

GUIA DE GESTION INTEGRAL DE AGUAS EN ESTABLECIMIENTOS LECHEROS

DISEÑO, OPERACION Y MANTENIMIENTO DE SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES



2008





Ing. Civil Carlos Colacce
Ministro de Vivienda, Ordenamiento Territorial
y Medio Ambiente



Ing. Agr. Alicia Torres
Directora Nacional de Medio Ambiente

Ing. Quím. Silvia Aguinaga
Directora de la División Control y Desempeño Ambiental

Dra. Vet. Mercedes Apa
Coordinadora Técnica



Ing. Jorge Panizza Torrens
Presidente

Ing. Agr. Enrique Malcuori
Subgerencia de Producción Lechera

Dr. Vet. Nelson Altieri



Presidente
Dr. Ing. Ismael Piedra-Cueva
Consejo de Administración

Director Ejecutivo
Ing. Gerardo Agresta



Facultad de Ingeniería
Dra. Ing. Alice Elizabeth González

Ing. Nicolás Rezzano Tizze

Bach. Enrique Indarte Bonifacino

No está autorizado el empleo de esta publicación para su venta o para otros usos comerciales

Para más información y detalles de cómo obtener copias de esta publicación por favor contáctenos.

MVOTMA - Ministro de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente
Zabala 1432 esq. 25 de Mayo – Teléfono + 598 2 917 07 10 – Montevideo, Uruguay
<http://www.mvotma.gub.uy>

DINAMA – Dirección Nacional de Medio Ambiente
Galicia 1133 esq. Av. Rondeau – Teléfono + 598 2 917 07 10 – Montevideo, Uruguay
<http://www.dinama.gub.uy>

CONAPROLE – Cooperativa Nacional de Productores de Leche
Magallanes 1871 – Teléfono + 598 2 924 71 71 – Montevideo, Uruguay
<http://www.conaprole.com.uy>

Facultad de Ingeniería, Universidad de la República
Julio Herrera y Reissig 565 - Teléfono + 598 2 711 06 98 – Montevideo, Uruguay
<http://www.fing.edu.uy>

IMFIA - Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental,
Facultad de Ingeniería, Universidad de la República.
Julio Herrera y Reissig 565 - Teléfono + 598 2 711 33 86 – Montevideo, Uruguay
<http://www.fing.edu.uy/imfia>

Impreso en ROJO Diciembre de 2008 - DEPOSITO LEGAL N° 346.670
Diseño Gráfico - Vag-net - 099 11 3414

ISBN: 978-9974-0-0532-7

Equipo de Redacción

Dra. Ing. Alice Elizabeth González
Jefa del Departamento de Ingeniería Ambiental del IMFIA

Ing. Civil H/A Nicolás Rezzano Tizze
Ayudante del Departamento de Ingeniería Ambiental del IMFIA

Bach. Enrique Indarte Bonifacino
Becario de Investigación FJR - DIA-IMFIA

AGRADECIMIENTOS

Se agradece especialmente a la Dra. Vet. Mercedes Apa y al Ing. Agr. Enrique Malcuori, por la recopilación de información valiosa que fue incorporada en este manual y por su dedicación al realizar las visitas de trabajo de campo.

6

Anexos y revisores

Dra. Vet. Delvey Anchieri
Bach. Soledad Andrade
Ing. Civil H/A Gimena Bentos Pereira
Ing. Civil H/A Claudia Bessouat
Ing. Agr. Omar Casanova
Dr. Marcelo Cousillas
Ing. Agr. Alicia Crosara
Dra. Vet. Elena De Torres
Dra. Ing. Agr. Amabelia del Pino
Lic. Biología Luis Ordeig Di Leone
Ing. Quím. Verónica González
Dr. Darío Irigoyen
Lic. Biología Sandra Castro

Ing. Agr. Alejandro La Manna
Ing. Quím. Rosario Lucas
Bach. Javier Marrero
Dr. Jorge Montaña
Ing. Civil Victoria Oliveri
Dra. Ing. Silvana Perdomo
Ing. Civil H/S Marcelo Pittamiglio
Ing. Civil H/S Gerardo Poppolo
Ing. Civil H/S Luis Reolón
Dra. Vet. Cristina Ríos
Bach. Karina Rose
Lic. Andrea Ventoso
Ing. Civil H/A Daniel Vignale

