



Estimación de parámetros de transporte y mecanismos que gobiernan su respuesta frente a la contaminación: caso de estudio de un acuífero poroso clástico

María Laura Gomez^{1,*}

¹ Unidad de Hidrogeología, Instituto Argentino de Investigaciones de Zonas Áridas, CCT- CONICET, Av. Ruíz Leal s/n, Parque Gral. San Martín. Mendoza. Argentina. C.P. 5500.

* lgomez@mendoza-conicet.gov.ar

Resumen

Entre los mayores problemas ambientales que presenta la Argentina se encuentra la incorrecta gestión de los residuos sólidos y líquidos urbanos, los que en la mayoría se vierten sin control en rellenos sanitarios mal diseñados, generando un importante impacto al medio físico y la salud humana. El manejo de los residuos urbanos de Coronel Moldes, al sur de la provincia de Córdoba, es un ejemplo de falta de control y gestión al respecto. En el año 1982 la disposición de residuos sólidos urbanos de la ciudad fue derivada hacia el sector NE, en un predio de 11 ha careciendo de estudios técnicos para su ubicación y diseño. El objetivo de la presente contribución se centra en mejorar el modelo conceptual para el transporte de contaminantes derivados de efluentes urbanos en un acuífero poroso clástico, considerando los mecanismos que influyen en el transporte (movimiento y transferencia de masa) de los elementos nocivos, a fin de poder modelar y controlar su comportamiento. Se aplicó la modelación de transporte reactivo unidimensional de una solución de agua subterránea contaminada, y posteriormente de lixiviado usando en este caso la composición de la laguna de efluentes líquidos, atravesando una columna de sedimentos saturada en agua del acuífero. Los resultados indican que, para el acuífero Coronel Moldes el proceso de transporte que controla el avance de los contaminantes en el acuífero es principalmente la componente advectiva dominando sobre la dispersiva, la cual resulta aquí menos importante. La granulometría arenosa muy fina-limosa de los materiales hace factible pensar en un sistema donde el flujo advectivo domina sobre el flujo dispersivo. Del mismo modo, dadas las características hidrogeológicas que presenta el acuífero, la difusión es considerada prácticamente nula. Se observó una variación de la dispersividad en función de las escalas de estudio. Este estudio sienta las bases en la aplicación de la modelación geoquímica en acuíferos loésicos del Sur de la provincia de Córdoba y genera información que permite extender su aplicación a ambientes similares. El estudio físico-químico del agua subterránea, los modelos geoquímicos, la definición de las posibles reacciones, evolución hidroquímica y la predicción del comportamiento de los elementos indeseables en el medio natural, tienen como objetivo predecir y controlar la migración de los elementos contaminantes. Los modelos planteados en este estudio permiten estimar impactos sobre el agua subterránea. El manejo integrado de los recursos hídricos implica además, promover el desarrollo del territorio y los recursos, maximizando el bienestar social y económico de la población sin que las diferentes esferas del ambiente se vean afectadas.

Palabras clave: agua subterránea, loess, flujo advectivo, dispersividad, residuos urbanos.

Abstract

Among the major environmental problems facing Argentina is poor management of urban waste, which in most cases is dumped in poorly designed landfills that have a significant impact on the environment and human health. The management of waste in the Coronel Moldes municipality, in the south of Córdoba province, is an example of lack of control and management. In 1982, the disposal of solid waste was sent northeast of the town, an area of 11 ha that was chosen without prior studies. The aim of this paper is to improve the

conceptual model for the transport of pollutants from the urban effluents into a porous clastic aquifer, considering the mechanisms that influence the transport of harmful elements, in order to be able to model and control their behaviour. A unidimensional model of the reactive transport of contaminated groundwater was applied. It considers leaching and the composition of the accumulation of liquid effluents through a column of sediment and water from the aquifer. The results indicate that the transport process that controls the progress of the contaminants in the aquifer is mainly advective, predominating over the dispersive component, which is less significant. The fine-grain sandy silt makes up a system in which the advective flow predominates over the dispersive flow. Given the acquirer's hydrogeology, diffusion is considered negligible, and the dispersibility varies with scale. This study lays the foundation for the application of geochemical modelling in loess aquifers in the southern part of the Province of Cordoba and other similar environments. The study aims to predict and control the movement of contaminants through physical and chemical studies of the groundwater, geochemical models, the definition of possible reactions, hydrochemistry evolution, and production of the behaviour of undesirable elements in the natural environment. The models proposed in this study are for estimating impacts on groundwater, but integrated water management will help develop land and resources to increase social and economic welfare of the population without affecting the environment.

Keywords: Groundwater, loess, advective flow, dispersivity, urban waste.

1. Introducción

Los cambios globales, cambio climático y aquellos derivados de los procesos de uso del territorio, afectan a los recursos hídricos en todo el mundo de manera aún desconocida (Green *et al.*, 2011). La práctica de disposición de efluentes domésticos e industriales no tratados directamente sobre el suelo es cada día más difundida y menos atendida por organismos responsables de los países en vías de desarrollo. Los efectos del crecimiento experimentado por los países de América Latina visto a través del conocimiento de la población, el desarrollo industrial y la urbanización, han producido un incremento considerable tanto de cantidad y variedad de los residuos sólidos derivados de las actividades del hombre (Foster e Hirata, 1988).

Entre los mayores problemas ambientales que presenta la Argentina se encuentra la incorrecta gestión de los residuos sólidos urbanos, los que en la mayoría de los pueblos y ciudades se vierten sin control o se depositan en rellenos sanitarios mal diseñados generando un importante impacto al medio físico y la salud humana. Para toda la provincia de Córdoba, sólo en un 7.5 % de los casos, la basura se opera en vertederos controlados (rellenos sanitarios), el 52.5 % en vertederos semicontrolados (con cobertura de residuos) y en un 40 % de los casos los residuos quedan a cielo abierto donde con el fin de reducir la basura, los insectos y la presencia de roedores, estos residuos son incinerados generando gases de alta peligrosidad y toxicidad (incluidos algunos cancerígenos) (Nirich, 2000).

La localidad de Coronel Moldes, con un total de 8850 habitantes, integra el grupo de ciudades con la mayor tasa de crecimiento anual de toda la provincia, y un aumento de residuos sólidos urbanos que acompaña este desarrollo. El manejo de los residuos sólidos urbanos que se hizo hasta 2013 es un ejemplo de falta de control y gestión al respecto. En el año 1982 la disposición de residuos sólidos urbanos de la ciudad fue derivada hacia el sector NE, en un predio

de 11 ha careciendo de estudios técnicos para su ubicación y diseño. El mismo funciona hasta la actualidad y se vierten más de 90 t de residuos sólidos domiciliarios por semana. En una laguna ubicada dentro del basural, se vertían hasta 2013 los efluentes procedentes de los sistemas de saneamiento *in situ* procedentes de la ciudad y de industrias locales (frigoríficas y láctea). Desde 2013 el sitio ha sido mejorado, se instaló una planta de tratamiento que procesa residuos sólidos urbanos procedentes de Coronel Moldes y la región, pero existe todavía la laguna con efluentes industriales. Actualmente los residuos son procesados, volcados y tapados. Sin embargo, existe la fuente de contaminación dado que el predio no posee impermeabilización, lo que sumado a las condiciones climáticas (clima sub-húmedo), propician la percolación de los efluentes hacia el acuífero libre.

En la zona aún existen fuentes lineales y puntuales de contaminación, cuyo impacto debe ser considerado y atendido desde el punto de vista ambiental. Gomez *et al.* (2009b) han realizado un significativo aporte para comprender los procesos hidrogeoquímicos que modifican la calidad del agua subterránea en la región y en la zona del basural. Sin embargo, se desconocen aquellos procesos que gobiernan el transporte de un contaminante en el medio poroso que pueden retardar y minimizar el transporte de los solutos.

Predecir las características químicas del agua subterránea durante el transporte se ha vuelto un trabajo cada vez más importante para hidrogeólogos y geoquímicos. En la presente contribución se espera ajustar el parámetro de dispersividad, simular el transporte unidimensional y el flujo advectivo-dispersivo utilizando al efluente de la laguna. La importancia del estudio radica en conocer los mecanismos de transporte de contaminantes en una zona de recarga local como son los médanos en una llanura eólica típica, donde dominan sedimentos arenosos muy finos-limosos y ocurre una alternancia de materiales finos cementados (niveles de calcretos).

1.1. Zona de estudio

El área de estudio se encuentra al sur de la provincia de Córdoba, entre los 33° 34' y 33° 40' latitud sur y 64° 34' y 64° 33' longitud oeste (Figura 1) y se eleva en promedio unos 400 metros sobre el nivel del mar (msnm). El área de Coronel Moldes y sus alrededores pertenecen a la provincia geológica argentina denominada Llanura Chacopampeana. Dado que la tendencia general de esta llanura fue marcadamente negativa, su relleno sedimentario está integrado por rocas de edad cámbrico-ordovícica a sedimentos holocenos (Chebli *et al.*, 1999). El sitio de disposición de residuos sólidos urbanos corresponde a una zona de médanos a 4 km al NE de Coronel Moldes.

1.2. Características hidrodinámicas e hidroquímicas del acuífero

El acuífero libre, conformado por sedimentos arenosos muy finos-limosos de edad cuaternaria y origen eólico (*loess*), constituye la fuente de abastecimiento para la mayor parte de la población rural. La importancia de su estudio y protección se basa en que Coronel Moldes posee una economía basada en el uso exclusivo del agua subterránea. El clima de la zona es Mesotermal Subhúmedo-húmedo y presenta pendientes topográficas promedio del 0.55 % (Gomez *et al.*, 2009a).

Los materiales aflorantes y que componen el acuífero libre en la zona de estudio corresponden a materiales cuaternarios, predominantemente arenas muy finas y limos de origen eólicos (*loess*) con diferente grado de cementación carbonática. La homogeneidad de este paquete sedimentario se interrumpe en profundidad con delgados niveles arenosos que no superan los 7–10 m de potencia. Hacia el norte, en la localidad de Bulnes, una perforación alcanzó basamento a los 131 metros, mientras que otra realizada en Coronel Moldes llegó a los 165 m sin alcanzarlo. De los materiales que conforman el acuífero freático de la zona de Coronel Moldes y sus alrededores, se observa que hasta los 36 m de profundidad, paquete que comprometió todas las perforaciones muestreadas, dominan sedimentos areno finos-limosos y limo-arenosos finos, con diferente grado de cementación carbonática, destacándose algunas capas delgadas de tosca a los 1.5 m o una más importante entre los 16 y los 21 m. Si bien se dispone de pocos datos, se estima que los materiales ubicados entre los 49 y 60 m de profundidad corresponden a la base del acuífero y que los limos yacientes por debajo tendrían cierto grado de semiconfinamiento (Gomez *et al.*, 2009a; Gomez *et al.*, 2009b).

