortiguamiento.

La aplicación del modelo de costo-distancia para determinar espacialmente la distribución de la capacidad de amortiguamiento de la vegetación ribereña de la cuenca del río Gil Gonzales, demostró que el ancho de la vegetación y la pendiente son los factores que determinan las zonas de mayor capacidad de amortiguamiento, siendo la estructura de la vegetación así como la diversidad funcional, factores complementarios para definir la capacidad de amortiguamiento.

La capacidad de amortiguamiento en una función combinada de la capacidad de retención de sedimentos y absorción de nutrientes que presenta la vegetación. Parece ser que la disposición espacial de las especies cumple más una función física para retener los sedimentos y favorecer la infiltración; mientras que individualmente cada especie cumple una función, ya sea de absorber y recircular los nutrientes o absorber y retener los nutrientes, dependiendo de sus características estas especies serán más o menos eficientes en estos procesos.

Finalmente, se ubicaron dentro de un mapa las zonas de menor y mayor capacidad de a amortiguamiento que presenta la vegetación ribereña del río Gil González y sus principales tributarios; este mapa constituye una primera aproximación para diseñar y enfocar acciones de restauración y conservación que se implementen en la cuenca. El mapa puede ser de gran utilidad para diseñar las estrategias de pagos por servicios ambientales que se estan comenzando a aplicar en la cuenca así como las acciones de restauración que se plantearan a futuro.

7.2 Recomendaciones

El presente estudio por su carácter exploratorio en la evaluación del servicio ecosistémico desde un enfoque de diversidad funcional, requiere continuar con la evaluación de los rasgos seleccionados y ampliar la evaluación a rasgos más específicos y más relacionados con la capacidad de absorción de nutrientes como la el tiempo de vida de las hojas, longitud específica de raíz, contenido foliar de materia seca, contenido de nitrógeno en hojarasca. Igualmente, será necesario definir el uso eficiente de nutrientes por cada especie y ampliar el análisis a otros nutrientes como el fósforo y potasio.

Será necesario también correlacionar la diversidad funcional con las características del suelo, por lo tanto la cartografía de los tipos de suelos así como la definición de las características físicas, químicas y biológicas de los suelos asociados a los tipos de vegetación debe ser una de las primeras acciones a realizar.

El modelo de distribución de la capacidad de amortiguamiento resulta todavía una primera aproximación, por tanto se deberá mejorar el modelo a través de la generación de cartografía de mayor detalle (imagen satélite de 1 a 5 metros de resolución y DEM con una diferencia de elevación de 5 metros); así mismo, mejorar el modelo de costo-distancia, definiendo con mayor detalle las áreas fuente, introduciendo al modelo el uso de la tierra y dirección de flujo.

Las implicaciones prácticas del estudio permitirán en primer lugar determinar los lugares a ser conservados bajo un criterio de mantenimiento de la calidad del agua y también ubicar las áreas críticas para su restauración. Los procesos de restauración deberán especies que cumplan con los criterios de eficiencia en la absorción de nitrógeno: elevadas tasas de crecimiento, alta capacidad de retorno de nutrientes y alta capacidad de recirculación interna de nutrientes.

Las actividades de restauración deberán estar enfocadas en la conformación de una barrera densa de vegetación, disponiendo los árboles a distancias cortas entre sí y que favorezcan la generación de un sotobosque denso. La composición de especies deberá mantener el equilibrio entre especies adquisitivas y conservativas.

8 BIBLIOGRAFÍA

- Ackerly, D. 2004. Functional strategies of chaparral shrubs in relation to seasonal water deficit and disturbance. *Ecological Monographs* 74:25–44.
- Adler, A., A. Karacic, et al. 2008. Biomass allocation and nutrient use in fast-growing woody and herbaceous perennials used for phytoremediation. *Plant and Soil* 305(1): 189-206.
- Aerts, R. y Chapin, FS. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research* 30: 1-67.
- Alcaraz, S.D; Cabello, J; Paruelo, JM; Delibes, M. 2008. Use of descriptors of ecosystem functioning for monitoring a National Park Network: A remote sensing approach. *Environmental Management* doi.: 10.1007/s00267-008-9154-y. Solo resumen
- Apan, A.A; Raine, S.R; Paterson, M.S. 2002. Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Australia. *Landscape and Urban Planning* 59: 43–57.
- Arroyo, R y Castillo, C. s.f. Modelación de albedo utilizando satélites y modelos: Diferencias y semejanzas. Trabajo dirigido (en línea). Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Físicas y matemáticas. Consultado 5 de noviembre 2009. Disponible en <https://www.u-cursos.cl/ingenieria/2007>
- Atkinson, D. 2000. Root characteristics: Why and what to measure. In Smit A.L; Bengough, A.G. Engels, C. M. van Noordwijk; Pellerin, S; Van de geijn, S.C. eds. *Root Methods: a handbook*. Springer. Berlin.
- Barot, S., A. Ugolini, et al. 2007. Nutrient cycling efficiency explains the long-term effect of ecosystem engineers on primary production. *Functional Ecology* 21(1): 1-10.
- Baker, M.E y Weller, D.E. 2006. Improved methods for quantifying potential nutrient interception by riparian buffers. *Landscape ecology* 21:1327-1345.
- Bauer, M. E.; Biehl, L. L. y Robinson, B. F. 1980. Final Report Volume 1: Field research on the spectral properties of crops and soils. NASA Rep. SR-PO-04022, Laboratory for Applications of Remote Sensing, Purdue University, West Lafayette, IN.
- Bennett, A.F. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Tr. por José María Blanch. Primera edición en español. UICN. San José C.R. p. 1278.

- Bharati, L., K. H. Lee, et al. (2002). "Soil-water infiltration under crops, pasture, and established riparian buffer in Midwestern USA." *Agroforestry Systems* 56(3): 249-257.
- Billen G. 1976. The dependence fo the varios kinds of microbial metabolism on the redox state of the medium. *Biogeochemistry of estuarine sediments*, UNESCO, Paris, France, pp. 254-326. In Hayckoc, N; Burt, T; Goulding, K; Pinay, G. eds. *Buffer zones: their processes and potential in water protection*. (en linea). Harpenden UK. Haycock Associated Limited. Consultado el 30 de octubre 2009. [http://www.biodiversitysouthwest.org.uk/docs/BufferZones\(locked\).pdf#page=15](http://www.biodiversitysouthwest.org.uk/docs/BufferZones(locked).pdf#page=15)
- Binford, M y Buchenau, MJ. 1993. Riparian greenways and water resources. Pp. 69-104 in *Ecology of Greenways*. (Eds. D.S Smith and P.C. Hellmund). University of Minnesta Press: Mineapolis). In Bennett, A.F. 2004. *Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre*. Tr por José María Blanch. Primera edición en español. UICN. San José C.R. p. 1278.
- Blondel, J. 2003. Guilds or functional groups: Does it matter? *Oikos* 100(2): 223-231.
- Bodhinayake, W. y B. Cheng Si (2004). Near-saturated surface soil hydraulic properties under different land uses in the St Denis National Wildlife Area, Saskatchewan, Canada. *Hydrological Processes* 18(15): 2835-2850.
- Borchert, R. 1994. Soil and Stem Water Storage Determine Phenology and distribution of Tropical Dry Forest Trees. *Ecology* 75(5): 1437-1449.
- Borin, M; Vianello, M; Morari, F; Zanin, G. 2005. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105 (1-2): 101-114.
- Bucci, S.J.; Goldstein, G.; Meinzer, F.C.; Scholz, F.G.; France, A.C.; Bustamante, M. 2004. Functional convergence in hydraulic architecture and water relations of tropical savanna trees: from leaf to whole plant. *Tree Physiology*. 24: 891-899.
- Camacho, M (comp). 2000. Parcelas permanentes de muestreo en bosque natural tropical: Guía para el establecimiento y medición. CATIE. Serie Técnica. Manual Técnico No. 42. Turrialba, CR. 52 p.
- Carone M.T., Manfreda, S; Simoniello, T; Macchiato, S. 2005. Localization of Buffer Strips by using IFF Field Data and Landsat-TM Satellite Data, *Proceedings of River Basin Management III* 83: 193-201.

- Castro-Díez, P., J. P. Puyravaud, et al. 2000. Leaf structure and anatomy as related to leaf mass per area variation in seedlings of a wide range of woody plant species and types. *Oecologia* 124(4): 476-486.
- CIRA/UNAN. 2007. Calidad y disponibilidad del agua en la subcuenca del río Gil González en el área de influencia Municipal de Belén y Potosí. Un aporte de información científico técnica para el desarrollo de una estrategia de gestión integral. Managua, Nicaragua.
- Chambers, C; .Marshall, JD y Danehy, RJ. 2004. Nitrogen uptake and turnover in riparian woody vegetation. *Oecologia* 140: 125–134
- Chave, J. Muller-Landau, H; Baker, T. Easdale, T; ter Steege, H; Webb, C. 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 Neotropical tree species. *Ecological Applications* 16(6):2356-2367.
- Chuvieco, E. 1996. Fundamentos de teledetección espacial. 3ra edición. Ed. RIALP, Madrid.
- Cohen, WG. 1991. Response of vegetation indices to changes in three measures of leaf water stress. *Photogrammetric engineering and remote sensing* 57(2): 195-202
- Colombo R; Bellingeri D; Fasolini D; Marino C.M. 2003. Retrieval of leaf area index in different vegetation types using high resolution satellite data. *Remote Sensing of Environment* 86 (1): 120-131.
- Comas LH, Bouma TJ, Eissenstat DM. 2002. Linking root traits to potential growth rate in six temperate tree species. *Oecologia* 132: 34–43.
- Comas LH, Eissenstat DM. 2004. Linking fine root traits to maximum potential growth rate among 11 mature temperate tree species. *Functional Ecology* 18: 388–397.
- Cooper, J.R., Gilliam, J.W., Daniels, R.B. y Robarge, W.P. 1987. Riparian areas as filters for agricultural sediment. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51(2), 416-420.
- Cornelissen, J.H.C, Lavorel, S; Garnier, E; Díaz, S; Buchmann, N; Gurvich, DE; Reich, PB. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335–380.
- Correl, D.I. 1999. Buffer Zones and water quality protection: General principles. In Haycock, N; Burt, T; Goulding, K; Pinay, G. eds. *Buffer zones: their processes and potential in water protection*. (en línea). Harpenden UK. Haycock Associated Limited. Consultado el 30 de octubre 2009. [http://www.biodiversitysouthwest.org.uk/docs/BufferZones\(locked\).pdf#page=15](http://www.biodiversitysouthwest.org.uk/docs/BufferZones(locked).pdf#page=15)

- Crist, E. P. y Cicone, R. C. 1984. A physically-based transformation of Thematic Mapper data--the TM tasseled cap, *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* GE-22(3):256-263.
- Dabney, M. S, et al. 1995. Depositional patterns of sediment trapped by grass hedges. St. Joseph, MI, ETATS-UNIS, American Society of Agricultural Engineers.
- Daniels, RB; Gilliam, JW. 1996. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal* 60 (1): 246-251.
- Dansereau, P. 1957. Biogeography an ecological perspective. The Royal Press. New York.
- Davies, PE y Nelson, M. 1994. Relationships between riparian buffer widths and the effects of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance . *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45: 1289–1305.
- Dawson, TE. 1996. Determining water use by trees and forests from isotopic, energy balance and transpiration analyses: the roles of tree size and hydraulic lift *Tree Physiol* 16(1-2): 263-272.
- Decamps, H. y Naiman RJ. 1990. Towards an ecotone prespective. In Naiman, RJ; Décamps, H. eds. *Thecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*. MAB, Paris. p. 1-5.
- Delzon, S; Sartore, M. et al. 2004. Hydraulic responses to height growth in maritime pine trees. *Plant, Cell & Environment* 27(9): 1077-1087.
- Díaz, S y Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16 (11): 646-655.
- Díaz, S. 1997. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science* 8(4): 463-474.
- Díaz, S. y Cabido. M. 2001. "Vive la difference: Plant functional diversity matters to ecosystem processes." *Trends in Ecology and Evolution* 16(11): 646-655.
- Díaz, S; Hodgson, J.G; Thompson,K; Cabido, M; Cornelissen, J.H.C; Jalili, A; Montserrat-Martí, G; Grime, J.P; Zarrinkamar, F; Asri, Y; Band, S.R; Basconcelo, S; Castro-Díez, P; Funes, G; Hamzehee, B; Khoshnevi, M; Pérez-Harguindeguy, N; Pérez-Rontomé, M.C; Shirvany, F.A; Vendramini, F; Yazdani, S; Abbas-Azimi, R; Bogard, A; Boustani, S; Charles, M; Dehghan, M; De Torres-Espuny, L; Falczuk, V; Guerrero-Campo, J; Hynd, A; Jones, G; Kowsary, E; Kazemi-Saeed, F; Maestro-Martínez, M; Romo-Díez, A; Shaw, S; Siavash, B; Villar-Salvador, P. y Zak, M.R. 2004. The plant

- traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science* 15(3): 295-304.
- Duarte, M. 2007. *Methods in comparative Functional Ecology*. En Punganire, F y Valladares, F. eds. *Functional Plan Ecology*. Editado por Second Edition, CRC Press. U.S.A. Florida.
- Dudley, S. 1996. Differing Selection on Plant Physiological Traits in Response to Environmental Water Availability: A Test of Adaptive Hypotheses. *Evolution* 50(1) 92-102.
- Dukatz, F. 2008?. Nuestros ojos en el cielo: satélites de aplicación científica. Versión electrónica. Consultado el 5 de noviembre 2009. http://www.exa.unicen.edu.ar/ecosistemas/publicaciones/Libros/espejos/Capitulo_9.pdf.
- Ellsworth, D. S. y Reich, P. B. 1992. Leaf Mass Per Area, Nitrogen Content and Photosynthetic Carbon Gain in *Acer saccharum* Seedlings in Contrasting Forest Light Environments. *Functional Ecology* 6(4):423-435
- Elmore, AJ; Mustard, JF; Manning, SJ; Lobell, DB. 2000. Quantifying Vegetation Change in Semiarid Environments: Precision and Accuracy of Spectral Mixture Analysis and the Normalized Difference Vegetation Index. *Remote Sensing of Environment*. 73 (1) : 87-102.
- Elosegi, A. y Díez, J. 2009. La vegetación terrestre asociada al río: el bosque de ribera. (en línea). Primera edición. España. Fundación BBVA. p. 13. Consultado el 19 de noviembre 2009. Disponible en http://www.fbbva.es/TLFU/microsites/ecologia_fluvial/pdf/cap_17.pdf
- ESRI, 2005. Manual en línea de ArcGis. Cost distance Analysis. Consultado 10 de noviembre 2009. Disponible en http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.2/index.cfm?TopicName=An_overview_of_the_Distance_tools
- Fairbanks, D. H. K. y McGwire, K. C. 2004. Patterns of floristic richness in vegetation communities of California: regional scale analysis with multi-temporal NDVI. *Global Ecology and Biogeography* 13(3): 221-235.
- Farias, A. A. and F. M. Jaksic 2009. Hierarchical determinants of the functional richness, evenness and divergence of a vertebrate predator assemblage. *Oikos* 118(4): 591-603.
- Fassnacht, K. S; Gower, S. T. et al. 1997. Estimating the leaf area index of North Central Wisconsin forests using the landsat thematic mapper. *Remote Sensing of Environment* 61(2): 229-245.

- Fernández, F. 2007. Diversidad funcional de bosques muy húmedos tropicales en el noreste de Costa Rica a partir de rasgos foliares y densidad de la madera. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 97 p.
- Fernandez, N y Piñeiro, G. 2008. La caracterización de la heterogeneidad espacial de los ecosistemas: uso de atributos funcionales derivados de datos espectrales. *Ecosistemas* 17 (3): 64 – 78.
- Finegan, B; Camacho, M; y Zamora; N. 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management* 121(3): 159-176.
- Flores, E. Obando, G. 2003. Árboles del trópico húmedo. Importancia socioeconómica. Cartago Costa Rica, Editorial Tecnológica de Costa Rica.
- Flynn DF; Gogol-Prokurat M; Nogeire T; Molinari N; Richers BT; Lin BB; Simpson N; Mayfield MM; DeClerck F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol Lett.* 12(1):22-33.
- Fosberg, F. R. 1967. A classification of vegetation for general purposes. *Trop. Ecol.* 2:1-28.
- Garnier, E. y Aronson, J. 1998. Nitrogen-use efficiency from leaf to stand level: clarifying the concept. *Inherent Variation in Plant Growth. Physiological Mechanisms and Ecological Consequence* (eds H.Lambers, H.Poorter & M.M.I.Van Vuuren), pp. 515–538. Backhuys, Leiden, the Netherlands.
- Garnier, E.; Cortez, J.; Billès, G.; Navas, M-L.; Roumet, C.; Debussche, M.; Laurent, G.; Blanchard, A.; Aubry, D.; Bellmann, A.; Neill, C. and Toussaint, J-P. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85: 2630-2637.
- Gates, D. M; Keegan, H. J. et al. 1965. Spectral Properties of Plants. *Appl. Opt.* 4(1): 11-20.
- Geller, G. N. and W. K. Smith (1982). "Influence of leaf size, orientation, and arrangement on temperature and transpiration in three high-elevation, large-leafed herbs. *Oecología* 53(2): 227-234.
- Gilabert, M.A; Gozales, P.J. y García, H.J. 1997. A cerca de los índices de vegetación. *Revista de Teledetección* 8: 35-46
- Gilliam, J.W. 1994. Riparian wetlands and water quality. *J. of Environmental Quality*, 23(5), 896-900.

