



Influencia de las prácticas agrícolas en la dinámica de los carbonatos en los suelos

Influence of agricultural practices on the dynamics of carbonates in soils

Ovalle, R.^a, Seguel, O.^a, Pfeiffer, M.^{a*}

^aDepartamento de Ingeniería y Suelos, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile, Santa Rosa 11315, La Pintana, Chile.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 24-03-2023

Accepted 27-06-2023

Keywords:

Pedogenic carbonates

Soil inorganic carbon

Agriculture

Nitrogen fertilization

Carbon sequestration

Review Article,

Soil Science

*Corresponding author:

Marco Pfeiffer

E-mail address:

mpfeiffer@uchile.cl

ABSTRACT

Despite being an important stock of carbon in soils, soil inorganic carbon (or SIC) has been largely underestimated compared to soil organic carbon (SOC). The main arguments for this are the supposed little variation in its content in soils after thousands of years. However, recent studies have recorded changes in the SIC pool over decades because of agricultural practices. The SIC forms most of the C in arid and semi-arid regions, which have a key role in the global C cycle, since the conversion to agricultural lands will generate processes of accumulation and/or dissolution of SIC. This review aims to analyse scientific investigations related to carbonates in the soil, seeking to know the influence of agricultural practices, recommended irrigation, fertilization and tillage on SIC reserves, to elucidate the dominant processes and their possible effect on the current climate change scenario. The results indicate that fertilisation and the use of pH correctors have a direct effect on the elimination of carbonates and the potential to release enormous amounts of CO₂ into the atmosphere in the medium term. However, the information collected regarding irrigation and tillage is not enough to conclude which is the dominant process, nor to calculate the sequestration or release rates of C.

RESUMEN

A pesar de constituir una reserva importante de carbono en los suelos, el carbono inorgánico del suelo (o SIC por sus siglas en inglés) ha sido subvalorado en comparación al carbono orgánico del suelo (SOC por sus siglas en inglés), lo que se relaciona a una supuesta escasa variación en su contenido en los suelos tras miles de años. Sin embargo, estudios recientes han registrado alteraciones en el *pool* de SIC en el periodo de décadas producto de labores agrícolas. El SIC forma la mayor parte del C en regiones áridas y semiáridas, las que poseen un rol clave en el ciclo global del C, ya que la conversión a tierras agrícolas generará procesos de acumulación y/o disolución del SIC, dependiendo de los manejos del suelo. La presente recopilación analizó una serie de investigaciones científicas relacionadas a los carbonatos en el suelo, buscando conocer la influencia de las prácticas agrícolas, específicamente riego, fertilización y labranza, sobre las reservas de SIC, para dilucidar los procesos dominantes y su posible efecto en el actual escenario de cambio climático. Los resultados indican que las labores de fertilización y uso de correctores del pH tienen un efecto directo sobre la disolución de carbonatos y el potencial de liberar enormes cantidades de CO₂ a la atmósfera en el mediano plazo. Sin embargo, la información recopilada respecto al riego y la labranza, no son suficientes para concluir cuál es el proceso dominante, ni para calcular las tasas de secuestro o liberación de C.

Palabras clave: Carbonatos pedogénicos, Carbono inorgánico del suelo, Agricultura, Fertilización nitrogenada, Secuestro de carbono.

INTRODUCCIÓN

Según Lal et al. (2000) el impacto del manejo agrícola sobre el SOC es relativamente conocido; sin embargo, el efecto sobre el SIC, que es otro mecanismo de secuestro de C potencialmente importante, hasta la fecha ha sido poco estudiado. El conjunto de SIC ha sido ignorado en gran medida al evaluar el cambio en el uso de la tierra y las prácticas de gestión de la

agricultura, principalmente porque tiene un tiempo de residencia medio mucho más largo (milenios) en comparación con el SOC (pocas horas a siglos) (Zamanian et al., 2016). Según Schlesinger (1985), el tiempo de residencia o rotación del carbono en la molécula de carbonato del suelo puede ser de hasta 85.000 años; sin embargo, estudios recientes han evaluado cómo las prácticas agrícolas modifican los contenidos de Carbono litogénico (CL) y Carbono pedogénico (CP) en

períodos más cortos, de años a décadas (Bughio et al., 2015; Kim et al., 2020).

Prácticas como el riego, la fertilización y el cultivo de especies posee el potencial de capturar o liberar SIC dependiendo de las condiciones ambientales y la composición del suelo (Guo et al., 2010; Kim et al., 2020), alterando su dinámica y afectando su distribución en el perfil; sin embargo, los ecosistemas nativos o con baja intervención también se ven sometidos a condiciones en las que se modifican los pools de C (Zamanian et al., 2021), no existiendo una sistematización de los factores que determinan estos cambios.

En el presente trabajo, se recolectan antecedentes que ayudan a entender la dinámica de los carbonatos en el suelo como consecuencia de los manejos silvoagropecuarios, con énfasis en los procesos relacionados a su capacidad de captura de C en el suelo. Con esto se busca demostrar que la dinámica de los carbonatos en los suelos ocurre no sólo a escalas de tiempo geológicas, y que por medio de diversas prácticas agrícolas es posible influenciar en la acumulación y/o disminución, según sea el caso, de los carbonatos litogénicos y pedogénicos en los distintos suelos. Para detalles sobre los procesos de acumulación, las morfologías y los factores que influyen en la acumulación de los carbonatos pedogénicos remitimos al lector a un trabajo publicado en este número (Ovalle et al., 2023).

ACTIVIDADES AGRÍCOLAS QUE INFLUYEN EN LA DINÁMICA DE LOS CARBONATOS EN EL SUELO

El SIC se considera relativamente estable y de flujos considerables a escalas de tiempo geológicas; sin embargo, actualmente existen múltiples investigaciones que abordan cambios en el stock del SIC con relación a las actividades agrícolas, con períodos de décadas hasta siglos (Bughio et al., 2015; Bugio et al., 2017; Kim et al., 2020; Sanderman et al., 2012; Sandor et al., 2021; Wu et al., 2008, entre otros). A propósito, Hannam et al. (2016) mencionan que los carbonatos recién precipitados “son más susceptibles a la disolución que los carbonatos primarios del suelo”. Por su parte, Zamanian et al. (2016), dan cuenta que los cristales finos de CP -micrita- son mucho más reactivos que aquella fracción de carbonatos de mayor tamaño.

En zonas agrícolas de climas áridos, semi-áridos y subhúmedos, resulta de especial interés la presencia, formación y acumulación de carbonatos pedogénicos, ya que son reservorios de C. Sin embargo, las reacciones de equilibrio de los carbonatos del suelo son complicadas, dada la cantidad de factores de los que depende, por lo cual es necesario considerar todos aquellos reactivos y productos involucrados en la reacción, para evitar hacer estimaciones erradas al momento de estudiar su rol en el contexto del cambio climático (Kim et al., 2020; Ahmad et al., 2015).

La acumulación de CaCO_3 afecta las propiedades químicas, físicas y biológicas de los suelos y consecuentemente su productividad en términos agrícolas; por ejemplo, aumenta el pH, reduciendo la bio-disponibilidad de ciertos nutrientes minerales, además puede ocluir los poros, lo que afecta a la penetración de las raíces, a la conductividad hidráulica y al suministro de O_2 , lo que es perjudicial para el crecimiento de las plantas (Bughio et al., 2015; Hannam et al., 2016).

Sin embargo, si el enfoque con el cual se estudian los carbonatos en los suelos es ambiental, su existencia resulta una oportunidad más que una limitante, dada su capacidad de secuestrar C y aportar como medida de mitigación frente al calentamiento global (Bughio et al., 2015). Por esta razón, muchas regiones agrícolas y sus prácticas de gestión (encalado, riego, fertilización) poseen el potencial para modificar “en gran medida las concentraciones atmosféricas de CO_2 ” (Sanderman et al., 2012).

