

## DATOS PARA EL DESARROLLO DE UNA RED INTEGRADA DE SEGUIMIENTO DE LA CALIDAD DE SUELOS EN GALICIA (N.O. DE ESPAÑA): BALANCES GEOQUÍMICOS EN SUELOS FORESTALES (*PINUS RADIATA*). 2.SALIDAS DE ELEMENTOS Y BALANCE DEL SUELO FORESTAL.

M. X. GÓMEZ-REY, R. CALVO DE ANTA

Dpto. de Edafología e Química Agrícola. Facultade de Biología. Universidade de Santiago de Compostela, 15782. Santiago de Compostela. Email: edchus@usc.es y edrcda@usc.es

**Resumen:** Se completa el estudio presentado en un trabajo anterior, analizándose las salidas de elementos del suelo forestal en forma de drenaje y retirada por biomasa, y se estiman los balances entrada-salida para los años 1997 y 1998. El estudio se realiza en un sistema forestal con *Pinus radiata* localizado en una zona con baja influencia humana de Galicia (NO de España). El suelo presentó en su conjunto un balance positivo para S, K, Mg y P (de unos 14, 14 y 0.7 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente). La tasa anual de incremento relativo, teniendo en cuenta los contenidos totales de estos elementos en el suelo, resultó de 0.03 % para S, 0.008 % para P y 0.004 % para K. Por el contrario, el balance global fue negativo para Na, Ca, Mg, Si, Fe y Al (-10, -4, -0.8, -29, -4 y -1 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente). El orden de movilidad relativa fue: Ca>Na>>Mg≈Si≈Fe>>Al (0.054 %, 0.038 %, 0.002 %, 0.002 %, 0.002%, y 0.0001 %, respectivamente).

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto el importante peso ejercido por la vegetación en la minimización de las pérdidas de elementos por lavado, a través de los ciclos biogeoquímicos, reconociéndose una tendencia fuertemente diferenciada entre los horizontes superficiales, generalmente con balances parciales positivos, y el resto del suelo.

**Palabras clave:** Balances biogeoquímicos, suelos forestales

**Abstract:** The present study is a continuation of work presented in a previous paper, analysing the element losses from forest soils in the form of drainage and biomass extraction, in order to estimate the input-output balance during the years 1997 and 1998. The study is carried out in *Pinus radiata* forest located in area with minimum human influence in Galicia (NW Spain). Soils showed an a global positive balance for S, K and P (about 14, 14 and 0,7 kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, respectively). The annual rate of relative increase was, S: 0,03 %;P: 0,008 %; and K: 0,004 %. In contrast, the global balance was negative in the case of Na, Ca, Mg, Si, Fe and Al (-10, -4, -0.8, -29, -4 and -1 kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, respectively). The order of relative mobility was: Ca>Na>>Mg≈Si≈Fe>>Al (0,054 %, 0,038 %, 0,002 %, 0,002 %, 0,002%, and 0,0001 %, respectively).

The obtained results show the importance of the role exerted by the vegetation in the minimization of the element losses by washing, through the biogeochemical cycles, distinguishing strong differences between superficial horizons (generally with partially positive balances), and the rest of the soil.

**Key Words:** Biogeochemical budgets, forest soils

## INTRODUCCIÓN

Con el fin de contribuir al establecimiento de un sistema de vigilancia de la calidad de los suelos forestales de Galicia, durante 1997 y 1998 se realizó un estudio de las propiedades del suelo y de los balances geoquímicos de elementos en un sistema forestal con *Pinus radiata* que se consideró representativo de la región para áreas de baja a muy baja influencia antrópica. El objetivo principal fue la obtención de datos que pudiesen ser utilizados como base de referencia frente a zonas próximas a focos de contaminación, así como para reconocer posibles modificaciones de las tendencias de evolución de los suelos forestales a lo largo del tiempo. Se seleccionó una cuenca forestada en el centro-oeste de Galicia, en el Alto do Martelo, a 490 m de altitud, con suelos de tipo Umbrisol haplico (FAO, 1998) desarrollados sobre granito de dos micas. En una publicación anterior se presentaron los datos de los análisis generales de los suelos y la parte del balance geoquímico correspondiente a las entradas de elementos por precipitación, pluvio lavado y hojarasca (Gómez Rey y Calvo de Anta, 2002).

En este trabajo se analizan las pérdidas por drenaje y por extracción de biomasa maderable y se establecen los balances biogeoquímicos del sistema.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Para la toma de aguas gravitacionales se utilizaron lisímetros de tensión cero (LI) construidos en metacrilato de 1 cm de grosor, en forma de cuña con base rectangular de 38x29 cm y tres paredes de 10 cm de altura. La salida, adaptada a un tubo de goma, se rellenó con una barrera filtrante de 10 cm de largo construida con malla de polipropileno de 2mm de luz. Los lisímetros se introdujeron por duplicado bajo los diferentes horizontes de suelo (O+Ah<sub>1</sub>, O+Ah<sub>1</sub>+Ah<sub>2</sub>, O+Ah<sub>1</sub>+Ah<sub>2</sub>+C) tras la apertura de una cali-

cata abierta en una zona no afectada por las raíces, que se selló al finalizar la instalación con el material de suelo desalojado, a fin de minimizar circulaciones preferenciales. Los tubos de salida se canalizaron subterráneamente hasta el área de muestreo, un pozo de varios metros de profundidad separado unos 15 m de los lisímetros. Así mismo, en una zona del suelo más próxima a los árboles (se seleccionaron individuos representativos de la población) se instalaron dos lisímetros de relleno (LR) construidos en material de polipropileno con paredes rígidas de malla de 2 cm de luz y base (con bandeja de recogida) rectangular de 51.0 x 37.5 cm, que se rellenaron con material de suelo (horizonte O+Ah<sub>1</sub>), con volumen conocido, y se dispusieron en el hueco desalojado por este material. En todos los casos el muestreo de las disoluciones se realizó siguiendo eventos de precipitación, realizándose un total de 54 muestreos durante los años 1997 y 1998. Por otra parte, durante el año 1998, se han tomado mensualmente aguas de salida del sistema edáfico, abriendo una cuneta a 80 cm de profundidad sobre la saprolita, en la parte baja de la cuenca forestada; los flujos netos se establecieron aplicando balances iso-cloro.

El consumo medio anual de elementos por biomasa (consumo neto, maderable) (BTM) se calculó a partir del análisis de composición de madera de diferentes individuos de la población, teniendo en cuenta los valores de densidad obtenidos (0.37 g/cc en seco y de 0.90 g/cc en húmedo), la edad de la población y los datos de productividad media para esta especie en la zona de estudio (13m<sup>3</sup>/ha/año). El muestreo se realizó utilizando un sacabocados de 5mm de diámetro que se introdujo en los troncos a una altura de 130cm. La absorción absoluta de elementos por producción de corteza se ha calculado considerando la relación media tronco/corteza de 10.3, obtenida en la zona.

