

ASPECTOS CUALITATIVOS DE LA INTERACCIÓN AGUA-SUELO EN OPERACIONES DE RECARGA ARTIFICIAL DE ACUÍFEROS. EL CASO DE LA CUBETA DE SANTIUSTE (SEGOVIA)

FERNÁNDEZ ESCALANTE, A. Enrique. GRUPO TRAGSA I+D+i, MADRID

PALABRAS CLAVE

Cubeta de Santiuste, recarga artificial de acuíferos, MAR, hidroquímica, interacción agua-suelo, códigos.

RESUMEN

Se ha llevado a cabo un estudio de la evolución de la calidad de las aguas subterráneas en la cubeta de Santiuste (Segovia) durante los primeros ciclos de recarga artificial. Primeramente se ha caracterizado la fracción líquida (aguas nativas del acuífero en fase preoperacional, los polos fríos que se incorporan a la Cubeta de manera natural y las aguas de recarga artificial), así como la fracción sólida (el suelo). Mediante códigos de modelización hidrogeoquímica se ha deducido la evolución previsible de las aguas como consecuencia de la interacción entre los distintos tipos de aguas y el acuífero. Los resultados de la modelación han sido constatados con los resultados analíticos de los primeros ciclos de recarga artificial, lo que ha permitido seleccionar los códigos cuyos resultados más se aproximan a la realidad de esta zona. Las reacciones químicas deducidas más frecuentes han sido posicionadas en el espacio y tiempo en sendos perfiles hidroquímicos, deduciendo las pautas de reacción prioritarias a medida que aumenta la profundidad de las aguas y su tiempo de residencia. Los resultados se han empleado para determinar un estándar de calidad para las aguas de recarga artificial para este escenario.

1. INTRODUCCIÓN

Para un correcto aprovechamiento de las aguas subterráneas como recurso hídrico, es necesario conocer su calidad química, que está condicionada por las condiciones del acuífero, su litología, velocidad de circulación, calidad del agua que se infiltra, temperatura, presión, tiempo de residencia en el acuífero, grado de explotación del acuífero, presencia de procesos contaminantes, reciclaje de aguas, etc.

Los procesos de interacción agua-medio determinan su evolución composicional en una serie de procesos dinámicos que se desarrollan a distintas velocidades, tanto en el espacio como en el tiempo, por tanto, la composición del agua subterránea debe ser referida a un lugar y un período determinado.

Los objetivos de calidad son viables gracias a la potencial mejora de la calidad que proporciona la capacidad de autodepuración de los acuíferos y a la correcta aplicación de técnicas de gestión con incidencia en la mejora cualitativa del recurso, como es la gestión de la recarga de acuíferos o *Managed Aquifer Recharge* (en adelante MAR). En este sentido, la recarga artificial (en adelante AR) se perfila como una técnica encaminada y adecuada para la consecución del *objetivo europeo* previsto para el año 2015, “*la obtención de agua potable de calidad*” o GS (*Good Status*), de acuerdo con la Directiva 2000/60/CE.

En este artículo se ha estudiado la evolución cualitativa de las aguas en un ambiente determinado, constatando que la AR tiende hacia el “*Buen Estado De Las Aguas*” y es una *driving force*, al incidir sobre la cantidad y calidad de las masas de agua.

2. OBJETIVOS

La pretensión principal del artículo es recopilar tratar los datos hidroquímicos recopilados en la zona de estudio, con objeto de caracterizar las aguas y conocer los procesos de interacción agua-acuífero que resultan de las operaciones de recarga artificial en distintos períodos y zonas, así como avanzar en el conocimiento hidrogeológico del acuífero mediante la aplicación de técnicas hidrogeoquímicas complementarias.

Al mismo tiempo se pretende caminar hacia el desarrollo de un planteamiento metodológico que conlleve una mejora cualitativa de las aguas subterráneas respecto a los procesos contaminantes previos, tanto en zona saturada como no saturada.

En este contexto, resulta preciso dilucidar que causas inciden negativamente en la calidad de las aguas subterráneas, especialmente tendiendo a la determinación de sinergismos que incrementen el riesgo o peligrosidad ante el deterioro cualitativo de las aguas durante las operaciones de AR. De este modo se contará con la información precisa para establecer unos estándares de calidad de las aguas de recarga artificial y para el diseño y aplicación de técnicas de Tratamiento de Suelo y Acuífero (SAT).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Los materiales empleados han sido 14 aparatos para determinaciones químicas *in situ* de diversa tipología.

En cuanto a los métodos, se ha llevado a cabo la toma de datos de campo y muestreo de las fracciones sólida y líquida, procediendo a su caracterización general de las aguas antes y después de la recarga artificial (AR), y a la caracterización geoquímica del acuífero.

