

Efectos del encalado sobre los cambios físico-químicos y químicos en suelos inundados

Lime amendment effects on physico-chemical and chemical fluctuations of flooded soils

MORALES, L. A.¹; VÁZQUEZ, S.¹ & PAZ GONZÁLEZ, A.²

ABSTRACT

Rice growth in wetlands or paddy soils is economically important in Latin America. Lime amendment is becoming a conventional practice for rice production in this area. A field study was conducted to compare changes induced by liming paddy soils in Corrientes (Argentina). Three different treatments were considered: a control plot, with no lime addition, and two amended plots with 625 kg/ha and 1250 kg/ha rates of dolomite application. Before flooding and at two week intervals during ten weeks after flooding, the following soil physico-chemical and chemical parameters were measured in each of the treatments: Eh, pH, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, extractable Mn and Fe and P. In all the three treatments two weeks after flooding a sharply Eh fall and simultaneously a sharply pH rise was observed. Lime addition showed a clear trend to lower Eh values, all over the waterlogging study period. However, the initial differences in pH between the control plot and plots amended with dolomite vanished at the end of the ten weeks experience. Before flooding, high $\text{NH}_4^+\text{-N}$ differences between treatments were also observed. In the control plot, the trend during anaerobiosis was to increase the low initial $\text{NH}_4^+\text{-N}$ level, whereas the high $\text{NH}_4^+\text{-N}$ content at the beginning of the experience in the amended plots was somewhat reduced. Extractable Mn and Fe increased as a function of flooding duration and lime addition increased the extractability of these two elements, so that at the end of the experience Mn and Fe levels were much higher in dolomite amended plots than in control. Olsen- extractable P was also initially higher in the amended plots than in the control plot and after flooding no unique fluctuation trend was observed.

Key words: Puddle soils, flooding, liming, redox potential, available nutrients

(1) Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad del Nordeste. Corrientes, Argentina.

(2) Facultad de Ciencias. Universidad de Coruña. Zapateira, 15.071. Coruña.

INTRODUCCION

La producción de arroz en América Latina se realiza bajo dos agroecosistemas: en seco y bajo riego. El ecosistema de seco depende de las lluvias como única fuente de agua para su normal crecimiento y no requiere la construcción de camellones o muros de contención en el campo; por lo tanto este sistema no permite la retención de una lámina de agua sobre la superficie de las parcelas. El sistema de producción con riego tiene como principal característica el control sobre el manejo del agua. Este control del agua hace que los ecosistemas de riego sean menos complejos, más estables y uniformes que los de seco (Centro Internacional de Agricultura Tropical, 1983; Empresa de Pesquisa Agropecuária e Difusão de Tecnologia de Santa Catarina, 1992).

El arroz crece mejor en suelos inundados, en anaerobiosis, que en suelos aeróbicos. La inundación no solo proporciona un buen suministro de agua, sino que también permite el control de malezas. Además, las propiedades físicas y químicas de un suelo seco cambian drásticamente al ser inundado. Al inundarse un suelo e interponer una lámina de agua de altura variable entre éste y la atmósfera se produce un retardo de la difusión de oxígeno hacia el mismo. La concentración de oxígeno en el suelo depende de la tasa de difusión del gas, del consumo por parte de los microorganismos y de la respiración del sistema radicular de las plantas. Cuando el abastecimiento se ve afectado, por ser el consumo por parte de los microorganismos anaeróbicos mayor que el suministro, el oxígeno se va agotando. El

agotamiento del gas ocurre en los primeros días de inundado un suelo, produciendo un cambio en la respiración de los horizontes encharcados, pasando de aerobiosis a anaerobiosis. Los microorganismos anaeróbicos se multiplican rápidamente descomponiendo la materia orgánica y utilizando compuestos oxidados del suelo como aceptores finales de electrones para su respiración. Como resultado de esto se producen cambios del potencial de óxido-reducción, provocando una disminución del E_h . Los compuestos más comunes que se reducen en suelos inundados son los de nitrógeno, manganeso y hierro. Este proceso es gobernado totalmente por la actividad de los microorganismos anaerobios y la secuencia de reacciones de reducción de estos compuestos se detallan en la figura 1.