Productores

E. Batista
A. Berti
O. Braga
R. Bratchi
F. Carbajal
C. Cladera
G. Clement
Davies
V. de León
G. Díaz
R. Freschou
N. García
A. Lapido
H. Leaniz
O. Lema
W. Lockhart
L. Magariño
J. Mangado
L. Marichal

D. Martínez
C. Medina
G. Noya
N. Peralta
Rivoir
Roland
Rostán
J. Rubio
M. Salomón
A. Sylveira
Talmon
J. Tornielli
W. Tornielli
Facultad de Agronomía
Facultad de Veterinaria
INIA La Estanzuela
Escuela de Lechería
UTU Fray Bentos
UTU Raigón

Por su excelente disposición para participar en este estudio.

PRÓLOGO

Este Manual de Gestión Integral del Aguas en Establecimientos Lecheros surge como el resultado de una conjunción de esfuerzos institucionales de la División de Control Ambiental de la Dirección Nacional de Medio Ambiente del MVOTMA, de CONAPROLE, y del Departamento de Ingeniería Ambiental del IMFIA de la Facultad de Ingeniería (UdelaR) en acuerdo con la Fundación Julio Ricaldoni.

Su elaboración se planteó originalmente como una revisión y actualización de las publicaciones que en años anteriores habían realizado DINAMA Y CONAPROLE, pero el alcance superó las expectativas iniciales.

No es azar que haya sucedido de ese modo. El hecho de que el trabajo se haya realizado en forma interdisciplinaria e interinstitucional, con una fuerte participación de treinta y siete productores que brindaron generosamente su tiempo y su vasta experiencia además del acceso a sus instalaciones, redundó en un enriquecimiento de este material, a través del estrecho vínculo con la realidad nacional en que se apoya, y con el valor agregado que resulta del intercambio entre actores de distintos orígenes y formaciones, con visiones diferentes.

El intenso trabajo de campo realizado permitió tomar un conocimiento cabal del sector tanto en infraestructuras disponibles como en prácticas y modelos de gestión, pero también en materia de necesidades y aportes que desde esta publicación se pudieran realizar. En el desarrollo del trabajo se obtuvieron datos de campo y de laboratorio que, junto con los publicados en la bibliografía nacional, permitieron ajustar las propuestas a nuestro contexto incrementando así el interés de este manual. Asimismo, se incluyó a modo de anexos un conjunto de artículos de especialistas locales sobre distintos temas afines, que complementan y dan realce a este trabajo.

Si su publicación es de utilidad para dar aunque sea un pequeño paso hacia adelante en la gestión ambiental en un sector estratégico para nuestra economía como lo es la industria láctea, entonces habrá cumplido su función.

