

**Caracterización de las comunidades vegetales en el humedal La Ciénaga
del páramo de Belmira**

Trabajo de grado para optar por el título de Ingeniería Ambiental

Ana Maria Osorno Montoya

**Asesor
Jorge Villa, Ph.D.
Ingeniero Ambiental**

**Corporación universitaria Lasallista
Facultad de Ingeniería
Ingeniería Ambiental
Caldas – Antioquia
2015**

Contenido

Resumen	5
Introducción	6
Justificación	9
Objetivos.....	10
Objetivo general	10
Objetivo específico.....	10
Metodología.....	11
Sitio de estudio.....	11
Establecimiento de parcelas y método de muestreo.....	12
Composición florística	13
Resultados.....	16
Composición florística	16
Comparación entre comunidades	20
Discusión	21
Composición florística	21
Comparación entre comunidades	21
Implicaciones para el manejo.....	22
Conclusiones	24
Referencias	25

Lista de tablas

Tabla 1. Índices de Diversidad al interior de las parcelas (alfa).....	18
Tabla 2. Similaridad entre parcelas (Índice de Jaccard).....	19
Tabla 3. Prueba Wilcoxon para las comunidades de los gradientes A y B.	20

Lista de Figuras

- Figura 1. Ubicación del Humedal La Ciénaga en Suramérica, Colombia y Antioquia.....11
- Figura 2. Representación esquemática del método de muestreo. *En el grafico A representa la distancia desde el inicio de cada transecto hasta el muestreador y la distancia entre muestreadores equivalente a 0,73m. B representa las dimensiones del muestreador equivalente a 0,27m a cada lado. C es la altura del muestreador equivalente a un 1m.....13*
- Figura 3. Frecuencia de especies por comunidad. Frecuencia de especies por comunidad. Otros incluye todas aquellas especies que representaban menos del 5% en abundancia dentro de las seis comunidades (*Espeletia occidentalis var. Antioquensis*, *Puya santosii*, *Chusquea tesellata*, *J*, *Diplostephium frontinense*, *Castilleja integrifolia*, *Oritrophium peruvianum*, *Cortaderia spp*, *Diplostephium revolutum*, *Sp. 1*, *Sp. 2*, *Baccharis tricuneata*, *Sp.3*, *Sp. 4*, *Sp. 5*, *Sp. 6*, *Sp. 7*, *Castratella piloselloides*, *Sp. 8*, *Sp. 9*, *Sp. 10* y *Sp. 11*).....17

Resumen

Los páramos y humedales de alta montaña prestan diversos servicios ecosistémicos necesarios para la subsistencia del ser humano, entre ellos la regulación del clima. Esto es posible gracias a las dinámicas de captación y acumulación de CO₂ y producción y emisión de metano, las cuales son mediadas por la vegetación presente. Los páramos y humedales de alta montaña son altamente vulnerables y son uno de los ecosistemas tropicales menos estudiados. Razón por la cual esta investigación pretende caracterizar las comunidades vegetales en el Humedal La Ciénaga del páramo de Belmira con base al gradiente de inundación en el suelo, con el fin de generar información útil para luego relacionar los resultados a la acumulación de carbono y emisión de metano del lugar y su importancia en la regulación del clima. Los resultados revelan que las comunidades vegetales en el Humedal La Ciénaga son medianamente diversas y cambian según su ubicación en el mismo, la dominancia y riqueza de especies varían en función del gradiente de inundación, aunque no se presente diferencia estadísticamente significativa entre ellas. En las zonas donde el gradiente es mayor el número de especies presentes es menor y la dominancia es mayor.

Introducción

Los ecosistemas tropicales de alta montaña (paramo, bosque alto andino y humedales) son ampliamente reconocidos por su oferta de servicios ecosistémicos de los cuales dependen millones de personas asentadas en centros urbanos de la región andina (Buytaert, Cuesta-Camacho, & Tobón, 2011; Hofstede, Segarra, & Mena, 2003; Klinger, Ramirez, América, & Vargas, 2012). La provisión de agua es el servicio que la sociedad tradicionalmente ha reconocido en estos ecosistemas (Buytaert et al., 2006), aunque en años recientes parte de la atención se ha enfocado en el estudio de la incidencia que tiene el funcionamiento de estos ecosistemas, especialmente los humedales, en el ciclo del carbono (Peña, Sandoval, Zuñiga, & Torres, 2009; Peña, Zuñiga, & Peña, 2011; Hribljan et al., 2015).

Los humedales de alta montaña, también conocidos como turberas o bofedales, capturan carbono de la atmósfera en forma de dióxido de carbono (CO₂) mediante la asimilación por parte de la vegetación y las algas. El carbono asimilado forma los tejidos estructurales de estos organismos, los cuales una vez senescen son depositados en el suelo del humedal. Este compartimento de los humedales se caracteriza por bajas concentraciones de oxígeno, bajo las cuales la materia orgánica se descompone a tasas menores que en ambientes expuestos al oxígeno. Como resultado, la tasa de productividad primaria excede la tasa de descomposición y la materia orgánica parcialmente descompuesta, se acumula (Hernández, 2010; Peña, Torres, & Zúñiga, 2014; Alexander von Humboldt, 2013). Sin embargo, las mismas condiciones de humedad y consecuente anoxia que permiten la acumulación de materia orgánica, también pueden llevar a la generación y emisión de carbono en forma

de metano (CH_4), otro gas de efecto de invernadero el cual tiene un potencial de calentamiento 28 veces mayor que el CO_2 en un horizonte de 100 años (Myhre et al., 2013; US EPA, 2015).