Esta secuencia de reacciones produce un brusco descenso del potencial redox (E_h) después de la inundación, llegando a un mínimo a los pocos días, luego sube rápidamente para posteriormente decrecer lentamente con el tiempo. El descenso del E_h depende entre otros factores del pH inicial, de la cantidad de materia orgánica disponible y de la cantidad de compuestos oxidados presentes en el suelo. En la secuencia de reducción de estos compuestos hay un consumo adicional de protones, y debido a ello los suelos ácidos pueden incrementar sus valores de pH después de la inundación, estabilizándose el mismo entre 6.5 y 7.5. Por el contrario en los suelos alcalinos el pH desciende debido al aumento en la presión parcial de CO_2 . Los factores que determinan las variaciones de pH en el suelo son su valor inicial, naturaleza y cantidad de compuestos oxidados,

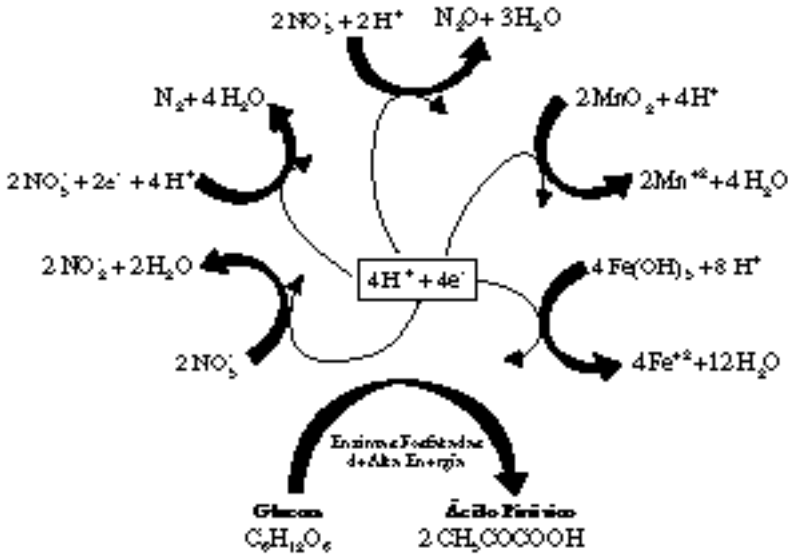


Figura 1. Oxidación de glucosa a ácido pirúvico mediante la reducción de compuestos inorgánicos.

cantidad y clase de materia orgánica y temperatura.

Se admite (PONNAMPERUMA, 1972, 1986; LEÓN & ARREGOCÉS, 1985, MELGAR *et al.*, 1990) que los cambios químicos más importantes inducidos por la inundación y llevados a cabo por los microorganismos anaerobios son:

- 1.- Transformaciones de los compuestos del ciclo del nitrógeno.
- 2.- Reducción del manganeso y del hierro.
- 3.- Aumento de la disponibilidad de fósforo promovido por la reducción del hierro.

La mineralización del nitrógeno orgánico se detiene en la producción de amonio y por ser este elemento estable en condiciones de reducción tiende a acumularse en el suelo inundado. La reducción de

manganeso es casi coincidente con la desnitrificación. Al descender el potencial redox, los óxidos superiores de manganeso se reducen a Mn^{2+} y consecuentemente su concentración en la solución del suelo se incrementa pudiendo llegar a cantidades tan altas como 3000 mgkg^{-1} , en suelos ácidos pobres en materia orgánica y altos contenidos de Mn activo. La reducción del hierro férrico a ferroso es uno de los cambios químicos más importantes que tiene lugar cuando se inunda un suelo. Para que este proceso tenga lugar es necesaria la ausencia de sustancias de alto nivel de oxidación tales, como NO_3^- y MnO_2 , presencia de materia orgánica de fácil descomposición y altos contenidos de Fe activo. Las concentraciones de Fe en la solución del suelo pueden llegar a $200 - 300\text{ mgkg}^{-1}$ en los primeros 50 días de inundación. Por lo

