

ACIDIFICACIÓN DE LOS SUELOS Y LOS PROCESOS INVOLUCRADOS

Angélica Sadzawka R. Química Farmacéutica *
Ricardo Campillo R. Ingeniero Agrónomo M.S. **

I. INTRODUCCIÓN

La acidificación de los suelos es un proceso natural que se inicia cuando la superficie de las rocas es colonizada por algas y líquenes durante las primeras etapas de formación de los suelos. En los ecosistemas naturales, cuando la pluviosidad excede la evapo-transpiración, se produce un lavado o lixiviación del suelo. Esta lixiviación gradualmente mueve las sales solubles y las bases (principalmente calcio, magnesio, potasio y sodio) hacia las capas más profundas del perfil de suelo hasta que finalmente se pierden en las napas freáticas. Consecuentemente, el suelo se acidifica y pierde su fertilidad natural.

El proceso natural de acidificación se acelera cuando los suelos se someten a una agricultura intensiva, muy extractiva y sin reposición de bases. Además, algunas prácticas de manejo del suelo, especialmente el empleo de fertilizantes de reacción ácida, pueden acelerar aún más el proceso de acidificación.

Es importante entender los mecanismos de acidificación para establecer estrategias de prevención de los procesos de acidificación de los ecosistemas productivos agrícolas o de solución del problema de acidificación cuando ya se ha producido.

II. ACIDEZ DEL SUELO

La acidez del suelo se clasifica en acidez total, acidez reemplazable por sales o acidez intercambiable y acidez residual (Soil Science Society of America, 1987).

La acidez total comprende el conjunto de compuestos capaces de donar protones (H^+) de la fase sólida del suelo y se determina por diferencia entre la capacidad de intercambio de cationes (CIC) y las bases de intercambio (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ y Na^+).

*Departamento de Recursos Naturales y Medio Ambiente, Centro Regional de Investigación La Platina, Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Casilla 439, Correo 3, Santiago.

**Departamento de Recursos Naturales y Medio Ambiente, Centro Regional de Investigación Remehue, Instituto de investigaciones Agropecuarias, Casilla 24-0, Osorno.

La acidez intercambiable comprende el aluminio y el hidrógeno que pueden ser reemplazados desde un suelo ácido por una solución de cloruro de potasio (KCl). La acidez residual consiste en aquella que se neutraliza por encalado, pero que no puede ser reemplazada por una solución de KCl. La suma de la acidez intercambiable y la acidez residual es aproximadamente igual a la acidez total:

$$\text{Acidez total} = \text{CIC} - \text{bases de intercambio}$$

$$\text{Acidez intercambiable} = (\text{Al} + \text{H}) \text{ intercambiables}$$

$$\text{Acidez residual} \approx \text{acidez total} - \text{acidez intercambiable}$$

III. NATURALEZA DE LA ACIDEZ DEL SUELO

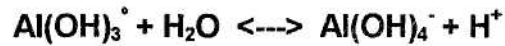
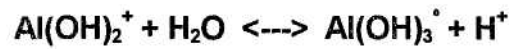
La acidez del suelo se origina de varias fuentes que se relacionan en complejas reacciones químicas, por lo que necesario dividir el sistema suelo en fracciones más simples para poder estudiar los mecanismos. A continuación se describen brevemente las fuentes más importantes de acidez de los suelos.

Aluminio (Al)

Generalmente la fuente más importante de acidez en los suelos es el aluminio soluble. El aluminio es abundante en los suelos, comprende el 7,1 % de la corteza terrestre (Lindsay, 1979) y está contenido en minerales primarios, en minerales secundarios y en óxidos e hidróxidos de aluminio. El aluminio contribuye a la acumulación y estabilización de la materia orgánica de los suelos volcánicos, debido a la formación de complejos estables "humus-Al", los cuales no son vulnerables al ataque microbiano (Inoue, 1986).

El aluminio tiene alta carga iónica y pequeño radio cristalino (0,05 nm), por lo que es muy reactivo en solución. Cuando un material que contiene Al se disuelve, el Al^{+3} liberado coordina con 6 moléculas de H_2O y se hidroliza formando complejos mono y polinucleares de hidrox-Al y también puede precipitar como gibsita cuando se sobrepasa el producto de solubilidad de este mineral (Bohn et al., 1979).