La fracción líquida se ha caracterizado desglosadamente en cinco grupos de muestras: Los “polos fríos” o aguas procedentes del exterior del sistema que representan el “punto de partida” (agua de lluvia y arroyos entrantes en la *Cubeta*); los tres grupos siguientes corresponden a la caracterización hidroquímica en los puntos de la red de control en las etapas pre, sin y postoperacional.

La fracción sólida es caracterizada aplicando diversas metodologías, sobre todo análisis geoquímicos y granulométricos.

Los procesos de interacción entre ambas fracciones se llevan a cabo mediante cálculos de especiación-solubilidad, pautas de reacción y determinación de ambientes hidroquímicos en el espacio tras las operaciones de recarga artificial (AR). Sobre esta base se realizan previsiones sobre la evolución previsible de las aguas subterráneas como consecuencia de las operaciones de AR.

La evolución hidroquímica de las soluciones resultantes de los procesos de interacción se han llevado a cabo planteando técnicas de modelización geoquímica-termodinámica (*Langmuir, 1997*), como son la aplicación de modelos de especiación-solubilidad y de modelización directa e inversa para el cálculo de las pautas de reacción principales, comprobando el estado de equilibrio/desequilibrio termodinámico de las reacciones involucradas en los procesos de interacción agua/suelo.

Las pautas de reacción se han determinado mediante códigos de modelización hidrogeoquímica, en concreto, para la elaboración de modelos de especiación-solubilidad: WATEQ4F (*Ball y Nordstrom, 1991*), PHREEQC (*Parkhurst et al, 1990*); y para las pautas de reacción: NETPATH (*Plummer et al, 1991*) y EQ3/6 (*Wolery, 1983*).

El empleo de perfiles hidroquímicos y otras técnicas hidroquímicas adicionales (hidrogramas, cartografías de isocoras e isorrelaciones iónicas, etc.) han contribuido a esclarecer los ambientes hidrogeoquímicos resultantes de la interacción aguas nativas-aguas de recarga-acuífero.

4. ADQUISICIÓN DE DATOS

Se han llevado a cabo tres campañas de muestreo, la primera en 1999, antes de comenzar las operaciones de recarga artificial, la segunda durante el primer ciclo de AR (2002/03) y la tercera al siguiente año, con medidas puntuales en ciclos posteriores. Los puntos de muestreo han sido comunes. Se han tomado parámetros inestables y analizado las alícuotas en laboratorio homologado.

La caracterización ha consistido básicamente en determinar los parámetros de entrada de los códigos de modelización. En el caso del suelo se han empleado resultados analíticos y, en ocasiones, la formulación química de términos puros, una vez determinadas y cuantificadas por contaje las fases minerales presentes en lupa binocular y con microscopio de luz polarizada.

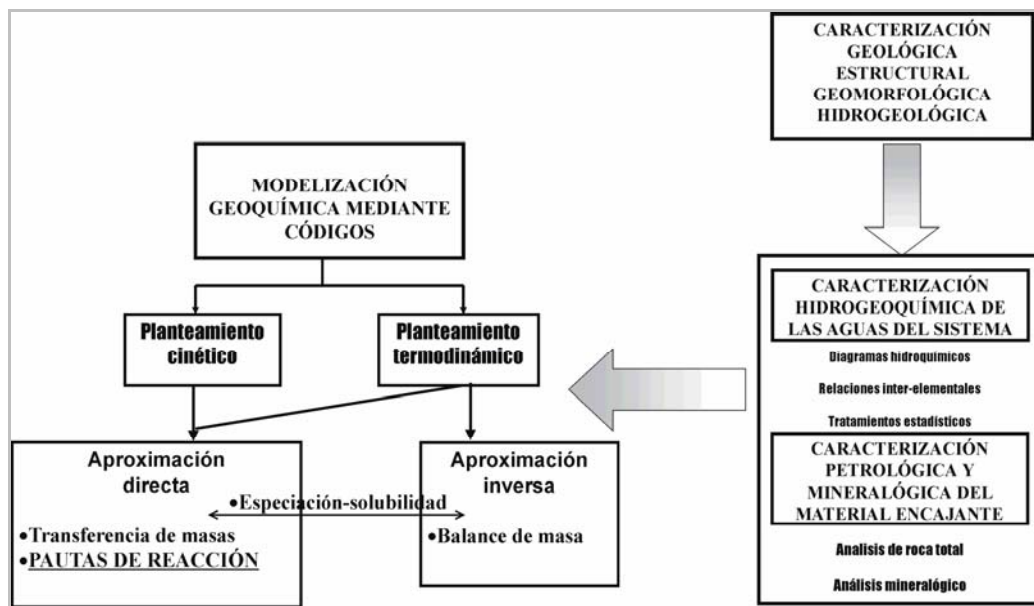


Figura 1. Esquema operacional de las distintas etapas que permiten conocer las pautas de reacción previsible como consecuencia de procesos de interacción entre aguas de distintas composiciones y suelos/rocas en unas condiciones determinadas (tomado de Buil y Fdez. Escalante, 2001).

