

# INCIDENCIA DE LA DESCARGA DE EFLUENTES DE UN *FEEDLOT* EN LA CALIDAD DE AGUA DEL ARROYO MORALES BUENOS AIRES-ARGENTINA

ANA R. GARCÍA<sup>1</sup> y ALICIA F. DE IORIO<sup>1</sup>

Recibido: 07/07/05

Aceptado: 30/08/05

## RESUMEN

En este trabajo se analizaron las variaciones que se producen en las concentraciones de N y P presentes en los efluentes de un *'feedlot'* al atravesar un canal de conducción de excretas y se estableció la influencia de su descarga en la calidad del agua de un arroyo de bajo caudal. Se utilizaron técnicas analíticas estandarizadas. Se aplicó un índice de calidad de agua (ICA). Los resultados indicaron que este canal no retuvo eficientemente los nutrientes presentes en estos efluentes, estableciéndose un deterioro en la calidad de agua del arroyo que varía con la temperatura y la altura hidrométrica del mismo.

**Palabras claves.** Nutrientes, canal, índice de calidad de agua.

## INCIDENCE OF THE FEEDLOT DISCHARGE IN THE WATER QUALITY OF MORALES STREAM-BUENOS AIRES-ARGENTINA

### SUMMARY

In this work was studied the variations in N and P concentrations in the effluent of a feedlot across the discharge channel and the influence of the spill in the water quality of a shallow stream. The samples were analyzed by standardized analytical techniques. It was applied an water quality index (ICA). The results indicated that this channel couldn't retain efficiently the nutrients, causing deterioration in the water quality of the stream. This lower quality varied with temperature and flow rate of the receiving waters of the discharge.

**Key words.** Nutrients, channel, water quality index.

## INTRODUCCIÓN

El engorde a corral o *feedlot* apareció en la Argentina como una tecnología a la que los empresarios agropecuarios rápidamente se adaptaron ya que permite lograr la mayor cantidad de kilos de carne en el menor tiempo y superficie posible (Viglizzo y Roberto, 1997). Durante la década del 90 se han implantado en los alrededores de la ciudad de Buenos Aires y sur de la provincia de Santa Fe establecimientos dedicados a la producción ganadera intensiva en pequeña y mediana escala (Maisonave, 2002).

En los *feedlots* se generan grandes volúmenes de excretas, tanto líquidas como sólidas y una alta concentración de nutrientes, sales, material orgánico, patógenos y demanda de oxígeno (USEPA, 1973; Young *et al.*, 1982). Estos contaminantes son transportados por el agua; Hooda (1997) informó que la escorrentía proveniente de establecimientos de engorde intensivo presenta concentraciones de nitrógeno y fósforo de hasta cien veces superiores a las encontradas en escorrentías de campos de pastoreo y agrícolas. Cuando la lámina que escurre alcanza un curso de agua superficial, la elevada car-

<sup>1</sup>Cátedra de Química Analítica - Facultad de Agronomía-UBA. Avda. San Martín 4453 (1417) - Buenos Aires - Argentina  
E. mail. agarcia@agro.uba.ar

ga de nutrientes y de sólidos disueltos que transporta desencadena en la masa de agua un aumento del material algal y una disminución en el contenido de oxígeno disuelto, generando un proceso evolutivo de eutrofización (Sweeten, 1997; García e Iorio, 2003). La USEPA (1999) establece que un establecimiento con una carga instantánea superior a trescientos animales será considerado una fuente de contaminación puntual si se encuentra dentro de la cuenca de algún arroyo, mientras que si se halla en una cuenca sin cursos superficiales será considerado fuente de contaminación puntual cuando su carga instantánea exceda las mil cabezas de ganado.

Para estudiar los efectos de vertidos contaminantes en ríos y otros cursos de agua receptores a menudo se utilizan índices de calidad. Los mismos constituyen una herramienta valiosa para estimar de manera fácilmente comprensible la tendencia a la variación de la calidad de agua a través de monitoreos. Sobre las aguas del río Matanza-Riachuelo se ha aplicado exitosamente el índice de calidad de agua (ICA) establecido por Berón (1984).