TABLA DE CONTENIDO

1. EL AGUA EN PREDIOS LECHEROS	13
1.1 USOS DE AGUA EN EL ESTABLECIMIENTO.....	13
1.1.1 Uso de agua para abrevadero.....	14
1.1.2 Uso de agua en las instalaciones	14
1.2 CRITERIOS PARA MINIMIZAR EL USO DE AGUA	18
1.3 NORMATIVA Y CALIDAD DEL AGUA EN LAS INSTALACIONES.....	19
1.4 ASEGURAMIENTO DE LA CALIDAD BACTERIOLÓGICA DEL AGUA EN EL TAMBO.....	20
1.5 MANEJO SUSTENTABLE DEL AGUA SUBTERRÁNEA	24
1.5.1 ¿Por qué preocupan las aguas subterráneas?.....	24
1.5.2 Acuíferos	24
1.5.3 De qué forma se puede impactar negativamente a un acuífero	27
1.5.4 Autodepuración	31
1.5.5 ¿Cómo controlar y qué controlar?	31
1.6 PERFORACIÓN DE AGUA SUBTERRÁNEA.....	34
2. MUESTREO DE CALIDAD DE AGUAS	37
2.1 ALGUNOS PARÁMETROS DE CALIDAD DE AGUAS	37
2.1.1 pH.....	37
2.1.2 Salinidad	37
2.1.3 Conductividad.....	38
2.1.4 Oxígeno Disuelto	38
2.1.5 Sólidos	38
2.1.6 Nitrógeno y fósforo.....	40
2.1.7 Materia Orgánica	40
2.1.8 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	40
2.1.9 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	41
2.1.10 Indicadores Bacteriológicos.....	41
2.2 CONSIDERACIONES SOBRE LA TOMA DE MUESTRAS.....	43
3. CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE	47
3.1 ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS.....	47
3.2 VARIACIONES MÁS FRECUENTES	50
3.2.1 Aporte de pluviales	51
3.2.2 Separación de la bosta seca.....	51
4. UNIDADES DE TRATAMIENTO	53
4.1 ASPECTOS GENERALES	53
4.2 UNIDADES DE RETENCIÓN DE SÓLIDOS	54
4.2.1 Cámara de retención de sólidos	54
4.2.2 Estercolero.....	55
4.2.3 Trampa	56
4.2.4 Sedimentadores.....	58
4.3 UNIDADES DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LÍQUIDOS RESIDUALES	59
4.3.1 Generalidades.....	59
4.3.2 Esquema general de tratamiento biológico más frecuente	60
4.3.3 Lagunas de estabilización.....	60
4.3.4 Humedales construidos.....	63
4.4 UNIDADES DE TRATAMIENTO ANAEROBIO DE SÓLIDOS: BIODIGESTORES	67
4.4.1 ¿Qué es un biodigestor?	67
4.4.2 Tipos de biodigestores.....	67

5. OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO73

5.1	UNIDADES DE RETENCIÓN DE SÓLIDOS	73
5.1.1	Cámara de retención de sólidos	74
5.1.2	Estercolero simple	74
5.1.3	Estercolero doble.....	74
5.1.4	Trampa	74
5.2	LAGUNAS	75
5.2.1	Puesta en funcionamiento de las lagunas	75
5.2.2	Operación y mantenimiento	76
5.2.3	Principales problemas de funcionamiento y posibles soluciones	77
5.2.4	Limpieza de lagunas anaerobias	79
5.3	HUMEDALES CONSTRUIDOS.....	80
5.4	BIODIGESTORES.....	81
5.4.1	Operación.....	81
5.4.2	Mantenimiento del biodigestor de polietileno o de PVC.....	81

6. CRITERIOS DE DISEÑO.....85

6.1	UNIDADES DE RETENCIÓN DE SÓLIDOS	85
6.1.1	Cámaras de retención de sólidos	85
6.1.2	Trampas para retención de sólidos.....	86
6.1.3	Estercolero	88
6.1.4	Sedimentador.....	89
6.2	SISTEMA DE LAGUNAS.....	90
6.2.1	Laguna anaerobia	91
6.2.2	Laguna facultativa.....	93
6.2.3	Laguna facultativa (2)	94
6.2.4	Balance hídrico en las lagunas	94
6.3	HUMEDALES CONSTRUIDOS.....	99
6.4	BIODIGESTORES.....	100
6.4.1	Volumen de diseño del biodigestor.....	101
6.4.2	Ejemplo de diseño de biodigestor	101
6.5	EJEMPLO DE DIMENSIONADO DE SISTEMAS DE TRAMPA Y DOS LAGUNAS	103
6.5.1	Trampa	103
6.5.2	Laguna Anaeróbica.....	104
6.5.3	Laguna Facultativa.....	106
6.5.4	Balance Hídrico.....	107
6.6	DIMENSIONADOS PARA TAMBOS TIPO	109

7. ASPECTOS CONSTRUCTIVOS 119

7.1	REPLANTEO	119
7.2	CONDUCCIONES.....	119
7.3	OBRAS DE HORMIGÓN, REVOQUES Y MAMPOSTERÍA	120
7.3.1	Hormigón	120
7.3.2	Revoques y muros	121
7.4	UNIDADES DE RETENCIÓN DE SÓLIDOS	122
7.4.1	Cámara de retención de sólidos	122
7.4.2	Estercolero	122
7.5	GENERALIDADES DE OBRAS DE SUELOS	122
7.5.1	¿Qué es la compactación?	125
7.5.2	Máquinas para compactación de suelos en la construcción de lagunas de estabilización	125