Las alícuotas de las 28 captaciones muestreadas se han estudiado desglosadas en tres grupos por baremos de profundidad (0-75, 75-150 y >150 m) de acuerdo con la ubicación en la vertical de los acuíferos principales en la zona de estudio. La descripción de los puntos de agua de la Red de Control de la hidroquímica o RCH aparece en los trabajos de MAPA (1999), Galán et al (2001), Fdez. Escalante y López (2002), MAPA (2005) y Fdez. Escalante (2005), donde se remite al lector interesado en conocer los análisis detallados.

Los polos fríos o extremos caracterizados han sido el agua de lluvia (estación 2502 del INM de Santiuste de San Juan Bautista), el agua de recarga procedente del río Voltoya y el agua de los tres manantiales que introducen agua en el sistema.

Los distintos grupos de alícuotas han sido estudiados mediante técnicas hidroquímicas adicionales, en concreto un tratamiento estadístico multivariante, deducido índices hidrogeoquímicos, relaciones iónicas, hidrogramas, clasificaciones artificiales, cartografías de isocontenidos (isocoras e isorrelaciones) con estudios de la distribución y anomalías,

La fracción sólida se ha estudiado mediante el análisis geoquímico de muestras de las tres facies principales:

- Arena dunar de la Fm Arévalo.
- Margas de las facies Cuestas (sustrato del acuífero).
- Minerales salinos y arcillosos del sustrato de las lagunas salinas Caballo Alba y de la Iglesia.

Se han llevado a cabo además análisis granulométricos, morfométricos y clastométricos, la caracterización textural y estructural de los sedimentos, el estudio de la petrografía en lámina delgada y determinación de los minerales mayoritarios, la fracción pesada y las alteritas.

5. RESULTADOS

La herramienta complementaria que hemos considerado más apropiada para estudiar los ambientes y procesos ha sido la elaboración de perfiles hidroquímicos con datos de captaciones someras y profundas.

Los perfiles hidrogeoquímicos que atraviesan cauces fluviales deben ser transversales y tener bien ubicados los pozos. La geología debe ser bien conocida y especial importancia adquieren las líneas de flujo en torno al canal (*Woessner, 2000*).

La toma de datos se ha realizado seleccionando captaciones situadas a ambos lados del canal de recarga artificial, con objeto de detectar procesos de influencia diferencial.

La disponibilidad de datos analíticos a distintas profundidades en al menos dos sondeos profundos ha aportado información para el conocimiento de la evolución hidroquímica de las aguas en la vertical.

De los 16 perfiles realizados se ha seleccionado por su representatividad el 15, cuya orientación figura en la tabla ***.

PERFIL	PUNTO	X	Y	Z	NAT	Prof. Act (m)	N.E. (m)	Prof muestra	cota muestra
P-15	INV-296	369961	4557653	802,7	Pi	7,3	6,57	7	795,7
P-15	INV-298	369889	4557497	801,8	P	14,8	6,8	8,8	793,0
P-15	INV-298	369889	4557497	801,8	P	14,8	6,8	13	788,8

Tabla 1. Puntos elegidos para el trazado de perfiles con determinaciones hidroquímicas. La primera columna corresponde al perfil realizado, la segunda al n.º de inventario, las restantes, respectivamente, a coordenadas UTM, naturaleza, profundidad actual, medida del nivel del agua con respecto al nivel medio del terreno en verano de 2003, profundidad del muestreo y cota de las muestras en m.s.n.m.

El **perfil 15** es oblicuo al canal de recarga artificial. Une el piezómetro P-25, muestreado a 7 metros, con el pozo P-26, donde se han extraído y analizado dos muestras a 8,8 y 13 metros de profundidad. Se traza del perfil con mayor incidencia de contaminación orgánica constatada de los realizados. En general presenta un fuerte gradiente entre las aguas de recarga y las aguas subterráneas de ambos puntos para la mayoría de los parámetros determinados.

La conductividad presenta un gradiente con isolíneas centrífugas en torno al caz de recarga y subhorizontales en la zona saturada, con un ascenso proporcional a la profundidad.

La distribución del ión nitrato aumenta con la profundidad, de manera más intensa en la zona de acuífero menos potente pero más cercana al punto de vertido de aguas residuales. Se aprecia un ligero incremento entre los 8,8 y 13 metros. En otras captaciones se ha detectado un descenso a medida que aumenta la profundidad desde aproximadamente el intervalo entre 15 y 20 m.

La distribución del hierro total guarda bastante similitud con la de la conductividad, aumentando en la zona de mayor contaminación con un gradiente más acusado que en el extremo contrario del perfil, donde se registra un espesor de arenas superior.

El oxígeno disuelto presenta isocoras subverticales, aumentando desde la zona más potente del acuífero hacia la zona más contaminada entre 3,8 y 5,9 ppm. Esta analítica resulta chocante con la DBO esperada, ya que el pozo más cercano al punto de vertido presenta una concentración de oxígeno ligeramente más alta. No hay variaciones en la vertical en el intervalo de muestreo.

