

Flujos hidroquímicos en un bosque de *Nothofagus pumilio* en el Parque Nacional Puyehue, sur de Chile

Hydrochemical fluxes in a *Nothofagus pumilio* forest in Puyehue National Park, southern Chile

ROBERTO GODOY¹, CARLOS OYARZUN² y JACQUELINE BAHAMONDES¹

¹ Instituto de Botánica, ² Instituto de Geociencias, Universidad Austral de Chile, Casilla 567, Valdivia, Chile, e-mail: ¹ rgodoy@uach.cl, ² coyarzun@uach.cl

RESUMEN

Se estudiaron los flujos de agua y de nutrientes en una pequeña cuenca experimental con bosque de *Nothofagus pumilio*, localizado en el Parque Nacional Puyehue (41°S, 72°O, 1120 m s.n.m.), durante un período de 18 meses (julio 1997-diciembre 1998). Se realizaron mediciones de la precipitación, precipitación directa, escurrimiento fustal, precipitación efectiva, infiltración del suelo y escorrentía superficial. En forma simultánea, se colectaron mensualmente muestras de agua en diferentes compartimentos del bosque, para determinar las concentraciones y flujos de N-NO₃, N-NH₄, P-total, K⁺, Na⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺. Durante 1997, las precipitaciones fueron 5332 mm, de las cuales el 78% fue lluvia y el 22% nieve. La precipitación directa fue de 4701 mm y el escurrimiento fustal 481 mm, mientras que la escorrentía superficial correspondió a 4234 mm. El pH de la lluvia y del agua en los distintos compartimentos del bosque fue de 5,7, incrementando su valor en el agua de infiltración del suelo (pH = 5,9) y escorrentía superficial (pH = 7,0). El agua dentro del bosque fue enriquecida en cationes, especialmente la escorrentía superficial donde las concentraciones de K⁺, Na⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺ fueron mayores que en las precipitaciones. La concentración de N-NO₃ fue mayor dentro del bosque, con respecto a la lluvia, pero luego decreció en la escorrentía superficial. La concentración de N-NH₄ fue menor en todos los niveles del bosque. En cambio, la concentración de P-total fue mayor en todos los compartimentos del bosque, con respecto a las precipitaciones. El ingreso de nitrógeno inorgánico vía precipitación fue de 3,3 kg ha⁻¹ año⁻¹ (N-NO₃ = 1,3 y N-NH₄ = 2,0 kg ha⁻¹ año⁻¹), mientras que el egreso vía escorrentía fue de 0,66 kg ha⁻¹ año⁻¹ (N-NO₃ = 0,35 y N-NH₄ = 0,31 kg ha⁻¹ año⁻¹), por lo que los porcentajes de retención de nitrato y amonio fueron de 72% y 85%, respectivamente.

Palabras clave: balance hídrico, química del agua, bosque templado, *Nothofagus pumilio*.

ABSTRACT

Water and nutrient fluxes in a *Nothofagus pumilio* forest, located in the Puyehue National Park (41°S, 72°W, 1120 m a.m.s.l.), during a 18-month period (July 1997-December 1998) were studied. Measurements of precipitation, throughfall, stemflow, effective precipitation, soil water infiltration and runoff were carried out in an experimental microcatchment. Simultaneously, monthly water samples were collected to determine the concentrations and fluxes of NO₃-N, NH₄-N, total-P, K⁺, Na⁺, Ca²⁺ and Mg²⁺. During 1997, precipitation was 5332 mm (78% as rain and 22% as snow). Throughfall was 4701 mm, stemflow 481 mm and runoff 4234 mm. The average pH of precipitation, throughfall, stemflow and effective precipitation was 5.7, increasing their value in soil water infiltration (pH = 5.9) and runoff (pH = 7.0). The water in the forest was rich in cations, specially the runoff where K⁺, Na⁺, Ca²⁺ and Mg²⁺ concentrations were higher than those in the precipitation. NO₃-N concentrations were higher in the forest, but lower in the runoff. However, NH₄-N concentrations were lower in all levels of the forest in relation to precipitation. The total-P concentrations were higher in all levels of the forest, compared to precipitation. The input of inorganic nitrogen via precipitation was 3.3 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (NO₃-N = 1.3 and NH₄-N = 2.0 kg ha⁻¹ yr⁻¹), and the output via runoff was 0.66 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (NO₃-N = 0.35 and NH₄-N = 0.31 kg ha⁻¹ yr⁻¹), therefore the nitrate and ammonium retention efficiency were 72% and 85%, respectively.

Key words: water balance, water chemistry, temperate rainforest, *Nothofagus pumilio*.

INTRODUCCION

El dosel de los bosques modifica fuertemente la composición de los constituyentes químicos de las precipitaciones, resultando en una transferencia adicional de iones o elementos hacia el suelo (Sollins et al. 1980, Parker 1983, Lovett & Lindberg 1984, Miller et al. 1987, Lindberg & Owens 1993). La química de la precipitación directa y el escurrimiento fustal, es modificada principalmente a través de los procesos de lavado de los elementos depositados durante el período previo sin precipitaciones, lavado de nutrientes de la planta y absorción de iones provenientes de la lluvia (Parker 1983, Potter et al. 1991). La composición química del agua que fluye a través de los distintos horizontes del suelo, también es alterada (Laskowski et al. 1995), por lo que los constituyentes iónicos del agua de la escorrentía superficial, pueden ser totalmente distintos a los de la lluvia (Sollins et al. 1980, Likens & Bormann 1995).

Los ciclos biogeoquímicos en regiones templadas han sido alterados por las actividades humanas, tales como las prácticas agrícolas y forestales (Coleman 1989, Marston 1989) y por la contaminación atmosférica (Van Breemen et al. 1989, Tietama & Verstraten 1991, Niklinska et al. 1995). En ecosistemas boscosos no alterados, se ha postulado que los ingresos de nutrientes igualarían a los egresos (Vitousek & Reiners 1975). Dise & Wright (1995), basándose en datos de 65 estudios experimentales en microcuencas de Europa, han informado que con una depositación atmosférica de nitrógeno inferior a $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, no ocurriría una lixiviación importante desde los bosques hacia los cursos de agua. Para bosques templados de USA, los estudios realizados (Stoddard 1994) han sugerido un nivel de $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de depositación atmosférica.

Recientemente, Van Miegroet et al. (1992) han examinado los mecanismos de retención de NO_3^- en ecosistemas forestales y han indicado que el grado de retención dependería de las fuentes relativas de nitrógeno y de la capacidad de acumulación, que está determinada por las característi-

cas del ecosistema (edad, suelo y contenido de materia orgánica) y las influencias antrópicas (prácticas de manejo y contaminación). La retención de nitrógeno debería ser máxima o cerca del máximo en los ecosistemas boscosos con suelos recientemente desarrollados sobre depósitos de cenizas volcánicas o glaciaciones. Por otro lado, ecosistemas que han acumulado grandes cantidades de C y N, debido a la edad, alteración del sitio y/o fijación biológica de nitrógeno, usualmente presentan grandes pérdidas de nitrato por lixiviación (Edmonds et al. 1995).

Estudios sobre los constituyentes químicos de las precipitaciones, realizados en el sur de Chile, han señalado que reflejarían una de las aproximaciones más cercanas a condiciones pre-industriales del mundo (Likens et al. 1987, Galloway et al. 1996). Estudios más recientes (Hedin et al. 1995, Oyarzún et al. 1998), han cuantificado en bosques de la Cordillera de la Costa del sur de Chile (40° - 42° S) una depositación atmosférica inferior a $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de N-inorgánico ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$), menores a los valores encontrados en zonas con escasa contaminación del norte de Europa (Torseth & Semb 1997) y cercanas al Océano Pacífico en Norteamérica (Blew & Edmonds 1995). Antecedentes sobre depositación atmosférica en la Cordillera de los Andes del centro-sur de Chile no están disponibles en la literatura. Particularmente, los estudios ecosistémicos en bosques de *Nothofagus* de Sudamérica indican una escasez de antecedentes relacionados con ciclos de nutrientes existiendo solo información de carácter parcial para algunos bosques (Veblen et al. 1996). Sin embargo, se puede presumir que los bosques situados a barlovento de la cordillera andina recibirían mayores aportes de nitrógeno, debido a que las masas de aire que provienen del litoral tienen que atravesar la Depresión Intermedia, donde recogen aportes de las actividades agrícolas y centros urbanos. Otros aportes importantes pueden constituir el impacto de las nubes y de las neblinas sobre los bosques situados a gran altura, que se manifestarán en mayores concentraciones de elementos en la precipitación directa y escurrimiento fustal. Reciente-

mente, Weathers & Likens (1997) han documentado altas concentraciones de NO_3^- y NH_4^+ en las nubes que impactan sobre los ecosistemas boscosos situados en áreas remotas del sur de Chile (51-53°S), cuyos valores son muy superiores a las concentraciones encontradas en el agua de lluvia de esa región austral.

