

# Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros

## II. Calidad de efluentes y eficiencia de los procesos de tratamiento<sup>1</sup>

NOSETTI, L.<sup>2</sup>; HERRERO, M. A.<sup>3</sup>; POL, M.<sup>3</sup>; MALDONADO MAY, V.<sup>3</sup>;  
KOROL, S.<sup>4</sup>; ROSSI, S.<sup>4</sup>; GEMINI, V.<sup>4</sup>; FLORES, M.<sup>5</sup>

### RESUMEN

El estudio fue realizado en tres cuencas lecheras de Buenos Aires. Se caracterizaron en 9 establecimientos, la calidad de efluentes, la eficiencia de los sistemas de tratamiento, la estrategia del manejo del agua en el ordeño y el riesgo de contaminación ambiental por el vertido de efluentes. Fueron cuantificadas las heces en corrales de espera. Se tomaron muestras de las lagunas de tratamiento, analizando la calidad fisicoquímica y microbiológica. La DBO y DQO fueron utilizados como indicadores de riesgo ambiental. Los tambos fueron agrupados según la utilización del agua de la placa de refrescado (G1 y G2). Las lagunas no resultaron eficientes ya que no completaron el tratamiento de los efluentes, tampoco se obtuvieron valores aceptables de DQO, DBO, Nitrógeno (N), Fósforo (P) y enterococos, compatibles con normativas de vertido para evitar la contaminación de cursos de agua. La concentración de NPK permitiría su uso potencial como abono. La variabilidad de los parámetros analizados se relaciona a las diferentes características de las lagunas y a los sistemas de reutilización de agua. Se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ), entre G1 y G2, para el contenido de nitrógeno y fósforo. Las necesidades de una gestión ambiental adecuada en los sistemas de producción animal, requiere de un manejo apropiado de estos residuos dentro del mismo establecimiento.

*Palabras clave:* (calidad de efluente), (tratamiento de efluentes), (reutilización de agua), (producción lechera)

<sup>1</sup> Resumen presentado en el 25 Congreso Arg. de Prod. Animal – 2002 – Buenos Aires- Proyecto UBACyT V003

<sup>2</sup> Becario del Programa UBACyT - Secretaria de CyT de la Universidad de Buenos Aires

<sup>3</sup> Departamento de Producción Animal <sup>5</sup> Departamento de Salud Pública – Facultad de Cs. Veterinarias - UBA

<sup>4</sup> Cat. Higiene y Sanidad – Fac. Farmacia y Bioquímica - UBA

Recibido: junio 2002 - Aceptado: octubre 2002

## SUMMARY

### Quantification and characterization of water and wastewater in dairy farms

#### II. Effluent quality and treatment process efficiency

This study was carried out in three dairy production areas in Buenos Aires. Effluent quality, treatment process efficiency, water management strategies and environmental contamination risk by effluent discharge, was characterized in 9 dairy farms. Holding area feces were measured. Treatment lagoons were sampled. Physicochemical and microbiological qualities, and BOD and COD were determined, and used as environmental risk indicators. Plate-cooler water management strategies were established in order to divide the dairy farms in two groups (G1 and G2). Treatment lagoons were inefficient in regards to effluent treatment. BOD, COD, nitrogen (N), phosphorus (P) and enterococci found in the samples were not within acceptable values according to effluent discharge guidelines. NPK concentration would allow its potential use as a nutrient source. Variability found in the several parameters measured is related to the different lagoons' characteristics and water management strategies. Significant differences ( $p < 0.05$ ) were detected in N and P contents between G1 and G2. Proper environmental management in animal production systems requires an appropriate wastewater handling within each farm.