La composición de especies juega un papel importante en la salud de los ecosistemas y en sus dinámicas, en este caso específicamente con los flujos de dióxido de CO_2 y CH_4 . Se han realizado investigaciones sobre la influencia que tienen algunas plantas de humedal sobre la captación de dióxido de carbono y producción de metano (Bubier, 1995), se encontró que los flujos de metano pueden no estar conectados con coberturas vegetales de herbáceas y juncias pero si con otras plantas vasculares, estas últimas liberan constantemente subproductos como acetato y azúcares, compuestos carbonados que las bacterias metanogénicas de la turba usan en el proceso de metanogénesis. Se han hallado indicios de que la presencia de ciertas plantas aumenta la cantidad de metano emitido a la atmosfera debido a su funcionamiento interno, la forma en que transportan los gases y posiblemente a la cantidad y profundidad de sus raíces ya que actúan como conductores de gas (Ström, Mastepanov, & Christensen, 2005). Por otro lado algunas especies son indicadoras de flujos menores de metano como las plantas arbustivas y de flujos mayores, tales como las briofitas, debido a que estas son más sensibles al gradiente del nivel de agua que las plantas vasculares (Joabsson, Christensen, & Wallén, 1999; Bubier, 1995).

A nivel global, el efecto que tienen los procesos de acumulación y emisión de carbono que tienen las grandes extensiones de turbera de las zonas boreales en el clima han sido ampliamente estudiados (Frolking, Roulet, & Fuglestvedt, 2006). En las turberas tropicales la magnitud y variación de procesos son todavía bastante

desconocidas (Urrutia & Vuille, 2009), lo que ha impedido su incorporación en los modelos globales y regionales de carbono. También la generación de modelos locales que permitan evaluar el efecto de comunidades de plantas y microorganismos que permitan el estudio de las dinámicas de las emisiones, específicamente las de CH₄ (Bridgham, Cadillo-Quiroz, Keller, & Zhuang, 2013).

Este estudio tuvo como objetivo comparar la composición de tres comunidades de plantas presentes en un gradiente de niveles de agua en una turbera de alta montaña. Para este fin se establecieron 6 parcelas, representando tres niveles de agua (i.e. 2 parcelas por cada nivel). Con esto queríamos responder la siguiente pregunta: ¿Son las comunidades en estos gradientes diferentes en cuanto a su composición florística?. La hipótesis que nos planteamos fue que las comunidades de plantas iban a ser diferentes a lo largo del gradiente de inundación en respuesta a las condiciones ambientales impuestas por el grado de humedad en el suelo y/o inundación de cada uno de los sitios en el gradiente. Algunas de las implicaciones para el manejo de los ecosistemas de los resultados de este estudio se discuten bajo un contexto de cambio global.

Justificación

El presente trabajo de investigación se encuentra enmarcado en el proyecto “Acumulación de carbono y emisiones de metano en un humedal de alta montaña del páramo de Belmira”. Esta investigación busca definir la magnitud y la variación de la acumulación de carbono y de las emisiones de metano en el humedal de La Ciénaga, con el fin de crear conocimiento sobre la importancia de los humedales de alta montaña en la regulación del clima.

Los páramos son ecosistemas que solo se desarrollan bajo condiciones climáticas muy específicas, lo que quiere decir que se presentan únicamente en ciertos lugares alrededor del globo, como son los Andes, el cinturón de los Alpes, Indonesia y Nueva Guinea (Buytaert, Cuesta y Conrado, 2011), de los cuales alrededor del 50% se encuentra en Colombia. En la actualidad se conoce muy poco sobre el efecto que tienen los humedales de alta montaña en la regulación del clima y del valor de los demás servicios ambientales asociados a este tipo de ecosistemas. Adicionalmente se tiene poca información sobre las comunidades vegetales presentes, las cuales son mediadoras en los procesos biogeoquímicos que permiten la captación, acumulación y liberación de carbono en sus diversas formas. Se espera que los productos de esta investigación brinden información valiosa para relacionar comunidades vegetales a la producción de gas metano y posteriormente a la elaboración de mejores modelos de carbono a escalas mayores, la formulación de estrategias de adaptación al cambio climático y para el diseño de instrumentos de política pública que aseguren su manejo y uso racional.

Objetivos

Objetivo general

Comparar mediante índices de diversidad la composición de tres comunidades de plantas presentes en un gradiente de niveles de agua en una turbera de alta montaña.

Objetivo específico

Caracterizar cada una de las comunidades vegetales mediante diversidad, dominancia e intensidad de mezcla mediante diferentes índices de diversidad alfa.

Metodología

Sitio de estudio.