- Goldberg, D. E. 1982. The Distribution of Evergreen and Deciduous Trees Relative to Soil Type: An Example from the Sierra Madre, Mexico, and a General Model. *Ecology* 63(4): 942-951.
- Gong, P., Pu, R; Biging, G. S y Larrieu, M. R. (2003). Estimation of forest leaf area index using vegetation indices derived from hyperion hyperspectral Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41, 1355– 1362.
- Gould, W. 2000. Remote sensing of vegetation, plant species richness, and regional biodiversity hotspots. *Ecological Applications* 10(6): 1861-1870.
- Gregory, SV; Swanson, FJ, McKee,A; Cummins, W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. *Bioscience* 41 (8): 540-551
- Groffman, P. M., E. A. Axelrod, J. L. Lemonyon and W. M. Sullivan. 1991a. Denitrification in grass and forest vegetated filter strips. *Journal of Environmental Quality* 20: 671-674
- Guehl, JM; Domenach, AM; Bereau, M; Barigah, TS; Casabianca, H; Ferhi, A; Garbaye, J. 1998. Functional diversity in an Amazonian rainforest of French Guiana: a dual isotope approach ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$). *Oecologia* 116 (3): 316-330.
- Hanson, G.C., P.M. Groffman, and A.J. Gold. 1994. Denitrification in riparian wetlands receiving high and low nitrate inputs. *J. Environ. Qual.* 23:917–922.
- Helmets, M. J; T. Isenhardt, et al. 2006. Buffers and Vegetative Filter Strips. (en línea). EPA Mississippi River Basin and Gulf of Mexico Hypoxia Task Force Symposium. p 43-58. Consultado 19 de noviembre 2009. Disponible en <http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1019&context=usdafsfacpub>
- Holland, MM; Nansen, A; Milne, T; Callahan, JT; Freckman,DW; Seastedt, TR; Frost, T; Vandemeer, D; Fiksel, J. 1988. Meeting Reviews. *Bulletin of the Ecological Society of America* 69(1): 54-65.
- Huete, A. R., Jackson, R. D. et al. 1985. Spectral response of a plant canopy with different soil backgrounds. *Remote Sensing of Environment* 17(1): 37-53.
- Hund, R; Stephen, P; Nemani, R;Keeling, C; Otto, R; Running, S. 1996. Global net carbon Exchange and intra anual atmospheric CO₂ concentrations predicted by an ecosystem process model and three dimensional atmospheric transport model. *Global, Biogeochemical Cycles* 10 (2): 451-456.

- Ilhardt, B.L.; Verry, E.S.; Palik, B.J. 2000. Defining riparian areas. In Wagner, R y Hagan, J. eds *Forestry and the riparian zone* (en linea). Conference proceedings. University of Maine Orono, Maine. USA. p. 7 – 14. Consultado 10 de noviembre 2009. Disponible en http://www.krisweb.com/krisshpepscot/krisdb/html/krisweb/biblio/maine_uofm_wagner_2000_forestryripar.pdf#page=16
- Jackson, R.D., Reginato, R.J., Idso, S.B. 1977. Wheat canopy temperature: a practical tool for evaluating water requirements. *Water Resources Research* 13:651-656. Solo resumen.
- Jacob, F. y Oliosio, A. 2005. Derivation of diurnal courses of albedo and reflected solar irradiance from airborne POLDER data acquired near solar noon. *Journal of Geophysical Research*, 110, D10104.
- Jense, J.R. 2000. *Remote Sensing of the Environment: an earth resource perspective*, upper saddle river, New Jersey. Prentice Hall. 544 p.
- Jiménez-Muñoz, J. C; Sobrino, J. A. et al. 2006. "Improved land surface emissivities over agricultural areas using ASTER NDVI." *Remote Sensing of Environment* 103(4): 474-487.
- Johnson, LB; Richards, C; Host, E; Arthur, J. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater biology* 37: 193-208.
- Karr, JR; Schlosser, IJ. 1978. *Water Resources and the Land-Water Interface*. *Science* 201 (4352) : 229-234.
- Keddy, P. A. 1992. A pragmatic approach to functional ecology. *Ecology* 6: 621 - 626.
- King, D. 1981. Tree dimensions: Maximizing the rate of height growth in dense stands. *Oecologia* 51(3): 351-356.
- Kunzmann, D y Knevel, C. 2005. Canopy height. In Knevel, C; Bekker, RM; Kunzmann, D; Stadler, M. y Thompson, K. eds. *The LEDA traitbase collecting and measuring standards of Live-history traits of the northwest european flora*. LEDA traitbase project. University of Croningen. Netherlands.
- Kunzmann, D. 2005. Leaf traits. In Knevel, C; Bekker, RM; Kunzmann, D; Stadler, M. y Thompson, K. eds. *The LEDA traitbase collecting and measuring standards of Live-history traits of the northwest european flora*. LEDA traitbase project. University of Croningen. Netherlands.
- Laliberte, E., Wells, J. A., DeClerck, F., Metcalfe, D. J., Catterall, C. P., Queiroz, C., Aubin, I., Bonser, S. P., Ding, Y., Fraterrigo, J. M., McNamara, S., Morgan, J. W., Merlos, D. S., Vesk, P. A., y Mayfield. M. M. 2010. Land-use intensification reduces

- functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecology Letters* 13 (1):76-86.
- Lavorel, S. y Garnier, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail Functional. *Ecology* 16: 545–556.
- Lavorel, S; Grigulis, K. et al. 2008. Assessing functional diversity in the field - Methodology matters!. *Functional Ecology* 22(1): 134-147.
- Leandro, Z.L. 2009. Revisión bibliográfica de las densidades de especies maderables del proyecto TROPIC-DRY. Instituto Tecnológico de Costa Rica. Escuela de ingeniería Forestal. Cartago, Costa Rica.
- Lee, J. H. y Heuvelink, E. 2003. Simulation of Leaf Area Development Based on Dry Matter Partitioning and Specific Leaf Area for Cut Chrysanthemum. *Ann Bot* 91(3): 319-327.
- Lee, K. H; Isenhardt, T. M. et al. 2003. Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. *Journal of Soil and Water Conservation* 58(1): 1-8.
- Liang, S. 2001. Narrowband to broadband conversions of land surface albedo. I. Algorithms. *Remote Sensing of Environment* 76:213-238. In Fernandez, N y Piñero, G. 2008. La caracterización de la heterogeneidad espacial de los ecosistemas: uso de atributos funcionales derivados de datos espectrales. *Ecosistemas* 17 (3): 64 – 78.
- Lloyd, D. 1990. A phenological classification of terrestrial vegetation cover using shortwave vegetation index imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 11(12) 2269-2279.
- López, B. M. 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas* 16: 1697-2473
- Lowrance et al. 1995. Water quality functions of riparian forest buffer systems in the Chesapeake Bay Watershed. Repor No EPA 903-R-95-004. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Lowrance, R. 1992. Groundwater nitrate and denitrification in a coastal plain riparian forest. *J. Environ. Qual.* 21:401–405
- Lowrance, R. 2001. The potential role of riparian forests as buffers zones. In Haycock, N; Burt, T; Goulding, K; Pinay, G. eds. *Buffer zones: their processes and potential in water protection.* (en línea). Harpenden UK. Haycock Associated Limited. Consultado el 30 de octubre 2009. [http://www.biodiversitysouthwest.org.uk/docs/BufferZones\(locked\).pdf#page=15](http://www.biodiversitysouthwest.org.uk/docs/BufferZones(locked).pdf#page=15)

- Lowrance, R; Todd, R ; Fail, J.Jr; Hendrickson, O.Jr; Leonard, R. 1984. Riparian Forests as Nutrient Filters in Agricultural Watersheds. *BioScience* 34 (6): 374-377.
- Lu, D; Mausel, P. et al. 2004. Relationships between forest stand parameters and Landsat TM spectral responses in the Brazilian Amazon Basin. *Forest Ecology and Management* 198(1-3): 149-167.
- Lyons, J; Thimble, S. W. et al. 2000. Grass versus trees: managing riparian areas to benefit streams of central north America. *Journal of the american water resources association* 36(4): 919-930.
- MARENA. 2007. Plan Ambiental del Municipio de Rivas (en línea). Consultado el 10 de octubre 2010. Disponible en http://www.marena.gob.ni/index.php?option=com_remository&Itemid=181&func=fileinfo&id=486
- Matteucci, D y Colma, A. 1982, Metodología para el estudio de la vegetación, OEA, Washington D.C.
- Mc Gill, B. et al. 2006 “Rebuilding community ecology from functional traits”. *Trends in ecology & evolution* 21 (4): 178-185.
- McEldowney, R. R; Flenniken, M. Fasier, M J; Leininger W. C. 2002. Sediment movement and filtration in a riparian meadow following cattle use. *Journal of Range Management* 55:367–373.
- McGlynn, B L; y Seibert, J. 2003. Distributed assessment of contributing area and riparian buffering along stream networks, *Water Resour. Res* 39(4): 1082.
- Metcalfe, D. 2006. Calculo de dinámicas de raíz en ecosistemas tropicales: manual de campo (en línea). PAN-AMAZONIA, University of Edinburgh. Edinburgh, Scotland, U.K. pp. 20. Consultado 28 de enero 2010. Disponible en http://www.geography.leeds.ac.uk/projects/rainfor/manuals/Roots_spanish%5B1%5D.pdf
- Milla, R, y PB Reich. 2007. The scaling of leaf area and mass: the cost of light interception increases with leaf size. *Proc. R. Soc. B* 274: 2109–2114.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: Biodiversity Synthesis (en línea). Washington, DC: World Resources Institute. 86 p. consultado 27 de enero 2010. Disponible en <http://www.maweb.org/documents/document.354.aspx.pdf>
- Moser, G; Hertel, D. et al. 2007. Altitudinal Change in LAI and Stand Leaf Biomass in Tropical Montane Forests: a Transect Study in Ecuador and a Pan-Tropical Meta-Analysis. *Ecosystems* 10(6): 924-935.

- Muukkonen, P. y Heiskanen, J. 2007. Biomass estimation over a large area based on standwise forest inventory data and ASTER and MODIS satellite data: A possibility to verify carbon inventories. *Remote Sensing of Environment* 107(4): 617-624.
- Naeem, S. and S. Li. 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature* 390(6659): 507-509.
- Nagler, PL; Scott, RL; Westenburg, C; Cleverly, JR; Glenn, EP; Huete, AR. 2005. Evapotranspiration on western U.S. rivers estimated using the Enhanced Vegetation Index from MODIS and data from eddy covariance and Bowen ratio flux towers. *Remote Sensing of Environment* 97 (3): 337-351.
- Naiman, RJ y Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 28:621-58.
- Naiman, RJ; Fetherson, KL; McKay S; Chen J. 1998. Riparian Forests. In *River Ecology and Management: Lessons from the pacific Coastal Ecoregion*, ed. Naiman, RJ, Bilby, RE. p. 289-323. New York.
- Narumalani, S; Zhou, Y. et al. 1997. Application of remote sensing and geographic information systems to the delineation and analysis of riparian buffer zones. *Aquatic Botany* 58(3-4): 393-409.
- Negri, P. Sligardi, A. Fuganti, A. Francescon, M. Monauni, C. y Pozzi, S. 2000. The use of the fluvial functioning index for river management. Provincial Agency for environmental protection. Trento, Italy. 3rd European Conference on River restoration 2004. Disponible en http://www.eccr.org/archive/pdf/3rd_conference_abstracts/23_negri_siligardi_francescon_i_dr.pdf Accesado 14 de octubre 2010.
- Niklass KJ; 1994. Plant allometry: the scaling of form and process. The University of Chicago Press: Chicago, IL. In Cornelissen, JHC, S Lavorel, E Garnier, S Díaz, N Buchmann, DE Gurvich, PB Reich, et al. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335–380.
- Nisbet T.R. 2001. The role of forest management in controlling diffuse pollution in UK forestry. *Forest Ecology and Management* 143 (1): 215-226.
- Osone, Y; Ishida, A.; Tateno, M. 2008. Correlation between relative growth rate and specific leaf area requires associations of specific leaf area with nitrogen absorption rate of roots. *New Phytologist* 179(2): 417-427.

- Osona, Y; Ishida, A; Tateno, M. 2008. Correlation between relative growth rate and specific leaf area requires associations of specific leaf area with nitrogen absorption rate of roots. *New Phytologist* 179(2) 217- 427.
- Paine, L. K. y Ribic, C. A. 2002. Comparison of riparian plant communities under four land management systems in southwestern Wisconsin. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 92(1): 93-105.
- Paruelo, J.M; Jobbágy, E.G; Sala, O.E. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* 4:683-698.
- Paruelo, JM. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17 (3): 4-22. Revisiones.
- Perry Jr, C. R. y Lautenschlager, L. F. 1984. Functional equivalence of spectral vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 14(1-3): 169-182.
- Petchey, O. L. and Gaston, K. J. 2006. Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9(6): 741-758.
- Petchey, O. L; Hector,A. et al. 2004. How do different measures of functional diversity perform?. *Ecology* 85(3): 847-857.
- Petchey, OL; Gaston, KJ. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5: 402–411.
- Pierce, L. L., S. W. Running, et al. 1994. Regional-Scale Relationships of Leaf Area Index to Specific Leaf Area and Leaf Nitrogen Content. *Ecological Applications* 4(2): 313-321.
- Pinay, G., L. Roques, and A. Fabre. 1993. Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *J. Appl. Ecol.* 30:581–591.
- Pinay, G., V.J. Black, A.M. Planty-Tabacchi, B. Gumiero, and H. Decamps. 2000. Geomorphic control of denitrification in large river floodplain soils. *Biogeochemistry* 50:163–182.
- Pinay, G; Ruffinoni C; Wondzell, S; Gazelle, F. 1998. Change in Groundwater Nitrate Concentration in a Large River Floodplain: Denitrification, Uptake, or Mixing?. *Journal of the North American Benthological Society* 17(2): 179-189
- Pires, LF. 2009. Riparian forest potential to retain sediment and carbon evaluated by the ¹³⁷Cs fallout and carbon isotopic ratio techniques. *Anais da Academia Brasileira de Ciencias* 81 (2): 271-279.

- Polis, G. 1999. Why Are Parts of the World Green? Multiple Factors Control Productivity and the Distribution of Biomass. *Oikos* 86(1): 3-15.
- Poorter, H. y Remkes, C. 1990. Leaf area ratio and net assimilation rate of 24 wild species differing in relative growth rate. *Oecologia* 83(4): 553-559.
- Poos, M. S; Walker, S. C. et al. 2009. Functional-diversity indices can be driven by methodological choices and species richness. *Ecology* 90(2): 341-347.
- Qin, Z. 2001. A mono-window algorithm for retrieving land surface temperature from Landsat TM data and its application to the Israel-Egypt border region. *International Journal of Remote Sensing* 22:3719-3746.
- Quilici, A. y Medina, E. 1998. Photosynthesis-Nitrogen Relationships in Pioneer Plants of Disturbed Tropical Montane Forest Sites. *Photosynthetica* 35(4): 525-534.
- Ranganathan, J; Chan, KM; Daily, CG. 2007. Satellite detection of bird communities in tropical countryside. *Ecological Applications* 17(5): 1499-1510.
- Reich, P. B. y Borchert, R. 1982. Phenology and Ecophysiology of the Tropical Tree, *Tabebuia Neochrysantha* (Bignoniaceae). *Ecology* 63(2): 294-299.
- Reich, PB, y Oleksyn, J. 2004. Global patterns of plant leaf N and P in relation to temperature and latitude. *PNAS* 101 (30): 11001-11006.
- Ridao E.; Conde J.R.; Mnguez M. 1998. Estimating fAPAR from Nine Vegetation Indices for Irrigated and Nonirrigated Faba Bean and Semileafless Pea Canopies - a changing perspective. *Remote Sensing of Environment* 66 (1): 87-100.
- Ríos, N; Cárdenas, A.Y; Andrade, H.J; Ibrahim, M; Jiménez, F; Sancho, F; Ramírez, E; Reyes, B; Woo, A. 2007. Escorrentía superficial e infiltración en sistemas ganaderos convencionales y silvopastoriles en el trópico subhúmedo de Nicaragua. *Agroforestería en las Américas (CATIE)*. 45: 66-71.
- Risser, PG. 1990. Towards an ecotone perspective. In Naiman, RJ; Décamps, H. eds. *The ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*. MAB, Paris. p. 7-18.
- Roy, P. y Ravan, S. 1996. Biomass estimation using satellite remote sensing data—An investigation on possible approaches for natural forest. *Journal of Biosciences* 21(4): 535-561.
- Saha, A. 2009. Linking water sources with foliar nutrient status in upland plant communities in the Everglades National Park, USA. *Ecohydrology* 2(1): 42-54.