7.6	CONSTRUCCIÓN DE LAGUNAS	128
7.6.1	Construcción de terraplenes	128
7.6.2	Impermeabilización del fondo	129
7.6.3	Estructuras de ingreso	129
7.6.4	Tuberías de interconexión	131
7.6.5	Estructuras de salida	131
7.7	VERIFICACIONES MÍNIMAS EN OBRA.....	133
7.7.1	Ensayos a realizar a fin de verificar la buena calidad del terraplén.	133
8.	REUSO DE EFLUENTES GANADEROS	137
8.1	¿QUÉ ES EL REUSO?	137
8.2	¿QUÉ FORMAS DE REUSO SE PUEDEN REALIZAR EN UN TAMBO?.....	137
8.2.1	Riesgo sanitario en el reuso de efluentes.....	138
8.2.2	Recirculación para lavado de pisos.....	140
8.2.3	Fertirriego.....	140
8.2.4	Parámetros a considerar para la realización de fertirriego	143
8.3	LAGUNAS DE ALMACENAMIENTO	147
8.4	SITUACIÓN ACTUAL Y CRITERIOS GENERALES	149
9.	DISPOSICIÓN DEL EFLUENTE TRATADO	151
9.1	PROCEDIMIENTO ADMINISTRATIVO PARA TRAMITAR LA SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN DE DESAGÜE INDUSTRIAL (SADI)	151
9.2	ESTÁNDARES DE VERTIDO A CURSO DE AGUA.....	152
9.3	ESTÁNDARES PARA INFILTRACIÓN AL TERRENO	152
9.4	INFILTRACIÓN CONTROLADA.....	153
10.	SITUACIÓN ACTUAL DE LOS TAMBOS EN URUGUAY	157
10.1	ESTABLECIMIENTOS VISITADOS.....	157
10.2	CARACTERÍSTICAS DE LOS SISTEMAS	162
10.2.1	Diagnóstico general	164
10.2.2	Gasto de agua en los predios	164
10.2.3	Diseño de unidades	165
10.2.4	Aspectos constructivos.....	165
10.2.5	Eficiencia del tratamiento de efluentes	166
10.2.6	Cumplimiento de estándares.....	168
10.2.7	Reuso de aguas residuales	168
10.2.8	Manejo de sólidos biológicos (estiércol)	168
10.2.9	Matrices de riesgo aplicadas a los establecimientos visitados	169
10.2.10	Conclusiones del diagnóstico	171
BIBLIOGRAFÍA	175	
ANEXO 1.	RIESGO SANITARIO EN EL REUSO DE EFLUENTES	178
ANEXO 2 –	ESTIÉRCOL EN LA PRODUCCIÓN LECHERA	181
ANEXO 3 –	ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE LOS EFLUENTES DE TAMBOS SIN SISTEMA DE TRATAMIENTO EN DISTINTAS CONDICIONES AMBIENTALES	190
ANEXO 5 -	CORRALES DE ALIMENTACION	204
ANEXO 6 –	MATRICES DE RIESGO APLICADAS A ESTABLECIMIENTOS LECHEROS	213
ANEXO 7 -	CARTA DE VULNERABILIDAD DEL ACUÍFERO RAIGÓN.....	216
ANEXO 8 –	MUESTREO Y ANÁLISIS DE AGUA Y EFLUENTES	222
ANEXO 9 –	NORMATIVA PARA LA PROTECCIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS.....	229

1. EL AGUA EN PREDIOS LECHEROS

Para la redacción de este capítulo se contó con la colaboración del Dr. Jorge Montaña, el Dr. Darío Irigoyen, el Ing. Agr. Enrique Malcuori, la Dra. Vet. Mercedes Apa y la Dra. Vet. Cristina Ríos.

Como elemento que condiciona el desarrollo de las distintas formas vivas tanto elementales como superiores, la proximidad del agua ha sido históricamente condición fundamental para el desarrollo de la vida humana, definiendo originalmente los lugares preferenciales de asentamiento de las comunidades.