general las concentraciones de Fe soluble disminuyen con los ciclos de inundación. Esta sería una de las causas por las que las plantas de arroz no sufren efectos tóxicos por exceso de Fe soluble a partir del segundo año de cultivo. La reducción de Fe en el suelo trae aparejado un aumento en la disponibilidad de fósforo que se encuentra adsorbido o fijado. También puede ocurrir liberación de fósforo adsorbido por intercambio aniónico en arcillas o hidróxidos de hierro y aluminio.

Al inundarse un suelo ácido se incrementa su pH, por lo que se produce un autoencalado. El uso de cal agrícola, tal como dolomita, es una práctica común en la zona de Corrientes (Argentina) y con tendencia a difundirse en el cultivo de arroz bajo riego. Por estas razones este trabajo tiene por objetivo determinar cuáles son los cambios que produce esta práctica en los suelos inundados.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se trabajó con un suelo de la serie San Luis, Plintacualf, arcilloso, fina, mixta hipertérmica, ubicado en la localidad de Santo Tomé (Corrientes Argentina), y un año de cultivo de arroz bajo riego. Contenido de M.O. 2,14%, pH 3,7. Se aplicaron dosis de 625 y 1250 kg ha⁻¹ de dolomita dos meses antes de la siembra. Se realizaron muestreos compuestos de suelo de cada parcela en el momento de la siembra, y posteriormente, después de la inundación, a intervalos de dos semanas. Las muestras obtenidas fueron congeladas, trasladadas al laboratorio para su inmediato análisis. Se realizaron las siguientes determinaciones:

- pH en agua. Relación suelo:agua 1:1.

- E_h en agua. Relación suelo:agua 1:1. Con electrodo de punta de platino.

- Nitrógeno amoniacal, por extracción con KCl 2M y destilación por arrastre de vapor, semi micro Kjeldahl. (KEENEY & NELSON, 1982)

- Fósforo: Extraído con NaHCO₃ 0,5M pH 8,5. (OLSEN *et al.*, 1982)

- Hierro y Manganeseo: Extraídos por el método doble ácidos. (DEWIS & FREITAS, 1970), también conocido como Mehlich 1 (MEHLICH, 1953).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La evolución en el tiempo del potencial redox, E_h (mV) mostró un comportamiento similar en las parcelas que recibieron diferentes dosis de dolomita, particularmente durante las primeras semanas después de la inundación. Las parcelas encaladas presentaron valores menores que el testigo durante todo el periodo de anaerobiosis como se puede apreciar en la figura 2.

En relación con el comportamiento de este parámetro, también hay que reseñar que durante las primeras semanas después del anegamiento existe un incremento, si bien poco acusado, de los valores de Eh para luego descender bruscamente a medida que crece el periodo de inundación, lo que está de acuerdo con los resultados obtenidos por varios autores (DE DATTA, 1986, PONNAMPERUMA, 1986).

El valor de pH de la parcela testigo difiere con respecto al valor de los tratamientos con dolomita, excepto al final de la experiencia. Esta situación se presenta normalmente en suelos sometidos a ciclos alternantes de inundación. Como era de