La hidrólisis de las formas monoméricas puede representarse por las ecuaciones sucesivas siguientes (para mayor claridad se han suprimido las moléculas coordinadas de agua). En cada una de ellas se libera H^+ a la solución produciendo una disminución del pH, a menos que exista una fuente de OH^- que neutralice el H^+ , o que este desaparezca de la solución por adsorción en superficies susceptibles de generar carga positiva (como son los componentes de carga variable).



Estas reacciones de hidrólisis generalmente llegan a ser significativas a pH > 4 y a pH 4,9 más del 80% del aluminio soluble está hidrolizado (Ritchie, 1989). Los productos de la hidrólisis del Al pueden readsorberse en los componentes del suelo, formar complejos solubles con ligandos inorgánicos (F⁻, SO₄⁼) y una amplia variedad de ligandos orgánicos (ácidos cítrico, tartárico, oxálico, fúlvico, húmico) y también pueden formar polímeros solubles con iones hidroxilos solos o en conjunto con iones fosfatos y silicatos (Bohn *et al.*, 1979, Tisdale *et al.*, 1985; Ritchie, 1989, Wright, 1989).

La adición de materia orgánica al suelo puede aumentar o disminuir el nivel de aluminio soluble dependiendo de los cambios de pH que se produzcan (Ritchie, 1989). Si la materia orgánica adicionada acidifica el suelo aumenta el aluminio soluble por un incremento de la disolución o liberación de aluminio. Por otra parte, el aluminio soluble puede disminuir por adsorción por la materia orgánica agregada.

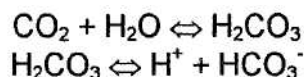
El encalado disminuye el aluminio soluble por precipitación de los polímeros hidrolizados y por aumento de la cantidad de aluminio específicamente adsorbido con respecto al aluminio intercambiable. El tipo de material encalante y el tiempo influyen en la velocidad de neutralización, la cual afecta el tipo de especies de aluminio que se forman. Así, por ejemplo, estudios realizados sin suelo muestran que la lenta liberación de OH⁻ de la dolomita produce especies mono y poliméricas de aluminio que no precipitan en largo tiempo, en cambio, la rápida disolución de la calcita forma una fase sólida con características de gibbsita que es estable en el tiempo (Turner, 1976).

Materia orgánica

El humus contiene grupos carboxílicos y fenólicos activos que se comportan como ácidos débiles liberando iones H⁺, según la constante de disociación del ácido y las condiciones de pH. El pH de la solución de suelo en horizontes con altos contenidos de materia orgánica depende principalmente de la cantidad de grupos funcionales presentes en la materia orgánica y un aumento de la fuerza iónica de la solución, por la adición de fertilizantes solubles por ejemplo, generalmente produce una disminución del pH de la solución de suelo.

Anhídrido carbónico (CO₂)

La presión parcial del CO₂ en el aire de suelos bien drenados varía entre 0,3 y 3,0% (Bohn, McNeal y O'Connor, 1979), lo cual equivale entre 10 y 100 veces la de la atmósfera (0,003%). La concentración de CO₂ en el aire del suelo depende de la actividad microbiana, de la respiración de las raíces y de la velocidad de difusión del CO₂ hacia la atmósfera. El CO₂ se disuelve en agua como CO₂ y rápidamente se establece un equilibrio con el agua formando ácido carbónico, H₂CO₃. El ácido carbónico es un ácido débil que se disocia en iones bicarbonato (HCO₃⁻) e hidrógeno:



Los iones hidrógeno pueden ser preferentemente adsorbidos por los componentes del suelo liberándose cationes a la solución de suelo. Cuando el agua percola a través del suelo pueden lixiviarse los cationes de la solución y los iones bicarbonato, con lo cual continúa la reacción de disociación del ácido carbónico, aumentando la acidificación del suelo. La reacción de disociación del ácido carbónico es importante sobre pH 4,5 y aumenta con la presión parcial de CO₂, lo cual favorece la pérdida de cationes por lixiviación (Heylar y Porter, 1989; Robarge y Johnson, 1992).