Una vez conocido en cierto grado la distribución de procesos hidroquímicos en el acuífero, gracias a la elaboración de cartografías específicas de isocontenidos e isorrelaciones, ha sido posible seleccionar un grupo de alícuotas representativas de los distintos ambientes hidrogeoquímicos, por criterios de representatividad. En ellas se ha llevado a cabo cálculos de especiación-solubilidad mediante códigos de modelización (WATEQ4F y PHREEQC), ya que permiten su empleo sin datos relativos a la concentración de elementos traza y del Eh del medio.

La especiación del primer grupo, integrado por los macroconstituyentes catiónicos tipo SO_2 , Ca, Mg, Na y K es similar en todas las muestras. Aparecen, generalmente, como iones libres y representan más de un 96,5% para el SiO_2 , un 60% para el Ca y un 38% para los restantes.

El porcentaje restante del total forma complejos con ligandos bicarbonatados y sulfatados (aniones de mayor concentración en este tipo de sistemas) y, en una menor proporción, con grupos hidroxilos y cloruros.

El segundo grupo comprende aquellos elementos cuya especiación está controlada, además de las características químicas intrínsecas a cada elemento, por las características físico-químicas de las soluciones (sílice, hierro, oxígeno).

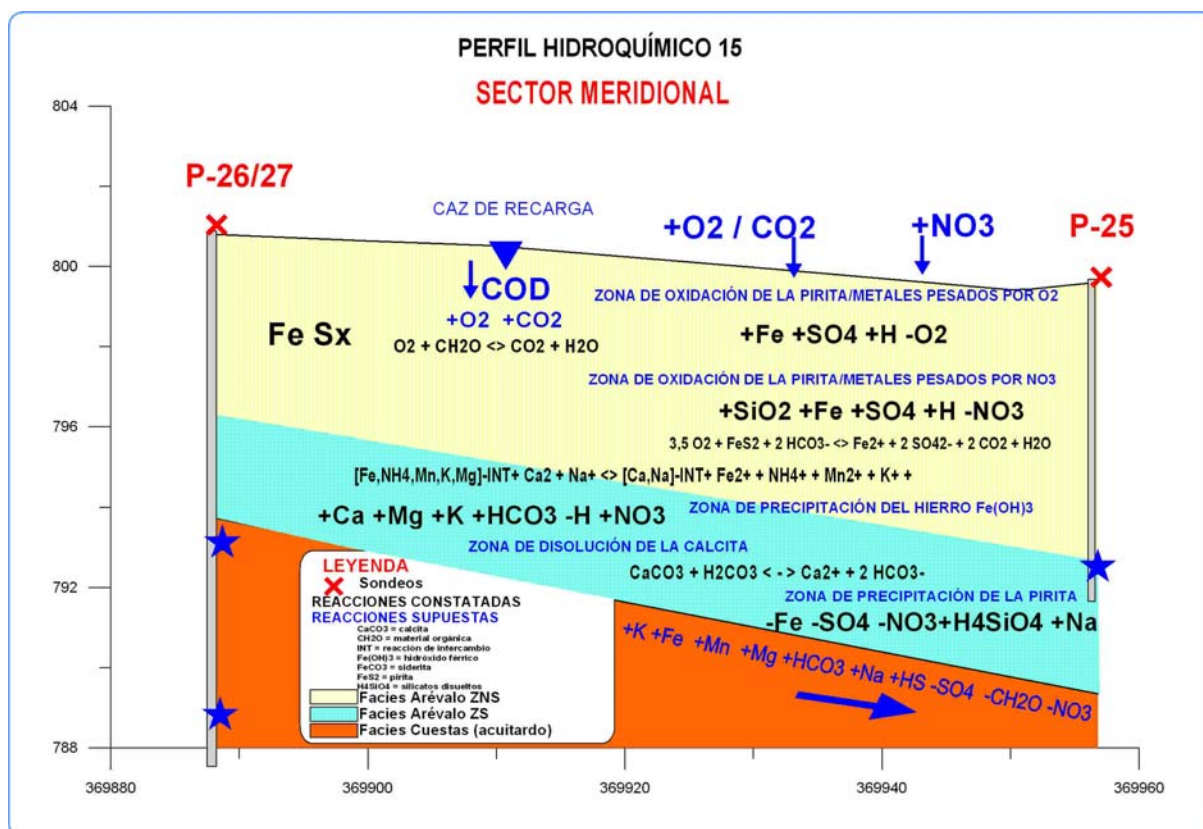


Figura 2. Perfil hidroquímico 15 y zonificación de las principales reacciones deducidas del estudio de los procesos de interacción (en Fdez. Escalante, 2005).

