

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*). 1. APORTES DE ELEMENTOS POR DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA Y HOJARASCA.

M.X. GÓMEZ-REY, R. CALVO DE ANTA

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

Abstract: A dynamic study of the balances of the principal elements in a *Pinus radiata* D. Don forest system was carried out during two consecutive years (1997/8), in a forest plot situated in the centre of Galicia (Alto de O Martelo, A Coruña, NW Spain). The aim of the study was to obtain data that would allow reference levels to be established for monitoring the quality of forest soils in mountainous regions of Galicia, both with and without anthropogenic influences.

The chemical composition of the solutions entering the system reflected a strong marine influence, accounting for 85% of the ionic load and an acid-base status close to equilibrium of pure CO₂-H₂O. There was an increase in acidity after passing through the forest canopy, particularly in the stemflow, for which a mean pH value of 4.1 was obtained; there was also an increase in the concentration of certain elements, such as Mg, NO₃ and SO₄. The return of elements via litter is the basic route of entry of PO₄, NO₃ and Al, whereas Na and K mainly originate from deposition; the amounts of Ca, Si, Fe and SO₄ originating from both routes of entry are similar.

Key Words: biogeochemical budgets, forest soils, throughfall, stemflow

Resumen: Con el fin de obtener datos que permitan establecer niveles de referencia para el seguimiento de la calidad de los suelos forestales de Galicia en áreas de montaña, sin o con muy baja influencia antrópica, se ha realizado un estudio dinámico de los balances de los principales elementos en un sistema forestal con *Pinus radiata* D. Don durante dos años climáticos completos, 1997 y 1998, en una parcela situada en el área centro de Galicia (Alto de O Martelo, A Coruña, NO de España).

La composición química de las disoluciones de entrada refleja una fuerte influencia marina, responsable del 85% de la carga iónica, y un estado ácido-base próximo al equilibrio CO₂-H₂O pura. Al atravesar las cubiertas vegetales se produce un incremento de acidez, sobre todo para el flujo de tallo, cuyo valor medio de pH es 4.1 y un incremento en la concentración de determinados elementos, como Mg, NO₃ o SO₄. El retorno de elementos al suelo por hojarasca resulta la vía fundamental de entrada para PO₄, NO₃ y Al, mientras que Na y K proceden fundamentalmente de la deposición y para Ca, Si, Fe y SO₄ los aportes son similares en las dos fracciones.

Palabras clave: Balances geoquímicos, suelos forestales, pluviolavado, flujo de tallo

INTRODUCCION

En el Sexto Programa de Acción en Materia de Medio Ambiente presentado por la Comisión de las Comunidades Europeas en 2001 se estableció entre sus objetivos la protección del suelo contra su degradación. Las acciones que van a emprenderse en un futuro inmediato están basadas en la información existente que, tal como se señala en el primer documento elaborado por la Comisión en el que se considera de forma específica la protección del suelo (*Hacia una estrategia temática para la protección del suelo*, COM 2002), resulta muy incompleta. Sólo en algunos países de Europa (Austria, Francia, Finlandia, Países Bajos, Suecia y Reino Unido) están funcionando sistemas de vigilancia de suelos, con una periodicidad que oscila entre 5 y 10 años, y en Francia se ha establecido una red nacional de vigilancia de la calidad de los suelos (*Réseau de Mesures de la Qualité des Sols*) basada en sistemas forestales, con una cuadrícula de 16 x 16 km, con 2000 parcelas de muestreo, que servirá para medir cada 5 años diversos parámetros ambientales como la contaminación difusa y la materia orgánica. El único sistema europeo de vigilancia de algunos aspectos edafológicos se desarrolló como parte de un plan a gran escala de vigilancia de la salud de los bosques en el ámbito del Reglamento (CEE) n° 3528/86 del Consejo, sobre la protección de los bosques contra la contaminación atmosférica. Este sistema sólo se refiere a unos cuantos parámetros edáficos (carbono, metales pesados, acidez del suelo y capacidad de amortiguación). Actualmente se está trabajando en la armonización de los métodos de muestreo y análisis.

La estrategia europea de protección de los suelos a largo plazo requerirá el desarrollo de bases de información, controles e indicadores más completos, a fin de determinar las condiciones edáficas imperantes y evaluar el impacto de las diversas prácticas en mate-

ria de protección. Las características que definirán al sistema de información y vigilancia comunitario sobre suelos, las zonas de medición, los parámetros a medir... etc., quedarán recogidas en la correspondiente propuesta legislativa. En la medida de lo posible, el plan de vigilancia que se establezca deberá basarse en los sistemas de información, las bases de datos y los conocimientos científicos actualmente disponibles.

Este trabajo forma parte de un estudio cuyo objetivo fue obtener datos que permitiesen caracterizar de forma integrada la calidad del aire, aguas y suelos forestales de Galicia, en un área no o muy ligeramente afectada por actividades humanas, con el fin de establecer niveles que pudiesen ser utilizados como referencia para el seguimiento de la calidad de los ecosistemas naturales a lo largo del tiempo. Se ha seleccionado un área de monte en la zona centro-occidental de la región, con repoblación forestal de *Pinus radiata*, una de las especies arbóreas de mayor implantación en el territorio (81.700 ha, según el Tercer Inventario Forestal Nacional, DGCN 2000), y se ha realizado un estudio dinámico de las entradas por vía húmeda y seca de elementos al suelo, así como de las salidas a través de las aguas de drenaje y producción de biomasa, a fin de determinar los principales balances geoquímicos que permitiesen establecer las tendencias actuales de evolución del suelo. En este trabajo se analiza la calidad de las aguas de entrada al sistema y los aportes por hojarasca. En una segunda parte se caracterizarán las pérdidas de elementos y los balances en el sistema forestal.

MATERIAL Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El estudio se ha realizado en el alto de O Martelo (42°49'42"N/8°46'18"W), provincia de A Coruña (NO de España), a 490 metros de altitud, una zona de muy baja influencia humana excepto por las activida-

des de repoblación forestal con *Pinus radiata*. La densidad de plantación es de 625 árboles ha⁻¹, la edad de la población oscila entre 25 y 30 años, con unos 20 m de altura media y un diámetro medio de 86 cm, a 130 cm de altura.

Climáticamente la zona se caracteriza por presentar un régimen hídrico de tipo *Udico* y un régimen de temperatura *Mésico* (Soil Survey Staff, 1998). La precipitación es abundante, con un valor medio anual de 1770 mm, y la temperatura media es de 12,9 °C. El material de partida es un granito de dos micas.