El análisis químico general de las disoluciones y muestras vegetales se ha realizado

usando los métodos analíticos descritos en el trabajo anterior (Gómez Rey y Calvo de Anta, 2002). Para el fraccionamiento de Al soluble se aplicó el protocolo propuesto por Driscoll (1984) y modificado por Álvarez Rodríguez y Calvo de Anta (1992), diferenciándose las especies Al soluble en ácido ( $Al_{SA}$ ), probablemente polímeros de complejos organo-alumínicos, Al reactivo ( $Al_R$ ), que incluye especies monoméricas de tipo inorgánico (Al lábil) y orgánico (Al no lábil).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Ciclo hidrológico

Según se recogió en la publicación anterior, la precipitación media en el Alto do Martelo durante los años 1997 y 1998 fue superior a 2000 mm/año, resultando la interceptación por la copa próxima al 22%. El 74% alcanzó el suelo en forma de pluvio lavado, desde las cubiertas, y el 4% restante lo hizo deslizándose a lo largo del tronco (Gómez Rey y Calvo de Anta, 2002). Dada la importancia que el ciclo del agua tiene sobre la formación de los suelos en regiones húmedas, los resultados obtenidos se complementaron con los registrados en otras dos estaciones forestales al norte de las provincias de Lugo y A Coruña, para los mismos años y con idéntico protocolo experimental (Calvo de Anta y Gómez Rey, 2002). En líneas generales los registros obtenidos en las áreas de mayor pluviosidad ( $>1700$  mm año<sup>-1</sup>) responden a un mismo patrón que puede resumirse en una interceptación media de un 17% y una entrada anual bajo las cubiertas de un 76% (7% en forma de flujo de tallo).

Según estos resultados, en términos globales (l/ha) el flujo de tallo resulta irrelevante en comparación con el pluvio lavado. Sin embargo esta generalización no permite caracterizar adecuadamente las variaciones espaciales de la intensidad de las entradas de agua en el suelo, en función de la ubicación de los individuos arbóreos, variaciones muy

importantes en esta región. En periodos de intensa precipitación se reconoce un fuerte efecto concentrador del pluvio lavado desde el extremo de las ramas hasta las inmediaciones del tronco, registrándose en una pequeña superficie alrededor del tallo el volumen correspondiente a 1,2 m<sup>2</sup> del suelo medio ( $>1700$  l/año) (Calvo de Anta y Gómez Rey, 2002). Así pues, debido a la dificultad de conocer exactamente la entrada real de agua al suelo en cada punto, el establecimiento de los balances hídricos en los distintos horizontes resultó también complejo. Por esta razón, junto a los datos obtenidos en los lisímetros de cuña (introducidos en el suelo en áreas no próximas a troncos) se utilizaron los lisímetros de relleno más próximos a los árboles (LR) y los datos de las aguas de salida del sistema, sobre la saprolita (a 80 cm de profundidad). Una valoración global de los resultados obtenidos indica que en el conjunto del suelo forestal en la parcela de O Martelo, la salida de agua representó un 47% y un 62% de la precipitación, en 1997 y 1998, respectivamente, y la evapotranspiración un 28% y un 19%, respectivamente. Resultados similares se obtuvieron en las otras dos estaciones forestales analizadas en el mismo periodo (tabla 1).

### Composición de las aguas de drenaje

La composición media y los intervalos de variación obtenidos en las disoluciones de drenaje se recogen en la tabla 2. De acuerdo con la fuerte pluviosidad, el escaso tiempo de residencia y la composición química de estos suelos, las aguas gravitacionales resultan extremadamente diluidas, oscilando la fuerza iónica alrededor de  $1.5 \times 10^{-3}$  mol l<sup>-1</sup>, en comparación con las observadas en otras áreas de clima templado, para las que se señalan valores medios de este parámetro en torno a 0.4 mol l<sup>-1</sup>, y de un orden similar a las detectadas en medios más cálidos y húmedos (Adams, 1974; Altman y Dittmer, 1966; Gillman y Bell, 1977).

Tabla 1.- Balance del agua en O Martelo y datos medios obtenidos en tres estaciones forestales con similares características y estudiadas en el mismo periodo (1). Se incluyen cálculos del ciclo del agua aplicando un modelo de distribución heterogénea (\*) (Calvo de Anta y Gómez Rey, 2002).

	O Martelo		O Martelo	Datos medios (1)
(l m <sup>-2</sup> año <sup>-1</sup> )	1997	1998	(año medio)	(año medio)
PR	2315	1715	2015	1988
PLmedio (%PR)	1639.3 (70.8)	1323.7 (77.2)	1481.5 (73.5)	1504.9 (75.6)
FTmedio l tallo <sup>-1</sup> l m <sup>-2</sup> eq (%PR)	1518.2 94.9 (4.07)	1100.7 68.8 (4.01)	1309.5 81.9 (4.06)	2336.0 146.0 (7.3)
INTmedia (%PR)	580.1 (25.1)	321.5 (18.8)	450.8 (22.3)	337.1 (17.0)
(*)PL <sub>COPA</sub>	1412.2	1046.2	1229.2	1213.1
(*)PL <sub>LIBRE</sub>	497.7	368.7	433.2	427.4
∑ PL (%PR)	1909.9 (82.5)	1414.9 (82.5)	1662.4 (82.5)	1640.5 (82.5)
FT (%PR)	94.9 (4.07)	68.8 (4.01)	81.9 (4.06)	146.0 (7.3)
(*)INT (%PR)	310.2 13.4	231.3 13.4	270.8 13.4	201.1 10.1
DRAh <sub>1(LR)</sub>	1063.0	1030.6	1046.8	1037.4
DRAh <sub>1(LI)</sub>	-	-	1268.4	nd
DRAh <sub>2(LI)</sub>	-	-	968.2	nd
DR <sub>ST</sub> (%PR)	1088.6 (47.0)	1063.0 (62.0)	1075.8 (53.3)	1233.8 (62.1)
ET (%PR)	645.6 (27.9)	329.5 (19.2)	487.6 (23.6)	417.1 (21.0)
(*)ET (%PR)	916.3 (39.6)	420.6 (24.5)	668.5 33.2	553.1 (27.8)

PR: Precipitation ; PLmedio: Pluviolavado medio (datos medios de 6 pluviómetros); FT: Flujo de tallo (l tallo<sup>-1</sup> y l m<sup>-2</sup>eq calculado para una densidad de planta de 4x4); INT: Interceptación; DRAh<sub>1(LR)</sub> y DRAh<sub>1(LI)</sub>: drenaje hor. Ah<sub>1</sub> obtenido en el lisímetro de relleno y en el lisímetro de cuña introducido bajo el horizonte; DRAh<sub>2(LI)</sub>: drenaje bajo Ah<sub>2</sub>; DR<sub>ST</sub>: Drenaje suelo (a 80 cm); ET: evapotranspiración