El bosque nativo del sur de Chile, es considerado como un ecosistema terrestre de gran complejidad estructural, funcional y de diversidad biológica (Armesto et al. 1996). Los diversos niveles de estratificación e interrelación del componente biótico en el bosque, particularmente por sus roles ecológicos, tanto sobre como bajo el suelo, regulan el ingreso, circulación y exportación de los nutrientes, otorgando bajo condiciones naturales de estabilidad al ecosistema (Arroyo et al. 1995). En Chile, los bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga) son los que poseen la mayor distribución geográfica latitudinal (Hildebrandt-Vogel et al. 1990), con una gran variabilidad en su estructura y composición. Mayoritariamente, se encuentran situados en la Cordillera de los Andes en el límite altitudinal de la vegetación, sobre un sustrato geológico compuesto de rocas volcánicas, el cual en su mayor parte se encuentra cubierto por material de cenizas de origen reciente.

En este estudio, postulamos que existe un enriquecimiento de nutrientes en forma proporcional a medida que circula el agua en los distintos niveles del bosque, y cuyos montos exportados mediante la escorrentía superficial son significativamente menores a los flujos que ingresan vía precipitaciones, especialmente para nitrógeno inorgánico. Además, debido a la extensión del período vegetativo y a la permanencia de la nieve, la exportación de nutrientes desde estos bosques debería tener un fuerte carácter estacional, con un período de liberación en otoño-invierno debido a las altas precipitaciones y un período de retención en primavera-verano, debido al consumo como consecuencia de la actividad biológica del bosque. El objetivo de este estudio fue determinar las concentraciones de nitrógeno, fósforo y principales cationes (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}) en los flujos de agua de los distintos compartimentos de un bos-

que de *Nothofagus pumilio*, Parque Nacional Puyehue, para establecer los balances entrada-salida de estos elementos, utilizando una aproximación experimental de microcuencas.

MATERIAL Y METODOS

Area de estudio

El bosque en estudio se encuentra ubicado en el Valle de Antillanca, Parque Nacional Puyehue (40° 47' S, 72° 12' O, 1120 m s.n.m.) (Fig. 1). En este lugar, se delimitó una microcuenca de 6 ha, donde la vegetación arbórea dominante es *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser. La vegetación del sotobosque está constituida principalmente por *Drymis andina* (Reiche) R.A. Rodr. et Quez. y *Maytenus disticha* (Hook) Urban. También se encuentran *Berberis buxifolia* Lam., *Berberis serrato* Lechler, *Pernettya myrtilloides* (Mirb) Blume, *Pernettya pumila* (L.f.) Hook, *Valeriana lapathifolia* Vahl y *Viola reichei* Skotts. El bosque tiene una cobertura de copas de 95%, altura promedio de 15 m y una edad aproximada de 120 años.

El área de estudio tiene un clima templado lluvioso de montaña con una precipitación promedio anual superior a 5000 mm. El valle se encuentra cubierto con nieve aproximadamente desde junio hasta noviembre. Durante el período de estudio, la temperatura promedio anual fue de 2,4° C, con una temperatura máxima de 15,7° C en febrero y una temperatura mínima de -1,8° C en septiembre de 1998. En el nivel superficial del suelo, la temperatura máxima fue de 17,2° C durante febrero y la mínima fue de 0,5° C durante julio. Durante otoño e invierno predominan los vientos del norte, noroeste y oeste debido a la influencia de los frentes polares, y durante el verano predominan los vientos procedentes del oeste y suroeste, ocasionalmente con la presencia de vientos cálidos y secos procedentes del este. La nubosidad es alta, permaneciendo cubierto aproximadamente 300 días al año.

Toda esta región estuvo sometida a la acción de los glaciares durante el Pleis-

toceno y, en particular, el valle de Antillanca. El volcanismo durante el presente siglo ha depositado pequeñas cantidades de cenizas en el valle (Wright & Mella 1963), y es probable que durante los últimos siglos la depositación de cenizas haya sido suficientemente significativa para afectar la estructura forestal en el valle (Casertano 1963). El material formador del suelo es primariamente toba y escoria andesítica y basáltica y, secundariamente, ceniza arenosa o de menor tamaño (Peralta 1975).

El perfil del suelo del sitio de estudio presenta un horizonte O_L de 1,5 cm de hojarasca y un O_2 de 3,5 cm de color café oscuro a negro, ambos con una densa biomasa de raíces finas. Un A_2 de 17 cm de color gris claro con presencia de raíces finas y gruesas, un B_2 de 38 cm de color marrón oscuro con raíces finas y una granulometría de arena fina, limo y arcilla y un horizonte C por debajo de los 60 cm de color negro, con escasa presencia de raíces y formado por arena gruesa y grava. Las características químicas del horizonte A

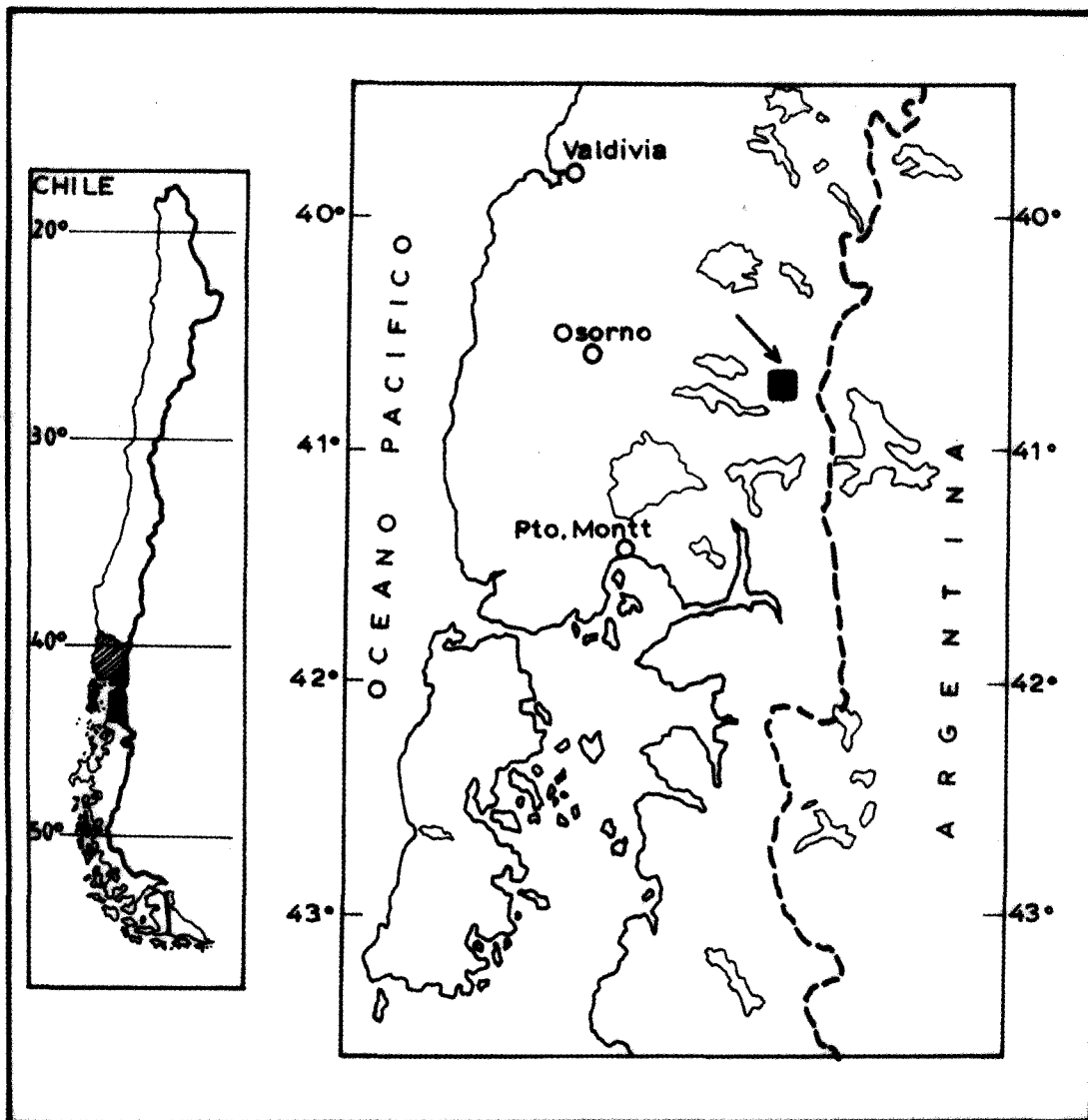


Fig. 1. Localización del sitio de estudio (Parque Nacional Puyehue).

