

Incidencia ambiental de un vertedero sellado de residuos sólidos localizado en Móstoles (Madrid) sobre la composición natural de las aguas subterráneas

M.J. Adarve y L.F. Rebollo .

Universidad de Alcalá. Dpto. de Geología. Apdo. 20. 28871 Alcalá de Henares (Madrid).

ABSTRACT

In this paper, some considerations about the negative effects due to leachates of Móstoles sealed landfill on groundwater quality are presented. The results show an important increase in the values of Conductivity, COD, NH_4^+ and, in general, in most of the 18 chemical elements analyzed.

Key words: landfill, leachates, groundwater, environmental impact.

Geogaceta, 13 (1993), 3-6
ISSN: 0213683X

Introducción

La instalación de un vertedero de residuos sólidos (VRS) en un determinado lugar puede generar —entre otros efectos— importantes afecciones negativas sobre las aguas subterráneas del entorno en que se ubica. Los lixiviados procedentes del VRS migran a través de los residuos y la zona no saturada del área en que se encuentra el VRS, pudiendo alcanzar la zona saturada y originar la contaminación del agua subterránea.

Los lixiviados se forman cuando el agua de lluvia percola a través de los residuos y, por medio de procesos biológicos y químicos, solubiliza los constituyentes tanto orgánicos como inorgánicos presentes en las basuras. La composición y cantidad de los lixiviados generados en un VRS, y consecuentemente el grado de impacto negativo ocasionado en las aguas subterráneas, depende de múltiples factores, entre los que podemos destacar: los tipos y características de composición, humedad, reactividad, etc. de los residuos almacenados en el VRS, las características de diseño y explotación del mismo, la etapa de envejecimiento o degradación biológica en que se encuentran las basuras del VRS y, en general, también de las condiciones ambientales del medio natural donde se instale, tales como la climatología de la zona, la morfología del entorno, la permeabilidad y características litológicas del sustrato, la profundidad a la que se encuentra el nivel freático o piezométrico y la calidad natural de las aguas subterráneas del lugar (Temíño *et al.*, 1989; Rebollo *et al.*,

1990; Temíño *et al.*, 1990; Adarve *et al.*, 1990; etc.).

Material y métodos

El VRS estudiado se halla localizado en el término municipal de Móstoles, al SW de Madrid, concretamente en la margen izquierda del arroyo de Peñaca y a una distancia de entre 5 y 30 m. del mismo. Se trata de un VRS sellado en 1986 que ocupa una superficie en torno a los 50.000 m² y tiene un volumen de residuos de aproximadamente 1.000.000 m³. Los residuos que contiene almacenados son fundamentalmente de origen urbano, aunque mezclados con otros de procedencia industrial. Durante la explotación del VRS, y posteriormente en su sellado, no se ejerció ningún tipo de control para dirigir o impedir la salida de los lixiviados fuera del área de vertido. Igualmente, no se realizó trituración, compactación, cubrición o cualquier otro tratamiento con los residuos en él depositados, por lo que, en cuanto a su explotación, se puede calificar de totalmente incontrolado. Tras su cubrición en 1986 con aproximadamente 20 a 30 cm. de arenas del entorno, el VRS posee una morfología alomada con taludes de pendientes muy elevadas (25%), escasa vegetación y numerosas grietas de erosión generadas por la escorrentía superficial, a través de las cuales en algunos puntos se observan restos de basuras y escapan gases y olores a superficie.

El sustrato en que se apoya este VRS está constituido fundamentalmente por arcosas feldespáticas del Mioceno, de tamaño medio, con algunos tramos más

arcillosos y tonos amarillentos. Estos materiales representan la sedimentación por medio de abanicos aluviales de materiales provenientes de la destrucción de los relieves graníticos y metamórficos del Sistema Central, ofreciendo niveles lenticulares, y con espesores que pueden llegar a más de 1.500 m: en la zona estudiada. Estas arenas arcósicas se caracterizan por tener una permeabilidad moderadamente alta (de unos 3 m/día, según Fernández Uría, 1984), pudiendo llegar a ser del orden de 10 veces más baja en las zonas con mayor contenido en arcillas.