El Cuadro 1 resume los trabajos analizados en este estudio que señalan el impacto de las actividades agrícolas que inciden directa o indirectamente en la formación y/o disolución de los carbonatos en los suelos.

Riego

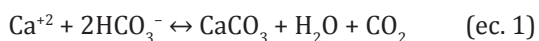
Se estima que en el año 2007 aproximadamente 257 millones de hectáreas agrícolas fueron regadas a nivel global (Sauer et al., 2010). De este total, aquellas ubicadas en las regiones áridas y semiáridas del globo se caracterizan -comúnmente- por “contener cantidades significativas de carbono inorgánico disuelto (DIC) en forma de HCO_3^- ” (Hannam et al., 2016). El bicarbonato disuelto en el agua tiene valores globales estimados de $\sim 1,40 \times 10^{15}$ kg C, superando los valores de CO_3^{2-} , dado que se almacena en todos los continentes, independiente del tipo de clima. Además, la disolución de carbonatos en bicarbonato (con tasas de entre 0,25 a 1,0 ton C/ha año lixiviado) es otro mecanismo de secuestro de C, ya que al disolverse el carbonato (litogénico o pedogénico), se producen 2 mol de HCO_3^- por 1 mol de CaCO_3 , con secuestro 1 mol de C desde el CO_2 de la atmósfera (ecuación 1) (Hannam et al., 2016; Lal, 2007; Monger et al., 2015; Schlesinger, 2016; Wu et al., 2009; Zamanian et al., 2021). El HCO_3^- tiene tres posibles vías, las cuales son: (1) la reprecipitación, que puede significar la acumulación progresiva de CP, (2) la desgasificación, que libera CO_2 a la atmósfera, y (3) la lixiviación hacia cuerpos de agua, lo cual depende de la hidrología y la condición química del suelo y el agua (Hannam et al., 2016; Kim et al., 2020; Sanderman et al., 2012; Wu et al., 2008).

Como se explica en Ovalle et al. (2023), es necesaria la presencia de ciertos elementos para la subsecuente precipitación de carbonato en los suelos, estos son Ca^{+2} / Mg^{+2} y HCO_3^- disueltos en solución (Hannam et al., 2016).

Cuadro 1. Resumen de prácticas agrícolas asociadas a los cambios en los contenidos de carbonatos.**Table 1.** Summary of agricultural practices associated with changes in the carbonate content.

Práctica Agrícola	Efecto sobre los carbonatos	Principales resultados del estudio	Referencia
1. Riego	Disolución de Carbonatos	Caudales muy altos conducen a disolución y percolación profunda de bicarbonato.	Kim <i>et al.</i> , 2020
		Describe mecanismos de acumulación y pérdida de carbonatos.	Sanderman <i>et al.</i> , 2012
		Estudio de larga data (90 años). Resultados contrastantes.	Wu <i>et al.</i> , 2008
	Acumulación de carbonatos	Acción sinérgica del riego y los fertilizantes (Ca) en aumento de CP.	Bughio <i>et al.</i> , 2015
		Conservación de CL por incorporación de rastrojos en la labranza (aporta iones)	Bughio <i>et al.</i> , 2017
		Riego rico en Ca ⁺² , HCO ₃ ⁻ .	Hannam <i>et al.</i> , 2016
		Suelos ancestrales acumularon carbonatos por riego con aguas ricas en estos.	Sandor <i>et al.</i> , 2021
		Estudio de largo data (90 años). Resultados contrastantes.	Wu <i>et al.</i> , 2008
		Describe mecanismos de acumulación y pérdida de carbonatos.	Sanderman <i>et al.</i> , 2012
2. Enmiendas	Disolución de carbonatos	El encalado en suelos ácidos produce la disolución del carbonato externo aplicado a los suelos.	Frank <i>et al.</i> , 2019; West y McBride, 2005
		La fertilización nitrogenada acidificante produce una disolución y pérdida de los carbonatos.	Guo <i>et al.</i> , 2010; Kuzyakov <i>et al.</i> , 2020; Raza <i>et al.</i> , 2020; Tamir <i>et al.</i> , 2011; Zamanian <i>et al.</i> , 2018; Zamanian <i>et al.</i> , 2021
		La aplicación de ácidos para bajar el pH de los suelos produce una disolución y pérdida de los carbonatos en el suelo.	Lee <i>et al.</i> , 1998; Rivera, 2008
		Aplicación de azufre elemental en suelos carbonatados resulta en una disolución y pérdida.	Sierra, 2007
	Acumulación de carbonatos	Acción sinérgica del riego y los fertilizantes (Ca) en aumento de CP.	Bughio <i>et al.</i> , 2015
3. Labranza	Disolución de carbonatos	Pérdida de SIC se relaciona positivamente con pérdida de SOC.	Ye <i>et al.</i> , 2020
4. Cambio de uso de suelos	Disolución de Carbonatos	El riego, la fertilización y la labranza en suelos con carbonatos implica la pérdida de éstos.	Wu <i>et al.</i> , 2009
		El uso de vegetación exótica afecta el pH del suelo y por ende la disolución de los carbonatos.	Wilsey <i>et al.</i> , 2020
		Disolución por exceso de fertilizantes, aumento de la pCO ₂ y más nitrificación.	Ahmad <i>et al.</i> , 2015
	Acumulación de carbonatos	Relación positiva entre SOC y SIC. Formación diferencial por variaciones espaciales.	Lu <i>et al.</i> , 2020
		Enfocado en climas subhúmedos (Mollisols). Uso de estiércol y fertilizantes cálcicos.	Mikhailova y Post, 2006 Wang <i>et al.</i> , 2014

Con el propósito de simplificar la siguiente ecuación de equilibrio, esta solo expresa al carbonato de calcio:



Dependiendo de la fuente del Ca^{+2} disuelto en el agua de riego –si es aportado por silicatos o proviene de carbonatos preexistentes– se puede evaluar si ocurre el secuestro neto de C (Bughio et al., 2017; Goddard et al., 2009; Landi et al., 2004), por esto, es importante identificar dicha fuente para determinar el impacto potencial del riego en la dinámica del C.

La humedad en el suelo es indispensable para la existencia de SIC. La hidrología puede influir en “los procesos biológicos, químicos y físicos asociados con las transformaciones de carbono inorgánico” (Lu et al., 2020). De manera indirecta, el agua en el suelo influye en la neoformación de carbonatos pedogénicos -en climas áridos y semiáridos- al permitir el desarrollo de vegetación y la actividad de los microorganismos, los cuales aportan CO_2 a la solución por medio de la respiración de las raíces y la descomposición de residuos orgánicos. Además, las plantas conducen la pérdida de agua del suelo a través de la evapotranspiración, absorbiendo agua desde la rizósfera, lo que se considera uno de los principales mecanismos vinculados a la precipitación de CP -siempre que la evapotranspiración sea mayor que la precipitación-, dado que cuando el suelo se seca disminuye la pCO_2 (se libera a la atmosfera), mezclándose los iones y precipitando CaCO_3 (Bughio et al., 2015; Landi et al., 2004; Sanderman et al., 2012, West y McBride, 2005).

Además, el riego puede influir de forma directa tanto en la formación como en la disolución de carbonatos pedogénicos. Por ejemplo, en Bughio et al. (2015), se da cuenta de un experimento en el que, tras 39 años de riego y 20 años de fertilización, hubo un aumento en la neoformación de CP evaluada hasta 160 cm de profundidad, presumiblemente, por efecto de la sinergia entre estos dos factores, acumulando en promedio 0,38; 0,27 y 0,23 ton C/ha año, para los tratamientos OFH, OFL y MK respectivamente, los cuales correspondían a sitios irrigados y fertilizados con dosis altas (OFH, 15 ton/ha) y bajas (OFL, 7,5 ton/ha) de compost, más un tratamiento con fertilización mineral (MK, 0,75 ton NH_4HCO_3 /ha). En dicho trabajo, cuando hubo riego sin adición de fertilizantes -orgánicos o minerales- (los cuales aportaban cationes como Ca^{+2} a la solución), la formación de CP fue a expensas de la disolución/reprecipitación de CL, por lo que no hubo secuestro neto de C, y la formación de CP fue menor respecto al resto de los tratamientos (0,12 ton C/ha año).