La profundidad del nivel freático se ubica entre los 7.80 y 5.60 m. El menor espesor de la zona no saturada se encontró justo debajo del basural, posiblemente vinculado a la presencia de la laguna artificial donde se vuelcan los efluentes líquidos (Figura 1). El mapa potenciométrico

realizado a escala local, en los alrededores del basural municipal (Figura 1) muestra una circulación del agua NO-SE, con líneas equipotenciales que muestran una morfología suavemente ondulada de la capa freática en una zona de recarga local asociada a los médanos. Se midieron gradientes hidráulicos del orden de 0.6 %, y gradientes locales en la zona del basural del orden del 1 % y se calcularon velocidades reales de escurrimiento en esta zona de 0.1 m/día, asumiendo una K de 1 m/día y porosidad efectiva del 10 % (Gomez *et al.*, 2009b; Gomez y Martínez, 2010).

La composición química del agua subterránea es predominantemente bicarbonatada sódica y bicarbonatada-sulfatada sódica, resultando en general aguas dulces con salinidades menores a 2000 mg/L. La laguna de residuos líquidos urbanos analizada presentó condiciones reductoras, presencia de amonio, alta CE y pH, elevada concentración de Cl^- , Na^+ , HCO_3^- y concentración más alta de iones metálicos que las medidas en el agua subterránea. Los valores de DBO₅, DQO, y recuento de bacterias superan los límites impuestos para el vertido superficial de efluentes líquidos (Tabla 1). Actualmente los líquidos urbanos son pre-tratados, pero aún existen efluentes industriales (lácteas y frigoríficos) que son volcados directamente sobre el terreno, sin tratamiento previo (Gomez *et al.*, 2009b). Los modelos hidrogeoquímicos reflejan la influencia de estos lixiviados sobre el agua subterránea debajo del basural y su disminución 30 m aguas abajo. Los modelos obtenidos permiten asociar que el incremento del contenido de CE, Cl^- , Na^+ y SO_4^{2-} debajo del basural, derivan principalmente del aporte de los lixiviados desde la laguna de efluentes, resultando en condiciones geoquímicas locales propicia para algunas reacciones (intercambio, precipitación, oxidoreducción y disolución).

2. Metodología

El presente estudio toma como base los trabajos realizados por Gomez *et al.* (2009b), Gomez y Martínez (2010), cuyos aportes permiten caracterizar los sedimentos, la laguna de efluentes y el agua subterránea en la zona del basural y sus alrededores, permitiendo avanzar en la simulación unidimensional del flujo subterráneo. Los estudios se desarrollaron a escala de semidetalle (1:50000 y 1:25000) hasta una escala de mayor detalle, con un área aproximada de 1 km² dentro del basural y su entorno más próximo. Este estudio involucró tres perforaciones: una aguas arriba (P1), otra dentro del basural (P2) y una última 30 m aguas abajo (P3). El estudio dentro del basural involucró tres perforaciones: una aguas arriba (P1), otra dentro del basural (P2) y una última 30 m aguas abajo (P3). El estudio también tuvo diferentes escalas de tiempo. El censo de las perforaciones del basural fue la que tuvo mayor regularidad, cada dos meses (Gomez *et al.*, 2009b y Gomez y Martínez, 2010).

Tabla 1. Análisis químico y microbiológico a muestras pertenecientes a la laguna de efluentes localizada dentro del basural. Valores expresados en mg/L y conductividad eléctrica (CE) expresada en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

CE	pH	SO ₄ ⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	F ⁻	DBO ₅	DQO	O ₂	NH ₄ ⁺	Coliformes Totales [NMP/100ml]	<i>Escherichia coli</i> [NMP/100ml]
4.7	7.9	64	2.2	314	590	3	100	614.8	0.7	1.6	1.5×10^5	Coliformes Fecales 3×10^3

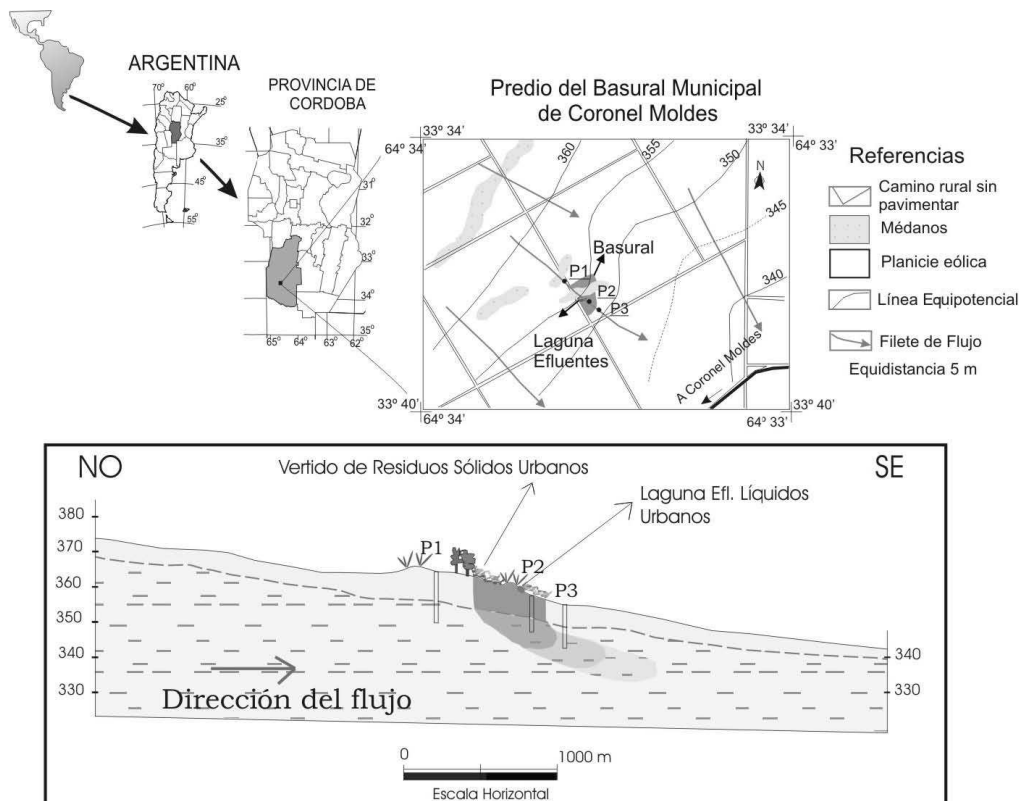


Figura 1. Ubicación regional y local (de las perforaciones realizadas en el predio del basural) del área de estudio.

Con una base de datos más amplia, utilizando PHREEQC2.0 (Parkhurst y Appelo, 1999) se incluyó la posibilidad de simular el transporte unidimensional de solutos en agua subterránea incorporando todos los términos del transporte en conjunto con las posibilidades de simulación hidrogeoquímica. Se utilizó al ion Cl⁻ como trazador, se simuló el transporte unidimensional entre dos pozos P2 y P3 (iones mayoritarios) y el flujo advectivo-dispersivo utilizando al efluente de la laguna (elementos traza metálicos) (Figura 1).

3. Modelación hidrogeoquímica

Los modelos utilizados en la presente contribución derivan de modelos tipo "caja negra" donde una serie de compuestos químicos reaccionan dando una determinada composición química final. En este contexto, donde la complejidad del estudio que incluye innumerable cantidad de reacciones químicas que pueden estar ocurriendo de

manera simultánea dentro del sistema, el empleo de las herramientas computacionales se vuelven indispensables para el diseño apropiado de soluciones y representar procesos que ocurren en el acuífero. En este estudio se aplican modelos considerando la respuesta del sistema tratando de aproximarse a la compleja realidad, tomando en cuenta su variabilidad e interacción con los resultados obtenidos en campo Gomez *et al.* (2009b) y Gomez y Martínez (2010).

3.1. Principales procesos involucrados en el movimiento de solutos en el agua subterránea

El agua subterránea moviliza los contaminantes una vez que éstos han atravesado la zona no saturada y han alcanzado el nivel freático. A partir de aquí, el transporte de solutos en el acuífero se ve afectado por procesos hidrodinámicos, químicos y bioquímicos que modifican su concentración y características. En general, las sustancias disueltas no son sustancias inertes y durante el curso de su migración pueden

verse involucrados en procesos fisicoquímicos que afecten su movilidad (Fetter, 1993).

En general, se produce una transferencia de masa y no una transformación de los contaminantes durante el transporte. Los principales procesos de transporte son la advección, difusión, dispersión y adsorción. Estos mecanismos afectan y condicionan el transporte de solutos en un acuífero (Appelo y Postma, 1996).

La advección es el proceso por el cual los solutos son transportados a la misma velocidad media del agua subterránea, es decir, por el movimiento de la masa de agua subterránea que fluye. La velocidad real del agua en los poros del acuífero será:

$$v_a = \frac{v_D}{m_e} = \frac{K}{m_e} \frac{dh}{dl}$$

Donde v_D es la velocidad de Darcy, m_e es la porosidad eficaz, que representaría el porcentaje de porosidad interconectada (Domenico y Schwartz, 1990), K la permeabilidad del material y dh/dl el gradiente hidráulico.

El proceso de dispersión hidrodinámica actúa diluyendo los contaminantes y disminuyendo su concentración (Zaporozec, 2002). Es el mecanismo por el cual se producen fenómenos de dispersión o extensión de mezcla o dilución del soluto al moverse en el medio poroso. Consta a su vez de dos mecanismos que ocurren simultáneamente y que son claramente diferenciables, la dispersión mecánica y la difusión molecular.

La difusión molecular en una solución es el proceso por el cual los constituyentes iónicos o moleculares se mueven bajo la influencia de su actividad cinética en la dirección de su gradiente de concentración. La difusión se da incluso en ausencia de movimiento de la masa de agua y sólo cesa cuando se anulan los gradientes de concentración. La difusión cobra mayor relevancia dentro de la dispersión hidrodinámica para pequeñas velocidades de flujo (Cerón *et al.*, 2005).

Este proceso es descrito por la primera ley de Fick, en estado estable (p.ej. la concentración no varía con el tiempo):

$$F = -D_m(\partial C / \partial X)$$

La masa de sustancia que se difunde y pasa a través de un área por unidad de tiempo es proporcional al gradiente de concentración, donde F es el flujo difusivo, (m^2/s) y el signo negativo indica que el transporte es en la dirección de decrecimiento de la concentración, D_m es coeficiente de difusión efectiva (m^2/s) para el medio poroso, C es la concentración de soluto, X es la distancia desde la fuente contaminante y $\partial C / \partial X$ es el gradiente de concentración en la dirección x (Domenico y Schwartz, 1990). En general los valores de coeficientes de difusión de una partícula en el agua D_w están disponibles en la literatura y depende de la presión, de la temperatura y de la composición del sistema, los cuales deben ser convertidos a valores de D_m , coeficiente de difusión efectiva, para medios porosos, dado

que la difusión de una partícula depende tanto del líquido en cuestión como de la porosidad del sólido.

$$D_m = (n/\tau) D_w$$

Donde n es la porosidad (o fracción del volumen de agua en la zona saturada) y τ es la tortuosidad del medio.

La dispersión mecánica, que ocurre como consecuencia de las variaciones locales de la velocidad alrededor de la velocidad media del flujo, es un proceso advectivo y no un proceso químico (Domenico y Schwartz, 1990). La dispersión se refiere a los procesos de mezcla debido a la estructura porosa del medio, que origina variaciones locales del módulo y dirección del vector de velocidad con respecto a su valor medio. Esto a su vez es causa de mezcla y expansión del contaminante (Carrera, 1984).