*Key words:* (effluent quality), (effluent treatment), (water reuse), (dairy production)

## INTRODUCCIÓN

En la Argentina se ha registrado, en los últimos años, una tendencia a la intensificación y concentración de los rodeos lecheros. En la Provincia de Buenos Aires las cuencas lecheras de Abasto Norte, Abasto Sur y Oeste generan el 85% de la producción de la provincia<sup>15</sup>. Uno de los problemas asociados con la transformación del sistema de producción es la cantidad creciente de efluentes generados. Hasta el presente existe poca información local sobre el impacto ambiental de efluentes ganaderos, sobre la caracterización completa de la calidad de los mismos y además, no se cuenta con guías o normas específicas para su manejo. Sin embargo, existen algunas normativas en otros países, que pueden ser utilizadas para su manejo y para la construcción de lagunas de tratamiento<sup>18, 22</sup>. En los diferentes estados de EEUU, existen leyes como la de Clean Streams Law, que regulan y permiten emitir permisos de descarga, previa indicación de cómo deben construirse las lagunas de tratamiento acorde al tipo de suelos, tipo de instalación de ordeño y del mantenimiento de la calidad de los cursos de agua de la región. Estos

cursos de agua están clasificados según sus características de autodepuración, siendo responsabilidad del que genera los residuos, la de mantener esta calidad con sus vertidos<sup>22</sup>. En países como Holanda, gran parte de los tambos eliminan sus efluentes a la red cloacal<sup>21</sup>.

Los efluentes provienen de las diversas actividades de las operaciones de ordeño, tales como la limpieza de corrales, sala y máquina de ordeño e higiene de pezones<sup>21</sup>. Su eliminación, en general, consiste en conducirlos a lagunas artificiales, con posterior vertido a algún curso de agua en forma directa o indirecta<sup>4, 8</sup>. En las cuencas de Buenos Aires el destino final del efluente crudo de los tambos es, en primer lugar, una laguna de efluentes como alternativa de tratamiento; en segundo lugar, están los que lo arrojan directamente a arroyos o lagunas naturales<sup>16</sup>. Otros trabajos han evaluado el manejo de efluentes en sistemas de engorde de novillos a corral, ejemplificando la misma situación, a partir de la cual advierten sobre las consecuencias de la calidad del vertido en la contaminación de cursos naturales de agua<sup>8</sup>.

Entre los principales contaminantes de los cuerpos de agua superficial se encuentra el

fósforo. Cuando un exceso de fósforo se vierte a los ecosistemas acuáticos se acelera el proceso de eutrofización, caracterizado por un incremento de las plantas acuáticas, deplesión o disminución del oxígeno disuelto, variabilidad del pH ocasionando efectos indeseables y en consecuencia, reduciendo la calidad de las aguas<sup>7</sup>. En el caso de aguas subterráneas, los nitratos provenientes de la lixiviación de fertilizantes, pozos negros, corrales de animales y lagunas de efluentes, entre otras causas, representan un problema de contaminación y un riesgo para la salud de la población<sup>11</sup>.

Existe la alternativa de utilizar estos residuos dentro del mismo establecimiento como fuente de nutrientes para abono. Sin embargo, la gran cantidad de agua que contienen, la variable composición mineral que depende del tipo de alimentación y del manejo del agua en el ordeño y la posible dispersión de semillas de malezas y de enfermedades, puede complicar su utilización en comparación con los fertilizantes de origen mineral<sup>19</sup>.

La situación descrita motivó el trabajo realizado en establecimientos lecheros de la provincia de Buenos Aires, cuyos objetivos fueron:

- a) Caracterizar la calidad de efluentes y conocer las diferencias producidas en la calidad del mismo, ante alternativas de manejo del agua durante el ordeño;
- b) Determinar la capacidad de las lagunas de efluentes existentes, para la depuración de los desechos generados, con el fin de conocer el riesgo de contaminación ambiental que puede producir el vertido a cursos de agua.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio corresponde a las cuencas lecheras de la provincia de Buenos Aires denominadas Oeste, Abasto Sur y Abasto Norte, según orden de importancia en volumen de producción y cantidad de tambos en la región<sup>15</sup>. La cuenca Abasto Sur es la segunda en importancia, presentando una extensa red de arroyos y problemas de inundaciones frecuentes

en áreas cercanas al Río Salado. Esta situación origina mayor tendencia a enviar los efluentes a estos cursos de agua, además de un ascenso en las napas freáticas, y su probable contaminación por contacto con pozos negros y lagunas de efluentes<sup>16</sup>.