Hannam et al. (2016), también asocian el contenido de Ca^{+2} disuelto en el agua de riego con un aumento de la precipitación de carbonatos, aunque muy bajo, sin referirse al secuestro de C. Su experimento se desarrolló

en un huerto de manzanos establecido sobre un suelo no calcáreo, en un período de 10 años, indicando que la precipitación de carbonato se debió a las altas concentraciones de HCO_3^- disuelto en el agua, aún con bajos niveles de Ca^{+2} en solución. A su vez, Sandor et al. (2021) evaluaron la alteración de un suelo hiper-árido en el desierto de Atacama por acción de la agricultura realizada por pueblos precolombinos, la cual se desarrolló durante varios siglos en la zona. En dicho estudio se concluye que hubo un cambio en la entrada y acumulación de CaCO_3 en el suelo por efecto del riego, generando un horizonte calcáreo asociado a las terrazas agrícolas en los primeros 30 cm, en contraste a los suelos de control, que carecían de carbonatos en su matriz. El CaCO_3 acumulado en esos suelos corresponde a una reprecipitación de calcita, debido a que el agua de riego de los afluentes está enriquecida con carbonatos (Figura 1).

En un estudio de Amit et al. (2010), se describen las características típicas de los suelos desarrollados en regiones hiper-áridas (<50 mm/año), que respalda lo inusual de encontrar CaCO_3 acumulado en esas zonas; sin embargo, a diferencia de los hallazgos planteados por Sandor et al. (2021), Amit et al. (2010) muestran que estas formaciones también ocurren de manera natural por efecto acumulativo de tormentas inusuales, las cuales se extienden por varios días, fenómeno que al repetirse en períodos de tiempo de miles de años permiten la acumulación de carbonatos en estos suelos.

Por su parte, los trabajos elaborados por Sanderman et al. (2012) y Wu et al. (2008), indican que el manejo y gestión del riego puede resultar tanto en acumulación como disolución de SIC. En ambos trabajos se resalta la importancia de la naturaleza química y la cantidad de agua de riego al momento de determinar si el proceso dominante es la precipitación o la disolución de SIC, aunque plantean que una pérdida de SIC hacia horizontes profundos, bien podría ser una redistribución, por lo cual el análisis y las conclusiones están sujetos “al marco de referencia espacial y temporal”.

Respecto a la disolución de carbonatos, Kim et al. (2020) observaron una disminución en el contenido de SIC en escalas de tiempos de décadas -de 30 a 100 años- en zonas donde los cultivos generaron importantes flujos de agua en el suelo, con pérdidas promedio de 462 ton/ha desde el cambio de uso de suelo. Al contrastar la condición de riego versus secano, resaltó que dicha diferencia ejerció una influencia mayor en la pérdida de SIC respecto a otras prácticas -por ejemplo, el cambio de uso de suelo, la labranza o la fertilización-, por lo cual se atribuyó que la pérdida de los carbonatos fue por lixiviación. Es importante destacar que en este experimento se tomaron muestras hasta una profundidad de 7 metros, lo que era un aspecto -en el que coincidían muchos autores anteriores- muy necesario para visualizar de manera más amplia el movimiento de los carbonatos en profundidad. Al respecto aseguran, que

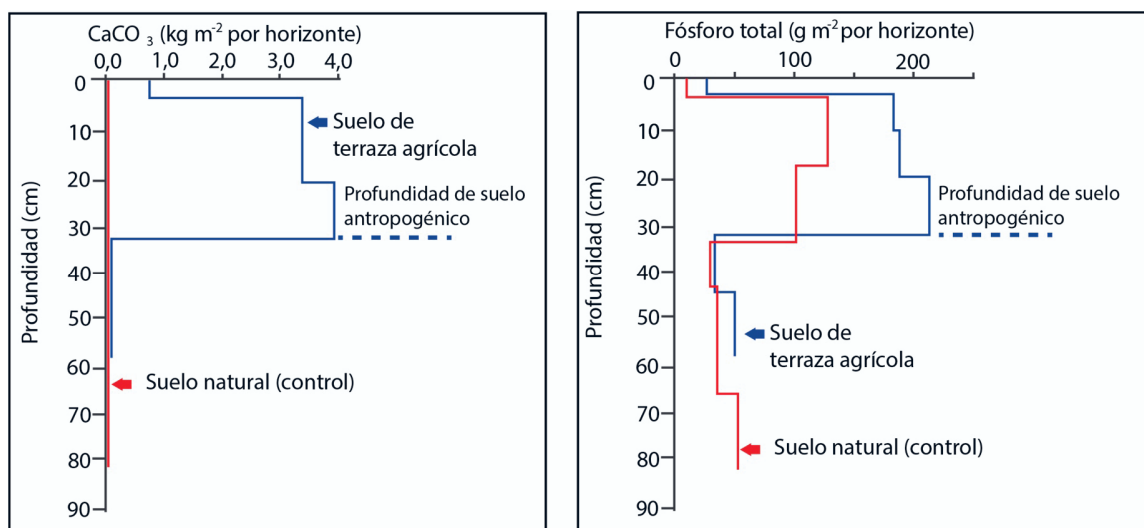


Figura 1. Acumulación de carbonatos y fósforo en suelos de terrazas agrícolas prehispánicas en la cuenca superior del Río Loa en Chile. El origen de los carbonatos sería a partir del riego con aguas ricas en carbonatos (Modificado de Sandor et al., 2021).

Figure 1. Accumulation of carbonates and phosphorus in soils of pre-Hispanic agricultural terraces in the upper basin of the Loa River in Chile. The carbonates would originate from irrigation with water rich in carbonates (Modified from Sandor et al., 2021).

de haberse limitado a la mediana de la profundidad (según su base de datos de referencia) los resultados serían drásticamente distintos, donde se observaría una tendencia al alza del SIC.

El destino del carbono inorgánico disuelto (SIC) depende de la hidrología del sitio, considerando la conectividad de las aguas subterráneas y superficiales (Kim et al., 2020). Puede permanecer disuelto en acuíferos (baja movilidad), ser transportado hacia aguas superficiales hasta el océano, aumentando las posibilidades de pérdida por desgasificación, o reprecipitar en el suelo (Sanderman et al., 2012). West y McBride (2005) indican que “la mayor parte del SIC eventualmente se filtra fuera del suelo en regiones de clima húmedo, donde la precipitación supera a la tasa de evapotranspiración”. Finalmente, Kim et al. (2020) sugieren que una fracción considerable del carbonato disuelto puede reprecipitar a mayor profundidad, dada la discordancia entre las pérdidas medidas y las estimaciones de SIC transportadas; sin embargo, no pudieron cuantificar el carbonato reprecipitado, ya que se desconocían las vías de destino del SIC a causa de la limitada profundidad de muestreo. Al respecto, Wu et al. (2008) enfatizan en la necesidad de determinar el destino del HCO₃⁻ resultante al momento de estimar las tasas de secuestro neto de CO₂ atmosférico.