IV. pH DEL SUELO

El pH del suelo es una medida de la actividad del ión hidrógeno (H⁺) en la solución de suelo y es una indicación de la reacción del suelo. Estrictamente, el pH es el logaritmo negativo de la actividad del ión hidrógeno. La actividad de un ión puede definirse como la concentración efectiva de ese ión en una solución y en soluciones diluidas ambos términos son prácticamente iguales:

$$\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$$

La escala de pH en sistemas acuosos se extiende de 0 a 14, siendo el pH 7 neutro, donde las concentraciones de iones hidrógeno (H⁺) y de iones hidroxilos (OH⁻) son iguales. Cuando aumenta la concentración de H⁺, disminuye proporcionalmente la de OH⁻, y viceversa. La expresión logarítmica de los valores de pH significa que a cada unidad de cambio del pH de una solución corresponde una variación de 10 veces en la concentración de H⁺. Así, cuando el pH de una solución varía, por ejemplo, de 7 a 6, la concentración de iones hidrógeno aumenta 10 veces y la de iones hidroxilos disminuye en una cantidad comparable.

El pH de un suelo es una indicación de la reacción del suelo, es decir, del grado de acidez o alcalinidad de ese suelo. En el Cuadro 1 se indican algunos términos que se usan para describir la reacción del suelo, en relación con el rango de pH.

Cuadro 1. Términos descriptivos para varios rangos de pH del suelo (Soil Science Society of América, 1987).

Término descriptivo	Rango de pH-H₂O
Extremadamente ácido	<4,5
Muy fuertemente ácido	4,5-5,0
Fuertemente ácido	5,1-5,5
Moderadamente ácido	5,6-6,0
Débilmente ácido	6,1-6,5
Neutro	6,6-7,3
Débilmente alcalino	7,4-7,8
Moderadamente alcalino	7,9-8,4
Fuertemente alcalino	8,5-9,0
Muy fuertemente alcalino	>9,0

Aunque la cantidad de H⁺ en la solución de suelo normalmente es pequeña, la actividad de estos iones H⁺ es extremadamente importante. La química de muchos iones y los microorganismos del suelo están tan estrechamente ligados al pH que no existe otra medida del suelo que integre tanta información química. Sin embargo, el significado del pH de un suelo tiene limitaciones porque varios factores afectan su medición (Sadzawka y Carrasco, 1985). Entre ellos, el más importantes es la concentración salina. Las soluciones más usadas para determinar el pH de un suelo son agua destilada, CaCl₂ 0,01 M y KC11 M.

Al aumentar la concentración salina en la solución se produce una disminución en el pH medido. Una de las ventajas que tiene la determinación del pH suspendiendo el suelo en > una solución salina es que el valor obtenido es más real, ya que la concentración de H⁺ en la superficie de las partículas del suelo puede ser 100 a 1000 veces mayor que la de la solución que las rodea (Bohn et al., 1979; Foth y Ellis, 1988). La solución de CaCl₂ 0,01 M se seleccionó asumiendo que tiene una fuerza iónica y una concentración de Ca⁺² semejantes a la de la solución de suelo; sin embargo, esto no se cumple en un gran número de suelos (Bache, 1988). La solución de KCl 1 M posee una actividad de K⁺ lo suficientemente alta como para liberar a la solución el Al intercambiable. Otra ventaja importante que tiene el uso de soluciones salinas en la determinación del pH del suelo es que los valores obtenidos son menos susceptibles a las variaciones experimentales (Sadzawka y Flores, 1996).

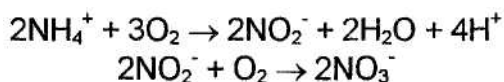
V. CAUSAS DE LA ACIDIFICACIÓN DE LOS SUELOS

La acidificación de los suelos consiste en un conjunto de procesos que generan un suelo ácido, es decir un suelo de $\text{pH} < 7,0$. La acidificación, en un amplio sentido, puede considerarse entonces como la sumatoria de los procesos naturales y antropogénicos que disminuyen el pH de un suelo.