La mayoría de los *feedlots* ubicados en la llanura pampeana carecen de infraestructura para capturar y tratar los efluentes generados a partir de las precipitaciones. El 99% de los establecimientos ubicados en la cuenca Matanza-Riachuelo descargan sus vertidos directamente sobre los cursos de agua a través de canales de sedimentación realizados sobre los suelos de la cuenca (Auditoría de Gestión Ambiental, 1997). En este caso de estudio, los efluentes generados en corrales de engorde, escurren y se acumulan en dos lagunas de almacenamiento y luego son conducidos por un canal hasta descargarlos en el cuerpo de agua del Arroyo Morales. Teniendo en cuenta que los nutrientes no retenidos por las partículas del suelo o por los organismos existentes en las lagunas y en el canal, culminarán alcanzando el curso de agua receptor, se hace necesario analizar la influencia de este establecimiento de producción sobre la calidad del agua del arroyo. Este trabajo es utilizado como un estudio preliminar que permitirá establecer datos para planificar una investigación que conduzca a cuantificar aportes del *feedlot*, establecer la carga orgánica vertida y la carga máxima que puede aceptar este cuerpo de agua sin ser afectado (efecto de dilución). Por consiguiente, los objetivos específicos del mismo son: a) Establecer las variaciones que se producen en las concentraciones de N y P presentes en

los efluentes de un *feedlot* al atravesar un canal de conducción. b) Determinar la influencia de su descarga en la calidad del agua del arroyo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El área de estudio está ubicada en el Arroyo Morales (Figura 1), uno de los principales tributarios del río Matanza-Riachuelo. La subcuenca de este arroyo ocupa una superficie de 289 km<sup>2</sup>, con una longitud de 35 km y un caudal medio de 1,29 m<sup>3</sup>. s<sup>-1</sup> (Iorio *et al.*, 2005). El orden de la cuenca en la sección estudiada es I (según el método de Strahler). En los primeros 28 km, el arroyo atraviesa una zona de agricultura y ganadería extensiva e intensiva. Luego recorre un área periurbana-urbana y desemboca en el río Matanza-Riachuelo. Está ubicada en la región geográfica conocida como Pampa Ondulada. El paisaje de la zona en estudio presenta planicies suavemente onduladas (pendiente menor a un 2%) con escasas cubetas. El clima de la región es templado húmedo según la clasificación de Köppen, con precipitaciones anuales promedio para el periodo 1961-1990 de 1.055 mm (Secretariat of the World Meteorological Organization, 1996).

A 500 m de las nacientes del Arroyo Morales se encuentra un establecimiento de ganadería intensiva bovina (*feedlot*). Este establecimiento abarca una superficie total de 18 ha, cuenta con: 30 corrales de engorde; una laguna de sedimentación (laguna primaria), donde se procura separar físicamente las partículas orgánicas e inorgánicas en suspensión; una laguna de almacenamiento (laguna secundaria), donde se continúan produciendo transformaciones químicas y biológicas, canales colectores que lindan los corrales y un canal de conducción de efluentes, externo al establecimiento, que descarga en el curso de agua del Arroyo Morales.

Cada corral de engorde posee una superficie media de 3.200 m<sup>2</sup>, la carga media por corral es de 100 animales. La limpieza de corrales se realiza cada tres años. La misma consiste en levantar la capa de materia orgánica acumulada en superficie.

Los sistemas de conducción y las lagunas deberían estar diseñados para poder contener la escorrentía producida por una precipitación de 24 horas de duración en una probabilidad de ocurrencia de 25 años y además tener capacidad suficiente para albergar el volumen de líquidos resultante de la ocurrencia de una inundación con probabilidad de ocurrencia de 100 años (UNESCO, 1989; USEPA, 1973; Sweeten, 1996). Este emplazamiento no tuvo en cuenta estas normas en el diseño de sus instalaciones, motivo por el cual se producen desbordes de las lagunas que escurren por el canal hacia el arroyo.

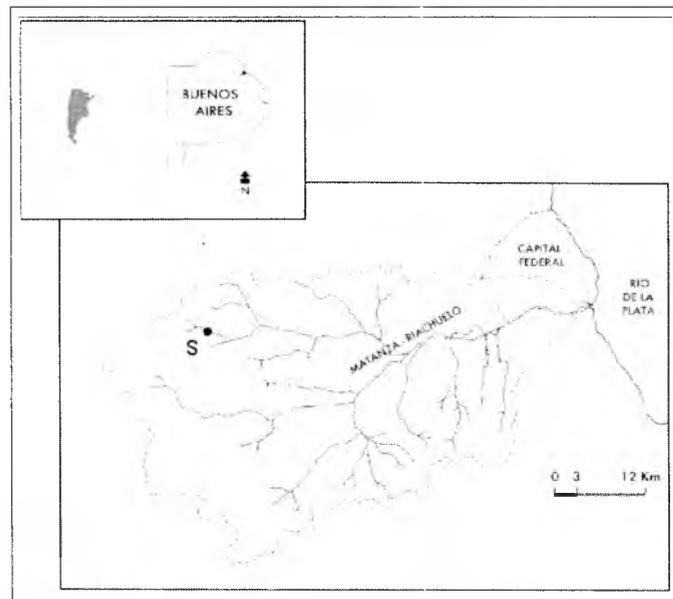


FIGURA 1. Mapa de sitio.