El humedal de alta montaña conocido localmente como La Ciénaga, se encuentra ubicado en el páramo de Santa Inés, en el Municipio de Belmira al norte del departamento de Antioquia, a una altura aproximada sobre el nivel del mar de 3,200 m. El humedal se ubica entre las coordenadas N 06° 40' 54", O 75° 40' 37.6" hacia el extremo norte y N 06° 40' 0.3", W 75° 40' 05.6" hacia el extremo sur, y se encuentra en una depresión, lo que facilita el almacenamiento de agua.

Figura 1. Ubicación del Humedal La Ciénaga en Suramérica, Colombia y Antioquia.



Establecimiento de parcelas y método de muestreo.

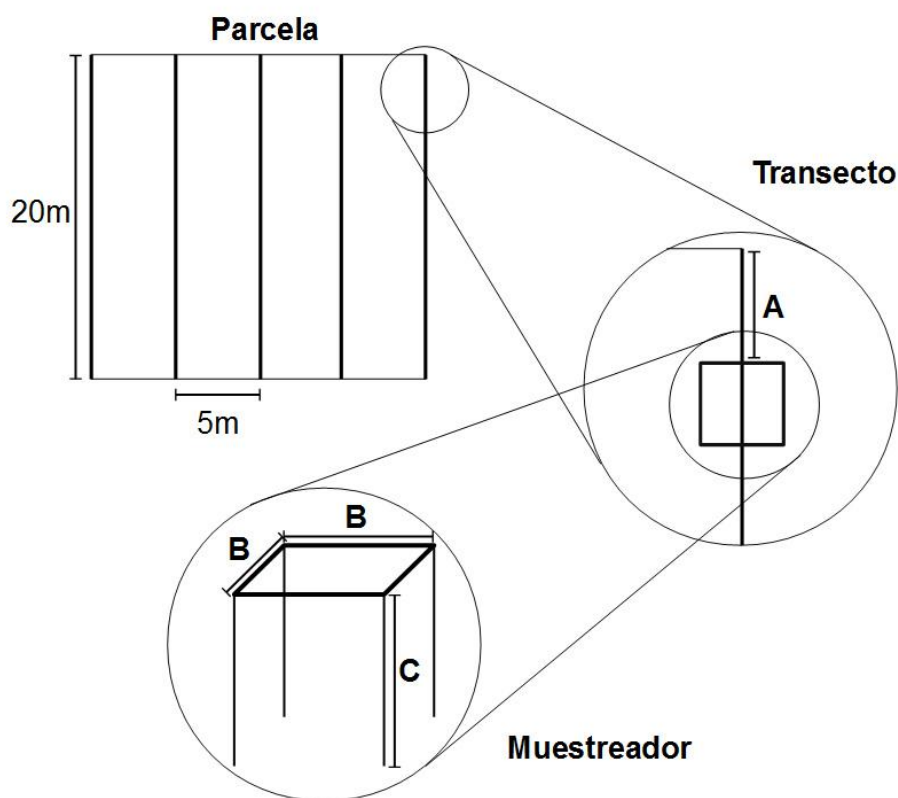
Los gradientes de niveles de agua se determinaron sobre dos líneas rectas en el costado norte del humedal (i.e. Gradiente A y Gradiente B). En cada una de estas líneas se establecieron tres puntos de medición de referencia, los cuales correspondieron a tres niveles: Seca (-15 por debajo del nivel del suelo), intermedia (-6 por debajo del nivel del suelo) y profunda (40 sobre el nivel del suelo). En cada uno de los gradientes, en el punto de referencia del nivel profundo, se instalaron sensores de presión para registrar los niveles horarios del agua, mientras que en los otros puntos de referencia se instalaron limnímetros.

Para el muestreo de vegetación se utilizó el método "Point Intercept (PO), Grid frame", desarrollado por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA). Esta metodología permite determinar la cobertura vegetal, frecuencia y composición de especies presentes en el área de estudio, especialmente en lugares donde la vegetación no excede 1m de altura (Bonham, 1989). Este método usa un pin de muestreo delgado, el cual se ubica sistemáticamente cada cierta distancia a lo largo de múltiples transectos para registrar los individuos que se encuentran en una parcela y así crear una base de datos que representen la composición de la comunidad vegetal contenida en la parcela (Caratti, 2006).

Sobre cada uno de los puntos de medición de referencia se estableció una parcela de 20 x 20 m, equivalentes a 0.04 ha. En cada parcela se trazaron transectos de oriente a occidente espaciados cada 5 metros sobre los cuales se hizo el conteo e identificación de los individuos presentes. Para este conteo se utilizó un marco de 27cm x 27cm con 4 pines de muestreo (i.e. uno en cada esquina). Las especies registradas

en el conteo fueron aquellas que tocaron el pin. Cuando no había ningún individuo el registro se hizo como suelo descubierto o espejo de agua, según el caso. En total se generaron 400 puntos para cada parcela.