Los procesos naturales incluyen factores edáficos, climáticos y biológicos. Por ejemplo, los suelos desarrollados a partir de materiales graníticos se acidifican más rápidamente que los suelos desarrollados de materiales parentales calcáreos. Los suelos arenosos con relativamente pocas partículas de arcilla se acidifican más rápidamente debido a su menor reserva de cationes básicos y a su mayor potencial de lixiviación. La pluviosidad está estrechamente relacionada con la magnitud de la pérdida de bases en los suelos bien drenados; los suelos más ácidos se encuentran en las zonas con mayor pluviometría (Sadzawka y Campillo, 1993; Suárez. 1994). La descomposición de la materia orgánica genera ácidos orgánicos y ácido carbónico. La absorción de cationes por las raíces de las plantas produce liberación de iones H^+ a la solución de suelo, los cuales son neutralizados por los iones OH^- y HCO_3^- liberados cuando se absorben aniones (principalmente nitratos). Pero, en las plantas que fijan el nitrógeno simbióticamente no es importante ese mecanismo de neutralización y la rizósfera se acidifica (Sadzawka, 1989) El efecto acumulativo de estos factores sobre la acidificación del suelo generalmente llega a ser importante sólo después de un período considerable de tiempo.

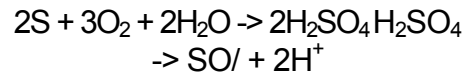
Los procesos antropogénicos, es decir, provocados por el hombre, pueden acelerar considerablemente la velocidad de acidificación de los suelos e incluyen: cambio de uso del suelo, agricultura altamente extractiva sin reposición de bases, laboreo intensivo del suelo, uso de fertilizantes acidificantes.

Los fertilizantes acidificantes más usados son los amoniacales, que afectan tanto el pH del suelo como la pérdida de cationes básicos. Los fertilizantes fosfatados, como el superfosfato triple, pueden acidificar temporalmente la zona de aplicación hasta valores de pH tan bajos como 1,5 pero esta acidez es rápidamente neutralizada por los componentes del suelo. Los fertilizantes amoniacales (nitrato de amonio, fosfatos de amonio) y los generadores de amonio (urea) liberan NH_4^+ a la solución de suelo, el cual desplaza a los cationes de intercambio favoreciendo su posterior lavado del suelo. Posteriormente, mientras algo de NH_4^+ es absorbido por las plantas, la mayor parte cambia a NO_3^- por la oxidación biológica de nitrificación. Este es un proceso en dos etapas donde el amonio es convertido primero en nitrito y luego en nitrato, según las siguientes reacciones:



Como resultado de la nitrificación se liberan iones H^+ que acidifican el suelo y son los responsables de la disminución del pH que se observa después del uso continuado de fertilizantes amoniacales (Peyrelongue y Sadzawka, 1993; Foth y Ellis, 1988; Sadzawka, 1989; Tisdale *et al.*, 1985).

Otro fertilizante acidificante que está aumentando su uso en el país es el azufre elemental (S). El S en el suelo se oxida por acción bacteriana, principalmente *Thiobacillus*, a ácido sulfúrico. Este es un ácido fuerte que se disocia liberando iones H⁺:



VI. ACIDEZ Y PRODUCTIVIDAD

La acidez no es un problema del suelo sino de las plantas (Suárez, 1994). Las plantas normalmente no son afectadas directamente por valores de pH relativamente alejados del neutro; sin embargo, el efecto indirecto puede ser drástico. Éste puede deberse a una o más de varias posibles razones, tales como: deficiencia de algún nutriente esencial (P, Ca, Mg, Mo), disminución de la actividad de microorganismos beneficiosos (rizobios), abundancia de iones tóxicos para las plantas (Al, Mn, H⁺). La relativa importancia de cada uno de estos factores varía con las características químicas de la solución de suelo, pero puede generalizarse que el problema más importante es la toxicidad de aluminio.

El principal efecto de la toxicidad de Al es la restricción del desarrollo radicular, por lo cual, las raíces reducen el volumen de suelo que pueden explorar y son ineficientes en la absorción de nutrientes y de agua. Además, un exceso de Al en la solución de suelo interfiere en el transporte y utilización de los nutrientes esenciales (Ca, Mg, K, P y Fe) y puede inhibir los procesos microbianos que suministran nutrientes a las plantas. A nivel celular, la toxicidad de Al afecta la estructura y el funcionamiento de la membrana, la síntesis de DNA y la mitosis, la elongación de la célula y la nutrición mineral y el metabolismo (Wright, 1989).