El canal de conducción externo recibe los escurrimientos provenientes de las lagunas y de los canales colectores. Está construido a cielo abierto sobre suelo desnudo sin recubrimiento. Presenta una longitud de 500 m hasta su descarga en el arroyo. El ancho y la profundidad del mismo varían con la longitud. Desde su inicio hasta la mitad presenta 2 m de ancho y 1 m de profundidad; a mayores distancias, la sección disminuye paulatinamente. Los suelos que atraviesa son en su mayoría Complejos de las series Tatay y Brandsen formados por Hapludoles y Natracuoles, presentan texturas franco-limosas y arcillo-limosas. El tipo mineralógico de arcillas que se encuentran en los suelos son del tipo illítico. El último tramo del canal atraviesa suelos que pertenecen al plano aluvial del Arroyo Morales, donde se encuentran Complejos no diferenciados (INTA-Carta de suelos de la República Argentina, 1997).

Las zonas de estudio son: el canal de conducción y el cauce del Arroyo Morales en las cercanías de la descarga de efluentes.

#### Diseño del muestreo

Se realizaron dos campañas de muestreo una en un período húmedo y de bajas temperaturas (invierno) y otra en un período seco de elevadas temperaturas (primavera-verano). Las muestras se recogieron bajo un mismo ho-

rario (mediodía). En cada campaña, se establecieron los datos de lluvias acumuladas durante los cinco días y diez días anteriores a cada muestreo, se registró la temperatura del agua y se midió la altura hidrométrica en el Arroyo Morales (Cuadro 1). Estos datos fueron establecidos utilizando un limnógrafo ubicado sobre el cauce del arroyo a 300 m de la zona de estudio.

En el canal, los sitios de muestreo fueron: al inicio del canal (IC), lugar donde se recogen todos los efluentes provenientes del establecimiento, en la parte media del canal (MC), al finalizar el tramo más ancho (2 m de ancho - 1 m de profundidad) y al final (FC), lugar que corresponde a la descarga sobre el Arroyo Morales. En el cauce del Arroyo Morales los lugares de muestreo fueron 100 m aguas arriba (MA) y 100 m aguas abajo (MD) de la descarga del canal de conducción. En cada punto de muestreo seleccionado se recogieron tres réplicas de muestras de efluentes o agua según corresponda. Todas las muestras fueron transportadas a 4°C al laboratorio y acondicionadas para posteriores análisis.

#### Procedimientos analíticos

- Determinaciones *in situ*: en el lugar de muestreo fueron determinados: oxígeno disuelto (OD) (oxímetro YSI-51B), pH (peachímetro Orion 91-05), conductividad eléctrica (CE) (conductímetro Luftman) y temperatura.

**CUADRO 1. Lluvias acumuladas durante los 5 y 10 días previos a cada campaña y altura hidrométrica del Arroyo Morales.**

Muestreo		Lluvias acumuladas (5 días) mm	Lluvias acumuladas (10 días) mm	Altura hidrométrica (m) Arroyo Morales
Período seco				
<i>Primavera-verano</i>	17-11-1999	6	6	0,16
Período húmedo				
<i>Invierno</i>	1-9-2000	23	30	0,45

• Análisis químicos sobre muestras de agua: siguiendo las técnicas descritas en APHA (1992) se midieron en el agua filtrada las concentraciones de los nutrientes:  $\text{NO}_3^-$  por reducción con sulfato de hidracina,  $\text{NH}_4^+$  por el método azul de indofenol,  $\text{Cl}^-$  por titulación con  $\text{AgNO}_3$ , fósforo reactivo soluble ( $\text{P}_{\text{RS}}$ ) por espectrofotometría de absorción molecular molibdato-ascórbico. Sobre las muestras de agua sin filtrar se determinaron: nitrógeno Kjeldahl ( $\text{N}_{\text{KJ}}$ ) por el método Macro-Kjeldahl; fósforo total ( $\text{P}_{\text{T}}$ ) por mineralización húmeda con ácidos y posterior colorimetría molibdato-ascórbico y demanda bioquímica de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ) método de incubación de 5 días.

• Análisis estadísticos: se llevó a cabo un experimento mensurativo comparativo (Hurlbert, 1984). El mismo consistió en medir en períodos diferenciado por las temperaturas y las precipitaciones, propiedades del sistema en distintos sitios dentro de las áreas de estudio y posteriormente compararlas. Los resultados obtenidos se analizaron estadísticamente por análisis de varianza y cuando las diferencias entre sitios fueron significativas se aplicó el test de comparaciones múltiples Tukey ( $\alpha=0,05$ ).