Fertilización y enmiendas correctoras de pH

La acidificación de los suelos acelera las tasas de disolución de los carbonatos, por lo que consecuentemente

se libera CO₂ a la atmósfera. Durante millones de años, el SIC “amortiguó las consecuencias negativas de las fuentes naturales de acidificación”, entendiéndose: lluvia, respiración microbiana y de las raíces, entre otros (Zamanian et al., 2021). En la actualidad, la acidez es considerada un subproducto de la agricultura a nivel global, debido a que prácticas tales como el uso de fertilizantes nitrogenados a base de amonio, el cultivo de leguminosas y la aplicación de ácidos fuertes como medida correctora del pH, se relacionan con la generación de acidez en el suelo (Ahmad et al., 2015; Kim et al., 2020; Kuzyakov et al., 2020; Raza et al., 2020; Sanderman et al., 2012; Sierra et al., 2007; Zamanian et al., 2016).

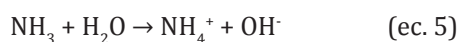
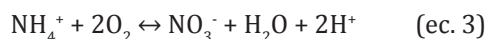
La fertilización del suelo es una práctica extendida en todo el mundo y se considera indispensable. Se estima que un 70% del nitrógeno (N) total presente en los ecosistemas terrestres proviene de fuentes antropogénicas, cuyo fin es nutrir los cultivos agrícolas para conseguir una mejora en la productividad (Bughio et al., 2015; Kuzyakov et al., 2020; Zamanian et al., 2018). Asimismo, el uso de enmiendas acidificantes, cuyo objetivo es disminuir el pH (frecuentemente asociado a la presencia de CaCO₃), es un método utilizado en predios agrícolas -comúnmente en frutales- cuando existe deficiencia de micronutrientes, tales como hierro (Fe), manganeso (Mn) y zinc (Zn) (Rivera et al., 2008; Sandor et al., 2021; Sierra et al., 2007; Zamanian et al., 2016).

La disolución de carbonatos puede ocurrir por efecto directo o indirecto del uso de fertilizantes nitrogenados (Guo et al., 2010). El nitrógeno como nutriente

vegetal incide en la producción de biomasa, lo que genera una mayor tasa respiratoria de las raíces y de los microorganismos, por descomposición de materia orgánica, aumentando las concentraciones de CO_2 en el suelo (Buglio et al., 2015; Raza et al., 2020). El CO_2 en la solución suelo puede dar paso a la formación de H_2CO_3 , un ácido débil que produce la disolución de 1 mol de CaCO_3 , formando dos moléculas de bicarbonato, por efecto indirecto de la fertilización (ecuación 2). El ácido carbónico predomina en zonas de pH neutro-ácido ($\leq 6,5$), e incluso en la rizósfera, donde el pH disminuye debido al aumento en la concentración de CO_2 . En regiones de clima húmedo, donde la precipitación supera a la evapotranspiración, el HCO_3^- resultante puede almacenarse en aguas subterráneas durante miles de años, fluir hacia cursos de agua superficiales en dirección al océano, o liberarse a la atmósfera en forma de CO_2 tras reaccionar con H^+ (Ahmad et al., 2015; Kim et al., 2020; Sanderman et al., 2012; West y McBride, 2005; Zamanian et al., 2018).



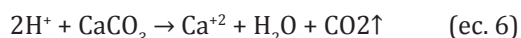
Los fertilizantes nitrogenados más comúnmente utilizados en el mundo son la urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) y el amonio (NH_4^+). En suelos no saturados, ambos fertilizantes sufren una transformación mediante el proceso de nitrificación (ecuación 3), que da origen al nitrato (NO_3^-) -forma asimilable por las plantas- aportando a la vez dos moles de H^+ al medio, lo cual acidifica el suelo de manera directa. Sin embargo, la urea necesita de un proceso previo a la nitrificación, mediante el cual es hidrolizada a NH_3 (ecuaciones 4 y 5) por acción de microorganismos presentes en el suelo.



Por otra parte, en sitios donde la humedad del suelo genera bajos niveles de O_2 , el NH_4^+ aplicado al suelo no es nitrificado, por lo cual las raíces liberan protones (H^+) en la rizósfera para poder absorber el amonio. De esta forma, el uso de fertilizantes amoniacales también genera acidez y, por consiguiente, disolución de carbonatos de forma indirecta en el suelo (Raza et al., 2020; Zamanian et al., 2018). Al respecto, Tamir et al. (2011) consideran que la disolución química de calcita ocurre principalmente por los protones liberados durante la nitrificación. El mismo resultado lo producen las enmiendas acidificantes, por lo que estas contribuirían a la pérdida neta de SIC.

La acidez generada por la nitrificación, la fijación de N atmosférico, la absorción de NH_4^+ a través de las raíces

y la aplicación de enmiendas acidificantes, es neutralizada por la disolución de carbonatos, lo que genera la liberación de CO_2 a la atmósfera (ecuación 6, Figura 2). Además, ante una disolución severa, se deterioran las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, ya que el CaCO_3 amortigua los cambios de pH, retiene los cationes intercambiables en la matriz (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+) y contribuye a la estabilidad de agregados, por lo cual su presencia “garantiza un entorno favorable para el crecimiento de las plantas y las funciones microbiológicas” (Kuzyakov et al., 2020; Raza et al., 2020; Zamanian et al., 2021).



Gran parte de la disolución de carbonatos que ocurre a escala global se debe a la sobre fertilización de nitrógeno. En promedio se estima que el 50% de la urea aplicada -la cual contribuye con el 48% de los fertilizantes nitrogenados a nivel mundial-, se pierde por desnitrificación o lixiviación (en forma de NO_3^-). El nitrato lixiviado añade grandes cantidades de H^+ al suelo, lo que produce el “agotamiento del carbono inorgánico en la capa superficial de los suelos en pocas décadas” (Ahmad et al., 2015; Kim et al., 2020; Raza et al., 2020; Zamanian et al., 2018).

La neutralización de la acidez por los carbonatos en el suelo conduce a una liberación de CO_2 que se calcula en 0,21 kg C / kg N aplicado, obteniendo un valor global de 7,48 x10⁶ ton CO_2 / año. Se estima que “en los últimos 50 años, al menos 0,41 Gt¹ de carbono se han liberado irrecuperablemente como CO_2 a la atmósfera desde suelos agrícolas” por la disolución de calcita (Zamanian et al., 2018), y se pronostica un total de 1,13 Gt de C irrecuperable para el año 2050 por la influencia de la fertilización nitrogenada en todo el mundo. Sin embargo, es importante considerar que estos datos podrían estar erróneos al sobreestimar la acidificación y la proporción de CO_2 emitida producto de la disolución de carbonatos (Guo et al., 2021).

Para complementar esta noción de la escala temporal, se menciona el caso de Rothamsted, Reino Unido, el experimento de campo más largo del mundo -inició en el año 1843- en el cual, la capa superior del suelo perdió la totalidad de sus carbonatos en un período de 80 – 90 años tras la fertilización continua de N (Poulton, 1996). En Raza et al. (2020) se informa la pérdida total de los carbonatos en 7 millones de ha en los últimos 40 años en tierras de cultivo en China, y se proyecta que para el año 2100 la superficie alcance los 30 millones de hectáreas.