Tabla 2.- Composición media de las aguas gravitacionales bajo distintos horizontes del suelo ( $\text{mg l}^{-1}$ ) (LR: lisímetros de relleno áreas próximas a troncos; LF: lisímetros convencionales, bajo distintos horizontes)

	O+Ah <sub>1(LR)</sub>					O+Ah <sub>1(LF)</sub> (a 20 cm)					O+Ah <sub>1+Ah<sub>2(LF)</sub></sub> (a 40 cm)					O+Ah <sub>1+Ah<sub>2+Cl</sub></sub> (a 80 cm)				
	Max.	Min	Media	Mediana		Max.	Min	Media	Mediana		Max.	Min	Media	Mediana		Max.	Min	Media	Mediana	
C.E. ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	239.0	41.0	116.7	105.1	239.0	40.1	83.0	78.1	179.4	74.7	108.3	95.3	108.9	47.9	66.7	56.3				
pH	4.7	3.7	4.0	4.0	7.4	4.4	4.7	4.6	5.0	4.5	4.7	4.6	5.7	5.1	5.4	5.5				
SO <sub>4</sub>	15.00	2.22	6.23	5.85	9.44	3.18	6.60	6.24	7.17	5.96	9.48	11.53	1.92	0.79	1.19	1.11				
NO <sub>3</sub>	62.92	0.03	15.56	11.21	41.15	1.76	11.32	9.58	12.56	0.71	8.41	11.29	5.39	0.28	3.62	3.93				
NH <sub>4</sub>	0.41	0.03	0.08	0.03	13.16	0.08	2.27	1.16	4.18	0.24	1.21	0.89	0.03	0.03	0.03	0.03				
PO <sub>4</sub>	0.35	0.03	0.05	0.03	0.25	0.03	0.05	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.09	0.03	0.04	0.03				
F	0.16	0.01	0.05	0.04	0.24	0.01	0.05	0.03	0.09	0.03	0.05	0.05	0.03	0.01	0.02	0.02				
Cl	30.00	3.35	8.80	8.06	15.25	2.80	6.59	6.50	26.48	5.78	8.63	8.14	8.08	3.27	6.84	7.77				
Na	18.90	3.14	5.27	4.76	7.09	2.33	4.27	3.78	8.61	4.40	4.96	4.66	6.22	5.26	5.69	5.61				
Cl/Na <sub>(eq)</sub>	-	-	1.10	-	-	-	1.00	-	-	-	1.13	-	-	-	0.78	-				
Ca	1.81	0.03	0.59	0.54	5.31	0.35	1.42	0.76	2.07	0.44	0.89	0.68	1.71	0.64	0.95	0.82				
Mg	2.13	0.11	0.80	0.78	0.70	0.27	0.49	0.50	0.82	0.37	0.61	0.61	1.08	0.54	0.68	0.61				
K	2.27	0.19	0.70	0.66	1.36	0.14	0.55	0.45	2.18	0.05	0.57	0.19	0.35	0.30	0.33	0.34				
Si	3.88	0.16	1.37	1.27	2.19	0.63	1.39	1.39	3.02	2.13	1.86	1.83	3.77	0.25	2.76	3.07				
Al	8.51	0.20	3.00	2.18	2.15	0.20	1.04	1.03	2.23	0.59	1.52	1.67	0.23	0.04	0.09	0.08				
Fe	0.33	0.05	0.09	0.05	0.44	0.05	0.08	0.05	0.16	0.05	0.05	0.05	0.49	0.05	0.12	0.05				

Las aguas de precipitación sufren una importante variación de su estado ácido-base a medida que se introducen en el sistema. El pH medio de la lluvia en estos años osciló alrededor de 5.2, descendiendo a 4.7 a su paso a través de las cubiertas y a 4.1 al discurrir a lo largo de los troncos. En los horizontes superficiales del suelo se produce un nuevo incremento de acidez, observándose una variación espacial de acuerdo a las entradas, es decir, más acusado en los lisímetros situados en áreas próximas a los tallos (LR) (4.0) que en otras posiciones bajo la cubierta (LI) (4.7) (fig.1 y tabla 2). Posteriormente, a medida que las aguas se infiltran en el suelo se observa una disminución paulatina de la

acidez, resultando finalmente un drenaje de salida del sistema edáfico (a 80 cm) con valores medios de pH de 5.4. Los resultados obtenidos son acordes con otros observados anteriormente en sistemas forestales de Galicia con diferentes especies (Calvo de Anta, 1992) y se relacionan con la presencia de ácidos orgánicos, reacciones de oxidación, elevada presión de  $\text{CO}_2$  ... de los horizontes húmíferos frente a los horizontes subsuperficiales, en los que se produce un consumo paulatino de  $\text{H}^+$ , fundamentalmente a través de las reacciones de hidrólisis mineral.

En cuanto a la composición de las disoluciones cabe destacar, en primer lugar, la influencia del componente oceánico en las

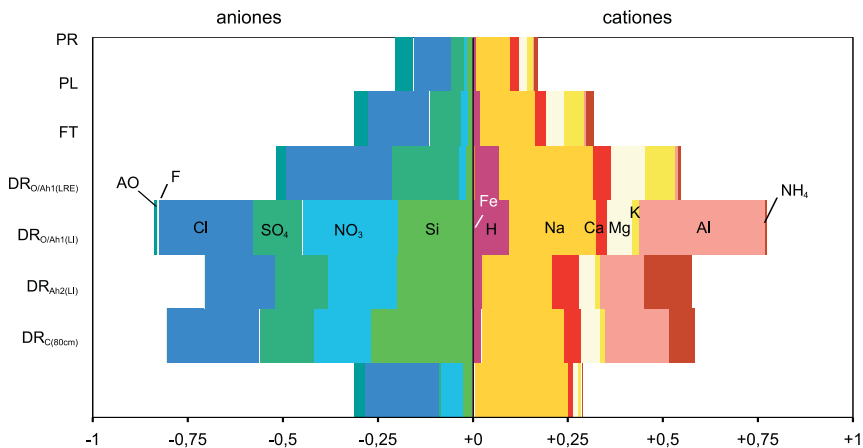


Fig. 1.- Balances de carga de las disoluciones de entrada y salida del sistema ( $\text{mmolc l}^{-1}$ ) (PR: precipitación; PL: pluviolavado medio; FT: flujo de tallo medio; DR<sub>O/Ah1(LR)</sub>, DR<sub>O/Ah1(LI)</sub>, DR<sub>Ah2(LI)</sub> y DR<sub>C</sub>: Drenaje medio obtenido bajo los diferentes horizontes).

aguas de lluvia y pluviolavado, en los que Cl y Na son los iones mayoritarios (fig.1), tanto en forma de deposición húmeda como a través de la interceptación y posterior lavado de aerosoles marinos, y que ya fue comentado en la anterior publicación. Así mismo, es destacable la importancia relativa que adquieren

otros compuestos, como  $\text{SO}_4$  y K, tanto en la precipitación como en el pluviolavado (que llega a duplicar a la precipitación) (fig.1); para el  $\text{SO}_4$  este incremento es debido a la deposición seca, mientras que para el K se reconoce un aporte importante a través del lixiviado de las copas (Gómez Rey y Calvo de Anta, 2002).