Las distintas especies de Al existente en el suelo tienen diferente fitotoxicidad. Los estudios realizados indican que el Al⁺³ es la principal especie mononuclear tóxica para las plantas, sin embargo, la presencia de concentraciones adecuadas de K, Ca y Mg elimina la toxicidad (Tanaka *et al.*, 1987). Las formas Al(OH)⁺² y Al(OH)⁺ parecen ser tóxicas para algunas especies (Alva *et al.*, 1986). Los complejos inorgánicos Al-F y Al-SO₄ (Cameron *et al.*, 1986; Tanaka *et al.*, 1987) y los complejos orgánicos de Al (Hue *et al.*, 1986) no son tóxicos. Las especies polinucleares de hidroxil-Al parecieran ser no tóxicas debido a su alta afinidad con las superficies negativamente cargadas de las partículas del suelo (Wright, 1989).

Las especies de plantas, y las variedades dentro de las especies, muestran grandes diferencias en la susceptibilidad a la toxicidad de Al. Así, por ejemplo, las leguminosas que dependen de la fijación simbiótica de nitrógeno aparentemente son más susceptibles a la toxicidad de Al que las leguminosas suministradas con nitrógeno inorgánico.

Esto se debe a que la toxicidad de Al tiene un efecto detrimental sobre la simbiosis leguminosa-rizobio causado principalmente por una reducción en el proceso de nodulación.

El uso de plantas tolerantes al Al ofrece una solución parcial a los problemas de toxicidad de Al, pero no puede ser considerada como la única solución porque, si el proceso de acidificación continúa, llegará un momento en que ni aún las plantas tolerantes podrán sobrevivir.

Vii. DIAGNOSTICO DE LA TOXICIDAD DE ALUMINIO EN SUELOS

Un buen método de diagnóstico de la toxicidad de Al en suelos debe ser capaz de distinguir entre las formas tóxicas y no tóxicas de Al, debe determinar cuando la toxicidad de Al limitará el crecimiento de la planta y debe reflejar la capacidad del suelo para mantener el suministro. Esta tarea es complicada debido a que el Al existe en distintas formas, la tolerancia al Al de las plantas varía entre y dentro de las especies, la presencia de componentes orgánicos e inorgánicos modifica la expresión de la toxicidad de Al, las condiciones humedad y temperatura influyen la toxicidad de Al, existe variabilidad espacial y temporal dentro del suelo, las plantas modifican su entorno radicular cambiando la asociación del Al, es difícil obtener muestras representativas de la rizósfera, la toxicidad de otros elementos o la deficiencia de nutrientes asociadas con los suelos ácidos pueden también limitar el crecimiento. Dadas las dificultades involucradas no es sorprendente que los intentos para desarrollar métodos de diagnóstico de la toxicidad Al en suelos han tenido un éxito limitado (Wright, 1989).

La determinación de la CIC efectiva, esto es, la suma de Ca, Mg, K, Na y Al intercambiables, y la estimación de la saturación de Al (contribución del Al en la CIC efectiva) dan una buena estimación de la toxicidad de Al en suelos del mismo tipo y sometidos a condiciones agroclimáticas similares, pero no son indicadores adecuados para un amplio rango de tipos de suelos. En los suelos con predominio de minerales con carga variable, el Al intercambiable no es extraído cuantitativamente con la solución de KCl que normalmente se emplea, debido a que el Al intercambiado hidroliza liberando iones H^+ , los cuales son rápidamente adsorbidos por las superficies de los minerales de carga variable. Este consumo de iones H^+ induce una mayor hidrólisis del Al, resultando una sobresaturación de la solución y formación de especies polinucleares de Al hidroxilado que precipitan en la superficie o entre las capas de los minerales (Wada, 1987; Dahlgren y Walker, 1994). Estos estudios indican que en los suelos dominados por minerales tipo alofán, el método estándar para determinar el Al intercambiable puede subestimar el Al potencialmente tóxico para las plantas.