Location of the study area (Puyehue National Park).

son: pH 5,8, C-total 4,6%, N-total 0,22%, C/N 21, P-disponible 3 ppm, Na⁺ 20 ppm, K⁺ 71 ppm, Ca²⁺ 158 ppm y Mg²⁺ 34 ppm. El horizonte B₂ tiene un pH de 5,9, C-total 0,9%, N-total 0,04%, C/N 25, P-disponible 1,6 ppm, Na⁺ 46 ppm, K⁺ 25 ppm, Ca²⁺ 47 ppm y Mg²⁺ 1 ppm. El horizonte C tiene pH 6,0, C-total 0,2%, N-total 0,01%, C/N 29, P-disponible 4,8 ppm, Na⁺ 61 ppm, K⁺ 0,9 ppm, Ca²⁺ 35 ppm y Mg²⁺ 1 ppm.

Mediciones experimentales

Precipitación: la precipitación incidente fue recolectada en un claro adyacente al bosque, con 3 colectores de plástico instalados a 1,5 m de altura del suelo. Los colectores tienen un área de 200 cm², provistos con un filtro de malla plástica para prevenir la contaminación con insectos u hojas. Además, fueron provistos con un anillo para evitar los depósitos de fecas de aves. La cantidad de lluvia fue registrada continuamente y medida cada 2-3 días y las muestras de agua para el análisis químico fueron colectadas una vez al mes. La nieve fue determinada mediante una regla instalada adyacente a los colectores, tomando muestras mensuales para estimar su cantidad de agua.

Precipitación directa: dentro de la microcuenca se delimitó una parcela de 20x20 m, donde se instalaron 12 pluviómetros de plástico semejantes a los de la precipitación incidente en tres transectos a intervalos de 5 m. Los intervalos de medición y muestreo fueron iguales que para los de la precipitación.

Escorrentía fustal: fue recolectado con collares plásticos de 2,5 cm de diámetro ajustados en espiral alrededor de 12 árboles, los cuales desembocaron en contenedores de plástico de 50-100 L. Las mediciones se realizaron en forma paralela con la precipitación y precipitación directa.

Precipitación efectiva e infiltración del suelo: la precipitación efectiva, definida como el agua que ingresa al suelo mineral, fue colectada usando 12 pequeños lisímetros (200 cm²) con una capa hojarasca de 1,5 cm, depositados en el piso del bosque. El agua de infiltración fue colectada con 12

lisímetros similares, pero conservando un volúmen de suelo intacto de 10 cm de espesor.

Escorrentía: el agua de escorrentía se midió a la salida de la microcuenca en un vertedero en V, dotado con un registrador continuo de nivel de agua.

Análisis químico de las muestras de agua

Para el análisis químico del agua, se recolectaron muestras compuestas con el propósito de obtener muestras representativas para cada uno de los compartimentos del bosque. Para obtener una muestra compuesta se mezclaron entre 4-5 colectores de cada compartimento del bosque, lográndose finalmente una muestra para cada nivel. Los colectores fueron lavados periódicamente con HCl 50%, exhaustivamente lavados con agua destilada y cuidadosamente limpiados con agua deionizada antes de cada muestreo, quedando expuestos por un máximo de 3 días antes de la recolección. Las muestras fueron recolectadas en botellas plásticas de 1000 ml. Luego, se transportaron al laboratorio donde se filtraron con filtros de 0,4 µm, y se conservaron a 4° C hasta que fueron analizadas, dentro del plazo máximo de un mes. Ranalli et al. (1997) han demostrado que las concentraciones de cationes, amonio, nitrato y sulfato no presentan cambios significativos cuando las muestras de agua son almacenadas a 4°C y luego analizadas dentro de un período de 24 días, y aún de 8 meses. Para la recolección y preservación de las muestras se siguieron los procedimientos establecidos por Kleemola & Söderman (1993).

Para la determinación de NO₃⁻ se utilizó el método espectrofotométrico de salicilato de sodio y sal de Seignette y para el NH₄⁺ se determinó con el método del indofenol azul e hipoclorito de sodio (método de Solorzano). P-total se cuantificó mediante el método de tartrato antimónico después de una digestión con ácido sulfúrico y perhidrol al 30%. Los cationes K⁺, Na⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺ se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica. Los valores de pH y conductividad eléctrica se de-

terminaron mediante electrodos de vidrio (APHA-AWWA-WEF 1995).

Análisis estadístico

Para establecer diferencias significativas en las concentraciones promedio de los elementos entre la precipitación, precipitación directa, escurrimiento fustal, precipitación efectiva, agua de infiltración del suelo y escorrentía se utilizó un Análisis de Varianza de una vía y la prueba LSD de comparaciones múltiples (Sokal & Rohlf 1981). Las diferencias entre las medias se determinaron a un nivel $P=0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSION

Redistribución de las precipitaciones

Durante el período julio 1997-junio 1998, las precipitaciones fueron de 5332 mm, de las cuales 4160 mm correspondieron a lluvia y 1172 mm a nieve (Tabla 1). La precipitación directa y el escurrimiento fustal fueron de 4701 mm y 481 mm, respectivamente, por lo que la precipitación neta correspondió a 5182 mm. El escurrimiento fustal para este bosque de *Nothofagus pumilio* representa un valor relativamente alto (9,0%), comparado con otros bosques nativos del sur de Chile. En un bosque siempreverde de la zona de Valdivia (40° S) se han indicado valores de 1,4% (Huber

& Oyarzún 1992), con respecto a la precipitación incidente, y en un bosque de *Fitzroya cupressoides* de la Cordillera de la Costa (40° S) un 2,0% (Oyarzún et al. 1998). Esto se puede atribuir a que los árboles de *N. pumilio* presentan una mayor convergencia de sus ramas al tronco principal y a que poseen una corteza relativamente lisa y delgada, lo que hace que los troncos tengan una baja capacidad de retención de agua.

La precipitación neta de la lluvia presenta un valor superior a la precipitación incidente, por lo que la intercepción del agua líquida está estimada como un valor negativo (Tabla 1). Esta situación se produjo durante el período septiembre-marzo, lo que hace presumir que cuando los árboles de *N. pumilio* tenían su cobertura de copas completa, atraparon una cantidad significativa de agua proveniente del impacto de nubes y neblinas, haciendo que la precipitación en el interior del bosque fuera mayor que la del exterior. En el caso de la nieve, la intercepción fue de 306 mm (5,7% con respecto a la precipitación total).

La precipitación efectiva y la infiltración del suelo fueron de 4149 mm y 3936 mm, lo que representa el 77,8% y 73,8% de la precipitación total, respectivamente. La escorrentía superficial fue de 4234 mm, lo que significa que el coeficiente de escorrentía (escorrentía/precipitación) de la microcuenca es de 0,79. Sin embargo, este valor de escorrentía hay que considerarlo como una aproximación, ya que en

TABLA I

Redistribución de las precipitaciones en una microcuenca con bosque de *Nothofagus pumilio*, Parque Nacional Puyehue (valores en mm, julio 1997-junio 1998)

Rainfall redistribution in a microcatchment with *Nothofagus pumilio* forest, Puyehue National Park (values in mm, July 1997-June 1998)

Componentes	Lluvia	Nieve	Total
Precipitación	4160	1172	5332
Precipitación directa	3835	866	4701
Escurrimiento fustal	481	0	481
Precipitación neta	4315	866	5182
Intercepción	-156	306	150
Precipitación efectiva	2585	1554	4149
Infiltración del suelo	2382	1554	3936
Escorrentía	4234	0	4234

TABLA 2

Concentraciones promedio de nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$) en un bosque de *Nothofagus pumilio*, Parque Nacional Puyehue (muestras de agua para el período julio 1997-diciembre 1998). Las desviaciones estandar se muestran entre paréntesis

Average nutrient concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in a *Nothofagus pumilio* forest, Puyehue National Park (monthly water samples for the period July 1997-December 1998). Standard deviations are shown in parentheses

	pH	Cond.	N-NO ₃	N-NH ₄	P-tot	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Precipitación	5,7 (0,4)	13,3 (10,1)	26,2 (33,8)	45,4 (54,6)	26,0 (26,4)	699 (478)	394 (330)	363 (393)	204 (255)
Precipitación directa	5,7 (0,3)	13,3 (8,3)	43,5 (37,1)	13,6 (12,0)	58,8 (67,9)	793 (495)	650 (820)	506 (446)	300 (313)
Escurrimiento fustal	5,7 (0,2)	15,5 (6,2)	86,9 (65,5)	11,5 (9,5)	65,7 (36,4)	1030 (972)	971 (733)	742 (527)	344 (269)
Precipitación efectiva	5,7 (0,5)	17,9 (8,5)	126,9 (83,7)	7,8 (4,2)	109,7 (44,7)	844 (530)	661 (413)	1324 (912)	537 (322)
Infiltración suelo	5,9 (0,4)	13,8 (5,7)	51,5 (30,0)	19,5 (27,8)	49,4 (43,4)	779 (455)	839 (454)	602 (413)	384 (207)
Escurrentía	7,0 (0,2)	23,3 (4,0)	6,5 (5,6)	6,3 (5,0)	67,3 (39,3)	1572 (633)	829 (470)	1455 (543)	642 (184)

suelos volcánicos de la precordillera andina las cuencas hidrográficas están fuertemente interconectadas y, por lo tanto, podrían existir transferencias de agua subterránea hacia y desde cuencas adyacentes. Se han determinado coeficientes de escurrentía mayores que 1 para microcuencas en la zona del lago Rupanco (41° S) (Oyarzún et al. 1997), lo que refleja esta situación.