A medida que las disoluciones se infiltran en el suelo experimentan cambios importantes en su composición. Lo más notable es el incremento de concentración de los compuestos nitrogenados ( $\text{NH}_4$  y  $\text{NO}_3$ ) como resultado de los procesos de descomposición y mineralización de los residuos orgánicos. Al, Si y, en menor medida,  $\text{SO}_4$  y Ca, también experimentan un notable aumento de concentración en las capas superficiales (fig.1); en el caso del Al, al carácter ácido de las disoluciones en estos horizontes se une la presencia de ligandos orgánicos solubles, con la consiguiente formación de complejos MO-Al de diferente estabilidad. Este tipo de compuestos han sido detectados de modo general en horizontes superficiales (O y  $\text{Ah}_1$ ) de suelos forestales de Galicia, pudiendo llegar a suponer más del 50% de Al monomérico solubilizado, y son considerados como fases precursoras de formas poliméricas y, finalmente, de compuestos húmicos precipitados (Alvarez Rodriguez y Calvo de Anta, 1992). El K es el único elemento cuyo comportamiento se aleja de este patrón general, mostrando un claro descenso de concentración entre el pluviolavado y el drenaje de los horizontes superficiales. La concentración de Mg apenas muestra variaciones.

Nuevamente se ponen de manifiesto diferencias entre los lisímetros según su situación respecto a la cobertura arbórea, resultando las disoluciones de los horizontes superficiales en las proximidades a los troncos, además de más ácidas, más concentradas, en general para todos los elementos, que en otras posiciones (fig.1).

Las aguas de salida del sistema difieren sustancialmente de las de los horizontes superficiales; además de experimentar un incremento de pH se produce un descenso generalizado de las concentraciones iónicas.

En la fig.2 se representan de forma acumulativa los flujos de entradas y salidas absolutas de elementos a través de las diferentes disoluciones, durante los dos años de la experiencia. Para algunos elementos, como K y

$\text{SO}_4$ , se reconoce una ganancia neta en el sistema ( $\text{Pluviolavado} > \text{DR}_{\text{S.Total}}$ ), con una relación  $\text{PI}/\text{DR}_{\text{C}}$  de 7 y 4, respectivamente; para otros, como Ca y Mg, los aportes son similares al lavado y, por último, para Na, Al, N ( $\text{NO}_3 + \text{NH}_4$ ) y Si las pérdidas por drenaje superan claramente a las entradas (la relación  $\text{PI}/\text{DR}_{\text{C}}$  es 0.8, 0.6, 0.6 y 0.03, respectivamente (ver tabla 4).

### Retirada de elementos por biomasa

La composición de la madera y corteza de troncos de diferentes individuos de *P. radiata* tomados en la parcela del estudio presentó una variabilidad muy baja (tabla 3). La composición de la corteza muestra ciertas diferencias con la del tronco, resultando algo más rica en C, N, Mg y Al. La extracción neta de elementos se estableció considerando exclusivamente la biomasa del tronco maderable con corteza (BTM), es decir, no contabilizando como pérdidas (ni ganancias) el sistema radical ni las ramas, dado que se supone un sistema de manejo con devolución de los restos de tala no aprovechados. El resultado final del consumo neto es de unos 5, 4, 2 y 1 kg/ha/año para N, K, Ca y S, respectivamente. La absorción de Mg es mucho más baja, aproximadamente 0.2 kg/ha/año.

### Balance de elementos

El balance de elementos en el sistema se estableció a partir de los datos de entrada y salida ajustados de acuerdo a consideraciones iso-cloro. En la tabla 4 se recogen los datos correspondientes al año medio (1997/1998) y en la fig.3 un esquema de los balances. Los resultados muestran claras diferencias entre los distintos elementos, pero siempre con un denominador común, la fuerte influencia ejercida por la vegetación arbórea en la minimización de las pérdidas del sistema a través del reciclado de restos orgánicos hacia las capas superficiales, que normalmente adquieren un balance positivo, a expensas de las subsuperficiales.

Fig. 2.- Movilización acumulativa de elementos ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) frente a flujos de agua en las disoluciones de entrada y salida del sistema, durante el periodo de estudio (1997+ 1998) (PR: precipitación; PL: pluvio-lavado medio;  $\text{DR}_{\text{O/Ah1(LR)}}$ ,  $\text{DR}_{\text{O/Ah1(LI)}}$ ,  $\text{DR}_{\text{Ah2(LI)}}$  y  $\text{DR}_{\text{C}}$ : Drenaje medio obtenido bajo los diferentes horizontes) .



Tabla 3.- Composición media de madera de tronco y corteza de diferentes individuos de *Pinus radiata* de la estación y cálculo de la retirada total de elementos (para el marco de plantación de 4x4) (datos de composición para elementos mayoritarios: en %; Cd a Zn: en mg kg<sup>-1</sup>)

	Composición media		Extracción total	
	Tronco	Corteza	Tronco (kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Corteza (kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )
C	45.6 %	51.8 %	2200.4	242.2
N	0.11	0.36	5.06	1.68
S	0.02	0.02	0.96	0.09
P	<0.001	0.002	<0.05	0.009
Ca	0.047	0.040	2.26	0.19
Mg	0.002	0.011	0.11	0.05
K	0.085	0.016	4.09	0.08
Na	0.007	0.006	0.33	0.03
Si	0.005	0.003	0.24	0.01
Al	0.009	0.038	0.43	0.18
Fe	0.080	0.008	3.85	0.04
Cd	<0.05 mg kg <sup>-1</sup>	<0.05 mg kg <sup>-1</sup>	-	-
Mn	62.8	12.0	0.30	0.006
Cu	<5	<5	-	-
Ni	1.25	1.60	0.01	0.001
Pb	<10	<10	<0.05	<0.005
Cr	5.0	<2.0	0.02	<0.001
Zn	18.8	12.0	0.09	0.006

El P es quizás el elemento que presenta el comportamiento más fuertemente ligado a los ciclos biogeoquímicos. El aporte externo por precipitación resultó inferior a 1 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de PO<sub>4</sub>, una pequeña parte del cual se absorbió directamente por la copa, de manera que la entradas al suelo fueron mínimas y, dada su baja movilidad, también resultaron despreciables las pérdidas de PO<sub>4</sub> por drenaje. El componente principal del balance es el ciclo absorción/acumulación de hojarasca, de manera que las capas superficiales presentan una tasa de enriquecimiento de P orgánico de unos 4 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (unos 12 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, expresado como PO<sub>4</sub>), lo que supone una pérdida del mismo orden en las capas más profundas.