Entre los minerales más abundantes susceptibles de reaccionar con el agua de recarga, cabe destacar los siguientes (Tabla 2, formulación teórica):

Mineralogía primaria	Mineralogía secundaria
Halita, (NaCl)/ Silvita, (KCl)	Silvita, (KCl)/ Halita, (NaCl)
Dolomita, (CaMg (CO ₃) ₂)	Calcita, Ca (CO ₃)
Anhidrita, (CaSO ₄)	Anhidrita, (CaSO ₄) · 2H ₂ O
Plagioclasas, (Na _{0.55} , Ca _{0.45}) Al Si ₃ O ₈	Calcita, Ca (CO ₃)
Feldespatos potásicos, (K _{0.97} , Na _{0.03}) Al Si ₃ O ₈ Microclina, KAlSi ₃ O ₈	Illita, K _{0.6} Na _{0.05} Fe _{0.05} Mg _{0.1} Al _{2.3} Si _{3.5} O ₁₀ (OH) ₂ Caolinita, Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄
Albita, Na AlSi ₃ O ₈	
Biotitas, KMgFe _{1.2} Si _{2.8} Al _{1.3} O ₁₀ (OH) ₂	Cloritas, Mg _{4.9} Fe _{0.1} Al ₂ Si ₃ O ₁₀ (OH) ₈ /
Hornblenda, Ca _{1.8} Mg _{2.46} Fe _{2.16} Al _{0.9} Si ₇ O ₂₂ (OH) ₂	

Tabla 2. Minerales primarios y secundarios susceptibles de reaccionar con el agua de recarga artificial.

Los minerales indicados en la Tabla 2, junto con sus correspondientes estequiometrías, han sido incluidos en el código NETPATH (Plummer et al, 1991) para estimar qué modelos de transferencia de masas son más probables de ocurrencia en la Cubeta.

La comparación entre la composición hidroquímica de las aguas producto y la mineralogía del acuífero con la cual han interactuado dichas aguas, ha permitido reproducir el conjunto de reacciones químicas capaces de explicar de forma coherente, desde el punto de vista cinético y termodinámico, los procesos operativos en el circuito de recarga artificial.

En cuanto a las pautas de reacción principales, los aumentos más considerables en elementos mayores disueltos corresponden a SiO_2 , Ca^{++} , Mg^{++} y Na^+ en los sectores septentrional y meridional, con fuertes incrementos de K^+ y CO_3^- en el central.

La sílice experimenta un incremento generalizado como consecuencia del aumento de los procesos de hidrólisis de silicatos.

El hierro tiende a precipitar en el sector central, donde es muy abundante, presentándose en complejos ionizados en los extremos norte y sur de la *Cubeta*.

El Mg^{2+} muestra un ascenso en las aguas de riego respecto a las de recarga, como resultado de los procesos de precipitación de minerales magnesianos tipo sepiolita (presente en las facies Cuestas) y talco en el sector sur. Las aguas presentan sobresaturación en dolomita, en mayor índice en los extremos de la *Cubeta* que en el sector central.

La concentración de Ca^{2+} varía de forma paralela al magnesio, disminuyendo en el sector central oriental, donde aumenta la concentración en carbonato, el sodio y los hidróxidos de hierro. Los procesos más representativos que operan en el circuito de recarga artificial son aquellos de neoformación de filosilicatos cálcicos/calcita.

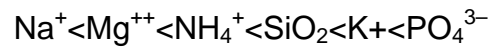
6. DISCUSIÓN E INTERPRETACIÓN

En este apartado se sintetiza la evolución hidroquímica prevista de los distintos componentes, macro y microconstituyentes presentes en el acuífero, tras su interacción con las aguas de recarga artificial antes, durante y después del primer ciclo de recarga artificial (AR) y para el acuífero superficial.

Basándonos parcialmente, y ampliando los trabajos de Stuyfzand (*en Stuyfzand, 1998*), los cambios cualitativos que se ha constatado que experimentan las aguas de AR tras interactuar con el acuífero pueden ser definidos en siete etapas:

- 1) Desplazamiento de las aguas nativas por las aguas de AR y mezcla de ambos fluidos por dispersión, con precipitación de hidróxidos de hierro y manganeso y nitrificación. Estas reacciones consumen gran parte del oxígeno disuelto en el agua.
- 2) Predominio de reacciones de intercambio catiónico y de sorción entre el agua de recarga y la matriz del acuífero. De este modo, los iones Ca^{++} y Na^+ expelen parte de los cationes retenidos por adsorción de K , Mg , NH_4 , Fe^{++} y Mn^{++} y del anión F^- , desorbiendo SiO_2 y PO_4^{3-} .

La evolución más normal de la serie, a medida que aumenta el tiempo de residencia, es:



El origen del sodio, potasio y magnesio parece ser atribuible, en gran medida, a procesos de hidrólisis de minerales silicatados inertes presentes en el agua de recarga, como es el caso del agua del río Voltoya. Su presencia tiende a disminuir con el tiempo. Algunos autores cifran este intervalo en períodos de 100 a 500 días (*Stuyfzand, 1998*).