Componentes químicos de la precipitación

El pH de las precipitaciones fue levemente ácido (promedio = 5,7, rango = 5,3-6,8, n = 18), similar al pH del agua pura en equilibrio con la presión parcial del CO₂. Este valor es ligeramente mayor al indicado para la Cordillera de la Costa de pH = 5,4 (Oyarzún et al. 1998) y para otros sitios relativamente cercanos al Océano Pacífico de Norteamérica (Edmonds et al. 1991, Blew & Edmonds 1995), pero menos ácido que el de la lluvia procedente de regiones con fuerte influencia antrópica, donde el

pH es habitualmente <5. También se ha postulado que una reducción en el pH de la lluvia se puede atribuir a la emisión de ácidos orgánicos por la vegetación circundante (Lesack & Melack 1991). La conductividad promedio del agua de lluvia fue baja (promedio = 13,3 μS , rango = 3,2-35,0), reflejando la baja concentración de iones en la precipitación (Tabla 2).

Las concentraciones de N-NO₃ en la precipitación (promedio = 26,2, rango = 4,0-154,1 $\mu\text{g L}^{-1}$) fueron menores que las del N-NH₄ (promedio = 45,4, rango = 0,5-234,6 $\mu\text{g L}^{-1}$) (Tabla 2). Las mayores concentraciones de amonio en las precipitaciones se pueden atribuir a la influencia del uso de fertilizantes en las actividades agrícolas de la Depresión Intermedia, las cuales se volatilizan y se incorporan a las masas de aire que provienen del litoral, y luego impactan en los bosques de barlovento de la Precordillera Andina debido a los vientos predominantes del oeste. Otra fuente de amonio de gran importancia son las emisiones desde la volatilización de desechos

de ganadería en descomposición. En partes de Europa y muchas regiones de Asia, la depositación de N-amoniaco excede considerablemente los montos de nitrato (Galloway 1995). Mediciones preliminares de depositación húmeda durante el otoño en un perfil altitudinal Osorno-Antillanca, realizadas por los autores, dan cuenta de un gradiente de concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- que disminuye gradualmente con la altura, lo que estaría indicando que las emisiones se originan en la Depresión Intermedia y posteriormente son transportadas hacia la Cordillera Andina. Las concentraciones de nitrógeno inorgánico fueron similares a las indicadas para zonas situadas en la región occidental del lago Rupanco (Campos 1995).

El sodio con una concentración promedio de $699 \mu\text{g L}^{-1}$ (rango = $100\text{-}1570 \mu\text{g L}^{-1}$) fue el cation de mayor magnitud en las precipitaciones, seguido por el K^+ (promedio = 394 , rango = $10\text{-}1090 \mu\text{g L}^{-1}$), Ca^{2+} (promedio = 363 , rango = $10\text{-}1560 \mu\text{g L}^{-1}$) y Mg^{2+} (promedio = 204 , rango = $0\text{-}960 \mu\text{g L}^{-1}$). Las mayores concentraciones de Na^+ reflejan la influencia marina, que es de menor magnitud que en los bosques de la Cordillera de la Costa, donde se han medido concentraciones de $1444 \mu\text{g L}^{-1}$ (Oyarzún et al. 1998) y $2800 \mu\text{g L}^{-1}$ (Hedin & Hetherington 1996). Los datos del bosque de lenga de Antillanca, representan un ingreso de elementos vía depositación húmeda, debido a que los colectores generalmente estuvieron expuestos por un máximo de 3 días antes de la recolección.

Componentes químicos de la precipitación directa y escurrimiento fustal

El pH de la precipitación directa y escurrimiento fustal no presentó modificaciones con respecto a las precipitaciones, manteniendo un valor promedio anual de 5,7 (Tabla 2). Este comportamiento del pH difiere notablemente con los valores registrados en un bosque de *F. cupressoides* de la Cordillera de la Costa, donde el agua fustal tiene un pH = 4,1, comportamiento propio de la corteza de las coníferas y atribuido al aumento de sustancias orgáni-

cas mayoritariamente ácidas (Miller et al. 1987).

Las concentraciones de nitrato en la precipitación directa ($\text{N-NO}_3 = 43,5 \mu\text{g L}^{-1}$, rango = $4,0\text{-}136,4$) no fueron significativamente distintas con los de la precipitación ($P = 0,286$), lo que difiere con los bosques de *F. cupressoides* de la Cordillera de la Costa donde se encontraron diferencias significativas (Oyarzún et al. 1998). En bosques de coníferas de Norteamérica, cercanos al Océano Pacífico, no se ha detectado un enriquecimiento de nitrógeno inorgánico en la precipitación directa (Edmonds et al. 1991). En bosques caducifolios de España se ha documentado un enriquecimiento significativo de nitrato y amonio en la precipitación directa después de la interacción con el dosel (Amezaga et al. 1997), lo cual ha sido atribuido a la depositación seca proveniente de sitios agrícolas. Las concentraciones de amonio ($\text{N-NH}_4^+ = 13,6 \mu\text{g L}^{-1}$, rango = $0,0\text{-}49,6$) fueron significativamente menores que en la precipitación ($P = 0,001$), lo que estaría indicando una eventual retención a nivel de las copas y fustes de los árboles. Generalmente se ha documentado que el NH_4^+ y el NO_3^- son retenidos por las copas, resultando en una precipitación directa y escurrimiento fustal neto negativo (Parker 1983), sin embargo en este estudio, el aumento del nitrato en la precipitación directa y escurrimiento fustal sugiere que está ocurriendo fijación de nitrógeno en el dosel del bosque.

Los líquenes epífitos enriquecen fuertemente la depositación atmosférica de nitrógeno, no solamente enriqueciendo la precipitación directa sino también incorporando una gran proporción de nutrientes para el crecimiento de nuevos líquenes (Knops et al. 1996). En bosques de *Quercus douglasii* del Hemisferio Norte, se han indicado incrementos cercanos a un 600% en la depositación de N por la presencia de líquenes epífitos, con respecto a la depositación húmeda. En el bosque de lenga de Antillanca, existe una gran riqueza en especies de líquenes cianobacteriales (gen: *Peltigera*, *Pseudocyphellaria* y *Sticta*) los cuales contribuirían al enriquecimiento de carbono y nitrógeno, particularmente en bosques con suelos pobres en nutrientes

(Galloway 1996). Los aportes de líquenes vía fijación biológica de nitrógeno, la contribución en biomasa y su rápida velocidad de descomposición, son aspectos de gran importancia en la economía del nitrógeno para los bosques del área (Guzmán et al. 1990).

Las concentraciones de fósforo presentaron una tendencia a aumentar en la precipitación directa (promedio = $58,8 \mu\text{g L}^{-1}$, rango = 4,4-295,9) y escurrimiento fustal (promedio = $65,7 \mu\text{g L}^{-1}$, rango = 5,4-144,7), pero no tuvieron diferencias significativas con la precipitación. También, se ha documentado un enriquecimiento en la deposición de P vía precipitación directa, atribuida a la presencia de líquenes epífitos (Knops et al. 1996) y ocurrencia de fecas de aves en las ramas de los árboles (López-Hernández 1989).

Existe una tendencia a que las concentraciones de todos los cationes sean mayores en la precipitación directa y en el escurrimiento fustal, pero sin presentar diferencias significativas con la precipitación, excepto las concentraciones de K^+ en el escurrimiento fustal ($P = 0,003$). Los cationes dominantes en la precipitación directa fueron $\text{Na}^+ = 793 \mu\text{g L}^{-1}$ (rango = 100-1910), $\text{K}^+ = 650 \mu\text{g L}^{-1}$ (rango = 10-3320), $\text{Ca}^{2+} = 506 \mu\text{g L}^{-1}$ (rango = 10-1640) y $\text{Mg}^{2+} = 300 \mu\text{g L}^{-1}$ (rango = 10-1090). Los procesos de lixiviación y lavado de partículas depositadas en las copas de los árboles son los mecanismos que contribuyen al enriquecimiento de cationes en la precipitación directa y escurrimiento fustal (Parker 1983, Edmonds et al. 1995). También Cronan & Reiners (1983) han sugerido que el enriquecimiento de cationes en las soluciones que fluyen a través de las copas de los árboles provienen principalmente de la recirculación de las plantas, mientras que la mayoría de los aniones inorgánicos son de fuentes atmosféricas. El factor de enriquecimiento de los cationes en la precipitación directa fue especialmente evidente durante los períodos de crecimiento vegetativo, cuando los árboles de *N. pumilio* presentan el follaje completo, es decir, durante los períodos enero-abril de 1997 y octubre-enero de 1998 (Fig. 2a). En cambio, el factor de enriquecimiento del

escurrimiento fustal muestra sólo una leve tendencia estacional, ya que se visualizan máximos de enriquecimiento en otras épocas del año (Fig. 2b). Esto se puede atribuir al hecho de que las ramas y troncos pueden atrapar cationes provenientes del impacto de las nubes y neblinas en cualquier período del año.