El uso de enmiendas también es una práctica que incide en el ciclo global del C, por ejemplo, la aplicación de ácidos fuertes es una práctica agrícola aún

¹ gigatoneladas, corresponde a 109 ton

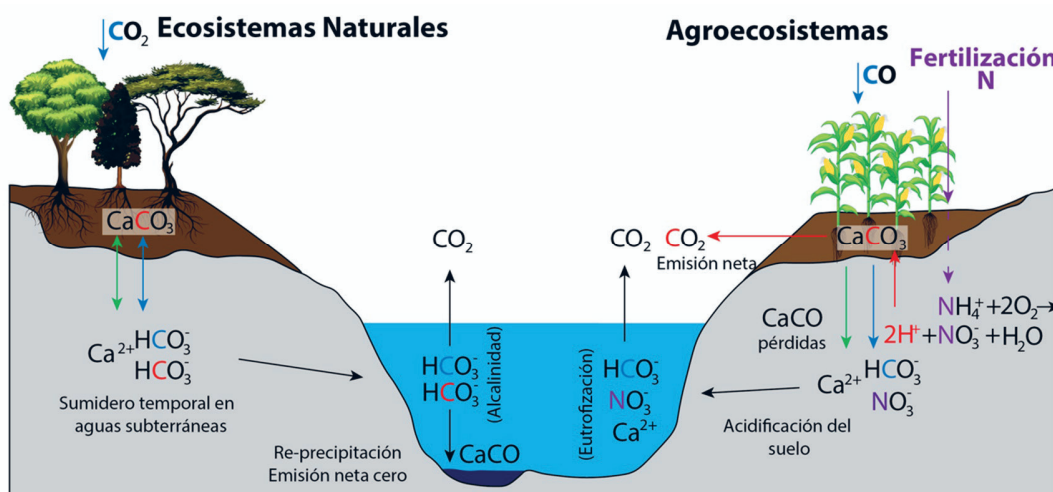


Figura 2. Destino del SIC en ecosistemas naturales (izquierda) y agrícolas (derecha). En los sistemas agrícolas las existencias de CaCO_3 se modifican en décadas (disolución), perdiendo una reserva irrecuperable de C en forma de CO_2 , por efecto de la acidez inducida por la fertilización y por la lixiviación de Ca^{2+} . La molécula de carbono de color azul proviene directamente de la atmósfera, mientras que la molécula de C rojo proviene de la calcita (Modificado de Zamanian *et al.*, 2021).

Figure 2. Destination of SIC in natural (left) and agricultural (right) ecosystems. In agricultural systems, CaCO_3 stocks change over decades (dissolution), losing an irrecoverable reserve of C in the form of CO_2 , due to the effect of acidity induced by fertilization and Ca^{2+} leaching. The blue carbon molecule comes directly from the atmosphere, while the red C molecule comes from calcite (Modified from Zamanian *et al.*, 2021).

vigente (Guo *et al.*, 2010; Kim *et al.*, 2020; Lee *et al.*, 1998; Tamir *et al.*, 2011; Wu *et al.*, 2009).

El uso de ácido sulfúrico y azufre elemental para disminuir el pH ha sido descrito por Rivera *et al.* (2008) y Sierra *et al.* (2007), teniendo en común que la efectividad de estas aplicaciones está supeditada al contenido y tipo de carbonatos presentes en el suelo. En suelos con bajos contenidos de calcita, se observa una rápida respuesta de la planta a la adición de acidificantes, dada la baja capacidad tampón, sin embargo, sobre el 12% de CaCO_3 se da cuenta de un alto costo asociado, y en suelos muy calcáreos (> 20% CaCO_3) no resulta recomendable la aplicación de enmiendas, dada la nula movilidad de los elementos. Además, la morfología y las impurezas que puedan presentar los carbonatos también inciden en la velocidad de disolución (Ahmad *et al.*, 2015; Sierra *et al.*, 2007; Zamanian *et al.*, 2016). Las partículas de carbonato de menor tamaño (micrita), son las más susceptibles a la disolución resultante por la acidificación de los suelos, ya sea en base al uso de fertilizantes nitrogenados como de enmiendas ácidas. En suelos calcáreos con bajo contenido de calcita, se informa que la efectividad de aplicación de ácidos fuertes es temporal, permitiendo la movilidad de hierro, fósforo y, principalmente, manganeso (Lee *et al.*, 1998; Sierra *et al.*, 2007).

Por otra parte, el encalado es una práctica habitual en los suelos ácidos del mundo, y representa la segunda fuente de C irrecuperable a nivel global (Frank *et al.*,

2019; Zamanian *et al.*, 2021). Su propósito es mejorar ciertas propiedades fisicoquímicas del suelo, principalmente subir el pH, mejorar la capacidad de retención de agua, aumentar el volumen total de poros, disminuir la densidad aparente y aumentar la estabilidad de agregados, lo que se traduce en una mejora de la productividad en suelo degradados por la sobre fertilización nitrogenada; en suelos naturalmente ácidos, los cambios físicos pueden tardar meses, pudiendo perdurar si se excluye la labranza en una primera etapa (Frank *et al.*, 2019; Zamanian *et al.*, 2018).

En suelos ácidos, comunes de zonas climáticas húmedas, el carbonato se disuelve formando bicarbonato (HCO_3^-), el cual tiende a lixivarse en profundidad, almacenándose en aguas subterráneas o desplazándose en cursos de agua hacia el océano, liberando una fracción del HCO_3^- en forma de CO_2 atmosférico, debido al aumento de la temperatura y la evapotranspiración, lo que incide en la solubilidad de los gases (Monger *et al.*, 2015). En un estudio de Zamanian *et al.* (2018), se estimó que el encalado de suelos acidificados liberó alrededor de 273×10^5 Gt CO_2 -C/año a la atmósfera, correspondiente al 60% del total de la cal aplicada en el conjunto de los países considerados (Francia, Egipto, China y algunas zonas de EE. UU.).

En promedio, los suelos ácidos reciben 1 ton de cal/hectárea al año, y se calcula que por cada tonelada de piedra caliza triturada e incorporada, se produce entre 0,06 y 0,12 ton C, en emisiones directas de CO_2 a la at-

mósfera. Se calcula que las emisiones de CO₂ producto del encalado corresponden a 356 Tg² C en Europa, 58 Tg C en América del Norte, 85 Tg C en América del Sur y 1.302 Tg C en Asia, África y Oceanía, liberando un total de 1,7 Gt C en los últimos 50 años (Sanderman et al., 2012; Zamanian et al., 2018; Zamanian et al., 2021).

En resumen, las investigaciones permiten afirmar que la fertilización con N y la aplicación de enmiendas (cal, azufre elemental y ácido sulfúrico) alteran las concentraciones de SIC en períodos de décadas, afectan al ciclo global del C y contribuyen al calentamiento global, mediante la pérdida continua de CO₂ a la atmósfera (Ahmad et al., 2015; Kuzyakov et al., 2020; Raza et al., 2020; Sanderman et al., 2012; Zamanian et al., 2018; Zamanian et al., 2021).

Cambio de uso de suelos y labranza

Los distintos tipos de uso que la humanidad le da a los suelos tienen una influencia directa en la dinámica del C a niveles regionales y globales (Mikhailova y Post, 2006; Wu et al., 2009). La alteración de un suelo nativo para uso agrícola puede generar distintos resultados en cuanto a las existencias de SIC, reflejo de las diferencias en los cultivos, la fertilización, las condiciones climáticas y las propiedades de los suelos (Lu et al., 2020).

La conversión a tierras de cultivo en regiones áridas y semiáridas trae consigo un aumento de la biomasa y del carbono orgánico del suelo, generando mayores concentraciones de CO₂, producto de la descomposición de la materia orgánica lábil y/o respiración de las raíces (Lal, 2007). Además, Bughio et al. (2017) sugieren que diferentes cultivos (metabolismo C3 vs. C4) inciden en la acumulación de materia seca (MS), por ende, en los niveles de CO₂ en el suelo, lo que podría suponer un efecto sobre el SIC.

Para distintos autores (Bughio et al., 2017; Mikhailova y Post 2006; Wu et al., 2009), los mayores niveles de CO₂ pueden generar un aumento en la acumulación de carbonatos pedogénicos. Por ejemplo, en los Chernozem rusos se cuantificó un aumento de 135 ton ha⁻¹ de CaCO₃ tras 50 años de cultivo continuo en los 2 metros superiores, respecto a las parcelas nativas (Mikhailova y Post 2006); así mismo, Cihacek y Ulmer (2002), han documentado un aumento de SIC en zonas agrícolas respecto a nativas en las Grandes Llanuras del Norte de los Estados Unidos, lo que se atribuye a una influencia antropogénica, presumiblemente fertilización.