La principal causa de las variaciones en la dirección y rangos de transportes es el medio poroso no ideal. La variable más importante es la conductividad hidráulica y la dispersión mecánica es generada como consecuencia de la falta de idealidad en todas las escalas (Domenico y Schwartz, 1990).

La dispersión transversal reducirá las concentraciones en todas las direcciones detrás del frente advectivo, mientras que la dispersión longitudinal sólo lo hará en la porción frontal de la pluma (Domenico y Schwartz, 1990). Generalmente, la dispersión longitudinal es mayor a la transversal, resultando en una distribución de la concentración en forma de elipsoide (Gelhar *et al.*, 1985).

La naturaleza del fenómeno de la dispersión y su formulación matemática son temas todavía en discusión. La dispersión está afectada por lo que se llama un Factor de Escala, es decir, los valores de la dispersión varían desde unos centímetros en los experimentos de laboratorio, a algunos metros, para estudios de trazadores, y decenas o centenares de metro para problemas de contaminación regional. La explicación comúnmente aceptada es que el coeficiente de dispersión hidrodinámica longitudinal es una medida de la escala de heterogeneidad que no está incluida en el análisis (y a mayor área, mayor heterogeneidad) (Cerón *et al.*, 2005). La tendencia general del gráfico de Gelhar *et al.* (1985) sugiere que la dispersividad longitudinal es alrededor del 10 % de la distancia recorrida:

$$\alpha_L = 0.1 x$$

Parece lógico que grandes dispersividades en campo están dadas por la variación en los tiempos de llegada al pozo de observación, lo que significa que la distribución de la permeabilidad en el acuífero es la principal propiedad que afecta el proceso (Appelo y Postma, 1996).

El coeficiente de dispersión hidrodinámica D_L , en la dirección del flujo, es representado por el producto entre la velocidad del agua en el medio poroso y la dispersividad α , despreciando a menudo la contribución del coeficiente de difusión molecular (Domenico y Schwartz, 1990):

$$D_L = v \cdot \alpha_L + D_m$$

Cuando v tiende a 0, p.ej. en sedimentos arcillosos o de baja permeabilidad, la dispersión hidrodinámica es igual al coeficiente de difusión molecular.

Si se combinan estos procesos en una sola ecuación que describa los cambios en la concentración debido al transporte, dispersión y adsorción, en medios porosos saturados, el transporte químico está gobernado por la ecuación:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} \pm \frac{r}{m}$$

Donde C es la concentración del soluto (mol/L), v representa la velocidad de agua en los poros (m/s), D_x el coeficiente de dispersión hidrodinámica (m²/s) en la dirección x , r tiene en cuenta la masa de soluto degradada, adsorbida o aportada por el medio sólido por unidad de tiempo y m es la porosidad.

3.1.1. Condiciones de estabilidad para el modelo de transporte

Para lograr estabilidad numérica en el modelo de transporte se imponen restricciones en la discretización espacial y temporal a partir de los parámetros adimensionales conocidos por el Número de Péclet (Pe) y el Coeficiente de Courant (Co) (Carrera, 1984):

$$Pe = \Delta x \cdot v / D_L = \Delta x / \alpha$$

Donde Δx es la distancia media entre nodos (volúmenes) de la discretización, v es la velocidad, D_L es el coeficiente de dispersión y α es la dispersividad. Pe mide la importancia relativa entre el transporte por advección y por dispersión, si Pe es grande (> 1) suele decirse que la componente advectiva es dominante. Por ende, cuando el Pe es bajo la componente dispersiva es dominante, el frente de soluto es relativamente suave.

De la relación entre el Coeficiente de dispersión D_L con el coeficiente de difusión D_m (D_f en el gráfico) con el Número de Péclet se sabe existen dos regiones, a valores bajos de Pe (bajas velocidades de flujo) la relación D_L/D_m es constante, mientras que a valores altos de Pe la relación D_L/D_m se incrementa linealmente con Pe . Esto puede interpretarse como bajos números de Pe , y por lo tanto bajas velocidades, la difusión mueve los contaminantes en el agua más rápido que el flujo advectivo, la dispersión está controlada por la difusión. A altos números de Pe (equivalentes a altas velocidades de flujo) la relación D_L/D_m se incrementa 1:1 con el número de Pe . En una columna específica de extensión L , la extensión del frente de contaminación será independiente del tiempo de flujo. Esto se mantiene con números de $Pe > 1$ o con velocidades superiores a los 50 m/año. De este modo la extensión del frente depende solamente de la distancia recorrida (Appelo y Postma, 1996).

El coeficiente de Courant (Co) mide la fracción de distancia entre nudos recorrida durante un intervalo de tiempo (Carrera, 1984):

$$Co = \Delta t \cdot v / \Delta x$$

Varios autores: Huyakorn y Pinder (1983), Wolfgang (1986), Carrera *et al.* (1989) y Samper Calveti (1994) plantean que se requiere $Co < 1/3$ con el fin de evitar que se produzca una cierta dispersión numérica, sin embargo,

remarca que según experiencias obtenidas en la práctica se plantea que los problemas numéricos sólo se presentan en los casos donde $Co > 1$ y que para valores menores o iguales que 1 no observó inestabilidad.

3.2. Simulación de transporte reactivo unidimensional

La implementación de la modelación geoquímica en este punto pretende servir como otra herramienta más a fin de ajustar el modelo conceptual del acuífero poroso clástico, típico de la Llanura Chacopampeana, poder conocer mejor su funcionamiento, ajustar parámetros de transporte y estimar los mecanismos que gobiernan su respuesta frente a la contaminación.

El estudio de la evolución hidrogeoquímica usando los modelos de transporte unidimensional de PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 1999) ha sido implementado por muchos autores. Este programa provee un método numérico eficiente para la simulación del movimiento de soluciones a través de una columna o del flujo unidimensional con o sin el efecto de la dispersión. De este modo pueden modelarse los cambios en la composición de un agua subterránea debidos a la acción conjunta de la advección y dispersión. Los cambios pueden ser expresados en la siguiente ecuación:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_x = D_L \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right)_t - v \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)_t - \left(\frac{\partial q}{\partial t} \right)$$

Donde C es la concentración de la sustancia química en mol/L, t es el tiempo en segundos s , x es la distancia, en m, D_L es el coeficiente de dispersión hidrodinámica longitudinal, en m²/s; v es la velocidad del flujo, en m/s, y q es la concentración del sólido, en mol/L de agua pura.

Los objetivos de la aplicación de la modelación geoquímica utilizando el programa PHREEQC 2.0 (Parkhurst y Appelo, 1999) se centraron en ajustar el parámetro de dispersividad. Se utilizó al ion Cl⁻ como trazador, además de elementos mayoritarios presentes en el lixiviado, en el agua del acuífero sin contaminar P1 (Figura 1) y en agua contaminada de P2, simulando en un primer momento el transporte unidimensional entre los pozos P2 y P3. Otro objetivo se basó en la simulación del flujo advectivo-dispersivo utilizando al efluente de la laguna y analizando el comportamiento de los elementos traza metálicos, considerando el valor de dispersividad asumido en el paso anterior.

4. Resultados y Discusión

4.1. Simulación con iones mayoritarios para una columna de 220 m

Se aplicó la modelación de transporte reactivo unidimensional de una solución de agua subterránea contaminada, y posteriormente de lixiviado usando en este

caso la composición de la laguna de efluentes líquidos, atravesando una columna de sedimentos saturada en agua del acuífero. De este modo, el pozo P2 y el efluente de la laguna, corresponden a las soluciones que se infiltran en el acuífero cuyas características químicas naturales, no contaminadas, corresponden al agua de P1 (Figura 2). En todos los casos se usaron pares de muestras tomadas el mismo día (Tabla 2). Las fases consideradas en los modelos fueron: calcita, mirabilita, hornblenda, illita, fluorapatita, feldespato potásico (K-Spar), hematita, materia orgánica, CO₂ Gas, intercambio Ca/Na y Mg/Na.

Inicialmente se simuló el flujo advectivo-dispersivo a lo largo de una columna de 220 m. Esta distancia incluye desde P2, justo debajo de la contaminación por la laguna de efluentes y el basural, hasta P3 localizado 30 m aguas abajo del basural. El flujo en el tubo fue dividido en 22 celdas de 10 m de largo cada una. Se consideró una velocidad real media del flujo de 0.1 m/día calculada para

la zona del basural y un valor de *CIC* de 12.4 meq/100 g correspondiente al valor medio entre los valores de *CIC* de la zona no saturada y saturada. El valor de dispersividad de 10 m utilizado fue tomado del diagrama de Gelhar *et al.* (1985).

En un primer momento de la modelación el tubo es llenado con la solución correspondiente al agua no contaminada, aguas arriba del basural (en P1), a la que sigue luego la entrada del agua del acuífero contaminada, la correspondiente a P2. La concentración de los distintos iones utilizados en la modelación corresponde al análisis obtenido por Gomez *et al.* (2009b). Para el análisis se consideró lo que ocurre en la última celda (celda 22) correspondiente al punto P3, localizado a 220 m de P2.

En este caso se satisface el criterio de número de *Pe* alto, de 1 y el coeficiente de *Co* igual a 1. Según estos valores y las características hidrogeológicas del acuífero, es correcto entonces considerar que para este acuífero la componente advectiva es dominante respecto a la dispersiva.