En general, las concentraciones de los distintos elementos, excepto el amonio, fueron mayores en el escurrimiento fustal que en la precipitación y precipitación directa (Tabla 2). Las concentraciones de nitrato ($\text{N-NO}_3 = 86,9 \mu\text{g L}^{-1}$, rango = 31,2-242,6) fueron significativamente mayores en el escurrimiento fustal que en la precipitación ($P = 0,000074$). En cambio, las concentraciones del fósforo (P-total = $65,7 \mu\text{g L}^{-1}$, rango = 5,4-588,9) no difieren significativamente.

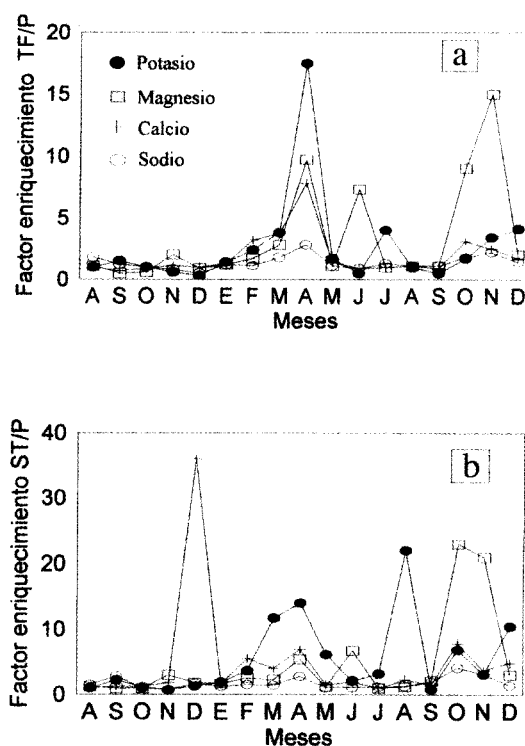


Fig. 2. Enriquecimiento de cationes en la precipitación directa (a) y escurrimiento fustal (b) en un bosque de *Nothofagus pumilio* (Parque Nacional Puyehue).

Cations enrichment in the throughfall (a) and stemflow (b) in a *Nothofagus pumilio* forest (Puyehue National Park).

Las concentraciones de los cationes en el escurrimiento fustal fueron $\text{Na}^+ = 1030 \mu\text{g L}^{-1}$ (rango = 100-4420), $\text{K}^+ = 971 \mu\text{g L}^{-1}$ (rango = 150-2670), $\text{Ca}^{2+} = 742 \mu\text{g L}^{-1}$ (rango = 10-1940) y $\text{Mg}^{2+} = 344 \mu\text{g L}^{-1}$ (rango = 10-1130). Este enriquecimiento de iones en el escurrimiento fustal es lo habitual en la mayoría de los bosques, siendo mayor en bosques con árboles de corteza lisa (Parker 1983). En el bosque de lenga, sólo el K^+ presentó valores significativamente mayores ($P = 0,003$) que en la precipitación. Sin embargo, como los volúmenes del escurrimiento fustal representan el 9% de la precipitación, está vía puede representar una fuente importante de nutrientes para las raíces finas próximas a la base de los troncos de los árboles.

Elementos químicos en el agua del suelo

El pH del agua de infiltración del suelo fue ligeramente mayor ($\text{pH} = 5,9$, $n=18$) que en los demás compartimentos dentro del bosque, mientras que la conductividad aumentó especialmente en la precipitación efectiva a $17,9 \mu\text{S}$ (Tabla 2). El N-NO_3 fue mayor en la precipitación efectiva (promedio = $126,9 \mu\text{g L}^{-1}$, rango = 40,0-336,1, $P = 0,000001$) y menor en el agua de infiltración del suelo (promedio = $51,5 \mu\text{g L}^{-1}$, rango = 18,0-116,8, $P = 0,136$), probablemente debido al consumo de la vegetación, ya que en el horizonte superficial del suelo (0-20 cm) se encuentra la mayor densidad de biomasa de raíces finas (Godoy & Opitz 1998). Seguramente esta disminución es de mayor magnitud, pero debido a las limitaciones del método lisimétrico empleado para recoger el agua de infiltración, no fue posible determinar todo el consumo de la vegetación, especialmente de los árboles. Antecedentes para bosques primarios de Chiloé (42°S) sobre mineralización de nitrógeno en laboratorio e *in situ* registran una producción significativa de NO_3^- y NH_4^+ , especialmente en épocas de verano con tasas de mineralización de 19-35 $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ (Pérez et al. 1998).

El fósforo aumentó significativamente, tanto en la precipitación efectiva (promedio = $109,7 \mu\text{g L}^{-1}$, rango = 15,0-173,4, $P =$

0,0006), como en la infiltración del suelo (promedio = $49,4 \mu\text{g L}^{-1}$, rango = 11,1-144,7, $P = 0,036$) con respecto a la precipitación. Estas concentraciones de fósforo podrían presentar una fracción importante de P-orgánico que se hidroliza, ya que los mayores valores están asociados con la hojarasca del suelo y, por lo tanto, con la descomposición y mineralización de la materia orgánica (Borie & Barea 1981).

Por otro lado, los hongos del suelo constituyen los mayores agentes de descomposición de la materia orgánica en el suelo de bosques templados y juegan un rol fundamental en la liberación de nutrientes inorgánicos a través de la mineralización (Dighton & Boddy 1989). Existen antecedentes que indican un total de 31 especies de hongos superiores en el bosque de *N. pumilio* de Antillanca, incluyendo hongos saprófitos y simbioses (Valenzuela E., comunicación personal). Para este último grupo de hongos, ha sido posible registrar un total de 21 especies que forman ectomicorrizas. La influencia de las micorrizas en la dinámica del nitrógeno y fósforo en el sistema suelo-planta, constituye un aspecto de gran relevancia en la estabilidad del ecosistema boscoso temperado (Aber et al. 1998). Antecedentes de Blanco et al. (1997), indican que el 89% de flora vascular del bosque de *N. pumilio* en Antillanca, posee asociación micorrízica con una dominancia del tipo arbuscular y con una extraordinaria diversidad de tipos morfo-anatómicos de ectomicorrizas, algunas de las cuales han sido descritas por Palfner & Godoy (1996).

Las concentraciones de todos los cationes, presentaron una tendencia a ser mayores en la precipitación efectiva que en el agua de infiltración del suelo, debido a los aportes provenientes de la descomposición de la hojarasca. Solamente el $\text{K}^+ = 839 \mu\text{g L}^{-1}$ (rango = 190-1600 $\mu\text{g L}^{-1}$) fue mayor en el agua de infiltración del suelo. Sin embargo, sólo las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} en la precipitación efectiva presentaron diferencias significativas con la precipitación, precipitación directa y escurrimiento fustal. Los cationes dominantes en la precipitación efectiva fueron el $\text{Ca}^{2+} = 1324 \mu\text{g L}^{-1}$ (rango = 10-3500 $\mu\text{g L}^{-1}$), $\text{Na}^+ = 844 \mu\text{g}$

L⁻¹ (rango = 180-2150 µg L⁻¹) y Mg²⁺ = 537 µg L⁻¹ (rango = 160-1190 µg L⁻¹) (Tabla 2). Edmonds et al. (1995) y Sollins et al. (1980) también han registrado menores concentraciones de cationes en el agua del suelo mineral que en las soluciones del piso del bosque. La conductividad eléctrica fue también mayor en la precipitación directa (17,9 µS) que en el agua de infiltración del suelo (13,8 µS).

Química de la escorrentía

Las concentraciones de N-NO₃ (promedio = 6,5 µg L⁻¹, rango = 0,1-20,0) y N-NH₄ (promedio = 6,3 µg L⁻¹, rango = 0,0-17,4) fueron significativamente menores que en la precipitación, lo que implica la existencia de mecanismos eficientes de retención de estos elementos a nivel del suelo. Antecedentes sobre la química de los esteros en la Cordillera de la Costa de Chiloé (Hedin et al. 1995), también han indicado mínimas pérdidas de N-inorgánico y aportes dominantes de N-orgánico disuelto (> 95%) en las pérdidas de nitrógeno desde las microcuencas. Estudios realizados en Europa (Dise & Wright 1995) han documentado altas tasas de retención de nitrógeno inorgánico disuelto con un promedio aproximado del 70% y no parecen declinar significativamente con altas tasas de depositación de nitrógeno. Sin embargo, experimentos realizados a escala de cuencas en Norteamérica (Kahl et al. 1993) han demostrado que saturación de nitrógeno,

acidificación del suelo y alteración del ciclo del N en cuencas forestadas puede producirse en áreas con baja depositación atmosférica y que la retención neta de nitrógeno puede declinar rápidamente cuando las entradas se incrementan. La retención aparentemente es mayor en ecosistemas en los cuales las entradas de amonio son superiores a las de nitrato (Aber et al. 1998).