En contraste, Wilsey et al. (2020) informan la disminución del contenido de carbonato en tierras con vegetación no nativa vs. vegetación nativa tras un experimento de 8 años. Esta pérdida la asocian, en primer lugar, a los ácidos exudados por plantas exóticas (baja de pH de la rizósfera), y además a una mayor formación

de H₂CO₃ producto de una alta pCO₂ en el suelo (aportado por el cultivo), favorecida además por la alta humedad y el pH de la zona de raíces (Sanderman et al., 2012). Sin embargo, no se descarta que los carbonatos vuelvan a precipitar más profundamente, por lo que no implica necesariamente pérdidas de C a la atmósfera.

El efecto de la labranza en la dinámica del carbono en general se aborda respecto a la pérdida de SOC (Blanco-Canqui et al., 2015); no obstante, Wu et al. (2008) y Ye et al. (2020) integran a los carbonatos en el análisis. Estos autores mencionan que solo un evento de labranza basta para producir la alteración de los agregados, con esto se expone la materia orgánica del suelo (MOS) a procesos de oxidación y descomposición por la microbiología, aumentando en consecuencia la pCO₂, lo que promueve la disolución de carbonatos. Esta pérdida de SIC en la matriz resulta perjudicial en cuanto a la preservación del SOC, ya que los carbonatos ocupan el espacio poroso entre agregados, impidiendo el acceso de los microorganismos a la fracción de carbono orgánico presente allí; además, la pérdida de carbonatos disminuye, por sí misma, la estabilidad de los agregados del suelo, resultando en una estructura, permeabilidad y aireación deficientes (Raza et al., 2020). Lal et al. (2007) y Ye et al. (2020), recomiendan que en suelos calcáreos es importante implementar labranza cero y prácticas afines que propendan a la formación de macroagregados, cruciales para el secuestro de SOC.

Contrariamente, Bughio et al. (2017) y Wang et al. (2014) sugieren que la labranza con adición de rastrojos, respecto a sitios nativos, “aumenta significativamente la formación de CP y conserva los CL” evitando su disolución, siempre que haya un aporte externo de cationes (Ca⁺²/Mg⁺²), debido a que, en el caso de suministrar dichos iones por adición de fertilizantes o rastrojos, se cumplen las condiciones para la neoformación de carbonatos con secuestro neto de C. Los resultados de ambos estudios representan décadas de esta práctica agrícola, 39 y 90 años respectivamente.

Kim et al. (2020) argumentan que la labranza puede generar una mayor tasa de infiltración del agua de riego junto con un drenaje más profundo, aunque Zamanian et al. (2021) señalan por su parte que “la labranza también causa pérdida de humedad del suelo, creando un régimen de suelo más seco, una condición que promueve la formación de PC”. Otros autores señalan que esta labor interfiere con el desarrollo de la estructura en suelos calcáreos, puede eliminar la capa superior del suelo (junto con la MOS) y exponer el horizonte cálcico a la meteorización, es decir, favorecer la disolución de la calcita (Frank et al., 2019; Wu et al., 2009; Wu et al., 2008).

Los cambios de uso de suelo pueden tener impactos prolongados -con efectos remanentes- en el ambiente. Por ejemplo, en el caso de la fertilización se estima una liberación continua de CO₂ entre 1 a 3 décadas después

² Teragramos, corresponde a 10¹² gramos o 10⁶ toneladas

de aplicado el manejo, hasta alcanzar un nuevo equilibrio de C en el suelo (Zamanian et al., 2018). Actualmente, existe escasa información de balances de C que relacione los manejos asociados al cambio de uso de suelo con fines agrarios, y su efecto sobre la dinámica del SIC y sobre el ciclo global del C. Un ejemplo, sería el de la fertilización nitrogenada y la aplicación de cal en suelos ácidos, las cuales corresponden al 30% de las emisiones globales de CO₂ por cambio de uso de suelos, liberando 0,9 x 10¹¹ kg C año⁻¹ a la atmósfera.

Es necesario extender la investigación y obtener valores a escalas regionales, para poder cuantificar el potencial total del cambio de uso de suelos con fines agrícolas sobre el secuestro neto de C (Bughio et al., 2017; Zamanian et al., 2016; Zamanian et al., 2018).

PERSPECTIVAS FUTURAS DE LA DINAMICA DE CARBONATOS EN SUELOS AGRICOLAS

Los suelos calcáreos en la agricultura, característicos de regiones áridas y semiáridas, aunque también presentes en suelos de climas subhúmedos (Durand et al., 2010; Bughio et al., 2017; Monger et al., 2015; Zamanian et al., 2018), pueden generar una menor productividad en especies vegetales no tolerantes a las propiedades de esos suelos, tales como pH alcalino y baja disponibilidad de ciertos micronutrientes (Sierra et al., 2007). No obstante, la conservación y manejo de estos suelos podrían suponer una oportunidad en las estrategias de mitigación del cambio climático, ya que el SIC, característico de estos suelos, representa la especie dominante de C en el 54% de los suelos en el mundo, aproximadamente 7,49 10⁹ hectáreas, con 2300 Gt de C estimadas para los 2 metros superiores del suelo (Zamanian et al., 2018; Zamanian et al., 2021). Así, es impostergable tomar en consideración los posibles efectos que ejercen las labores agrícolas en el pool de SIC, tanto a nivel local como mundial.

Como directrices generales al momento de entender y gestionar el SIC como alternativa de secuestro de C, las diversas investigaciones al respecto suscitan: (i) el ampliar la profundidad de muestreo (por lo menos hasta 2 metros) para visualizar mejor los cambios del SIC, (ii) identificar las fuentes de Ca²⁺ para determinar secuestro neto de C y, (iii) realizar investigaciones a largo plazo, para integrar los retrasos en el tiempo de reacción, evitando subestimar los efectos de los diversos usos del suelo (Bughio et al., 2015; Kim et al., 2020; Mikhailova y Post 2006).

Ante la acotada cuantificación de los cambios en el pool de SIC respecto a ciertas prácticas agrícolas, es necesario recoger las sugerencias de la literatura (Bughio et al., 2017; Kim et al., 2020; Wang et al., 2014; Zamanian et al., 2021) y ampliar la investigación a todas las escalas (locales, regionales y global), con el fin de obtener estimaciones más precisas del flujo de SIC,

y contar con evidencias que respalden la incidencia de los distintos manejos en las existencias de los carbonatos, para determinar cuáles resultan perjudiciales o benéficos desde una perspectiva de mitigación climática. Por ejemplo, en la bahía de Tongoy se ha descrito un horizonte cálcico (calcreta masiva, en un perfil de la serie Maitencillo), con una pureza de CaCO₃ que llega al 90%, y que alcanzó los 2,5 m de espesor, desconociéndose con certeza su distribución en el sector; cercano a estos perfiles descritos, se menciona la existencia de sectores mineros donde se ha extraído CaCO₃ (Pfeiffer, 2011), con un impacto no cuantificado en la pérdida de SIC.