En una primer etapa, se seleccionaron y encuestaron 65 tambos para conocer las formas de eliminación y tratamiento de los efluentes generados. Luego se eligieron 9 de esos tambos, 3 en cada una de las cuencas lecheras referidas. En este caso se seleccionaron los tambos 1, 2, 4 y 5 correspondientes a la parte I, incorporándose los tambos 7 al 11 en esta etapa. En la selección se consideró que el sistema de eliminación de efluentes fuese solo con laguna artificial, representando tambos con un número de vacas en ordeño entre 100 y 400 animales y con producciones diarias entre 2000 y 8000 litros de leche por día.

Se cuantificaron por pesaje total las heces encontradas en los corrales de espera, para conocer el volumen de las mismas, generadas por día y que tienen como destino final la laguna de efluentes. Se realizaron mediciones en 3 de los tambos, con 3 repeticiones en cada uno. Se determinó materia húmeda y seca del total de las heces halladas<sup>14</sup>.

En los 9 tambos seleccionados se tomaron muestras de efluentes. Se establecieron dos puntos de muestreo. Uno al inicio del sistema de eliminación, que corresponde al efluente crudo y que representa la descarga del efluente a la laguna o estercolera. El otro punto correspondió al final del sistema de tratamiento, representando la calidad de los efluentes eliminados o tratados.

Para conocer la calidad de los efluentes se analizaron los siguientes parámetros: pH y conductividad eléctrica (CE) *in situ*, contenido de nitrógeno orgánico total por Kjeldahl (sobre la muestra sin filtrar), fósforo total según el método colorimétrico del ácido vanadomolibdofosfórico, potasio por fotometría de llama y nitrógeno amoniacal por el método de nesslerización directa. Asimismo, se determinaron la demanda bioquímica y química de oxígeno (DBO y DQO). La calidad

microbiológica de los efluentes se evaluó mediante la determinación de bacterias aerobias mesófilas viables mediante el método de recuento en placa (ufc/mL), enterococos/100 mL y coliformes fecales /100 mL, utilizando la técnica de fermentación en tubos múltiples<sup>3</sup>. Los valores de DBO y DQO fueron utilizados como indicadores de riesgo ambiental para evaluar la incidencia del vertido de efluentes a cursos de agua superficiales<sup>8</sup>.

La evaluación del manejo del agua en los tambos permitió agrupar a 6 de ellos en 2 categorías, según diferentes opciones de destino del agua del sistema de refrescado por placas. En el Grupo 1 (G1) se consideraron aquellos tambos en los cuales el agua de las placas se reutiliza para diferentes usos (bebida, lavado de pisos y preparación de pezones) incluyendo la utilización del agua en circuito cerrado entre el placas y el tanque australiano durante algún período del año. El Grupo 2 (G2), representa a tambos que entregan a la laguna de efluentes, toda el agua utilizada durante el ordeño. La finalidad de esta categorización fue establecer la calidad de los efluentes ante distintas opciones de manejo del agua en los tambos.

Los resultados obtenidos se evaluaron a través de estadística descriptiva, Prueba de la Mediana y Prueba de Wilcoxon, todas pruebas no paramétricas y utilizándose un nivel de significación del 5%<sup>17</sup>.

## RESULTADOS

La cantidad de heces medida en los corrales de espera se muestra en la Tabla 1. Los tambos 1 y 11 poseían un manejo de tiempos cortos de los animales en el corral de espera, debido a la separación en distintos rodeos por producción, presentando valores similares a los encontrados en tambos de la cuenca de Santa Fe<sup>6</sup>. En el tambo 2 el rodeo permanecía encerrado en su totalidad desde el inicio del ordeño, presentando un aporte de estiércol mayor.