El fósforo en cambio muestra un incremento significativo (P-total = 67,3 µg L⁻¹, rango = 8,4-345,4, P = 0,02565) con respecto a las precipitaciones, lo que estaría indicando fuentes internas importantes en este enriquecimiento. Borie & Barea (1981) señalan que el aporte de fósforo a la solución del suelo es procedente de: (a) propia fuente lábil por desorción de fosfatos, y (b) solubilidad química y/o microbiológica y mineralización microbiológica de los fosfatos inorgánicos y orgánicos, respectivamente. También Borie et al. (1989), indican altos contenidos de fósforo total en suelos volcánicos del valle central del sur de Chile, donde más del 50% corresponde a fósforo orgánico y parte del cual, está formado por formas lábiles de fósforo que pueden ser fácilmente mineralizados, incrementando la fuente del P disponible.

Las concentraciones de todos los cationes en la escorrentía, fueron significativamente mayores que en las precipitaciones, con valores de: Na⁺ = 1572 µg L⁻¹ (rango = 230-3090), Ca²⁺ = 1455 µg L⁻¹ (rango = 100-2270), K⁺ = 829 µg L⁻¹ (rango = 270-2020) y Mg²⁺ = 642 µg L⁻¹ (rango = 420-1170) (Tabla 2). Los altos valores de calcio y

TABLA 3

Flujos de nutrientes (kg ha⁻¹ año⁻¹) en un bosque de *Nothofagus pumilio*, Parque Nacional Puyehue (período julio 1997-junio 1998)

Nutrient fluxes (kg ha⁻¹ yr⁻¹) in a *Nothofagus pumilio* forest, Puyehue National Park (period July 1997-June 1998)

	N-NO ₃	N-NH ₄	P-total	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Precipitación	1,27	2,00	1,99	47,53	25,25	24,87	16,44
Precipitación directa	1,93	0,92	2,69	37,45	23,64	21,36	25,64
Escurrimiento fustal	0,53	0,08	0,48	5,02	3,91	3,37	1,87
Precipitación efectiva	3,31	0,33	4,92	33,48	23,44	40,60	16,33
Infiltración suelo	1,95	0,41	2,10	33,10	34,93	25,08	15,00
Escorrentía	0,35	0,31	3,43	63,37	30,41	63,16	27,17

magnesio estarían indicando que el proceso de meteorización es un factor importante en la química de la escorrentía. Las grandes diferencias entre las concentraciones de la precipitación y la escorrentía, indican un aporte importante de estos elementos vía meteorización del basamento rocoso.

Flujos de nutrientes

Las entradas de N-inorgánico (N-NO₃+N-NH₄) vía precipitación húmeda fueron de 3,3 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Tabla 3). Este valor es aproximadamente cuatro veces mayor que la depositación en la Cordillera de la Costa en la región centro-sur de Chile, donde se ha indicado que es inferior a 1 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Hedin et al. 1995), lo que también ha sido indicado por Galloway et al. (1996) para zonas del extremo sur. Estas diferencias se pueden atribuir: (a) la magnitud de las precipitaciones, ya que este componente hidrológico es aproximadamente un 40% mayor en la zona de Antillanca que en la Cordillera de la Costa, y (b) las mayores concentraciones de amonio en la zona de Antillanca. Las salidas de nitrógeno vía escorrentía, nos indican una eficiencia de retención de N-NO₃⁻ de 72% y de N-NH₄⁺ de 85%. Este comportamiento difiere notablemente del balance entrada-salida en bosques de *F. cupressoides* de la Cordillera de la Costa, donde las entradas de nitrato fueron inferiores a las salidas y las mayores cantidades se movilizaron en el agua de infiltración del suelo (Oyarzún et al. 1998). La mayor retención de nitrógeno en el área de estudio respecto a los bosques de Cordillera Pelada, puede ser atribuida a las características físico-químicas de los suelos en el bosque de *N. pumilio*, los cuales son de origen volcánico reciente, altamente porosos y pobres en nutrientes al compararlos con sitios de mayor fertilidad en los bosques de *F. cupressoides* (Steubing & Godoy 1996). Además, en el bosque de lenga existe una mayor explotación del volumen de suelo a través del sistema radicular fino (hasta 130 cm de profundidad) y con una biomasa superior a las 17 ton ha⁻¹ (Godoy & Opitz 1998), con respecto a los bosques de alerce cuyos valores

superan levemente las 10 ton ha⁻¹ (Steubing & Godoy 1995).

El balance entrada-salida de P-total, muestra que vía precipitación ingresaron 1,99 kg ha⁻¹ año⁻¹ y vía escorrentía se exportaron 3,43 kg ha⁻¹ año⁻¹, lo que indica que existen fuentes de fósforo dentro de la microcuenca. Los flujos en todos los compartimentos son de una orden de magnitud mayor que los flujos descritos para un bosque de coníferas de la Cordillera de la Costa (40° S), sobre un sustrato compuesto de rocas metamórficas (Oyarzún et al. 1998).

El balance de todos los cationes reflejan pérdidas mayores que ingresos (Tabla 3). Las pérdidas de cationes fueron dominadas por Na⁺ y Ca²⁺ (63,4 y 63,2 kg ha⁻¹ año⁻¹). Las pérdidas de Ca²⁺ fueron más del doble que las entradas vía precipitación, mientras que las pérdidas de Na⁺ fueron de menor magnitud. Los balances mensuales entrada-salida de cationes y P-total muestran que en prácticamente todos los meses, la exportación de estos elementos son mayores que las entradas vía precipitación (Fig. 3). Para el nitrato y amonio, la situación es inversa debido a la capacidad de retención ejercida por la vegetación y suelo. No es posible visualizar estacionalidad en la salida de estos elementos vía escorrentía, probablemente debido a la frecuencia de los muestreos que fueron mensuales. Por lo que también no se detectaron los posibles pulsos de salidas de elementos asociados a los eventos hidrológicos de mayor magnitud.

La magnitud de los flujos de Ca²⁺ y Mg²⁺, que son un orden mayor que los flujos en la Cordillera de la Costa (Oyarzún et al. 1998), indican importantes aportes internos vía meteorización del sustrato rocoso. Dentro de los constituyentes inorgánicos de los suelos volcánicos se distinguen los minerales primarios formados a altas temperaturas y originados a partir de rocas ígneas. En las etapas tempranas de desarrollo pueden distinguirse en los suelos de cenizas volcánicas varias fases minerales, determinadas por la edad de los depósitos e intensidad del medio ambiente (Besoain 1985). En las laderas del volcán Antillanca, los materiales son de composición basáltica en