El pH en agua o el pH en soluciones salinas pueden usarse para estimar el grado de saturación de aluminio del complejo de intercambio siempre que se conozca la relación entre ellos para cada tipo de suelos (Suárez, 1990, 1991, 1994; Campillo y Sadzawka, 1993; Rodríguez, 1993).

Hasta el momento, la técnica más promisoría para identificar los suelos de diferente tipo que tienen problemas de toxicidad de Al es una técnica biológica que mide el desarrollo radicular de semillas germinadas en suelos. La semilla suministra los nutrientes y solamente la toxicidad de Al y las deficiencias de Ca y de B limitan la elongación radicular. El método se ha usado exitosamente para detectar toxicidad de Al en un gran número de suelos y para evaluar la tolerancia al Al de diferentes genotipos dentro de una especie usando un suelo con una toxicidad de Al conocida.

VIII. FORMAS DE RETARDAR LA ACIDIFICACIÓN DE LOS SUELOS

Existen algunas prácticas que permiten retardar la velocidad de acidificación de los suelos. Entre éstas, las más importantes están relacionadas con el manejo del fertilizante nitrogenado, ya que las formas químicas en las cuales el nitrógeno entra y sale del suelo influyen fuertemente la velocidad de acidificación. Por lo tanto, en el cálculo del costo de la fertilización no sólo debe considerarse la unidad de nutriente sino también el potencial de acidificación. Simultáneamente, deben preferirse las prácticas que aumenten la eficiencia del nitrato y/o minimicen la lixiviación del nitrato. Cuando el nitrato se mueve a través del perfil se requiere que las plantas estén en pleno desarrollo para que usen este nitrato móvil. Idealmente, el suministro y uso de nitrógeno por las plantas debe estar balanceado para evitar la lixiviación de nitrato y de los cationes asociados desde la zona radicular. Las prácticas de manejo que mejoran la eficiencia de uso del nitrógeno incluyen (Cregan, Hirth y Conyers, 1989):

- Uso de fertilizantes nitrogenados menos acidificantes
- Reducción de la mineralización innecesaria del nitrógeno minimizando el barbecho
- Aplicación del fertilizantes nitrogenado parcializado para disminuir la lixiviación
- Preferencia por especies de arraigamiento profundo para aprovechar mejor el nitrato
- Uso de cultivos con un buen desarrollo radicular

LITERATURA CITADA

- ALVA, A.K., EDWARDS, D.G., ASHER, C.J. and BLAMEY, F.P.C. 1986. Relationship between root length of soybean and calculated activities of aluminium monomers in solution. *Soil Sci. Soc. Am.J.* 50, 959-962.
- BOHN, H.L., MCNEAL, B.L. and O'CONNOR, G.A. 1979. *Soil chemistry*. A Wyley-Interscience Publication, John Wiley & Sons, USA, 329p.
- CAMERON, R.S., RITCHIE, G.S.P. and ROBSON, A.D. 1986. Relative toxicities of inorganic aluminum complexes to barley. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50,1231-1236.
- CAMPILLO R., RICARDO Y SADZAWKA R., ANGÉLICA, 1993. Problemática de la acidez de los suelos de la IX Región. II. Manejo del encalado y sus implicancias. In: CAMPILLO R., R. (ed.) *Acidez de los suelos de la Araucanía*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (Chile), Est. Exp. Carillanca (Temuco), Serie Carillanca N°38. p. 9-17.
- CREGAN, P.D., HIRTH, J.R. and CONYERS, M.K. 1989. Amelioration of soil acidity by liming and other amendments. In: ROBSON, A.D. (ed.). *Soil acidity and plant growth*. Academic Press Australia, p. 205-264.
- DAHLGREN, R.A. and WALKER, W.J. 1994. Solubility control of KCl extractable aluminium in soils with variable charge. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 25, 2201-2214.
- FOTH, H.D and ELLIS, B.G. 1988. *Soil fertility*. John Wiley & Sons, New York, USA. 212p.
- HEYLAR, K.R. and PORTER, W.M. 1989. Soil acidification, its measurement and the processes involved. In: ROBSON, A.D. (ed.). *Soil acidity and plant growth*. Academic Press Australia, p. 61-102.
- HUE, N.V., CRADDOCK, G.R. and ADAMS, F. 1986. Effect of organic acids on aluminum toxicity in subsoils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50. 28-34.
- INOUE, K. 1986. Chemical properties. In: WADA, K. (Ed.). *Ando soils in Japan*. Tokyo, Japan, Kyushu University Press, p. 69-98.
- LINDSAY, W.L. 1979. *Chemical equilibria in soils*. John Wiley & Sons, New York, USA, 449p.
- PEYRELONGUE C, AMELIA y SADZAWKA R., ANGÉLICA. 1993. Importancia del manejo del suelo y tipo de fertilizante en la acidificación de los Trumaos. In: CAMPILLO R., R. (ed.) *Acidez de los suelos de la Araucanía*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (Chile), Est. Exp. Carillanca (Temuco), Serie Carillanca N°38. p. 31-40.
- RITCHIE, G.S.P. 1989. The chemical behaviour of aluminium, hydrogen and manganese in acid soils. In: ROBSON, A.D. (ed.). *Soil acidity and plant growth*. Academic Press Australia, p. 1-60.