El suelo de O Martelo corresponde al prototipo de suelo forestal ácido, sobre granitos, de la región. Bajo una capa de hojarasca en vías de descomposición se desarrolla un horizonte Ah₁ úmbrico, rico en materia orgánica, en el que predominan las cargas negativas, sobre todo de los coloides orgánicos, sobre las positivas. La CICE es debida fundamentalmente a estos compuestos (tabla 1) (Gómez, 2002). La presencia de ácidos orgánicos libres provoca acidez elevada, no contrarrestada por la hidrólisis mineral, ya que apenas existe reserva de minerales alterables (pH de abrasión:3.7), ni por los cationes básicos del complejo de cambio (>88% de saturación de Al y >6% de saturación de H⁺). La naturaleza de la fracción arcilla se caracteriza por un predominio de formas de baja cristalinidad, con presencia de illita, clorita, halloysita y gibbsita. El horizonte presenta un contenido relativamente alto de S (0.2%), más de un 99% del cual es S-orgánico (tabla 1). A pesar de la competencia ejercida por los ácidos orgánicos libres, el horizonte presenta cierta capacidad de adsorción de sulfatos (2.8 mmol kg⁻¹ frente a una disolución 1.6 mM de SO₄, 3.3 mmol kg⁻¹ si se considera el S inicial inorgánico existente en el suelo (Camps *et al.*, 1999).

El horizonte Ah₂ difiere del anterior en un menor contenido de ácidos orgánicos libres y aumento de los complejos materia orgánica-Al de elevada reactividad (tabla 1).

Es también un horizonte úmbrico, ácido, con bajo contenido de minerales alterables, alta saturación del CIC por Al y H⁺ y predominio de arcillas de baja cristalinidad. La extracción de Al y Fe con oxalato permite identificar un carácter ándico, según los criterios de la *Soil Taxonomy* (Soil Survey Staff 1998) (Al_o+1/2Fe_o >1%). De acuerdo con estos resultados, la fijación de sulfatos resulta elevada, tanto a bajas como a altas concentraciones (4.6 mmol kg⁻¹ en la disolución 1.6 mM, o 5.4 mmol kg⁻¹ si se considera el S inorgánico inicial existente).

Diseño experimental y análisis químico

El estudio se ha realizado durante dos años completos, de enero de 1997 a enero de 1999. Para la toma de muestras del agua de precipitación (Pr) se dispuso en campo abierto, en las proximidades de la parcela forestada, un pluviómetro permanentemente abierto construido en polipropileno, opaco a la luz, de 200L de capacidad y una superficie de recogida circular de 30 cm de diámetro protegida con una malla. Bajo las cubiertas vegetales se instalaron seis colectores de pluviolavado (Pl) de 25L, dispuestos al azar y de características similares al anterior. Para el muestreo de flujo de tallo (Ft) se seleccionaron cuatro árboles representativos de las características medias de la plantación, a cuya corteza se fijó en espiral una manga elástica abierta longitudinalmente, desde una altura de 1.5 m hasta la base del tronco, donde se adaptó a un recipiente de 25 L. El muestreo de las disoluciones se realizó siguiendo eventos de precipitación, lo que resultó una periodicidad aproximadamente semanal durante la estación lluviosa y quincenal a mensual en los meses de verano, realizándose un total de 54 muestreos.

La hojarasca se muestreó utilizando cuatro trampas de recogida de polipropileno, con base cuadrada de 35.5x44.5, que han sido dispuestas al azar bajo la cubierta forestal. Además, se recogieron hojas verdes al final

Tabla 1.- Datos analíticos del suelo.

	Ah ₁ (0-20cm)	Ah ₂ (20-40cm)	C (40-80 cm)
pH _(agua) (1:2,5)	3,86	4,30	4,74
pH _(KCl)	3,70	4,09	4,28
pH _(NaF) 2'	7,86	10,16	7,77
pH _{abrasión}	3,71	4,29	5,13
pH _{oxidación} (2h)	4,38	3,90	4,93
%A.G. (2-0,2mm)	43,25	44,91	43,47
%A.F. (0,2-0,05mm)	13,09	14,20	21,79
%L.G. (0,05-0,02mm)	7,94	5,02	7,44
%L.F. (0,02-0,002mm)	15,87	14,35	12,41
%Arcilla (<0,002mm)	19,84	21,52	14,89
%C	11,37	7,75	0,33
%N	0,96	0,63	0,08
C/N	11,80	12,30	4,10
%S total	0,21	0,18	0,07
%S inorg	0,0014	0,0024	0,0079
%S org	0,209	0,178	0,062
%P	0,030	0,032	0,029
P (Olsen) mg kg ⁻¹	7,74	1,68	1,68
%Ca total	0,10	0,10	0,04
%Mg total	0,18	0,25	0,48
%K total	1,88	2,11	3,30
%Na total	0,30	0,35	0,18
%Si total	16,00	18,25	19,38
%Al total	4,78	5,91	8,08
%Fe total	1,97	2,07	2,06
Hg mg kg ⁻¹	0,11	0,07	0,03
Cd mg kg ⁻¹	<0,5	<0,5	0,8
Mn mg kg ⁻¹	9,5	15,5	23,5
Cu mg kg ⁻¹	2,5	1,5	1,5
Ni mg kg ⁻¹	4,5	4,5	4,7
Pb mg kg ⁻¹	<13	<13	<13
Cr mg kg ⁻¹	5,0	5,0	5,0
Zn mg kg ⁻¹	5,0	5,0	5,0
CICe (cmol _c kg ⁻¹)	10,48	4,95	1,70
CaCIC (cmol _c kg ⁻¹) (%CICe)	0,19 _(1,81)	0,11 _(2,22)	0,04 _(2,35)
MgCIC (cmol _c kg ⁻¹) (%CICe)	0,10 _(0,95)	0,03 _(0,60)	0,02 _(1,18)
NaCIC (cmol _c kg ⁻¹) (%CICe)	0,09 _(0,85)	0,07 _(1,41)	0,04 _(2,35)
KCIC (cmol _c kg ⁻¹) (%CICe)	0,14 _(1,34)	0,05 _(1,01)	0,03 _(1,76)
AlCIC (cmol _c kg ⁻¹) (%CICe)	9,27 _(88,5)	4,39 _(88,7)	1,19 _(70,0)
HCIC (cmol _c kg ⁻¹) (%CICe)	0,69 _(6,58)	0,30 _(6,06)	0,38 _(22,4)
%Al _{DC}	0,81	1,21	0,14
%Al _{pir}	0,97	1,63	0,55
%Al _{oxal}	0,86	1,31	0,23
%Al _{NaOH}	1,14	1,64	2,10
%Fe _{DC}	1,41	1,22	0,54
%Fe _{pir}	0,92	0,86	0,09
%Fe _{oxal}	0,70	0,65	0,07
Illita	T	T	F
I-V	T	T	-
Clorita	A	MA	F
Halloysita	A	A	A
Gibbsita	-	-	MA

(T: trazas; F: frecuente; A: abundante; MA: muy abundante)

del periodo de estudio, seleccionando las últimas acículas de ramas del tercio superior en diferentes individuos de la plantación. La toma de muestras de hojarasca se efectuó con una periodicidad trimestral.

Las disoluciones recogidas fueron analizadas inmediatamente después de cada muestreo para pH y conductividad eléctrica, conservándose, después de filtradas por 0.45 μm , en oscuridad a 4°C hasta realizarse el resto de los análisis, normalmente en el periodo de una semana. Los principales iones fueron determinados por cromatografía iónica (Dionex 4500i con detector de conductividad). Las columnas empleadas son AS4A-SC y CS12 para aniones (SO_4 , NO_3 , Cl , NO_2 , PO_4) y cationes (Ca, Mg, K, Na, NH_4), respectivamente. El Al, Si y Fe se determinaron por colorimetría usando pirocatecol violeta (Dougan y Wilson, 1974) en el caso del aluminio, molibdato amónico/ácido ascórbico (Corey y Jackson, 1953) para el Si y ortofenantrolina 1,10 (Black, 1968) para el Fe. El flúor fue medido usando un electrodo selectivo (ORION 94-09) con voltímetro de precisión Metrohm 692.