Durante la filtración, los nitratos y el oxígeno disuelto tienden a disminuir con relativa rapidez.

El amonio y los fosfatos PO_4^{3-} son generados por varios mecanismos, como la desorción, oxidación de la materia orgánica natural y cesión desde formas de calcita asociada a fosfatos (*Fryar, 2001*). El amonio puede ser nitrificado por oxígeno, y los fosfatos se asocian por sorción a los hidróxidos de hierro (*Stuyfzand, 1998*).

La sílice adsorbida genera cuarzo amorfo, o bien se incorpora a la disolución según su grado de saturación.

El hierro y el manganeso aumentan en la solución por disolución de pirita, siderita y marcasita, desorción y reacciones Redox.

El contenido en manganeso en las aguas aumenta hasta una distancia cercana a 150 m desde el río por procesos de reducción de hidróxidos mangánicos (*Massmann et al, 2002*). Según las observaciones realizadas en el área de estudio en el sector de confluencia de los ríos Eresma y Voltoya (Coca), el hierro comienza a precipitar a una distancia ligeramente superior a 150-200 m. El consumo de ácido inherente a los procesos reductivos provoca un incremento de la concentración en bicarbonato y un ascenso del pH. La concentración de Fe y Mn quedará condicionada a la presencia de fuentes de estos iones en los sedimentos.

La presencia de población bacteriana, que cataliza los procesos de oxidación, influye en el sentido de las reacciones Redox y en la precipitación de calcita, así como el carbono orgánico disuelto, salvo si hay fuentes de carbono importantes en los sedimentos del sistema que reemplazan al COD consumido.

3) Cuando se produce el agotamiento de oxígeno y la denitrificación de los nitratos, las reacciones Redox alcanzan su máxima importancia en el proceso. El carbono inorgánico total (CIT) y los sulfatos generan aniones bicarbonato y CO_2 , y aumenta la concentración de calcio.

De acuerdo con los cálculos de balance de masas, se han simulado ciertos procesos de interacción por oxidación de las piritas en presencia de nitratos, generándose sulfatos. Los bicarbonatos dependen en mayor medida de la materia orgánica natural (MON), y de la concentración de calcita en disolución.

4) Al aumentar el potencial Redox aumenta la concentración en nitratos a partir de la MON, iniciándose el proceso de oxidación de la pirita. De este modo, el contenido de hierro en el fluido tiende a decrecer, y, en menor medida, de calcio, bicarbonato y manganeso.

5) A medida que decrece la pirita por oxidación y la concentración de Ca , SO_4^{2-} y HCO^- , aumenta la concentración de oxígeno en el sistema, sin apreciarse movilización del hierro y de los nitratos.

6) Cuando la pirita se ha consumido, se ralentiza el proceso de generación de sulfatos, acompañado de un aumento del pH por efecto de la calcita presente en el fluido diagenético. En esta etapa, las principales reacciones en el acuífero están dominadas por la oxidación del amonio y del carbono orgánico disuelto (COD) presente en las aguas de recarga, así como del consumo de oxígeno y nitratos por parte de la MON relíctica.

7) Posteriormente, la producción de CO_2 por reacciones de oxidación y la negativización del índice de saturación de la calcita provoca un descenso del pH y un consumo de la pirita y calcita en el sistema.

En resumen, las reacciones dominantes son la reducción de nitratos por la oxidación de la materia orgánica y de la pirita; así como el aumento de sulfatos a medida que aumenta el tiempo de residencia del agua en el acuífero (figura 3).