• Índice de calidad de agua: en los dos sitios de muestreo sobre el Arroyo Morales se calculó el índice de calidad de agua ICA, ajustado para el Río de la Plata y Matanza-Riachuelo por Berón (1984). El mismo se establece a partir de parámetros químicos que reflejan distintos grados de contaminación. Los parámetros seleccionados son: oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ), N-amoniaco ( $\text{NH}_4^+$ ), temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) y cloruros ( $\text{Cl}^-$ ). Para cada parámetro se estableció una tabla de clasificación. Estas tablas consisten en asignar un valor ( $q_i$ ) a diferentes intervalos de concentración de cada parámetro de acuerdo al grado de contaminación. Dado que la estimación de calidad para asignar el valor  $q_i$  es subjetiva se utilizaron tablas de clasificación elaboradas en trabajos internacionales similares. Las tablas se construyeron de manera tal de obtener una escala de 11 puntos (de 0 a 10)

donde la calidad de un río puede ser descripta de la siguiente forma: **10**: pureza original, **8**: contaminación leve, **6**: contaminación moderada y **4**: contaminación elevada, **0**: polución muy elevada con calidad semejante a un cloacal crudo y séptico. Por último, se asignaron diferentes grados de importancia a cada parámetro dentro del ICA, relacionados con su aporte contaminante y de acuerdo con su importancia en los criterios de calidad. Así quedan fijados los pesos relativos ( $w_i$ ) para cada parámetro. El máximo valor (3) se le asignó al amoniaco y a la demanda bioquímica de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ). A los valores de OD se les asignó un valor inferior (2). La concentración del ion cloruro y la temperatura se consideraron de menor impacto dentro del ICA, asignándole el valor 1.

El índice final se calcula con la siguiente fórmula:

$$\text{ICA} = \frac{\sum_1^n q_i}{\sum_1^n w_i}$$

donde

- ICA= índice de calidad de agua, número entre cero y diez
- $q_i$ = clasificación ponderada del parámetro  $i$ , obtenido de acuerdo a las tablas de clasificación
- $w_i$ = peso relativo del parámetro  $i$ , número entre uno y tres
- $n$ = número de parámetros

**RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

**1- Variaciones de las propiedades químicas del efluente en el Canal de Sedimentación**

**1.1- Fósforo**

Las variaciones que sufren las concentraciones de  $P_T$  y  $P_{RS}$  se presentan en el Cuadro 3. Los valores establecidos son normales en este tipo de residuos teniendo en cuenta que la cantidad promedio de fósforo presente en el estiércol que excreta un bovino de 450 kg es de 50 g por día, el que puede movilizarse por escorrentía o fijarse a las partículas inorgánicas del suelo (ASAE, 1988).

El  $P_T$  en la escorrentía disminuyó el 68% en primavera-verano y el 31% en invierno a lo largo del canal de sedimentación, en ambas estaciones esta disminución estuvo asociada fundamentalmente al  $P_{RS}$ . El  $P_{RS}$  si bien es la forma más móvil, en suelos y sedimentos puede ser fácilmente fijada a través de los siguientes mecanismos: adsorción sobre los óxidos de Fe y Al amorfos del sedimento (Einsele, 1936; Lijklema, 1977), precipitación con  $Ca^{2+}$  o  $Fe^{3+}$  (Golterman, 1977), complejación con la materia orgánica a través de los iones  $Fe^{3+}$ ,  $Al^{3+}$  y  $Ca^{2+}$  (Bostrom, 1982; Kleeberg y Schulungbaum, 1993), asimilación por organismos (Horne y Goldman, 1994) o infiltración hacia las aguas subterráneas. Estudios realizados sobre sedimentos del Arroyo Morales en este tramo del cauce, establecen que el fósforo se

halla unido fundamentalmente a la fracción óxido de Fe y a la fracción orgánica más humificada (García e Iorio, 2003).

Tanto en invierno como en primavera las concentraciones de  $P_{RS}$  no varían significativamente ( $p > 0,05$ ) desde IC hasta MC. Esta característica se presenta para todos los nutrientes estudiados. Este comportamiento no se repite en el segundo tramo del canal (desde MC hasta FC) donde las concentraciones de la mayoría de los nutrientes disminuyen significativamente ( $p < 0,05$ ) (Cuadro 3). El primer tramo del canal presenta características estructurales (mayor sección) que podrían determinar un mayor tiempo de retención hidráulica e influir en la acumulación, dilución y transporte de nutrientes, con respecto al segundo tramo. Las variaciones de CE registradas (Cuadro 2) también darían cuenta del diferente comportamiento del canal en sus distintos tramos.