Figura 2. Representación esquemática del método de muestreo. *En el gráfico A representa la distancia desde el inicio de cada transecto hasta el muestreador y la distancia entre muestreadores equivalente a 0,73m. B representa las dimensiones del muestreador equivalente a 0,27m a cada lado. C es la altura del muestreador equivalente a un 1m.*



Composición florística

Para determinar la diversidad dentro de cada comunidad se utilizaron los índices de Shannon-Wiener, Simpson y el coeficiente de mezcla. El índice de Shannon-Wiener (H') se calculó para definir la riqueza y uniformidad de especies mediante la representatividad del número de individuos de cada especie en cada parcela (Fedor &

Spellerberg, 2013; Stefanik & Mitsch, 2012; Del Rio, Montes, Cañalejas, & Montero, 2003).

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde s es el número de especies y p_i es la abundancia relativa para cada especie, calculada como número de individuos de cada especie sobre el total de individuos en cada comunidad.

El índice de Simpson se calculó para determinar la dominancia de especies, basados en la probabilidad de que dos individuos de una población extraídos de forma aleatoria fueran de la misma especie (Del Rio et al., 2003; Fedor & Spellerberg, 2013).

$$1 - D = 1 - \sum p_i^2 \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde D la dominancia de cada especie y $\sum p_i^2$ es la probabilidad de que dos individuos de una población extraídos de forma aleatoria.

El coeficiente de mezcla (Cm) se calculó para establecer la intensidad de mezcla entre las especies presentes en cada parcela e indicar al mismo su heterogeneidad u homogeneidad (Jorgensen & Bascope, 2005).

$$Cm = \frac{n}{N} \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde n es el número de especies encontradas en cada comunidad y N es el total de individuos muestreados en cada comunidad.

También se estableció el grado de cambio reemplazo en la composición de especies entre diferentes parcelas por medio del índice de similitud de Jaccard (C_j) (Magurran, 1989). Este índice indica cuan similares son dos parcelas en base a las especies presentes (Instituto de investigación en recursos biológicos Alexander von Humboldt, 2004).

$$C_j = \frac{j}{a+b-j} \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde a representa el número de especies en la primera comunidad.

b representa el número de especies en la segunda comunidad.

j representa el número de especies que comparten ambas comunidades.

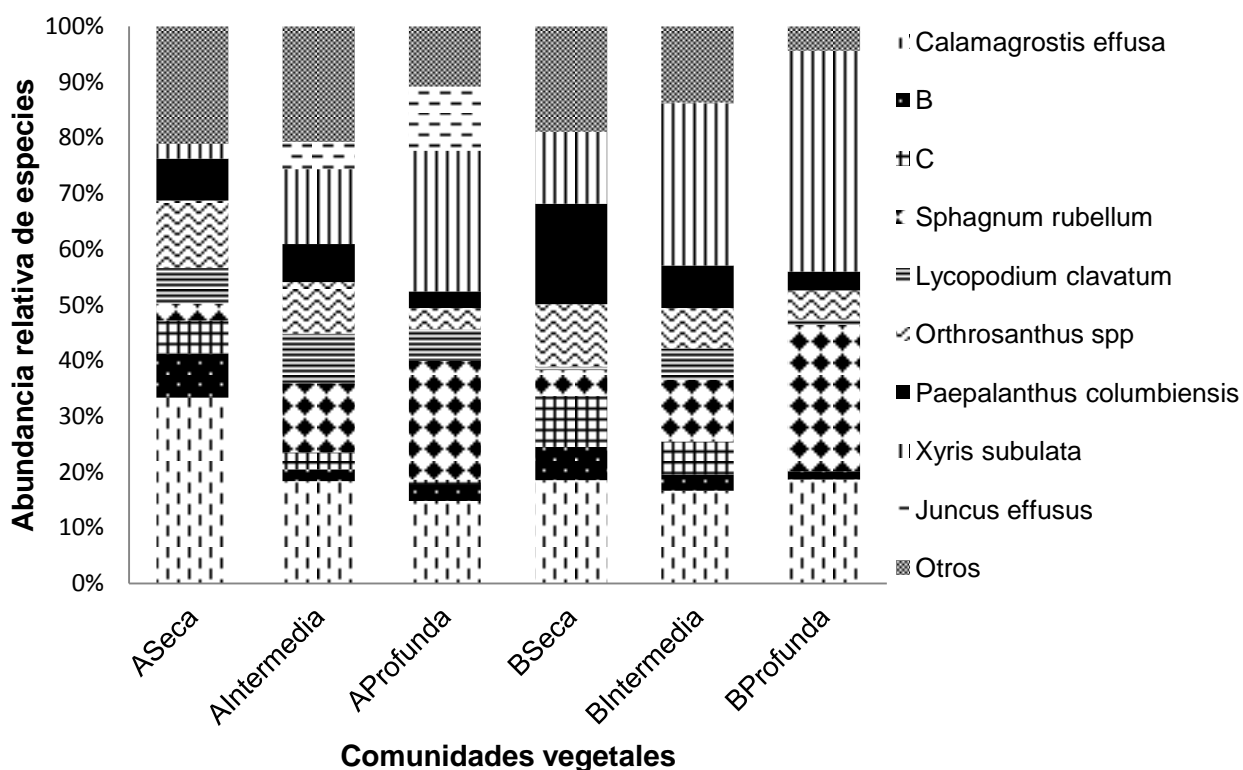
Para definir si las comunidades vegetales a lo largo del gradiente de inundación eran estadísticamente diferentes entre sí se aplicó la prueba de Wilcoxon utilizando el software SPSS Statistics. La no normalidad de los datos se estableció con la prueba de Kolmogorov-Smirnov con una probabilidad de 0,05.