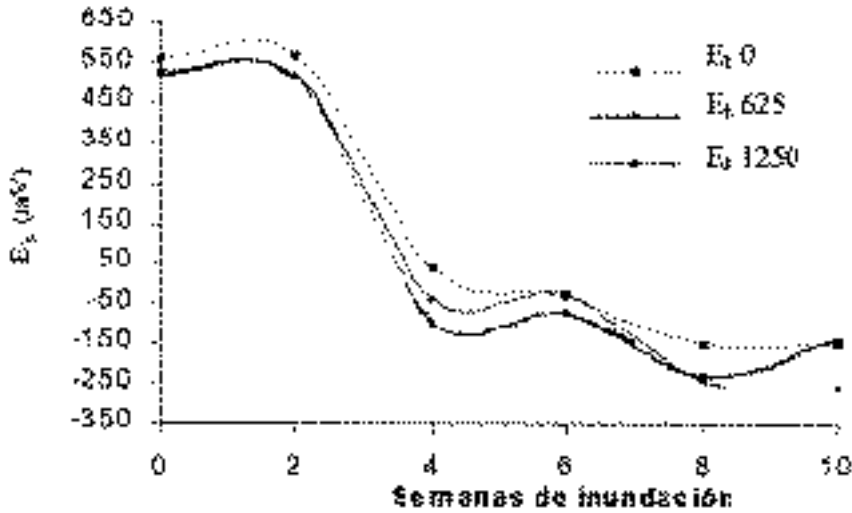


Figura 2. Variaciones de los valores de E_h en relación a las semanas de inundación.

esperar, las parcelas encaladas presentaron mayores valores de pH en la etapa inicial (figura 3). El mayor incremento de pH en todos los tratamientos ocurre entre la segunda y la cuarta semana, después de la inundación. Las diferencias se mantienen hasta la octava semana, a partir de la cual comienzan a estabilizarse. En la mayoría de los estudios en que se analizaron las variaciones de pH con relación a las semanas de inundación se cita que el mismo comienza a estabilizarse a partir de la tercera o cuarta semana. En este trabajo las diferencias encontradas con respecto a otros estudios podría deberse principalmente, a la alta acidez inicial del suelo, que, como consecuencia, produce un retardo en la estabilización del pH.

Los contenidos de $N-NH_4^+$ (figura 4) presentan diferencias entre tratamientos tanto en la etapa inicial como a lo largo del período de inundación. Los mayores conte-

nidos de $N-NH_4^+$ en la etapa inicial en las parcelas encaladas con respecto al testigo, pueden deberse a un incremento de la actividad microbiana y descomposición de M.O., que promovería la amonificación en el período anterior al anegamiento del suelo (SCHÖN *et al.*, 1985). Después de la inundación, en el testigo se puede observar el comportamiento típico de la acumulación de $N-NH_4^+$, tal como es descrito por otros autores (Mc LATCHEY & REDDY, 1998), como así también en el tratamiento de 625 kg ha^{-1} de dolomita, en donde se aprecia como comienza una neta acumulación de nitrógeno amoniacal a partir de la cuarta semana.

El balance neto de $N-NH_4^+$ en suelos de arrozal una vez anegados viene determinado por la importancia relativa de los procesos de amonificación e inmovilización, lo que depende tanto de la naturale-

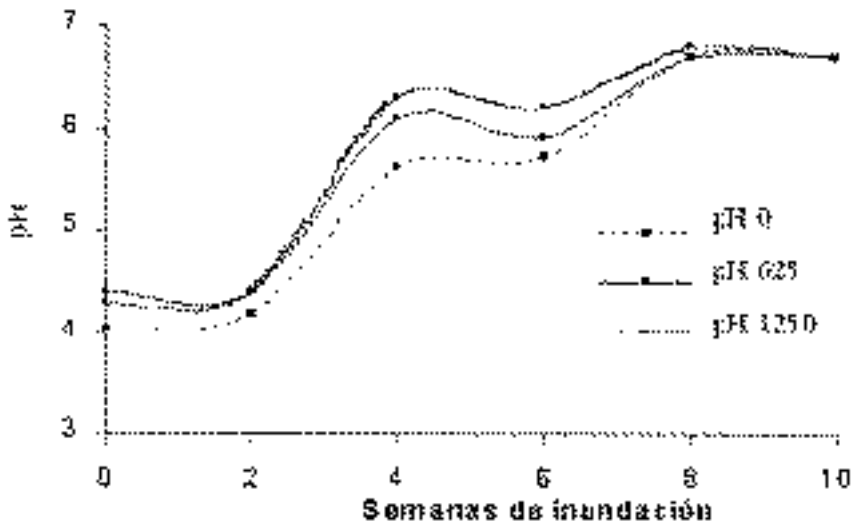


Figura 3. Variaciones de pH en relación a las semanas de inundación.