En primavera-verano, el fósforo se encontró principalmente como ortofosfato soluble ( $P_{RS}$ ), registrándose a lo largo del canal porcentajes de  $P_{RS}$  respecto del  $P_T$  que variaron entre 89% y 77%. En invierno esta forma química no fue la más importante, estableciéndose menores porcentajes de  $P_{RS}$  (45-32%) con respecto al  $P_T$ . En la temporada fría el fósforo se halla fundamentalmente bajo la forma de sólido particulado no disuelto (formando parte de microorganismos o en las partículas inorgánicas sus-

CUADRO 2. Características físico-químicas del agua y los efluentes en los sitios de estudio.

Muestras/Variables		T	OD	CE	pH	Muestras	T	DO	CE	pH
		(°C)	mg/l	dμ/m			(°C)	mg/l	dμ/m	
Primavera-Verano	IC	31,1	4,6	3,2	7,9	MA	31,1	8,8	1,3	8,2
	MC	31,0	6,7	3,2	7,8	MD	30,0	5,5	1,9	7,7
	FC	31,0	11,0	2,1	7,6					
Invierno	IC	13,5	0,0	1,7	7,5	MA	14,1	2,4	0,51	8,1
	MC	12,4	4,1	1,7	7,6	MD	14,0	1,6	0,52	8,0
	FC	17,0	12	1,4	7,6					

CUADRO 3. Variaciones de las concentraciones de los nutrientes presentes en el efluente a lo largo del canal. Los valores son promedios de tres determinaciones y están acompañados de su error standard, se expresan en mg.L<sup>-1</sup>. Letras minúsculas indican diferencias significativas (p<0,05) entre sitios.

Variables		P <sub>Total</sub>	P <sub>RS</sub>	N <sub>KJ</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	DBO
Primavera- Verano	IC	53,1 ± 9,2a	47,2 ± 8,8a	360 ± 52a	287 ± 56a	0,27 ± 0,05a	214 ± 30,2a
	MC	43,4 ± 3,5a	37,9 ± 4,2a	321 ± 48a	266 ± 35a	0,34 ± 0,03a	150 ± 25,6b
	FC	16,8 ± 3,6b	13,0 ± 1,8b	136 ± 32b	113 ± 26b	0,54 ± 0,05b	89,0 ± 20,2b
Invierno	IC	35,4 ± 10,8a	15,8 ± 2,9a	34,5 ± 7,5a	27,1 ± 7,5a	0,15 ± 0,02a	46,3 ± 10,2a
	MC	30,0 ± 5,2a	12,2 ± 2,1ab	33,3 ± 8,5a	30,5 ± 7,6a	0,20 ± 0,05a	38,7 ± 8,5ab
	FC	24,4 ± 5,3a	7,9 ± 1,6b	28,8 ± 8,1a	17,6 ± 4,5b	0,54 ± 0,04b	28,3 ± 6,5b

pendidas) o formando estructuras orgánicas solubles más compleja -polifosfatos, fosfatos condensados y compuestos reducidos de fósforo- (Ya Spivakov *et al.*, 1999). Estas diferencias estacionales se deben a que en primavera-verano tanto el P particulado como las distintas formas solubles de P orgánico están sometidas a una fuerte descomposición bacteriana y como consecuencia son transferidas dentro del *pool* de ortofosfato soluble, en tanto que en invierno la escasa mineralización limita la entrada de esta forma química a la escorrentía. Los elevados valores de DBO<sub>5</sub> encontrados en primavera-verano comparados a los registrados en inviernos dan cuenta de este proceso (Cuadro 3).

## 1.2- Nitrógeno

Las variaciones que se producen en la concentración de nitrógeno en sus distintas formas químicas a lo largo del canal de sedimentación en primavera-verano e invierno son observadas en el Cuadro 3.

El nitrógeno en las deyecciones proviene de la fracción no digerida-eliminada en las heces bajo la forma de proteínas vegetales y bacterianas- y del nitrógeno excretado a nivel urinario bajo la forma de urea (Lal y Stewart, 1994; Basso y Franco, 1999), motivo por el cual las formas químicas más importantes en este tipo de residuo resultaron NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y N<sub>KJ</sub> en tanto que el nitrato fue la menos predominante en estos efluentes.

En ambas fechas de muestreo las concentraciones de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y N<sub>KJ</sub> permanecieron constantes en el

primer tramo del canal, hacia el FC las concentraciones de estas especies disminuyeron, en tanto que se registró un leve aumento en la concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y de OD (Cuadros 2 y 3). La mayor concentración de OD favorece la mineralización del N<sub>KJ</sub> a NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, pudiendo nitrificarse como NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, proceso que se ve acelerado en la época estival, donde se registraron valores de DBO superiores a los establecidos en invierno (Cuadro 3). Los mayores aumentos de OD se registraron desde MC hacia el FC llegando a niveles de saturación, los mismos están asociados a las características estructurales de este tramo del canal, pendiente más pronunciada y menor profundidad de la lámina de agua, que favorecería la aireación.