El S muestra un balance global positivo.

El aporte medio de SO<sub>4</sub> por precipitación resultó próximo a 29 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, mayoritariamente de origen no marino, y la deposición seca fue del mismo orden, de modo que las entradas por pluvio lavado y flujo de tallo (calculado para un marco de plantación de 4x4) ascendieron a 57 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. El suelo en su conjunto sufrió una pérdida de unos 13 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, por lavado, y de 3 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, por biomasa (BTM), de lo que resultó un balance global de +41 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, es decir, una tasa de enriquecimiento anual de 0.1% respecto a las existencias (fig.3).

Los horizontes superficiales (Ah<sub>1</sub> y Ah<sub>2</sub>) no retienen el sulfato aportado por el pluvio lavado (Pl+Ft), e incluso se moviliza una pequeña fracción desde estas capas. La mayor parte del incremento anual se implica

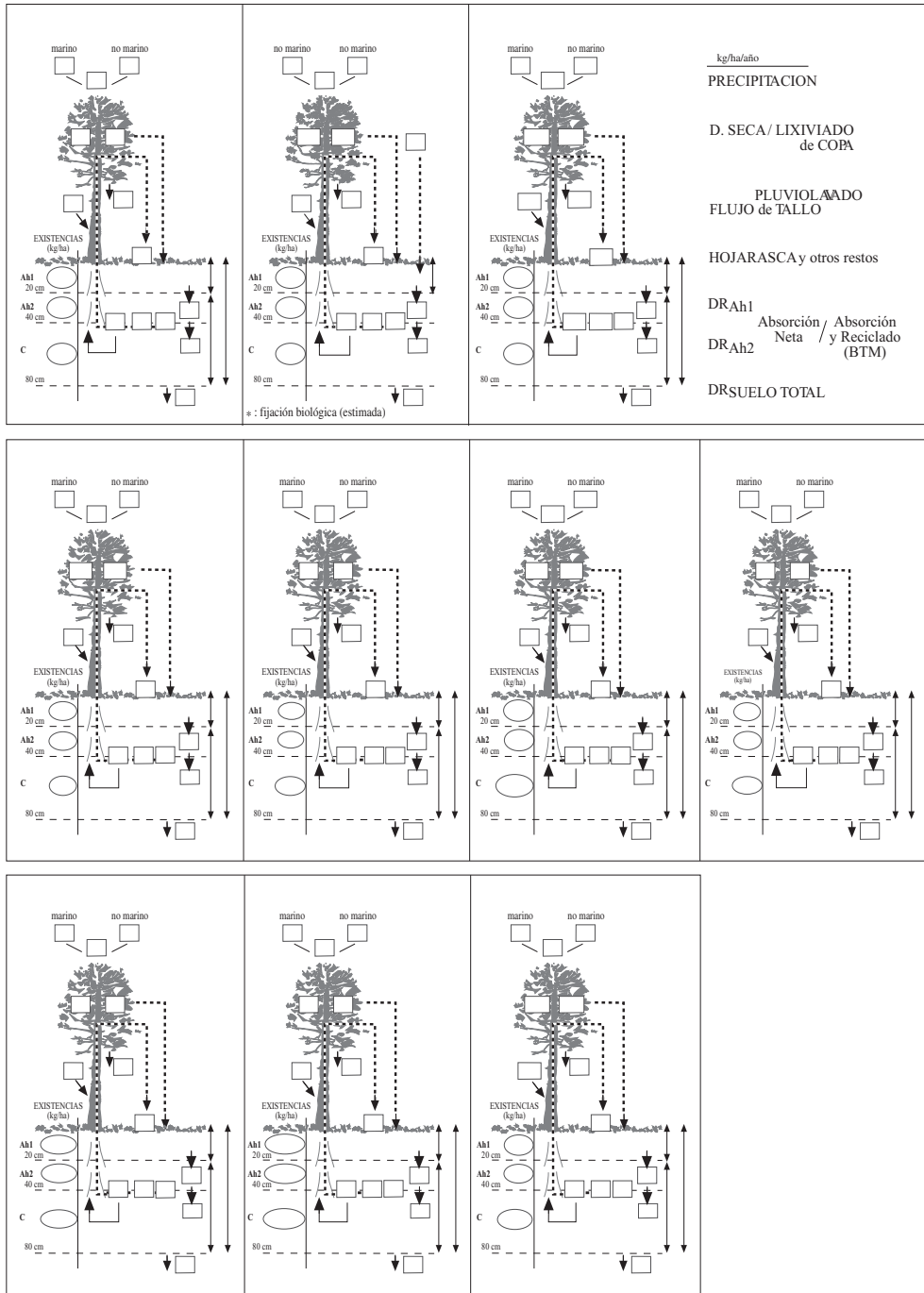


Fig. 3.- Síntesis del balance de elementos en el suelo forestal (obtenido a partir de los datos medios recogidos en la tabla 4) (cálculo de existencias: a partir de datos de Gómez Rey y Calvo de Anta 2002).

Tabla 4.- Flujo anual de elementos en el sistema forestal de O Martelo (ajustado mediante consideraciones iso-cloro) (media de 1997/1998, en kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>)

	l m <sup>-2</sup>	Cl	SO <sub>4</sub>	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	N- NH <sub>4</sub> +NO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>	F	Na	Ca	Mg	K	Si	Fe	Al
PR	2015.0	72.25	28.92	3.14	11.03	4.93	0.95	0.50	41.90	8.60	4.95	13.45	1.34	1.25	0.68
m		72.25	9.75	-	-	-	-	-	40.25	1.65	4.65	1.60	-	-	-
nm		-	19.15	3.14	11.03	4.93	0.95	0.50	1.65	6.95	0.30	11.85	1.34	1.25	0.68
PL	1481.5	72.25	51.64	3.03	11.56	4.97	0.70	-	46.52	8.06	7.10	24.76	0.90	-	0.56
FT	1309.4*	7.45	5.05	0.10	1.45	0.41	0.17	0.05	4.35	0.77	0.85	2.10	0.10	0.15	0.10
H	-	nd	44.20	(1)	276.6	62.50	11.50	nd	1.95	11.30	4.40	10.50	1.30	1.75	3.55
BTM	-	nd	3.15	(1)	29.85	6.74	0.03	nd	0.36	2.45	0.16	4.17	0.25	3.89	0.61
DR <sub>Ah1</sub> (LR)	1046.8	83.60	64.30	0.71	118.89	27.40	0.55	0.50	48.73	5.60	7.65	7.49	14.89	0.80	30.19
DR <sub>Ah1</sub> (LI)	1268.4	83.60	83.72	28.79	143.58	54.81	-	0.60	54.16	18.01	6.22	6.98	17.63	1.01	13.19
DR <sub>Ah2</sub> (LI)	968.2	83.60	65.58	11.72	91.82	29.85	-	0.50	48.04	8.62	5.91	5.52	18.02	0.48	14.63
DR <sub>ST</sub>	1075.8	83.60	12.8	0.27	38.95	9.01	-	0.20	61.22	10.22	7.32	3.55	29.69	0.50	0.97