Resultados

Composición florística

En el muestreo de vegetación se encontró un total de 4858 individuos pertenecientes a 31 especies diferentes. Las comunidades con mayor cantidad de individuos fueron las pertenecientes al gradiente A mientras que las comunidades del gradiente B mantuvieron siempre un número más bajo de individuos. Las comunidades con mayor número de especies fueron A-Seca y B-Seca, en las cuales se encontraron 23 y 24 respectivamente, seguidas por A-Inter y B-Inter con 20 y 21 especies, finalmente las comunidades A-Deep y B-Deep fueron las que menor cantidad de especies tuvieron, con 17 y 12, respectivamente.

Figura 3. Frecuencia de especies por comunidad. Frecuencia de especies por comunidad. Otros incluye todas aquellas especies que representaban menos del 5% en abundancia dentro de las seis comunidades (*Espeletia occidentalis* var. *Antioquensis*, *Puya santosii*, *Chusquea tesellata*, *J. Diplostephium frontinense*, *Castilleja integrifolia*, *Oritrophium peruvianum*, *Cortaderia* spp, *Diplostephium revolutum*, Sp. 1, Sp. 2, *Baccharis tricuneata*, Sp.3, Sp. 4, Sp. 5, Sp. 6, Sp. 7, *Castratella piloselloides*, Sp. 8, Sp. 9, Sp. 10 y Sp. 11).



La Figura 3. revela que la abundancia de especies cambia a medida que lo hace el gradiente de niveles de inundación. La presencia de algunas especies como *Orthrosanthus* spp y *Paepalanthus columbiensis* es mucho mayor en las comunidades Secas de los gradientes A y B, otras como *Xyris subulata* son más abundantes en las comunidades Profundas, mientras que pocas especies como el *Lycopodium clavatum* predominan en las comunidades Intermedias. Adicionalmente la proporción en la que se encuentra el grupo de *Otros* también mayor en las comunidades secas.

En las comunidades Secas de los gradientes A y B la especie dominante es el *Calamadrostis effusa*, especialmente en el gradiente A, a medida que se incrementa el gradiente de niveles de agua su presencia disminuye y la dominancia cambia, la especie con mayor proporción en las comunidades Profundas de ambos gradientes es *Xyris subulata*, seguido por el musgo *Sphagnum rubellum*.

Tabla 1. Índices de Diversidad al interior de las parcelas (alfa).

Comunidad	Número de individuos (<i>N</i>)	Número de especies (<i>n</i>)	Índice de Shannon (<i>H'</i>)	Índice de Simpson	Coefficiente de mezcla (<i>Cm</i>)
Gradiente A					
A-Seca	902	23	2,37	0,15	1:39
A-Intermedia	921	20	2,54	0,10	1:46
A-Profunda	906	17	2,16	0,15	1:53
Gradiente B					
B-Seca	788	24	2,42	0,12	1:33
B-Intermedia	746	21	2,78	0,15	1:35
B-Profunda	595	12	1,59	0,27	1:50

Los índices de Shannon obtenidos no difieren mucho entre las distintas comunidades (Tabla 1). Ninguna de las comunidades resultó ser muy diversa (i.e. $H' < 3$). Las comunidades con mayor diversidad fueron las comunidades Intermedias con 2,54 y 2,78, en los gradientes A y B, respectivamente. Las comunidades con los niveles más profundos presentaron índices más bajos, 2,16 y 1,56 para los gradientes A y B, respectivamente.

El índice de Simpson revela que la comunidad con mayor dominancia es B-Profunda, dato que se correlaciona con la cantidad reducida de especies, ya que tiene

la probabilidad más alta en comparación a las demás comunidades de que extrayendo dos individuos al azar, ambos sean de la misma especie (0,27). Por otro lado, la comunidad con menor dominancia es A-Intermedia (0,10), mientras que para las demás comunidades de los dos gradientes la dominancia es muy similar, con resultados variando entre 0,12 y 0,15.

El coeficiente de mezcla (Tabla 1). indica que las comunidades con mayor uniformidad en la mezcla u homogeneidad son A-Intermedia, A-Profunda y B-Profunda puesto que en una situación hipotética se necesitaría un cantidad mayor de individuos para hacer posible encontrar una nueva especie, mientras que en el caso de se necesita una cantidad menor A-Seca, B-Seca y B-Intermedia.

Tabla 2. Similaridad entre parcelas (Índice de Jaccard).