El porcentaje de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> respecto del N<sub>KJ</sub> se mantuvo constante a lo largo del canal en primavera-verano, con un valor medio de 82%, respondiendo a una tasa de mineralización constante; en invierno la relación se mantuvo constante hasta MC con un valor medio de 85% de amonio respecto del N<sub>KJ</sub>, desde MC hasta FC disminuyó a un 61%. Esta disminución se debe a que en invierno, los procesos de descomposición son mucho más lentos y no alcanzan a reponer al sistema el amonio retenido u oxidado, nótese que la concentración de N<sub>KJ</sub> disminuyó levemente a lo largo del canal y que la DBO registrada se acercó a los valores máximos permitidos para la vida acuática (20 mg.L<sup>-1</sup>) establecido por el CEMR (1997).

**2- Variaciones que se producen en las propiedades químicas del agua del Arroyo Morales por influencia de la descarga de los efluentes del canal**

Las concentraciones de los diferentes nutrientes analizados aumentaron significativamente en MD con respecto a MA (Cuadro 4), este aumento se correspondió con las elevadas concentraciones encontradas al FC (Cuadro 3). Las mayores diferencias entre sitios se registraron en la época cálida y seca, en tanto que en invierno las diferencias fueron menores (Cuadro 4). El mayor volumen de agua establecido en la época fría (Cuadro 1) diluye los solutos y el efecto contaminante de los mismos. Resultados similares fueron informados por Vega *et al.* (1998) que registró una máxima variabilidad entre sitios de muestreo en la estación seca, cuando el caudal del río disminuye. Por consiguiente un aumento en el caudal causa la dilución de polutantes y las diferencias entre sitios de muestreo son menos evidentes.

Las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  no se vieron afectadas por la variación temporal, esta variable está fuertemente relacionada con las condiciones de anoxia del agua. Si bien las concentraciones de  $\text{O}_2$  medidas en superficie son mayores en primavera-verano que en invierno probablemente esto se deba a un balance fotosintético positivo dado por: el sitio de muestreo, la época anual y la hora (mediodía) en que fue medido, pero no refleja el estado de anoxia de la columna de agua causado por los altos niveles de materia orgánica presentes en el agua (Bargiela

*et al.*, 2005). Estudios realizados por Meybeck *et al.* (1989), establecieron que en ríos con procesos de eutrofización puede ocurrir una marcada variación en las cantidades de OD al pasar del día a la noche. Estas variaciones se producen en menor magnitud durante el invierno donde los valores de concentración de OD registrados fueron menores debido a una menor actividad biológica, establecida a partir de la  $\text{DBO}_5$ .

Como consecuencia en invierno, se produce una disminución en los procesos de degradación del material orgánico y una liberación más lenta de nutrientes al cuerpo de agua (Atlas y Bartha, 2001). En verano el reciclado de los nutrientes es más rápido, este es otro motivo que conduce a registrar las mayores variaciones en la época estival.

En primavera-verano las especies predominantes fueron el fosfato soluble ( $\text{P}_{\text{RS}}$ ) y el amonio en tanto que en invierno las formas químicas orgánicas y el sólido particulado tomaron importancia.

Las cantidades de  $\text{P}_T$  superaron en los dos sitios de muestreo el valor límite propuesto por EPA -0,1  $\text{mg.L}^{-1}$  (USEPA, 1986), en tanto que las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  sobrepasaron el valor máximo permitido para la vida acuática propuesto por el CEMR -1  $\text{mg.L}^{-1}$  en MD. Los valores de DBO aumentaron aguas abajo de la descarga (Cuadro 3) respondiendo a una mayor carga orgánica, los mismos fueron superiores al valor límite establecido para la vida acuática -20  $\text{mg.L}^{-1}$  por el CEMR (1997) y reflejaron el efecto contaminante de este establecimiento al cuerpo de agua del Arroyo Morales.