Con el fin de determinar la hidrodinámica general de las aguas subterráneas en la zona se realizó en Diciembre de 1991 un inventario de puntos de agua sobre una superficie de unos 2 km² en los alrededores del VRS, que incluye un total de 18 observaciones, dentro de las cuales 6 corresponden a piezómetros de investigación realizados expresamente por nosotros en las inmediaciones del vertedero con una sonda manual. Igualmente, con objeto de conocer la composición química natural de las aguas subterráneas del lugar y la posible afección de los lixiviados procedentes del VRS sobre dichas aguas, se recogieron y analizaron 8 muestras de agua (Tabla 1). Los análisis de las muestras MA-1 a MA-4 corresponden a pozos localizados aguas arriba del VRS en la dirección del flujo subterráneo, mientras que las muestras MB-1 a MB-4 fueron recogidas de los piezómetros de investigación localizados aguas abajo del VRS.

Los análisis físico-químicos que se presentan en la Tabla 1 fueron realiza-

Tabla 1.- Análisis físico-químicos de las muestras de aguas subterráneas en el entorno del VRS

Table 1.- Chemical analyses of ground water samples from the landfill surroundings.

CONCENTR	MA-1	MA-2	MA-3	MA-4	MB-1	MB-2	MB-3	MB-4
Cl ⁻	0,17	1,13	0,56	0,39	11,99	18,50	2,85	3,47
SO ₄ ⁻	0,44	3,37	2,44	1,04	8,43	5,77	13,97	12,22
NO ₃ ⁻	0,32	1,76	0,87	0,85	0,50	0	0,37	0,68
CO ₃ ⁻	0	0	0	0	0	0	0,61	0
HCO ₃ ⁻	0,92	3,26	1,84	1,11	11,01	24,76	8,16	5,82
Ca ⁺⁺	0,75	6,24	2,99	2,00	16,97	13,47	14,97	5,49
Mg ⁺⁺	0,21	1,22	0,73	0,54	4,36	4,19	3,13	1,32
Na ⁺	0,57	2,00	1,39	1,13	13,05	21,23	11,31	16,31
K ⁺	0,03	0,15	0,05	0,03	0,46	2,23	0,08	0,56
NH ₄ ⁺	0	0	0	0	0,25	6,76	0,08	0,31
F ⁻	0	0	0	0	0	0	0	0
PO ₄ ⁻	0,006	0	0	0	0	0	0	0,120
B ⁺⁺⁺	0	0	0	0	0,009	0,022	0	0,039
Fe ⁺⁺	0	0	0	0	0,004	0,007	0,004	0,009
Cu ⁺⁺	0	0	0	0	0	0	0	0
Zn ⁺⁺	0,002	0	0	0	0,001	0,0009	0,003	0,001
pH	7,70	7,50	7,50	7,45	7,70	7,40	7,90	7,60
DQO (mg/l)	0,88	2,08	0,88	0,88	47,2	70,0	5,0	35,0
TSD (mg/l)	135,3	701,8	405,9	285,6	2.249,0	3.462,7	1.914,2	1.645,7
Conductividad (mS/cm)	0,21	0,90	0,50	0,40	2,86	4,53	2,22	2,22

Fig. 1. — Perfiles hidrogeológicos en el entorno del VRS.