Comunidad	A-Seca	A-Intermedia	A-Profunda	B-Seca	B-Intermedia	B-Profunda
A-Seca	1,00					
A-Intermedia	0,79	1,00				
A-Profunda	0,74	0,85	1,00			
B-Seca	0,62	0,57	0,58	1,00		
B-Intermedia	0,63	0,64	0,65	0,73	1,00	
B-Profunda	0,46	0,52	0,61	0,44	0,50	1,00

Según el índice de similaridad de Jaccard (Tabla 2) las comunidades con mayor grado de similitud son las pertenecientes al gradiente A, especialmente la comunidad Intermedia y la comunidad Profunda con un 85% de similaridad, seguidas de la comunidad Seca y la comunidad Intermedia que compartiendo un 79% de sus especies. En cuanto al gradiente B las comunidades que mayor porcentaje de

similaridad obtuvieron fueron la comunidad Seca y la Intermedia con un 73%. Cabe resaltar que según el índice la comunidad B-Profunda es la que menor número de especies comparte con las 5 comunidades con las cuales se comparó.

Comparación entre comunidades

Tabla 3. Prueba Wilcoxon para las comunidades de los gradientes A y B.

* Denota las comunidades con diferencia estadística.

Comunidad	A-Seca	A-Intermedia	A-Profunda	B-Seca	B-Intermedia	B-Profunda
A-Seca	--					
A-Intermedia	0,988	--				
A-Profunda	0,049*	0,171	--			
B-Seca	0,762	0,480	0,215	--		
B-Intermedia	0,077	0,045*	0,976	0,191	--	
B-Profunda	0,007*	0,010*	0,004*	0,027*	0,027*	--

La prueba de Wilcoxon realizada con $p=0,05$ revela que no hay diferencia estadística entre todas las comunidades pertenecientes a los gradientes A y B (Tabla 3). La diferencia estadística se presenta únicamente entre las comunidad Seca y Profunda del gradiente A, entre las comunidades A-Intermedia y B-Intermedia y es importante resaltar que la única comunidad que posee una diferencia estadística con todas las comunidades es la comunidad B-Profunda.

Adicionalmente, se compararon los gradientes A y B entre sí, según la prueba Wilcoxon no hay diferencia estadísticamente significativa ($P>0,05$) entre los transectos A y B.

Discusión

Composición florística

Las comunidades con los niveles de agua poco profundos e intermedios exhibieron mayor diversidad, mientras que las comunidades con niveles mayores de agua tuvieron mayor dominancia de algunas especies lo que hizo que disminuyera la diversidad. La literatura disponible sobre diversidad de especies en humedales de alta montaña no es extensiva, menos en cuanto a su relación con los niveles del agua. En general las turberas andinas son similares a las turberas australes y boreales en cuanto a su funcionamiento ecosistémicos, estas últimas son dominadas por musgos del genero *Sphagnum* (Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2013), en las comunidades más Profundas del Humedal La Ciénaga se encontró una fuerte presencia de *Sphagnum rubellum*.

Comparación entre comunidades

Inicialmente se planteó la hipótesis de que las comunidades en el gradiente de niveles de inundación serian diferentes unas de otras, esta hipótesis se cumplió parcialmente puesto que hay diferencia estadística únicamente entre algunas comunidades, especialmente en el gradiente B, donde se encontró la única comunidad que posee diferencia estadística con todas las demás, aun así hay diferencias en la composición y distribución de las especies en las distintas comunidades.

La falta de diferencia estadísticamente significativa puede atribuirse al número limitado de gradientes en los cuales se realizó el muestreo o a la diferencia en las profundidades del gradiente de niveles de agua, pues esta no es muy pronunciada.

Implicaciones para el manejo

Uno de los impactos producto del calentamiento global es el aumento de la temperatura atmosférica lo que afectará de forma negativa las turberas y humedales especialmente en los límites superiores e inferiores de la distribución altitudinal del ecosistema de páramo (Instituto de investigación en recursos biológicos Alexander von Humboldt, 2013). Este aumento en temperaturas tiene el potencial de acelerar la tasa de descomposición de la materia orgánica, la evaporación y la transpiración por parte de las plantas, lo que conlleva a una baja en el nivel normal del agua de estos lugares (Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales, 2001; Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2013). Otra amenaza climática para estos ecosistemas proviene del cambio en el régimen de las precipitaciones a lo largo del país dependiendo su ubicación debido a cambios en la circulación de la atmósfera (Costa, 2007) y consecuente reducción de los niveles del agua. Según los modelos realizados para un escenario proyectado al 2100 donde las emisiones de CO₂ a la atmósfera se duplican se espera una variación positiva o negativa de la precipitación en el territorio Colombiano de $\pm 15\%$, es específicamente para la zona del Medio Cauca y Alto Nechí de -15% y un aumento de la temperatura de 2.8 °C (Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales, 2001).

Lo anterior implica que en las zonas más secas de las turberas la turba quedará expuesta al oxígeno cambiando las condiciones anaerobias de la misma y por ende las dinámicas de descomposición de la materia orgánica. Esto representaría un aumento en las emisiones de CO₂ y a su vez una disminución de la tasa de acumulación de materia orgánica. Los que mande También, de acuerdo con estudios realizados en la

ciénaga de Zapatosa, Cesar una reducción en el nivel de agua prolongado permitiría el establecimiento de especies de lugares más secos, cambiando la composición y abundancias relativas de las comunidades vegetales en lugares antes dominados por otras especies. De acuerdo con nuestros resultados y los de otros estudios similares se espera que se dé un incremento en diversidad (Schmidt-Mumm & Janauer, 2014; Stefanik & Mitsch, 2012; Ström et al., 2005).