**CUADRO 4. Variaciones de las concentraciones de nutrientes, cloruros y DBO en el Arroyo Morales. Los valores son promedios de tres determinaciones y están acompañados de su error standard, se expresan en  $\text{mg.L}^{-1}$ . Letras minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre sitios.**

Variables		$\text{P}_{\text{Total}}$	$\text{P}_{\text{RS}}$	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	$\text{N}_{\text{KI}}$	$\text{Cl}^-$	DBO
Prim-verano	MA	1,12 ± 0,24a	0,60 ± 0,15a	0,28 ± 0,03a	0,22 ± 0,08a	3,20 ± 0,51a	35,5 ± 5,2a	23,0 ± 3,1a
	MD	15,7 ± 2,9b	9,48 ± 2,5b	0,36 ± 0,05a	17,4 ± 1,5b	19,5 ± 2,1 b	94,0 ± 12,3b	87,5 ± 10,2b
Invierno	MA	1,0 ± 0,3a	0,37 ± 0,07a	0,25 ± 0,05 a	0,13 ± 0,05a	2,27 ± 0,65 a	22,1 ± 5,6a	7,0 ± 1,1a
	MD	5,0 ± 1,5b	4,04 ± 1,3 b	0,30 ± 0,04 a	1,89 ± 0,31b	3,13 ± 0,81b	31,0 ± 6,8a	26,1 ± 2,9b

El índice de contaminación acuática reveló un aumento en el nivel de contaminación aguas abajo de la descarga tanto en primavera-verano como en invierno. En la temporada fría, MA denota signos de contaminación leve (ICA=7,2), el grado de polución aumenta al llegar a MD donde la contaminación es elevada (ICA=5,4). En verano, se produce un notable desmejoramiento de la calidad del agua del arroyo, pasando de una contaminación elevada (ICA=5,7) registrada en MA a una calidad semejante a un cloacal crudo y séptico en MD (ICA=2,1).

Con respecto a las variaciones estacionales es de destacar que las condiciones más desfavorables se presentan en la temporada cálida, donde los elevados valores de DBO y nitrógeno amoniacal y la ausencia casi total de oxígeno constituyen las causas por las cuales puede establecerse que el agua de este arroyo en MD tiene características propias de un líquido cloacal crudo sin diluir. Berón (1984) estableció el ICA para distintos sitios del río Matanza-Riachuelo y encontró diferencias estacionales similares, registrándose las condiciones más drásticas en verano, produciéndose una recuperación gradual significativa del verano al invierno.

#### CONCLUSIONES

- Las concentraciones de los nutrientes presentes en los efluentes disminuyeron al atravesar el canal de conducción. Las variaciones se presentan desde mitad del canal

(MC) hasta su descarga, pudiendo establecerse un comportamiento diferencial en los distintos tramos del mismo.

- En el Arroyo Morales, se registra un aumento en las concentraciones de N y P y en la DBO 100 m aguas abajo de la descarga, cuyos valores sobrepasan los límites establecidos por organismos nacionales e internacionales para la protección de la vida acuática. Los índices de contaminación (ICA) indican un aumento en el nivel de contaminación aguas abajo de la descarga que estuvo más marcado en primavera-verano, período seco y de elevadas temperaturas.
- Las descargas del canal tienen una marcada influencia en la calidad de agua del Arroyo Morales, en consecuencia podemos afirmar que a través del mismo se produce la exportación de los contaminantes fuera del sistema.
- Factores climáticos tales como la temperatura y la precipitación influyen sobre este cuerpo de agua de muy baja profundidad, alterando sustancialmente su composición química.

#### AGRADECIMIENTOS

Se agradece la subvención otorgada por la ANPCYT en el marco del Programa de Modernización Tecnológica Contrato préstamo BID 1201/OC-AR y a la Universidad de Buenos Aires por la subvención a través del proyecto G 033.

#### BIBLIOGRAFÍA

- AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS. 1988. Manure production an characteristics. ASAE D384-1.
- APHA AWWA WPCF. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables residuales. 2º Ed. Madrid. Díaz de Santos. S.A. 1816 pp.
- ATLAS, R.M. y R. BARTHA. 2001. Ecología microbiana y microbiología ambiental. 2da. Ed. Pearson Educación. Madrid. Editorial Addison Wesley.
- AUDITORIA DE GESTIÓN AMBIENTAL. 1997. Informe y estudios sobre la problemática del agua. 90 pp.
- BARGIELA, M.; A. RENDINA y A.F. De IORIO. 2005. Especiación de metales por resinas de intercambio en aguas superficiales de la cuenca del río Matanza (Buenos Aires, Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía*, en prensa.
- BASSO, L. y J. FRANCO. 1999. Producción animal, medio ambiente y sustentabilidad. 1º Ed. Buenos Aires. Editorial Hemisferio Sur. 67 pp.

