

BP-02

FLUJOS DE NO_3^- , NH_4^+ , Y NH_3 EN EL THROUGHFALL Y STEMFLOW EN UN BOSQUE ASOCIADO A UN HUMEDAL ALTOANDINO

Martha Lucía Burbano Garcés¹, Apolinar Figueroa Casas², Miguel Peña³

¹ Grupo de Estudios Ambientales, Vicerrectoría de Investigaciones, Universidad del Cauca. A.A 038 Popayan, Colombia. marthaluciabg@gmail.com

² Grupo de Estudios Ambientales, Vicerrectoría de Investigaciones, Universidad del Cauca. A.A 038 Popayan, Colombia. apolinarfigueroa@gmail.com

³ Ph. D. Ingeniería Ambiental Leeds, UK. Universidad del Valle, Instituto CINARA. A.A. 25157, Cali, Colombia, mpena@gmail.com

RESUMEN

Esta investigación evaluó el flujo de entrada de los compuestos de nitrógeno: NH_4^+ , NH_3 y NO_3^- , a través del dosel arbóreo de un bosque contiguo a un humedal seminatural de alta montaña. Se determinaron las concentraciones de dichos compuestos empleando colectores de precipitación total, trascolación y escorrentía cortical. Otras variables consideradas en cada proceso hidrológico, fueron: volumen de captación, pH, conductividad y sólidos disueltos totales (TDS). El modelo de entrada de los compuestos de nitrógeno arrojó como resultado que la escorrentía cortical fue el proceso que registró los flujos promedios ponderados más elevados de NO_3^- (24,90 kg ha^{-1} por año), NH_4^+ (3,53 kg ha^{-1} por año) y NH_3 (0,01 kg ha^{-1} por año) durante todo el periodo de muestreo. Los flujos de NO_3^- y NH_4^+ en el espejo de agua fueron de $8,2 \times 10^{-06}$ kg ha^{-1} y $1,6 \times 10^{-06}$ kg ha^{-1} , respectivamente, lo cual representa una asimilación del 99% de los compuestos de nitrógeno en la zona ripariana. Estos resultados indican que el dosel arbóreo actúa como una barrera viva que retiene las emisiones de compuestos de nitrógeno de origen antropogénico. Esta investigación contribuye al diagnóstico de las transformaciones que experimentan los flujos de entrada de nutrientes a un humedal por precipitación total, trascolación y escorrentía cortical, con el propósito de aportar una mejor comprensión del funcionamiento biogeoquímico de los humedales tropicales que están influenciados por aportaciones atmosféricas provenientes de fuentes naturales y antropogénicas.

Palabras clave: precipitación total, trascolación, escorrentía cortical, espejo de agua, flujos de compuestos de nitrógeno.

INTRODUCCIÓN

La intensificación de actividades antropogénicas como la agricultura y la ganadería han incrementado la concentración de compuestos de nitrógeno (N) en la atmósfera, generando problemas ambientales como la acidificación y eutroficación de ecosistemas terrestres y acuáticos (Harmens, 2011; Ochoa-Hueso, 2011). Los compuestos de N emitidos pueden ser redistribuidos desde los puntos de emisión hacia sitios remotos naturalmente adaptados a bajos niveles de N. Estos compuestos son depositados tanto por depósito seco como húmedo (Johnson, 2010). El depósito atmosférico contribuye a la química de las plantas, los suelos, el agua superficial y al ciclo de los nutrientes en los ecosistemas, y representa la más importante entrada de nutrientes hacia los bosques naturales (Jin, 2006; Talkner, 2010) y a los ecosistemas adyacentes como los humedales. El dosel intercepta una fracción significativa de el depósito atmosférico por medio de la precipitación (Bryant, 2005), cuya distribución temporal y espacial es modificada en los bosques tropicales antes de alcanzar el suelo (Köhler, 2006; Steinbuck, 2002).

Las alteraciones en la composición química del agua de precipitación al entrar en contacto con los tejidos de las plantas se deben tanto a las interacciones en el dosel como depósito atmosférico seco (Rengel, 2003), las cuales se determinan a través de mediciones de los procesos hidrológicos de precipitación total (BP), trascolación (TF) y escorrentía cortical (SF). Mediante los flujos de estos procesos, los compuestos de N son transportados hacia el suelo, pero dependiendo de su concentración, pueden generar dos resultados antagónicos: i) ayudar a la regeneración de los ecosistemas degradados o longevos, debido a su contribución en los procesos sucesionales involucrados (Scheer, 2011), o ii) desencadenar una serie de problemas relacionados con acidificación del suelo e incremento de la concentración de N en el agua del suelo (Raat, 2002). Por lo tanto, es importante estudiar la composición química de la precipitación para poder detectar posibles cambios en los balances de nutrientes y contaminantes a nivel espacial y temporal en los humedales (Keddy, 2010). Cualquier cambio reciente en los balances de nutrientes y contaminantes permite determinar su origen natural o antropogénico. Ejemplos de entradas de N con origen antropogénico a los humedales incluyen (Keddy, 2010; Maltby, 2009; Mitsch, 2007), por una parte, los NO_x emitidos principalmente de fuentes fijas (industriales) y móviles (vehiculares), y por otra parte, los N-NH_3 primordialmente provenientes de fuentes agrícolas (Boxman, 2008).

Esta investigación contribuye al diagnóstico de las transformaciones que experimentan los flujos de entrada de nutrientes a un humedal por precipitación total, trascolación y escorrentía cortical, a través del eje vertical del humedal continuo, con el propósito de aportar una mejor comprensión del funcionamiento biogeoquímico de los humedales tropicales que están influenciados por aportaciones atmosféricas provenientes de

fuentes marinas, volcánicas y como producto de actividades humanas, bajo una perspectiva conceptual del humedal como un continuo horizontal y vertical (Euliss, 2004).

Específicamente, el principal objetivo de esta investigación es determinar la depositación atmosférica de los compuestos de nitrógeno (NO_3^{2-} , NH_4^+ y NH_3) sobre el dosel de un bosque asociado a un humedal tropical de alta montaña, mediante los procesos de precipitación total (BP), trascolación (TF) y escorrentía cortical (SF). Esta investigación es la primera que aborda el estudio del flujo de entrada de nutrientes por precipitación, trascolación y escorrentía cortical en un ecosistema de humedal ubicado en la Cuenca Alta del río Cauca, por lo tanto, sirve como referencia para futuras investigaciones relacionadas con la biogeoquímica de los humedales andinos colombianos. La cuenca alta del río Cauca, es una de las cuencas hidrográficas más importantes en la zona norte de América del Sur, puesto que alberga distintos tipos de ecosistemas, cada uno de los cuales es marcadamente diverso debido a las fluctuaciones altitudinales, climáticas y geológicas, resultando en áreas geográficas de características particulares, tanto en los valles como en las montañas. A pesar de los esfuerzos gubernamentales y sectoriales, persiste una grave crisis de información aplicada a la toma de decisiones para la producción y la conservación de la biodiversidad en las regiones andinas, destacando la fragmentación de los bosques de laderas, principalmente debida a actividades antropogénicas tales como las prácticas agrícolas, sumada a la baja resiliencia y a su lenta recuperación, como los factores que más han incidido en la pérdida de la biodiversidad, la alteración de los humedales de alta montaña, siendo esto una debilidad estratégica frente a los procesos de cambio y variabilidad climática para los ecosistemas altoandinos (Otero, Figueroa, Muñoz, & Peña, 2011).

ÁREA DE ESTUDIO

Las muestras de BP, TF y SF fueron colectadas en un bosque adyacente a un humedal seminatural ubicado en la hacienda El Manzanar, a 10 Km de la ciudad de Popayán, en el suroccidente colombiano (figura 3), entre los $2^{\circ} 29' 01,1''$ N y $76^{\circ} 32' 49,8''$ W, y a una altitud de 1870 m.s.n.m. El área de estudio forma parte de la microcuenca Río Blanco, que a su vez pertenece a la Subcuenca Río Palacé, dentro de la Cuenca Cauca II. Su origen se debe al represamiento del cauce, con presencia de espejo lagunar permanente (lacustre seminatural), lo que le confiere importancia como reservorio de agua (Artunduaga, 2007). Se presenta desbordamiento del espejo de agua del humedal durante los meses de octubre a enero. Este sector forma parte del bosque húmedo Premontano (bh-PM) y bosque muy húmedo Premontano (bmh-PM) (Holdridge, 1987). Las zonas colmatadas y espejo de agua tienen un área aproximada de 1.19 ha y 0,22 Ha, respectivamente. El humedal presenta dos sitios de salida del agua: el primero,

frente al espejo de agua y el segundo, en la margen derecha, a aproximadamente 200 metros del espejo lagunar. El bosque contiguo al humedal, en el cual se ubicaron los colectores de BP, TF y SF, es de tipo relictual subandino, en etapa sucesional avanzada, cuya área aproximada es de 0,31 ha.