Fig. 1. — Hydrogeological profiles in the landfill surroundings

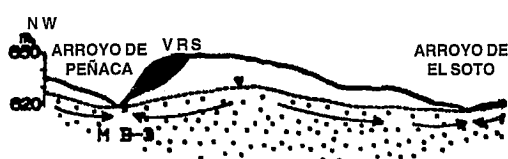


Fig. 1.1

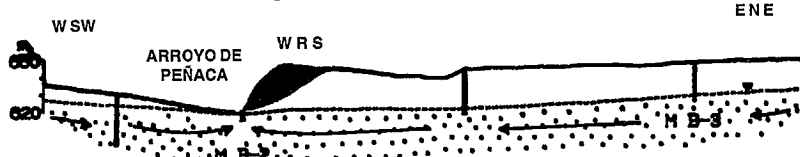


Fig. 1.2

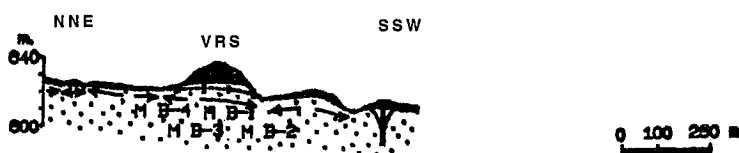


Fig. 1.3

dos en el Instituto de Ciencias Medioambientales del CSIC de Madrid. Las muestras procedentes de los piezómetros fueron filtradas con anterioridad a su análisis, dada la presencia en las mismas de gran cantidad de partículas finas en suspensión. Las técnicas de determinación utilizadas para el análisis de los parámetros que se exponen en la tabla fueron las siguientes: para los aniones Cl⁻, SO₄⁼, NO₃⁻, F⁻ y PO₄⁼ se utilizó la Cromatografía Iónica; los CO₃⁼ y HCO₃⁻ se determinaron mediante técnicas de valoración; el Fe⁺⁺, Cu⁺⁺ y Zn⁺⁺ por Espectroscopía de Absorción Atómica; y el B⁺⁺⁺ a través de Espectroscopía de Plasma.

Resultados y discusión

En base al inventario de puntos de agua realizado, y según se refleja en la Figura 1.1, el área estudiada corresponde a una zona de interfluvio comprendida entre los arroyos de Peñaca y El Soto, donde el agua subterránea fluye desde los puntos topográficamente más elevados hacia dichos arroyos, manteniéndose por tanto relaciones hidrodinámicas de efluencia entre las aguas subterráneas y las superficiales. En la misma figura puede apreciarse también que, dada la posición del VRS, las aguas subterráneas que podrían verse afectadas por la presencia de éste son las localizadas por debajo del VRS y hacia el arroyo de Peñaca, pudiéndose transmitir parte de la contaminación de las aguas subterráneas a las superficiales.

El nivel superior de la zona saturada en el área de recarga varía entre 15 y 30 m. de profundidad desde la superficie del terreno, mientras que en la zona de descarga (margen izquierda del arroyo de Peñaca) oscila entre 1 y 2,5 m. (Fig. 1.2), siendo el sentido predominante del flujo subterráneo en esta zona hacia el WSW. La realización de los 6 piezómetros colindantes al vertedero instalados a lo largo de la zona de descarga nos ha permitido apreciar, a escala más detallada, el movimiento del agua subterránea en sentido SSW, desde el piezómetro MB-4 al MB-2 (Fig. 1.3).

En la Tabla 1 y Figura 2 se observa que para la mayoría de los parámetros analizados existen grandes diferencias entre las concentraciones de las muestras de agua recogidas en los pozos localizados en la zona de recarga, aguas arriba del vertedero, y las tomadas en