Las muestras vegetales secas (a 110°C), finamente trituradas, se analizaron para C, N y S (por combustión con detección termoconductivimétrica en el caso de N e infrarroja para C y S, empleando un analizador LECO-CSN 1000) y, tras una digestión ácida con $\text{HNO}_3\text{-HCl}$, para Ca, Mg, K, Na, Si, Al, Fe, Cd, Mn, Cu, Ni, Pb, Cr y Zn, por espectrometría de absorción atómica o emisión, según el caso, utilizando un espectrofotómetro Perkin Elmer 1100B. El P se determinó por colorimetría del complejo fosfo-molibídico (Murphy y Riley, 1962).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Flujos hidrológicos

La precipitación observada en el alto de O Martelo (2315 y 1715 mm en 1997 y 1998, respectivamente), así como su distribución

estacional, durante los años del estudio, responde a los datos normalmente registrados en la zona. El pluviolavado anual representó un 74% de la precipitación (tabla 2), siguiendo una distribución espacial muy marcada, con valores menores en los extremos de la cubierta e incrementos paulatinos hacia el tronco, en donde se produce una concentración muy importante en forma de flujo de tallo; en una pequeña superficie del suelo alrededor del tronco la intensidad de flujo de entrada puede ser superior a 15 veces el pluviolavado medio bajo la cubierta de un individuo arbóreo. La relevancia de este flujo queda mal caracterizada cuando los resultados se expresan globalmente, en términos de l ha^{-1} . Así, para la densidad de plantación de esta parcela (4x4m) el flujo de tallo medio resulta de un 4% de la precipitación, de escasa significación en comparación con el dato medio del pluviolavado. Como resultado de los parámetros anteriores, la interceptación media por la cubierta arbórea resultó de un 22%. Una discusión más detallada de los parámetros del ciclo del agua en este y otros sistemas con P.radiata, en estos años, se recoge en una publicación anterior (Calvo de Anta y Gomez Rey, 2002).

Composición química y flujo de elementos

Precipitación

Una síntesis de la composición química de las disoluciones de precipitación, pluviolavado y flujo de tallo obtenidos en la parcela de estudio se presenta en la tabla 2. En todos los casos la relación entre la suma de cationes y aniones ($\hat{\text{A}}\text{c}^+/\hat{\text{A}}\text{a}^-$, en equivalentes) es muy próxima a la unidad (precipitación: 1.09, pluviolavado: 1.05, flujo de tallo: 1.13), lo que puede ser utilizado como criterio de validación de los resultados al encontrarse dentro del intervalo 0-15% que suele considerarse aceptable para estudios de este tipo (Stedman *et al.*, 1990).

Las aguas de precipitación se caracterizan fundamentalmente por presentar un pH

Tabla 2.- Características químicas de las disoluciones de precipitación (Pr), pluviolavado (Pl) y flujo de tallo (Ft) recogidas en O Martelo durante los años 1997 y 1998.

	Pr (n=54)			Pl (n=317)			Ft (n=203)		
	Media (min-max)	M. pond.	D.T.	Media (min-max)	M. pond.	D.T.	Media (min-max)	M. pond.	D.T.
Vol. (mm mes ⁻¹)	167,9 (0,0-379,5)	-	125,7	123,5 (0,0-317,1)	-	96,44	6,8 (0,0-16,1)	-	5,3
C.E. (μS cm ⁻¹)	33,10 (5,4-184,06)	33,40	29,70	56,80 (13,74-184,95)	49,26	35,34	101,24 (14,30-401,15)	90,94	72,01
pH	5,1 (4,5-6,3)	5,2	-	4,7 (4,3-6,1)	4,7	-	4,1 (3,6-5,1)	4,1	-
Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	3,51 (0,93-15,72)	3,59	2,53	5,79 (1,75-21,11)	5,61	3,40	10,22 (1,37-64,27)	9,12	9,58
SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	1,62 (0,42-4,97)	1,44	0,95	4,09 (0,71-17,67)	3,43	3,66	8,76 (0,72-66,13)	6,16	12,05
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	0,56 (0,03-3,29)	0,55	0,59	1,22 (0,04-15,02)	0,77	2,43	1,44 (0,03-34,33)	1,80	5,42
PO ₄ ³⁻ (mg l ⁻¹)	0,05 (0,03-0,62)	0,05	0,08	0,07 (0,03-0,61)	0,05	0,12	0,09 (0,03-2,22)	0,19	0,30
SiO ₄ ⁻ (mg l ⁻¹)	0,07 (0,05-0,65)	0,07	0,09	0,07 (0,05-0,21)	0,06	0,03	0,12 (0,05-0,57)	0,11	0,12
F ⁻ (mg l ⁻¹)	0,02 (0,01-0,10)	0,02	0,02	0,03 (0,01-0,11)	0,03	0,03	0,04 (0,01-0,23)	0,05	0,05
HCO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	1,40 (0,60-6,20)	1,30	1,78	2,20 (0,60-88,16)	1,91	2,47	0,66 (0,60-1,80)	0,68	0,22
Na ⁺ (mg l ⁻¹)	2,03 (0,23-9,36)	2,08	1,48	3,36 (0,88-11,41)	3,09	2,00	6,05 (0,99-37,78)	5,27	5,29
Ca ²⁺ (mg l ⁻¹)	0,46 (0,03-1,47)	0,43	0,36	0,65 (0,19-2,46)	0,54	0,48	1,05 (0,07-6,82)	0,93	1,30
Mg ²⁺ (mg l ⁻¹)	0,25 (0,03-1,14)	0,24	0,21	0,59 (0,10-2,36)	0,48	0,49	1,19 (0,05-8,55)	0,99	1,70
K ⁺ (mg/l)	0,63 (0,12-4,13)	0,67	0,67	1,99 (0,53-8,47)	1,65	1,59	3,19 (0,51-20,39)	2,59	3,29
NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	0,19 (0,03-1,77)	0,16	0,35	0,39 (0,03-3,51)	0,20	0,72	0,13 (0,03-2,36)	0,10	0,34
Al _T (mg l ⁻¹)	0,03 (0,03-0,14)	0,03	0,03	0,04 (0,03-0,23)	0,04	0,03	0,09 (0,03-1,03)	0,08	0,15
Fe _T (mg l ⁻¹)	0,06 (0,05-0,49)	0,06	0,07	0,07 (0,05-0,35)	0,07	0,06	0,14 (0,05-0,84)	0,15	0,14
Co (μg l ⁻¹)	0,2 (<0,1-1,0)	0,7	0,4	0,2 (<0,1-0,7)	0,4	0,3	0,6 (0,3-0,9)	0,5	0,2
Cd (μg l ⁻¹)	0,3 (<0,1-1,0)	0,4	0,4	0,2 (<0,1-0,6)	0,5	0,2	0,3 (<0,1-0,8)	0,2	0,3
Mn (μg l ⁻¹)	11,1 (3,9-30,2)	8,5	9,5	10,0 (3,1-25,0)	20,4	7,4	83,1 (50-220)	74,3	20,1
Cu (μg l ⁻¹)	0,6 (<0,5-1,7)	0,5	0,01	1,5 (<0,5-2,5)	1,5	0,9	7,3 (3,3-14,3)	7,3	5,0
Ni (μg l ⁻¹)	<1	<1	-	2,2 (<1,0-7,3)	1,3	2,6	2,3 (1,3-3,9)	2,5	1,1
Pb (μg l ⁻¹)	0,5 (<0,5-0,9)	0,6	0,2	0,3 (<0,5-0,4)	0,3	0,1	2,9 (<0,5-9,4)	4,1	3,8
Cr (μg l ⁻¹)	0,9 (<0,1-1,8)	0,9	0,6	0,9 (<0,1-1,1)	0,4	0,6	1,1 (<0,1-3,0)	0,9	1,1
Zn (μg l ⁻¹)	2,6 (<0,1-4,6)	2,6	0,2	21,0 (2,3-60,0)	7,9	24,3	27,0 (2,5-50,0)	18,6	23,0
A.O. (μmol _e l ⁻¹)	18,72 (0,00-88,08)	19,00	22,87	22,97 (0,00-132,02)	18,80	28,69	23,38 (0,00-111,65)	18,60	28,11