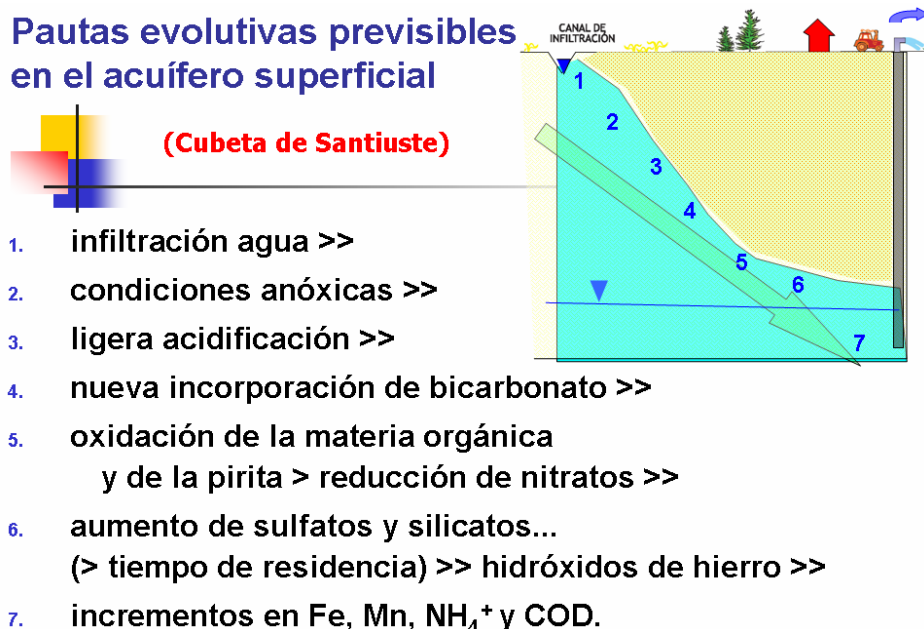


Figura 3. Esquema de la tendencia evolutiva de las aguas de AR a medida que progresa el bulbo de humidificación en la zona no saturada tras interactuar con las aguas del acuífero y la fracción sólida a medida que aumenta su profundidad y su periodo de residencia en el acuífero.

Estudiando las pautas evolutivas previsibles es posible una primera aproximación a la determinación de niveles genéricos de referencia para el estándar de calidad de las

aguas de recarga artificial exigible en escenarios análogos al aquí presentado. En la figura 4 se propone uno específico para esta zona de estudio apoyado en las determinaciones llevadas a cabo y su tratamiento.

DETERMINACIONES	ESTÁNDAR DE CALIDAD
TSS 5-8 ppm	TSS < 10 ppm
TSD 101,8 ppm	TSD < 150 ppm
COT < 5,5 mg/l	COT < 10 mg/l
COD 1,8-2,8 mg/l	COD < 2 mg/l
OD 5,1-8,8-11 mg/l	OD < 8 mg/l
[CO ₂] = 0,5 – 0,9 mg/l	[CO ₂] < 0,50 mg/l
pH = 8	pH < 7,5-8
C = 191 µS/cm	C < 200 µS/cm
Tª agua = 5,9 °C	Tª agua ≈ Tª suelo
Tª suelo = 6,1 °C	Tª agua > Tª acuífero
Alcalinidad = 64 mg/l CQCa	Alcalinidad < 200 mg/l CQCa
[NO ₃] = 2 mg/l	[NO ₃] < 10 mg/l
Sobresaturación SiO ₂ = 35 mg/l.	Sobresaturación ≈ 0
Sobresaturación Ca Mg (CO ₂) = 37,86 mg/l.	Sobresaturación ≈ 0
Salinidad	
H ₂ S ≈ 0	Evitar HS
MFI: 25- 30 s/l ²	MFI < 3-5 s/l ²
Bacterias y virus no determinados	Bacterias y virus pendiente establecer límite

Figura 4. Propuesta de niveles genéricos de referencia (NGRs) para las aguas de recarga artificial superficial mediante canales en acuíferos análogos al de la Cubeta de Santiuste.

7. CONCLUSIONES

El estudio de la evolución hidroquímica de las aguas requiere el empleo de varias técnicas conjugadas, tanto químicas como hidrogeológicas, lo que eleva la complejidad de un estudio de estas características, ya que además se requiere un periodo de tiempo plurianual para constatar las pautas evolutivas teóricas.

La aplicación de códigos (WATEQ4H, PHREEQC y tanteos con NETPATH con formulaciones teóricas), conjuntamente con un estudio detallado del acuífero relativo a sus datos hidroquímicos, análisis de precipitaciones, escorrentía, infiltración (fluctuaciones climáticas), concentración de solutos en la parte superior del suelo por evapotranspiración, y determinación de zonas de infiltración preferente (terrazas aluviales), etc. han permitido conocer en qué zonas del acuífero ocurren reacciones preferentes; como por ejemplo, la infiltración en superficie, conexión de acuíferos colgado e infrayacente/s, goteos hacia el acuífero profundo a través del acuitardo, disolución y precipitación de carbonato cálcico, procesos de intercambio catiónico, hidrólisis de la sílice, oxidación de la materia orgánica, generación de ambientes reductores, etc. El problema de la mayoría de estos códigos es que no simulan el transporte advectivo.

La multiplicidad de sectores con características específicas y diferentes configura a la modelación directa como la técnica más idónea para estudiar la tendencia evolutiva en los distintos sectores. La modelización inversa permitirá en un futuro

conocer las pautas evolutivas retrospectivamente. Para ello se considera conveniente su aplicación en los manantiales de las terrazas del río Voltoya.

A la vista de la enorme problemática originada por procesos contaminantes naturales y artificiales, cabe dilucidar si la recarga artificial resulta beneficiosa por dilución de estos contaminantes, o si su interacción con los iones acumulados en la zona no saturada puede ocasionar efectos medioambientales negativos, acumulativos e incluso sinérgicos. Los códigos empleados indican el efecto negativo de algunas sustancias como MON y nitratos en un intervalo de tiempo de 2-3 años, que posteriormente tenderán a decrecer.