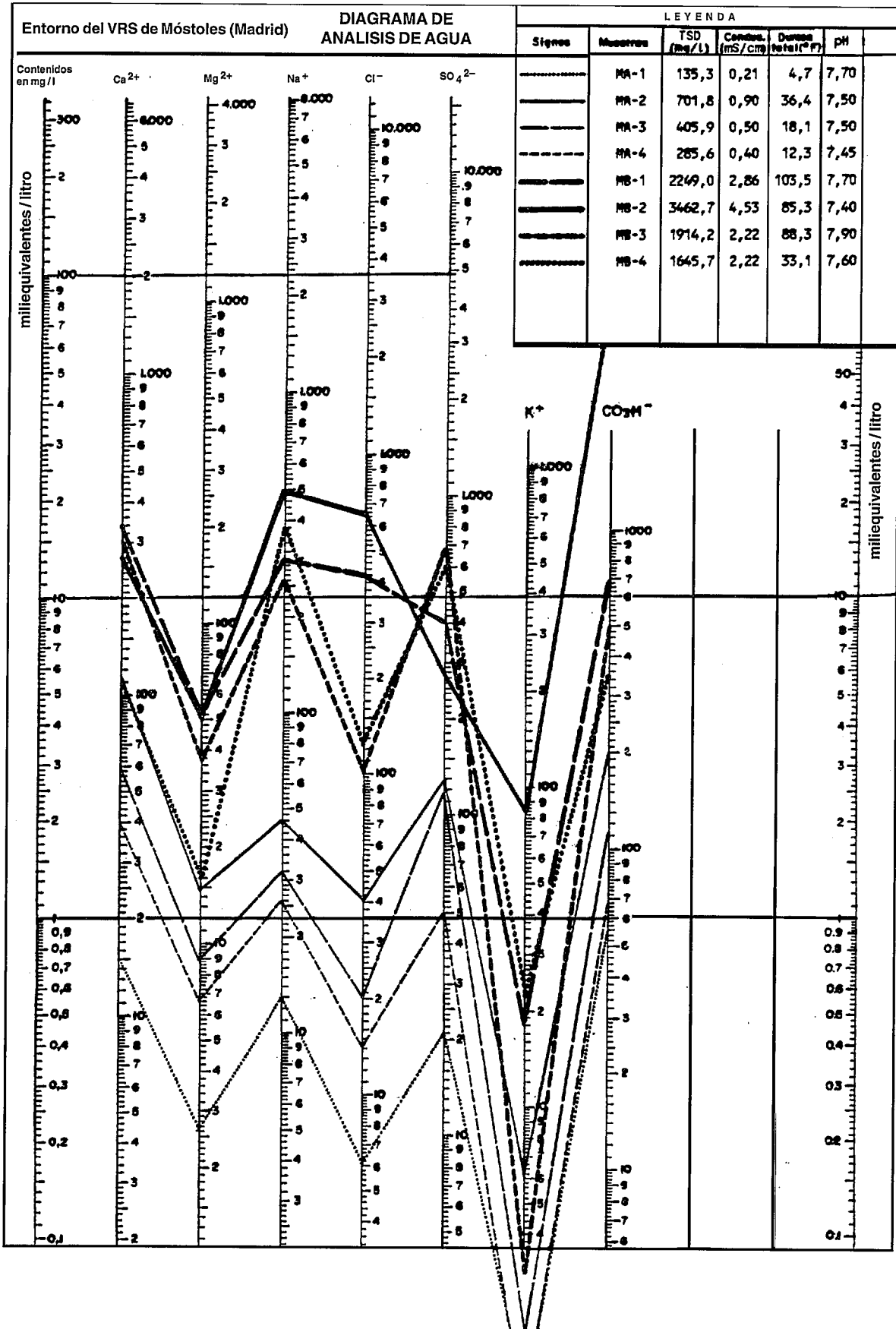


Fig.2. — Representación gráfica de los análisis de las muestras de agua en el entorno del VRS.

Fig. 2. — Graphic sketch of the analysis of the water samples in the surroundings of the landfill

los piezómetros instalados en el área de descarga, aguas abajo del VRS. Igualmente puede apreciarse que la Conductividad Eléctrica, la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y las concentraciones de Cl^- , HCO_3^- , Mg^{++} , Na^+ , K^+ y NH_4^+ son claramente superiores en las muestras MB-1 y MB-2 que en las muestras MB-3 y MB-4, lo que puede explicarse por el movimiento del agua subterránea en sentido SSW existente en la zona de descarga colindante al VRS (Fig. 1.3).

Los elevados valores de Conductividad y DQO y las altas concentraciones de Cl^- , $\text{SO}_4^{=}$, Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ y NH_4^+ , así como la presencia de elementos traza en las aguas subterráneas procedentes de los piezómetros, son parámetros indicadores de la contaminación de estas aguas por lixiviados procedentes del VRS. Las concentraciones encontradas de estos parámetros están dentro de los rangos citados por diversos autores en los análisis de lixiviados (Clark & Piskin, 1977; Stegman, 1982; Pastor *et al.*, 1991; Kmet & McGinley, 1982; entre otros). Estos autores citan alguno o todos los parámetros mencionados como característicos de los lixiviados, especialmente Cl^- , $\text{SO}_4^{=}$, Na^+ , NH_4^+ , Conductividad y DQO. Los valores neutros de pH y una DQO no excesivamente elevada se corresponden con el último estadio de la fase anaeróbica de descomposición de las basuras, cuando actúan las bacterias productoras de metano (O'Leary & Tansel, 1986), lo que coincide también con el tiempo que lleva el vertedero clausurado y el olor característico a metano existente en el entorno del VRS. Además, los valores de pH en torno a 7,5 de todas las aguas analizadas propician el que no aparezca $\text{CO}_3^{=}$ y, por el contrario, presenten elevadas concentraciones de HCO_3^- . Se observa también cómo las concentraciones de NO_3^- en las aguas de los piezómetros son menores que en el resto; ello es debido probablemente a la naturaleza anaeróbica de los lixiviados, que hace que el nitrógeno aparezca preferentemente en forma de NH_4^+ (Kmet & McGinley, 1982). El F^- no aparece en ninguna muestra y el $\text{PO}_4^{=}$ sólo en alguna, y a bajas concentraciones. En los lixiviados las concentraciones de fósforo son muy bajas, lo que se supone es debido a su baja solubilidad, ya que queda absorbido al

sustrato o fijado a diversos complejos metálicos (Kmet & McGinley, 1982).