C.E.: Conductividad eléctrica; Al_T: Aluminio total soluble; Fe_T: Hierro total soluble; A.O.: Aniones orgánicos estimados como diferencia entre la suma de cationes inorgánicos y la suma de aniones inorgánicos; M. pond.: Media ponderada por el volumen; D.T.: Desviación típica.

débilmente ácido, con un valor medio de 5.2 y un máximo de frecuencia en el intervalo 5.4-5.6, próximo al equilibrio agua pura-CO₂. No se obtiene ningún valor por debajo de 4.5, que puede ser considerado como el límite más bajo para aguas naturales (Charlson y Rodhe, 1982) (fig.1). Se trata de disoluciones con una carga iónica extremadamente baja (CE normalmente inferior a 35 mS cm⁻¹). Los iones dominantes son Cl⁻ y Na⁺, que representan el 54% y el 50% de la carga aniónica y catiónica, respectivamente, con una fuerte correlación entre ellos ($r=0.97$; $p<0.01$) y con el Mg ($r\geq 0.80$; $p<0.01$). Considerando el Cl como elemento trazador de origen fundamentalmente marino, y teniendo en cuenta las relaciones iónicas al cloro en el agua del mar recogidas por Colin *et al.*(1987), resulta que

Tabla 3.- Rotación varimax de componentes principales, autovalores y varianzas realizada entre los principales iones de la precipitación recogida en O Martelo entre 1997-1998.

Variable	Factor		
	1	2	3
H ⁺	-0,159	-0,041	-0,430
Na ⁺	0,963	-0,068	-0,018
Ca ⁺²	0,305	0,486	0,491
Mg ⁺²	0,922	0,018	0,122
K ⁺	-0,117	0,121	0,898
NH ₄ ⁺	-0,126	0,916	0,241
PO ₄ ⁻³	-0,077	0,111	0,866
NO ₃ ⁻	-0,171	0,919	-0,112
SO ₄ ⁻²	0,223	0,608	0,436
Cl ⁻	0,969	-0,043	0,019
autovalor	3,19	2,94	1,41
% varianza total	31,89	29,37	14,05

Las características generales de las aguas de precipitación analizadas no difieren sustancialmente de los datos obtenidos anteriormente en áreas rurales de Galicia (Calvo de Anta *et al.*, 1979 y 1992; Dambrine *et al.*, 2000) (tabla 4), lo que confirma la adecuada selección de la zona como representativa del

más del 90% del Na⁺ y del Mg²⁺ del agua de lluvia tienen este origen. En el caso del SO₄⁼ esta proporción desciende hasta un 34% y para Ca²⁺ y K⁺ hasta un 15%. Los resultados del análisis de componentes principales confirman la influencia oceánica en esta zona; para establecer la asociación se utilizó una correlación de 0.5 como valor umbral (Gorsuch, 1983) (tabla 3). En el agua de lluvia analizada se diferencian tres componentes principales que explican más del 75% de la varianza total. El factor marino (definido por la presencia de Cl⁻, Na⁺ y Mg²⁺) explica el 32% de la varianza. El segundo factor incluye NH₄⁺ NO₃⁻ y SO₄⁼ y explica casi un 30% de la varianza. El tercer factor está definido por la presencia de K⁺, PO₄³⁻ y Ca²⁺.

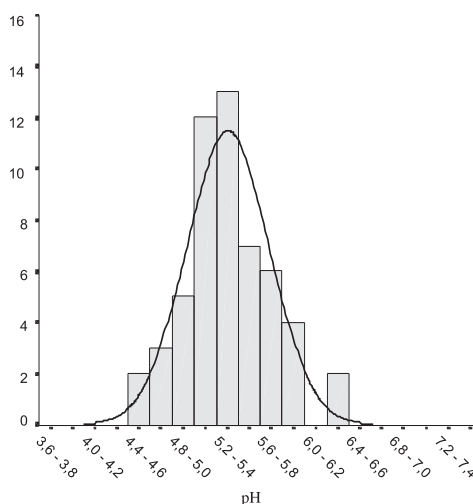


Fig. 1.-Distribución de frecuencias del pH medido en la precipitación de O Martelo (54 muestreos).

territorio para los fines que se persiguen. Las diferencias son más acusadas cuando se comparan con los datos obtenidos en áreas de mayor presión antrópica, al norte y noroeste de la región (Prada-Sanchez *et al.*, 1993; Fernández, 1998; Gómez, 2002; Peña *et al.* 2002) (tabla 4).

Tabla 4.- Comparación entre algunos datos de precipitación obtenidos en Galicia en diferentes áreas y años (concentración media ponderada por el volumen en mg l⁻¹).

Localización	Fecha	pH	SO ₄ ⁼	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	Na ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Referencia
Martelo (A Coruña)	1997-98	5,2	1,44	0,55	0,16	3,59	2,08	0,43	0,24	0,67	Este estudio
Castiñeirinho (A Coruña)	1975-76	6,0	-	-	-	-	-	0,52	0,48	0,10	Calvo de Anta et al. (1979)
Arcos (Pontevedra)	1994-95	5,5	1,49	0,12	-	3,86	1,98	0,18	0,54	0,16	Dambrine et al. (2000)
Castrove (Pontevedra)	1994-95	5,4	3,71	0,21	-	6,01	3,11	0,48	0,81	0,19	Dambrine et al. (2000)
Goente- F2 (A Coruña)	1988-89	5,0	2,03	0,57	1,05	4,67	2,58	0,20	0,25	0,16	Prada-Sanchez et al. (1993)
Sor (Lugo)	1991-93	4,8	5,90	1,20	0,34	6,66	3,47	0,35	0,43	0,37	Fernández (1998)
As Pontes (A Coruña)	1996-97	4,9	2,88	1,05	0,45	3,90	2,62	0,88	0,32	0,39	Peña et al. (2002)
Goente (A Coruña)	1997-98	4,7	2,62	0,70	0,16	3,48	2,08	0,67	0,25	0,57	Gómez Rey (2002)
Muras (Lugo)	1997-98	5,1	2,88	1,16	0,98	4,37	2,33	0,68	0,47	0,96	Gómez Rey (2002)

