

# IMPACTO DEL LIXIVIADO DE RELLENOS SANITARIOS EN LA CUENCA DEL ARROYO LOBERÍA: I. CARACTERIZACIÓN DE LA CARGA CONTAMINANTE

D. E. MARTÍNEZ <sup>1 2</sup>  
H. E. MASSONE <sup>2</sup>  
A. FERRANTE <sup>2</sup>  
G. BERNAVA <sup>1</sup>  
M. YEDAIDE <sup>3</sup>

## RESUMEN

El objetivo de este trabajo es caracterizar la carga contaminante proveniente del lixiviado de rellenos sanitarios y que potencialmente puede contaminar el acuífero freático en la cuenca del Arroyo Lobería, Partido de General Pueyrredón, Provincia de Buenos Aires. Gran cantidad del lixiviado es drenado superficialmente por este curso que desemboca en la zona costera de Chapadmalal. El muestreo bimensual del mismo ha servido para caracterizar la carga contaminante, destacándose en primer término la muy alta variabilidad de la misma. Se ha analizado también la composición del agua subterránea tomada en perforaciones someras ubicadas a menos de 250 m del relleno, a entre 250 y 500 m y a más de 500 m. Se determinaron altos coeficientes de correlación entre las variables que más significativamente expresan la carga contaminante del lixiviado: conductividad eléctrica, concentración de cloruro, concentración de amonio, DBO y DQO. La composición iónica de las aguas subterráneas difiere de las superficiales, fuertemente impactadas por el lixiviado. Se ha determinado el potencial redox del lixiviado a partir de los pares redox de las diferentes especies del nitrógeno. Se trata de un medio moderadamente reductor en la etapa de reducción de nitrato. Los metales en solución se encuentran en su mayor proporción en la forma reducida ( $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{Mn}^{2+}$ ) de más alta movilidad. No obstante ello no se han determinado en las aguas subterráneas concentraciones de metales que superen las observadas regionalmente.

**Palabras clave:** contaminación, relleno sanitario, estado redox.

## ABSTRACT

The goal of this study is to characterize the contaminant loading of the leachate coming from landfills placed in the basin of the Lobería creek, in the district of General Pueyrredón, Province of Buenos Aires, Argentina. Most of the leachate drains to the Lobería creek, which outflows into the sea. Bimonthly sampling has been useful to characterize the contaminant loading, being noticeable its high variability. Groundwater composition was also determined in shallow wells at different distances from the landfills. High correlation coefficients have been found between the variables that express more lightly the contaminant loading: BOD, QOD, electrical conductivity, ammonia and chloride concentration. The ionic composition of groundwater is different of the composition of surface waters, strongly affected by leachate. Redox state of the solution has been determined from redox couples of nitrogen species. Heavy metals occurs in greater proportions in the more mobile reduced state ( $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{Mn}^{2+}$ ). Nevertheless the heavy metal concentration measured in groundwater doesn't exceed significantly the regional background.

**Keywords:** contamination, landfill, redox state.

---

<sup>1</sup> CONICET

<sup>2</sup> Centro de Geología de Costas y del Cuaternario, U.N. de Mar del Plata.

<sup>3</sup> Cátedra de Microbiología, U.N. de Mar del Plata. Casilla de Correo 722, (7600) Mar del Plata. E-mail: demarti@mdp.edu.ar

## INTRODUCCIÓN

Los residuos sólidos domiciliarios de la ciudad de Mar del Plata son depositados en vertederos y tratados con una tecnología deficiente de relleno sanitario. Desde el año 1979 a la fecha estos residuos se han dispuesto en tres predios contiguos en un área de alrededor de 100 has (Figura 1), totalizando un total aproximado de cinco millones de toneladas de residuos (MARTÍNEZ *et al.*, 2002). El Arroyo Lobería (Figura 1) nace en el centro de la llamada Cuenca Sur del Partido de General Pueyrredon y luego de recorrer unos 13 km, desemboca en el mar.

La importancia geoquímica de la caracterización de lixiviados y su impacto en el agua subterránea ya es conocida desde los trabajos pioneros de BAEDCKER y BACK (1979 a y b). La hidroquímica general y el impacto de la infiltración del lixiviado en el agua subterránea del sector ha sido tratada en varios trabajos anteriores (MARTÍNEZ *et al.*, 1993 a y b; BOCANEGRA *et al.*, 2001, MARTÍNEZ *et al.*, 2002), habiéndose logrado simular el avance de pluma contaminante sobre la vertiente norte (Cuenca del Arroyo Las Chacras, Bocanegra *et al.*, 2001) y una caracterización hidrogeoquímica de las aguas sobre la vertiente sur (Martínez *et al.*, 2002). La contaminación ha sido identificada por las concentraciones en el agua de contaminantes conservativos como cloruro y nitrato. El lixiviado del relleno sanitario fue caracterizado de manera puntual en el tiempo y únicamente en las lagunas de decantación de estos líquidos.