- Sánchez, M; Chuvieco, E. 2000. Estimación de la evapotranspiración del cultivo de referencia, ETo a partir de imágenes NOAA-AVHRR. *Revista de Teledetección* 14 : 11-21.
- Schade, J; Welter, R; Marti, E; Grimm, N. 2005. Hydrologic exchange and N uptake by riparian vegetation in an arid-land stream. *Journal of the North American Benthological Society* 24 (1): 19-28.
- Schloss, A.L; Kicklighter, D.W; Kadur, J; Wittenberg, U. Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): comparison of NPP to climate and the Normalized difference Vegetation Index (NDVI). *Global Change Biology* 5 (Suppl. I) : 25-34.
- Schmera, D., J. Podani, et al. 2009. Measuring the contribution of community members to functional diversity. *Oikos* 118(7): 961-971.
- Schmitt, T.J; Dosskey, M.G; Hoagland, K.D. 1999. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality* 28 (5): 1479-1489.
- Schowengerdt, R. A. 1997. *Remote Sensing - Models and Methods for Images Processing*. 2da edición, USA. Editora El Sevier. p.515.
- Sellers, P. J; Berry, J. A. et al. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration. III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration scheme. *Remote Sensing of Environment* 42(3): 187-216.
- Shekhar R. Biswas, A Mallik, U. 2010. Disturbance effects on species diversity and functional diversity in riparian and upland plant communities. *Ecology* 91:1, 28-35
Online publication date: 1-Jan-2010.
- Smith AP. 1972 Buttressing of tropical trees: a descriptive model and new hypotheses. *Amer. Nat.* 106. 32-46
- Smith, A.M.S. 2007. How to convert ASTER radiance values to reflectance: an online guide (en línea). College of Natural Resources, University Idaho. Consultado 24 de enero 2010. Disponible en: <http://www.cnrhome.uidaho.edu/default.aspx?pid=85984>
- Smith, C.M. 1989. Riparian pasture retirement effects on sediment, phosphorus and nitrogen in channelized surface runoff from pastures. *New Zealand J. of Marine and Freshwater Resources*, 23, 139-146.

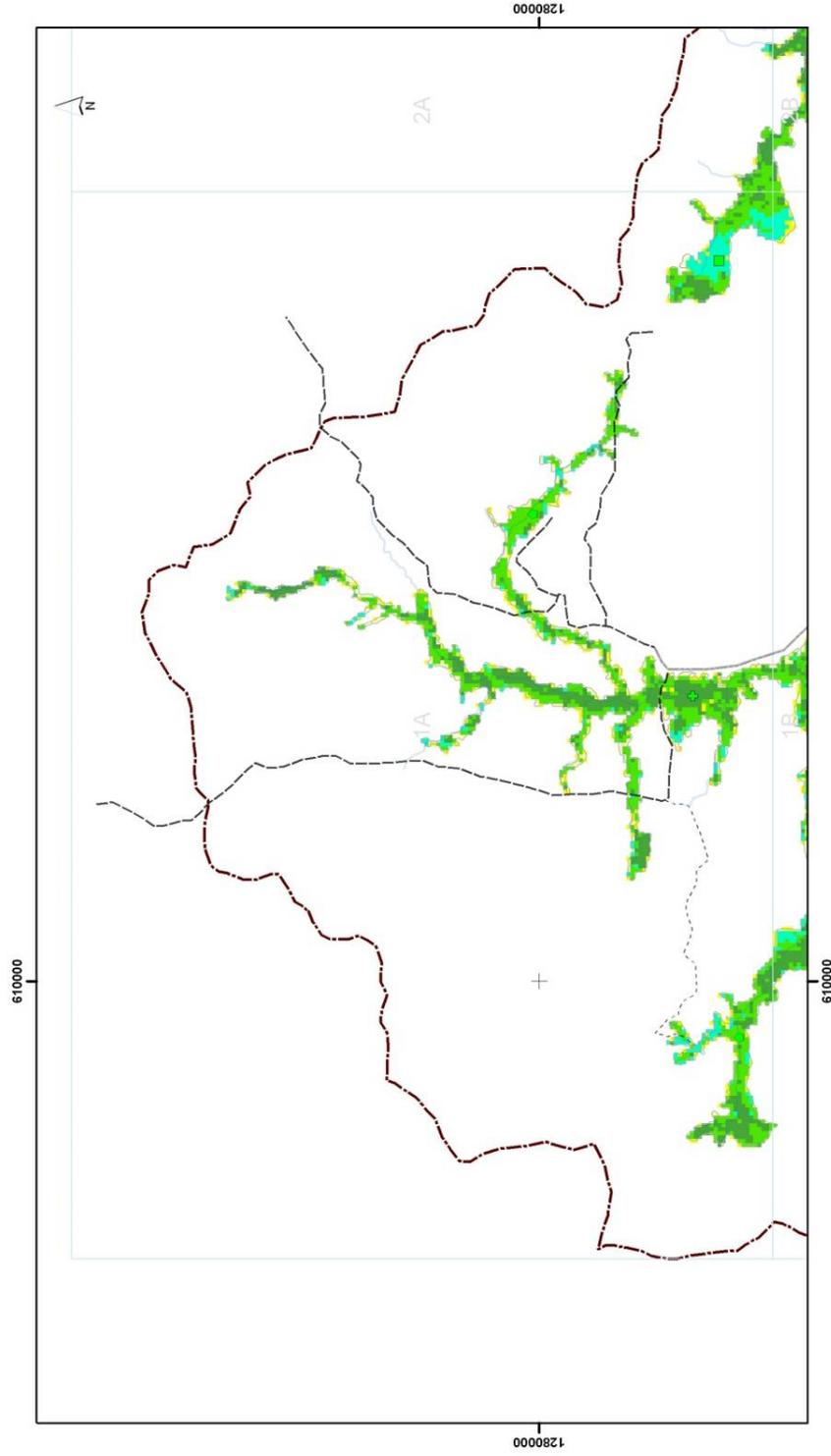
- Speranza, F. C., Zerda, H. R. 2005. Potencialidad de los índices de vegetación para la discriminación de coberturas forestales (en línea). Proyecto Picto 12931, INTA Manfredi. Córdoba. Argentina. p. 10. Consultado 10 de noviembre 2009. Disponible en http://www.inta.gov.ar/manfredi/info/boletines/areasuelos/ndvi_forestal.pdf
- Stevens, W.D; Ulloa, C; Pool, A. y Montiel, O.M. 2001. Flora de Nicaragua. Missouri Botanical Garden Press, St. Louis, Missouri, USA.
- Suzuki, R; Yatagai, A; Yasunarit, T. 1998. Satellite derived vegetation index and evapotranspiration estimated by using assimilated atmospheric data over Asia. Journal of the Meteorological Society of Japan 76 (4): 663-671.
- Swenson, N. G. y Enquist, B. J. 2008. The relationship between stem and branch wood specific gravity and the ability of each measure to predict leaf area. Am. J. Bot. 95(4): 516-519.
- Tabacchi, E; Lambs, L; Guillo, H; Planty-Tabacchi, A-M; Muller, E; Decamps, H. 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes Hydrological Processes 14 (16-17): 2959-2976..
- Tilman, D., J. Knops, et al. (1997). "The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes." Science 277(5330): 1300-1302.
- Turner, M; Tinker, D. et al. 2004. Landscape Patterns of Sapling Density, Leaf Area, and Aboveground Net Primary Production in Postfire Lodgepole Pine Forests, Yellowstone National Park (USA). Ecosystems 7(7): 751-775.
- Turner, MG; Gardner,RH; O'neill,RV. 2001. Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process. Springer. USA.
- Vigiak, O; Ribolzi, A; Pierret, A; Valentin, C; Sengtaheuanghoung, O y Noble, A. 2007. Filtrado de los agentes contaminantes del agua por la vegetación ribereña: comparación del bambú con las pasturas nativas y el arroz en una cuenca en la República Democrática Popular Lao (en línea). FAO. Consultado 5 de noviembre 2009. Disponible en <http://biblioteca.universia.net/ficha.do?id=34035203>
- Violle, C, ML Navas, D Vile, E Kazakou, C Fortunel, I Hummel, y E Garnier. 2007. Let the concept of trait be functional!. Oikos 116(5): 882-892.
- Walker, B; Kinzig, A. et al. 1999. Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. Ecosystems 2(2): 95-113.

- Watts, S.H., and S.P. Seitzinger. 2001. Denitrification rates in organic and mineral soils from riparian sites: A comparison of N₂ flux and acetylene inhibition methods. *Soil Biol. Biochem.* 32:1383–1392.
- Weaver, J.E. 1960. Flood plain vegetation of the central Missouri Valley and contacts of woodland with prairie. *Ecological Monographs* 30: 37-64. In Risser, PG. 1990. Towards an ecotone prespective. In Naiman, RJ; Décamps, H. eds. *Thecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*. MAB, Paris. p. 7-18.
- Weih M (2001) Evidence for increased sensitivity to nutrient and water stress in a fast-growing hybrid willow compared with a natural willow clone. *Tree Physiol* 21:1141–1148
- Weiher, E; Van der Wef, A; Thompson, K; Roderick, M; Garnier, E; y Eriksson, O. 1999. Challenging Theophrastus: a common core list of plant traits for Functional Ecology. *Journal for Vegetation Sciece*, 10, 609-620. In In Knevel, C; Bekker,RM; Kunzmann,D; Stadler, M. y Thompson, K. eds. *The LEDA traisbase collecting and measuring standards of Live-history traits of the northwest european flora*. LEDA traitbase project. University of Croningen. Netherlands.
- Weller DE; Jordan TE; Correll DL. 1998. Heuristic models for material discharge from landscapes with riparian buffers. *Ecol Appl* 8:1156–1169
- Wenger, S. 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extend and vegetation. Office of Public Service and Ourtreach. Institute of Ecology. University of Georgia. USA. Versión electrónica. Consultado el 25 de octubre 2009. http://www.chathamnc.org/WatershedReviewBoard/supporting_documents/stream_buffers/LitReviewRiparianBuffers.pdf
- Wenting X; Bingfang W; Yichen T y Yuan Z. 2004. Mapping plant diversity of broad-leaved forest ecosystem using Landsat TM data. *Inst. of Remote Sensing Applications, Chinese Acad. of Sci., Beijing.* 7: 4598 - 4600
- Wright, I. J; Falster, D. S; Pickup, M. y Westoby, M. 2006. Cross-species patterns in the coordination between leaf and stem traits, and their implications for plant hydraulics. *Physiologia Plantarum* 127: 445–456
- Yarbrough, L.D. 2006. The legacy of the tasseled cap transform: a development of a more robust Kauth-Thomas transform derivation. Dissertation, Department of Engineering

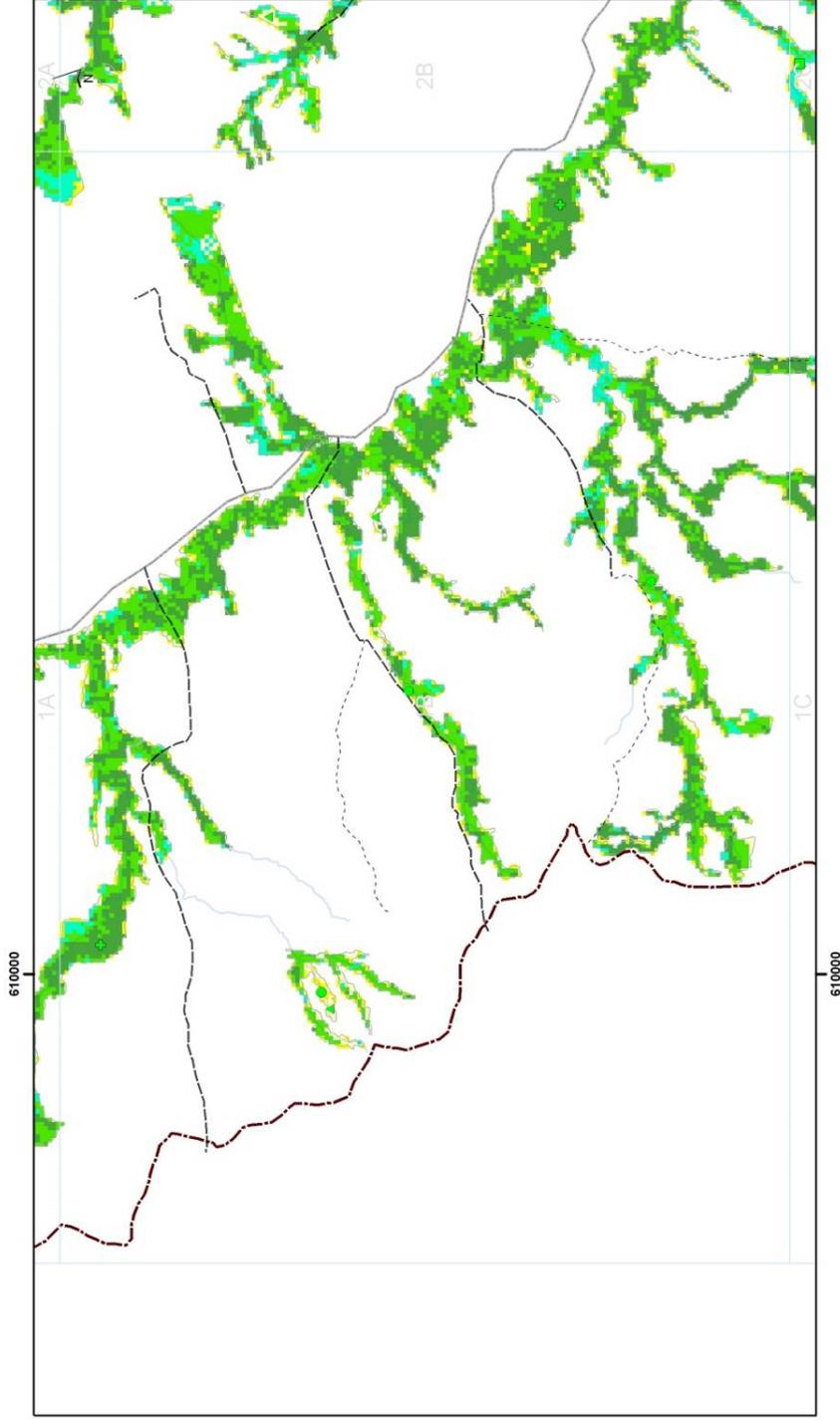
- Science: Geological Engineering, University of Mississippi. Citado por Milder, J. 2008. Aster processing method, Department of natural resource, Cornell University.
- Yuan, Z.-Y., L.-H. Li, et al. (2006). "Nitrogen response efficiency increased monotonically with decreasing soil resource availability: a case study from a semiarid grassland in northern China." *Oecologia* 148(4): 564-572.
- Zhao, W; Tamura, M. et al. 2001. Atmospheric and spectral corrections for estimating surface albedo from satellite data using 6S code. *Remote Sensing of Environment* 76(2): 202-212.
- Ziegler, A. D., L. T. Tran, et al. 2006. Effective slope lengths for buffering hillslope surface runoff in fragmented landscapes in northern Vietnam. *Forest Ecology and Management* 224(1-2): 104-118.