Una representación acumulativa de los aportes absolutos de elementos por las aguas de precipitación durante los dos años del estudio pone de manifiesto, excepto en el caso de los compuestos nitrogenados, una dinámica continua sin eventos intensos de incrementos o descensos de inmisión (fig. 2). A partir de los resultados obtenidos se han establecido las relaciones de flujo, que podrí- an ser utilizadas como ecuaciones predictivas (para el área) de los aportes de elementos por lluvia (tabla 5)

Pluviolavado y Flujo de tallo

El agua de lluvia a su paso por las cubiertas forestales sufre una considerable modificación en términos de incremento de acidez y de concentración iónica, incremento que

resulta superior en el flujo de tallo que en el pluviolavado (tablas 2 y 6). En todo caso, los iones Cl⁻ y Na⁺ siguen siendo los dominantes de las disoluciones, seguidos a mucha distancia por SO₄⁼, K⁺ y NO₃⁻.

La acidificación es normalmente de 0.5 unidades de pH para el pluviolavado y de hasta 1.0 unidad para el flujo de tallo (valores medios de 4.7 y 4.1, respectivamente). Este enriquecimiento de protones, común en bosques, especialmente de coníferas, es del mismo orden al observado con anterioridad en disoluciones recogidas en Galicia bajo *Pinus radiata* (Calvo de Anta *et al.*, 1979a; Fernández, 1998). Entre las causas más frecuentemente señaladas para justificar este hecho suele aducirse el lixiviado de ácidos

Tabla 5.- Ecuaciones de flujo acumulado de elementos por precipitación y pluviolavado (y:mg m⁻²; x:mm de precipitación acumulada) (resultan de la fig.2).

	PRECIPITACIÓN		PLUVIOLAVADO	
H ⁺	y = 6,2 10 ⁻³ x + 0,73	r ² = 0,97	y = 16,5 10 ⁻³ x + 1,03	r ² = 0,99
Cl ⁻	y = 0,01x + 7,65	r ² =0,99	y = 5,91x - 760,9	r ² =0,99
SO ₄ ²⁻	y = 1,46x - 163,1	r ² =0,99	y = 3,11x - 56,3	r ² =0,97
NO ₃ ⁻	y = 0,50x + 299,07	r ² =0,93	y = 0,69x + 10,73	r ² =0,95
NH ₄ ⁺	y = 0,15x + 137,71	r ² =0,82	y = 0,20x - 14,35	r ² =0,94
Ca ²⁺	y = 0,44x + 112,84	r ² =0,98	y = 0,53x - 16,86	r ² =0,99
Mg ²⁺	y = 0,26x + 24,76	r ² =0,98	y = 0,49x - 53,45	r ² =0,99
K ⁺	y = 0,64x - 211,64	r ² =0,95	y = 1,67x - 145,1	r ² =0,99
Na ⁺	y = 2,17x - 109,08	r ² =0,99	y = 3,27x - 398,4	r ² =0,99

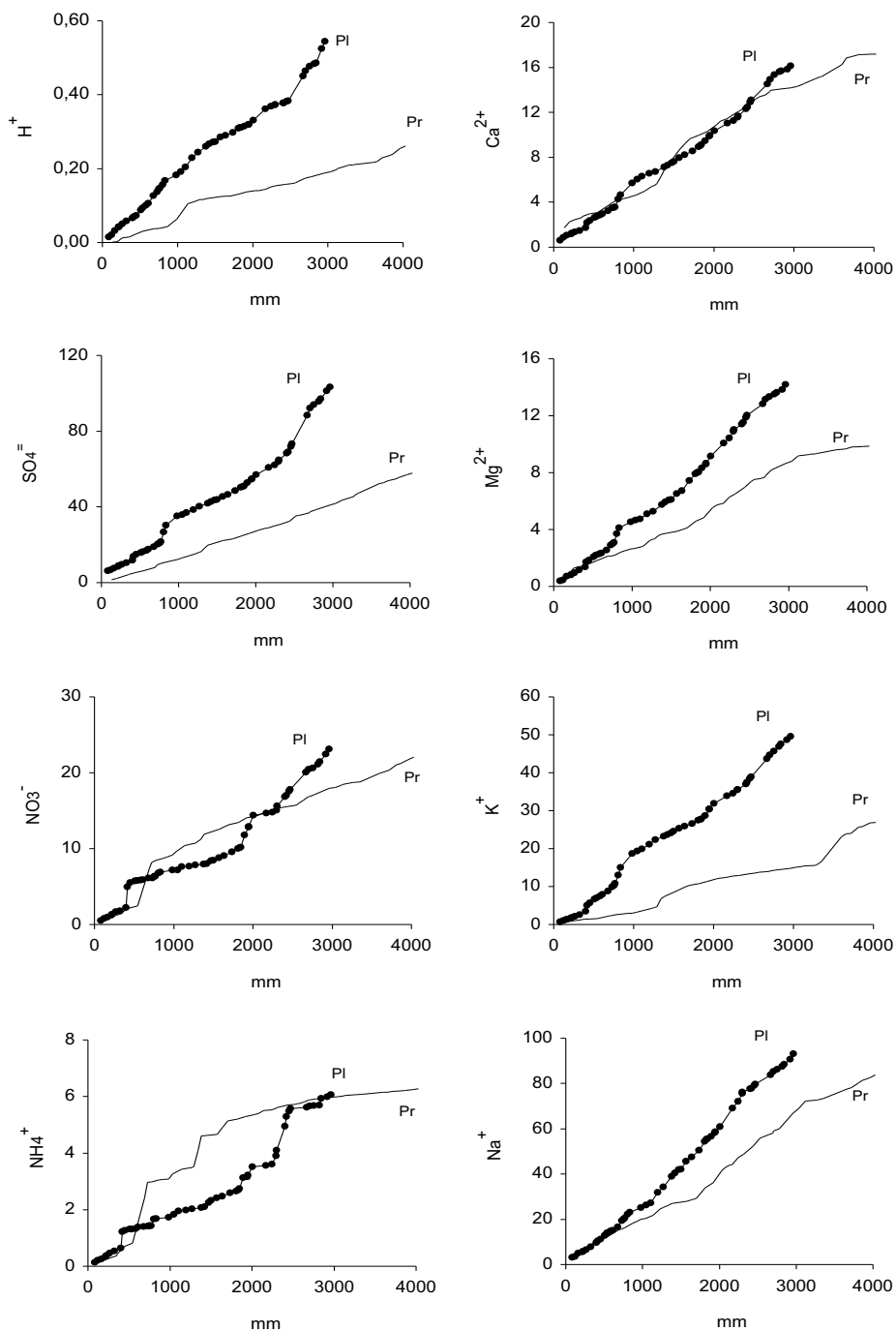


Fig. 2.- Flujos acumulados de H, SO₄, NO₃, NH₄, Ca, Mg, K y Na en precipitación y pluviolavado (kg ha⁻¹) para el periodo 1997-99.

orgánicos desde las cubiertas vegetales. Sin embargo, una estimación de los componentes orgánicos, realizado a partir del déficit aniónico en los balances de carga de las disoluciones, da resultados medios muy bajos (18.8 mmol_c l⁻¹ para el pluviolavado y 18.6 mmol_c l⁻¹ para el flujo de tallo), no muy diferentes a los obtenidos por este mismo procedimiento en las aguas de lluvia (19.0 mmol_c l⁻¹) (tabla 2); sin duda, otros factores como la presencia de compuestos aniónicos acídicos, así como de formas oxidables de nitrógeno, en la deposición seca, contribuyen al proceso de acidificación del pluviolavado en estas zonas.