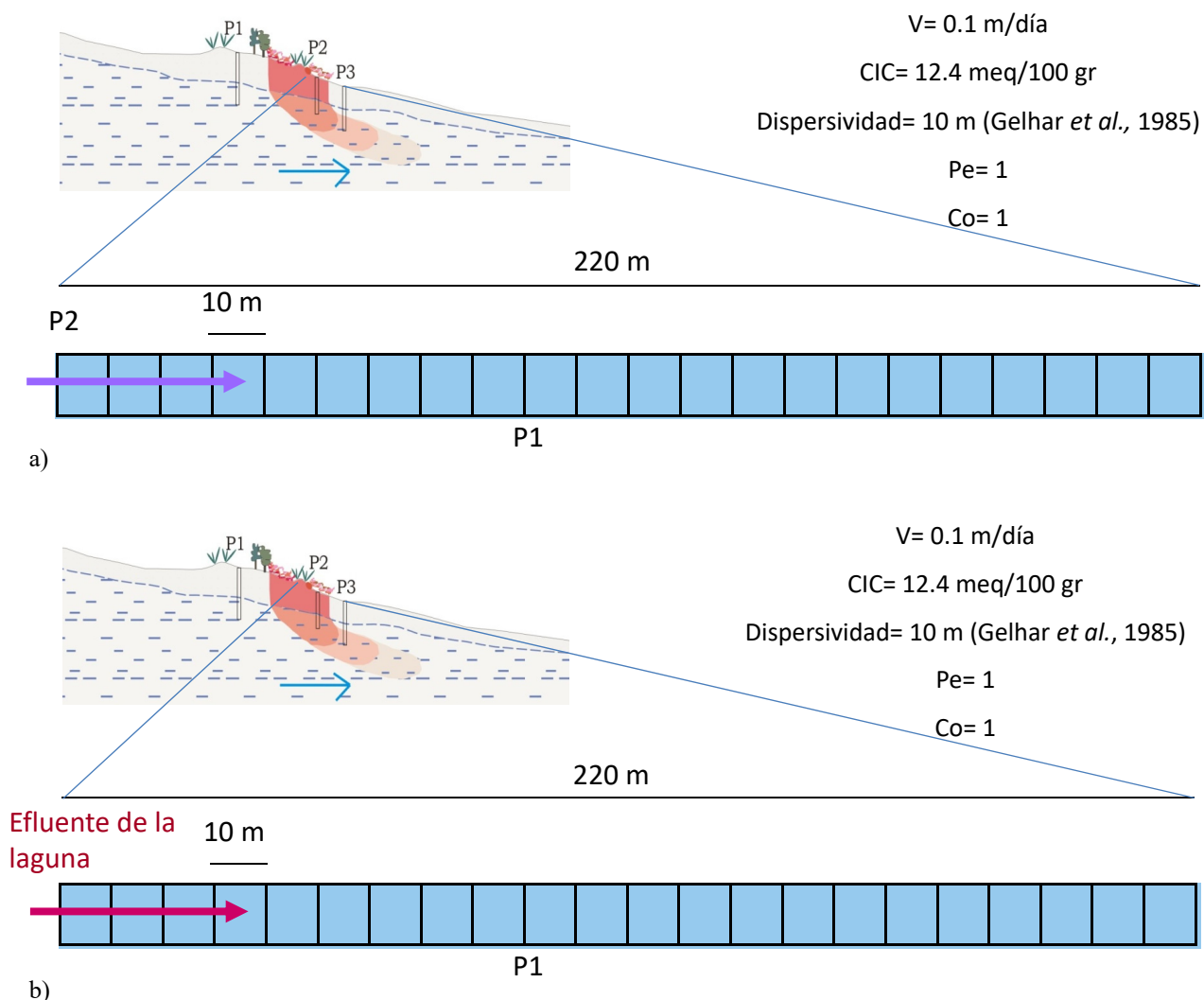


Figura 2. a) Simulación hidrogeoquímica con iones mayoritarios para una columna de 220 m. b) Simulación con iones metálicos para la misma columna. v = velocidad real del flujo, CIC = Capacidad de intercambio catiónico, Pe = Número de Péclet y Co = Coeficiente de Courant (Co).

Los datos de entrada pueden verse en la Tabla 2 y los resultados de la modelación para los iones mayoritarios se presentan en las Figuras 3.

En la Figura 3 puede observarse como Cl^- y SO_4^{2-} muestran un comportamiento conservativo, alcanzando el equilibrio, esto es la concentración de P2 en P3, luego de 2 ½ volúmenes de poro, lo que hace un tiempo de 15 años. En el caso de los cationes el avance es más lento y no logra alcanzarse en ninguno de los casos la concentración correspondiente a P2, incluso una vez alcanzados los 16 volúmenes de poro. En la Figura 3 puede verse la necesidad de mayor tiempo para que se alcance el equilibrio con Na^+ , Ca^{+2} , K^+ y Mg^{+2} . En la Figura 4 se muestran las variaciones de estos cationes sobre las superficies de intercambio, que bien pueden ser las arcillas. Puede observarse cómo en los primeros pasos de la modelación, antes de la llegada de los contaminantes, el intercambio se produce con la liberación de Na^+ y entrada de Ca^{+2} y Mg^{+2} (Figura 4), en coincidencia con los resultados de la modelación inversa realizada con NETPATH (Gomez *et al.*, 2009b). A su vez puede verse que la variación del ion K^+ sobre las superficies de intercambio es prácticamente nula, involucrando entre 0.002 y 0.004 moles a lo largo de toda la columna.

Luego de un volumen de poro, una vez que el agua subterránea contaminada ha atravesado toda la columna, la concentración de los cationes aumenta en respuesta a procesos de disolución que ocurren en el acuífero en respuesta a cambios en las condiciones químicas y del aporte de las fuentes contaminantes. Este aumento lleva a que el sistema reaccione con un proceso de intercambio reverso, a partir del cual la gran concentración de Na^+ que entra al

sistema, principalmente derivado del lixiviado de la laguna del basural, comienza a ser consumida de la solución hacia las superficies de intercambio, con la consecuente liberación de Ca^{+2} y Mg^{+2} a partir de estas superficies y un aumento de ambos en la solución.

Así los procesos de intercambio retardan el avance de estos cationes en el agua contaminada. En el caso del Ca^{+2} , el aumento en los primeros pasos se vincula a fuertes procesos de disolución de calcita. Luego de los 12 volúmenes de poro la solución se sobresatura en este mineral y la disminución de Ca^{+2} pasa a estar controlada por la precipitación de calcita (Figura 5a).

Para el caso de los bicarbonatos (Figura 5b) se observa un gran aumento de su concentración luego de que la solución contaminada del acuífero atravesado una vez la columna completa. Luego de 12 volúmenes de poro, cuando la solución se vuelve sobresaturada en calcita, la concentración de bicarbonatos también comienza a disminuir hasta aproximarse al equilibrio.

El gran aumento inicial ocurrido para los HCO_3^- puede vincularse a los procesos de disolución de calcita, indicado por las condiciones de subsaturación de calcita que ocurren en los primeros pasos y en respuesta a la alta concentración de bicarbonatos aportados por la laguna de efluentes y el basural a partir de la oxidación de la materia orgánica como ha podido comprobarse en la modelación con NETPATH (Gomez *et al.*, 2009b).

Los procesos antes mencionados responden a los cambios no naturales que ocurren en el acuífero, debidos a la actividad antrópica como es la laguna de efluentes y el propio basural. De los modelos geoquímicos inversos

Tabla 2. Datos de entrada para la simulación del transporte reactivo con elementos mayoritarios y metales en una columna de 220 m y 30 m.

Parámetros Físico-Químicos	Simulación mayoritarios 220 y 30 m		Simulación trazas 220 y 30 m	
	Solución 0 (P2)	Solución 1 (Soluc. inicial de la columna-P1)	Solución 0 (Efluente)	Solución 1 (Soluc. inicial de la columna-P1)
temp	20	19	20	19
pH	8.55	8.17	7.01	8
Na	473.2	83.9	452.98	102.1
K	9	3.5	29.54	4.1
Mg	15.6	19	12.2	11.2
Ca	21.6	49.6	45.6	42.4
Cl	180	8.6	314.29	11.4
S	54.9	31.1	125.48	22
C	822.5	410	890	412.5
F	4.2	1.3	1.1	1.4
Fe	-	-	0.436	0.014
Cu	-	-	0.024	0.0065
Pb	-	-	0.0001	0.00001
Zn	-	-	0.011	0.024

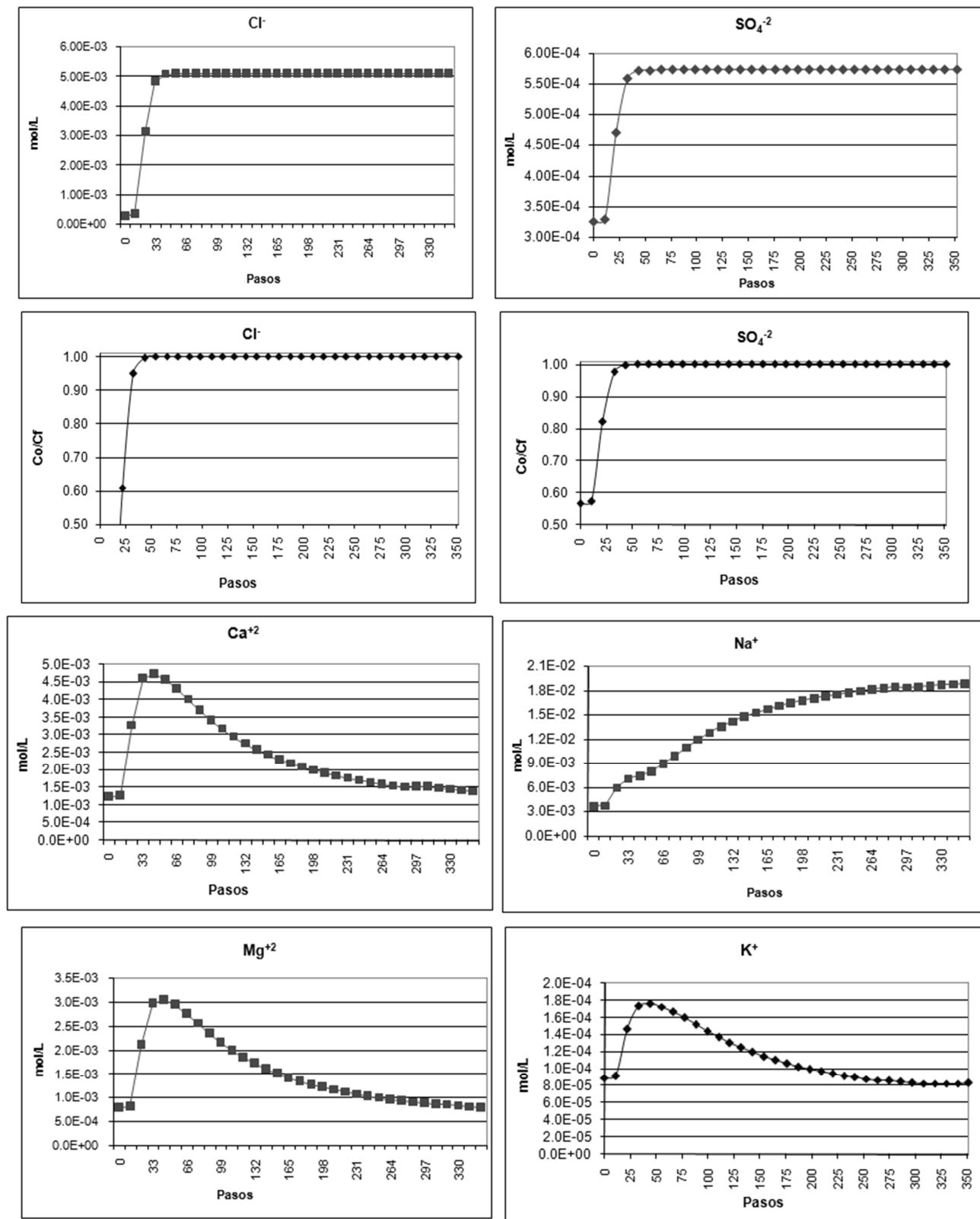


Figura 3. Concentración en mol/L de iones mayoritarios en la celda 22 a medida que P2 fluye en cada paso. En 22 pasos, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. $Co/Cf = 1$ indica que el fluido original ha sido totalmente desplazado.