Los suelos del sitio de estudio son profundos a muy profundos con buen drenaje natural, cuyo material parental está constituido por cenizas volcánicas, que se depositaron en capas de espesores variables entre 1 y 8 metros. En los alrededores la mayor parte de la vegetación natural del sector ha sido devastada actividades por agropecuarias y sólo se observan relictos de bosques secundarios en las partes cóncavas intercolinadas, con especies de cucharo colorado (*Myrsine sp*), salvia (*Salvia officinalis*), arrayán (*Myrcianthes sp*) y helechos. Hay presencia de extensas áreas de pastizales donde se practica la ganadería extensiva (CRC, 2002). El comportamiento de las lluvias durante el periodo del estudio (entre julio de 2009 y enero de 2010), coincidió con el patrón de tipo bimodal de variación trimestral registrado históricamente para la meseta de Popayán (Vivas, 1999).

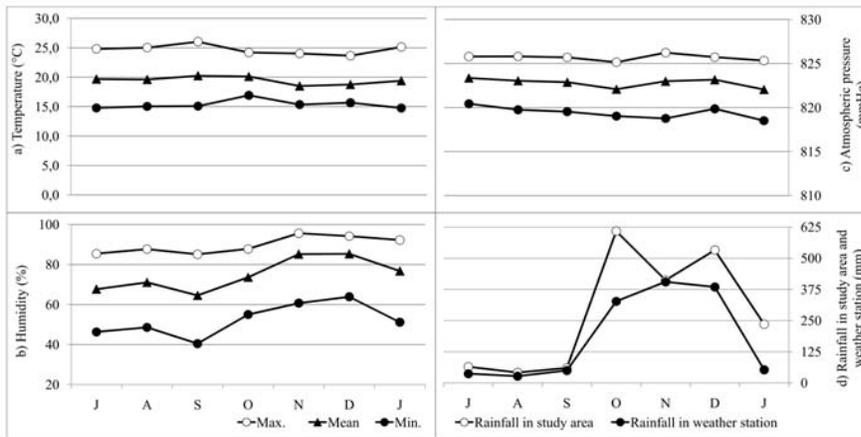
MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Procedimiento de muestreo

3.1.1. Información hidrometeorológicas

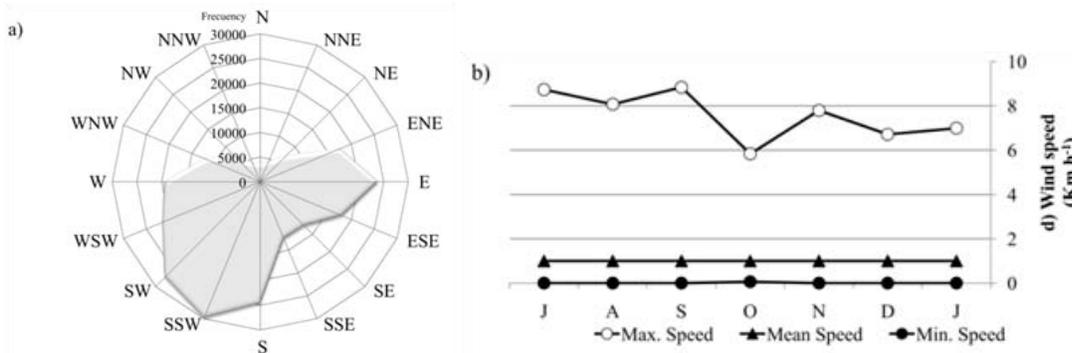
La información meteorológica fue obtenida de la estación meteorológica ubicada en la Facultad de Ingenierías de la Universidad del Cauca, ubicada a aproximadamente a 5 Km de distancia del sitio de estudio. Los instrumentos de medición utilizados corresponden a sensores de pluviosidad, temperatura, humedad relativa, presión atmosférica, velocidad y dirección del viento. El comportamiento temporal de estas variables meteorológicas se presenta en la figura 1. La pluviosidad registrada cerca al bosque presentó el mismo comportamiento de la estación meteorológica (figura 1d), sin embargo, se registró una mayor precipitación en el área de estudio.

Figura 1. Comportamiento de variables climáticas: temperatura, humedad relativa, presión atmosférica y velocidad del viento.



Los vientos predominantes (Figura 2b) se presentaron entre los meses de julio y septiembre (época seca) de 2009, y sobresalieron los provenientes del S y WSW (figura 2a), mostrando la notoria influencia de las corrientes cálidas provenientes del valle del Patía y las corrientes húmedas de la Costa Pacífica. Es importante considerar que bajo condiciones de viento fuerte cuando las precipitaciones adquieren una forma de caída vertical y las sombras de lluvia lateral entre los árboles circundantes que conforman el dosel, teóricamente podrían dar lugar a interceptaciones diferenciales entre la copas de los árboles más prominentes del dosel (Herwitz & Slye, 1995), lo que además puede influir en el tiempo de residencia del agua de precipitación en el dosel.

Figura 2. Dirección (a) y velocidad (b) del viento durante el periodo de estudio.



3.1.2. Muestreo de BP, TF y SF

La toma de muestras de BP, TF y SF, se realizó cada diez días entre julio de 2009 y enero de 2010, en horas de la mañana. Para la ubicación de los colectores de TF y SF, se tuvo en cuenta las características morfológicas de la vegetación arbórea dominada por *Alchornea sp.*, *Heliocarpus americanus*, *Quercus humboldtii* y *Miconia caudata* (tabla 1).

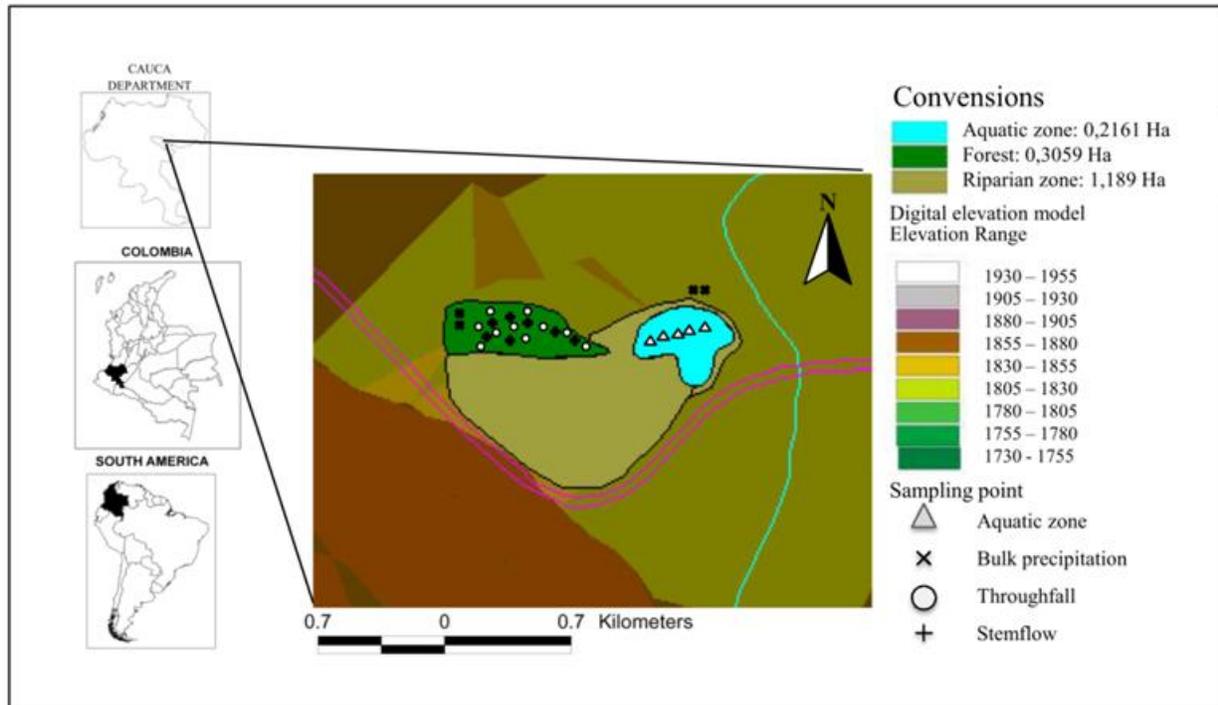
Tabla 1. Características Morfológicas y epifitismo de los árboles muestreados

Specie	Estadística descriptiva	DAP (1,20 m)	Altura del fuste (del suelo a primera rama) (cm)	Presencia de Epífitas	Área Circunferencia
<i>Alchornea</i>	Media	25,1	3,4		31,7
	Mínimo	16	1,5	Abundante	17,7
	Máximo	39	6,7	Escasa	60,1
	N	9	9	10	10
<i>Heliocarpus americano</i>	Media	21,7	4,0		29,6
	Mínimo	15	2,8	Abundante	26,5
	Máximo	25	6,5	Escasa	35,8
	N	3	3	3	3
<i>Quercus humboldtii</i>	Media	22,5	3,0		26,7
	Mínimo	22	2,6	Abundant	18,2
	Máximo	23	3,3	Ausente	35,1
	N	2	2	2	2
<i>Miconia caudata</i>	Media	16	2,6		19,1
	Mínimo	16	2,6	Escasa	19,1
	Máximo	16	2,6	Escasa	19,1
	N	1	1	1	1
Total	Media	23,5	3,4		29,9
	Mínimo	15	1,5	Abundante	17,7
	Máximo	39	6,7	Escasa	60,1
	N	15	15	16	16

Para la toma de muestras de BP (Figura 3), se implementó la técnica de muestreo por depósito total (Gutzler, Koehler, & Gerold, 2010; Hendry, Berish, & Edgerton, 1984; Likens, 1977; Martin, Likens, & Buso, 2000). Se ubicaron cuatro colectores de BP, dos en cada extremo del bosque. Para la toma de muestras de TF (Figura 3), se utilizaron los mismos colectores empleados para BP. Los diez colectores empleados fueron instalados aleatoriamente bajo la vegetación arbórea del bosque adyacente al humedal.