La calidad fisicoquímica de los efluentes de los tambos se presenta en la Tabla 2. El pH de los puntos iniciales de muestreo presenta un rango

Tabla 1: Mediciones de heces en corral de espera y sala de ordeño

Características	Tambo 1	Tambo 2	Tambo 11
Nº de vacas en ordeño	108	92	390
Litros de leche por día	1900	1820	7500
Superficie del Corral (m <sup>2</sup> )	30	88	254
Kg. de heces totales (Mat. húmeda)	195,3	272	536
% Materia Seca	21	19	24
Kg. de heces / día (MS)	41.01	51.68	128.64
Kg. de heces / VO / día (MS)	0,379	0.561	0.329

variable de 6,9 a 9,13, siendo los valores mas alcalinos los de las fosas de decantación. Los valores finales tienden a estabilizarse presentando un rango entre 7,03 y 8,05.

La CE inicial se comporta en forma similar al pH, encontrándose los valores más elevados en el caso de las fosas de decantación.

En las lagunas evaluadas se observan valores de  $N_{kl}$  muy diferentes, encontrándose los más elevados en correspondencia a fosas sépticas o de decantación al inicio de las lagunas (429.8 mg/L) comparados con efluentes crudos de lagunas sin fosa séptica previa (76.3 mg/L), como consecuencia de la dilución del efluente. La variación de  $N_{kl}$  entre el inicio y final de las lagunas presenta diferencia significativa (prueba de Wilcoxon,  $p < 0.05$ ). Los valores de las formas amoniacales no pudieron relacionarse a las variaciones de  $N_{kl}$ , dado que las diferentes características de las lagunas, especialmente la profundidad y la carga orgánica, no permiten presumir los mismos procesos biológicos.

En el caso de los valores hallados de fósforo total (P) y de potasio (K) ocurre una situación similar al  $N_{kl}$ , respecto a las variaciones según los sistemas de lagunas encontradas. Las

Tabla 2: Análisis físico-químico de muestras de efluentes al inicio y final del sistema.

Parámetros físico - químicos	Mediana		Media		D. S.		Rango de valores	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
pH	7,49	7,59	7,81	7,56	0,93	0,30	6,9 - 9,13	7,03 - 8,05
Conductividad (mS/cm)	2,13	1,26	2,47	1,45	0,92	0,57	1,5 - 3,85	0,88 - 2,48
Nkj (mg/L)	266,90	60,35	237,37	77,87	150,58	51,74	76,3 - 429,8	25,9 - 169,8
P Total (mg/L)	33,30	31,00	28,89	27,03	16,43	13,56	6,8 - 51,9	9,8 - 44,7
K (mg/L)	331,10	208,60	515,80	209,89	425,28	125,67	222,9 - 1379	15,6 - 365
NH4+ (mg/L)	116,90	150,04	114,91	145,55	60,91	104,02	30,3 - 225	1,7 - 286,9

variaciones de estos elementos entre el inicio y final de la laguna, no son significativas (Wilcoxon,  $p > 0.05$ ), presentan rangos mucho menores al nitrógeno, mostrando la estabilidad de estos compuestos en las lagunas. La variación de estos elementos es marcada, solamente, cuando se parte de fosas de decantación, llegando a disminuir un 20,94% para el fósforo y un 69.63% para el potasio.

La caracterización de G1 y G2 se halla en la Tabla 3. Se observa un mayor contenido de los nutrientes NPK en los tambos (G1) que reutilizan el agua de la placa de refrescado en otras actividades, y que disminuye el volumen del agua que termina en la laguna con relación a aquellos tambos (G2) que entregan toda el agua utilizada en las operaciones de ordeño a la laguna. La utilización de la Prueba de la Mediana mostró diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) en el caso del  $N_{kl}$  y del P, pero no para el K ( $p > 0.05$ ).

Los valores de DBO y DQO se muestran en la Tabla 4. La reducción promedio de DQO es de 56.4% (rango de disminución 16.40 a 96.52%), mientras que para DBO fue de 63.4% (rango de disminución 19.73 a 96.29%). Estos parámetros

difieren significativamente (prueba de Wilcoxon  $p < 0.05$ ) entre los puntos de muestreo del inicio y final de las lagunas, mostrando la ocurrencia de procesos de tratamiento. Si bien esta reducción es significativa, los rangos encontrados podrían explicarse según las diferentes características de las lagunas evaluadas.