En este trabajo se presenta una caracterización química y bacteriológica del agua superficial en diferentes sectores de la cuenca del Arroyo Lobería, analizando su variabilidad espacial y temporal a lo largo de un año. Además se comparan éstos valores con los obtenidos del agua subterránea del acuífero clástico a fin de complementar los resultados obtenidos en la Parte II de este trabajo, y se evalúa mediante un modelo de simulación numérica el probable impacto de este lixiviado en cada circunstancia y en cada sector. Con posterioridad a la clausura

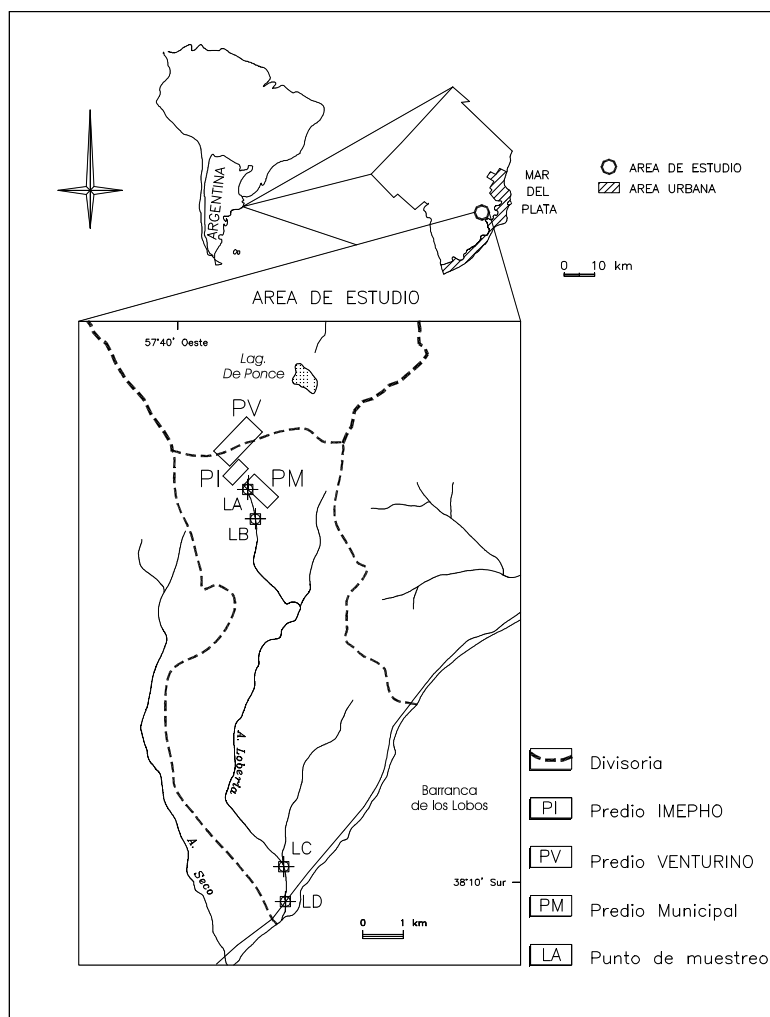
del predio utilizado hasta el año 1992 situado sobre la vertiente norte del sector, y con el abandono de la aplicación de técnicas adecuadas de contención del lixiviado en el nuevo predio a partir del año 1997, gran parte del volumen de lixiviado producido se encauzó en un curso temporario que constituye una de las nacientes del arroyo Lobería. Este hecho hace que el líquido lixiviado sea transportado rápidamente aguas abajo y que sea de gran interés conocer las relaciones entre las aguas subterráneas y el Arroyo Lobería.

## HIDROGEOLOGIA

Las rocas más antiguas del área son las ortocuarcitas de la Fm. Balcarce (DALLA SALDA y IÑIGUEZ, 1979), que aparecen subsuperficialmente en los dos predios más antiguos y que afloran hacia el este del área de trabajo. La profundidad a que se encuentran estas rocas hacia el sur y sureste es variable, como consecuencia del sistema de fallamiento que las afecta. Estas rocas constituyen el basamento impermeable desde el punto de vista hidrogeológico (SALA, 1975) aunque, al menos en su parte superior, el diaclasado las hace potenciales conductoras de agua; es de destacar que existen numerosas perforaciones que extraen agua de este acuífero fisurado, aunque en caudales bajos.

En el área de estudio los bloques de ortocuarcitas conforman una divisoria de aguas principal de sentido general WNW-ESE, sobre la que se encuentran ambos predios de disposición final, y divisorias secundarias, que forman lomadas orientadas en direcciones variables, predominando N-S. Por encima de ellas se ubica en discordancia un paquete sedimentario Cenozoico; se trata en general de sedimentos limo-arcillosos, arcillosos y limo-arenosos, bastante homogéneos en todo el sector, con una permeabilidad de 10-15 m/día y transmisividad de unos 700 m<sup>2</sup>/día. Desde el punto de vista hidrogeológico son secciones pobremente acuíferas, que corresponden a lo que SALA (1975) denominó Sección Epiparaniana.