PR-precipitación; m: origen marino; nm: origen no marino; PL: pluviolavado; FT: flujo de tallo (para un marco de 4x4) (\*:1 tallo<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>); H: Hojarasca y otros restos; BTM: biomasa de tronco maderable; DR<sub>Ah1</sub>(LRE): drenaje bajo Ah<sub>1</sub> (listímetros de relleno, situados en las proximidades a troncos); DR<sub>Ah1</sub> y DR<sub>Ah2</sub> (LI): listímetros de cuña, introducidos en el suelo bajo los distintos horizontes; DR<sub>ST</sub>: drenaje de salida del sistema a 80 cm, sobre la saprolita. (1):contabilizado como NO<sub>3</sub>; nd: no determinado.

en el ciclo biogeoquímico, traduciéndose finalmente en S orgánico, unos 6 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de S (17 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, expresado como SO<sub>4</sub>). Este resultado explica los análisis del contenido total y el fraccionamiento de S observado en estos horizontes (Stotal: 0.2%, prácticamente en su totalidad como S-orgánico (Gómez Rey y Calvo de Anta, 2002).

En los horizontes inferiores se produce una fijación de SO<sub>4</sub>, probablemente adsorbido sobre los coloides de carga variable del suelo, que puede estimarse (DR<sub>Ah1</sub> - DR<sub>ST</sub> - BTM-H) en un orden de magnitud de 24 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (fig.3). Estos datos confirman, y cuantifican, la importancia real que en los suelos de Galicia pueden tener los procesos de fijación de determinados aniones, que han sido puesto en evidencia en anteriores estudios (Camps *et al.*, 1999). Según se comentó en la anterior publicación, la capacidad de fijación obtenida en el suelo de esta parcela (frente a disoluciones 1.6 mM de SO<sub>4</sub>, a pH 3.0) resultó de 2.8, 4.6 y 1.5 mmol/kg en los horizontes Ah<sub>1</sub>, Ah<sub>2</sub> y C, respectivamente .

En cuanto al N, el aspecto más destacable es, quizás, su elevada concentración en el suelo (0.96%, 0.63% y 0.08% en los horizontes Ah<sub>1</sub>, Ah<sub>2</sub> y C, respectivamente), lo que, para una  $\delta$  aparente de 1.2, 1.2 y 1.6, da como resultado un contenido total superior a 43000 kg ha<sup>-1</sup> (fig.3). Este resultado es de un orden similar al observado habitualmente en los suelos forestales de Galicia y debe ser relacionado con la gestión histórica de los suelos de monte de esta región, en los que la presencia de leguminosas (sobre todo del género *Ulex*) fue una constante en el periodo anterior (y en coexistencia) a las repoblaciones forestales. La elevada productividad, sin abonado, de muchos de los suelos arbolados de esta zona puede relacionarse, sin duda, con este antecedente. Aunque en este estudio el sotobosque ha sido eliminado al inicio de la experiencia, sus efectos sobre el suelo son evidentes.

Los aportes externos medios de N duran-

te el periodo considerado resultaron próximos a 5 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, prácticamente en su totalidad como deposición húmeda, repartida al 50% entre N-NH<sub>4</sub> y N-NO<sub>3</sub> (tabla 4) (fig.3). La retirada anual por biomasa supera ligeramente estas entradas (unos 7 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) y las pérdidas por drenaje ascendieron a 9 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, de manera que resultaría un balance negativo de unos -10 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, que muy probablemente es compensado por la fijación biológica de N<sub>2</sub> atmosférico, para la que se señalan normalmente tasas de este orden (y superior) de magnitud para diferentes organismos del suelo (Stevenson, 1985). La mayor parte del N del sistema aparece implicado en el ciclo biogeoquímico (unos 63 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), lo que minimiza notablemente las pérdidas por drenaje en comparación con las observadas en sistemas no arbolados, a la vez que se favorecen las diferencias de composición entre horizontes superficiales y profundos (fig.3).

Los balances obtenidos para los cationes alcalinos y alcalinotérreos son muy diferentes. El K presenta el comportamiento más llamativo al producirse una importante ganancia neta (unos 14 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) (0.004%) que es consecuencia, tanto de un elevado aporte externo (22 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, no se considera el lixiviado de copa) como de un escaso lavado. La ganancia de K se localiza en los horizontes superficiales; en ellos la tasa de incremento anual llega a ser de 31 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, que se justifica, no sólo por los aportes por reciclado, sino por la escasa movilización, incluso del K que llega en forma soluble (la relación (Pl+Ft)/DR<sub>Ah1</sub> es próxima a 4) (fig.3). No es posible precisar la forma en la que se resuelve esta retención (como biomasa no contabilizada, en la intercapa de arcillas de tipo vermiculita e interlaminares illita-vermiculita presentes en estos horizontes, en posiciones de cambio...etc.). Los horizontes profundos presentan un balance parcial negativo, en el que el proceso de absorción vegetal es el componente principal de las salidas.

A diferencia del anterior, Na y Ca experimentan pérdidas anuales que ascienden a unos 10 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en el caso del Na, y a 4 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para el Ca, lo que supone una tasa de movilidad relativa de 0.05 y 0.04 %, respectivamente, por año. Por su parte, el ciclo geoquímico del Mg resulta equilibrado, también con una diferenciación entre la capa superficial, con una tasa de incremento de unos 6 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, y las subsuperficiales, que experimentan pérdidas de orden algo similar.

Si y Al presentan balances globales negativos, siendo los únicos elementos (y el Na en mucha menor medida) que sufren pérdidas netas en los horizontes superficiales, lo que pone de manifiesto la escasa influencia que los ciclos biogeoquímicos ejercen sobre ellos. En todo caso, la dinámica de estos elementos es muy diferente. Mientras que el Si es movilizado de modo general en todas las capas del suelo, para el Al se observa una elevada retención en los horizontes Ah<sub>2</sub> y C, que ya ha sido comentada, y se relaciona con la precipitación de los complejos solubles MO-Al, en los horizontes humíferos, y/o con la neoformación de arcillas (Calvo de Anta y Macías Vázquez, 1993). La magnitud de la pérdida global del sistema es también muy diferente, unos 29 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para el Si y 1 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para el Al (fig.3).