La caracterización microbiológica de los efluentes crudos (antes del tratamiento), muestra que los valores hallados de bacterias mesófilas aerobias entre  $2,3 \times 10^6$  a  $5,7 \times 10^7$  ufc/mL, y de coliformes fecales de  $7,3 \times 10^2$  a  $1,5 \times 10^5$  ufc/100 mL son comparables a los encontrados en un efluente cloacal. El número de coliformes fecales hallados en los efluentes de salida fue de  $9 \times 10^2$  a  $1,1 \times 10^4$  ufc/100 mL. Los valores hallados de enterococos al inicio fueron de  $9 \times 10^2$  a  $1,1 \times 10^6$  y al final de 1,5 a  $1,1 \times 10^5$  ufc/100 mL.

## DISCUSIÓN y CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos permitieron avanzar sobre la caracterización de la calidad y el manejo de efluentes de tambos y sobre la eficiencia en el funcionamiento de las lagunas como alternativa

Tabla 3: Comparación del contenido de nutrientes (NPK) en lagunas con diferente situación en el manejo del agua

Manejo del agua		Nkj (mg/L)	P Total (mg/L)	K (mg/L)
G1	Mediana	337,4 <sup>a</sup>	39,1 <sup>a</sup>	365,2 <sup>a</sup>
	Rango	196-429,8	37,6-51,9	222,9-768,3
G2	Mediana	97,7 <sup>b</sup>	9,4 <sup>b</sup>	242,4 <sup>a</sup>
	Rango	76,3-119,4	6,8-24,1	234-398

G1: Tambos que reutilizan el agua de la placa de refrescado. (Tambos 1, 2 y 8)

G2: Tambos que entregan toda el agua utilizada a la laguna (Tambos 9, 10 y 11)

Letras diferentes en la misma columna indican diferencia significativa ( $p < 0.05$ )

Letras iguales en la misma columna indican que no se encontró diferencia significativa ( $p > 0.05$ ) Prueba de la mediana

Tabla 4: Contenido de Demanda química de oxígeno (DBO) y Demanda Bioquímica de oxígeno (DQO) en los puntos iniciales y finales de las lagunas de tratamiento, relación DQO/DBO en el punto final y características de caudales y volúmenes de las lagunas

Tambo	DQO (mg/L)		DBO (mg/L)		Relación DQO/- DBO FINAL	Volumen de laguna (m <sup>3</sup> )	Relación largo/ancho de laguna
	Inicial	Final	Inicial	Final			
1	5200	760	640	88	8,64	2000	5
2	6050	s/d	522	s/d	-	480	10
4	27000	940	2480	92	10,22	900	1,5
5	5865	550	2380	94	5,85	4000	10
7	1020	750	344	262	2,86	zanja	-
8	2120	1300	582	264	4,92	1050	2,33
9	2080	660	696	230	2,87	6000	13,3
10	1520	1080	s/d	640	1,69	6000	13,3
11	945	790	152	122	6,48	300	3
Mediana	2120,0	775,0	611,0	176,0	5,39	1525	7,5
Media	5755,6	853,7	974,5	224,0	5,44	2591,3	7,3
Desvío Estándar	8230,8	242,4	915,3	184,9	2,97	2405,8	4,91

de tratamiento mas frecuente en la región. La variabilidad encontrada en los parámetros evaluados puede ser atribuida a la diversidad de situaciones de manejo en cada uno de los establecimientos. Respecto a la cantidad de efluentes producidos, tanto la comodidad de los animales como el tiempo de permanencia en los corrales, son variables a considerar para disminuir el aporte de heces a las lagunas.

Dentro de la calidad fisicoquímica del efluente, la conductividad eléctrica (CE) al inicio de las lagunas presenta valores similares a los promedios de la CE del agua subterránea en las distintas regiones<sup>10</sup>, a excepción de los tambos en los cuales el punto inicial de muestreo fue una fosa de decantación, en los cuales la CE era mayor.