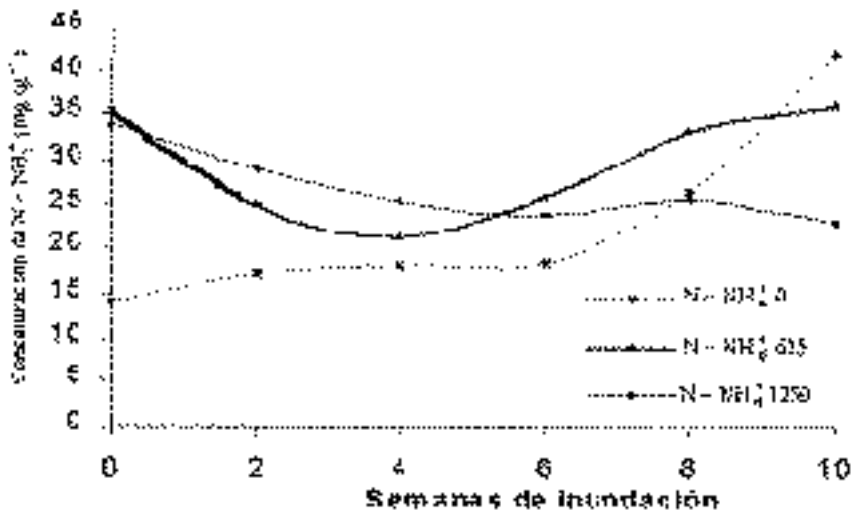


Figura 4. Variaciones de N-NH₄⁺ en relación a las semanas de inundación.

za de la materia orgánica como de factores medioambientales. La acumulación de N-NH_4^+ , frecuentemente observada en estos suelos, sería consecuencia del consumo relativamente poco importante de los organismos anaeróbicos, que determina que predomine la inmovilización. Sin embargo, en el caso del tratamiento de 1250 kg ha^{-1} de dolomita se observa una disminución del nitrógeno amoniacal a través de todo el ciclo. Este resultado podría atribuirse a una inhibición de la actividad de los microorganismos anaeróbicos que promoverían la amonificación, y, por tanto, estaría producido por una conjunción de condiciones reductoras y altos niveles de Fe y Mn en la solución del suelo. (figuras 5 y 6)

La reducción de los óxidos de manganeso es un fenómeno que casi coincide con la desnitrificación en los suelos inundados. A partir de la segunda semana comienzan

a manifestarse los efectos de los tratamientos, aumentando las concentraciones de Mn con el incremento de la dosis de dolomita. Bajo estas condiciones el cultivo de arroz no presentó síntomas de toxicidad debido al incremento del Mn en la solución del suelo por efecto del encalado, aunque debe mencionarse que este elemento es considerado como macronutriente para el mismo.

En la secuencia de reducción de elementos en el suelo, al Mn le sigue la del Fe. La reducción del Fe es uno de los cambios más importantes que tiene lugar cuando un suelo se inunda. Esto se debe a que al reducirse el Fe^{+3} a Fe^{+2} se liberarían los fosfatos ligados al Fe y consecuentemente aumentaría la solubilidad del P. Aunque el Fe, al igual que el Mn, es considerado macronutriente en el caso particular del cultivo de arroz, niveles superiores a 300 mg kg^{-1} , podrían provocar toxicidad.