El Fe presentó una dinámica muy diferente a Si y Al, fuertemente influida por la vegetación. Por un lado, la cubierta vegetal absorbe cerca del 90% del Fe aportado por la precipitación; por otra parte, la fijación como biomasa maderable es también muy importante (en términos relativos) de manera que, de todos los elementos analizados, el Fe es el que muestra una menor tasa de translocación desde raíz a hojas (la retirada como biomasa de tronco maderable es 2 veces superior al reciclado). Finalmente, y aunque la movilidad de este elemento fue muy baja, el balance global resultó negativo, incluso más que el del Al, de unos 4 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

El orden de movilidad relativa (% de pérdida respecto a contenido total) de los elementos que presentaron balances negativos fue: Ca>Na>>Mg≈Si≈(Fe) >>Al (0.054 %, 0.038 %, 0.002 %, 0.002 % (0.002%) y 0.0001 %, respectivamente, debiéndose matizar la importancia del lavado como parámetro principal de las pérdidas de todos los elementos excepto del Fe, fundamentalmente extraído por la vegetación.

### **Calidad de las disoluciones de salida del sistema**

Las características de las aguas de escorrentía subsuperficial (>80 cm) recogidas durante 1998 (tabla 5) han sido valoradas considerando los indicadores de calidad propuestos por diferentes autores. (tabla 6)

El pH medio de la disolución de salida (5.4) se encuentra próximo al equilibrio agua pura-CO<sub>2</sub> atmosférico y dentro del intervalo habitual de los ríos en áreas graníticas de Galicia (5.2- 6.8) (Calvo de Anta y Macías Vázquez, 1993).

El Al soluble presenta valores adecuados, <4 mg/l para suelos forestales bajo 50 cm (Tomlinson, 1983; Huetterman y Ulrich, 1984; Bossel *et al.*, 1985) y <0,1 mg l<sup>-1</sup> para aguas subterráneas, superándose ligeramente los umbrales admitidos para arroyos (0,08 mg/l) (Brown, 1982; Morris *et al.*, 1989; Sverdrup *et al.*, 1990). Como se ha comentado, este resultado es habitual en los suelos forestales de Galicia, en los que se produce una rápida caída de la concentración de Al desde las aguas de escorrentía a las fluviales, a la vez que un incremento del pH y un descenso de la concentración de ligandos (F<sup>-</sup> y compuestos orgánicos solubles). La actividad de la especie inorgánica monomérica (Al lábil) presenta valores inferiores a los propuestos como críticos para aguas de escorrentía y arroyos (Fiskeristyrelsen, 1982; Brown, 1982; Morris *et al.*, 1989; Sverdrup *et al.*, 1990) . La alcalinidad [-(H)-(Al)] media de las aguas resultó de -14 μmol/l, es decir, den-

Tabla 5.- Composición de las aguas de escorrentía subsuperficial (&gt;80 cm) tomada en diferentes fechas de 1998

	14/04/98	5/5/98	19/6/98	10/7/98	28/10/98	3/12/98	29/12/98
pH	5,20	5,14	5,56	5,52	5,78	5,53	5,72
C.E. (ms cm <sup>-1</sup> )	56,33	49,37	81,19	108,89	47,93	55,34	68,00
H <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	6,31·10 <sup>-3</sup>	7,24·10 <sup>-3</sup>	2,75·10 <sup>-3</sup>	3,02·10 <sup>-3</sup>	1,66·10 <sup>-3</sup>	2,95·10 <sup>-3</sup>	1,91·10 <sup>-3</sup>
Na <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	5,26	5,39	5,50	5,65	5,61	6,22	6,21
Ca <sup>2+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0,64	0,67	1,71	1,33	0,82	0,66	0,82
Mg <sup>2+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0,61	0,69	1,08	0,75	0,55	0,54	0,55
K <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0,35	0,30	0,32	0,34	0,35	0,34	0,30
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Si (mg l <sup>-1</sup> )	0,25	3,91	2,49	3,26	3,77	3,07	2,56
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	5,39	4,75	4,71	0,28	3,93	3,09	3,22
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0,79	1,43	0,83	1,92	1,19	1,11	1,05
Cl <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	7,82	7,78	8,08	8,19	7,77	6,45	6,74
F <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0,026	0,024	0,021	0,010	0,010	0,023	0,021
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0,9	2,1	5,6	4,8	1,3	2,8	11,2
Fe (mg l <sup>-1</sup> )	0,05	0,05	0,05	0,05	0,49	0,05	0,11
AlT (mg l <sup>-1</sup> )	0,23	0,04	0,08	0,08	0,09	0,07	0,07
Al SA (mg l <sup>-1</sup> )	0,14	0,04	0,13	0,13	0,14	0,00	0,00
Al R (mg l <sup>-1</sup> )	0,09	0,10	<0,05	<0,05	<0,05	0,12	0,07
Al L (mg l <sup>-1</sup> )	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,12
Al NL (mg l <sup>-1</sup> )	<0,05	0,10	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

Tabla 6.- Parámetros relativos a la calidad de las aguas de drenaje (suelo forestal y salida del sistema, a 80 cm)

	Drenaje Ah <sub>1(LR)</sub>	DR. S.Total
pH	4,03	5,43
Al <sub>T</sub> (mmol <sub>c</sub> l <sup>-1</sup> )	0,32	0,01
Al <sub>labil</sub> (mmol <sub>c</sub> l <sup>-1</sup> )	0,25	0,006
Alcalinidad (μmol l <sup>-1</sup> )	-327	-14
H/Al (molar)	0,89	1,10
Al/Ca (molar)	8,0	0,14
SO <sub>4</sub> /NO <sub>3</sub> (molar)	0,41	0,21
NO <sub>3</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	11,3	3,9
CNA (mmol <sub>c</sub> l <sup>-1</sup> )	-215	+0,03
CNA/SO <sub>4</sub>	-1,60	+1,20
NH <sub>4</sub> /K (molar)	0,22	<0,1

tro del rango aceptable para arroyos (>50 μmol<sub>c</sub>/l) (Flaten, 1986; Sverdrup, 1990) y para suelos forestales a 50 cm (>300 μmol<sub>c</sub>/l). Por su parte, la relación molar Al/Ca (0.14) no supera el valor crítico de 1.0 (para escorrentía de suelos forestales de 50 cm) y, por supuesto, de 5 (límite admitido para arroyos).

La concentración media de SO<sub>4</sub> (1.19 mg/l) es muy baja, notablemente alejada de los niveles que se consideran de afección (>10 mg/l) y a gran distancia de los considerados como no tolerables para aguas fluviales (>250 mg/l). También en el caso del NO<sub>3</sub>, la concentración media (3.6 mg/l) está muy alejada de los umbrales de tolerancia para aguas subterráneas (50 mg/l) y arroyos (31mg/l)

(*Swedish Environmental Protection Agency*), si bien se superan ligeramente los valores medios obtenidos en los ríos principales de la zona y, en general, de toda la región (<2 mg/l) (Calvo de Anta y Macías Vázquez, 1993).

La Capacidad de neutralización de ácidos (CNA= Suma de cationes básicos +  $\text{NH}_4^+$ -aniones) resulta positiva (+0,03 mmol/l) y la relación CNA/ $\text{SO}_4$  es de 1.20 mmol/l, es decir, supera el mínimo permitido para aguas subterráneas (0,5 mmol/l).