**Figura 1: Mapa de Ubicación**



## MATERIALES Y METODOS

Con el objeto de caracterizar a líquido lixiviado y su variabilidad se planificó un muestreo durante un año completo, con toma de muestras aproximadamente bimensual, siendo las fechas de muestreo 26/11/01, 12/02/02, 08/05/02, 08/08/02, 19/09/02 y 07/11/02, más una muestra adicional en un punto el 04/12/02. Dado que como se explicara, los líquidos lixiviados provenientes de los tres rellenos sanitarios en buena parte se encauzan en las nacientes del arroyo Lobería, se seleccionaron cuatro puntos de toma sobre este arroyo. El primero de ellos (punto LA) situado exactamente en el límite sudoeste del relleno PM, de manera tal de recolectar inmediatamente en la salida este lixiviado, que constituye una importante parte del caudal del arroyo. El segundo punto (LB) se localizó apenas unos 250m aguas abajo del anterior, a efectos de observar variaciones rápidas en las cercanías de los rellenos. El punto LC está situado a 10 km aguas abajo, mientras que LD se ubica a 200 m de la desembocadura del arroyo en el mar. Se extrajeron fracciones

para el análisis químico de componentes mayoritarios y muestras especiales en frascos adecuados para las determinaciones de demanda biológica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO). En las dos últimas fechas se extrajeron también muestras para el análisis microbiológico en envase estéril.

Las muestras de agua subterránea corresponden en todos los casos al acuífero clástico pampeano. Para verificar el grado de afectación de las mismas, se tomaron sobre la red de piezómetros instalada en el predio PM (Figura 1), empleando para la extracción una bomba sumergible de 3,5" de diámetro y un equipamiento de campo consistente en un grupo electrógeno y un sistema de caños de PVC con roscas. Este equipo permitió el muestreo dinámico del acuífero, extrayendo agua de la formación, después de bombear y deprimir el pozo y esperar su recuperación. En este estudio se utilizan resultados de muestras tomadas anteriormente (MARTÍNEZ *et al.*, 2002) y cuatro nuevas muestras tomadas conjuntamente con el último muestreo de líquidos lixiviados. En todos

los casos en el momento de toma de muestras se midieron en el campo los parámetros temperatura y pH con un instrumento digital Luftman P300 y conductividad eléctrica con un conductímetro Luftman C400. La profundidad del agua subterránea bajo boca de pozo fue medida con sonda eléctrica bipolar y los puntos de muestreo fueron posicionados con GPS.

Las muestras fueron tratadas y acondicionadas según las normas de BROWN *et al.* (1970), y las determinaciones analíticas se efectuaron según técnicas estándar en el laboratorio del Centro de Geología de Costas y del Cuaternario. Se determinaron aquellos parámetros que caracterizan en general el estado de contaminación de un líquido efluente, especialmente su composición en iones mayoritarios, DBO, DQO, especies inorgánicas del nitrógeno, y algunos elementos minoritarios como Fe, F, Mn y Cr (VI). Las determinaciones microbiológicas se efectuaron en el Laboratorio de Microbiología de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Mar del Plata, empleando el método del número más probable (NMP) para la determinación de coliformes presentivos (CP), coliformes totales (CT) y coliformes termotolerantes (CTt), el método de presencia ausencia en medio SIM para *Escherichia coli* y el método de recuento en placa para *Aerobias* mesófilas.

Los datos obtenidos fueron tratados estadísticamente para la obtención de los parámetros característicos de cada variable y el

análisis de correlaciones y agrupamientos entre variables se utilizó el programa SYSTAT (WILKINSON, 1986). El programa PHREEQC2.0 (PARKHURST y APPELO, 1999) se utilizó para efectuar los cálculos termodinámicos y la determinación de las condiciones de equilibrio y redox de las muestras.

## RESULTADOS

### Caracterización hidroquímica

Los parámetros estadísticos de las aguas superficiales tomadas en el arroyo Lobería y los valores promedio para cada punto de muestreo se incluyen en la Tabla 1. Estos parámetros corresponden al total de 24 muestras tomadas en cuatro puntos diferentes a lo largo de un año, por lo que uno de los aspectos observables es la alta variabilidad de los resultados, expresados por grandes desvíos estándar. Para analizar la variación conjunta de algunas variables de mayor interés, se efectuó una matriz de correlación entre las mismas (Tabla 2), así como un análisis de agrupamiento usando la distancia de Pearson y la unión por el promedio (Figura 2). Allí se pueden reconocer algunos parámetros agrupados con distancias poco significativas ( $\text{NO}_2^-$ , pH,  $\text{NO}_3^-$ , K, Mn) y dos agrupamientos jerárquicos principales. Uno integrado por Mg, Fe, Cr y  $\text{SO}_4^{2-}$  y otro que se subdivide en una rama que agrupa a los parámetros Ca,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{SiO}_2$  y conductividad, y otra donde se agrupan  $\text{HCO}_3^-$ , Na, Cl y DBO.