ANEXOS

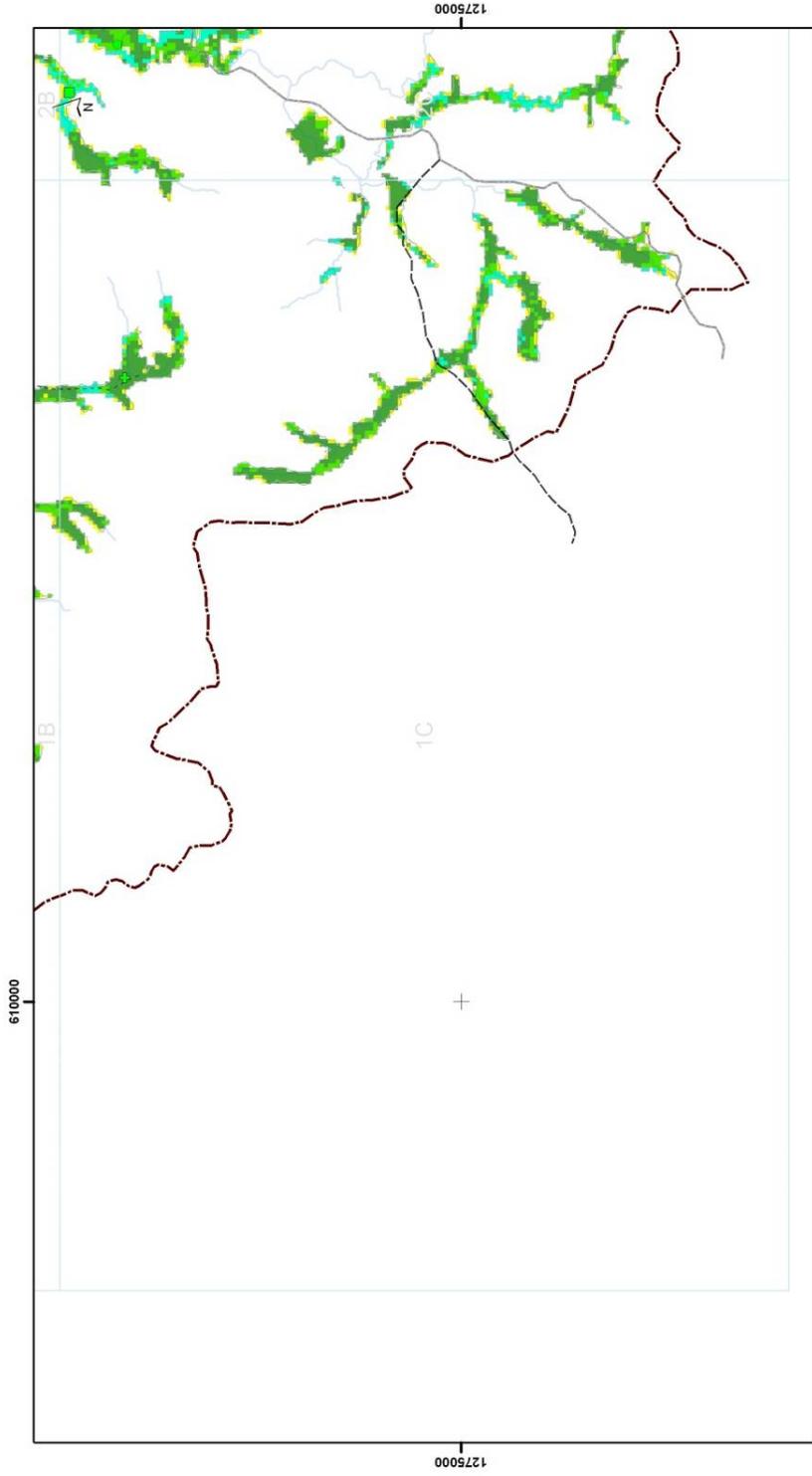
Anexo I. Ampliación de mapas de tipos de vegetación



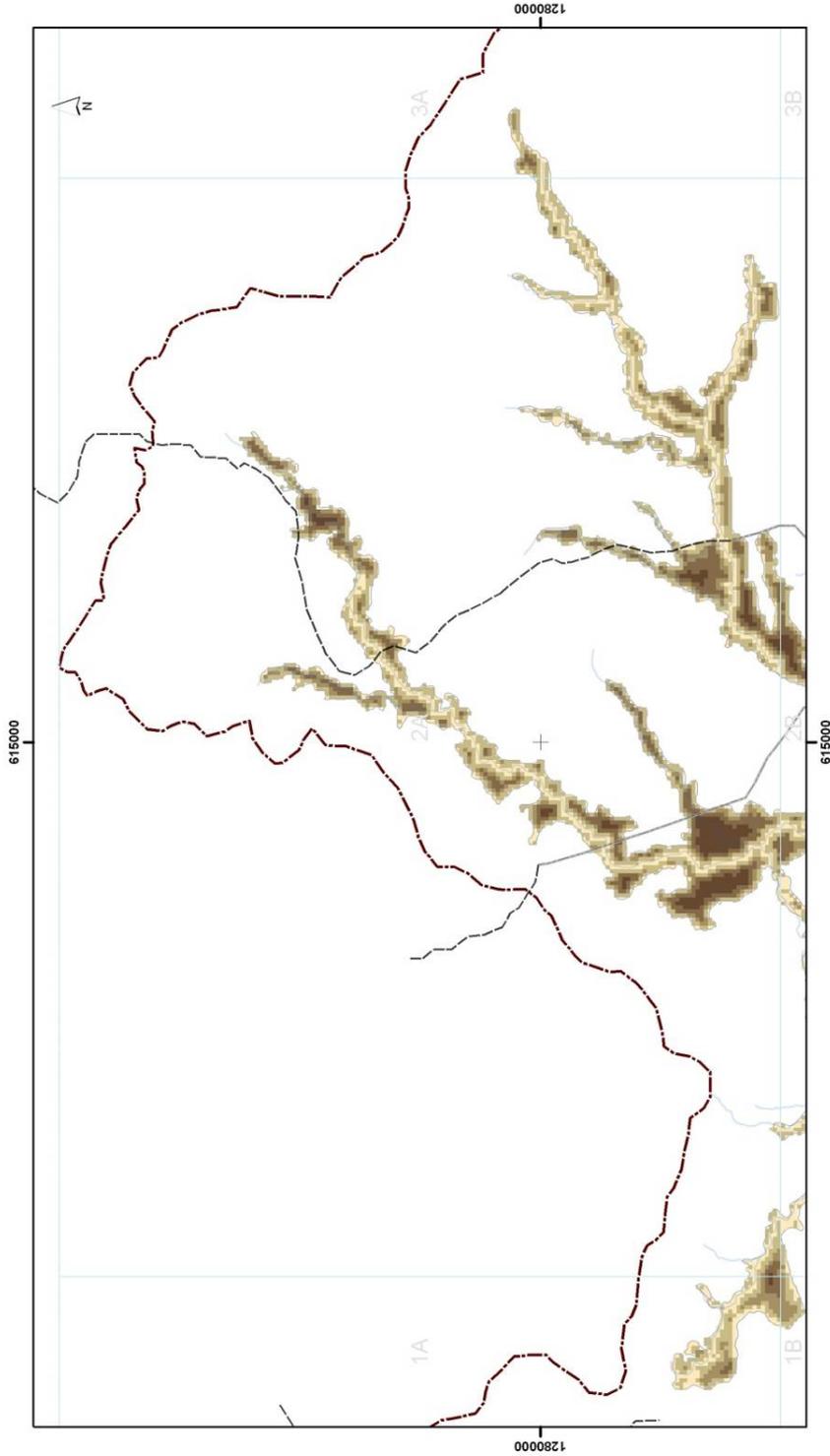
<p>TIPOS DE VEGETACIÓN</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo de vegetación 1 Tipo de vegetación 2 Tipo de vegetación 3 Tipo de vegetación 4 Tipo de vegetación 5 <p>PARCELAS</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo 1 Tipo 2 Tipo 3 Tipo 4 Tipo 5 		<p>Mapa de tipos de vegetación riberena de la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>CATIE Centroamericano de Tecnología y Mejoramiento de los Recursos Forestales y Acuáticos</p> <p>FUNCI REE</p> <p>0 0.3 0.6 Km 1:20,549</p> <p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p>
--	--	--	--



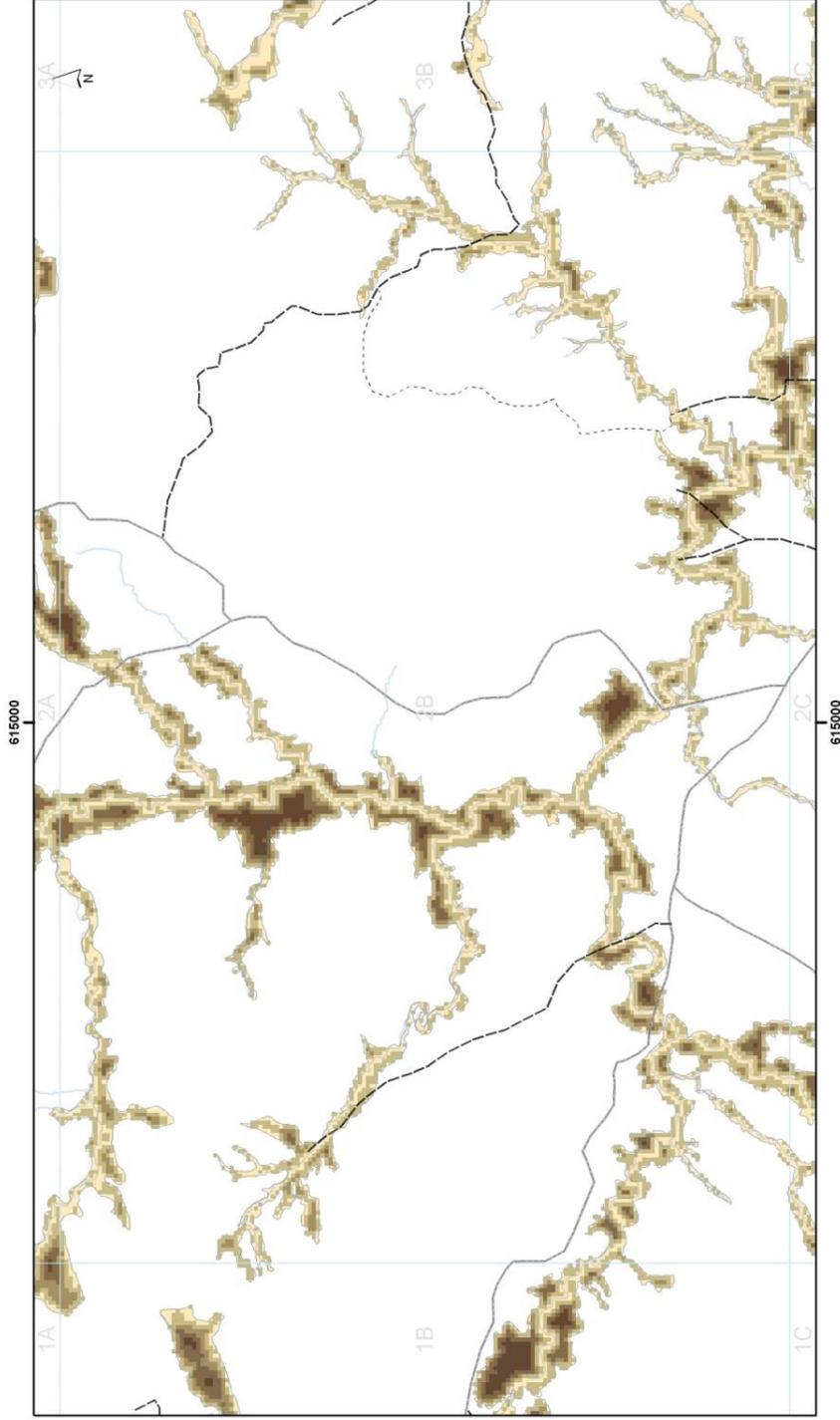
<p>TIPOS DE VEGETACIÓN</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo de vegetación 1 Tipo de vegetación 2 Tipo de vegetación 3 Tipo de vegetación 4 Tipo de vegetación 5 <p>PARCELAS</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo 1 Tipo 2 Tipo 3 Tipo 4 Tipo 5 		<p>Mapa de tipos de vegetación riberena de la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>CATIE Centroamericano de Tecnología y Mejoramiento de los Recursos Forestales y Acuáticos</p> <p>FUNCIREE</p> <p>0 0.3 0.6 Km 1:20,000</p> <p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p>
--	--	--	---



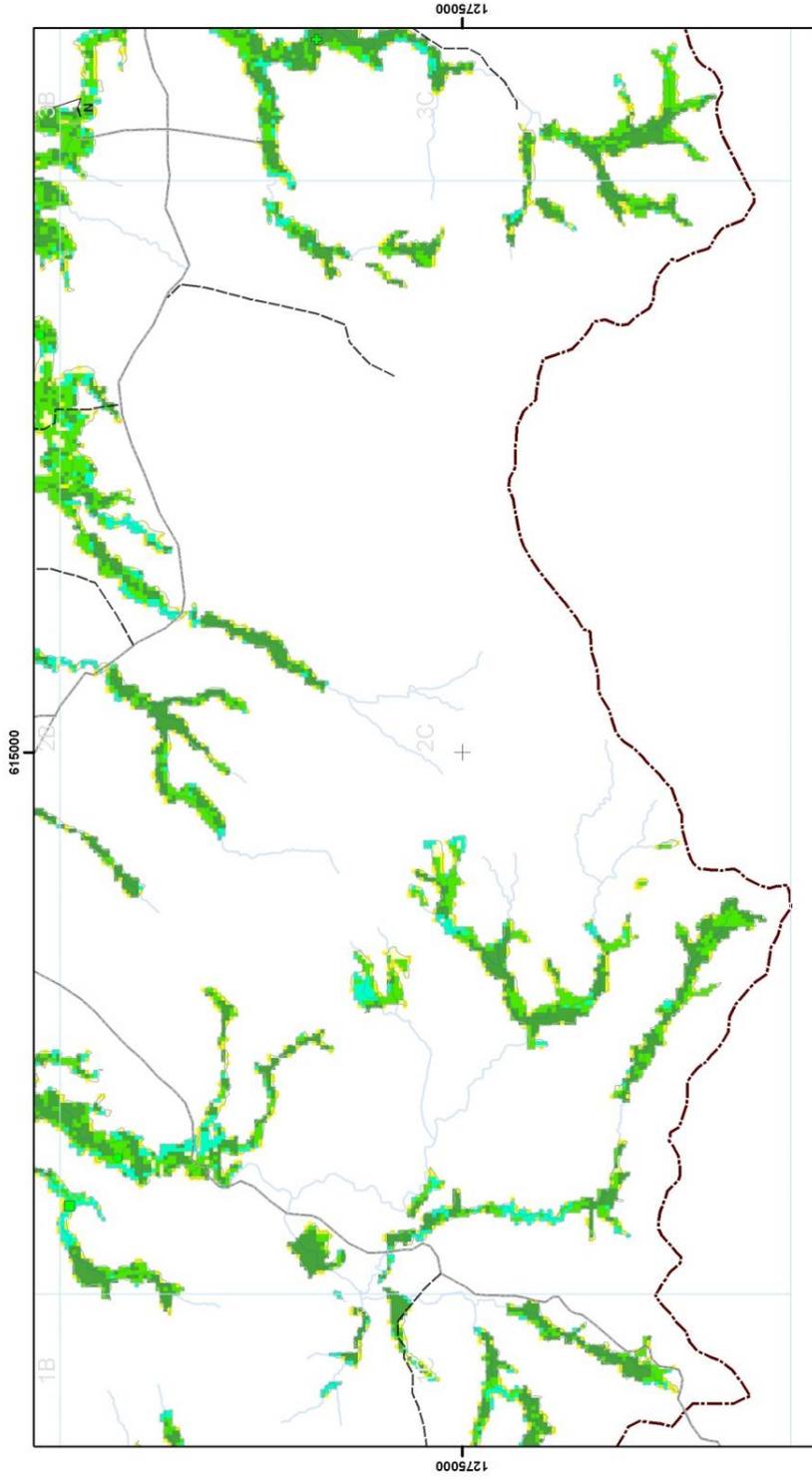
<p>TIPOS DE VEGETACIÓN</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo de vegetación 1 Tipo de vegetación 2 Tipo de vegetación 3 Tipo de vegetación 4 Tipo de vegetación 5 <p>PARCELAS</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo 1 Tipo 2 Tipo 3 Tipo 4 Tipo 5 		<p>Mapa de tipos de vegetación riberena de la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>0 0.3 0.6 Km</p> <p>1:20,000</p> <p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p>
--	--	--	---