- BERÓN, L. 1984. Evaluación de la calidad de las aguas de los ríos de La Plata y Matanza-Riachuelo, mediante la utilización de índices de calidad de aguas. Secretaría de Vivienda y Ordenamiento Ambiental, Ministerio de Salud y Acción Social. Buenos Aires-Argentina. pp 1-37.
- BOSTRÖM, B.; M. JANNSSON and C. FORSBERG. 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limno*, 18: 5-59.
- CEMR (Comité Ejecutor del Plan de Gestión Ambiental y de Manejo de la Cuenca Hídrica Matanza-Riachuelo). 1997. Extracto de la propuesta del plan de gestión ambiental de manejo de la cuenca hídrica Matanza-Riachuelo. 5: 20-21, aporte brindado por la consultora ENGEVIX-COWI-ICONA
- EINSELE, W. 1936. Über die Beziehungen des Eisenkreislaufs Zum Phosphatkreislauf im eutropfen See. *Arch. Hydrobiol.*, 29: 664-686.
- GARCÍA, A.R. and A.F. DE IORIO. 2003. Phosphorus distribution in sediments of Morales Stream (tributary of the Matanza-Riachuelo River, Argentina). The influence of organic point source contamination. *Hydrobiologia*, 492: 129-138.
- GOLTERMAN, H.L. 1977. Sediments as a source of phosphate for algal growth. In: Golterman (Ed), Interactions between sediments and freshwater. Dr. W. Junk Publishers, The Hague: 313-317.
- HOODA, P.S.; M. MOYNAGH; I. SVOBODA; M. THURLOW; M. STEWART; M. THOMSON and H.A. ANDERSON. 1997. Soil and land use effects on phosphorus in six streams draining small catchments in Scotland. *Soil Use and Management*, 13: 196-204.
- HORNE, A.J. and C. GOLDMAN. 1994. Limnology. 2º Ed. Editorial Mc. Graw-Hill. USA. 575 pp.
- HURLBERT, S.H. 1984. Pseudoreplication and design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, *Ecological Society of America*, 54 (2): 187-211.
- INTA. 1997. Carta de suelo de la República Argentina. Hoja 3560-18 "Gral. Las Heras".
- KLEEBERG, A. and G. SCHLUNGBAUM. 1993. In situ phosphorus release experiments in the Warnow River (Mecklenburg, northern Germany). *Hydrobiologia*, 253: 263-274.
- LAL, R. and B.A. STEWART. 1994. Soil Processes and Water Quality. Editorial Lewis Publishers. 398 pp.
- Lijklema L. 1977. The rol of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. In: H.L. Golterman (ed.) Interactions between sediments and fresh water. Dr. W. Junk Publishers, The Hague: 313-317pp.
- MEYBECK, M.; CHAPMAN, D. and R. HELMER. 1989. Global Freshwater Quality: A First Assessment. Blackwell Reference, Oxford, EE.UU., 306 pp.
- SWEETEN, J.M. 1996. Cattle feedlot manure and wastewater management practices for water and air pollution control. In: Cattle feeding: a guide to management. 2º Ed. Texas Cattle Feeders Association. Chapter 8. 72-84 pp.
- SWEETEN, J.M. 1997. Cattle Feedlot Manure and Wastewater Management Practices. In: J.L. Hatfield and B.A. Stewart (eds.) Animal Waste Utilization: Effective Use of Manure as a Soil Resource. Advances in Soil Science. Ann Arbor Press. Chelsea, MI. 125-155pp.
- UNESCO. 1989. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Editorial Pirámide S.A. Madrid.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1973. Development document for proposed effluent Limitations guidelines and new source performance. Standards for the feedlots point source category. EPA-440/1-73/004, USEPA. Washington DC. 59-64 pp.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1986. Ambient Water Quality Criteria for Bacteria. EPA 440-5-84-00.
- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1999. Unified national strategy for animal feeding operations. EPA 833-F-99-019.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1993). National Pollutant discharges elimination system general permit and reportin requirements for discharges from concentrated animal feeding operations. Federal Register, February 8 pp. 7610-7644.
- VEGA, M.; R. PARDO; E. BARRADO and L.DEBÁN. 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on quality of river water by exploratory data analysis. *Water Res.* 32(12)3581-3592.
- VIGLIZZO, E.F. y Z.E. ROBERTO. 1997. El componente ambiental en la intensificación ganadera. *Revista Argentina de Producción Animal*, 1 (3): 271-292.

- SECRETARIAT OF THE WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. 1996. Normales climatológicas para el período 1961-1990. World Meteorological Organization Report N° 847. WMO Region 3: Sudamerica-Argentina, 257-270.
- YA SPIVAKOV, B.; T.A. MARYUTINA and H. MUNTAU. 1999. Phosphorus speciation in water and sediments. *Pure Appl. Chem*, IUPAC, 71 (11): 2161 - 2176.
- YOUNG, R.; M. OTTERBY and A. ROOS. 1982. An evaluation system to rate feedlot pollution potential. Agricultural Reviews and Manuals. Agricultural Research Service. U.S. Department of Agriculture. ARM-N° 17. Illinois, EEUU.