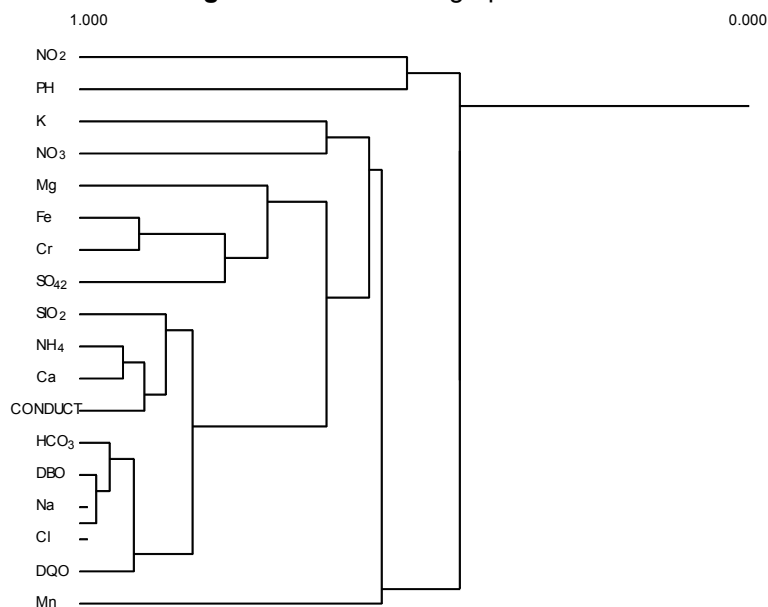
**Tabla 1.** parámetros estadísticos del total de muestras del arroyo Lobería.

PARAMETRO	MINIMO	MÁXIMO	MEDIA	DESVIO EST.	MEDIA LA	MEDIA LB	MEDIA LC	MEDIA LD
Temperatura °C	9,4	20,9	13,4	3,57	13,0	13,6	13,0	13,9
pH	7,02	9,17	8,17	0,58	7,73	7,92	8,59	8,46
Condc.Eléctrica µs/cm	314	20120	4418	6302	6855	19231	1011	1044
Residuo Seco 105°C	308,0	30042,8	5507,5	9378,0	7796	12846	740	828
$\text{HCO}_3^-$ mg/L	142,9	3572,5	883,3	814,7	1503,51	957,42	345,82	533,44
$\text{SO}_4^{2-}$ mg/L	8,0	359,0	92,7	87,0	119,10	136,68	61,38	44,23
$\text{Cl}^-$ mg/L	69,4	16749,0	2264,2	4656,4	5524,81	2213,32	261,06	180,57
$\text{NO}_3^-$ mg/L	3,74	871,00	102,95	199,80	230,70	105,13	24,22	14,84
$\text{NO}_2^-$ mg/L	0,0	13,1	2,8	3,5	4,85	4,33	2,6	3,84
F mg/L	0,0	24,2	9,3	7,7	14,99	8,84	6,75	6,07
$\text{HS}^-$ mg/L	0,0	2,0	0,36	0,51	-	-	-	-
$\text{Na}^+$ mg/L	29,79	11755,03	1467,56	3030,66	3523,98	1231,16	262,28	304,97
$\text{K}^+$ mg/L	0,0	709,0	92,9	192,9	102,00	229,17	12,58	12,90
$\text{Mg}^{2+}$ mg/L	1,95	232,8	71,4	71,8	119,36	101,07	34,46	16,81
$\text{Ca}^{2+}$ mg/L	10,0	460,0	92,7	103,1	166,32	128,94	21,20	30,36
$\text{NH}_4^+$ mg/L	0,0	721,5	108,2	204,8	229,71	154,22	7,53	4,57
$\text{Mn}^{2+}$ mg/L	0,00	0,16	0,01	0,03	0,026	0,045	0,0062	0,0027
Fe total mg/L	0,00	5,00	0,44	1,07	0,53	1,8	0,12	0,18
$\text{SiO}_2$ mg/L	0,00	88,6	17,1	22,4	29,89	22,80	6,64	4,64
$\text{Cr}^{6+}$ mg/L	0,00	4,60	0,316	0,99	0,023	0,80	0,11	0,01
DQO mg/L	29,0	6366	1369,8	1998,0	2031,96	1414,69	566,41	599,81

PARAMETRO	MINIMO	MÁXIMO	MEDIA	DESUDIO EST.	MEDIA LA	MEDIA LB	MEDIA LC	MEDIA LD
DBO mg/L	0,0	2325,0	349,3	530,7	528,30	329,61	88,65	93,37