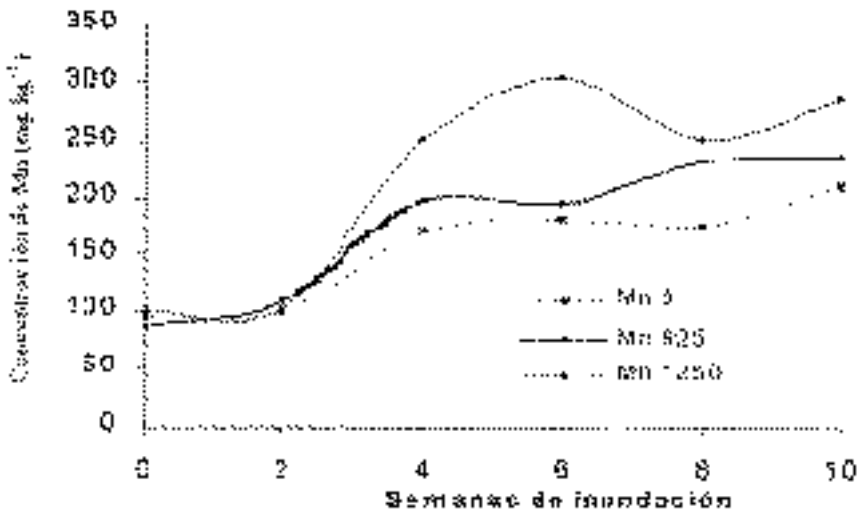


Figura 5. Variaciones del Mn en relación a las semanas de inundación.

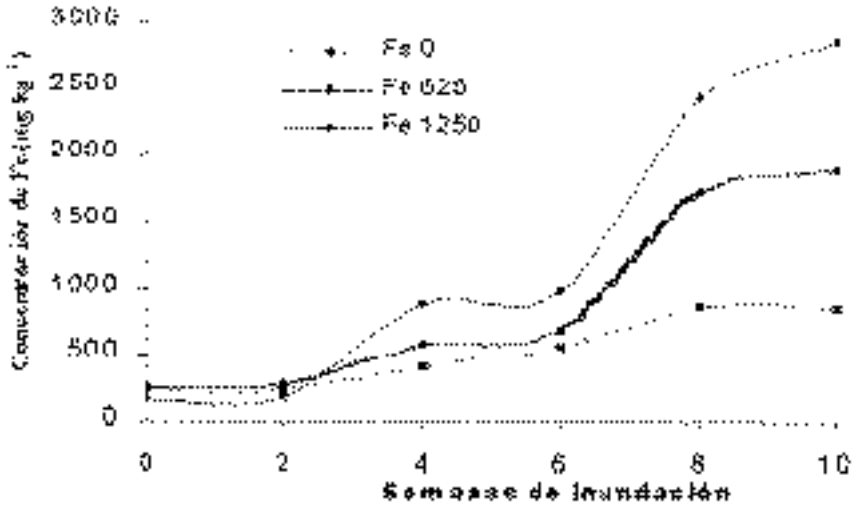


Figura 6. Variaciones del Fe en relación a las semanas de inundación.

dad directa o indirecta en el cultivo. Las concentraciones de Fe se incrementaron a partir de la segunda semana, siendo mayor esta con el aumento de la dosis de dolomita (figura 6). A pesar de los altos niveles de Fe encontrados, sobre todo a partir de la sexta semana de inundación, el cultivo no presentó síntomas de toxicidad, aunque esto podría afectar los rendimientos.

Se considera que el principal efecto de la condición anaeróbica del suelo es un cambio en la solubilidad del fósforo. Este elemento tiende a acumularse en los suelos inundados, dado que no existen mecanismos por los que pueda pasar a gas en cantidades significativas (LOGAN, 1982; REDDY *et al.*, 1999). La retención de las diversas formas de fósforo en suelos de arrozal viene regulada por mecanismos físicos (sedimentación) y biológicos (interacción con vegetación y microorganismos). Para explicar los cambios en la concentra-

ción de fosfatos extraídos de acuerdo con el método de Olsen han sido propuestos varios mecanismos:

(i) Tanto, la disminución del pH en suelos alcalinos y el incremento en los suelos ácidos después de la inundación, provocan incrementos en la concentración de P en la solución del suelo. En el primer caso el fosfato de calcio libera iones fosfato cuando cae el pH y en el segundo caso los fosfatos de Fe y Al liberan fosfato cuando el pH aumenta.

(ii) En suelos ácidos el incremento del pH puede provocar una liberación de fosfato retenido por intercambio sobre la superficie de arcillas y sesquióxidos y, consecuentemente incrementar la concentración de P extraído según Olsen en la solución del suelo.