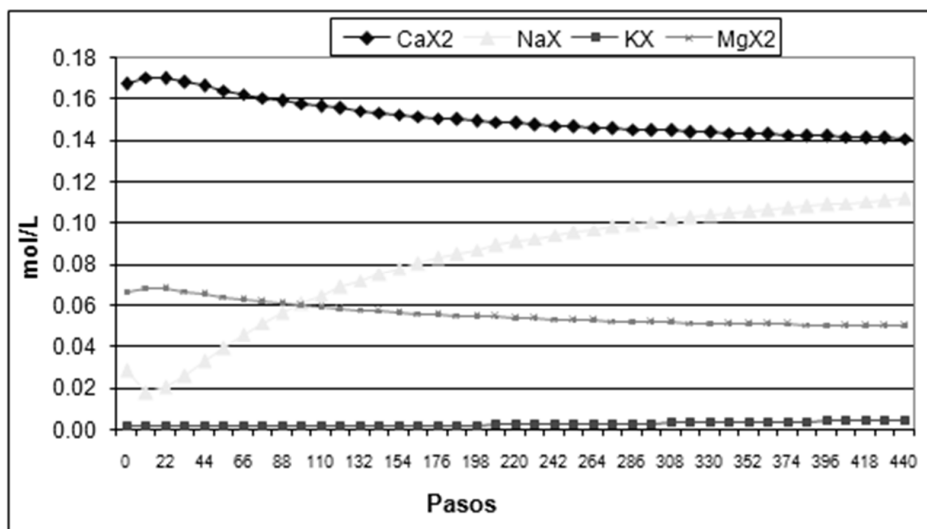
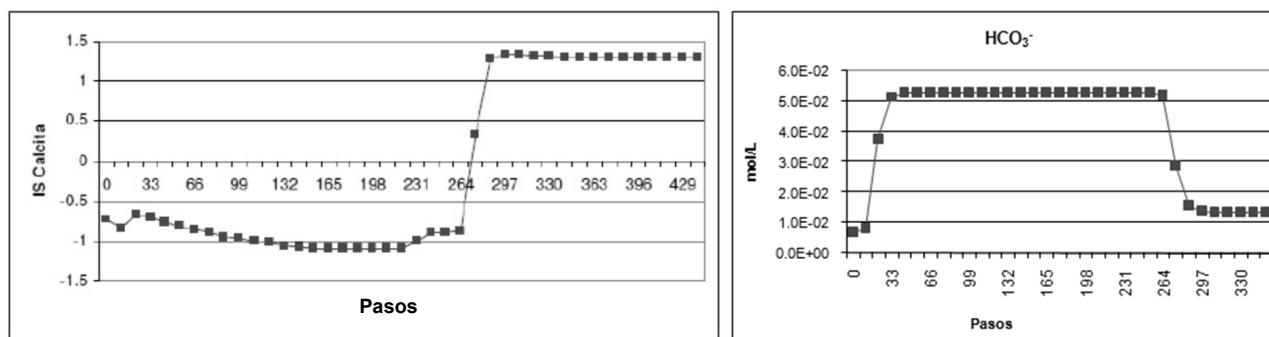


Figura 4. Concentración de los cationes adsorbidos en mol/L sobre las superficies de intercambio, en la celda 22 a medida que P2 fluye en cada paso. En 22 pasos, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. Aquí la simulación se realizó para un número mayor de pasos.



a)

b)

Figura 5. A) Variación del índice de saturación (IS) de calcita en la celda 22, a medida que P2 fluye en cada paso. En 22 pasos, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. B) Concentración en mol/L de HCO_3^- en la celda 22 a medida que P2 fluye en cada paso.

realizados con NETPATH se sabe que ocurre un aumento de la fuerza iónica de las soluciones correspondientes a P2 y P3, y cambios en los índices de saturación de calcita, apareciendo con IS más elevados en P2.

Según esta primera aproximación los modelos indican que un 95 % de la contaminación por Cl^- y SO_4^{2-} son alcanzados luego de $1\frac{1}{2}$ volúmenes de poro y el total para estos iones luego de $2\frac{1}{2}$ volúmenes de poro.

En el caso de los bicarbonatos, el 100 % se alcanza luego de 14 volúmenes de poro, mostrando la influencia que tienen sobre él el aporte y oxidación de la materia orgánica junto a los procesos de disolución mineral que conforman el acuífero.

Luego de 16 volúmenes de poro se alcanza un 91 % de la concentración de Na^+ , y al igual que los demás cationes, la necesidad de un mayor tiempo para alcanzar el equilibrio, evidencian el retardo que los procesos de intercambio tienen

en el avance de estos iones en el acuífero afectado por la contaminación.

4.2. Simulación con iones metálicos para una columna de 220 m

A fin de simular el flujo advectivo-dispersivo con metales, se consideró al lixiviado derivado de la laguna de efluentes, fluyendo sobre una columna con las mismas características a la considerada anteriormente. Se utilizaron los valores de dispersividad asumidos, y la composición del efluente que compone la laguna analizando los mismos iones mayoritarios e incorporando algunos iones metálicos (Figura 2). Para ello se utilizaron los análisis efectuados en febrero, que incluyen los resultados de metales pesados. Cabe señalar aquí que, si bien para la modelación con iones mayoritarios se utilizaron las muestras recogidas en

el muestreo de diciembre, esto se hizo con el fin de utilizar más resultados y observar en este punto si existe alguna variación en el comportamiento de los mayoritarios.

Se consideró una columna de 22 celdas y los datos de entrada pueden verse en la Tabla 2. De este modo, el tubo es llenado con la solución correspondiente al agua no contaminada y llenando luego con la solución correspondiente a la laguna de efluentes. El análisis se efectuó considerando lo que ocurre en la última celda, luego de 220 m, en P3. La modelación con los iones mayoritarios resultantes pueden verse en la Figura 6.

Para los iones mayoritarios se observa el mismo comportamiento que en la simulación anterior. Puede observarse que tanto para el ion Cl^- conservativo, y para el que exhibe el mismo comportamiento conservativo, los SO_4^{2-} , ambos alcanzan el 96 % de la concentración del efluente luego de 1½ volúmenes de poro y el 100 % luego de 2½ volúmenes de poro (Figura 6), indicando la alta disipación del fluido contaminante una vez que se infiltró en el acuífero. Los cationes y las concentraciones sobre las superficies de intercambio muestran el mismo comportamiento que la modelación anterior, evidenciando el retardo de estos iones en el frente contaminante. Del mismo modo los bicarbonatos alcanzan el equilibrio luego de 14 volúmenes de poro, mostrando la influencia que tiene el proceso de disolución de calcita tienen sobre éstos.

Respecto al análisis de los metales puede verse que, especialmente con el Fe (Figura 7) el avance de éste en el frente contaminante está fuertemente controlado por el intercambio sobre las superficies que pueden ser tanto de compuestos orgánicos como inorgánicos. La concentración de Fe luego de 16 veces el volumen de poro alcanza apenas el 10 % de la concentración del efluente, resultando un elemento fuertemente controlado por los procesos de intercambio y adsorción (Figura 8a). El índice de saturación (*IS*) de los hidróxidos de Fe (Figura 8b) muestra condiciones próximas al equilibrio y condiciones de sobresaturación respecto a esta fase luego de 13 volúmenes de poro. Al comienzo de la modelación, la solución, que representa el acuífero inmediatamente debajo del basural, se encuentra sobresaturada en respuesta al gran aporte del efluente, los cuales comienzan a ser rápidamente adsorbidos a las superficies de arcilla, materia orgánica y otros hidróxidos. El modelo conceptual indica que ocurren condiciones reductoras en la laguna de efluentes e inmediatamente debajo del basural, condiciones a partir de las cuales el Fe es movilizado desde los hidróxidos aumentando su concentración en la solución. Bajo las condiciones oxidantes del acuífero los rangos de disolución disminuyen y los procesos de precipitación y adsorción de Fe son dominantes.

Al inicio de la simulación el Cu (Figura 7) alcanza el 27 % de la concentración y luego de ½ volumen de poro ésta baja al 1 % de la concentración presente en el efluente, sin observarse cambios incluso luego de 16 volúmenes de poro. Esto muestra que el Cu en las condiciones químicas existentes en el acuífero, es un elemento que está

fuertemente controlado por los procesos de adsorción y por lo tanto retrasando su avance en el frente de contaminación.

Para el Pb (Figura 8a) se alcanza el equilibrio luego de 13 volúmenes de poro. Los procesos de adsorción y de intercambio señalan que hasta los 13 volúmenes de poro el Pb es incluido en estos sitios y controlando hasta entonces la concentración de Pb en el agua del acuífero. Luego de los 13 volúmenes de poro comienza el aumento de Pb en la solución, teniendo en cuenta que el aumento que no supera los 0.0003 mg/L. Este pequeño aumento del Pb en la solución va acompañado de una disminución sobre las superficies de intercambio, aunque involucrando muy pocos moles (6×10^{-9} a 2×10^{-9} moles/L). Con esto, sólo los procesos de desorción no alcanzan para explicar el pequeño aumento de Pb observado en este modelo. En la Figura 8b puede observarse que los *IS* de los hidróxidos se encuentran subsaturados, indicando que parte de la concentración de Pb en el agua subterránea puede derivar de los procesos de disolución de los minerales fuente o del aporte mismo de los lixiviados.

En los primeros pasos del efluente sobre la columna con agua no contaminada del acuífero resulta en una concentración elevada de Zn, vinculado a que la concentración de este metal en el agua subterránea no contaminada resultó superior (Figura 6). Luego de 14 volúmenes de poro la concentración se equilibra con la concentración presente en el efluente. Luego de este tiempo la concentración de Zn adsorbido muestra muy poca variación suponiendo que son los procesos de disolución de los hidróxidos los que pueden estar controlando mayormente a este elemento en la solución, más que los procesos de intercambio y/o adsorción (Figura 8a).

Al analizar la concentración en P3 luego de 25 años (Paso, el tiempo de progreso de la reacción, 91, correspondiente a 4 veces el volumen de poro), que es el tiempo de funcionamiento del basural y la laguna, se observa que para el caso del Fe y el Zn la concentración predicha por los modelos ($\text{Fe} = 0.03 \text{ mg/L}$ y $\text{Zn} = 0.02 \text{ mg/L}$) resultó algo mayor a la medida en P3 ($\text{Fe} = 0.015$ y $\text{Zn} = 0$). Mientras que en el caso del Cu la predicción del modelo resultó en una concentración menor ($\text{Cu} = 0.0003$) a la realmente medida en P3 ($\text{Cu} = 0.0055$), resultando una concentración similar en el caso del Pb (0.000005 mg/L y la medida en P3 de 0.000006 mg/L). Para el caso de los iones mayoritarios los modelos indican concentraciones similares para los cationes Na^+ y K^+ para 5 volúmenes de poro, es decir, sería necesario, según el modelo, un poco más de tiempo para alcanzar la concentración medida encontrada en P3, mientras que para Ca^{+2} , HCO_3^- y Mg^{+2} las concentraciones resultaron notoriamente más altas a las medidas efectivamente en P3.