**Tabla 2.** Coeficientes de correlación entre los parámetros analizados.

	pH	Cond	Cl	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Fe	SiO <sub>2</sub>	DQO	DBO
Ph	1.000															
Cond	-0.175	1.000														
Cl	-0.111	0.805	1.000													
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0.144	0.818	0.809	1.000												
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0.121	0.662	0.385	0.668	1.000											
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0.134	0.022	-0.044	0.251	0.336	1.000										
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0.018	-0.076	-0.194	-0.200	-0.183	-0.313	1.000									
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0.107	0.771	0.847	0.804	0.523	0.421	-0.318	1.000								
Na <sup>+</sup>	-0.066	0.787	0.994	0.822	0.401	-0.078	-0.183	0.817	1.000							
K <sup>+</sup>	-0.018	0.339	0.221	0.211	0.153	0.267	-0.298	0.48	0.161	1.000						
Ca <sup>2+</sup>	-0.304	0.808	0.924	0.799	0.394	0.109	-0.156	0.867	0.898	0.274	1.000					
Mg <sup>2+</sup>	-0.618	0.295	0.055	0.301	0.253	0.388	0.071	0.184	0.017	-0.082	0.191	1.000				
Fe	-0.274	0.479	0.008	0.274	0.487	-0.120	0.301	-0.030	0.014	-0.148	0.110	0.550	1.000			
SiO <sub>2</sub>	-0.043	0.705	0.840	0.771	0.467	0.159	-0.362	0.784	0.826	0.542	0.802	-0.003	-0.030	1.000		
DQO	-0.143	0.734	0.857	0.697	0.395	0.177	-0.262	0.897	0.829	0.348	0.812	0.042	-0.135	0.706	1.000	
DBO	-0.186	0.759	0.928	0.830	0.410	0.226	-0.156	0.890	0.911	0.186	0.907	0.295	0.033	0.776	0.812	1.000

**Figura 2:** Análisis de agrupamiento

A efectos de disponer de una caracterización de aguas subterráneas que pudiera ser relacionada con las determinaciones del líquido lixiviado se utilizaron los datos existentes del año 1999 acerca de la calidad de las aguas subterráneas en el sector más próximo a los rellenos sanitarios, agrupándolas según el

criterio empleado anteriormente por MARTÍNEZ *et al.* (2002) en muestras situadas a menos de 250 m del relleno sanitario (7 muestras), entre 250 m y 500m (cinco muestras) y muestras a más de 500 m (cinco muestras). Los valores medios de ese agrupamiento se presentan en la tabla 3.

**Tabla 3.** Composición media de las aguas subterráneas en pozos situados a menos de 250 m del PI (ceranos), a entre 250 y 500 m (intermedios) y a más de 500 m (lejanos).

Parámetros	P. Cercanos < 250m	P. Intermedios 250-500 m	Pozos lejanos > 500 m
pH	7,55	7,46	7,43
Conductividad $\mu\text{s}/\text{cm}$	1182,3	807,7	847,4
Bicarbonato mg/L	556,29	396,28	431,12
Cloruros mg/L	246,56	111,13	82,40
Sulfatos mg/L	17,91	20,23	21,60
Magnesio mg/L	52,84	25,82	32,40
Calcio mg/L	106,07	50,57	88,80
Potasio mg/L	18,72	16,78	13,40
Sodio mg/L	153,10	87,88	106,80
Amonio mg/L	0,43	0,44	0,00
Nitrato mg/L	90,78	95,84	76,80

Parámetros	P. Cercanos < 250m	P. Intermedios 250-500 m	Pozos lejanos > 500 m
Nitrito mg/L	0,43	1,43	0,01
Hierro mg/L	0,17	0,25	0,00
Cinc mg/L	0,32	0,32	0,00

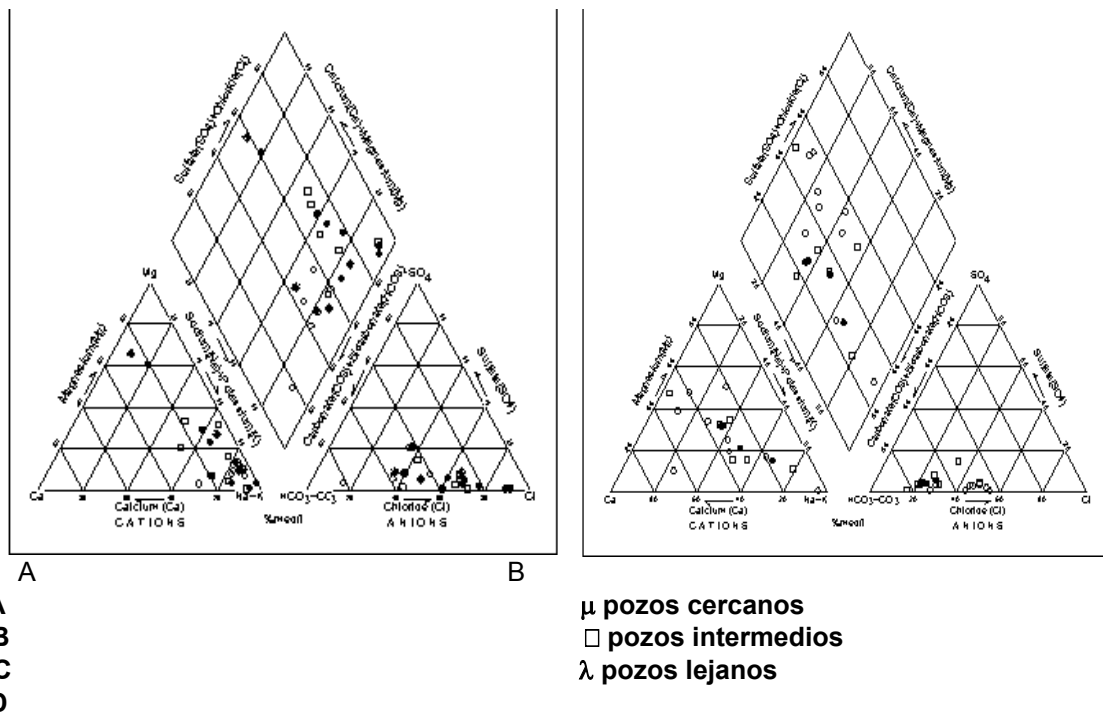
Por último se han incluido algunas muestras representativas de cada uno de los puntos de muestreo de lixiviado y de los sectores en los que se han agrupado las de agua subterránea en un diagrama de Piper (Figura 3) a efectos de observar las diferencias en la composición iónica de las aguas. En estos diagramas pueden observarse las diferencias más significativas entre la composición en meq % del agua superficial (que está formada por el lixiviado en las cabeceras) y las aguas subterráneas. Las aguas superficiales son del tipo clorurado-bicarbonatado sódico, mientras que las subterráneas son del tipo bicarbonatado sódico y bicarbonatado-clorurado sódico-cálcicas. Entre las muestras de agua superficial, las correspondientes al punto LA y LB son más netamente cloruradas que las de los puntos LC y