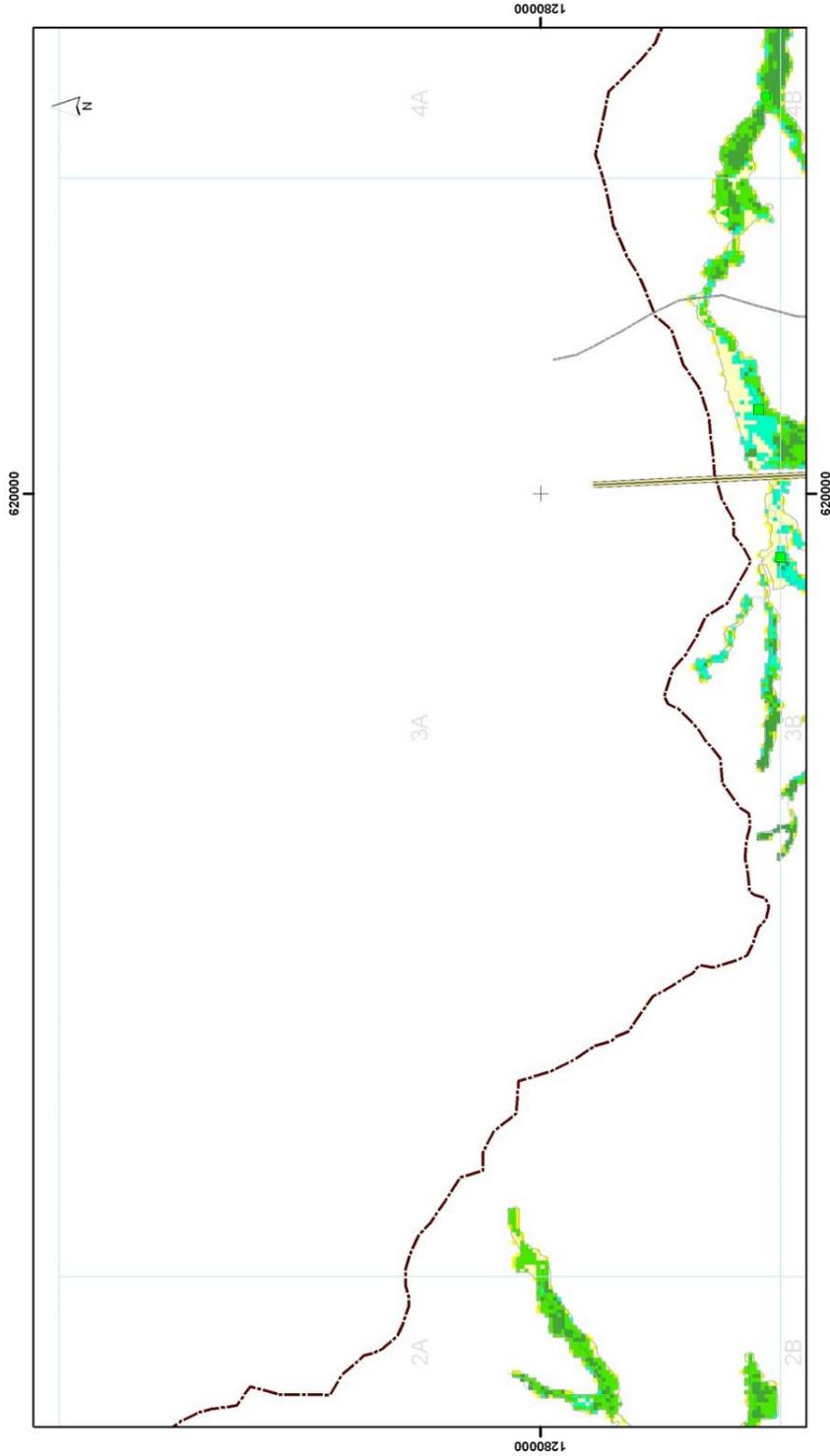
<p>CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO</p> <ul style="list-style-type: none"> MUY BAJA BAJA MEDIA ALTA MUY ALTA 		<p>Mapa de capacidad de amortiguamiento de los tipos de vegetación ribereña en la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>0 0.3 0.6 Km</p> <p>1:20,000</p> <p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N</p> <p>Turrubá, Costa Rica</p> <p>2010</p>
--	--	--	---



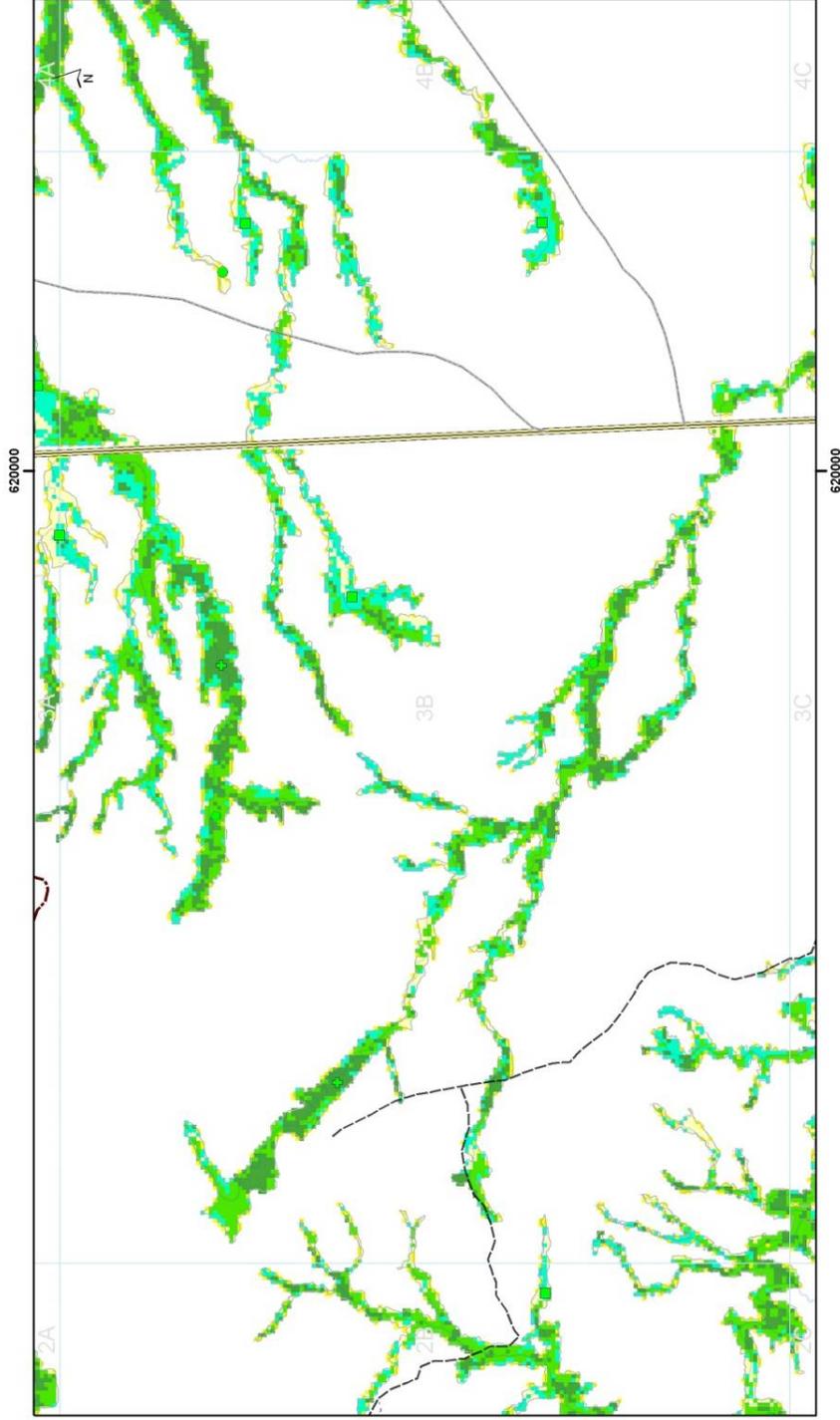
<p>CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO</p> <ul style="list-style-type: none"> MUY BAJA BAJA MEDIA ALTA MUY ALTA 		<p>Mapa de capacidad de amortiguamiento de los tipos de vegetación ribereña en la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>0 0.3 0.6 Km</p> <p>1:20,000</p> <p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N</p> <p>Turrubalá, Costa Rica</p> <p>2010</p>
---	--	--	---

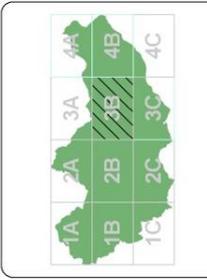


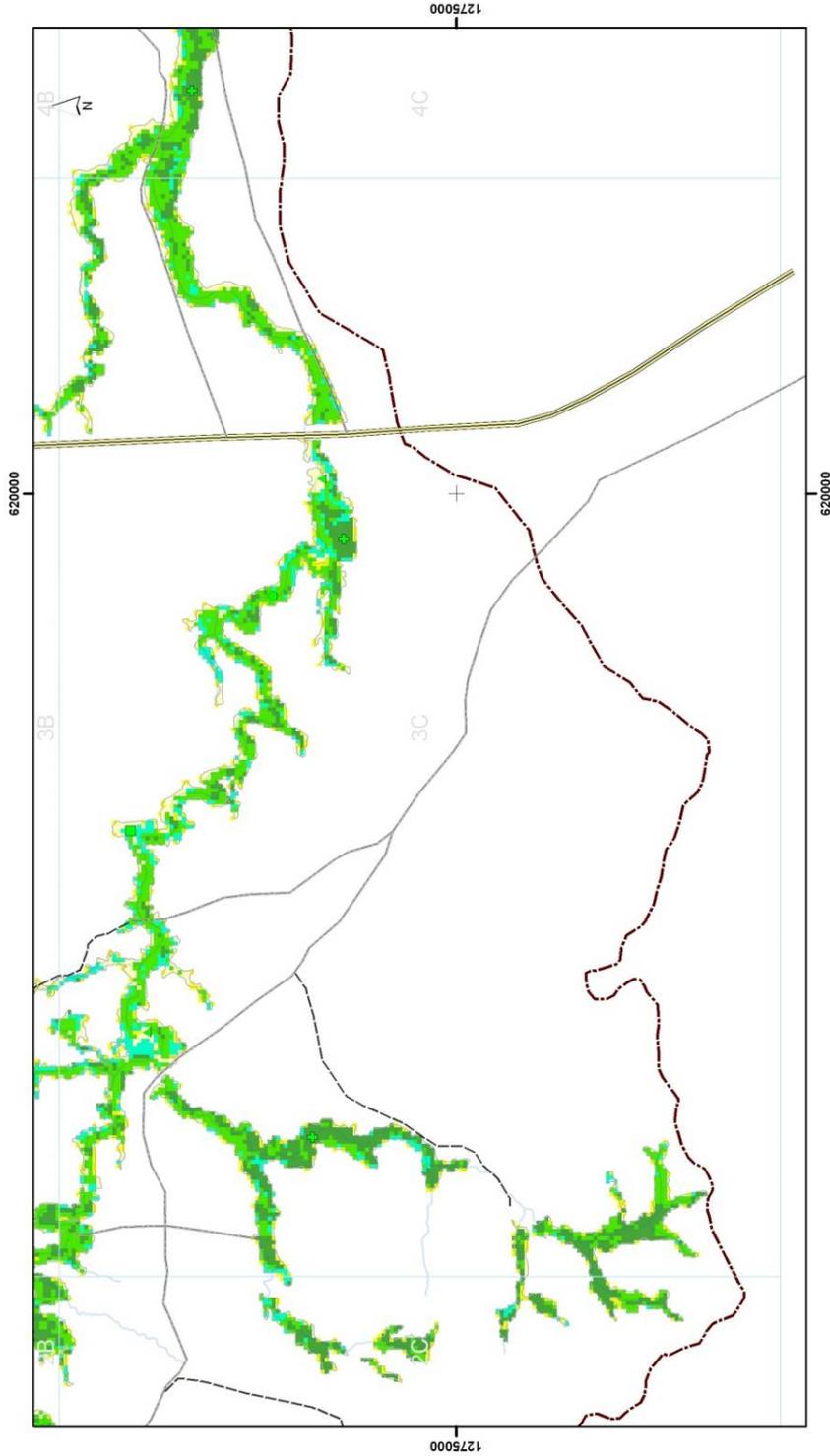
<p>TIPOS DE VEGETACIÓN</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo de vegetación 1 Tipo de vegetación 2 Tipo de vegetación 3 Tipo de vegetación 4 Tipo de vegetación 5 <p>PARCELAS</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo 1 Tipo 2 Tipo 3 Tipo 4 Tipo 5 		<p>Mapa de tipos de vegetación riberena de la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>CATIE Centro Agrario de Investigación y Experimentación</p> <p>FUNCIREE</p> <p>0 0.3 0.6 Km 1:20,000</p> <p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p>
--	--	--	---



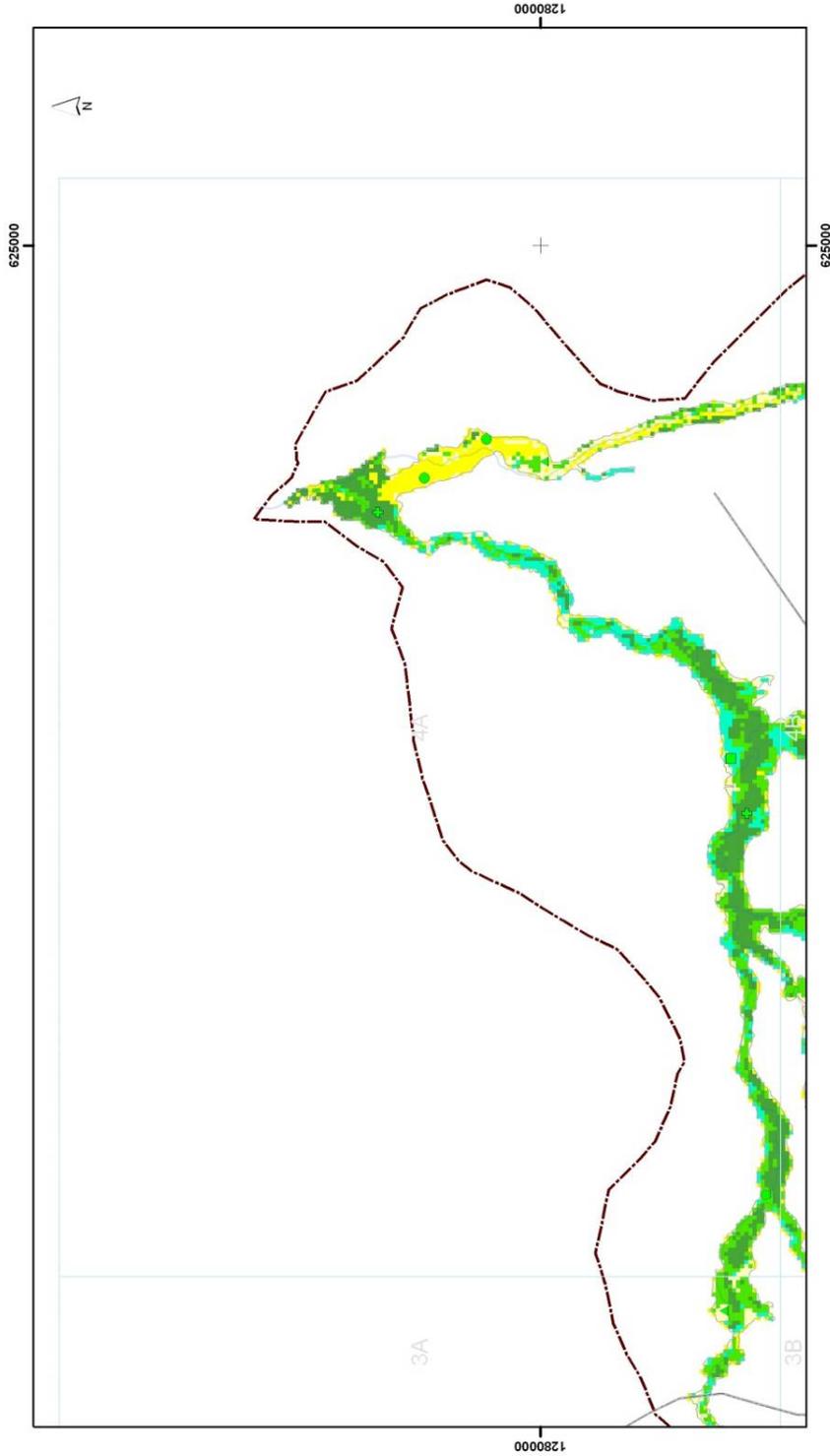
<p>TIPOS DE VEGETACIÓN</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo de vegetación 1 Tipo de vegetación 2 Tipo de vegetación 3 Tipo de vegetación 4 Tipo de vegetación 5 <p>PARCELAS</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo 1 Tipo 2 Tipo 3 Tipo 4 Tipo 5 		<p>Mapa de tipos de vegetación riberena de la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>CATIE Centroamericano de Tecnología y Mejoramiento de los Recursos Forestales y Acuáticos</p> <p>FUNCIREE</p> <p>0 0.3 0.6 Km 1:20,000</p> <p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p>
--	--	--	---