Al igual que en otros sistemas de producción como el engorde de novillos a corral, los valores de nitrógeno orgánico total ( $N_{kl}$ ) y del amonio representan en las lagunas analizadas, la mayor proporción de la fracción nitrogenada<sup>8</sup>. A pesar de la variación encontrada, estos valores coinciden con los evaluados para tambos de Holanda y EEUU<sup>21</sup> y por la bibliografía nacional<sup>2,4,8</sup>.

Los porcentajes de reducción de nitrógeno en las lagunas se hallan entre 13.44% y 46.06%, siendo estos valores compatibles al proceso de tratamiento que se realiza en las lagunas analizadas<sup>12</sup>. La complejidad del ciclo del nitrógeno dentro de las lagunas de tratamiento, dificulta predecir el contenido de este elemento en la porción final de las mismas, siendo el elemento que sufre las mayores pérdidas por volatilización en los procesos de reutilización del efluente tratado para abono<sup>13</sup>.

Los resultados de fósforo coinciden con los valores hallados en EEUU<sup>21</sup>, pero son menores a la bibliografía nacional<sup>2</sup>. Respecto al potasio, las concentraciones halladas coinciden con la bibliografía nacional<sup>2</sup>. En ambos casos su presencia es importante dada la gran concentración de estos elementos en estiércol y orina de los animales<sup>13</sup>.

Se observó que el comportamiento del fósforo y del potasio, cuando se parte del efluente

crudo, es diferente. En el caso del fósforo se halló un incremento promedio al final de las lagunas del orden del 29.38%. En la descomposición biológica de los efluentes ocurrida en la laguna, el fósforo orgánico deriva a formas inorgánicas que permanecen, en gran parte, disponibles en la fracción líquida, por lo cual los incrementos de fósforo total se pueden atribuir al proceso de concentración del material sólido en la laguna por efecto de la evaporación que ocurre hacia el final de la misma<sup>13</sup>. Si se considera la posibilidad de su utilización como abono, el fósforo es un elemento clave en áreas de escurrimiento por erosión, ya que un exceso puede provocar la contaminación de cursos de agua superficial<sup>19</sup>.

En las lagunas analizadas se observó una disminución del potasio del 19.67%. Su degradación deriva en la combinación de este elemento en diversas sales de alta solubilidad que pueden tener un activo rol en la neutralización de los ácidos provenientes de la fermentación de los carbohidratos. Además la solubilidad de estos compuestos hace que sean absorbidos por las plantas que crecen en los bordes de las lagunas<sup>13</sup>. Los elevados contenidos de este elemento, sumados a su gran solubilidad, podrían resultar en un riesgo para la salud animal si son utilizados para riego de recursos forrajeros como la avena, ya que pueden incrementar la ocurrencia de hipomagnesemia en el ganado.

Los valores hallados de  $N_{kl}$  total y P exceden los límites permitidos para vertidos de efluentes líquidos residuales o industriales a cursos de agua cuyo límite permisible es menor a 10 mg/L para ambos parámetros<sup>1</sup>.

La agrupación de tambos según la práctica de reutilización del agua del tambo, evidenció calidades diferentes de efluentes. Si bien el volcado del agua de refrescado diluiría la concentración de materia orgánica vertida a la laguna, la poca disponibilidad de datos en este caso, no es suficiente, para afirmar que el efluente proveniente de tambos con un manejo racional del agua, tiene una mejor concentración de nutrientes para ser utilizado como abono. Es importante profundizar este aspecto, en la medida que se busque una gestión adecuada de los

efluentes dentro del sistema de producción.

Los valores finales de DBO y DQO de todas las lagunas no responden a las reglamentaciones vigentes en la provincia de Buenos Aires para el vertido de efluentes industriales a cuerpos de agua superficial (DBO = 50 mg/L y DQO = 250mg/L), recomendándose algún tipo de tratamiento posterior<sup>1</sup>. Esto es más evidente para los límites determinados por el Plan de Gestión Ambiental de la cuenca del Río Matanza - Riachuelo de Buenos Aires, que define un valor de DBO de 20 mg/L para la protección de la vida acuática<sup>5</sup>. Esta evaluación adquiere importancia especialmente en aquellas cuencas, como la de Abasto Sur, en la cual la abundancia de cursos de agua superficial lleva a que un alto porcentaje de los tambos eliminen los líquidos de las lagunas a los arroyos de la región.