Debido a su capacidad de transportar materiales vertidos, se originaron los primeros episodios de contaminación de aguas que relata la historia, vinculados por lo general a contaminación de aguas con cierre del ciclo fecal – oral, y generando muchas veces importantes epidemias y numerosas muertes.

La disponibilidad de agua dulce per cápita se reduce paulatinamente a nivel mundial. Es por eso que en el marco de la búsqueda de la sostenibilidad en las formas de desarrollo humano se da una especial importancia al tema del uso eficiente del agua.

Se habla del agua como recurso cuando se le asigna un valor de mercado, un precio –sea éste potencial o real, directo o indirecto-. El recurso “agua dulce” no es ilimitado: siendo el 2,5 % del agua total en el planeta, de ese porcentaje, el 22 % es agua superficial y subterránea, encontrándose el resto en los casquetes polares; de este 22 %, solamente el 1 % es accesible para su uso.

Como consecuencia de la explosión demográfica y de las necesidades crecientes de la agricultura y la industria, los recursos hídricos son objeto de una demanda creciente.

Una de las razones por las que se reduce la disponibilidad de agua dulce para consumo humano o animal es la contaminación de los cuerpos de agua, que reduce o inviabiliza su tratamiento para este fin.

Los países que han intensificado su producción agrícola y ganadera pueden demostrar perfectamente, que ciertas prácticas asociadas con este proceso son copartícipes del deterioro de la calidad del agua de una región.

En relación a los establecimientos lecheros del Uruguay, si bien la producción de leche está lejos de los niveles de intensificación asociados con estos problemas, ciertas prácticas relacionadas con la gestión incorrecta del agua en los tambos pueden generar impactos negativos no sólo a nivel de producción sino también a nivel ambiental.

En este capítulo se pretende realizar un breve desarrollo sobre los usos de agua en un tambo, analizar criterios para un uso eficiente del agua y comentar los lineamientos generales para el manejo sustentable del agua subterránea.

1.1 Usos de agua en el establecimiento

El manejo del agua en el establecimiento es determinante de la calidad de la leche y del correcto funcionamiento del sistema de tratamiento de efluentes. Se describirán las necesidades de agua para abrevadero así como los usos de agua en las instalaciones del tambo.

1.1.1 Uso de agua para abrevadero

El agua es el nutriente más consumido por las vacas lecheras.

El consumo de agua por el animal está influenciado por muchos factores externos e internos que por lo general son muy difíciles de controlar. Numerosos estudios indican que podría hacerse una buena aproximación si se considera que un animal adulto puede consumir diariamente aproximadamente el 8 % al 10 % de su peso en agua: un novillo de 400 kg podrá ingerir 40 litros por día. Se puede estimar también el consumo de las vacas lecheras en un rango de 2 a 4 litros de agua por kilogramo de materia seca ingerida.

El factor influyente en el consumo más conocido es la temperatura ambiente; en verano siempre hay un mayor consumo. También hay mayor evaporación en represas o estanques, lo que debe tenerse muy en cuenta al considerar los requerimientos de reserva. Otra variable importante es el tipo de alimentación que reciben los animales. Como regla general, todos los forrajes secos y/o concentrados demandan mayor cantidad de agua que los forrajes verdes. El estado fisiológico de los animales también incide. Una vaca en ordeño consume más líquido que una vaca seca pero las diferencias son bastante pequeñas como para que sean consideradas en explotaciones extensivas donde el acceso a las aguadas es a voluntad. Paralelamente a estos requerimientos cuantitativos, la composición físico-química del agua consumida puede condicionar la cantidad de agua consumida, así como el potencial productivo de los animales.

1.1.2 Uso de agua en las instalaciones

A continuación se presenta un esquema aproximado del uso de aguas en las instalaciones del tambo, ubicando las distintas zonas y los posibles gastos de agua; no se incluyen en este esquema ni las oficinas ni las viviendas del tambo.