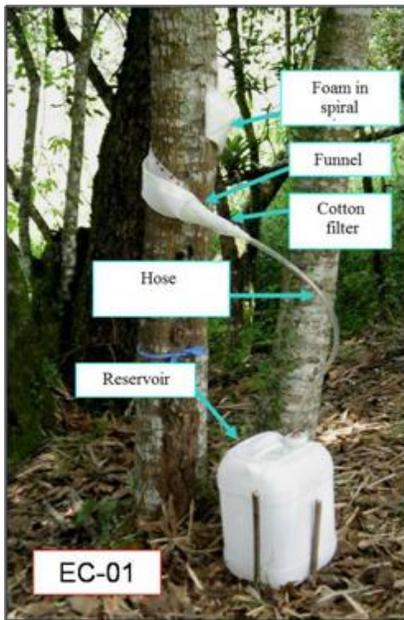
Las muestras de SF (Figura 3) fueron colectadas empleando la metodología de colectores de SF tipo espiral (Clarke, 2004; Silva, 1996; Steinbuck, 2002) adaptada a las condiciones de los bosques tropicales (Conrado Tóbon, 2004; Manahan, 2001).

Figura 3. Ubicación geográfica del área de estudio en el municipio de Popayán. Fuente: cartografía Grupo de Estudios Ambientales, Universidad del Cauca. Generación del modelo de elevación del terreno: Fernando Andrés Muñoz Gómez.



Cada colector fue elaborado con espuma impermeable e inactiva químicamente, con grosor de 5 mm, 0,20 m de ancho, y largo variable dependiente del DAP del árbol. La espuma fue adherida en forma de espiral a la corteza del árbol mediante pegante inerte (Figura 4). En todos los colectores de BP, TF y SF, se emplearon reservorios con capacidad de 21 L para la recolección de las respectivas muestras.

Figura 4. Colector de escorrentía cortical tipo espiral



3. 1. 2. Muestreo del espejo de agua

Se tomaron muestras del espejo de agua del humedal (Figura 3), cada diez días entre julio de 2009 y enero de 2010, durante las mismas jornadas de toma de muestras de BP, TF y SF. Se definieron cinco puntos de muestreo a nivel del espejo del agua en sentido transversal a la orilla para la toma de muestras simples, con las cuales se conformaron cinco muestras compuestas por punto. Se midió el caudal del agua de salida del humedal en el canal principal empleando un molinete de hélice No. 5.

3.2. Análisis de Laboratorio

Para el muestreo y transporte de las muestras de BP, TF, SF y espejo de agua se siguió el protocolo de cadena de custodia estipulado en la GTC-100 (2004). La determinación de las concentraciones de los compuestos de N ($N-NH_4^+$, $N-NH_3$ y $N-NO_3^-$) y de las variables complementarias (pH, conductividad y TDS) se efectuaron en un plazo máximo de 6 horas después del muestreo en el Laboratorio del Grupo de Estudios Ambientales de la Universidad del Cauca. A excepción de pH y conductividad, los análisis químicos de todos los parámetros físicos y químicos de las muestras de BP, TF, SF y agua superficial, se efectuaron empleando una sonda multiparamétrica YSI, modelo 6920. El pH y la conductividad se determinaron con un analizador de ión selectivo Mettler Toledo, modelo MA 235. Los equipos fueron calibrados previa determinación de las variables fisicoquímicas y químicas, de acuerdo a lo detallado en el Standard Methods for the Treatment of Water and Wastewater (secciones 2130 B, 2580 A,) (Eaton, et al., 1995) , para las determinaciones con la sonda YSI 6920, los protocolos de calibración. Los límites de detección para $N-NH_4^+$, $N-NH_3$, y NO_3^- , oscilaron entre 0 – 200 mg L⁻¹ de N. Las muestras para el análisis de los compuestos de

N fueron filtradas mediante filtros de membrana Milipore de 0,22 μ m, y se almacenaron a una temperatura de 5°C hasta el momento del análisis. Las curvas de calibración para el análisis de los iones de N se realizaron antes de cada sesión de análisis.

3.3. Análisis de los datos

Se determinaron los flujos de los compuestos de N (N-NH_4^+ , N-NH_3 y N-NO_3^-) depositados sobre el bosque adyacente al humedal mediante BP, TF y SF. Los flujos obtenidos fueron correlacionados con los volúmenes de BP, TF y SF; y con las variables químicas y físicas complementarias (pH, conductividad y TDS). Los flujos de los compuestos de N se calcularon multiplicando la concentración de los compuestos de N por los respectivos volúmenes de BP, TF y SF (E. J. Veneklaas, 1990).

Se calculó la precipitación neta (NP) mediante la suma de la cantidad de agua de TF y SF ($\text{NP} = \text{TF} + \text{SF}$) (Staelens, 2005; E. J. Veneklaas, 1990; E. J. V. E. Veneklaas, R., 1990), lo cual implica la determinación del flujo de compuestos de N que alcanzó el suelo del bosque mediante los dos procesos. El cálculo del flujo neto determinado por la diferencia de la BP respecto a la NP ($\text{NF} = \text{NP} - \text{BP}$) (Staelens, 2005), permitió determinar el efecto total del dosel sobre el flujo de nutrientes y conocer el aporte real del material particulado, aerosoles y polvo atrapado por el follaje, expresando la diferencia como los aportes reales generados en la interacción follaje-precipitación (Valverde, 1999). Se determinaron diferencias estadísticamente significativas en la distribución de los datos de los flujos de nitrógeno entre los procesos de BP, TF y SF (prueba de Kolmogorov-Smirnov, BP: $gI = 33$, $P < 0,05$; TF: $gI=80$, $P<0,05$; SF: $gI=53$, $P<0,05$), por lo cual, se utilizó el análisis de correlación no paramétrica de Kruskal-Wallis para demostrar el grado de interrelación existente entre las variables involucradas por cada proceso estudiado.

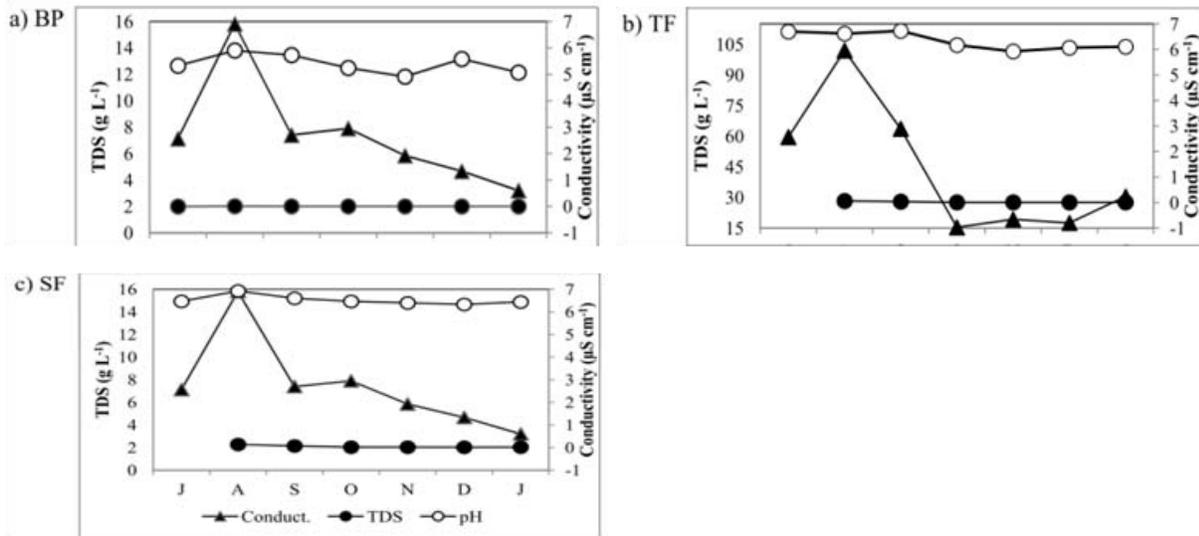
4. RESULTADOS

4.1. Concentración de los compuestos de N en BP, TF y SF

La Tabla 1 resume las concentraciones y los flujos promedio ponderados de N-NH_4^+ , N-NH_3 y N-NO_3^- , y de otros parámetros, en los procesos de BP, TF y SF durante el tiempo de muestreo. En general, las concentraciones promedio ponderadas de los compuestos de N analizados mantuvieron el siguiente orden con respecto al tipo de proceso: $\text{SF} > \text{TF} > \text{BP}$. Mediante SF, las concentraciones promedio ponderadas de N-NO_3^- , N-NH_4^+ , y N-NH_3 , fueron: 5,612 mg/L; 1,378 mg/L; y 0,008 mg/L, respectivamente. Las variables complementarias: pH, conductividad y sólidos disueltos totales (TDS) presentaron valores muy elevados en todos los procesos, durante los meses secos, principalmente en el mes de agosto (Figura 5). Considerando que la escala de pH es logarítmica, la relación de un valor inmediato es 10 veces mayor o menor que el siguiente (Guevara, 2008); por lo tanto, siendo 5,6 el valor de pH natural del agua de

lluvia (Byoung-Young, 2008; Henry, 1999; Kumar, 2004; Sumari, 2009), los valores de pH registrados en TF y SF, son casi diez veces más básicos que el pH encontrado en BP (5,37) (Tabla 1).