4.3. Simulación con iones mayoritarios y metálicos para una columna de 30 m

A fin de observar el efecto de la dispersividad a una distancia más corta se realizó una nueva modelación

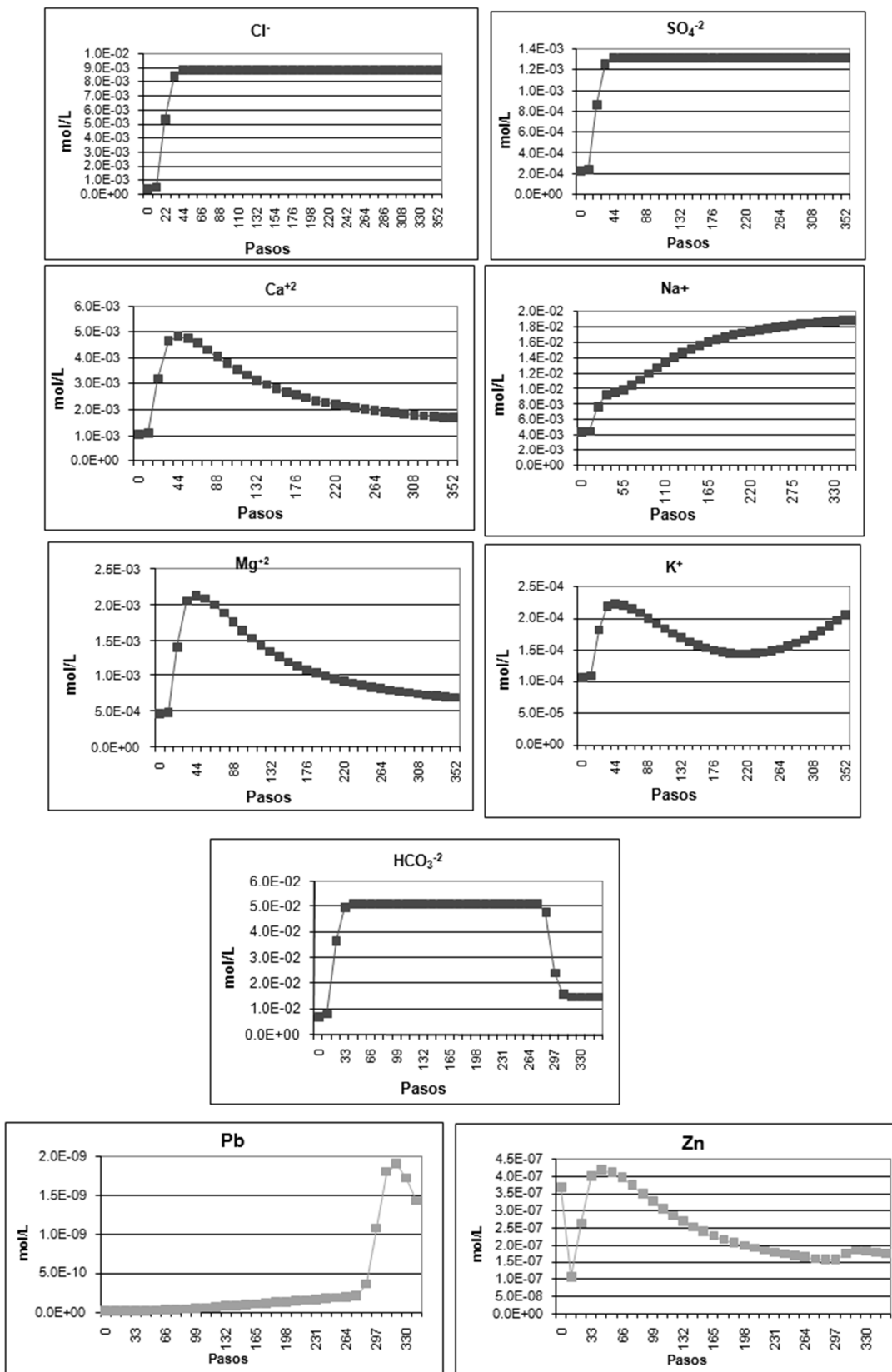


Figura 6. Concentración en mol/L de Cl⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺, Na⁺, Mg²⁺, K⁺, HCO₃²⁻, Pb y Zn a medida que P2 fluye en cada paso. En 22 pasos, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. Puede observarse que tanto para el ion Cl⁻, conservativo, y para el que exhibe el mismo comportamiento conservativo, los SO₄²⁻. Los cationes evidencian el retardo de estos iones en el frente contaminante. Los bicarbonatos alcanzan el equilibrio luego de 14 volúmenes de poro, mostrando la influencia del proceso de disolución de calcita. Para la concentración de Pb y Zn en la celda 22 se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada (ver en el texto el análisis detallado del comportamiento de ambos metales).

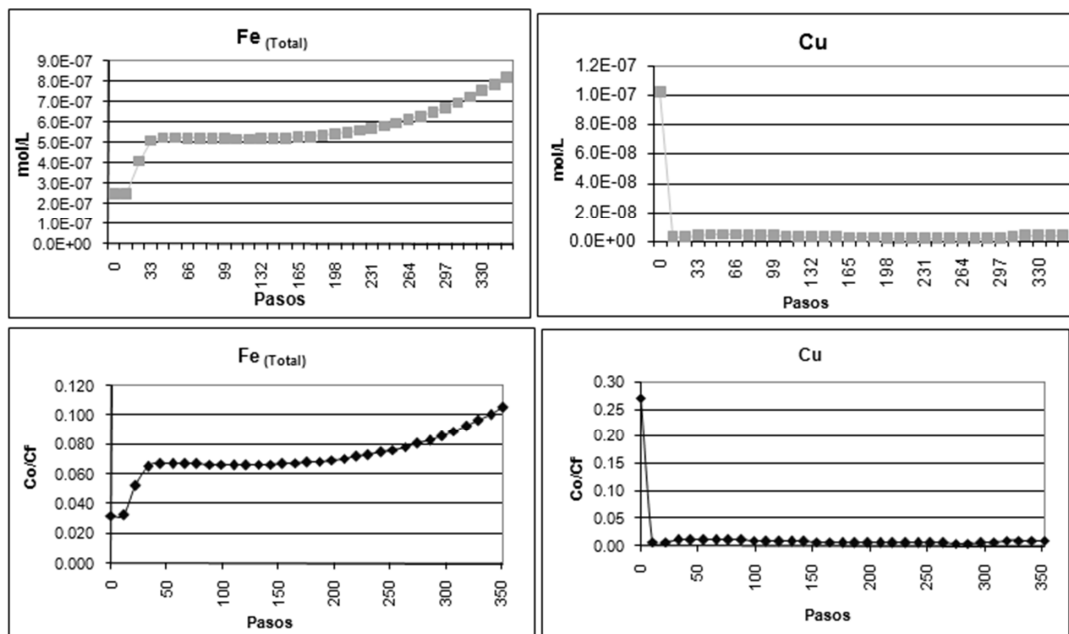
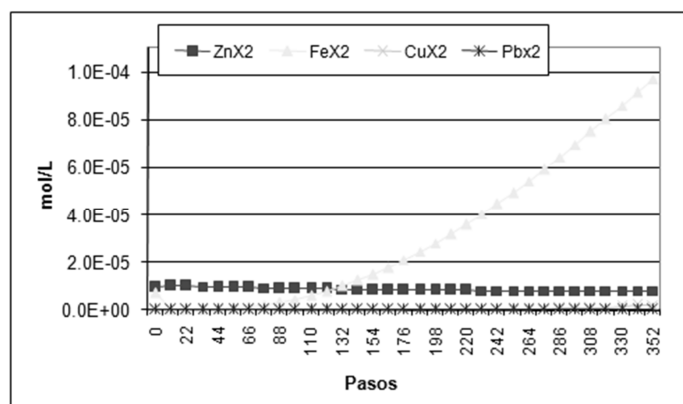
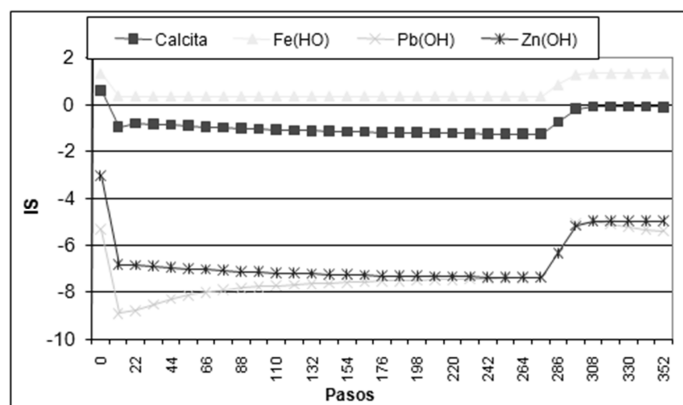


Figura 7. Concentración en mol/L de Fe y Cu en la celda 22, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada paso. En 22 pasos, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. $Co/Cf=1$ indica que el fluido original ha sido totalmente desplazado.



a)



b)

Figura 8. a) Concentración de los iones metálicos adsorbidos, en mol/L sobre las superficies de intercambio (arcillas, materia orgánica e hidróxidos) en la celda 22, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada paso. En 22 pasos, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. b) Variación del índice de saturación (IS) de algunos hidróxidos en la celda 22, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada paso.

considerando una escala menor y con un nuevo valor de dispersividad.

Se simuló el transporte unidimensional sobre una columna de 30 m de largo, que es la distancia que separa al basural de P3 (Figura 9). La columna se dividió en 30 celdas de 1 m cada una, con una dispersividad de 1 m y considerando los mismo valores de velocidad del flujo, *CIC* y porosidad que la modelación anterior. Del mismo modo, el valor de dispersividad según la nueva escala utilizada fue tomado del diagrama de Gelhar *et al.* (1985). Se consideró la composición de P2 como la solución localizada al borde del basural y por ende localizada a 30 m de P3.

De este modo el agua subterránea contaminada atraviesa una columna de sedimentos de 30 m, saturada en agua del acuífero no contaminada de P1. Se observó el comportamiento de los iones mayoritarios en la última celda (celda N° 30). Los datos de entrada y las figuras resultantes de la modelación para los iones mayoritarios pueden verse en la Tabla 2 y Figura 9.

Como se observa en la Figura 10, para los iones con comportamiento conservativo como el Cl^- y SO_4^{2-} , se compromete el mismo volumen de poro ($2\frac{1}{2}$) hasta alcanzar el equilibrio, involucrando apenas 2 años, tiempo que está en relación a la distancia simulada. El mismo comportamiento se observa para los HCO_3^- y los cationes y sus concentraciones sobre las superficies de intercambio (Figura 10).

Para la modelación del flujo advectivo-dispersivo con metales, se consideró al lixiviado derivado de la laguna de efluentes fluyendo sobre una columna de 30 m y dispersividad de 1 m. Los datos de entrada y las figuras resultantes de la modelación pueden verse en la Tabla 2 y Figura 11.

El análisis de los metales resulta igual que aquellos modelados en una columna de 220 m y dispersividad 10 m. Los procesos de adsorción (Figura 12a) controlan la

presencia de los metales en el acuífero y su avance en el frente de contaminación. A partir de este análisis, además se pudo corroborar que la dispersividad resultó en función de la escala de análisis, como ya muchos autores han indicado. En la Figura 12b puede observarse que los *IS* de los hidróxidos se encuentran subsaturados, indicando que parte de la concentración los metales en el agua subterránea puede derivar de los procesos de disolución de los minerales fuente o del aporte mismo de los lixiviados.