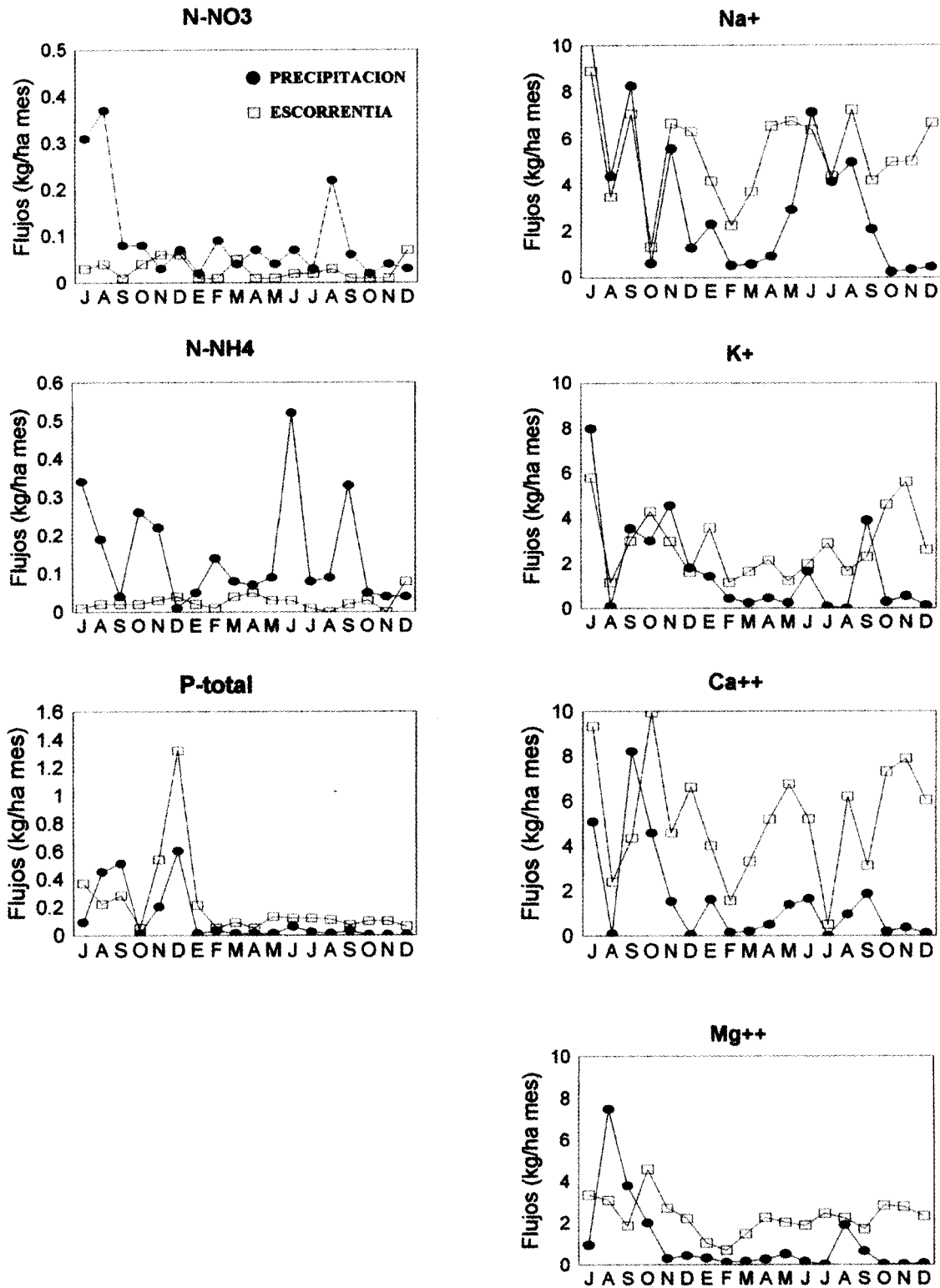


Fig. 3. Flujos mensuales de nutrientes en las precipitaciones y escorrentía superficial en una microcuenca con bosque de *Nothofagus pumilio* (Parque Nacional Puyehue).
 Monthly nutrient fluxes in the precipitation and streamflow in a microcatchment with *Nothofagus pumilio* forest (Puyehue National Park).

discordancia con el basamento granitoide (Besoain 1985). La petrografía se basa en basaltos con fenocristales de olivino, augita y labradorita y una masa fundamental de piroxenos, olivino y labradorita. En la zona donde se distribuyen los bosques de *N. pumilio*, las cenizas están mezcladas con escorias negras gruesas sin hornablenda, pero con hisperstena, piroxenos monoclinicos y algo de olivino. En el sitio de estudio, estos minerales ferromagnesianos se encuentran más bien como fragmentos gruesos no cristalinos, lo que le confiere una mayor capacidad de meteorización al basamento rocoso. Esta situación estaría explicando las concentraciones y flujos relativamente altos de calcio y magnesio en el agua de escorrentía superficial, los que junto a sodio y potasio constituyen los iones básicos que se intercambian por H^+ , hecho que también explicaría el incremento del pH a 7,0

CONCLUSIONES

1.- Durante un período anual (julio 1997-junio 1998), las precipitaciones fueron de 5332 mm, de los cuales el 78% fue lluvia y el 22% nieve. La precipitación directa fue de 4701 mm y el escurrimiento fustal 481 mm, mientras que la escorrentía superficial correspondió a 4234 mm.

2.- El pH de la lluvia, precipitación directa y escurrimiento fustal fue de 5,7, incrementando su valor en el agua de infiltración del suelo (pH = 5,9) y escorrentía superficial (pH = 7,0). La conductividad se incrementó desde 13,3 μS en las precipitaciones, hasta 23,3 μS en el agua de escorrentía.

3.- Las concentraciones de $N-NO_3$ (promedio = 26,2 $\mu g L^{-1}$) en la precipitación fueron menores que las del $N-NH_4$ (promedio = 45,4 $\mu g L^{-1}$), evidenciando la influencia de las actividades agrícola-ganaderas que se desarrollan en la Depresión Intermedia y que son transportadas por las masas de aire hacia los bosques de la Precordillera Andina.

4.- No se detectaron tendencias estacionales en la salida vía escorrentía de los

distintos elementos, probablemente debido a la frecuencia mensual de los muestreos.

5.- El ingreso de nitrógeno inorgánico ($NO_3+NH_4^+$) vía precipitación fue de 3,3 $kg ha^{-1} año^{-1}$, mientras que el egreso vía escorrentía superficial fue de 0,66 $kg ha^{-1} año^{-1}$, por lo que el porcentaje de retención fue de 80%.

6.- El balance entrada-salida de cationes reflejaron pérdidas vía escorrentía mayores que las entradas vía precipitación. Las pérdidas fueron especialmente altas para el Na^+ (63,4 $kg ha^{-1} año^{-1}$) y el Ca^{2+} (63,2 $kg ha^{-1} año^{-1}$). La magnitud de los flujos de calcio y magnesio, indicarían importantes aportes internos vía meteorización del basamento rocoso.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por el proyecto Fondecyt N° 1970707. Los autores desean agradecer al Club Andino Antillanca y a la Corporación Nacional Forestal (X Región) por el apoyo logístico y autorización para la realización del proyecto, especialmente al Sr. Nicolás Pacheco, guardaparques de Conaf, por su valiosa ayuda en la recolección de información de terreno. También deseamos agradecer al Dr. Fernando Borie y Prof. Dra. Lore Steubing por sus valiosos comentarios y revisión del manuscrito. Además, agradecemos los comentarios críticos de dos revisores que permitió mejorar sustancialmente el manuscrito.

LITERATURA CITADA

- ABER J, W McDOWELL, K NADELHOFFER, A MAGILL, G BERNTSON, M KAMAKEA, S McNULTY, W CURRIE, L RUSTAD & I FERNANDEZ (1998) Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *BioScience* 48: 921-934.
- AMEZAGA I, A GONZALEZ ARIAS, M DOMINGO, A ECHEANDIA & M ONAINDIA (1997) Atmospheric deposition and canopy interactions for conifer and deciduous forests in northern Spain. *Water, Air & Soil Pollution* 97: 303-313.
- APHA-AWWA-WEF (1995) Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th Edition. American Public Health Association. Washington D.C.