Figura 5. Comportamiento temporal del pH, TDS (g/L) y conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$) en BP (a), TF (b) y SF (c)



4.2. Flujo de entrada de compuestos de N a través de *BP*, *TF* y *SF*.

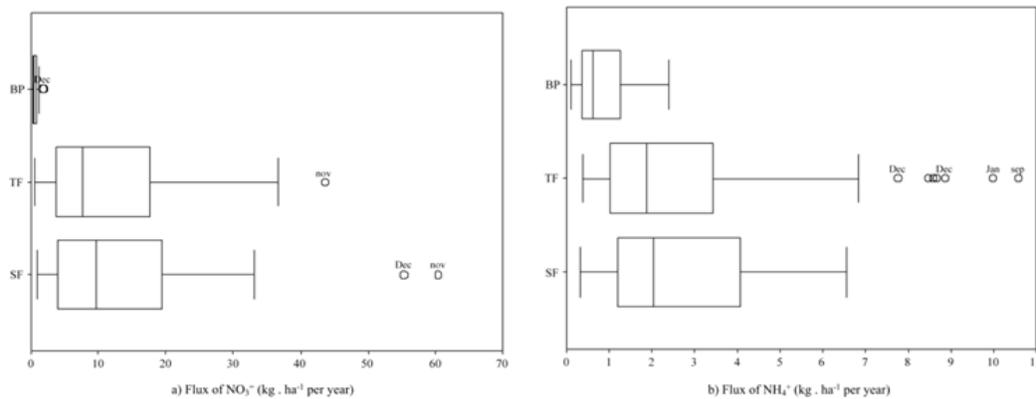
Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) en los valores promedio de los flujos de N-NO_3^- y N-NH_4^+ entre los diferentes procesos; mientras que para el N-NH_3 , los flujos promedio fueron constantes entre ellos ($p > 0,05$), durante el periodo de estudio. El rango intercuartílico de los flujos promedio de N-NO_3^- y N-NH_4^+ muestra que estos fueron más elevados durante los meses húmedos y en los procesos de TF y SF (Figura 6a y 6b). Sin embargo, los flujos en SF presentaron un rango intercuartílico más amplio con relación a los demás procesos estudiados, incluso el flujo de N-NH_3 (Figura 6c), aún cuando este no presentó diferencias estadísticamente significativas en todos los procesos ($p = 0,130$) (Tabla 3).

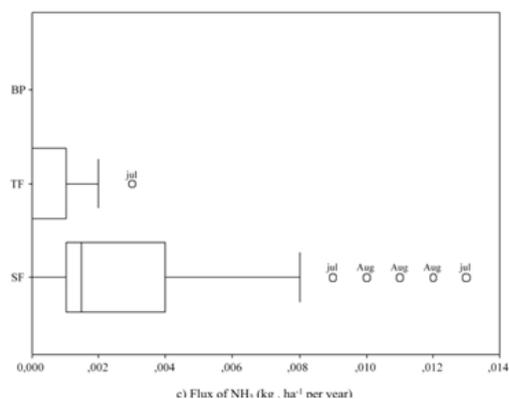
Tabla 3. ANOVA de un Factor para los flujos de nutrientes entre los procesos de BP, TF y SF.

Proceso		Suma de cuadrados	df	Media cuadrada	F	Sig.
Flujo de N-NO₃⁻ (kg ha ⁻¹ por año)	Entre grupos	12099,20	2	6049,60	4,787	0,010
	Dentro de grupos	205972,66	163	1263,64		
	Total	218071,86	165			
Flujo de N-NH₃ (kg ha ⁻¹ por año)	Entre grupos	0,00	2	0,00	2,063	0,130
	Dentro de grupos	0,09	175	0,00		
	Total	0,09	177			
Flujo de N-NH₄⁺ (kg ha ⁻¹ por año)	Entre grupos	136,38	2	68,19	5,153	0,007
	Dentro de grupos	2315,72	175	13,23		
	Total	2452,10	177			

Los flujos promedio ponderados de amonio, amoníaco y nitrato siguieron el mismo orden que para sus concentraciones: SF>TF>BP.

Figura 6. Diagrama de caja para los flujos de los compuestos de nitrógeno en los procesos de BP, TF y SF.





El comportamiento de los flujos promedio de N siguió el orden $N\text{-NO}_3^- > N\text{-NH}_4^+ > N\text{-NH}_3$. Las entradas de los compuestos de N mediante BP, variaron de 0 kg ha⁻¹ por año de N-NH₃ a 1,04 kg ha⁻¹ por año de N-NO₃⁻; en TF la variación se dio desde $< 1 \text{ e}^{-9}$ Kg ha⁻¹ por año de N-NH₃ hasta 14,91 kg ha⁻¹ por año de NO₃⁻; y en SF desde $< 1 \text{ e}^{-9}$ Kg ha⁻¹ por año de N-NH₃ a 20,52 Kg ha⁻¹ por año de N-NO₃⁻ (Tabla 2).

Algunos compuestos de N presentaron variaciones mensuales en los flujos de entrada, entre los meses secos y húmedos, especialmente el TF ($N\text{-NH}_4^+$, $N\text{-NH}_3$, $N\text{-NO}_3^-$ $p < 0,05$). El $N\text{-NO}_3^-$ fue el único compuesto que presentó diferencias significativas entre la época seca y la época húmeda ($p < 0,05$).

Los flujos de $N\text{-NO}_3^-$ y de $N\text{-NH}_4^+$ (Figura 7a y 7b), mostraron un comportamiento semejante y fueron elevados durante los meses más húmedos, mientras que el flujo de $N\text{-NH}_3$ presentó flujos altos durante los meses secos (Figura 7c), lo cual se puede explicar por el hecho que los medios de ingreso del $N\text{-NH}_3$ al bosque es a través de deposición, volatilización o absorción por tejidos exteriores de la planta, lo cual ocurre en seco. Sin embargo, durante los eventos de lluvia, al ser ésta ligeramente ácida, brinda el medio adecuado para incrementar la solubilidad del $N\text{-NH}_3$ el cual tiende a ser más soluble a pH bajo.

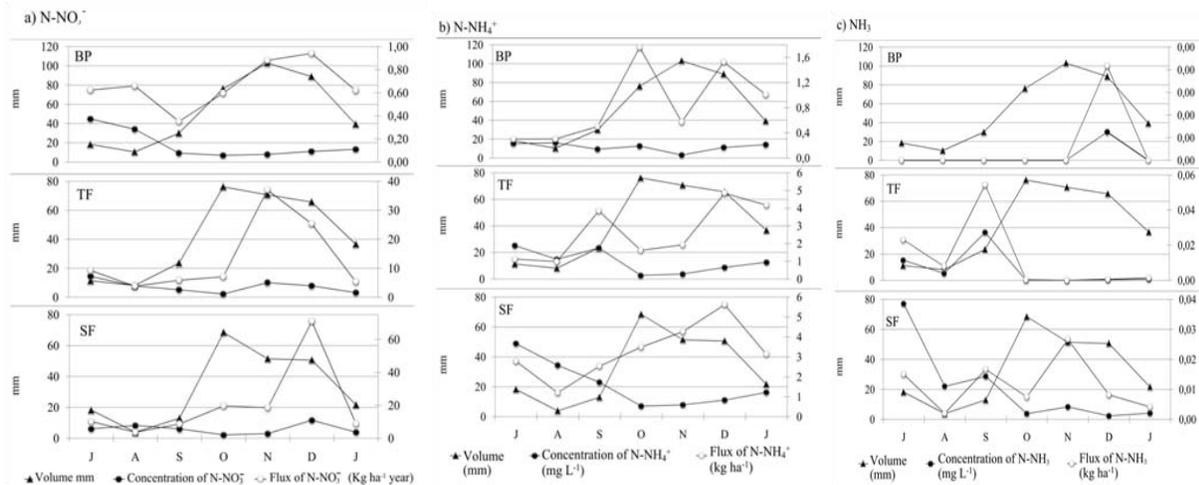
Tabla 2. Promedios ponderados mensuales de las concentraciones y los flujos de los compuestos de nitrógeno (mg/L) y otros parámetros físicos y químicos (pH, conductividad, TDS y volumen) de la precipitación (BP), trascolación (TF) y stemflow (SF), en un bosque adyacente a un humedal en Popayán Cauca, Julio de 2009 a Enero de 2010.