LD, que son más cloruradas-bicarbonatadas. Entre las aguas subterráneas se observa que las correspondientes a los pozos más cercanos al relleno sanitario tienen en general más del 40% de cloruro en su composición aniónica, mientras que las de los pozos intermedios y lejanos tienen en general más del 60% de bicarbonato.

### Caracterización bacteriológica

Los resultados (Tabla 4) muestran la existencia de una mayor contaminación bacteriológica en las aguas del arroyo en el punto LA, y una disminución hacia la desembocadura en ambas fechas de muestreo. Se observa sin embargo que el punto más próximo a la desembocadura (LD) tiene valores de contaminación mayores que los encontrados en el punto LC.

**Figura 3:** Diagramas de Piper. A: aguas superficiales; B: aguas subterráneas.



**Tabla 4.** Determinaciones bacteriológicas sobre el líquido lixiviado.

Punto de muestreo	Fecha	Coliformes totales (NMP/100 ml)	Coliformes termotolerantes (NMP/100ml)	E. Coli (en 100 ml)	Aerobios (UFC/ml)
A	19/09/2002	2,60E+06	2,00E+05	no	1,15E+06
B	19/09/2002	9,00E+05	3,00E+05	si	3,46E+06
C	19/09/2002	9,50E+04	1,40E+04	si	4,86E+05
D	19/09/2002	1,60E+05	1,70E+04	si	7,90E+04
A	07/11/2002	1,30E+04	1,30E+04	si	5,65E+04

B	07/11/2002	5,00E+03	8,00E+02	si	1,07E+05
C	07/11/2002	5,00E+03	1,70E+03	si	1,83E+03
D	07/11/2002	1,70E+04	2,40E+03	si	1,06+04

### Modelación hidrogeoquímica

Las muestras de cada uno de los sitios de muestreo de lixiviados y algunas muestras de agua subterránea tomadas en las perforaciones más próximas al relleno sanitario fueron empleadas para la caracterización termodinámica con el programa PHREEQC2.0 (PARKHURST y APPELO, 1999). Por razones de espacio en este trabajo los resultados sólo se comentarán brevemente. Se destaca el hecho de que los lixiviados tienen valores de fuerza iónica de entre 0,04 y 0,06, contra valores del orden de 0,01 a 0,02 que caracterizan al agua subterránea. Tanto los lixiviados como las aguas subterráneas se encuentran en equilibrio o sobresaturados en los minerales calcita y aragonito.

En este análisis preliminar se ha prestado atención especialmente a dos de los resultados del modelo termoquímico: los potenciales redox calculados y al estado de especiación y equilibrios de los metales pesados. Con respecto a los potenciales redox, los valores de Eh para los lixiviados calculados según el par N(-3)/N(3) son del orden de 0,25 a 0,35, según el par N(-3)/N(5) del orden de 0,30 a 0,35, y según el par N(3)/N(5) del orden de 0,35 a 0,45.