- ROBARGE, W.P. and JOHNSON, D.W. 1992. The effects of acidic deposition on forested soils. *Adv. Agron.* 47, 1 -83.
- RODRÍGUEZ S., JOSÉ, 1993. Manual de fertilización. Colección en Agricultura, Facultad de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago (Chile), 362p.
- SADZAWKA R., ANGÉLICA. 1989. El pH de la rizósfera del trigo y del lupino. *Agricultura Técnica (Chile)*, 49(1):71-73.
- SADZAWKA R., ANGÉLICA y CAMPILLO R., RICARDO. 1993. Problemática de la acidez de los suelos de la IX Región. I. Génesis y características del proceso. *Investigación y Progreso Agropecuario, Carillanca (Chile)* 12(3), 3-7.
- SADZAWKA R., A. y CARRASCO R., M.A. 1985. Química de los suelos volcánicos. En: Tosso. J. (Ed.) Suelos volcánicos de Chile. Santiago, Chile, Talleres Gráficos INIA. p. 337-434.
- SADZAWKA R., ANGÉLICA Y FLORES P., HUGO. 1996. Intercambio de muestras y de análisis de laboratorio (INTERLAB). 1a. Jornada de estandarización de metodologías de análisis de suelos, INIA-CRI La Platina, Santiago, Chile, 10-11 julio 1996, 25 p.
- SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA .1987. Glossary of soil science terms. Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin, USA, 44p.
- SUÁREZ F., DOMINGO 1990. Estimación de las necesidades de encalado, In: VI Congreso Nacional de Ciencia del Suelo, Universidad de la Frontera, Facultad de Ciencias Agropecuarias, p. 153-160.
- SUÁREZ F., DOMINGO. 1991. Diagnóstico de las necesidades de encalado, In: Acidez y encalado de suelos en la Región de Los Lagos. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (Chile), Est. Exp. Remehue (Osorno), Serie Remehue N°15.p. 77-94.
- SUÁREZ F., DOMINGO. 1994. Uso de cales y fertilizantes en praderas de la zona sur. In: LATRILLE, L. (ed.) Producción animal. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias, Instituto de Producción Animal, Valdivia (Chile), Serie B-18, p. 39-65.
- TANAKA, A., TADANO, T., YAMAMOTO, K. and KAMAMURA, N. 1987. Comparison of toxicity to plants among Al^{+3} , $AlSO_4^+$, and Al-F complex ions. *Soil Sci. Plant Nutr.* 33(1), 43-55.
- TISDALE, S.L., NELSON, W.L and BEATON, J.D. 1985. Soil fertility and fertilizers. 4 ed. New York, USA, Macmillan.
- TURNER, R.C. 1976. Effect of ageing on properties of polynuclear hydroxyaluminium cations. *Canadian Journal of Chemistry* 54, 1528-1534.
- WADA, S.I. 1987. A critical evaluation of 1 M KCL-extraction method for determining exchangeable Al ions in variable charge soils. *Soil Sci. Plant Nutr.* 33(2), 153-160
- WRIGHT, R.J. 1989. Soil aluminum toxicity and plant growth. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 20, 1479-1497.