Algunos principios que debiesen tenerse en cuenta en virtud de este objetivo son:

- En aspectos de labranza, es necesario investigar y esclarecer aspectos bioquímicos ligados a la mineralización del SOC, por ejemplo, la contribución de los microorganismos a este proceso, a fin de adoptar consideraciones de manejo agrícola en suelos calcáreos, con el objetivo de neutralizar o minimizar las emisiones de CO₂ (Ye et al., 2020).
- Respecto a la aplicación de fertilizantes nitrogenados, es imprescindible integrar medidas que impliquen disminuir la cantidad de fertilizantes aplicados, de acuerdo con la demanda e integrando análisis de suelos, para considerar los aportes desde el suelo, el pH del suelo y el contenido de carbonatos. Además, es necesario mejorar la eficiencia de uso de nitrógeno en los cultivos e integrar fuentes tanto orgánicas como inorgánicas de fertilizantes nitrogenados (Raza et al., 2020).
- A su vez, es necesario desarrollar metodologías que permitan cuantificar de forma precisa las distintas fuentes de cationes Ca⁺²/Mg⁺² involucradas en la formación de CP para los variados ecosistemas globales (Bughio et al., 2017).
- En cuanto al riego, es preciso realizar evaluaciones adicionales, con el propósito de identificar el destino del carbono inorgánico disuelto (DIC), considerando una mayor profundidad de muestreo, en un intento de esclarecer el potencial de los distintos suelos como fuentes o sumideros de CO₂, bajo un enfoque de secuestro de C atmosférico (Hannam et al., 2016; Kim et al., 2020).

Es importante considerar el efecto de la composición química de las aguas en Chile, cuya tendencia es de altas concentraciones de carbonatos, superando los 140 mg L⁻¹ de agua, desde Talca hacia el norte, incluso llegando a los 900 mg L⁻¹ agua en la zona de Copiapó (Gonzalez, 2014). Esto implica que aguas de regadío

con esos niveles de carbonatos disueltos, aumentarán el pH a causa de la precipitación de carbonatos, lo que en consecuencia provoca una menor disponibilidad de ciertos micronutrientes que precipitan en suelos alcalinos (Cabrera, 2017; Hannam et al., 2016).

Finalmente, es necesario cuantificar el impacto de los manejos agrícolas con alto impacto ambiental. Por ejemplo, el ácido sulfúrico se usa en la mantención de los equipos de riego y para corregir la clorosis férrica de ciertos cultivos (Ferrada, 2002). Gardiazabal (2005) recomienda el uso de ácido sulfúrico en cultivos de paltos en suelos con carbonatos, para la zona de Quillota y La Ligua, en la Región de Valparaíso, lo que resulta altamente problemático, considerando la incertidumbre y desconocimiento de las tasas de emisión de CO_2 . El cultivo de paltos en Chile ocupaba un total de 29.289 hectáreas para el año 2017, concentrándose el 95% entre la Región de Coquimbo y la RM, cuyos suelos contienen cantidades considerables de CaCO_3 (Luzio et al., 2006; Pfeiffer et al., 2023). Considerando que un 94% de las plantaciones de este frutal cuentan con riego tecnificado (Muñoz, 2018), es posible suponer que, debido a la baja biodisponibilidad de hierro en estos suelos, la aplicación de ácidos, práctica común y de larga data, ha liberado grandes cantidades de CO_2 a la atmósfera.

La producción de CO_2 a partir de la neutralización de la acidez por el SIC es considerada de importancia mundial, no solo por las enormes cantidades de C emitido a la atmósfera, sino también porque la pérdida en las reservas de SIC es considerada irrecuperable en escalas humanas, sumado a que los factores que la gatillan (fertilización excesiva, contaminación global por N, aplicación de enmiendas acidificantes) siguen presentes; sin embargo, se desconoce el impacto de dichas prácticas en la mayoría de los países. Por otro lado, la formación de CP no muestra una tendencia clara, ya que el balance de acumulación y disolución de carbonatos presenta tasas que -aún- no parecen constituir un sumidero significativo de CO_2 atmosférico, sumado al hecho de que los CP recién formados son más susceptibles a la disolución. En este sentido, la extensa condición de aridez del país le confieren una oportunidad única para constituirse en un sumidero de C, por lo que es necesario profundizar los estudios en esta temática.

CONCLUSIONES

Los carbonatos, como parte del carbono inorgánico del suelo (SIC), pueden ser alterados por influencia de prácticas agrícolas en cortos períodos de tiempo (años/décadas/siglos). No obstante, los valores de acumulación y disolución de carbonatos, para la mayoría de las prácticas agrícolas, aún no están del todo claros, sobre todo a escala global. Existe una estima-

ción global de las pérdidas de C inducidas por la acidificación agrícola, principalmente por fertilización, para las que se han calculado montos de $4,1 \times 10^{11}$ kg C liberado a la atmósfera en los últimos 50 años, de modo que, a nivel global, las tasas de disolución de SIC por efecto de la acidificación de los suelos (especialmente fertilización nitrogenada) superan con creces a la formación de Carbonato pedogénico (CP).

Se espera que, al aplicar las consideraciones sugeridas en la literatura, se amplíe y mejore la comprensión de la dinámica del SIC, y que los cálculos de secuestro de C sean más certeros. Entre estas consideraciones se nombran: (i) identificar la fuente de Ca^{+2} , para determinar si la formación de calcita es resultado de neoformación o reprecipitación de carbonatos preexistentes, (ii) profundizar el muestreo a 2 metros como mínimo, para evitar subestimaciones, dado que bajo el primer metro se concentra -por lo general- la acumulación de SIC, (iii) extender el tiempo de investigación en los experimentos de campo, con el fin de incluir los cambios en el *pool* de carbonatos que ocurran en desfase a las perturbaciones antrópicas y, (iv) recopilar y robustecer la información referente al comportamiento de los CP, por efecto de las prácticas agrícolas, en escalas locales y regionales, para generar valores que esclarezcan los flujos globales del SIC.

En consecuencia, la disolución del SIC representa un problema serio que es necesario abordar, y la acumulación de carbonatos por influencia humana, tiene mucho potencial como mitigación del cambio climático global. En este sentido, implementar el uso de plantas tolerantes a suelos calcáreos, de labranza cero, y la mejora en la eficiencia de fertilización (N), resultan acciones impostergables ante las pérdidas de C irrecuperable desde el suelo a la atmósfera, pese a que persiste la incertidumbre respecto a la capacidad que poseen las reservas de C frente a las prácticas de manejo. Así, el secuestro de C no es infalible, ni tampoco el único factor frente a la multiplicidad de componentes que inciden en el cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo contó con el financiamiento de Fondecyt 11190029 y U-Inicia UI-003/19.

REFERENCIAS

- Ahmad, W., Singh, B., Dalal, R., Dijkstra, F. 2015. Carbon dynamics from carbonate dissolution in Australian agricultural soils. *Soil Research* 53, 144–153.
- Amit, R., Enzel, Y., Grodek, T., Crouvi, O., Porat, N., Ayalon, A. 2010. The role of rare rainstorms in the formation of calcic soil horizons on alluvial surfaces in extreme deserts. *Quaternary Research* 74, 177–187.
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T., Lindquist, J., Shapiro, C., Elmore, R. 2015. Cover crops and ecosystem services: Insights