En lo referente a los metales pesados analizados, puede observarse que ninguna de las muestras presenta Cu^{++} , al menos en concentraciones $< 0.5 \text{ mg/l}$, que es el límite de resolución del espectrofotómetro utilizado para su determinación. El Zn^{++} se presenta en concentraciones traza en los dos tipos de aguas, siendo el B^{+++} y el Fe^{++} los elementos que claramente muestran concentraciones mayores en los piezómetros que en los pozos del "entorno natural". Según Kmet & McGinley (1982) y otros autores citados, los lixiviados contienen gran variedad de metales pesados (Fe, Zn, Mn, Al, Ba, Pb, Ni, Cu...) en concentraciones traza. En las aguas subterráneas no es común su presencia, seguramente porque suelen quedar fijados a diversos complejos, desplazándose muy lentamente respecto del flujo y constituyendo enclaves muy localizados de contaminación.

Por último, el impacto negativo que la contaminación de estas aguas supone respecto de su utilización como recurso es también de notable consideración. Sometiendo los datos de todos los análisis realizados a la vigente Reglamentación Técnico-Sanitaria para el abastecimiento y control de calidad de las aguas potables de consumo público, se puede apreciar que las muestras de agua del "entorno natural" son en general potables o tolerables, excepto por su contenido en NO_3^- . Por el contrario, las muestras procedentes de los piezómetros son no potables para la gran mayoría de los parámetros analizados.

Consideraciones finales y conclusiones

El conocimiento de los flujos del agua subterránea en la zona ha supuesto un elemento fundamental para la interpretación de los resultados de las muestras de agua analizadas, dado que nos ha permitido comprender la localización precisa de zonas con mayor o menor grado de afección en las aguas subterráneas del entorno próximo e inmediato al VRS.

La incidencia ambiental negativa que el VRS estudiado genera en las aguas subterráneas del entorno es de notable consideración, aún tratándose de una zona donde la cantidad de lixivia-

dos originados no es grande por no ser muy abundantes las precipitaciones, aunque afortunadamente en este caso la superficie afectada es pequeña. Es importante señalar que la contaminación que hemos constatado que genera este VRS en el agua subterránea corresponde a análisis de aguas realizados varios años después de la clausura y sellado del mismo. La carga contaminante original de los lixiviados es mucho mayor, dado que el lixiviado que accede a las aguas subterráneas analizadas ha tenido ya una autodepuración en su paso por la zona no saturada del acuífero, y sufre además una dilución a su llegada a la zona saturada. Con los resultados obtenidos se pone de manifiesto la importancia de realizar en los VRS los controles pertinentes para evitar la salida de lixiviados a las aguas subterráneas, y en general al entorno natural, no sólo durante la explotación del VRS, sino también tras su clausura y sellado.

Agradecimientos

Este estudio forma parte del Proyecto de Investigación NAT 89/0995, financiado por la C.I.C.Y.T.

Referencias

- Adarve, M.J.; Temiño, J. & Rebollo, L.F. (1990): *Geolis*, IV; 279-280.
- Clark, T.P. & Piskin, R. (1977): *Environmental Geology*, 1; 329-339.
- Fernández Uría, A. (1984): Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Kmet, P. & McGinley, P.M. (1982): *V Annual Madison Conference on Applied Research and Practice on Municipal and Industrial Waste*, Wisconsin; 225-254.
- O'Leary, P. & Tansel, B. (1986): *Waste Age*, 17; 68-77.
- Pastor, J.; Adarve, M.J.; Urcelay, A. & Hernández, A.J. (1991): Actas I Congr. Int. de Química de la ANQUE: *Residuos Sólidos y Líquidos: Su mejor destino*. Vol. 1; 57-74.
- Rebollo, L.F.; Temiño, J. & Adarve, M.J. (1990): *IV Reunión Nacional G.A.Y.O.T.*; 69.
- Stegman, R. (1982): *Proc. of the Exeter Symposium*. IAHS Publ., 139; 125-135.
- Temiño, J.; Adarve, M.J. & Rebollo, L.F. (1989): *Henares, Rev. Geol.*, 3; 37-44.
- Temiño, J.; Adarve, M.J. & Rebollo, L.F. (1990): *Geolis*, IV; 108-125.