N- NO ₃ ⁻	N- NH ₃	N- NH ₄ ⁺	*Flujo de N- NO ₃ ⁻	Flujo de NH ₃	Flujo de N- NH ₄ ⁺	pH	TDS	Conduc t. ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Volum e (mm)
------------------------------------	-----------------------	------------------------------------	---	--------------------------------	--	----	-----	--	--------------------

		N- NO ₃ ⁻	N- NH ₃	N- NH ₄ ⁺	*Flujo de N- NO ₃ ⁻	Flujo de NH ₃	Flujo de N- NH ₄ ⁺	pH	TDS	Conduc t. (μS*cm ⁻¹)	Volum e (mm)
B P	Medi a	0,13	0,00	0,18	0,56	0,00	1,05	5,35	0,00	7,07	58,95
	Des. Stand	0,20	0,00	0,15	0,45	0,00	1,20	0,50	0,00	4,10	40,76
	Mín.	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,10	4,65	0,00	2,20	4,00
	Máx.	1,04	0,00	0,69	1,79	0,01	5,68	7,08	0,01	22,40	130,10
	N	33,0 0	33,0 0	33,0 0	33,00	33,0 0	33,00	33,0 0	30,0 0	33,00	33,00
TF	Medi a	3,30	0,00	0,84	14,49	0,00 6	3,03	6,23	0,02	32,67	49,38
	Des. Stand	3,12	0,02	1,19	17,75	0,03	3,26	0,41	0,02	36,80	48,64
	Mín.	0,17	0,00	0,08	0,54	0,00	0,37	5,18	0,00	8,00	1,50
	Máx.	14,9 1	0,17	7,91	95,62	0,26	18,45	7,56	0,11	196,00	288,00
	N	81,0 0	87,0 0	87,0 0	80,00	87,0 0	87,00	87,0 0	77,0 0	87,00	87,00
S F	Medi a	5,57	0,01	1,36	24,90	0,01 0	3,53	6,48	0,04	60,23	37,10
	Des. Stand	4,48	0,03	2,01	59,01	0,02	4,88	0,51	0,04	62,95	49,25
	Mín.	0,75	0,00	0,14	0,94	0,00	0,31	5,11	0,01	14,00	0,70
	Máx.	20,9 2	0,20	15,1 8	409,8 0	0,09	31,12	7,50	0,18	274,00	267,20
	N	53,0 0	58,0 0	58,0 0	53,00	58,0 0	58,00	58,0 0	52,0 0	58,00	58,00

*mg L⁻¹; **Kg ha⁻¹ año.

Figura 7. Concentración y flujo mensual (kg ha⁻¹/año) de nitrato (NO₃⁻) (a), amonio (NH₄⁺) (b) y amoníaco (NH₃) (c) en los procesos de BP, TF y SF.



La tabla 4 presenta la matriz de los coeficientes de correlación de Spearman de los compuestos de N, pH, conductividad, TDS y volumen en BP, TF y SF. Se observa cómo se incrementa la significancia de los coeficientes de correlación de BP a SF. Entre los compuestos de N son destacable los coeficientes de correlación entre N-NH₄⁺ y N-NH₃ en TF y SF.

Tabla 4. Coeficientes de correlación de Spearman para los compuestos de nitrógeno: N-NO₃⁻, N-NH₄⁺ y N-NH₃, sus respectivos flujos y otros parámetros (pH, TDS, conductividad y volumen), en muestras de a) BP, b) TF, y c) SF, colectadas en un bosque adyacente a un humedal, zona rural, Popayán. Julio de 2009 a enero de 2010.

(a)	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₃	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₃	N-NH ₄ ⁺	Flujo de N- NO ₃ ⁻	pH	TDS	Cond.	Vol.
N-NO ₃ ⁻	1									
N-NH ₃	0,065	1								
N-NH ₄ ⁺	0,049	0,223	1							
Flujo de N- NO ₃ ⁻	0,614*	-0,093	-0,037	1						
Flujo de N- NH ₃	0,065	1*	0,223	-0,093	1					
Flujo de N- NH ₄ ⁺	-0,385*	0,204	0,382*	0,052	0,204	1				
pH	0,587*	0,297	0,411*	-0,010	0,297	-0,175	1			
TDS	0,001	-0,011	0,439*	-0,322	-0,011	0,067	0,290	1		
Cond.	0,086	-0,028	0,425*	-0,269	-0,028	-0,001	0,290	0,984*	1	
Vol.	-0,0362	-0,056	-0,392	0,436*	-0,056	0,629*	-0,546*	-0,224	-0,281	1
(b)										
N-NO ₃ ⁻	1									
N-NH ₃	0,233	1								
N-NH ₄ ⁺	0,296	0,732**	1							

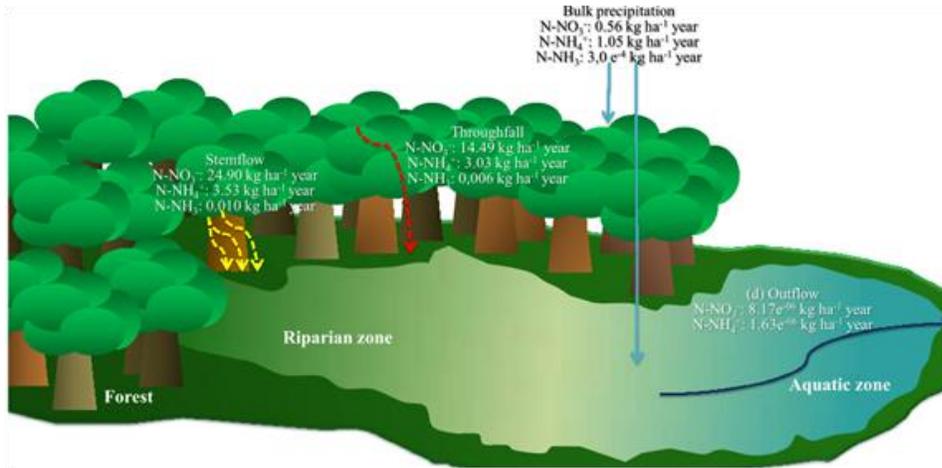
Flujo de N-NO₃⁻	0,445*	-0,265	-0,207							
Flujo de N-NH₃	0,147	0,756**	0,605**	0,034	1					
Flujo de N-NH₄⁺	-0,130	0,152	0,343	0,464*	0,436*	1				
pH	0,306	0,688**	0,400	-0,229	0,462*	-0,140				
TDS	0,136	0,619**	0,587**	-0,347	0,478*	0,049	0,420*	1		
Cond.	0,348	0,706**	0,729**	-0,270	0,543**	0,046	0,576**	0,840**	1	
Vol.	-0,368	-0,383	-0,438*	0,600**	-0,016	0,583**	-0,474*	-0,406	-0,492*	1

(c)

N-NO₃⁻	1									
N-NH₃	0,460*	1								
N-NH₄⁺	0,546*	0,852**	1							
N- Flujo de NO₃⁻	0,326	-0,256	-0,294	1						
N- Flujo de NH₃	0,257	0,604*	0,434*	0,352	1					
N- Flujo de NH₄⁺	0,074	0,146	0,164	0,682**	0,722**	1				
pH	0,388	0,806**	0,593*	-0,132	0,562**	0,121	1			
TDS	0,414	0,831**	0,826**	-0,280	0,385	0,119	0,665**	1		
Cond.	0,451*	0,811**	0,835**	-0,290	0,414	0,100	0,604**	0,999**	1	
Vol.	-0,282	-0,443*	-0,544**	0,749**	0,295	0,676**	-0,253	-0,468*	-0,481*	1

Con base en los flujos calculados, fue posible elaborar un diagrama predictivo de los flujos promedio de entrada del N-NO_3^- , N-NH_4^+ y N-NH_3 , por los procesos de *BP*, *TF* y *SF*, a través del dosel arbóreo hacia el humedal (figura 6), como una manera de perfilar cómo funciona el intercambio de energía entre un humedal con los ecosistemas adyacentes, en este caso, un área de bosque (figura 8).

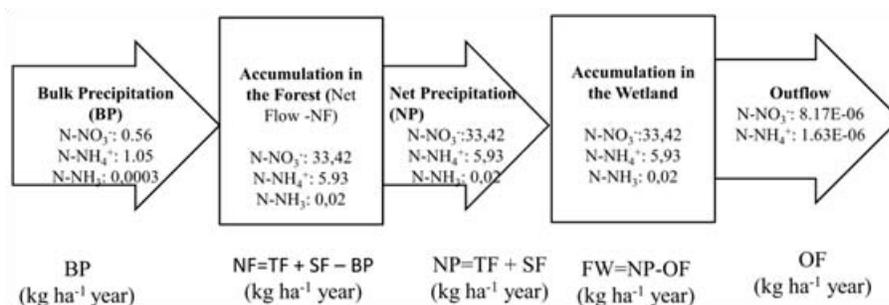
Figura 8. Diagrama aproximado de los flujos de entrada de NO_3^- , NH_4^+ y NH_3 , por procesos hidrológicos del dosel arbóreo hacia el humedal, hacienda El Manzanar.



4.3. Precipitación neta, flujos netos y tasas de depósito

La precipitación neta promedio aportada por el dosel del bosque (luego de la interceptación de la precipitación directa) hacia el suelo fue de 33,42 kg ha⁻¹ por año de N-NO_3^- ; 5,93 kg ha⁻¹ por año de N-NH_4^+ ; y 0,02 kg ha⁻¹ por año de N-NH_3 . Los aportes de nitrato (N-NO_3^-) y amonio (N-NH_4^+) fueron mayores durante los meses húmedos. El flujo neto total de los compuestos en todos los casos fue positivo, lo cual supone que el depósito seco atrapado por el follaje y el tallo de los árboles, fue lavado constantemente. El balance de masas de los flujos de entrada y salida de N-NO_3^- , N-NH_4^+ y N-NH_3 se representa en la figura 9, donde los dos acumuladores corresponden al dosel del bosque y al humedal.