La relación DQO/DBO permite demostrar el contenido de materia orgánica biodegradable presente en los efluentes. Los valores superiores a 2, indican la presencia de materia orgánica persistente proveniente del elevado contenido de fibras de compuestos celulósicos sin digerir,

principalmente, lignina y hemicelulosa. Los valores hallados muestran la falta de eficiencia de una laguna única para entregar un efluente apto para vertido, ya que no poseen la capacidad para la degradación de toda la materia orgánica presente<sup>13</sup>.

A pesar de la disminución en el número de coliformes fecales hallados en los efluentes de salida, estos valores exceden el límite permisible para vertidos a cuerpos de agua superficial<sup>1</sup>. La comparación de los valores hallados, con la reglamentación vigente en la provincia de Buenos Aires<sup>1</sup> para la calidad de vertido de efluentes líquidos residuales y/o industriales se encuentra en la Tabla 5.

El número elevado de enterococos hallado, excepto para un tambo, aún luego del proceso de tratamiento, demuestra la importancia de su determinación en efluentes de origen ganadero, dado que son capaces de sobrevivir en condiciones ambientales extremas<sup>9</sup>. Su presencia representa un riesgo sanitario al ser vertidos a un curso de agua superficial, considerando las recomendaciones de la UE que indican un límite

Tabla 5: Comparación de los resultados obtenidos en los puntos finales de las lagunas artificiales analizadas con la legislación vigente.

Parámetros	Legislación provincial (AGOSBA <sup>a</sup> )	Valores medios	Valores mínimos	Valores máximos
pH	6,5 - 10	7,56	7,03	8,05
CE	no aplica	1,45	0,88	2,48
Coliformes fecales/100 ml	2000	8600	950	11000
DBO 5	= 50	224	88	640
DQO (f)	= 250	974,5	550	1300
Nitrógeno total	= 10	77,87	25,9	169,8
Fósforo total	= 10	27,03	9,8	44,7

<sup>a</sup> correspondiente a la resolución N° 389/98, AGOSBA (Normas de calidad de vertido de los efluentes líquidos residuales y/o industriales)



permisible de  $1 \times 10^2$  /100 mL de enterococos para aguas utilizadas como balnearios<sup>20</sup>.

Si bien la calidad evaluada de los efluentes presenta un panorama interesante, como uso potencial para abono, su utilización presenta el inconveniente de la dificultad de predecir la concentración de nutrientes no solo entre tambos sino en un mismo tambo a lo largo del año.

Los resultados mostraron que, si bien existe una disminución importante en las concentraciones de nutrientes y en la DBO y DQO a lo largo de la laguna de estabilización, los líquidos que se vuelcan a cursos de agua llegan con una alta carga contaminante. De esta manera se deberá considerar la construcción de una segunda laguna encadenada, a fin de completar un tratamiento pertinente.

Las necesidades de una gestión ambiental adecuada en los diferentes sistemas de producción animal, requieren un manejo apropiado de estos residuos para evitar problemas mayores y permanentes como es el deterioro de la calidad de las napas, cursos de agua y del medio ambiente en general.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la colaboración de la Dra. Alicia Iorio, por la realización de parte de los análisis de efluentes y a la buena disposición de los productores encuestados.