También la relación molar  $\text{NH}_4/\text{K}$  (<0,1) resultó aceptable (<5, De Vries, 1988).

Según esto, las aguas de salida de los suelos forestales de la estación de O Martelo no mostraron, durante los años del estudio, ninguna anomalía frente a los umbrales de tolerancia considerados, de lo que se deduce una calidad "aceptable" para los arroyos de la zona de influencia, por lo que se propone su utilización como datos de referencia de sistemas no contaminados en áreas forestales de Galicia.

## CONCLUSIONES

A partir de los datos obtenidos durante dos años completos (1997 y 1998) en un estudio dinámico de las entradas y salidas de los principales elementos en un suelo forestal repoblado con *Pinus radiata*, se han establecido balances que pueden ser utilizados para el establecimiento de las tendencias geoquímicas actuales existentes en estos medios.

A pesar de la elevada pluviosidad registrada en la zona (>2000 l m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>) y tratarse de un sistema abierto y bien drenado, el suelo presentó en su conjunto un balance positivo para K, S y P (del orden de 14, 14 y 0.3 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente. Los condicionantes principales de esta ganancia fueron los (relativamente) importantes aportes por deposición húmeda y seca, sobre todo para S y K, y la fuerte influencia de los ciclos biogeoquímicos en la minimización de las pérdidas por drenaje, incorporándose en superficie eleva-

dos contenidos de elementos en forma orgánica. En el caso del S se reconoce, así mismo, la presencia de procesos de adsorción superficial en los horizontes Ah<sub>2</sub> y C, y, es muy probable, que la existencia de vermiculitas e interlaminares I-V en las capas humíferas esté actuando sobre la fijación de K, que tiene lugar exclusivamente en estos horizontes. La tasa anual de incremento relativo, teniendo en cuenta las existencias totales de estos elementos en el suelo, resultó de 0.03 % para S, 0.008 % para P, 0.004 % para K y 0.002 % para Mg.

Por el contrario, el balance global fue negativo para Na, Ca, Si, Fe y Al (-10, -4, -29, -4 y -1 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente. El orden de movilidad relativa (% de pérdida respecto a contenido total) fue: Ca>Na>>Si (≈Fe) >>Al (0.054 %, 0.038 %, 0.002 %, (0.002%) y 0.0001 %, respectivamente. El componente principal de las pérdidas fue el lavado del suelo, no obstante la importante influencia de la vegetación en la ralentización de este proceso a través del reciclado. La dinámica del Fe difiere de este patrón general, dada su escasa movilidad, resultando la fijación en biomasa el componente principal de las salidas del sistema.

El comportamiento del Al muestra también características particulares al ser el único elemento que presenta un balance parcial negativo en los horizontes superficiales (O+Ah<sub>1</sub>), probablemente tanto en forma monomérica inorgánica como formando complejos Al-MO, y una ganancia de orden similar, en los subsuperficiales.

## REFERENCIAS

- Adams, F. (1974): Ionic concentration and activities in soil solutions. *Soil Sci.Soc.Am.Proc.*, 35, 420-426.
- Altman, P.L. y Dittmer, D.S. (1966): Environmental Biology. *F. Am. Soc. Expt.*, 507 pp.

- Álvarez Rodríguez, E. y Calvo de Anta, R. (1992): Geochemical aspects of aluminium in forest soils in Galicia (NW Spain). *Biogeochemistry*, 16, 167-180.
- Bossel, H., Metzler, W., Schaferm, H. (1985): *Dynamik des Waldsterbens*. Springer-Verlag
- Brown, D.J.A. (1982): The effect of pH and calcium on fish and fisheries. *Water Air Soil Poll.* 16, 343-351.
- Calvo de Anta, R. (1992): *El eucalipto en Galicia. Sus relaciones con el medio natural*. Universidade de Santiago de Compostela (Ed.).
- Calvo de Anta, R y Macías Vázquez, F. (1993): Rôle des processus pédogénétiques dans le maintien de la qualité des eaux superficielles en zones tempérées humides. Exemple des sols acides sur roches granitiques et schisteuses de la Galice (NW Espagne). *C.R. Acad. Sci. Paris*, t.316, Serie II, 799-805.
- Calvo de Anta, R., y Gómez Rey, M.X. (2002): Distribución espacial del ciclo del agua en suelos forestales con *Pinus radiata*, de Galicia (NO de España). *Edafología*, 9, nº1.
- Camps Arbestain, M., Barreal, M.E., Macías, F. (1999): Relating sulfate sorption in forest soils to lithological classes, as defined to calculate Critical Loads of Acidity. *Sci. Total Environ.* 241, 181-195.
- De Vries, W. (1988): Critical deposition levels for nitrogen and sulphur on dutch forest ecosystems. *Water Air Soil Poll.* 42, 221-239.
- Driscoll, C.T. (1984): A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic waters. *Int. J. Environ. Analyt. Chem.* 16: 267-283.
- FAO (1998): World Reference Base for Soil Resources. Roma, 91pp
- Fiskeristyrelsen (1982): Rad och riktlinjer för kalkning av sjöar och vattendrag. Technical report. *Meddelande från Fiskeristyrelsen* nº1.
- Flaten, T.P. (1986): An investigation of the chemical composition of Norwegian drinking water and its possible relationships with the epidemiology of some diseases. Tesis Doctoral. Norwegian Institute of Technology, Institute of Inorganic Chemistry.
- Gillman, G. y Bell, L.C. (1977): Soil solution studies on weathered soils from tropical North Quesland. *Aust. J.Res.*, 16, 67-77.
- Gómez Rey, M.X. y Calvo de Anta, R. (2002): Datos para el desarrollo de una red integrada de seguimiento de la calidad de suelos de Galicia (NO de España): Balances geoquímicos en suelos forestales (*P.radiata*). 1.Aportes de elementos por deposición atmosférica y hojarasca. *Edafología*. (este volumen)
- Huetterman, A. y Ulrich, B. (1984): Solid phase-solution-root interaction in soils subjected to acid deposition. *Phil. Trans. R. Lond.*, B 305: 352-368.
- Morris, R., Taylor, E.W., Brown, D.J.A., Brown, J.A. (1989): *Acid toxicity and aquatic animals*. Cambridge University Press, Cambridge. Society for experimental biology seminar series, nº34.
- Stevenson, F.J. (1986): Cycles of Soil. Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients. John Wiley & Sons. New York, 380 pp.
- Sverdrup, H., De Vries, W., Henriksen, A. (1990): Mapping critical loads. A guidance to criteria, calculations, data collection and mapping of critical loads. UNECE, Copenhagen, Norway.
- Tomlinson, G.H. (1983): Die-back of red spruce, acid deposition and changes in soil nutrient status- A review. En: Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. B. Ulrich y J. Pankrath (Ed.) pp: 331-342.