En general se aprecia que los procesos generados en la *Cubeta*, coinciden, en líneas generales, con los observados en otras plantas de recarga artificial suficientemente estudiadas.

8. AGRADECIMIENTOS

A Belén Buil, del Ciemat, por su ayuda en la aplicación de códigos. La toma de datos que ha conducido a este trabajo de investigación ha sido posible gracias a la dirección General de Desarrollo Rural del MAPA, promotor de la actividad junto con la Junta de Castilla y León. El seguimiento posterior hasta la actualidad ha sido posible gracias al proyecto de I+D+i DINA-MAR del Grupo Tragsa, CP 00/13.053.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Ball, J.W. & Nordstrom, D.K. (1991). “*User’s manual for WATEQ4F, with revised thermodynamic data base and test cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in natural waters.*” U. S.G.S. Report 91-183; 189 pp.
- Buil, B. y Fernández Escalante, A.E. (2001). “*Metodología para la determinación de la conexión hidráulica entre humedales y aguas subterráneas mediante criterios hidroquímicos en el ámbito de la provincia de Jaén.*” Jornadas sobre presente y futuro de las aguas subterráneas en la provincia de Jaén. IGME. Linares (Jaén).
- Fernández Escalante, A.E., & López, J. (2002). “*Contribution to the hydrogeological knowledge of an artificial recharge area based on hydrochemical investigation. Los Arenales site, Duero basin, (Spain).*” Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Dillon, P.J. (ed). *Proceedings of the 4th International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, Adelaide, South Australia 22-26 September 2002.* Balkema Publishers-AIH, The Netherlands.
- Fernández Escalante, A.E. (2005). “*Recarga artificial de acuíferos en cuencas fluviales. Aspectos cualitativos y medioambientales. Criterios técnicos derivados de la experiencia en la Cubeta de Santiuste (Segovia).*” Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Fernández Escalante, A.E. (2006). “*Los hidrogramas y otros sistemas de representación del quimismo de las aguas.*” Serie “*Hidrogeología hoy.*” Título primero. Septiembre de 2006. Editado por Grafinat.

- Fernández Escalante, A.E., (2006). Técnicas de tratamiento de suelo y acuífero (S.A.T.) aplicadas a la gestión de la recarga artificial. Serie Hidrogeología Hoy. Título cuarto. Diciembre de 2006. Editado por Grafinat.
- Fryar, A. (2001). "Groundwater recharge and chemical evolution in the Southern High Plains of Texas (USA)." Hydrogeology Journal. Vol 9, nº 6.
- Galán, R, Fdez Escalante, A.E. y Martínez, J. (2001). "Contribuciones al estudio hidrogeológico para la recarga artificial del acuífero de la Cubeta de Santiuste. (Segovia)." VII Simposio de hidrogeología, AEH, Murcia.
- Langmuir, D. (1997). "Aqueous environmental geochemistry." Prentice Hall, 1997.
- MAPA. (1999a). "Estudio hidrogeológico complementario para la recarga artificial en la cubeta de Santiuste (Segovia)." Informe técnico no publicado. Secretaría General de Desarrollo Rural-Tragsatec. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- MAPA. (2005). "Asistencia técnica para el seguimiento y modelización de la recarga artificial en la cubeta de Santiuste de San Juan Bautista (Segovia)". Dirección General de Desarrollo Rural-TRAGSATEC.
- Massmann, G., Pekdeger, A. & Merz, C. (2002). "Geochemical processes during riverbank filtration in a polder region bordering the river Oder, Germany." Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Dillon, P.J. (ed). ISAR4, Adelaide, South Australia. Balkema Publishers-AIH, The Netherlands.
- Parkhurst, D.L., Thorenston D.C. & Plummer N.L. (1980). "PHREEQE. A computer program for geochemical calculations." USGS Water Resource Investigations 80-96 210 pp. <http://gwrp.cciw.ca/gwrp/software/software.html>.
- Plummer, L.N.; Prestemon, E.C. & Parkhurst, D.L. (1991). "An interactive code (NETPATH) for modeling net geochemical reactions along a flow path." US. Geological Survey Investigations Report 91-4078. Reston, Virginia.
- Stuyfzand, P.J. (1998). "Quality changes upon injection into anoxic aquifers in the Netherlands: Evaluation of 11 experiments." Artificial recharge of groundwater, Peters, J.H. et al.(ed). Proceedings of the 3th International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, TISAR 98, Ámsterdam, Netherlands, 21-25 September 1998. Ed. Balkema, Róterdam.
- Woessner W.W. (2000). "Stream and fluvial plain groundwater interactions: rescaling hydrogeologic thought." Ground Water 38(3): 423–429.
- Wolery, T.J. (1983). "EQ3NR, a computer program for geochemical aqueous speciation-solubility calculations, user's guide and documentation." Lawrence Livermore Lab., Livermore, California, UCRL-53414, pp 191.