## BIBLIOGRAFÍA

1. AGOSBA, 1998 Resolución N°389/98 - Ministerio de Obras y Servicios Públicos - Normas para el vertido de fluentes industriales a cursos de agua.
2. AGUIRRE, G. 1999. Manejo de los efluentes de tambo. Rev. Med. Vet., 80 (5): 414-416.
3. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1998. Standard Methods for water and wastewater, 20° Ed, Washington DC, USA, p. 850
4. CABONA, O. 1995. Nada se pierde, todo se transforma. Rev. Infortambo, 9 (75): 62-64
5. CERM, 1997 Comité ejecutor del Plan de Gestión Ambiental y de Manejo de la Cuenca Hídrica Matanza -Riachuelo. Extracto de la propuesta del plan de gestión ambiental de manejo de la cuenca hídrica Matanza-Riachuelo, aporte brindado por la consultora ENGEVIX-COWI-ICONAS, (5): 20-21
6. CHARLÓN, V.; TAVERNA, M. 1999. Uso racional del agua, Rev. Producir XXI, Junio 1999: 36-39
7. EPA, OFFICE OF WATER, 2000. Animal Feeding operations in National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture en Watershed protection , [www.epa.gov/owow/nps/agmm/index.html](http://www.epa.gov/owow/nps/agmm/index.html)
8. GARCÍA, A.; IORIO, A.; BADO, F.; BARGIELA, M. 2001. Riesgo potencial de polución del Arroyo Morales en Argentina por influencia de una producción ganadera intensiva, Rev. Información Tecnológica 12 (3): 37 – 42.
9. HARDIE J. M. AND WHILEY R. A. .1997. Classification and overview of the genera Streptococcus and Enterococcus. Journal of Applied Microbiology Symposium Supplement, (83): 1s – 11s.
10. HERRERO M. A.; MALDONADO MAY, V.; SARDI, G.; FLORES, F.; ORLANDO A.; CARBÓ L. 2000 (a) Distribución de la Calidad de Agua subterránea en sistemas de producción agropecuarios Bonaerenses , I – Calidad Físico – química y utilización del agua, Rev. Arg. Prod. Ani. – 20 ( 3-4): 229 –237
11. HERRERO M. A.; MALDONADO MAY, V.; SARDI, G.; FLORES, F.; ORLANDO A.; CARBÓ L.. 2000 (b) Distribución de la Calidad de Agua subterránea en sistemas de producción agropecuarios Bonaerenses , II – Condiciones de manejo y grado de contaminación, Rev. Arg. Prod. Ani. – 20 ( 3-4): 237 –252
12. LA MANNA, S., 1997. Manual de manejo de residuos orgánicos en Predios Lecheros, INIA Uruguay. Gacetilla Técnica. p.57
13. MILLAR, C.E.; TURK, L. Farm manures, En MILLAR, C.E.; TURK, L. Fundamentals of soil science – First edition John Wiley, New York, USA. 1943, Pag. 260-286
14. MILES C.; FLORES T.; MATTHEWS, W; CLOUGHERTY, J. 1998. Manure Resource Guide, Washington State University Cooperative Extension, <http://agsyst.wsu.edu/manure.htm>
15. MINISTERIO DE ASUNTOS AGRARIOS, PROV. DE BUENOS AIRES, 2001. Relevamiento del número de Establecimientos Productores de leche Bonaerenses - [www.maa.gba.gov.ar/datosgeneralesdeproduccion.html](http://www.maa.gba.gov.ar/datosgeneralesdeproduccion.html)
16. NOSETTI, L.; IRAMAIN, S.; HERRERO, M.A. Evaluación del uso y manejo del agua y efluentes

- en establecimientos lecheros de la Provincia de Buenos Aires - IX Jornadas de Jóvenes Investigadores de la AUGM – UNR, Rosario, Argentina, p.52, 2001.
17. SAS System. Release 8.2 for Windows
  18. SCHUYLER, L., EPA Guidelines concerning agricultural manure management practices – Dairy Manure Management Symposium, Syracuse, New York, p.23-29, 1989
  19. STENVOORDEN, J.L. Manure management and regulations in the Netherlands - Dairy Manure Management Symposium, Syracuse, New York, p.15-22, 1989
  20. WATER QUALITY IN THE EUROPEAN UNION. 1999. Bathing Water Quality. <http://europa.eu.int/water>
  21. WILLERS, H; KARAMANLIS, X; SCHULTE, D. 1999. Potential of closed water systems on dairy farms, Wat. Sci. Tech., 39 (5) : 113-119
  22. WOODING, H. 1972. Disposal of liquid wastes from parlors and milk houses, Special circular 154, Extension services, Pennsylvania State University, p. 12, Pennsylvania, USA