- ARMESTO JJ, R ROZZI & PM LEON-LOBOS (1996) Ecología de los bosques chilenos: síntesis y proyecciones. En: J Armesto, C Villagrán & MK Arroyo (eds) Ecología de los bosques nativos de Chile: 405-414. Editorial Universitaria.
- ARROYO MTK, M RIVEROS, A PEÑALOZA, L CAVIERES & AM FAGGI (1995) Phytogeographic relationships and regional richness patterns of the cool temperate rainforest flora of southern south America. En: R Lawford, P Alaback & E Fuentes (eds) High-latitude rainforest and associated ecosystems of the west coast of the Americas. Climate, Hydrology, Ecology and Conservation: 134-172. Ecological Studies 116. Springer Verlag.
- BESOAIN E (1985) Los suelos. En: Tosso J (ed) Suelos volcánicos de Chile: 25-106. INIA. Ministerio de Agricultura, Chile.
- BLANCO C, R HILDEBRANDT-VOGEL, A VOGEL, R GODOY, G PALFNER & C OYARZUN (1997) Estatus micotrófico del bosque de *Nothofagus pumilio* y ensayo de inoculación micorrízica. Noticiero de Biología (Chile) 5: 138.
- BLEW RD & RL EDMONDS (1995) Precipitation chemistry along an inland transect on the Olympic Peninsula, Washington. Journal of Environmental Quality 24: 239-245.
- BORIE F & JM BAREA (1981) Ciclo del fósforo: I. Formas del elemento en los suelos y su disponibilidad para plantas y microorganismos. Anales de Edafología y Agrobiología 11-12: 2351-2364.
- BORIE F, H ZUNINO & L MARTINEZ (1989) Macromoleculas-P associations and inositol phosphates in some Chilean volcanic soils of temperate regions. Communications in Soil Science and Plant Analysis 20: 1881-1894.
- CAMPOS H (1995) Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno en el lago Rupanco, X Región. Informe Científico-Técnico FIP, Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- CASERTANO L (1963) General characteristics of active Andean volcanoes and a summary of their activities during recent centuries. Bulletin of the Seismological Society of America 53: 1415-1433.
- COLEMAN D (1989) Ecology, agroecosystems and sustainable agriculture. Ecology 70: 1590.
- CRONAN CS & WA REINERS (1983) Canopy processing of acid precipitation by coniferous and hardwood forests in New England. Oecologia 59: 216-223.
- DIGHTON J & L BODDY (1989) Role of fungi in nitrogen, phosphorus and sulphur cycling in temperate ecosystems. En: R Marchant & D Read (eds) Nitrogen, phosphorus and sulphur utilization by fungi: 269-297. Cambridge University Press, Cambridge.
- DISE NB & RF WRIGHT (1995) Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. Forest Ecology & Management 71: 153-161.
- EDMONDS RL, T THOMAS & J RHODES (1991) Canopy and soil modification of precipitation chemistry in a temperate rain forest. Soil Science Society of America Journal 55: 1685-1693.
- EDMONDS RL, T THOMAS & R BLEW (1995) Biogeochemistry of an old-growth forested watershed, Olympic National Park, Washington. Water Resources Bulletin 31: 409-419.
- GALLOWAY D (1996) Los líquenes del bosque templado de Chile. En: J Armesto, C Villagrán & MK Arroyo (eds) Ecología de los bosques nativos de Chile: 101-112. Editorial Universitaria.
- GALLOWAY JN (1995) Acid deposition: Perspectives in time and space. Water, Air and Soil Pollution 85: 15-24.
- GALLOWAY JN, WC KEENE & GE LIKENS (1996) Processes controlling the composition of precipitation at a remote southern hemisphere location: Torres del Paine National Park Chile. Journal of Geophysical Research 101: 6883-6987.
- GODOY R & G OPITZ (1998) Estudios de distribución de biomasa radical en bosques de *Nothofagus pumilio*. Noticiero de Biología (Chile) 6: 114-115.
- GUZMAN G, W QUILHOT & D GALLOWAY (1990) Decomposition of species of *Pseudocypbellaria* and *Stictia* in a southern Chile forest. Lichenologist 22: 325-331.
- HEDIN LO, JJ ARMESTO & AH JOHNSON (1995) Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: evaluation of biogeochemical theory. Ecology 76: 493-509.
- HEDIN LO & ED HETHERINGTON (1996) Atmospheric and geologic constraints on the biogeochemistry of North and South American temperate rainforests. En: R Lawford, P Alaback & E Fuentes (eds) High-altitude rainforest and associated ecosystems of the west coast of the Americas. Climate, hydrology, ecology and conservation: 57-74. Springer Verlag, New York.
- HILDEBRANDT-VOGEL R, R GODOY & A VOGEL (1990) Subantarctic-Andean *Nothofagus pumilio* forest. Vegetatio 89: 55-68.
- HUBER A & C OYARZUN (1992) Redistribución de las precipitaciones en un bosque siempreverde del sur de Chile. Turrialba 42: 192-199.
- KAHL JS, SA NORTON, IJ FERNANDEZ, KJ NADELHOFER, CT DRISCOLL & JD ABER (1993) Experimental inducement of nitrogen saturation at the watershed scale. Environmental Science & Technology 27: 565-568.
- KLEEMOLA S & G SÖDERMAN (1993) Manual for integrated monitoring. International Co-operative programme on integrated monitoring on air pollution effects. Environmental Report 5. Environment Data Centre, National Board of Waters and the Environment. Helsinki, 114 pp.
- KNOPS JMH, NASH TH & SCHLESINGER WH (1996) The influence of epiphytic lichens on the nutrient cycling of an oak woodland. Ecological Monographs 66: 159-179.
- LASKOWSKI R, M MARYANSKI & M NIKLINSKA (1995) Changes in the chemical composition of water percolating through the soil profile in a moderately polluted catchment. Water, Air & Soil Pollution 85: 1759-1764.
- LESACK LF & JM MELACK (1991) The deposition, composition, and potential sources of major ionic solutes in rain of the Central Amazon basin. Water Resources Research 27: 2953-2977.
- LIKENS GE & FH BORMANN (1995) Biogeochemistry of a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York, USA, 159 pp.
- LIKENS GE, WC KEENE, JM MILLER & D GALLOWAY (1987) Chemistry of precipitation from a remote, terrestrial site in Australia. Journal of Geophysical Research 92: 13299-13314.

- LINDBERG SE & JG OWENS (1993) Throughfall studies of deposition to forest edges and gaps in montane ecosystems. *Biogeochemistry* 19: 173-194.
- LOVETT GM & SE LINDBERG (1984) Dry deposition and canopy exchange in a mixed oak forest as determined by analysis of throughfall. *Journal Applied Ecology* 21: 1013-1027.
- MARSTON RA (1989) Particulate and dissolved losses of nitrogen and phosphorus from forest and agricultural soils. *Progress in Physical Geography* 13: 234-259.
- MILLER HG, JD MILLER & JM COOPER (1987) Transformations in rainwater chemistry on passing through forested ecosystems. En: P. Coughtrey, M. Martin & M. Unsworth (eds) *Pollutant transport and fate in ecosystems*, Blackwell Scientific Publications.
- NIKLIŃSKA M, M MARYANSKI, G SZAREK & R LASKOWSKI (1995) Chemical input output balance for a moderately polluted forest catchment in southern Poland. *Water, Air & Soil Pollution* 85: 1771-1776.
- OYARZUN CE, H CAMPOS & A HUBER (1997) Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). *Revista Chilena de Historia Natural* 70: 507-519.
- OYARZUN CE, R GODOY & A SEPULVEDA (1998) Water and nutrients fluxes in a cool temperate rainforest at the Cordillera de la Costa in southern Chile. *Hydrological Processes* 12: 1067-1077.
- PALFNER G & R GODOY (1996) *Nothofagirhizia vinicolor* + *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser. *Descriptions of Ectomycorrhizae* 1: 65-70.
- PARKER GG (1983) Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycling. *Advances in Ecological Research* 13: 58-121.
- PERALTA P (1975) Tipificación de algunos suelos en algunas formaciones botánicas de la Cordillera de los Andes. *Boletín Técnico* 31: 44-50. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile.
- PEREZ CA, LO HEDIN & JJ ARMESTO (1998) Nitrogen mineralization in two unpolluted old-growth forest of contrasting biodiversity and dynamics. *Ecosystems* 1: 361-373.
- POTTER CS, HL RAGSDALE & WT SWANK (1991) Atmospheric deposition and foliar leaching in a regenerating Southern Appalachian forest canopy. *Journal of Ecology* 79: 97-115.
- RANALLI AJ, JT TURK & DH CAMPBELL (1997) The use of bulk collectors in monitoring wet deposition at high-altitude sites in winter. *Water, Air & Soil Pollution* 95: 237-255.
- SOKAL RR & FJ ROHLF (1981) *Biometry. The principles and practices of statistics in biological research*. W.H. Freeman, San Francisco.
- SOLLINS P, C GRIER, F MCCORRISON, K CROMACK, R FOGEL & R FREDRICKSON (1980) The internal element cycle of an old-growth Douglas-fir stand in Western Oregon. *Ecological Monographs* 50: 261-285.
- STUEBING L & R GODOY (1995) Verbreitung der Mykorrhizie im Alerce-Wald und dessen Sekundärgesellschaften. *Phytocoenologia* 25: 579-593.
- STODDARD JL (1994) Long term changes in watershed retention of nitrogen. Its causes and aquatic consequences. En: L Baker (ed) *Environmental chemistry of lakes and reservoirs*: 223-284. *Advances in Chemistry Series 237*. American Chemical Society, Washington D.C.
- TIETAMA A & JM VERSTRATEN (1991) Nitrogen cycling in an acid forest ecosystems in the Netherland under increased atmospheric nitrogen input. The nitrogen budget and the effect of nitrogen transformations on the proton budget. *Biogeochemistry* 15: 21-46.
- TORSETH K & A SEMB (1997) Atmospheric deposition of nitrogen, sulphur and chloride in two watersheds located in southern Norway. *Ambio* 26: 258-265.
- VAN BREEMEN N, W VISSER & TH PAPE (1989) Biogeochemistry of an oak-woodland ecosystem in the Netherland affected by acid atmospheric deposition. PUDOC, Wageningen. The Netherlands.
- VAN MIEGROET H, DW COLE & NW FOSTER (1992) Nitrogen distribution and cycling. En: Johnson D & S Lindberg (eds) *Atmospheric deposition and nutrient cycling: a synthesis of the integrated forest study*: 178-196. Springer Verlag, New York.
- VEBLEN TT, C DONOSO, T KITZBERGER & AJ ROBERTUS (1996) Ecology of southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forests. En: TT Veblen, R Hill & J Read (eds) *The Ecology and Biogeography of Nothofagus forests*: 293-353. Yale University Press.
- VITOUSEK PM & WA REINERS (1975) Ecosystem Succession and Nutrient Retention. *BioScience* 25: 376-381.
- WEATHERS K & G LIKENS (1997) Clouds in Southern Chile: An Important Source of Nitrogen to Nitrogen-Limited Ecosystems? *Environmental Science & Technology* 31: 210-213.
- WRIGHT C & A MELLA (1963) Modifications to the soil pattern of south-central Chile resulting from seismic and associated phenomena during the period May to August 1960. *Bulletin of the Seismological Society of America* 53: 1367-1402.