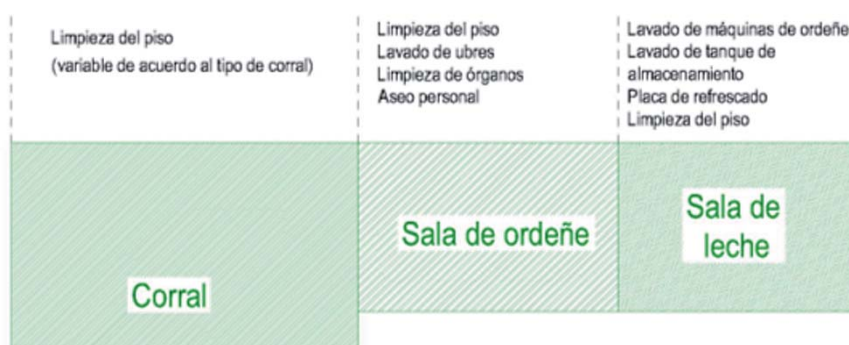


Figura 1- 1: Uso de aguas en las instalaciones del tambo

En base a las visitas a los distintos establecimientos se realizó un esquema de gastos de agua fría y de agua caliente en el tambo.

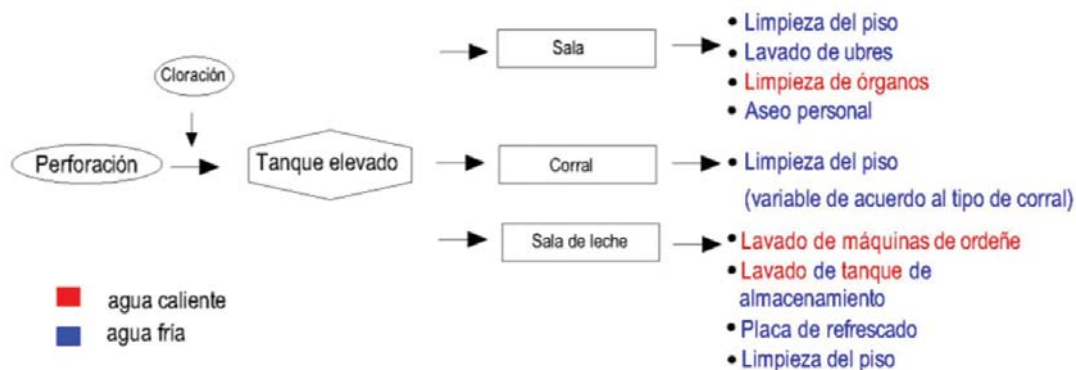


Figura 1- 2: Uso de agua fría y de agua caliente

En el corral de espera o alimentación sólo se utiliza agua para el lavado de pisos. De acuerdo con la bibliografía consultada, el gasto en lavado de pisos en la sala y el corral oscila entre 14 y 24 litros por vaca por día. El diseño de las instalaciones necesariamente debe posibilitar la ventilación y el secado de los pisos.

Como alternativa de lavado se puede optar por el lavado por inundación, debiéndose adoptar un sistema de conducción del agua que logre amortiguar los grandes caudales generados en tiempos cortos para evitar el arrastre de sólidos en las unidades de sedimentación.

El agua utilizada para el lavado de pisos depende no sólo del número de vacas, sino también del área de la sala y el corral.

Sistema de lavado	Volumen requerido por m ²
Raspado	3 litros/m ²
Lavado a presión	6,4 litros/m ²
Lavado por inundación	6,1 litros/m ²

Tabla 1- 1: Gasto de agua por ordeño para el lavado de pisos (Fuente: CONAPROLE)

A pesar de que las exigencias respecto a los parámetros bacteriológicos pueden no ser en este caso tan estrictas respecto a otros usos en el tambo, se debe evitar el uso de agua contaminada que genere posibles focos infecciosos en la zona de sala y corral.

En la sala de ordeño y la de almacenamiento de la leche, otros gastos comprenden: lavado de ubres, limpieza de máquina de ordeño y órganos, aseo personal, limpieza de tanque de almacenamiento y placa de refrescado.

Previo a la colocación de las pezoneras, el correcto lavado de los pezones constituye una práctica común para evitar la contaminación bacteriana de la leche. El agua es utilizada como medio para disolver y arrastrar la suciedad presente en los pezones. Para el lavado se requiere agua no contaminada bacteriológicamente.

Para la desinfección de los equipos de ordeño y de enfriado se debe utilizar una solución con concentración mínima de 100 mg/L de cloro activo o 50 mg/L de yodo.