Las concentraciones de los metales luego de 25 años para 900 pasos, resultan notoriamente más altas si se las compara con aquellas encontradas para el mismo tiempo en la simulación de una columna de 220 m. Del mismo modo la concentración de los iones mayoritarios resultó superior luego de simular 25 años al modelar una distancia de 30 m. Esto puede estar también relacionado con una carga contaminante más elevada respecto a la que realmente es aportada a una distancia 30 m aguas arriba de P3. Esto es, la laguna de efluentes se localiza en realidad a más de 200 m de P3.

5. Conclusiones

Con base en los aportes de Gomez *et al.* (2009b) quienes presentan las herramientas básicas para el conocimiento y modelización del flujo del agua subterránea, fue preciso evaluar los mecanismos que influyen en el transporte (movimiento y transferencia de masa) de los elementos contaminantes generados por la presencia de efluentes procedentes de un sitio de disposición final de residuos sólidos y líquidos urbanos. Se aplicó el modelado de transporte unidimensional para aproximar los mecanismos que controlan su comportamiento.

A partir de la modelación puede decirse que, para el acuífero Coronel Moldes, el proceso de transporte que

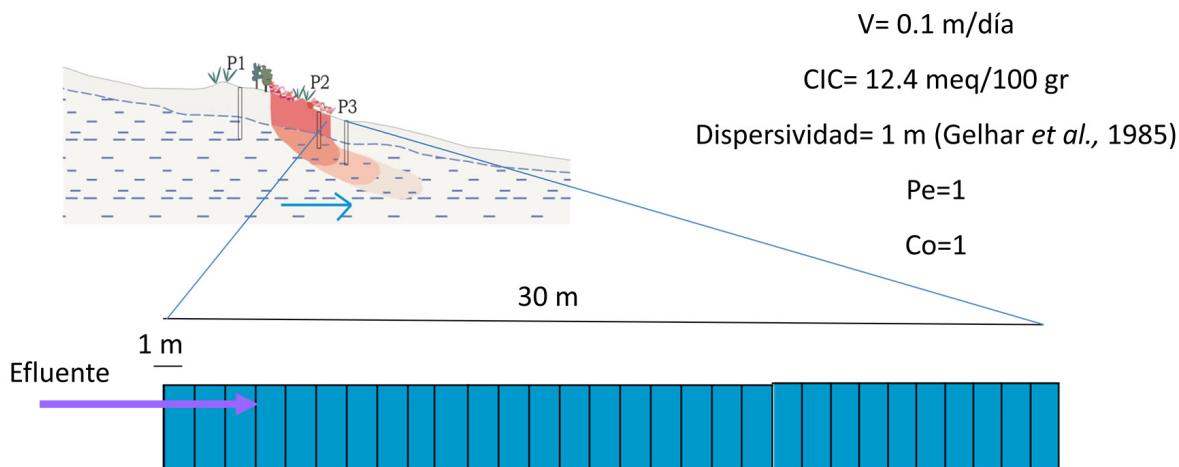


Figura 9: Simulación hidrogeoquímica con iones mayoritarios para una columna de 30 m. v = velocidad real del flujo, *CIC* = Capacidad de intercambio catiónico, *Pe* = Número de Péclet y *Co* = Coeficiente de Courant.

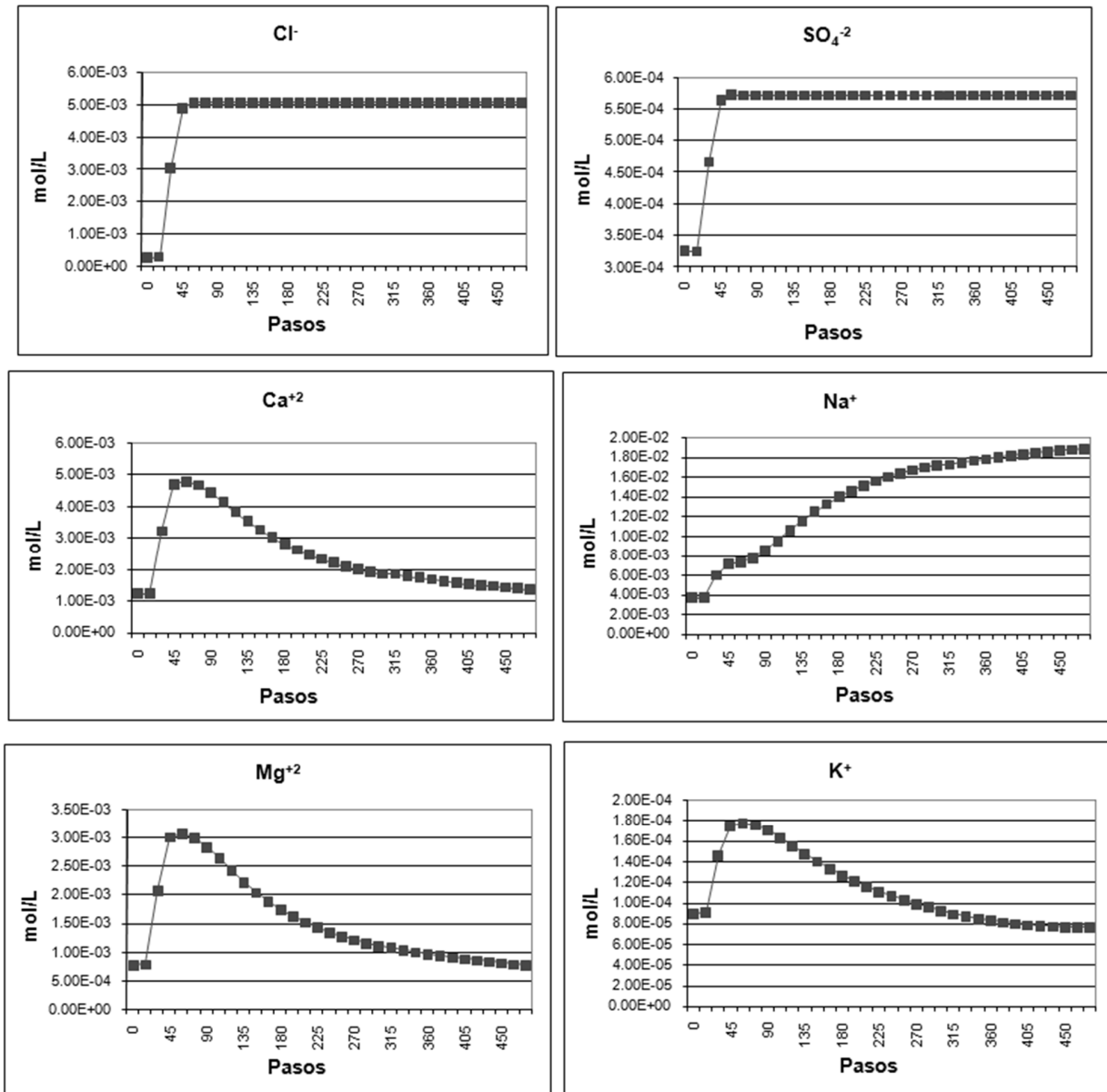


Figura 10. Concentración en mol/L de los iones mayoritarios, Cl⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺, Na⁺, Mg²⁺, K⁺, en la celda 30, a medida que el agua de P2 fluye en cada paso. En 30 pasos, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. Para los iones con comportamiento conservativo como el Cl⁻ y SO₄²⁻, se involucra el mismo volumen de poro (2½) hasta alcanzar el equilibrio, involucrando apenas 2 años, tiempo que está en relación a la distancia simulada. El mismo comportamiento se observa los cationes Ca²⁺, Na⁺, Mg²⁺, K⁺.

controla el avance de los contaminantes en el acuífero es principalmente la componente advectiva dominando sobre la dispersiva la cual resulta aquí menos importante. La capacidad de dispersión es directamente proporcional a la velocidad del agua en los poros y a las heterogeneidades de los materiales del acuífero (Zaporozec, 2002). De este modo, la granulometría arenosa muy fina-limosa de los materiales junto a su homogeneidad, hacen factible pensar en un sistema donde el flujo advectivo domina sobre el flujo dispersivo. Del mismo modo, dadas las características hidrogeológicas que presenta el acuífero, la difusión es considerada prácticamente nula.

Los contaminantes en el acuífero de Coronel Moldes están controlados por procesos químicos y físicos, y de manera muy significativa por el modo en el que estos contaminantes se vierten. Los procesos físicos son aquellos vinculados a las características intrínsecas del acuífero: Permeabilidad, porosidad, velocidad del flujo, tipo de sedimentos y espesor de la zona no saturada. Entre los procesos químicos se encuentran la dilución, precipitación, disolución, procesos de intercambio iónico, adsorción-desorción y procesos redox.

Las altas concentraciones de iones que perculan desde la laguna de efluentes hacia la zona no saturada y hacia el

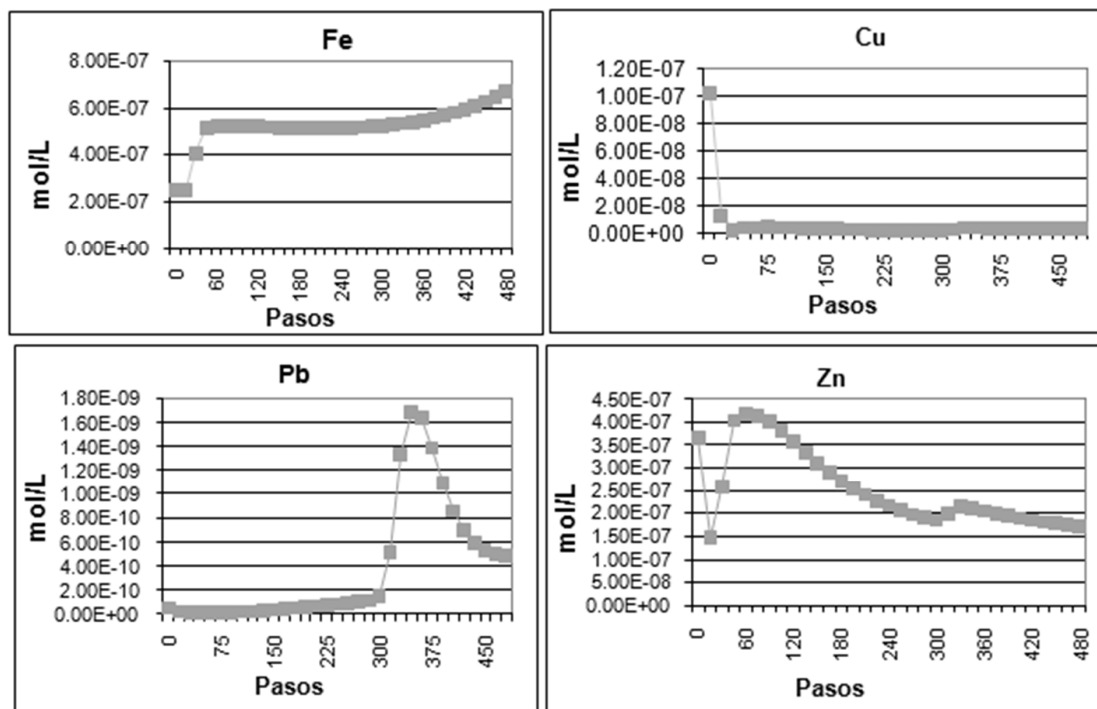


Figura 11. Concentración en mol/L de Fe, Cu, Pb y Zn, en la celda 30, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada paso. En 30 pasos, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. El análisis de los metales resulta igual que aquellos modelados en una columna de 220 m y dispersividad 10 m. Puede verse que la concentración de Fe luego de 16 veces el volumen de poro alcanza apenas del 10 % de la concentración del efluente, resultando un elemento fuertemente controlado por los procesos de intercambio y adsorción. Al inicio de la simulación el Cu alcanza el 27 % de la concentración y luego de medio volumen de poro ésta baja al 1 % de la concentración presente en el efluente, sin observarse cambios incluso luego de 16 volúmenes de poro. Para el Pb se alcanza el equilibrio luego de 13 volúmenes de poro señalan que el Pb es incluido en estos sitios y controlando hasta entonces su concentración en el agua del acuífero. Luego de los 13 volúmenes de poro comienza el aumento de Pb acompañado de una disminución sobre las superficies de intercambio.

acuífero son “neutralizadas” debido a la conjunción de varios factores entre los que se involucran reacciones de precipitación con calcita, procesos de intercambio catiónico, procesos de disolución de silicatos, de adsorción de iones sobre partículas de compuestos orgánicos e inorgánicos y procesos redox. También influyen las características químicas del agua subterránea aguas arriba del basural, permitiendo además procesos de dilución de los compuestos en los procesos de mezcla con los lixiviados que llegan al acuífero.