Con respecto a los metales pesados, los lixiviados se encuentran sobresaturados en los minerales constituidos por óxidos de hierro, goethita y hematita, pero subsaturados con respecto a los óxidos de Zn y los minerales de óxidos de Mn (manganita, pirolusita). Para la especiación de especies redox el programa utilizó los valores de pe obtenidos a partir del par redox N(-3)/N(5), lo cual es una condición que puede indicarse mediante una opción en el ingreso de los datos. El hierro se encuentra en proporciones similares como  $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{Fe}^{3+}$ . El Fe(II) está en solución principalmente como ion libre y de manera subordinada como la especie iónica  $\text{FeHCO}_3^-$ . El Fe(III) está como ion libre en forma mayoritaria, y las especies subordinadas son  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  y  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ . El Mn está en casi su totalidad como  $\text{Mn}^{2+}$  y no forma pares o complejos de importancia cuantitativa. El Zn se encuentra principalmente como  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{ZnHCO}_3^+$  y  $\text{ZnCO}_3$  en ese orden de importancia. En los muestreos sobre los que trata este trabajo no se determinó Zn en el lixiviado por problemas instrumentales, pero en muestreos anteriores se obtuvieron valores de Zn de 1,90 mg/L (MARTÍNEZ *et al.*, 1993a) y de 0,13 mg/L y 0,07 mg/L (MARTÍNEZ y MASSONE, 1997). En las aguas subterráneas de los pozos más cercanos a los rellenos se repiten estas características en

la distribución de especies de metales en solución, con variaciones en cuanto a la importancia relativa de las mismas especies iónicas dominantes.

### DISCUSION Y CONCLUSIONES

Las concentraciones encontradas están dentro de rangos de valores ya observados en otros lixiviados de rellenos sanitarios (EHRIG, 1992; FERRANDO LÓPEZ-CORDÓN, 1981). El análisis de los valores medios para cada estación de muestreo demuestra la drástica disminución de los indicadores de contaminación aguas abajo, especialmente en los puntos próximos a la desembocadura. Los valores medidos de DBO, DQO y amonio en el lixiviado superan los máximos admisibles para descarga a un curso fluvial, según la Administración General de Obras Sanitarias de la provincia de Buenos Aires (AGOSBA). Las concentraciones de Zn y Fe alternativamente están por encima o debajo de los límites. Se observa que aquellos parámetros que de manera más característica indican la elevada carga contaminante, tales como conductividad eléctrica, concentración de cloruros, sodio, amonio, nitrato, y la DBO y DQO, se encuentran altamente correlacionados, en general con valores de  $r > 0,75$ . Esto permite utilizar un parámetro de determinación rápida y económica, tal como la conductividad eléctrica, para caracterizar la carga contaminante en un momento dado. El diagrama del análisis de agrupamiento muestra las relaciones entre las especies que más pueden utilizarse como indicadores de contaminación. Se determinaron algunas concentraciones elevadas de los metales pesados Fe y Cr en el lixiviado. La alta variabilidad de las variables medidas en las seis fechas diferentes se debe a las diferentes condiciones climáticas previas a los muestreos.

El análisis de la composición iónica de aguas superficiales y subterráneas permite determinar que las aguas cloruradas se encuentran relacionadas genéticamente con el lixiviado de residuos, lo cual se manifiesta en el hecho que las aguas superficiales de los puntos LA y LB y las subterráneas de los pozos cercanos sean más frecuentemente del tipo clorurado. Esto es coherente con los muy altos contenidos de cloruro del lixiviado.

Las relaciones de equilibrio de las soluciones con los minerales de carbonato de calcio pueden ser la causa de los valores de pH alcalino de los lixiviados (media 8,17), siendo frecuente que estas soluciones presenten pH ácido a neutro. Los casos de lixiviado con

valores de pH mayores que 8 corresponden a rellenos que se encuentran en la etapa de fermentación metanogénica (EHRIG, 1992), lo cual no parece ser el caso de los rellenos considerados por cuanto su relación DBO/DQO > 0,4 no se corresponde con los valores típicos de tal etapa, y sí con la de fermentación ácida.

Los valores de Eh calculados indican que el ambiente está en la etapa post-óxica en el esquema de BERNER (1981), en la que se produce la reducción de oxígeno y reducción de  $\text{NO}_3^-$  (STUMM y MORGAN, 1982), lo cual es manifiesto por las altas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$ . Este ambiente debe tener incidencia en la permanencia en solución de algunos metales como Fe y Mn. El Mn está en su forma estable al Eh calculado ya que la reducción de  $\text{MnO}_2$  a  $\text{Mn}^{2+}$  se produce a  $E_h = 544\text{mV}$ .

Las muestras de agua subterránea consideradas a diferente distancia de la fuente de contaminación permiten reconocer a medida que nos alejamos de los rellenos un gradiente de mayores a menores valores de conductividad eléctrica y concentraciones de bicarbonato, cloruros, sodio y calcio. Otros constituyentes que usualmente indican contaminación, tales como especies iónicas del nitrógeno y los metales hierro y cinc presentan concentraciones igualmente elevadas en los pozos cercanos e intermedio, y disminuyen en gran medida o desaparecen a más de 500 m. Esto ratifica una vez más el valor indicativo de contaminación que el ion conservativo cloruro tiene en este ambiente, a la vez que se suman indicios del aporte de nitrógeno del lixiviado al agua subterránea.

Con respecto a los metales pesados parece haber en este caso también evidencias de su incorporación al agua subterránea. Sin embargo en un trabajo anterior (MARTÍNEZ *et al.*, 2002) un estudio más completo incluyendo áreas de control ha demostrado que la aparición de metales pesados de manera aislada en algunos pozos no se debe necesariamente a la infiltración de los líquidos lixiviados.