Existe menos claridad en cuanto al efecto de la reducción de los niveles del agua en las emisiones de CH₄. Algunos estudios a escala de laboratorio (Ström et al., 2005) y en el campo (Jauhiainen, Takahashi, Heikkinen, Martikainen, & Vasander, 2005; Bridgham et al., 2013) han encontrado reducción en las tasas de emisión. Sin embargo, en estos estudios no se tuvo en cuenta un cambio en la composición de la vegetación como el que se esperaría que ocurra con el cambio de los niveles del agua. En el evento de existir un incremento en la dominancia de especies vasculares en zonas antes dominadas por gramíneas, se esperaría también un incremento de las emisiones (Ström, Mastepanov, & Christensen, 2005; Bridgham et al., 2013; Bass et al., 2014).

En otros estudios se ha analizado la relación entre la vegetación y los flujos de metano en humedales y los resultado muestran que estos flujos no siempre están relacionados a la presencia de herbáceas pero ciertas plantas pueden ser indicadoras de altos flujos de metano como las briofitas, entre ellas los miembros del genero *Sphagnum* (Joabsson et al., 1999).

Conclusiones

Los resultados revelan que las comunidades vegetales en el Humedal La Ciénaga son medianamente diversas y cambian según su ubicación en el mismo, la dominancia y riqueza de especies varían en función del gradiente de inundación, aunque no se presente diferencia estadísticamente significativa entre ellas. En las zonas donde el gradiente es mayor el número de especies presentes es menor y la dominancia es mayor.

La hipótesis planteada se cumplió parcialmente debido a que la diferencia estadística solo se da entre algunas comunidades, especialmente entre comunidades Secas y Profundas, resaltando la comunidad B-Profunda, la cual tuvo diferencia estadísticamente representativa con las cinco comunidades con las cuales se comparó. Lo anterior indica que el gradiente de inundación puede influir en la composición de una comunidad. El aumento de la temperatura atmosférica y la disminución de precipitaciones son dos de los impactos derivados del cambio climático, ambos afectan negativamente los ecosistemas de humedal de alta montaña, especialmente aquellos ubicados en los límites altitudinales, disminuyendo la lámina de agua de estos y por consiguiente desencadenando cambios en la composición de más comunidades vegetales, las dinámicas de degradación de la materia orgánica, la captación y emisión de carbono a la atmosfera.

Referencias

- Bass, A. M., O'Grady, D., Leblanc, M., Tweed, S., Nelson, P. N., & Bird, M. I. (2014). Carbon Dioxide and Methane Emissions from a Wet-Dry Tropical Floodplain in Northern Australia. *Wetlands*, 34(3), 619–627. <http://doi.org/10.1007/s13157-014-0522-5>
- Bonham, C. D. (1989). *Measurements for Terrestrial Vegetation*. Retrieved from <http://www.wiley.com/WileyCDA/WileyTitle/productCd-0471048801.html>
- Bridgham, S. D., Cadillo-Quiroz, H., Keller, J. K., & Zhuang, Q. (2013). Methane emissions from wetlands: biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales. *Global Change Biology*, 19(5), 1325–1346. <http://doi.org/10.1111/gcb.12131>
- Bubier, J. (1995). The Relationship of Vegetation to Methane Emission and Hydrochemical Gradients in Northern Peatlands on JSTOR. *Journal of Ecology*, 83(3), 403–420. Retrieved from http://www.jstor.org/stable/2261594?seq=1#page_scan_tab_contents
- Buytaert, W., Célleri, R., De Bièvre, B., Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J., & Hofstede, R. (2006). Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Reviews*, 79(1-2), 53–72. <http://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.06.002>
- Buytaert, W., Cuesta-Camacho, F., & Tobón, C. (2011). Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Global*

Ecology and Biogeography, 20(1), 19–33. <http://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00585.x>

Caratti, J. F. (2006). *Point Intercept (PO) Sampling Method*. USA. Retrieved from http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr164/rmrs_gtr164_09_point_inter.pdf

Climate Change Division US EPA. (2015). Methane Emissions. Retrieved November 25, 2015, from <http://www3.epa.gov/climatechange/ghgemissions/gases/ch4.html>

Costa, C. (2007). Adaptation to Climate Change in Colombia. *Revista de Ingeniería Universidad de Los Andes*, 2, 74–80. Retrieved from <http://www.scielo.org.co/pdf/ring/n26/n26a10.pdf>

Del Rio, M., Montes, F., Cañalejas, I., & Montero, G. (2003). *Índices de diversidad estructural en masas forestales* (Vol. 12). Barcelona. Retrieved from http://www.researchgate.net/publication/28061992_ndices_de_diversidad_estructural_en_masas_forestales

Fedor, P. J., & Spellerberg, I. F. (2013). Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. <http://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.00602-3>

Frolking, S., Roulet, N., & Fuglestedt, J. (2006). How northern peatlands influence the Earth's radiative budget: Sustained methane emission versus sustained carbon sequestration. *Journal of Geophysical Research*, 111(G1), G01008. <http://doi.org/10.1029/2005JG000091>

Hernández, M. E. (2010). SUELOS DE HUMEDALES COMO SUMIDEROS DE CARBONO Y FUENTES DE METANO. *Terra Latinoamericana*, 28(2), 139–147.

Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57316058005>

Hofstede, R., Segarra, P., & Mena, P. (2003). *Los páramos del mundo. Proyecto atlas mundial de los páramos*. Quito. Retrieved from http://www.condesan.org/apc-aa-files/c6924e7390318016d869182e0da9470c/Introduccion_Paramos_mundo.pdf

Hribljan, J. A., Cooper, D. . J., Sueltenfuss, J., Wolf, E. C., Heckman, K. A., Lilleskov, E. A., & Chimner, R. A. (2015). Carbon storage and long-term rate of accumulation in high-altitude Andean peatlands of Bolivia. *Mires and Peat*, 15, 1–14.

Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. (2001). *Colombia Primera Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. Colombia. Retrieved from <http://www.ideam.gov.co/documents/40860/219937/primeracomunicacionnacional/b99663bb-9023-47d1-b54a-41f74cca0b1e>

Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. (2004). Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad. In *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad* (pp. 187–225). Bogotá, D.C., Colombia. Retrieved from <http://www.bio-nica.info/biblioteca/HumboldtAnalisisDatos.pdf>

Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. (2013). *Visión socioecosistémica de los páramos y la alta montaña colombiana: memorias*

del proceso de definición de criterios para la delimitación de páramos. Bogotá, D.C., Colombia. Retrieved from <http://www.humboldt.org.co/es/noticias/actualidad/item/109-nueva-cartografia-de-los-paramos-de-colombia-diversidad-territorio-e-historia>

Jauhiainen, J., Takahashi, H., Heikkinen, J. E. P., Martikainen, P. J., & Vasander, H. (2005). Carbon fluxes from a tropical peat swamp forest floor. *Global Change Biology*, 11, 1788–1797. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01031.x>

Joabsson, A., Christensen, T. R., & Wallén, B. (1999). Vascular plant controls on methane emissions from northern peatforming wetlands. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(10), 385–388. [http://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01649-3](http://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01649-3)

Jorgensen, P., & Bascopé, F. (2005). Caracterización de un bosque montano húmedo: Yungas, La Paz. *Ecología En Bolivia*, 40(3), 365–379. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Peter_Jorgensen4/publication/267260004_Caracterizacin_de_un_bosque_montano_hmedo_Yungas_La_Paz/links/5487259b0cf268d28f071cbf.pdf

Klinger, W., Ramirez, G., América, L., & Vargas, Lady. (2012). *Caracterización ecológica y sociocultural del páramo de Frontino o del sol*. Quibdó. Retrieved from <http://siatpc.iiap.org.co/docs/avances/cepfrontino.pdf>

Magurran, A. (1989). *Diversidad ecológica y su medición*. Barcelona: Vedral.

Myhre, G., Shindell, D., Breon, F. M., Collins, W., Fuglestedt, J., Huang, J., ... Zhang, H. (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In *Climate Change 2013:*

The Physical Science Basis (Stocker, T, pp. 659–740). Cambridge, United Kingdom and New York, NY: Cambridge University Press.

Peña, E. J., Sandoval, H., Zuñiga, O., & Torres, A. M. (2009). Estimates of Carbon Reservoirs in High-Altitude Wetlands in the Colombian Andes. *Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics*, 110(2), 115–126. Retrieved from file:///C:/Users/RECTORIA/Desktop/Downloads/26-97-1-PB.pdf

Peña, E. J., Torres, A. M., & Zúñiga, O. (2014). *Monitoreo del ciclo del carbono en Ecosistemas de alta montaña del neotrópico. Métodos y estudios de caso*. Cali, Colombia: U. del Valle. Retrieved from <http://www.libreriadelau.com/monitoreo-del-ciclo-del-carbono-en-ecosistemas-de-alta-montana-del-neotropico-metodos-y-estudios-de-caso-ecologia-y-medio-ambiente.html>

Peña, E., Zuñiga, O., & Peña, J. (2011). Accounting the Carbon Storage in Disturbed and Non-Disturbed Tropical Andean Ecosystems. In *Planet Earth 2011: Global warming challenges and opportunities for policy and practice* (pp. 123–140). Slava Krautzeka, Croatia: InTech.

Schmidt-Mumm, U., & Janauer, G. (2014). Dinámica estacional de la vegetación litoral en el complejo lagunar inundable Zapatosa, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 62(3), 1073. <http://doi.org/10.15517/rbt.v62i3.12005>

Stefanik, K. C., & Mitsch, W. J. (2012). Structural and functional vegetation development in created and restored wetland mitigation banks of different ages. *Ecological Engineering*, 39, 104–112. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.11.016>

Ström, L., Mastepanov, M., & Christensen, T. R. (2005). Species-specific Effects of Vascular Plants on Carbon Turnover and Methane Emissions from Wetlands. *Biogeochemistry*, 75(1), 65–82. <http://doi.org/10.1007/s10533-004-6124-1>

Urrutia, R., & Vuille, M. (2009). Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: Temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century. *Journal of Geophysical Research*, 114(D2), D02108. <http://doi.org/10.1029/2008JD011021>