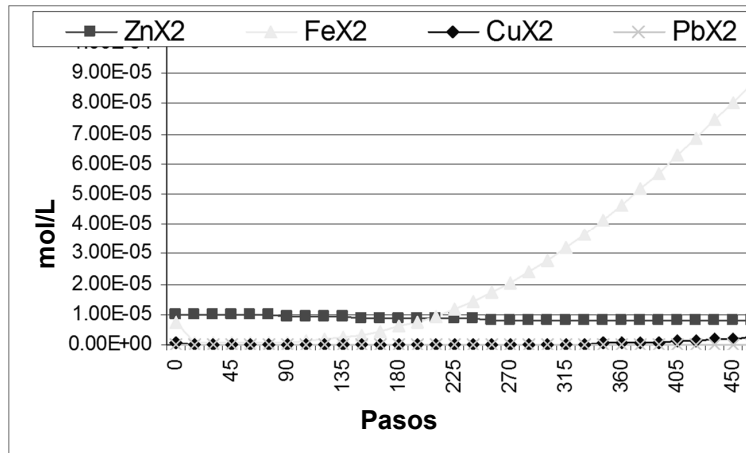
Muy importante resultó el espesor de la zona no saturada, composición de los materiales y la presencia del suelo, sobre los procesos de atenuación natural. La zona del suelo es aquella biológicamente activa, e integra la parte más alta de la zona no saturada donde muchos de los procesos que causan la eliminación y atenuación de contaminantes ocurren a tasas más altas (Foster e Hirata, 1988).

Existen mecanismos naturales que retardan los contaminantes pero es altamente probable que éstos puedan acelerarse si cambian las condiciones de vertido (volumen y modo). Queda por analizar cambios en la recarga, por cambios climáticos que predicen aumentos de las precipitaciones de origen atlántico para esta zona (Labraga y Villalba, 2009).

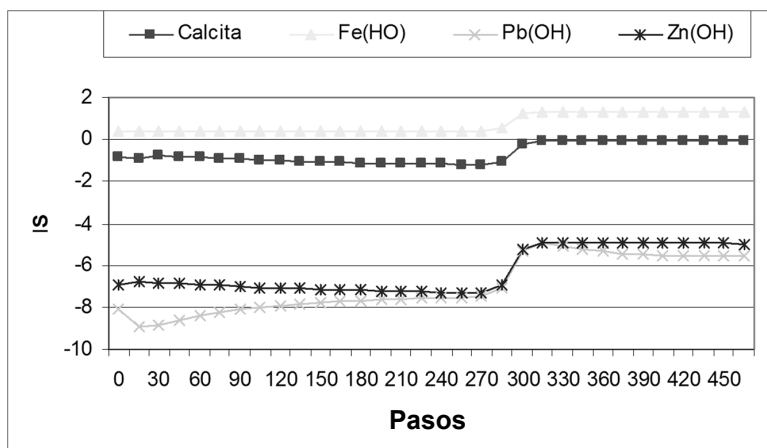
La realización del modelado geoquímico del transporte de contaminantes derivados de efluentes urbanos en el acuífero poroso clástico de la típica Llanura Chacopampeana permitió ajustar el modelo conceptual de funcionamiento del sistema, comprender mejor el estado del agua subterránea y como los contaminantes la afectan. Este estudio sienta las bases en la aplicación de la modelación geoquímica en acuíferos loésicos del Sur de la provincia de Córdoba y genera información que permite extender su aplicación a ambientes similares.

El estudio físico-químico del agua subterránea, los modelos geoquímicos, la definición de las posibles reacciones, evolución hidroquímica y la predicción del comportamiento de los elementos indeseables en el medio natural, tiene como objetivo predecir y controlar la migración de los elementos contaminantes.

Los modelos planteados en este estudio permiten estimar impactos sobre el agua subterránea, pero el manejo integrado de los recursos hídricos implica además promover el desarrollo del territorio y los recursos, maximizando el bienestar social y económico de la población sin que las diferentes esferas del ambiente se vean afectadas.



a)



b)

Figura 12. a) Concentración de los iones metálicos adsorbidos, en mol/L, sobre las superficies de intercambio (arcillas, materia orgánica e hidróxidos), en la celda 30, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada paso. En 30 pasos, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. La concentración de Fe luego de 16 veces el volumen de poro alcanza apenas del 10 % de la concentración del efluente, resultando un elemento fuertemente controlado por los procesos de intercambio y adsorción. Luego de 14 volúmenes de poro, la concentración de Zn adsorbido muestra muy poca variación suponiendo que son los procesos de disolución de los hidróxidos los que pueden estar controlando mayormente a este elemento en la solución, más que los procesos de intercambio y/o adsorción (para los demás iones metálicos ver análisis detallado en el texto). b) Variación del índice de saturación (*IS*) de algunos hidróxidos en la celda 30, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada paso. Los *IS* de los hidróxidos de Fe muestran condiciones próximas al equilibrio y condiciones de sobresaturación respecto a esta fase luego de 13 volúmenes de poro (para los demás *IS* ver análisis detallado en el texto).

Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Río Cuarto y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas por subsidiar la investigación. Al Dr. Daniel Martínez, Dr. Eduardo Kruse, Dr. Luis Vives y al Dr. Jorge Carrica quienes, con sus aportes y enseñanzas, me ayudaron a dar mis primeros pasos en la modelación. A los revisores, uno anónimo y a la Dra. Ing. Teresa María Reyna, gracias por sus aportes que ayudaron a mejorar el manuscrito.

References

- Appelo, C., Postma, D., 1996, *Geochemistry, groundwater and pollution*: Rotterdam A.A., Balkema, USA, ISBN 90 5410 105, 536 p.
- Carrera, J., 1984, *Estimation of aquifer parameters under transient and steady state conditions*: Tucson, USA, Department of Hydrogeology, University of Arizona, Ph D Dissertation, 20 p.
- Carrera, J., Galarza, G., Medina, A., 1989, *Manual del usuario de TRACONF*. E.T.S.I., Caminos, Canales y Puertos: Barcelona, Universidad Politècnica de Catalunya, 753 p.
- Cerón, C., Moreno López, M., Ollas Alvarez, M., 2005, *Contaminación y tratamiento de aguas. Módulo III: España*, Universidad de Huelva, ISBN: 84-608-0077-6, 254 p.

- Chebli, W., Mozetic, M., Rossello, E., Buhler, M., 1999, Cuencas Sedimentarias de la Llanura Chacopampeana: Instituto de Geología y Recursos Minerales, Geología Argentina, Anuales 29 (20), 627–644.
- Domenico, P., Schwartz, F., 1990, Physical and chemical hydrogeology: USA, Editorial John Wiley and Sons, 824 p.
- Fetter, C., 1993, Contaminant Hydrogeology: New York, USA, Macmillan Publishing Comp, 458 p.
- Foster, S., Hirata, R., 1988, Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas: Manual del CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente): Lima, Perú, OPS Y OMS, 300 p.
- Gelhar, L., Mantoglou, A., Welty, C., Rehfeldt, K., 1985, A review of field scale physical solute transport processes in saturated and unsaturated porous media: USA, Electric Power Research Institute USA, Report EA-4190, 478 p.
- Gomez, L., Blarasin, M., Martínez, D., 2009a, Arsenic and fluoride in a loess aquifer in the central area of Argentina: Environmental Geology, 57, 143–155.
- Gomez, L., Moriena, R., Felizzia, J., Schiavo, H., 2009b, Caracterización hidrogeoquímica e identificación de procesos de mezcla en un acuífero afectado por un vertedero municipal no controlado: Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 61 (3), 437–450.
- Gomez, L., Martínez, D., 2010, Municipal wastes management and groundwater contamination processes in South of Córdoba, Argentina: Revista Ambiente & Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, 5 (3), 28–46.
- Green, T., Taniguchi, M., HenkKooi, J., Gurdak, J., Allen, D., Hiscock, K., Treidel, M., Aureli, A., 2011, Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater: Journal of Hydrology, 405, 532–560.
- Huyakorn, P., Pinder, F., 1983, Computacional Methods in Subsurface flow: Academic Press. A subsidiary of Harcourt Brace Jovanovich, Publishers, 14, Istok Jonathan, Groundwater Modeling by the Finite Element Method, American Geophysical Union, Water Resources Monograph, 13, 495p.
- Labraga, J., Villalba, R., 2009, Climate in the Monte Desert: Past trends, present conditions, and future projections: Journal of Arid Environment, 73, 154–163.
- Nirich, S., 2000, Diagnóstico provincial de los sistemas de gestión de residuos sólidos urbanos: Gobierno de la provincia de Córdoba: Argentina, Agencia Córdoba Ambiente, 70 p.
- Parkhurst, D., Appelo, C., 1999, User's guide to PHREEQC (Version 2). A computer program for speciation, batch reaction, one dimensional transport, and inverse geochemical calculations: USA, U.S.G.S., Water-Resources Investigations Report 99-4259, 312 p.
- Samper Calveti, F., 1994, Gestión y protección del agua subterránea, en Actas 2° Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, Santiago de Chile, Chile, 52–64.
- Wolfgang, K., 1986, Groundwater Modeling. An introduction with Sample Programs in Basic: New York, USA, Elsevier Science Inc, Hardcover, ISBN:0444425829, 334 p.
- Zaporozec, A., 2002, Groundwater contamination inventory. A methodological guide: Eds. IHP-VI, Series On Groundwater N°2, UNESCO, USA, University of Wisconsin, 500 p.

Manuscrito recibido: Julio 27, 2015.

Manuscrito corregido recibido: Noviembre 4, 2015.

Manuscrito aceptado: Noviembre 8, 2015.