Los datos bacteriológicos que aquí se presentan constituyen la primera información publicada acerca de la carga de contaminantes biológicos de los lixiviados de la región. La cuantificación de CTf superó en los sitios de muestreo LA y LB los valores establecidos como límites para descargas en conductos pluviales o cuerpos de agua superficiales a pH 7 a 10 por la resolución de AGOSBA 389/98. La disminución de la carga contaminante de CTf hacia la desembocadura podría deberse a que el agua del arroyo no representa el hábitat natural para estos microorganismos, y/o un efecto de dilución y/o a la adsorción al material particulado en suspensión y en el lecho. Sería necesario realizar una mayor cantidad de muestreos a lo largo del año para determinar que valores de contaminación bacteriológica se presentan más frecuentemente.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores del trabajo agradecen al Cart. Marcelo Farenga y a la Cart. Virginia Bernasconi por la realización de las figuras que acompañan el texto. El trabajo fue realizado gracias a los subsidios de la Universidad Nacional de Mar del Plata, CONICET (PEI 0138/98) y la ANPCyT (subsidio 07-08165).

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAEDECKER, M.J. y W. BACK. Modern marine sediments as a natural analog to the chemically stressed environment of a landfill. *Journal of Hydrology*, 43, 393-414, 1979.
- BAEDECKER, M.J. y W. BACK. Hydrogeological processes and chemical reactions at a landfill. *Ground Water*, 17, 429-437, 1979.
- BERNER, R.A. A new geochemical classification of sedimentary environments. *Journal of Sedimentary Petrology*, Vol. 51 (2):359-365, 1981.
- BOCANEGRA, E., MASSONE, H., MARTÍNEZ, D., CIVIT, E. and M. FARENGA. Groundwater contamination: risk management and assessment for landfills in Mar del Plata, Argentina. *Environmental Geology*, Volume 40 (6). 732-741, 2001.
- BROWN, E., SJOUGSTAS, M., y M. FISHMAN. Methods for collection and analysis of water samples for dissolved minerals and gases. *Techniques of Water-Resources Investigations*. USGS Book 5 (A-1), 160 pp, 1970.
- DALLA SALDA, L. e IÑIGUEZ RODRIGUEZ, A. La Tinta. Precámbrico y Paleozoico de Buenos Aires. VII Congreso Geológico Argentino, 1: 539-550, Neuquén, 1979.
- EHRIG H.J. Cantidad y contenidos de lixiviados de los desechos domésticos. CEPIS, Proyecto 88.2965.6-03. San José de Costa Rica, 16 pp, 1992.
- FERRANDO LOPEZ-CORDON J.A. Contaminación de aguas subterráneas por residuos de población. El problema de los vertederos de basuras. *Jornadas sobre análisis y evolución de la*



- contaminación de aguas subterráneas en España. Vol. I:193-208. CIHS, Barcelona, España, 1981.
- MARTINEZ, D.E., E. BOCANEGRA, H. MASSONE y J.L. DEL RIO. Groundwater impact of an Urban Solid Waste Disposal Area (USWDA) in Mar del Plata, Argentina. II International Conference on Environmental Pollution, 28 Sept - 1 Oct, Sitges, España, Proceedings, Nath et al. (Eds.), Vol I: 232-239. ISBN 0 9521673 0 1, 1993a.
- MARTINEZ, D.E., E. BOCANEGRA, H.E. MASSONE, D. FAJARDO, J.L. DEL RIO y J.L. CIONCHI. Los residuos sólidos domiciliarios del Partido de General Pueyrredón (Provincia de Buenos Aires) desde una perspectiva geológico-ambiental. Parte II: Deterioro de la calidad de las aguas subterráneas debido al lixiviado de los sitios de disposición final. XII Congreso Geológico Argentino, Actas, Tomo VI: 311-317, Mendoza, 1993b.
- MARTINEZ D.E. y MASSONE H.E. Relevamiento Hidrogeológico en el nuevo sitio de disposición final y preparación de una red de monitoreo. Convenio U.N. de Mar del Plata-Municipalidad de Gral. Pueyrredón. Informe inédito, 52 pp, 1997.
- MARTINEZ D.E., MASSONE H.E., CERON J.C., FARENGA M. y FERRANTE A. Hidrogeoquímica del área de disposición final de residuos de Mar del Plata, Argentina. XXXII Congreso de la AIH y VI de ALHSUD, CD trabajos completos pp. 391-399, Mar del Plata, Argentina, 2002.
- PARKHURST, D.L. y CAJ APPELO. User's guide to PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batch reaction, one dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U.S.G.S. Water-Resources Investigations Report 99-4259, 1-312, 1999.
- SALA, J.M. Recursos Hídricos. Relatorio VI Congreso Geológico Argentino. 169-194. Bs. As, 1975.
- STUMM W. y Morgan J.J. Aquatic Chemistry. John Wiley & Sons Inc. New York, USA, 780 pp, 1982.
- WILKINSON, L. SYSTAT, The System for Statistics. Evanston IL, SYSTAT Inc., 10 p, 1986.