(iii) La reducción del Fe férrico a ferroso causará una liberación hacia la solución

del suelo de fosfatos adsorbidos, fijados u ocluidos.

En la figura 7 se muestran los cambios en la concentración de P a lo largo del período de inundación. En los tratamientos 0 y 625 kg ha⁻¹ hubo un incremento inicial del P extraído por el método Olsen, para disminuir a partir de la sexta y cuarta semana respectivamente. Esta disminución podría ser atribuida a fenómenos de reabsorción de los iones fosfatos sobre la superficie de sesquióxidos y arcillas, proceso que se ha puesto de manifiesto en un amplio rango de pH. La reabsorción de fosfato es un mecanismo opuesto al de liberación antes mencionado y que, en esencia, consiste en una adsorción de fosfato por el hidróxido coloidal en primera etapa, que posteriormente deriva a la insolubilización lenta pero progresiva del fósforo fijado.

En el caso del tratamiento 1250 kg ha⁻¹ el nivel inicial de fosfato es mucho más elevado, en consonancia con el pH más alto previo a la inundación y la disminución de la concentración de fosfato comienza en una etapa más temprana. Este resultado podría ser atribuida a una precipitación de fosfatos de Fe, debido a la disminución de la solubilidad de los iones ferrosos al aumentar el pH

De acuerdo con los mecanismos antes expuestos, se admite que entre valores de pH comprendidos entre 6,5 y 7,0 la solubilidad de los fosfatos es máxima. Los resultados obtenidos ponen en evidencia que, en el caso estudiado, no solo el pH del suelo interviene en la solubilidad de los fosfatos. Los resultados obtenidos para el nitrógeno amoniacal y los fosfatos justifican la necesidad de continuar profundizando en el estudio de los efectos del enca-

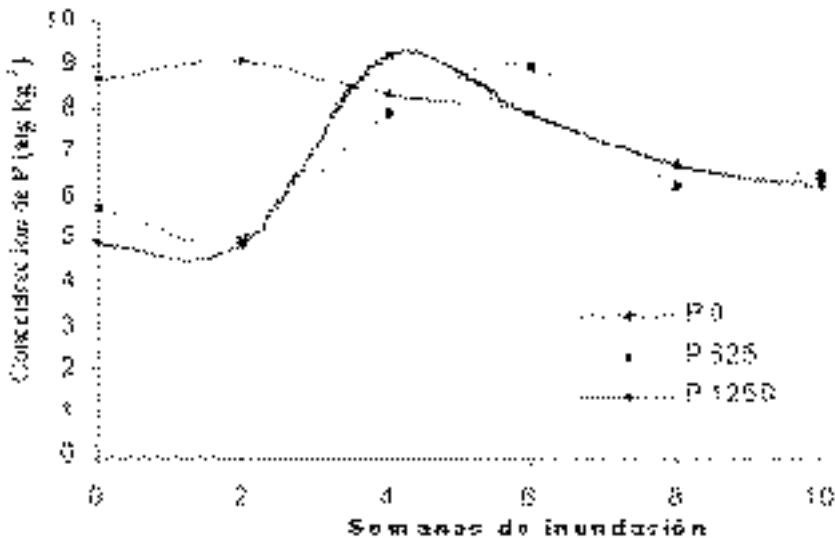


Figura 7. Variaciones del P en relación a las semanas de inundación.

lado sobre los suelos ácidos dedicados a arrozal.

CONCLUSIONES

El encalado de suelos ácidos de arrozal mediante dolomita motivó que antes de la inundación aumentase no solo el pH sino también el contenido en nitrógeno amoniacal y en fósforo extraído según el método de Olsen. Después de la inundación las parcelas encaladas presentaron valores de potencial redox inferior al de la parcela testigo. Por contra, las diferencias iniciales de pH entre tratamientos ya no se aprecia-

ron después de 10 semanas de inundación. El encalado promovió la liberación de cantidades adicionales de Mn y Fe durante el período de anaerobiosis, que sobre todo en el caso del Fe fueron muy superiores en las parcelas encaladas que en la testigo. La disponibilidad de nitrógeno amoniacal y fósforo se vieron incrementadas inicialmente por el encalado. Las variaciones de estos dos elementos nutritivos a lo largo del período de inundación ponen de manifiesto que determinadas dosis de dolomita pueden aumentar la denitrificación o favorecer la inmovilización del fosfato previamente solubilizado.