El enriquecimiento iónico de las disoluciones al contacto con la cubierta vegetal es importante sobre todo para SO₄⁼, K⁺ (y, en menor medida, Mg²⁺), que presentan al final de la experiencia un aporte por pluviolavado que duplica al obtenido para la precipitación (fig. 2 y tabla 6). En el caso del SO₄⁼, el exceso obtenido puede ser contabilizado directamente como deposición seca, considerando que no existe, o es irrelevante, el intercambio por la copa, de modo que para este compuesto el aporte por vía húmeda y seca resultan del mismo orden (tabla 6).

En el caso del K⁺, aunque la precipitación es la principal vía de entrada, la deposición seca también resulta importante (tabla 6). Además, para este elemento se reconoce la existencia de un lixiviado desde la copa de una magnitud similar a la deposición seca. Algo similar puede decirse del Mg²⁺ (tabla 6). Para el Ca²⁺, por el contrario, lo más reseñable es la existencia de procesos de absorción por la cubierta (fig.2). El cálculo de estas fracciones se ha realizado usando el Na⁺ como elemento trazador, cuya presencia en el pluviolavado tiene exclusivamente un origen externo, sin lixiviado ni absorción por la copa; las relaciones de estos elementos al Na⁺, en la precipitación, han sido utilizadas para la discriminación entre el componente externo en el pluviolavado neto y el lixiviado de copa.

Para NO₃⁻ y NH₄⁺ se utilizó el SO₄⁼ como elemento trazador (Marques *et al.*, 1997). Para estos compuestos, valorados conjuntamente, tanto la deposición húmeda como la seca son considerables, resultando una absorción por la copa de parte de estas entradas (tabla 6). En el caso del amonio, la fuerte reducción de los aportes por lluvia (fig.2) puede también ser consecuencia de una transformación oxidativa a nitrato.

Nuevamente, la composición del pluviolavado responde en líneas generales a la observada en otros estudios realizados en Galicia en áreas que se consideran libres de impactos (Calvo de Anta *et al.*, 1979a; Fernández-Sanjurjo, 1998; Dambrine, *et al.*, 2000). Sin embargo, análisis realizados en bosques de *P. radiata* en áreas próximas a focos de contaminación presentaron valores muy diferentes, en general para todos los elementos, pero reseñables sobre todo para sulfatos cuya concentración media en el pluviolavado para los mismos años 1997 y 1998 resultó entre 2 y 5 veces la obtenida en este estudio (Gómez, 2002).

Debido a la menor área de influencia, y a pesar de tener unas concentraciones mayores, el flujo de tallo contribuye globalmente poco a la deposición de iones bajo la cubierta forestal (alrededor de un 9% del total Pl+Ft). Sin embargo, si se cuantifican las entradas para el área más próxima al tronco los valores pueden resultar, en términos comparativos, muy importantes. La deposición de algunos iones como H⁺, Mg²⁺, SO₄⁼ o NO₃⁻, excede en varios órdenes de magnitud las cantidades aportadas a otras zonas del suelo forestal, sólo afectadas por la precipitación o el pluviolavado (tabla 6). Estos resultados, junto a los obtenidos para el balance hidrológico, ponen de manifiesto la necesidad de considerar la variabilidad espacial de los factores (y/o parámetros) de formación del suelo cuando se consideran suelos forestales, sobre todo con especies de coníferas, en áreas de elevada precipitación, lo que resultaría toda-

Tabla 6. Flujos anuales de elementos ($\text{kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y $\text{kg tallo}^{-1}\text{año}^{-1}$) por precipitación, pluviolavado y flujo de tallo durante los años 1997 y 1998 en O Martelo. A.O.: flujo de aniones orgánicos establecido a partir de los balances de carga, en $\text{mmol}_c \text{m}^{-2} \text{año}^{-1}$ y $\text{mmol}_c \text{ tallo}^{-1} \text{año}^{-1}$, respectivamente.

Año	H ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃	PO ₄ ³⁻	SiO ₄ ⁻	F ⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	Al _r	Fe _r	A.O.
1997																
Precipitación	0,15	87,37	30,73	15,33	0,93	1,77	0,65	30,44	48,75	12,11	6,48	12,92	5,61	0,87	1,26	52,52
Deposición seca	-	-	21,29	6,94	-	-	-	-	-	4,79	0,83	7,60	3,43	-	-	-
Absorción neta	-	-	-	12,74	-	-	-	-	-	7,96	-	-	6,42	-	-	-
Lixiviado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,17	7,66	-	-	-	-
Pluviolavado	0,29	84,58	46,48	9,03	0,51	0,98	0,52	35,62	47,43	8,20	6,72	25,88	2,48	0,63	1,04	25,33
Flujo de tallo	0,06	8,33	5,54	0,51	0,04	0,11	0,05	0,70	4,46	0,73	0,76	2,31	0,15	0,06	0,09	1,22
F. de tallo (kg/tallo)	0,89	133,32	88,56	8,13	0,59	1,70	0,79	11,21	71,30	11,72	12,20	36,91	2,43	0,92	1,38	19,55
Pluviol./Precip.	1,88	0,97	1,51	0,59	0,55	0,56	0,79	1,17	0,97	0,68	1,04	2,00	0,44	0,72	0,82	0,48
Pl. neto [PI+FI+PI]	0,19	5,54	21,29	-5,79	-0,38	-0,68	-0,09	5,88	3,13	-3,18	1,00	15,26	-2,99	-0,19	-0,14	-25,97
Hojarasca	-	-	41,13	257,34	10,67	1,19	-	-	1,78	10,52	4,08	9,70	-	3,34	1,63	-
1998																
Precipitación	0,11	57,14	27,11	6,73	1,00	0,90	0,25	22,05	35,07	5,09	3,38	13,95	0,66	0,47	1,20	23,99
Deposición seca	-	-	34,25	10,28	-	-	-	-	-	2,90	2,04	8,14	0,83	-	-	-
Absorción neta	-	-	-	0,49	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lixiviado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71	2,91	3,47	2,11	-	-	-
Pluviolavado	0,25	82,60	56,81	14,09	0,85	0,80	0,31	21,00	45,60	7,93	7,48	23,63	3,58	0,48	1,21	30,44
Flujo de tallo	0,05	6,59	4,55	2,44	0,27	0,07	0,04	0,41	4,17	0,78	0,86	1,93	0,02	0,07	0,16	1,82
F. de tallo(kg/tallo)	0,85	66,76	72,79	39,04	4,28	1,20	0,60	6,62	66,76	12,51	13,73	30,81	0,32	1,14	2,52	29,10
Pluviol./Precip.	2,37	1,45	2,10	2,09	0,85	0,89	1,23	0,95	1,30	1,56	2,21	1,69	5,44	1,02	1,01	1,27
Pl. neto [PI+FI+PI]	0,20	32,04	34,25	9,80	0,11	-0,03	0,09	-0,64	14,70	3,62	4,96	11,60	2,95	0,08	0,17	8,27
Hojarasca	-	-	47,28	295,78	12,27	1,36	-	-	2,05	12,10	4,69	11,16	-	3,83	1,87	-