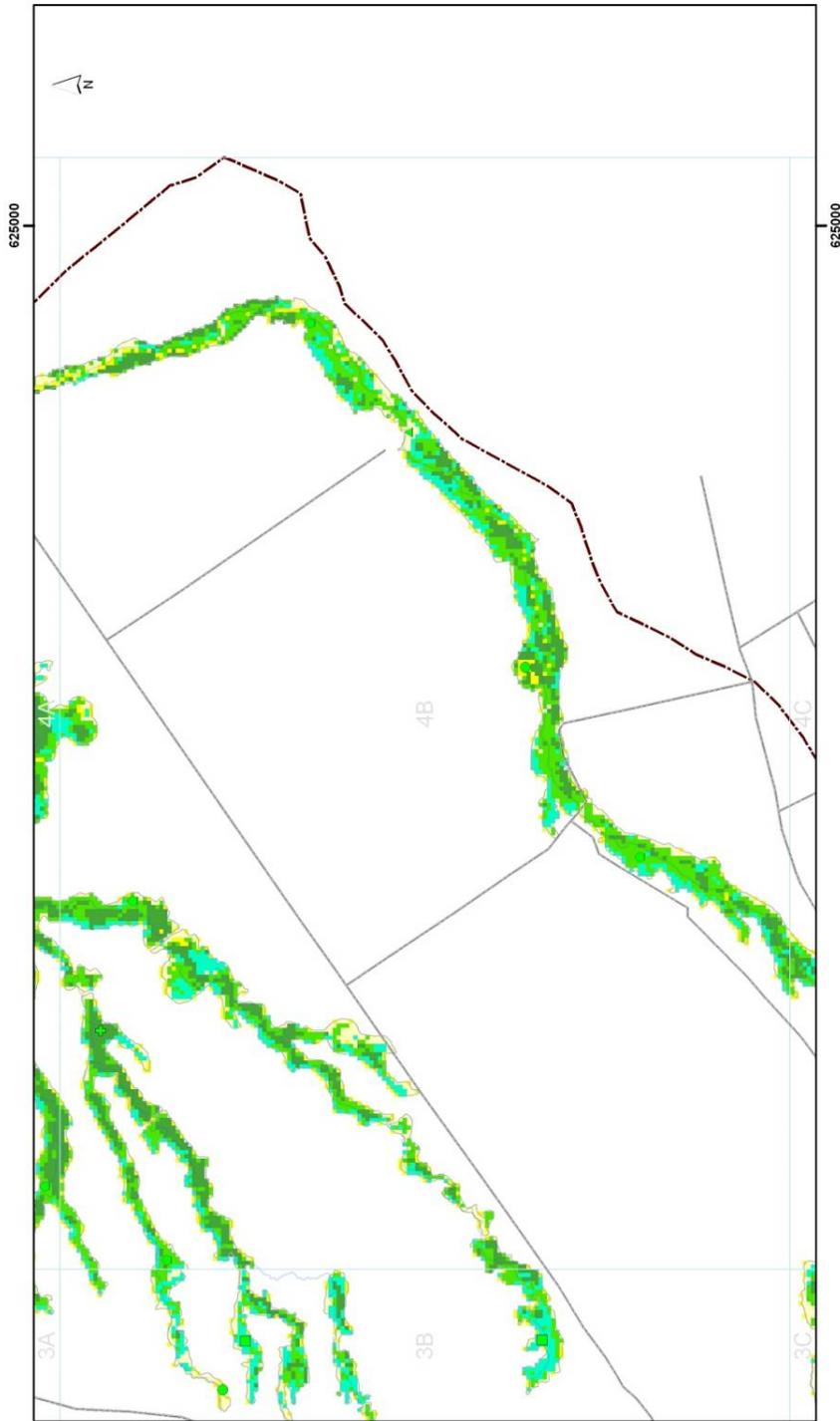
<p>TIPOS DE VEGETACIÓN</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo de vegetación 1 Tipo de vegetación 2 Tipo de vegetación 3 Tipo de vegetación 4 Tipo de vegetación 5 	<p>PARCELAS</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo 1 Tipo 2 Tipo 3 Tipo 4 Tipo 5 		<p>Mapa de tipos de vegetación riberena de la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	 <p>0 0.3 0.6 Km</p> <p>1:20,000</p> <p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p>
---	--	---	--	---



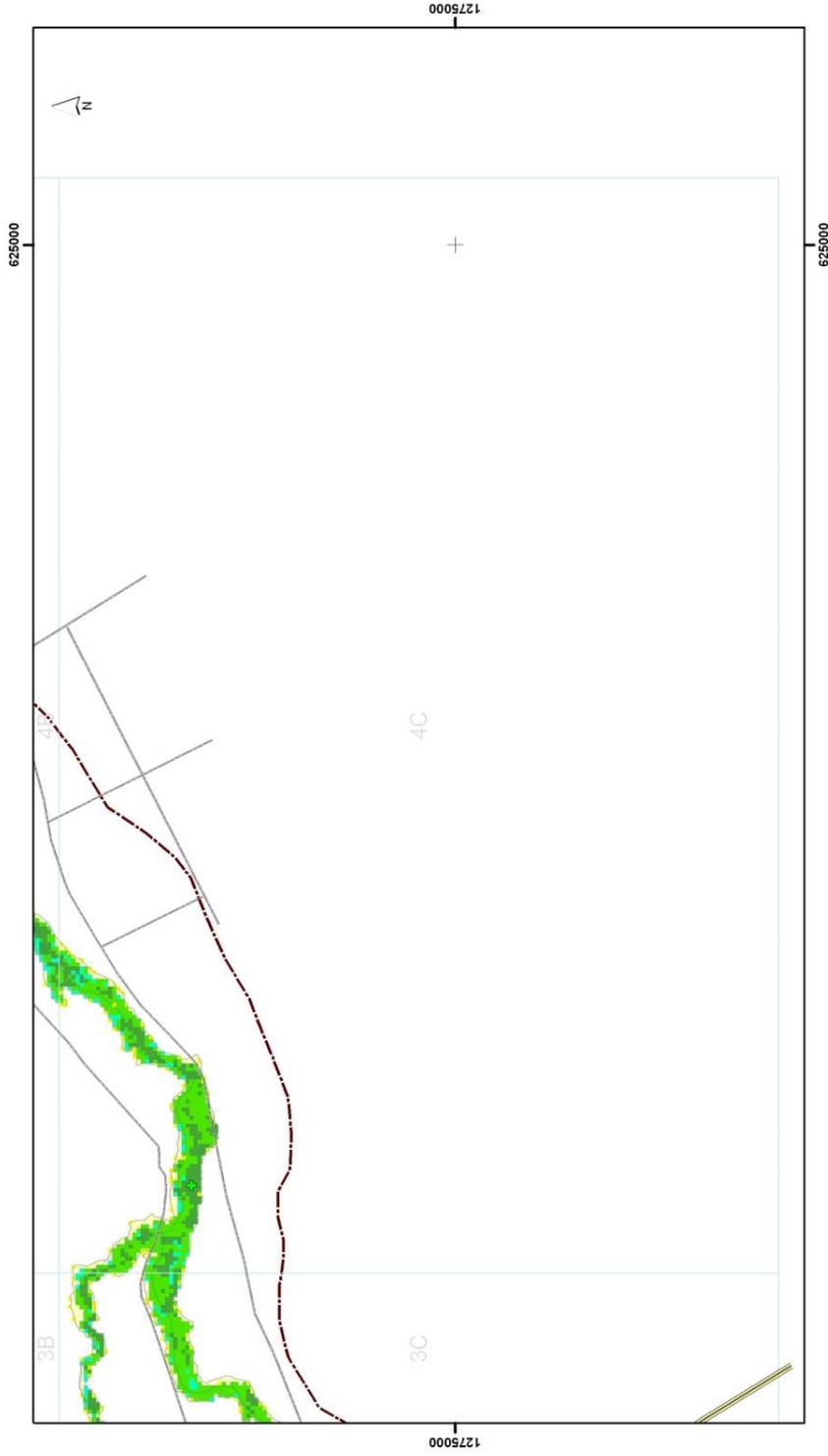
<p>TIPOS DE VEGETACIÓN</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo de vegetación 1 Tipo de vegetación 2 Tipo de vegetación 3 Tipo de vegetación 4 Tipo de vegetación 5 <p>PARCELAS</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo 1 Tipo 2 Tipo 3 Tipo 4 Tipo 5 		<p>Mapa de tipos de vegetación riberaña de la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>CATIE Centroamericano de Tecnología y Mejoramiento de los Recursos Forestales y Acuáticos</p> <p>FUNCIREE</p> <p>0 0.3 0.6 Km 1:20,000</p> <p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p>
--	--	--	---



<p>TIPOS DE VEGETACIÓN</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo de vegetación 1 Tipo de vegetación 2 Tipo de vegetación 3 Tipo de vegetación 4 Tipo de vegetación 5 <p>PARCELAS</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo 1 Tipo 2 Tipo 3 Tipo 4 Tipo 5 		<p>Mapa de tipos de vegetación riberena de la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>CATIE Centro Agrario de Investigación y Experimentación</p> <p>FUNCIREE</p> <p>0 0.3 0.6 Km 1:20,000</p> <p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p>
--	--	--	---

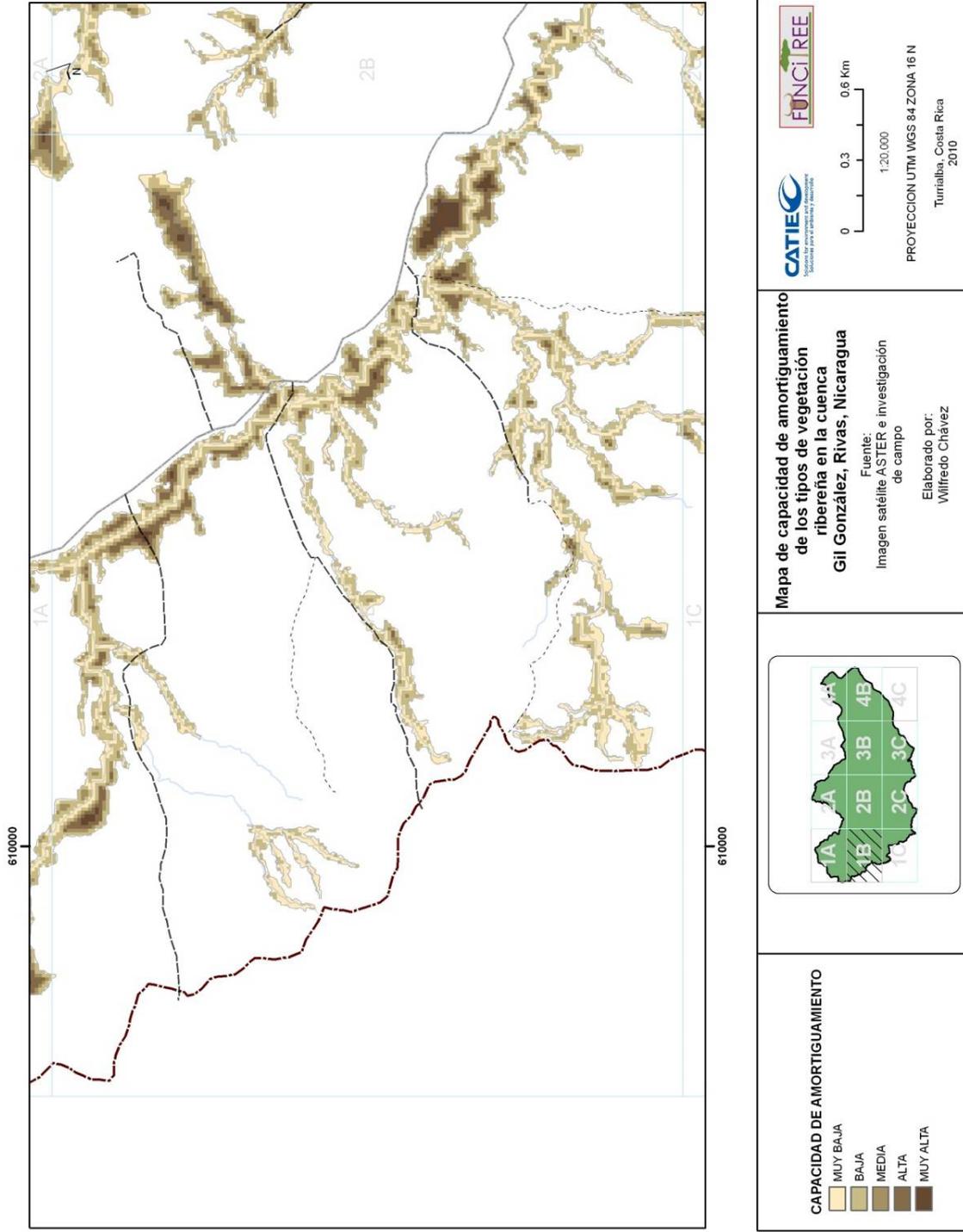


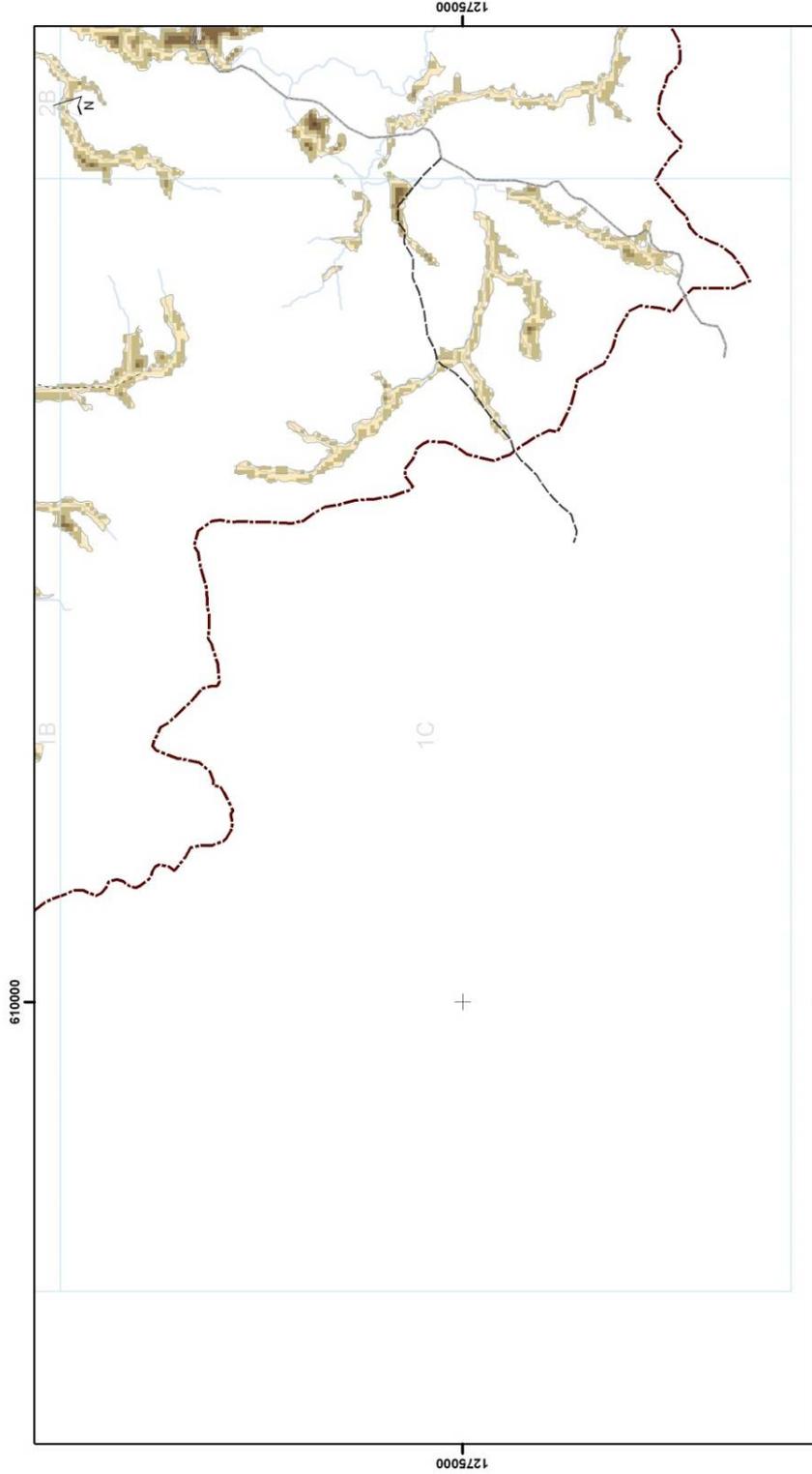
<p>TIPOS DE VEGETACIÓN</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo de vegetación 1 Tipo de vegetación 2 Tipo de vegetación 3 Tipo de vegetación 4 Tipo de vegetación 5 <p>PARCELAS</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo 1 Tipo 2 Tipo 3 Tipo 4 Tipo 5 		<p>Mapa de tipos de vegetación riberena de la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>CATIE Centro Agrario de Investigación y Experimentación</p> <p>FUNCIREE</p> <p>0 0.3 0.6 Km 1:20,000</p> <p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p>
--	--	--	---