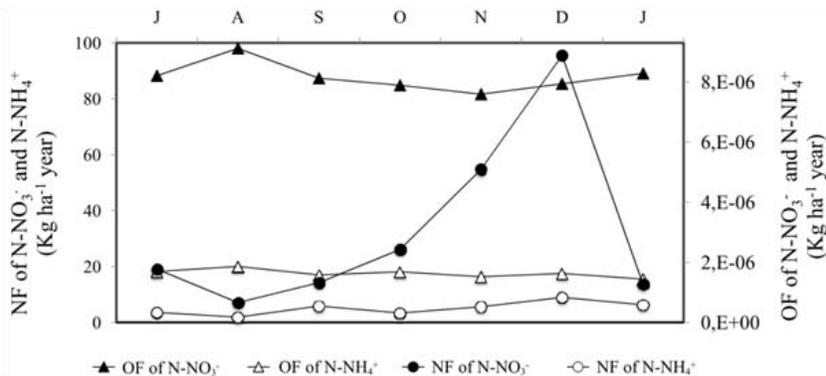
Figura 9. Balance masas de los flujos de entrada y salida de N-NO_3^- , N-NH_4^+ y N-NH_3



4. 5. Espejo de agua

Los promedios de los flujos de N-NO_3^- y N-NH_4^+ en el espejo de agua fueron de $8,17\text{E-}06 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}$, y $1,63\text{E-}06 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}$, respectivamente, durante todo el periodo de muestreo (figura 10). Los flujos de N-NH_3 no se determinaron porque su concentración en el espejo de agua siempre estuvo por debajo de los límites de detección de los equipos de análisis. Las concentraciones promedio de estos compuestos que llevaron a determinar sus flujos fueron: $1,77 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NO_3^- , $0,354 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NH_4^+ y $< 0,0001 \text{ mg L}^{-1}$ N-NH_3 . Se encontraron diferencias significativas en los flujos de N-NH_4^+ y N-NO_3^- entre las épocas lluviosa y seca (prueba de normalidad de Kolmogorov–Smirnov, N-NH_4^+ : $g=40$, $p < 0,05$; N-NO_3^- , $p < 0,05$). Esto indica que el humedal tiende a receptor más N durante la época seca, es decir, que el efecto de dilución es mayor que el de acumulación durante esta estación.

Figura 10. Flujo neto (NF) de entrada de compuestos de nitrógeno por el dosel del bosque Vs. flujo de salida de compuestos de nitrógeno en la zona acuática.



5. DISCUSIÓN

Durante todo el periodo de muestreo las concentraciones de los compuestos de N fueron más elevadas durante los meses secos y en el proceso de SF. Las correlaciones negativas de estos compuestos con respecto al volumen de captación en cada proceso (Tabla 4), evidencian el enriquecimiento del dosel con los compuestos de N mediante depósito total. TF y SF presentaron mayores flujos de N-NO_3^- y N-NH_4^+ ($p < 0,05$) en comparación con BP, lo cual puede deberse entre otras a las siguientes razones relacionadas con la interacción del depósito atmosférico con la superficie foliar de la vegetación: i) lavado del depósito seca que se encuentra sobre el follaje (Velthorst, 1989) después de la evaporación de la lluvia interceptada (Pryor, 2005), ii) lavado de los exudados de las plantas (Conrado Tóbon, 2004; Návar, 2009), y iii) variabilidad química generada por la interacción entre la biomasa muerta y el agua de lluvia a su paso por el follaje (Conrado Tóbon, 2004; Velthorst, 1989; .altauskaité, 2009; Zimmermann, 2007), ya que la presencia de epifitas muertas en proceso de

descomposición pueden aportar el nitrógeno que ha sido desasimilado de la biomasa muerta. Al comparar los tres flujos hidrológicos de entrada de nutrientes al bosque se evidencia que mediante SF se dieron los aportes más importantes de N-NO_3^- , N-NH_4^+ y N-NH_3 , contrario a lo reportado para otros bosques tropicales, donde se indica que TF (Conrado Tóbon, 2004; Oyarzún, 2005) y BP (Lindo, 2011), son los principales procesos aportantes de estos compuestos. Los elevados flujos de N-NO_3^- y N-NH_4^+ en SF pueden explicarse por el estado sucesional intermedio (Köhler, 2006) del bosque estudiado, cuyo dosel cuenta con moderada presencia de biomasa epifítica viva y senescente, los árboles poseen un DAP (diámetro a la altura del pecho) promedio de 0,29 m y una altura promedio de 14,1 m. Las características morfológicas del dosel, sumado a la intensidad, duración y frecuencia de los eventos de lluvia, hacen que varíe el tiempo de retención del agua en el dosel favoreciendo los tiempos de interacción del agua de lluvia con la biomasa. Lo anterior configura un tiempo de retención del agua en el bosque antes de que se inicie la retención hacia el bosque. Entre mayor sea el tiempo de retención va a existir una mayor oportunidad de interacción química. Las principales fuentes hídricas más sostenibles y de mejor calidad en el mundo se originan en los ecosistemas boscosos (Neary, Ice, & Jackson, 2009). Sin embargo, las evidencias actuales sugieren que conforme al cambio climático la contaminación atmosférica será crecientemente dañina para los bosques, lo cual afectará los servicios ecosistémicos de balance hidrológico y biogeoquímico que estos ofrecen (Paoletti, et al., 2010). Por otra parte, el que la cobertura arbórea sea nativa o foránea también es determinante en términos de la provisión de nutrientes y de la regulación de los ciclos biogeoquímicos, la cual se produce seguramente como resultado del balance biogeoquímico que se ha establecido durante largos periodos de tiempo entre las especies nativas y la comunidad microbiológica descomponedora presente en el dosel del bosque, configurando un modelo de reciclaje de nutrientes co-adaptado.

El flujo de N-NH_3 no presentó significancia estadística entre los tres procesos hidrológicos, y en algunos casos la concentración estuvo por debajo del límite de detección ($<0,001$); sin embargo, durante los meses secos y calurosos, la concentración del N-NH_3 tendió a incrementarse en SF. Los bajos valores de su concentración son entendibles por el tiempo de residencia atmosférica para su depósito seco, alrededor de 2 horas, el cual depende de los patrones de circulación atmosféricos, siendo la prevalencia de humedad relativa alta ($> 80\%$) desfavorable para su depósito directo, con lo cual, el NH_3 entraría en equilibrio con el NH_4^+ una vez solubilizado en las micropartículas de agua que constituyen la humedad relativa. (Mitchell, 2004). Las fuertes correlaciones positivas entre las concentraciones y los flujos de N-NH_4^+ y N-NH_3 , en SF y TF (Tabla 4 b y 4c), era de esperarse debido a que el N-NH_4^+ está en equilibrio químico con el N-NH_3 en medio acuoso, y dicho equilibrio es gobernado por el pH de carácter reversible. Esta última sumada al metabolismo del N-NH_4^+ pudieron contribuir junto con el equilibrio carbonático a la acidificación del agua lluvia (Pearson,

1993). De hecho, se ha calculado que el N-NH₃ contribuye alrededor del 30% del total de la acidez del agua de lluvia (Diederer, 1988 citado por (Pearson, 1993).

El diagrama aproximado de los flujos de entrada de N-NO₃⁻, N-NH₄⁺ y N-NH₃ (Figura 6), presentan al N-NH₄⁺ dominando en los flujos de BP e incrementado en 2.9 y 3.4 veces en TF y ST, respectivamente. Este aumento substancial puede deberse en parte a que el N-NH₄⁺ es liberado del estiércol del ganado (Boxman, 2008), proveniente de las actividades de ganadería extensiva y al uso de amoníaco y sus derivados como fertilizantes de nitrógeno (Sutton, 2008) en las actividades agrícolas desarrolladas en las inmediaciones de la zona de estudio. Al N-NO₃⁻ corresponden los flujos más elevados tanto en TF como en SF (Tabla 2). Esto puede explicarse por el hecho de que las plantas absorben de forma más eficiente al N-NH₃ y N-NH₄⁺ que al N-NO₃⁻ (Silva, 1996) a través del follaje que mediante sus otras estructuras (Moore, 1983). Además, algún porcentaje de N-NH₄⁺ o N-NH₃ en la superficie de los tallos puede ser convertido por procesos de nitrificación debido a la actividad microbiana. Igualmente, el N-NH₄⁺ es altamente soluble en agua por lo que sería arrastrado rápidamente. El N-NO₃⁻ restante, estuvo disponible para ser llevado hacia el suelo a través de SF principalmente. Lo anterior se pudo comprobar en el elevado flujo neto de N-NO₃⁻, especialmente durante los meses lluviosos (octubre, noviembre y diciembre). Los flujos de los compuestos de N en el espejo de agua fueron mucho más bajos en comparación con los aportes de entrada por BP, TF y SF a través del dosel del bosque (figura 9). Al comparar los flujos netos tanto para N-NO₃⁻ (valor promedio: 32.9 kg ha⁻¹ año de N-NO₃⁻) como para N-NH₄⁺ (valor promedio: 5.08) y compararlos con los flujos del espejo de agua, se pudo obtener que para ambos iones, se presentó un consumo del 99.99% del total aportado por el dosel del bosque al humedal (figura 10). Es importante considerar que gran parte de los iones N-NO₃⁻, N-NH₄⁺ y el gas N-NH₃ son asimilados por las plantas, o reaccionado geoquímicamente en el sustrato del humedal o liberados a la atmósfera por volatilización (Maltby, 2009; Mitsch, 2007).