vía más importante en ambientes con contaminación atmosférica. Estudios realizados por diferentes autores (Zinke, 1962; Gesper y Holowaychuk, 1971; Falkengren-Grerup, 1989) muestran la influencia del flujo de tallo sobre las propiedades químicas del suelo del entorno más próximo a la planta. Además del flujo de tallo, la acidificación del suelo en estas zonas también parece estar relacionada con la cantidad, composición química y patrón de distribución de la hojarasca, teniendo una gran importancia la deposición de corteza, un material de naturaleza más ácida que las hojas (Zinke, 1962; Gesper y Holowaychuk, 1971; Deschaseaux y Ponge, 2001).

Hojarasca

La producción anual de hojarasca (acículas, predominantemente) fue de 7412 kg ha⁻¹ en 1997 y de 8519 kg ha⁻¹ en 1998, siguiendo una distribución gradual a lo largo del año. Esta producción es bastante alta si se compara con plantaciones de *Pinus radiata* en otras

áreas (Cromer *et al.*, 1984; Huber *et al.*, 1986; Barraqueta y Basagoiti, 1998; Crockford y Richardson, 1998; González-Arias *et al.*, 1998; Berg *et al.*, 1999). Además de aspectos relacionados con el marco de plantación, edad de la población, etc., no puede descartarse la influencia del clima de la región que induce valores elevados de todos los parámetros relacionados con la productividad.

En general, la composición de las acículas (tabla 7) es de un orden similar a la observada para esta especie en otros estudios, tanto relativos a hojarasca (Calvo de Anta *et al.*, 1979b; García-Arrese y Macías, 1993; González-Arias, 1998) como acículas en verde (Sánchez-Rodríguez, 2001; Español *et al.*, 2001), recogidas en plantaciones gallegas, sobre granito, con edades medias similares a las de nuestro estudio, y no presentan deficiencias importantes de ningún elemento comparado con los valores críticos propuestos por Will (1985) para esta especie.

Tabla 7.-Composición de la hojarasca en diferentes periodos y de las hojas verdes recogidas en el año 2000 en la parcela de O Martelo.

	En-Feb 1997	-Sep 1997	-Feb 1998	-Jun 1998	-Sep 1998	-Dic 1998	Valores medios	Hojas verdes (V.medios)
kg ha ⁻¹	1357	3701	2355	2527	3991	2000	-	-
%C	51,7	48,7	49,5	48,3	50,3	50,0	49,8	-
%N	1,16	1,00	0,92	0,90	0,83	0,70	0,78	-
%S	0,35	0,27	0,19	0,20	0,11	0,16	0,35	0,14
%P	-	0,04	0,05	0,05	0,04	0,03	0,04	0,12
%Ca	0,11	0,16	0,12	0,18	0,16	0,12	0,14	0,10
%Mg	0,06	0,07	0,05	0,07	0,03	0,04	0,06	0,08
%K	0,20	0,07	0,12	0,24	0,10	0,07	0,13	1,02
%Na	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,16
%Si	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,004
%Al	0,07	0,04	0,04	0,05	0,04	0,03	0,05	0,04
%Fe	0,03	0,02	0,03	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01
Cd (mgkg ⁻¹)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Mn (mgkg ⁻¹)	158	237	157	303	226	163	207	256
Cu (mgkg ⁻¹)	4,5	3,2	3,5	2,5	12,5	3,8	5,0	6,5
Ni (mgkg ⁻¹)	1,3	6,0	5,5	10,5	6,3	13,8	7,2	3,0
Pb (mgkg ⁻¹)	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Cr (mgkg ⁻¹)	4,0	11,0	6,6	17,0	14,0	14,8	11,2	<2,5
Zn (mgkg ⁻¹)	61,0	21,0	31,3	51,0	34,3	19,6	36,4	37,5

La composición media de la hojarasca sigue una secuencia de abundancia relativa C>N>S>Ca>K>Mg>Al>P, diferente de la obtenida para hojas verdes que resultó: C>N>K>Ca>S>P>Ca>Mg (tabla 7). Los mayores valores, relativos, de las concentraciones de P y K en hojas verdes pueden estar relacionadas con procesos de retraslocación o retirada de elementos antes de la abscisión foliar y con la pérdida de nutrientes durante las etapas incipientes de descomposición. La mayor diferencia de concentraciones se da en el K, para el que se observó una retención en torno al 80% antes de la caída de hoja. Para el P la retraslocación resultó próxima al 50% .

CONCLUSIONES

Según los resultados obtenidos en nuestro trabajo, y teniendo en cuenta la localización de la parcela de estudio, la intensidad de los muestreos, las réplicas realizadas, la duración del ensayo..., así como la similitud obtenida para parámetros aislados que han sido analizados anteriormente en diferentes zonas de Galicia, se puede considerar que los niveles de deposición observados en O Martelo representan adecuadamente las condiciones regionales para la calidad actual de la precipitación en zonas rurales de "escasa" influencia antrópica, por lo que pueden ser utilizados a efectos de plantear el diseño de un sistema de vigilancia ambiental de la calidad integrada de sistemas forestales.

La composición química de las disoluciones de entrada refleja una fuerte influencia marina (los iones con este origen son responsables del 85% de la carga iónica) y un estado ácido-base en torno al equilibrio CO₂-H₂O pura. Al atravesar las cubiertas vegetales se produce un incremento de acidez, sobre todo para el flujo de tallo, cuyo valor medio de pH resulta próximo a 4,1. Se reconoce, además, un incremento en la concentración de la mayoría de los elementos, resultando que el flujo de deposición (por pluviolavado) en

áreas forestadas supera en varios órdenes de magnitud al existente en áreas no arboladas (por precipitación), fenómeno que afecta principalmente a la zona de suelo más próxima al tronco. El lavado de la deposición seca interceptada contribuye en gran medida a este efecto; para algunos elementos (K, Mg) también se reconocen procesos de lixiviado desde la copa. Por el contrario, Ca y compuestos de N, experimentan una importante absorción por la cubierta vegetal.

La entrada de PO₄, NO₃ y Al al suelo se produce fundamentalmente a través de la hojarasca (entre 80 y 95% del aporte total). En contraste, el pluviolavado es la principal vía para el Na y K (>95% y 70%, respectivamente). En el caso del Ca, Si, Fe y SO₄ los aportes son similares en las dos fracciones.