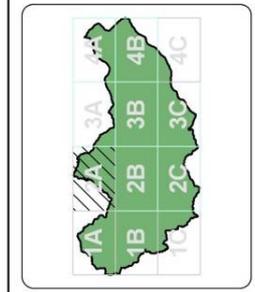
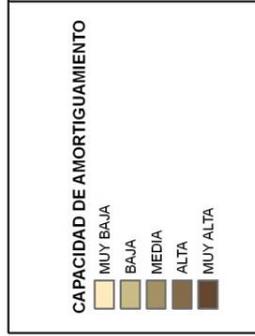
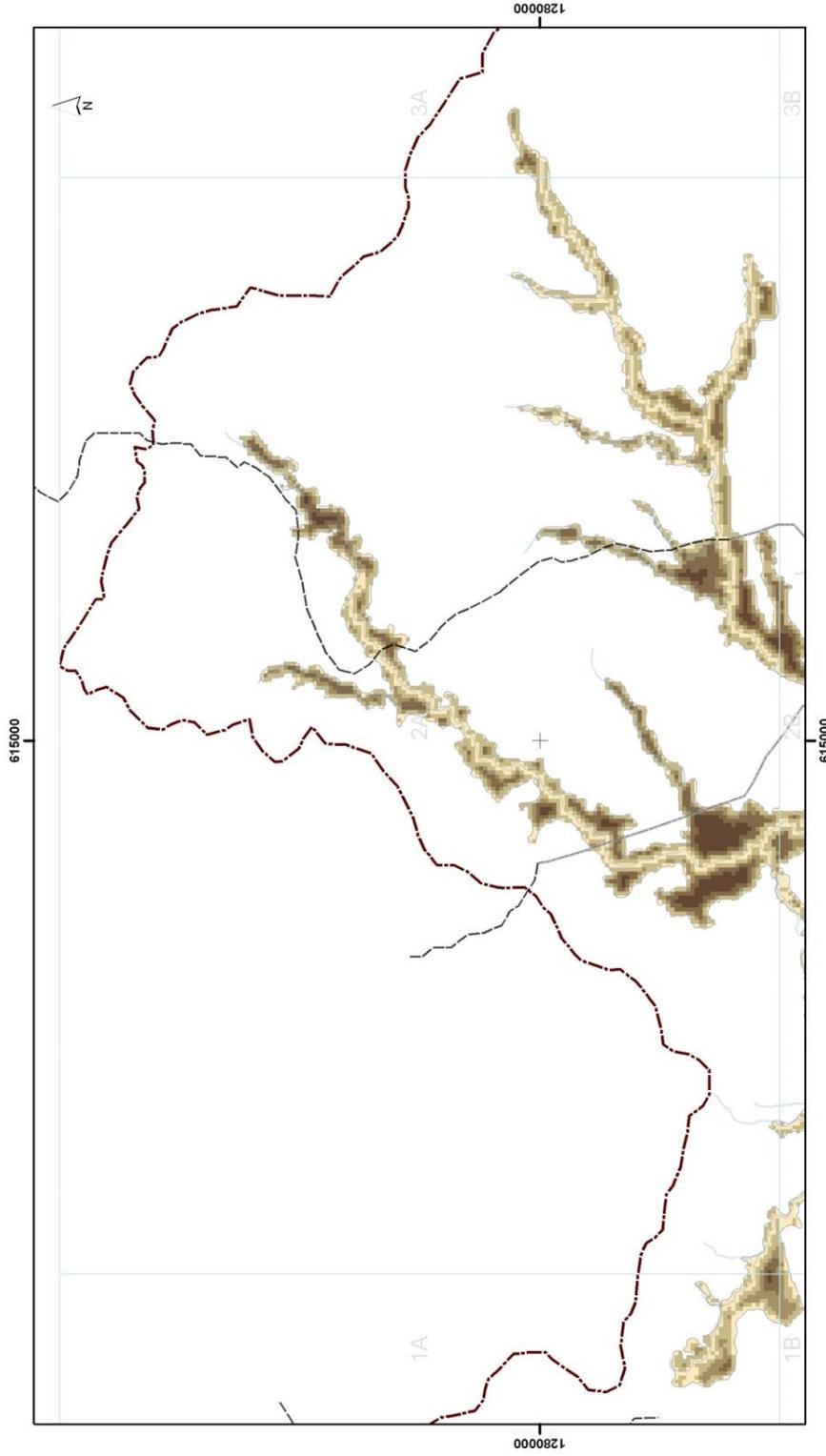
<p>TIPOS DE VEGETACIÓN</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo de vegetación 1 Tipo de vegetación 2 Tipo de vegetación 3 Tipo de vegetación 4 Tipo de vegetación 5 	<p>PARCELAS</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo 1 Tipo 2 Tipo 3 Tipo 4 Tipo 5 		<p>Mapa de tipos de vegetación riberena de la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p>
--	---	--	--	---

Anexo 2. Ampliación de mapas de capacidad de amortiguamiento





<p>CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO</p> <ul style="list-style-type: none"> MUY BAJA BAJA MEDIA ALTA MUY ALTA 		<p>Mapa de capacidad de amortiguamiento de los tipos de vegetación ribereña en la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p> <p>0 0.3 0.6 Km 1:20,000</p>
--	--	--	--

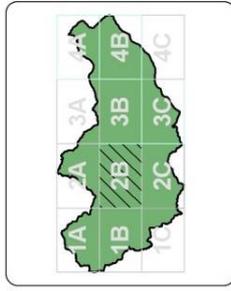
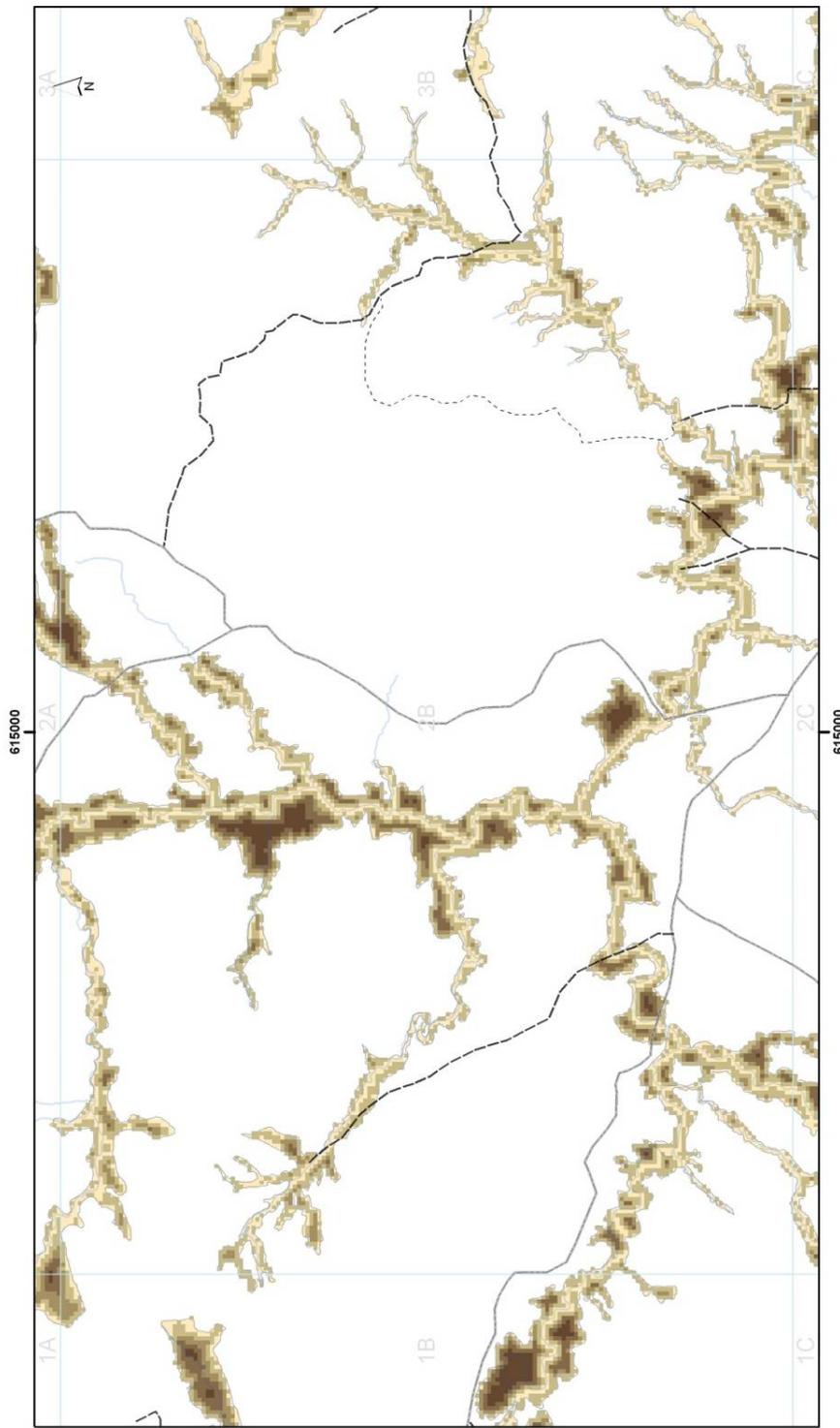


Mapa de capacidad de amortiguamiento de los tipos de vegetación ribereña en la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua

Fuente:
Imagen satélite ASTER e investigación de campo

Elaborado por:
Wilfredo Chávez

PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N
Turrialba, Costa Rica
2010



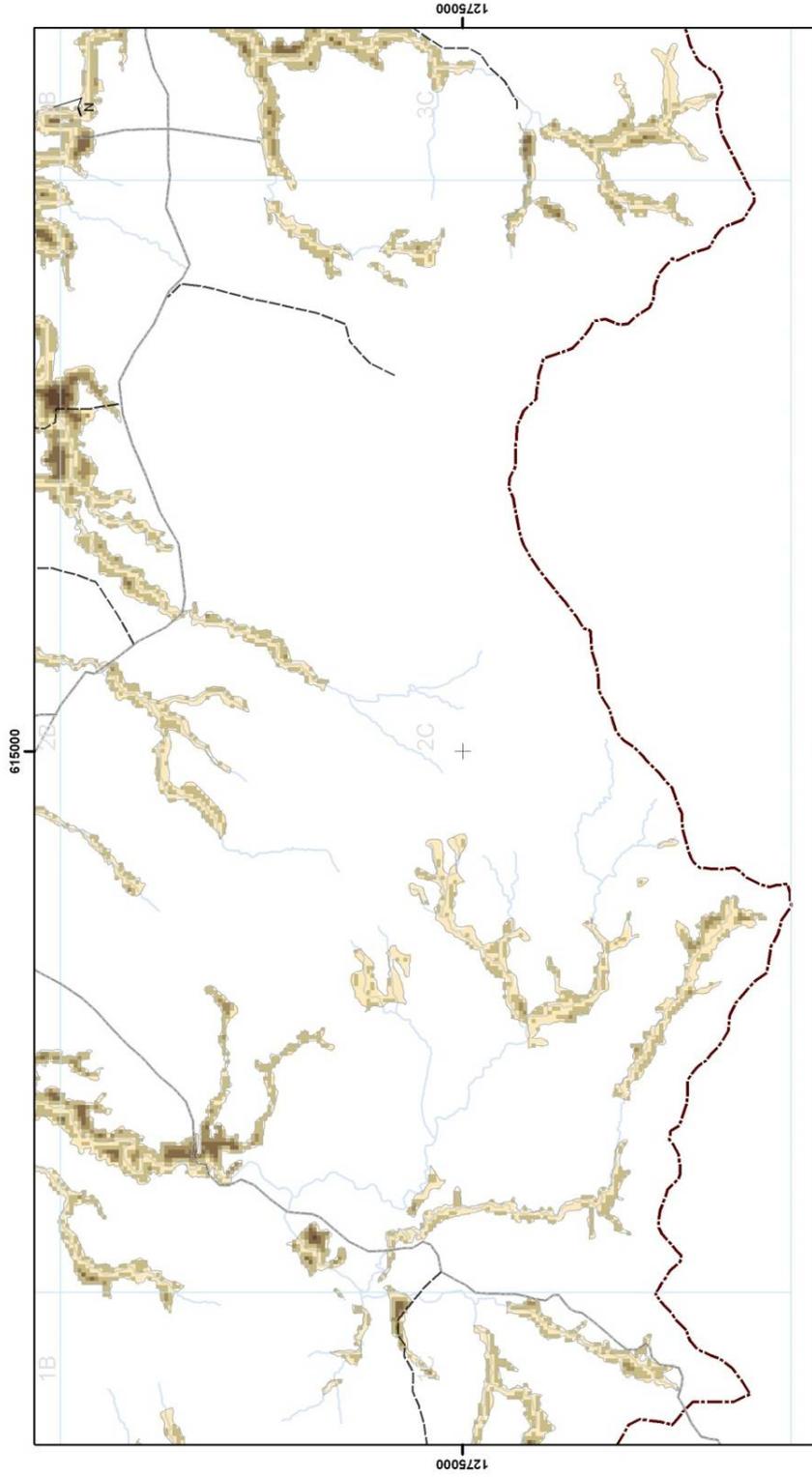
Mapa de capacidad de amortiguamiento de los tipos de vegetación ribereña en la cuenca
Gil González, Rivas, Nicaragua
 Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo
 Elaborado por: Wilfredo Chávez

CATIE
 Centro Agrario de Investigaciones y Experimentación
 Instituto Costarricense de Investigación y Experimentación en Agricultura, Gananería y Acuicultura