BIBLIOGRAFÍA

- CENTRO INTERNACIONAL DE AGRICULTURA TROPICAL (1983). *Sistemas de Evaluación Estándar para Arroz*. Programa de Pruebas Internacionales de Arroz. Cooperación IRRICAT. Traducción del inglés y adaptado a América Latina. Impreso en Colombia. Cali, Colombia.
- DE DATTA, S. K. (1986). *Producción de arroz: fundamentos y prácticas*. Editorial Limusa, México.
- DEWIS, J. & FREITAS, F. (1970). *Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas*. Boletín sobre suelos, FAO nº 10.
- EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E DIFUSO DE TECNOLOGIA DE SANTA CATARINA. (1992). *Sistema de produção para arroz irrigado en Santa Catarina (Revisao)*. **21**: 65 pp. Florianópolis. Brasil.
- KEENEY, D. R. & NELSON, D. W. (1982). Nitrogen in organic forms. Pages 643-698. In: A. L. Page *et al.* (Eds). *Methods of soil analysis Part 2. Agronomy* nº 9. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- LEÓN, L. A. & ARREGOCÉS, O. (1985). Química de los suelos inundados. In: Tascón J. E. & García D. E. (Eds). *Arroz: Investigación y Producción*. CIAT. Colombia, pp.: 287-305.
- LOGAN, T. J. (1982). Mechanisms for release of sediment-bound phosphate to water and the effects of agricultural land management on fluvial transport of particulate and dissolved phosphate. *Hydrobiol.* **92**: 519-530.
- Mc LATCHY, G. P. & REDDY, K. R. (1998). Regulation of organic matter decomposition and nutrient release in a wetland soil. *J. Environ. Qual.*, **27**: 1268-1274.
- MEHLICH, A. (1953). Determination of P, Ca, Mg, Na and NH₄. *North Carolina Soil Test Division Mineo. Raleigh, NC.*
- MELGAR, R., MANOILOFF, Y. & H. D. LIGIER. H. D. (1990). Niveles y factores de respuesta del arroz a los fertilizantes en Corrientes. Revista de la Ciencia del Suelo, *Producción Vegetal y Recursos Naturales. E. E. A. Corrientes*, **8** (1).
- MELGAR, R. (1992). Actualidad Agropecuaria. La fertilización del arroz en Corrientes. *Producción Vegetal y Recursos Naturales. E. E. A. Corrientes.*
- MORALES, L. A. & DE SAAVEDRA, S. V. (1993). Rendimientos del arroz (*Oriza sativa*) en relación a la fertilización y a condiciones edáficas. *Actas del XIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.*
- OLSEN, S. R. & LLAVE SOMMERS. (1982). Phosphorus. In: Page, A. L. ; Miller, R. H. & D. R. Keeney (Eds.) *Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy* nº 9. Soil Sci. Soc. Am. Inc. Public, Madison, WI - USA.
- PONNAMPERUMA, F. N. (1972). The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy*, **24**: 29-96.
- PONNAMPERUMA, F. N. (1986). Dynamic aspects of flooded soils and the nutrition of the rice plant. In: *IRRI: The mineral nutrition of the rice plant*. John Hopkins Press Baltimore, pp.: 295-328.
- REDDY, K. R., KADLEC, R. H., FLAIG, E. & GALE, P. M. (1999). Phosphorus assimilation in streams and wetlands. *Crit. Rev. Environ. Sci. Tech.*, **29**: 1-64.
- SCHÖN, H. G.; MENGEL, K. & DE DATTA, S. K. (1985). The importance of initial exchangeable ammonium in the nitrogen nutrition of lowland rice soils. *Plant and Soil*, **86** (3): 403-413.