4. CONCLUSIONES

Los flujos de los compuestos de N estudiados, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺ y N-NH₃, cambian evidentemente a su paso por el dosel del bosque. El incremento de la significancia estadística (p<0,05) de los flujos del N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺ en TF y SF con respecto a BP, así lo demuestran. SF se constituyó en el principal aportante de N al humedal, especialmente de N-NO₃⁻. El N-NH₄⁺ y N-NH₃ están en equilibrio en el agua a pH normal. Sin embargo, a pH ligeramente ácido el N-NH₃ tiende a convertirse en N-NH₄⁺, buscando alcanzar un mejor equilibrio como ión N-NH₄⁺ que como N-NH₃. Efectivamente en el follaje y en los tallos hay presencia de N-NH₃ el cual muy seguramente al disolverse o entrar en interacción con el agua de lluvia y por las características ácidas de esta se lo puede encontrar como N-NH₄⁺.

El análisis aproximado de los flujos de entrada de N-NO_3^- , N-NH_4^+ y N-NH_3 , indica que los aportes de entrada mediante BP fueron: $1,05 \text{ kg ha}^{-1}$ por año de N-NH_4^+ , $0,58 \text{ kg ha}^{-1}$ por año de N-NO_3^- , y $0,0003 \text{ kg ha}^{-1}$ por año de N-NH_3 ; a través de TF $14,49 \text{ kg ha}^{-1}$ por año de N-NO_3^- , $3,03 \text{ kg ha}^{-1}$ por año de N-NH_4^+ , y $0,006 \text{ kg ha}^{-1}$ por año de N-NH_3 ; y por de SF, $24,90 \text{ kg ha}^{-1}$ por año de N-NO_3^- ; $3,53 \text{ kg ha}^{-1}$ por año de N-NH_4^+ , y $0,010 \text{ kg ha}^{-1}$ por año de N-NH_3 . N-NO_3^- y N-NH_4^+ en el espejo de agua fueron de $8,16529 \times 10^{-06} \text{ kg ha}^{-1}$ y $1,62857 \times 10^{-06} \text{ kg ha}^{-1}$, respectivamente, lo cual representa una asimilación del 99% de los compuestos de nitrógeno en la zona ripariana. Esta elevada retención de NO_3^- y NH_4^+ a su paso por la zona ripariana del humedal, pone en consideración la necesidad de profundizar en el estudio de los procesos involucrados en la retención de nitrógeno en dichas zonas de humedal, debido a la capacidad de reducirla carga de nitrógeno en una cuenca procedentes de las actividades agrícolas y ganaderas que se desarrollan.

La cobertura vegetal contigua a los humedales como una extensión más del mismo, juega un importante papel por el efecto que puede llegar a tener el dosel arbóreo sobre la biogeoquímica de los nutrientes limitantes como el N en un humedal, por su papel como receptor, colector y aportante de nutrientes, como neutralizante de compuestos ácidos y como controlador de los flujos hidrológicos hacia las redes de drenaje que integran una cuenca mediante los procesos de precipitación, trascolación y escorrentía cortical. Esto se refleja en el los bajos valores de los flujos de los compuestos de N en el espejo de agua del humedal. Los resultados permitieron generar una focalización local y regional en cuanto al manejo de los humedales como ecosistemas interrelacionados y asociados a las cuencas, subcuencas y microcuencas, teniendo en cuenta que los procesos biogeoquímicos inherentes al funcionamiento de los humedales ejercen un papel preponderante en la calidad del agua que llega a los sistemas lóticos, de cuyas características va a depender la supervivencia de la biota acuática y la disponibilidad del recurso hídrico para los diversos usos de las comunidades humanas. El bosque como ecosistema terrestre y con funciones claras de interceptación, de regulación hidrológica y biogeoquímica de los nutrientes, y amortiguamiento de contaminantes que entran por precipitación seca y húmeda, se articula armónicamente con el humedal como ecosistema acuático y receptor de la carga hidrológica y de ciclado de nutrientes, para en conjunto generar un gran sistema ecológico, más biodiverso y con mayor capacidad de resiliencia.

Finalmente, tanto el bosque como el humedal presentan funciones buffer: el primero, porque dada la morfología del dosel del bosque y el tiempo de retención de lluvia, configuran el servicio ecosistémico de regulación hidrológica y biogeoquímica; y el segundo, por su habilidad para almacenar las aguas de inundación, para regular las interacciones entre el suelo con las aguas superficiales, y los depósitos de sedimentos (servicios hidrológicos), así como, la exportación y el almacenamiento de los compuestos químicos de origen natural y artificial que puedan tener implicaciones sobre

la calidad del ambiente Constituyéndose, como primer buffer, el bosque, y como segundo buffer el humedal (Turner, Georgiou, & Fisher, 2008)

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto de investigación se sustentó con el apoyo económico del Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (MADR) y la Universidad del Cauca, en el marco de los proyectos Monitoreo Ambiental para el Cambio Climático en Ecosistemas Altoandinos (MACACEA) I y II, con los contratos 143-2008P5611-3902, 143-2008P5611-3944. Los autores agradecen a la Universidad del Cauca su apoyo, y a los compañeros del Grupo de Estudios Ambientales por sus recomendaciones, sugerencias y soporte en el trabajo de campo y de laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- Artunduaga, D. (2007). *Caracterización ambiental de los humedales en una franja subandina del municipio de Popayán Cauca*. Unpublished Investigación, Universidad del Cauca, Popayán.
- Boxman, A. W. P., Roy C. J. H.; Roelofs, Jan G. M. (2008). Long term changes in atmospheric N and S throughfall deposition and effects on soil solution chemistry in a Scots pine forest in the Netherlands. [doi: 10.1016/j.envpol.2008.03.017]. *Environmental Pollution*, 156(3), 1252-1259.
- Bryant, M. L. B., Shirish; Jacobs, Jennifer M. (2005). Measurements and modeling of throughfall variability for five forest communities in the southeastern US. [doi: 10.1016/j.jhydrol.2005.02.012]. *Journal of Hydrology*, 312(1-4), 95-108.
- Byoung-Young, C. S.-T., Y.; Gyu-Il, Y.; Ki-Hyun, K.; Kyoung-Ho, K.; Yong-Kwon, K. (2008). Spatio-temporal variation of pH and ionic concentrations in precipitation: interaction between two contrasting stationary sources affecting air quality. *Geosciences Journal*, 12(3), 205-213.
- Clarke, N. Z., D.; Ulrich, E.; Mosello, R.; Derome, J.; Derome, K.; König, N.; Lövblad, G.; Draaijers, GPJ.; Hansen, K.; Thimonier, A.; Waldner. (2004). Part XIV. Sampling and Analysis of Deposition. In I. F. UNECE (Ed.), *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests* (pp. 66). Hamburg: UNECE, ICP Forests.
- Conrado Tóbon, J. S. a. J. M. V. (2004). Solute Flujo dees in Throughfall and Stemflow in Four Forest Ecosystems in Northwest Amazonia. *Biogeochemistry*, 70(1), 1-25.
- CRC. (2002). *Evaluación de la oferta y demanda del agua en la cuenca del río Palacé*.

- Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Greenberg, A. E., Franson, M. A. H., Association, A. P. H., Association, A. W. W., et al. (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association.
- Euliss, N. L., James; Fredrickson, Leigh; Mushet, David; Laubhan, Murray; Swanson, George; Winter, Thomas; Rosenberry, Donald; Nelson, Richard. (2004). The wetland continuum: A conceptual framework for interpreting biological studies. *Wetlands*, 24(2), 448-458.
- Guevara, M. (2008). *Conversiones de unidades en climatología y contaminación atmosférica*. Caracas: Facultad de Humanidades y Educación - UCV.
- Gutzler, C., Koehler, S., & Gerold, G. (2010). A comparison of throughfall rate and nutrient Flujo dees in rainforest and cacao plantation in Central Sulawesi, Indonesia. In T. Tschardtke, C. Leuschner, E. Veldkamp, H. Faust, E. Guhardja & A. Bidin (Eds.), *Tropical Rainforests and Agroforests under Global Change* (pp. 309-326): Springer Berlin Heidelberg.
- Harmens, H. N., D. A.; Cooper, D. M.; Mills, G.; Steinnes, E.; Kubin, E.; Thöni, L.; Aboal, J. R.; Alber, R.; Carballeira, A.; Coskun, M.; De Temmerman, L.; Frolova, M.; González-Miqueo, L.; Jeran, Z.; Leblond, S.; Liiv, S.; Mankovská, B.; Pesch, R.; Poikolainen, J.; Rühling, Å; Santamaria, J. M.; Simonè, P.; Schröder, W.; Suchara, I.; Yurukova, L.; Zechmeister, H. G. (2011). Nitrogen concentrations in mosses indicate the spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition in Europe. [doi: 10.1016/j.envpol.2011.04.041]. *Environmental Pollution, In Press, Corrected Proof*.
- Hendry, C. D., Berish, C. W., & Edgerton, E. S. (1984). Precipitation chemistry at Turrialba, Costa Rica. *Water Resour. Res.*, 20(11), 1677-1684.
- Henry, J. G. H., G.W. (1999). *Ingeniería ambiental*: Prentice Hall.
- Herwitz, S. R., & Slye, R. E. (1995). Three-dimensional modeling of canopy tree interception of wind-driven rainfall. [doi: 10.1016/0022-1694(94)02643-P]. *Journal of Hydrology*, 168(1-4), 205-226.
- Holdridge, L. R. (1987). *Ecología basada en zonas de vida*: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura.
- Jin, L. S., Min; Zeng, Limin; Zhao, Dawei; Tang, Dagang. (2006). Estimation of dry deposition Flujo dees of major inorganic species by canopy throughfall approach. *Chinese Science Bulletin*, 51(15), 1818-1823.
- Johnson, D. M., Lucy; Green, Samuel; Leith, Ian D.; Sheppard, Lucy J. (2010). Direct and indirect effects of ammonia, ammonium and nitrate on phosphatase activity and carbon Flujo dees from decomposing litter in peatland. [doi: 10.1016/j.envpol.2010.06.038]. *Environmental Pollution*, 158(10), 3157-3163.

- Keddy, P. A. (2010). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*: Cambridge University Press.
- Köhler, L. H., D.; Leuschner, C. (2006). Above-Ground Water and Nutrient Flujo dees in Three Successional Stages of Costa Rican Montane Oak Forest with Contrasting Epiphyte Abundance. In M. Kappelle (Ed.), *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests* (Vol. 185, pp. 271-282): Springer Berlin Heidelberg.
- Kumar, A. (2004). *A textbook of environmental science*. New Delhi: APH Pub. Corp.
- Likens, G. E. B., F.H.; Pierce, R.S.; Eaton, J.S.; Johnson, N.M. (1977). *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. New York Springer-Verlag.
- Lindo, Z. W., J. (2011). Old trees contribute bio-available nitrogen through canopy bryophytes. *Plant Soil*, 342, 141–148.
- Maltby, E. B., T. (2009). *The wetlands handbook*: Wiley-Blackwell.
- Manahan, S. E. (2001). *Fundamentals of environmental chemistry*: Lewis Publishers.
- Martin, C. W., Likens, G. E., & Buso, D. C. (2000). Comparison of Long-Term Precipitation Chemistry Measurements at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Water, Air, & Soil Pollution*, 120(3), 359-379.
- Mitchell, R. J. S., M. A.; Truscott, A. M.; Leith, I. D.; Cape, J. N.; Pitcairn, C. E. R.; Van Dijk, N. (2004). Growth and tissue nitrogen of epiphytic Atlantic bryophytes: effects of increased and decreased atmospheric N deposition. *Functional Ecology*, 18(3), 322-329.
- Mitsch, W. J. G., J.G. (2007). *Wetlands*: John Wiley & Sons.
- Moore, I. D. (1983). Throughfall pH: effect of precipitation : timing and amount. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 19(6), 961-965.
- Návar, J. G., J.; Gonzalez, H. (2009). Gross precipitation and throughfall chemistry in legume species planted in Northeastern México. *Plant and Soil*, 318(1), 15-26.
- Neary, D. G., Ice, G. G., & Jackson, C. R. (2009). Linkages between forest soils and water quality and quantity. [doi: 10.1016/j.foreco.2009.05.027]. *Forest Ecology and Management*, 258(10), 2269-2281.
- Ochoa-Hueso, R. A., Edith B.;Branquinho, Cristina; Cruz, Cristina; Dias, Teresa; Fenn, Mark E.; Manrique, Esteban; Pérez-Corona, M. Esther; Sheppard, Lucy J.; Stock, William D.;. (2011). Nitrogen deposition effects on Mediterranean-type ecosystems: An ecological assessment. [doi: 10.1016/j.envpol.2010.12.019]. *Environmental Pollution, In Press, Corrected Proof*.

- Otero, J. D., Figueroa, A., Muñoz, F. A., & Peña, M. R. (2011). Loss of soil and nutrients by surface runoff in two agro-ecosystems within an Andean paramo area. *Ecological Engineering*, 37(12), 2035-2043.
- Oyarzún, C. G., R.; De Schrijver, A. S.; Jeroen L. N. (2005). Water chemistry and nutrient budgets in an undisturbed evergreen rainforest of southern Chile. *Biogeochemistry*, 71(1), 107-123.
- Paoletti, E., Schaub, M., Matyssek, R., Wieser, G., Augustaitis, A., Bastrup-Birk, A. M., et al. (2010). Advances of air pollution science: From forest decline to multiple-stress effects on forest ecosystem services. [doi: 10.1016/j.envpol.2009.11.023]. *Environmental Pollution*, 158(6), 1986-1989.
- Pearson, J. S., G. R. (1993). Tansley Review No. 56. The Deposition of Atmospheric Ammonia and Its Effects on Plants. *New Phytologist*, 125(2), 283-305.
- Pryor, S. C. B., R. J. (2005). Liquid and Chemical Fluxes in Precipitation, Throughfall and Stemflow: Observations from a Deciduous Forest and a Red Pine Plantation in the Midwestern U.S.A. *Water, Air, & Soil Pollution*, 163(1), 203-227.
- Raat, K. J. G. P. J., Draaijers; M.G., Schaap; A., Tietema; J.M., Verstraten. (2002). Spatial variability of throughfall water and chemistry and forest floor water content in a Douglas fir forest stand. *Hydrology and earth system science*, 6(3), 363-374.
- Rengel, Z. (2003). *Handbook of Soil Acidity*: Marcel Dekker.
- Scheer, M. (2011). Mineral nutrient Fluxes in rainfall and throughfall in a lowland Atlantic rainforest in southern Brazil. *Journal of Forest Research*, 16(1), 76-81.
- Silva, I. O., Takenobu. (1996). Throughfall, stemflow and interception loss in a mixed white oak forest (<i>Quercus serrata</i> Thunb.). *Journal of Forest Research*, 1(3), 123-129.
- Staelens, J. G., R.; Oyarzún, C.; Thibo, K.; Verheyen, Kris. (2005). Nitrogen Fluxes in throughfall and litterfall in two nothofagus forests in southern Chile. *Gayana Botánica*, 62, 63-71.
- Steinbuck, E. (2002). *The influence of tree morphology on stemflow in a redwood region second-growth forest.*, California State University, Chico.
- Sumari, S. M., F.; Kantasamy, N.; Izza, N.; Urban, S.; Rosmini, S. (2009). Compositions of rainwater and aerosols at global atmospheric watch in Danum Valley, Sabah. *The Malaysian Journal of Analytical Sciences*, 13(1), 107 - 119.
- Sutton, M. A. E., Jan Willem; Dentener, Frank; Möller, Detlev. (2008). Ammonia in the environment: From ancient times to the present. [doi: 10.1016/j.envpol.2008.03.013]. *Environmental Pollution*, 156(3), 583-604.

- Talkner, U. K., Inga; Hölscher, Dirk; Beese, Friedrich. (2010). Deposition and canopy exchange processes in central-German beech forests differing in tree species diversity. *Plant and Soil*, 336(1), 405-420.
- Turner, R. K., Georgiou, S. G., & Fisher, B. (2008). *Valuing ecosystem services: the case of multi-functional wetlands*: Earthscan.
- Valverde, A. (1999). Aproximación a la determinación del flujo y balance de nutrientes y su posible relación con la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en la microcuenca Arrayanes, Municipio de Popayán. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 12-18.
- Velthorst, E. V. B., N. (1989). Changes in the composition of rainwater upon passage through the canopies of trees and of ground vegetation in a Dutch oak-birch forest. *Plant and Soil*, 119(1), 81-85.
- Veneklaas, E. J. (1990). Nutrient Flujo dees in Bulk Precipitation and Throughfall in Two Montane Tropical Rain Forests, Colombia. *Journal of Ecology*, 78(4), 974-992.
- Veneklaas, E. J. V. E., R. (1990). Rainfall interception in two tropical montane rain forests, Colombia. *Hydrological Processes*, 4(4), 311-326.
- Vivas, D. T. E. M. (1999). *Informe General Del Estado Actual De Los Recursos Naturales Y Del Medio Ambiente en el Municipio De Popayán*.
- Žaltauskaitė, J. J., R. . (2009). Throughfall chemistry and canopy interactions in urban and suburban coniferous stands. *Environmental Research, Engineering and Management* 4, 6 - 12.
- Zimmermann, A. W., W.; Elsenbeer, H. (2007). Spatial and temporal patterns of throughfall quantity and quality in a tropical montane forest in Ecuador. [doi: 10.1016/j.jhydrol.2007.06.012]. *Journal of Hydrology*, 343(1-2), 80-96.