REFERENCIAS

- Barraqueta, P. y Basagoiti, M. (1998): Producción de la hojarasca y aporte de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* en el País Vasco. *Actas del Congreso Mundial Vasco*. Biología ambiental, Tomo I, 411-426.
- Berg, B., Albrektson, A., Berg, M.P., Cortina, J., Johansson, M.-B., Gallardo, A., Madeira, M., Pausas, J., Kratz, W., Vallejo, R., McClaugherty, Ch. (1999): Amounts of litter fall in some pine forests in a European transect, in particular Scots pine. *Ann. For. Sci.* 56, 625-639.
- Black, C.A. (1968): Soil-Plant relationship. John Wiley and Sons (Eds). London, 792pp.
- Calvo de Anta, R, Paz González, A., Díaz-Fierros, F. (1979a): Nuevos datos sobre la influencia de la vegetación en la formación del suelo en Galicia. II: Aportes de elementos por lavado de cubierta y tronco. *An. Edafol. Agrob.* XXXVIII, 1675-1191.

- Calvo de Anta, R., Paz González, A., Díaz-Fierros, F. (1979b): Nuevos datos sobre la influencia de la vegetación en la formación del suelo en Galicia. III: Aportes por hojarasca, perdidas por drenaje y escorrentía. Balance de agua y los elementos a través del suelo. *An. Edafol. Agrob.* XXXVIII, 1983-2000.
- 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 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 Arbustain, 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.
- Charlson, R.J. y Rodhe, H. (1982): Factors controlling the acidity of natural rainwater. *Nature* vol. 295, 683-685.
- Colin, J.L., Jaffrezo, J.L., Pinard, J., Roulette-Cadene, S. (1987): Sequential sampling of snow in a rural area. Experimentation and identification of the acidifying agents. *Atmos. Environ.* 5, 1147-1168.
- Corey, R.B. y Jackson, M.C. (1953): Silicate analysis by rapid semichemical system. *Anal. Chem.* 25, 1233-1238.
- Crockford, R.H. y Richardson, D.P. (1998): Litterfall, litter and chemistry in a dry sclerophyll eucalypt forest and a pine plantation in south-eastern Australia: 1. Litterfall and litter. *Hydrol. Processes* vol. 12, 365-384.
- Cromer, R.N., Tompkins, D., Barr, N.J., Williams, E.R., Stewart, H.T.L. (1984): Litter-fall in a *Pinus radiata* forest: the effect of irrigation and fertilizer treatments. *J. Appl. Ecol.* 21, 313-326.
- Dambrine, E., Antonio Vega, J., Taboada, T., Rodríguez, L., Fernández, C., Macías, F., Gras, J.M. (2000): Bilans d'éléments minéraux dans de petits bassins versants forestiers de Galice (NW Espagne). *Ann. For. Sci.* 57, 23-38.
- Deschaseaux, A. y Ponge, J.F. (2001): Changes in the composition of humus profiles near the trunk base of an oak tree (*Quercus petraea* (Mattus.) Liebl.). *Eur. J. Soil Biol.* 37, 9-16.
- DGCN (2000): *Tercer Inventario Forestal Nacional 1997-2006: Galicia*. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, España.
- Dougan, W.K. y Wilson, A.L. (1974): The absorptometric determination of aluminium in water. A comparison of some chromogenic reagents and the development of a improved method. *Analyst*, julio, vol. 99, 413-430.
- Español, E., Moo, C., Rivero, M., Mesego, J., Mato, M.C., Vega, G. (2001): Contenidos foliares de macro y micronutrientes y su variación estacional en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don de Galicia. *III Congreso Forestal Español*, 573-578.
- Falkengren-Grerup, U. (1989): Effect of stemflow on beech forest soils and vegetation in southern Sweden. *J. Appl. Ecol.* 26, 341-352.
- Fernández, V. (1998): *Flujo de precipitación, pluviolavado y escorrentía en la cuenca alta del río Sor. Aplicación de un balance de elementos al estudio de los efectos de la deposición atmosférica*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidade de Santiago de Compostela.
- Fernández-Sanjurjo, M.J., Alvarez, E., Fernández-Vega, V., García-Rodeja, E. (1998): Chemistry of soil solutions under different kinds of vegetation in the vicinity of a thermal power station. *Environ. Pollut.* 101, 131-142.

- García-Arrese, A. y Macías, F. (1993): Incorporación de nutrientes a través de la hojarasca en sistemas forestales. *Congreso Forestal Español*, pp 319-322.
- Gesper, P.L. y Holowaychuk, N. (1971): Some affects of stem flow from forest canopy trees on chemical properties of soils. *Ecology* 52, 691-702.
- Gómez Rey, M.X. (2002): *Efectos de la deposición atmosférica ácida sobre la dinámica del suelo y los ciclos biogeoquímicos en sistemas forestales de Galicia*. Tesis Doctoral. Facultade de Bioloxía. Universidade de Santiago de Compostela.
- Gonzalez-Arias, A., Amezaga, I., Echeandia, A., Domingo, M., Onaindia, M. (1998): Buffering capacity through cation leaching of *Pinus radiata* D. Don canopy. *Plant Ecol.* 139, 247-258.
- Gorsuch, R.L. (1983): *Factor Analysis*. Lawrence Erlbaum Associates, NJ.
- Huber, A., Schlatter, J.E., Oyarzun, C. (1986): Aporte de elementos nutritivos por la hojarasca de un bosque adulto de *Pinus radiata*. *Bosque* vol.7 (2), 59-64.
- Marques, R., Ranger, J., Villette, S., Granier, A. (1997): Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) stands on the Beaujolais Mounts (France). 2.-Quantitative approach. *Forest Ecol. Manag.* v.92 (1-3), 167-197.
- Murphy, J. y Riley, J.P. (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27, 31-36.
- Peña, R.M., García, S., Herrero, C., Losada, M., Vázquez, A., Lucas, T. (2002): Organic acids and aldehydes in rainwater in a northwest region of Spain. *Atmos. Environ.* vol 36(34), 5277-5288.
- Prada-Sanchez, J.M., García-Jurado, I., González-Manteiga, W., Fiestras-Janeiro, M.G., Espada-Ríos, M.I., Lucas-Domínguez, T. (1993): Multivariate statistical analysis of precipitation chemistry in northwestern Spain. *Water Air Soil Poll.* 69, 37-55.
- Sánchez-Rodríguez, F. (2001): Estudio de la calidad de estación, crecimiento, producción y silvicultura de *Pinus radiata* D. Don de Galicia. Tesis Doctoral. Escola Politécnica Superior. Universidade de Santiago.
- Stedman, J.R., Heyes, C.J., Irwin, J.G. (1990): A comparison of bulk and wet-only precipitation collectors at rural sites in the United Kingdom. *Water Air Soil Poll.* 52, 377-395.
- Soil Survey Staff (1998): *Keys to Soil Taxonomy*, eight edition. U.S.D.A., N.R.C.S., U.S. Government. Printing Office, Washington, DC, USA, 326.
- Will, G.M. (1985): Nutrient deficiencies and fertiliser use in New Zealand exotic forests. FRI-Bulletin, Forest Research Institute, New Zealand. N° 97, 53 pp.
- Zinke, P.J. (1962): The pattern of influence of individual forest trees on soil properties. *Ecology*, 43, 130-133.