- from studies in temperate soils. *Agronomy Journal* 107, 2449-2474.
- Bughio, M., Wang, P., Meng, F., Chen, Q., Kuzyakov, Y., Wang, X., Junejo, S. 2015. Neof ormation of pedogenic carbonates by irrigation and fertilization and their contribution to carbon sequestration in soil. *Geoderma* 262, 12-19.
- Bughio, M., Wang, P., Meng, F., Chen, Q., Li, J., Shaikh, T. 2017. Neof ormation of pedogenic carbonate and conservation of lithogenic carbonate by farming practices and their contribution to carbon sequestration in soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 180, 454 - 463.
- Cihacek, L., Ulmer, M. 2002. Effects of tillage on inorganic carbon storage in soils of the Northern Great Plains of the U.S. In: Lal, R., *et al.* (Eds.). *Agriculture practices and policies for carbon sequestration in soil*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 63-69.
- Durand, N., Monger, H. C., Canti, M. 2010. Calcium carbonate features: In: Stoops, G., Marceino, V., Mees, F. (Eds.), *Interpretation of micromorphological features of soils and regoliths*. Elsevier, Amsterdam, pp. 149-194.
- Frank, T., Zimmermann, I., Horn, R. 2019. The need for lime in dependence on clay content in arable crop production in Germany. *Soil & Tillage Research* 191, 11-17.
- Goddard, M., Mikhailova, E., Post, C. 2009. Continental United States atmospheric wet calcium deposition and soil inorganic carbon stocks. *Soil Science Society of America Journal* 73(3), 989-994.
- Guo, J., Liu, X., Zhang, Y., Shen, J.L., Han, W., Zhang, W.F., Christie, P., Goulding, K., Vitousek, P., Zhang, F.S. 2010. Significant acidification in major Chinese croplands. *Science* 327, 1008- 1010.
- Guo, J. and Chen, J., 2021. Carbonate loss and resulting CO₂ emission from croplands: From incorrect calculations to overestimated predictions. *Global Change Biology* 27(5), 957-958.
- Hannam, K., Kehila, D., Millard, P., Midwood, A., Neilsen, D., Neilsen, G.H., Forge, T., Nichol, C., Jones, M. 2016. Bicarbonates in irrigation water contribute to carbonate formation and CO₂ production in orchard soils under drip irrigation. *Geoderma* 266, 120-126
- Kim, J., Jobbágy, E., Richter, D., Trumbore, S., Jackson, R. 2020. Agricultural acceleration of soil carbonate weathering. *Global Change Biology* 26(10), 1-15.
- Kuzyakov, Y., Kuzyakova, I., Raza, S., Zhou, J., Zamanian, K. 2020. Letter-to-the-Editor: Does acidification really increase soil carbon in croplands? How statistical analyses of large datasets might mislead the conclusions. *Geoderma* 384, 114806.
- Landi, A., Mermut, A., Anderson, D. 2004. Carbon distribution in a Hummocky landscape from Saskatchewan, Canada. *Soil Science Society of America Journal* 68, 175-184.
- Lal, R. 2007. Carbon management in agricultural soils. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12, 303-322.
- Lal, R., Kimble, J.M., Eswaran, H. and Stewart, B.A., 2000, Pedogenic Carbonates and the Global Carbon Cycle, in: Lal, R., Kimble, J.M., Eswaran, H., Stewart, B.A. (Eds.) *Global Climate Change and Pedogenic Carbonates*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 1-14
- Lee, V., Beltrán, M., Lerma, J., Licón, L. 1998. Aplicación de ácido sulfúrico en el riego corrige la clorosis férrica de los cultivos en suelos calcáreos. *Terra Latinoamericana* 16(2), 149 - 161.
- Lu, T., Wang, X., Xu, M., Yu, Z., Lu, Y., Smith, P. 2020. Dynamics of pedogenic carbonate in the cropland of the North China Plain: Influences of intensive cropping and salinization. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 292, 106820.
- Mikhailova, E., Post, C. 2006. Effects of land use on soil inorganic carbon stocks in the Russian Chernozem. *Journal of Environmental Quality* 35, 1384-1388.
- Monger, H. C., Kraimer, R., Khresat, S., Cole, D., Wang, X., Wang, J. 2015. Sequestration of inorganic carbon in soil and groundwater. *Geology* 43, 375-378.
- Ovalle, R., Seguel, O., Pfeiffer, M., 2023. Genesis y ocurrencia de carbonatos en los suelos. *Agro Sur* 51, 1-17.
- Pfeiffer, M., 2011, Evolución y génesis de calcretas pedogénicas en la Paleobahía de Tongoy: Masters Thesis, Departamento de Geología, Universidad de Chile, Santiago de Chile.
- Pfeiffer, M., Padarian, J., Vega, M., 2023. Soil inorganic carbon distribution, stocks and environmental thresholds along a major climatic gradient. *Geoderma* 433, 116449.
- Poulton, P.R., 1996. Management and modification procedures for long-term field experiments. *Canadian Journal of Plant Science* 76(4), 587-594.
- Raza, S., Na, M., Wang, P., Ju, X., Chen, Z., Zhou, J., Kuzyakov, Y. 2020. Dramatic loss of inorganic carbon by nitrogen-induced soil acidification in Chinese croplands. *Global Change Biology*, 26(6), 1- 44.
- Rivera, P., Etchevers, J., Hidalgo, C., Castro, B., De la Garza, F., Rodríguez, J., Martínez, A. 2008. Fertilización ácida de hierro en cítricos establecidos en suelos calcáreos. *Terra Latinoamericana* 26(2), 119- 125.
- Sanderman, J. 2012. Can management induced changes in the carbonate system drive soil carbon sequestration? A review with particular focus on Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 155, 70- 77.
- Sandor, J., Huckleberry, G., Hayashida, F., Parcero-Oubiña, C., Salazar, D., Troncoso, A., Ferro-Vázquez, C. 2021. Soils in ancient irrigated agricultural terraces in the Atacama Desert, Chile. *Geoarchaeology* 37, 96-119.
- Sauer, T., Havlík, P., Schneider, U.A., Schmid, E., Kindermann, G. and Obersteiner, M., 2010. Agriculture and resource availability in a changing world: The role of irrigation. *Water Resources Research* 46(6), W06503.
- Schlesinger, W. 1985. The formation of caliche in soils of the Mojave Desert, California. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 49, 57-66.
- Schlesinger, W. 2016. An Evaluation of Abiotic Carbon Sinks in Deserts. *Global Change Biology* 23(1), 25-27.
- Sierra, C., Lancellotti, A., Vidal, I. 2007. Azufre elemental como corrector del pH y la fertilidad de algunos suelos de la III y IV región de Chile. *Agricultura Técnica* 67(2), 173-181.
- Tamir, G., Shenker, M., Heller, H., Bloom, P., Fine, P., Bar-Tal, A. 2011. Can soil carbonate dissolution lead to overestimation of soil respiration? *Soil Science Society of America Journal* 75, 1414-1422.
- Wang, X.J., Xu, M.G., Wang, J.P., Zhang, W.J., Yang, X.Y., Huang, S.M., Liu, H. 2014. Fertilization enhancing carbon sequestration as carbonate in arid cropland: assessments

- of long-term experiments in northern China. *Plant and Soil* 380, 89-100.
- West, T., McBride, A. 2005. The contribution of agricultural lime to carbon dioxide emissions in the United States: dissolution, transport, and net emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108, 145-154.
- Wilsey, B., Xu, X., Polley, W. H., Hofmockel, K., Hall, S. 2020. Lower soil carbon stocks in exotic vs. native grasslands are driven by carbonate losses. *Ecology* 101(7), 21p.
- Wu, L., Wood, Y., Jiang, P., Li, L., Pan, G., Lu, Chang, A. C., Enloe, H. A. 2008. Carbon sequestration and dynamics of two irrigated agricultural soils in California. *Soil Science Society of America Journal* 72(3), 808-814.
- Wu, H., Guo, Z., Gao, Q., Peng, C. 2009. Distribution of soil inorganic carbon storage and its changes due to agricultural land use activity in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129, 413- 421.
- Ye, Y., Xiao, S., Liu, S., Zhang, W., Zhao, J., Chen, H., Guggenberger, G., Wang, K. 2020. Tillage induces rapid loss of organic carbon in large macroaggregates of calcareous soils. *Soil & Tillage Research* 199, 104549.
- Zamanian, K., Pustovoytov, K., Kuzyakov, Y. 2016. Pedogenic carbonates: Forms and formation processes. *Earth-Science Reviews* 157, 1-17.
- Zamanian, K., Zarebanadkouki, M., Kuzyakov, Y. 2018. Nitrogen fertilization raises CO₂ efflux from inorganic carbon: a global assessment. *Global Change Biology* 24(7), 2810- 2817.
- Zamanian, K., Zhou, J., Kuzyakov, Y. 2021. Soil carbonates: The unaccounted, irrecoverable carbon source. *Geoderma* 384, 114817.