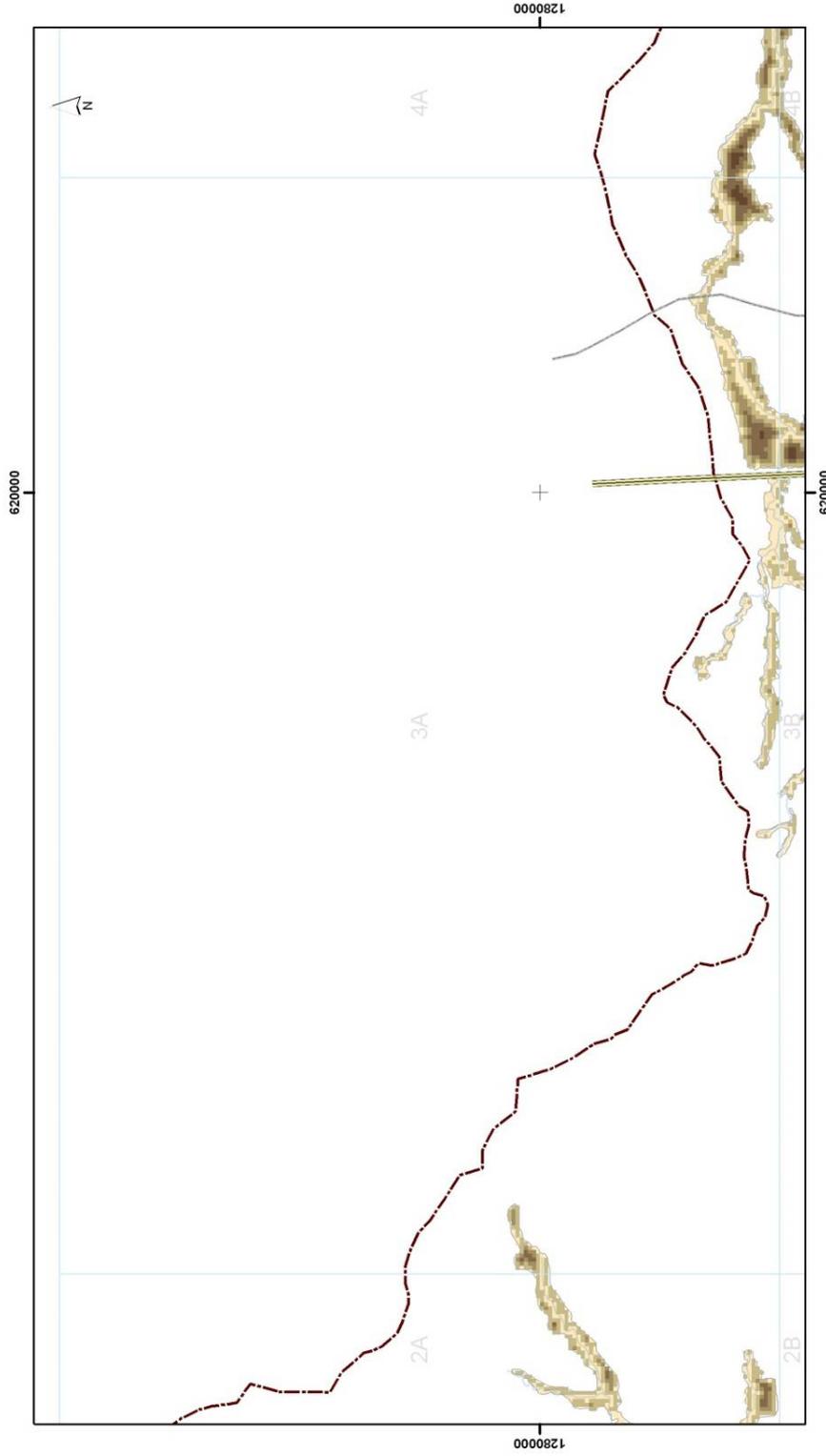
FUNCI TREE

0 0.3 0.6 Km
 1:20,000

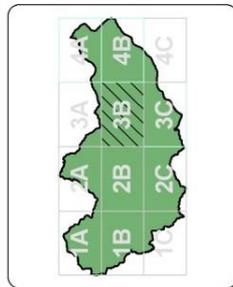
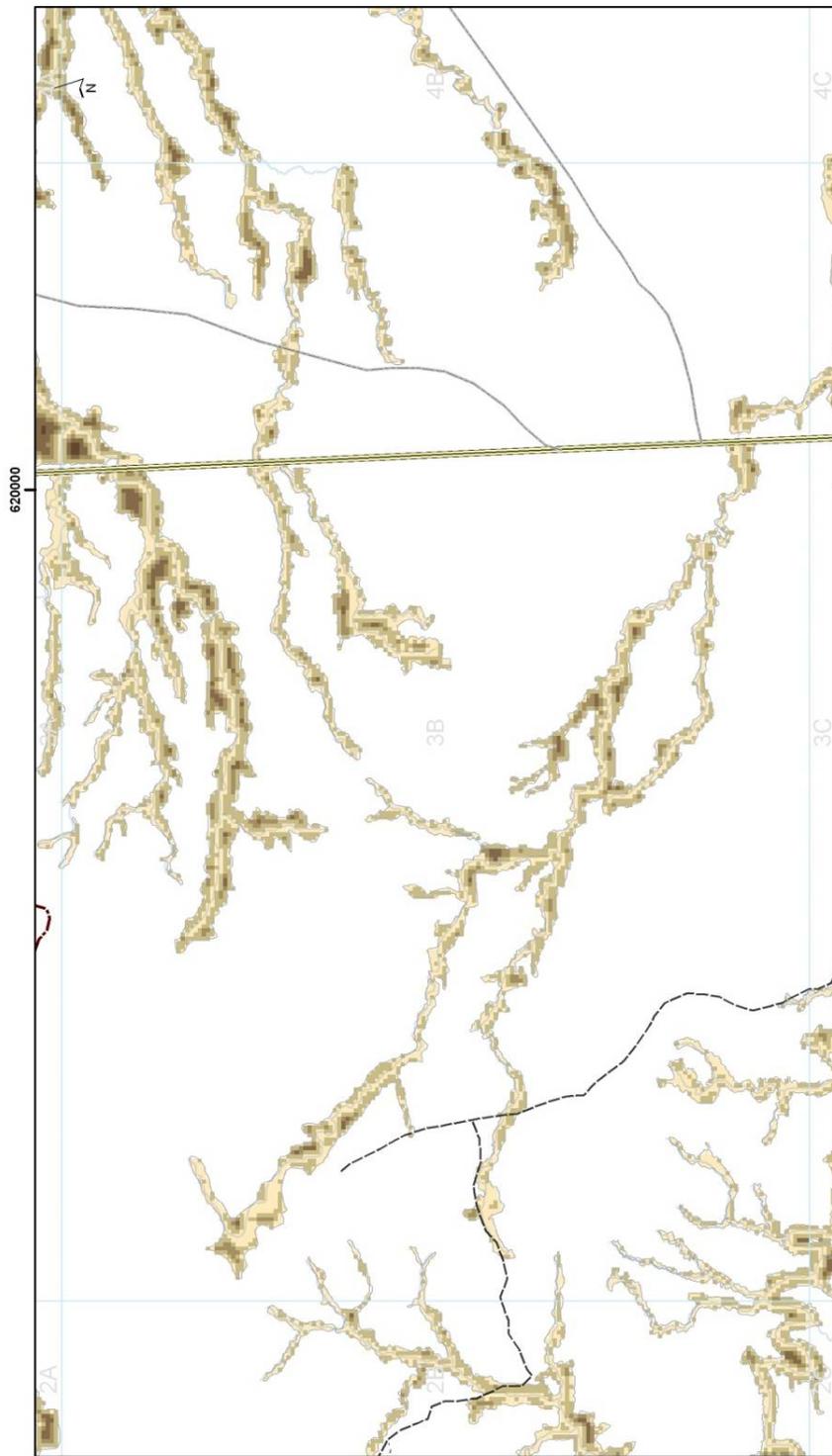
PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N
 Turrialba, Costa Rica
 2010



<p>CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO</p> <ul style="list-style-type: none"> MUY BAJA BAJA MEDIA ALTA MUY ALTA 		<p>Mapa de capacidad de amortiguamiento de los tipos de vegetación ribereña en la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p> <p>Scale bar: 0, 0.3, 0.6 Km 1:20,000</p>
--	--	--	---



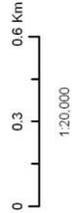
<p>CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO</p> <table border="1"> <tr><td>Lightest tan</td><td>MUY BAJA</td></tr> <tr><td>Light tan</td><td>BAJA</td></tr> <tr><td>Medium tan</td><td>MEDIA</td></tr> <tr><td>Dark tan</td><td>ALTA</td></tr> <tr><td>Darkest tan</td><td>MUY ALTA</td></tr> </table>	Lightest tan	MUY BAJA	Light tan	BAJA	Medium tan	MEDIA	Dark tan	ALTA	Darkest tan	MUY ALTA		<p>Mapa de capacidad de amortiguamiento de los tipos de vegetación ribereña en la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p> <p>Scale: 0, 0.3, 0.6 Km 1:20,000</p>
Lightest tan	MUY BAJA												
Light tan	BAJA												
Medium tan	MEDIA												
Dark tan	ALTA												
Darkest tan	MUY ALTA												



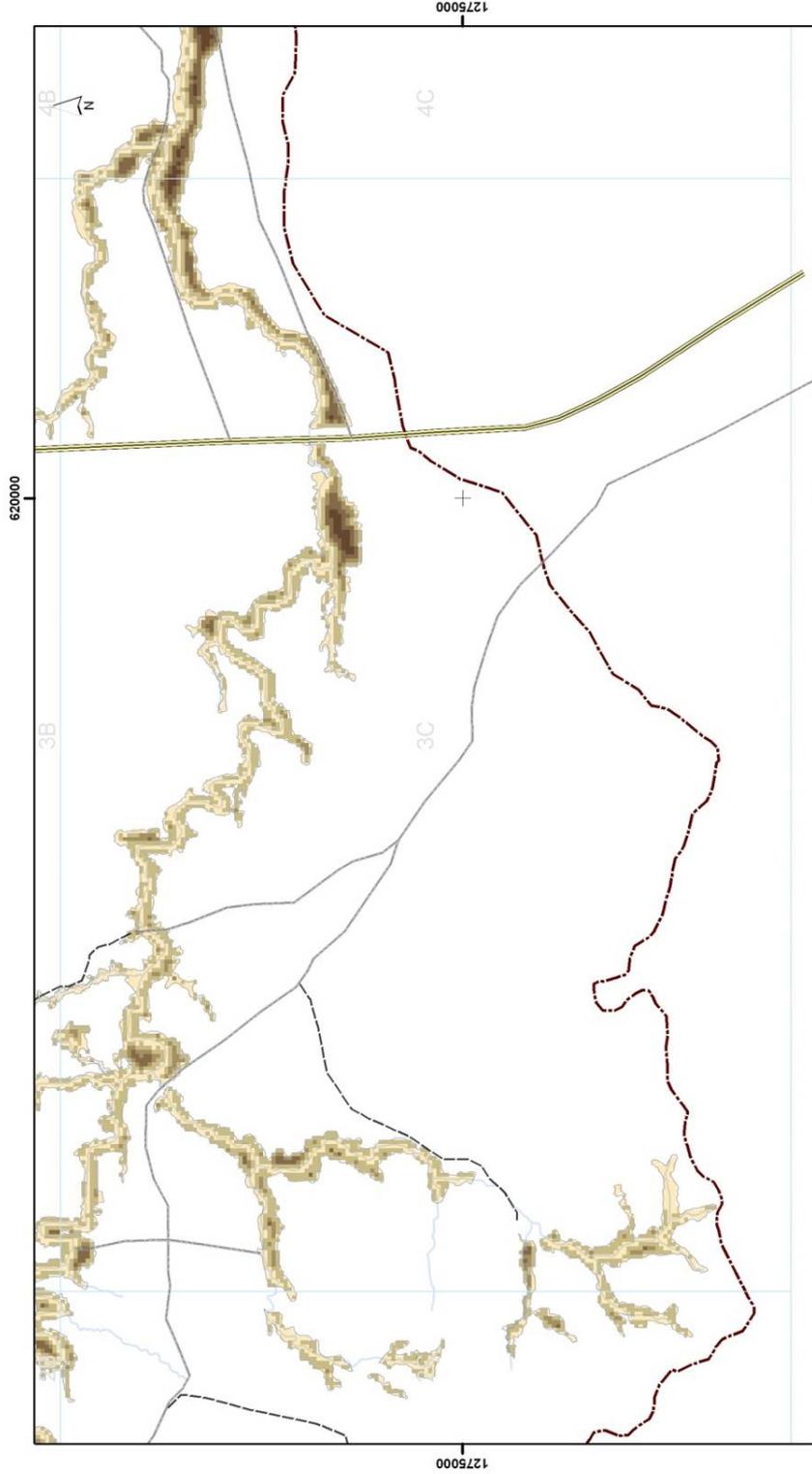
Mapa de capacidad de amortiguamiento de los tipos de vegetación ribereña en la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua

Fuente:
Imagen satélite ASTER e investigación de campo

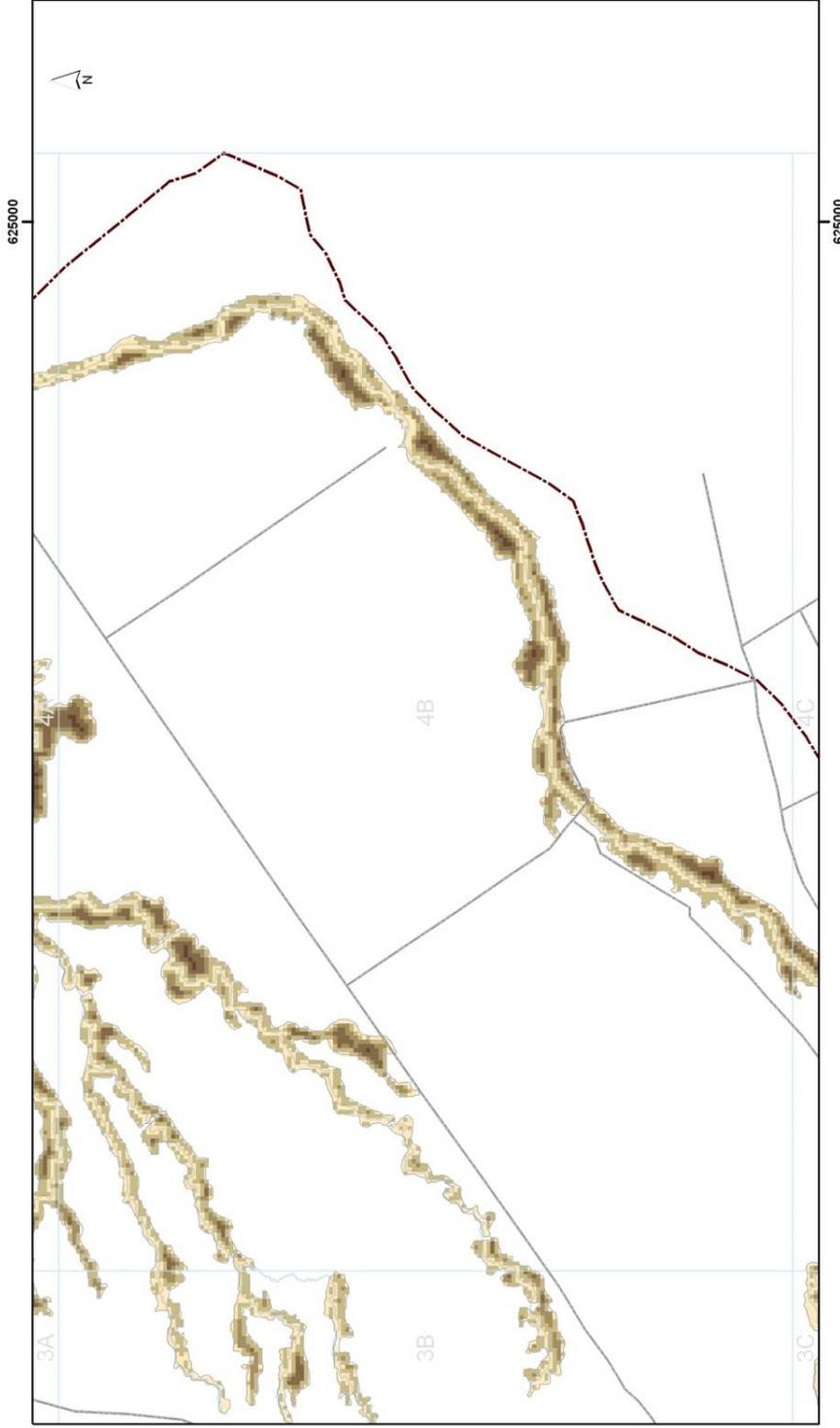
Elaborado por:
Wilfredo Chávez



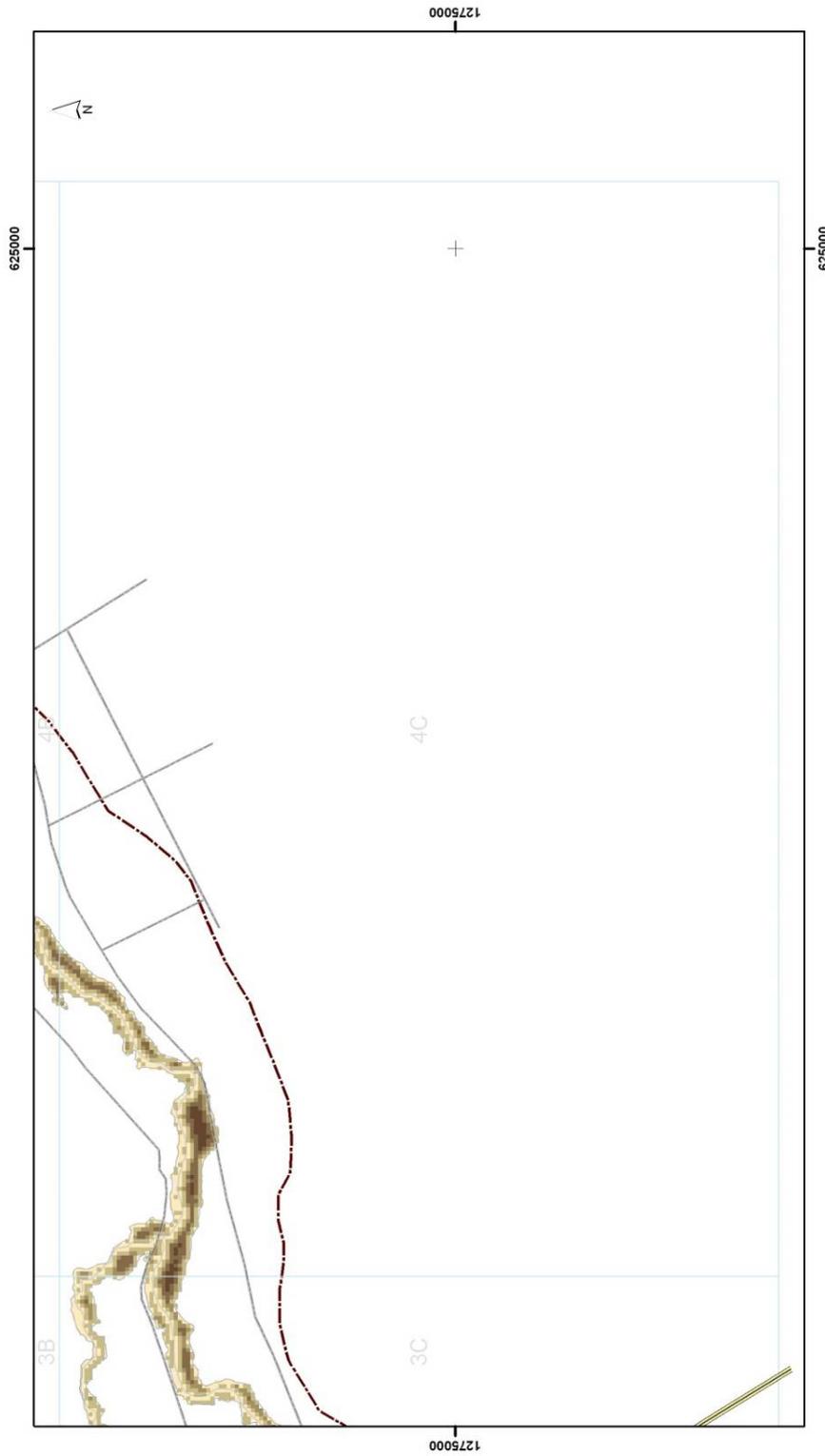
PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N
Turrialba, Costa Rica
2010



<p>CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO</p> <ul style="list-style-type: none"> MUY BAJA BAJA MEDIA ALTA MUY ALTA 		<p>Mapa de capacidad de amortiguamiento de los tipos de vegetación ribereña en la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p> <p>Scale: 0, 0.3, 0.6 Km 1:20,000</p>
--	--	--	---



<p>CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO</p> <ul style="list-style-type: none"> MUY BAJA BAJA MEDIA ALTA MUY ALTA 		<p>Mapa de capacidad de amortiguamiento de los tipos de vegetación ribereña en la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>CATIE <small>Asociación para el Manejo Sostenible de los Recursos Forestales</small></p> <p>FUNCI TREE</p> <p>0 0.3 0.6 Km 1:20,000</p> <p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p>
---	--	--	--



<p>CAPACIDAD DE AMORTIGUAMIENTO</p> <ul style="list-style-type: none"> MUY BAJA BAJA MEDIA ALTA MUY ALTA 		<p>Mapa de capacidad de amortiguamiento de los tipos de vegetación ribereña en la cuenca ribereña en la cuenca Gil González, Rivas, Nicaragua</p> <p>Fuente: Imagen satélite ASTER e investigación de campo</p> <p>Elaborado por: Wilfredo Chávez</p>	<p>PROYECCION UTM WGS 84 ZONA 16 N Turrialba, Costa Rica 2010</p> <p>Scale: 0, 0.3, 0.6 Km 1:20,000</p>
--	--	--	---