De acuerdo a la operativa del tambo, la máquina se lava dos veces por día (al final de cada ordeño). El volumen de agua utilizado depende de la cantidad de órganos, la máquina de ordeño, los diámetros de las tuberías de leche, etc. El tanque de almacenamiento se lava una vez al día (una vez retirada la leche producida en el día), o cada tres ordeños (un día y medio).

La dureza del agua tiene influencia directa sobre el mantenimiento de las condiciones de higiene y salubridad del equipo de ordeño y tanque de frío. La dureza total es la totalidad de sales de Ca, Mg, Fe y Mn disueltas en agua, expresadas como carbonato de calcio. Se expresa en mg/L. De acuerdo con estudios realizados en nuestro país, la mayor parte del agua empleada para el lavado presenta una dureza elevada. La solución de esta problemática implica la utilización de detergentes y de rutinas de lavado del equipamiento adaptadas a esta realidad.

La formulación de los detergentes utilizados en agua dura debe privilegiar dos aspectos:

- Poder antiincrustante: Para impedir la formación de incrustaciones, los detergentes utilizan en su formulación secuestrantes o complejantes que tienen la función de impedir la formación de sales insolubles.
- Poder desincrustante: En el caso particular de la máquina de ordeñar, las incrustaciones están constituidas por una deposición mineral proveniente del agua (normalmente de naturaleza calcárea) y de la leche (fosfato, carbonato y lactato de calcio). Los desincrustantes están formulados con ácido fosfórico u otros compuestos ácidos que tienen como finalidad remover residuos resistentes que se forman en el equipo.

La secuencia de lavado es: enjuague inicial, lavado alcalino, enjuague, lavado ácido y enjuague final. Complementariamente al lavado alcalino, las rutinas de lavado deben contemplar la utilización de lavado ácido. En el caso de agua dura o muy dura, el lavado ácido debe hacerse 2 a 3 veces por semana; cuando el agua es blanda se sugiere hacerlo con frecuencia semanal.

Finalmente, la placa de refrescado utiliza el agua de la perforación para enfriar la leche (previo a su ingreso al tanque de almacenamiento) por medio de intercambiadores de calor. Si bien el funcionamiento más deseable en estos dispositivos es en circuito cerrado, esto no es usual en nuestros tambos. Al trabajar en circuito abierto, se busca reutilizar el agua de la placa. En efecto, el agua que ha circulado a través de la placa de refrescado puede ser reutilizada para el lavado de pisos y con otros fines (teniendo en cuenta que el agua que sale de la placa está a mayor temperatura que la de la perforación).

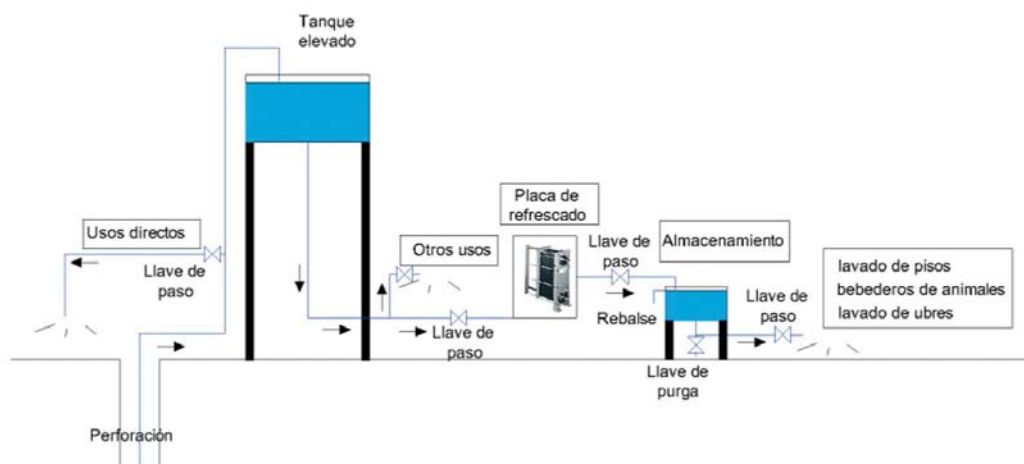


Figura 1- 3: Esquema del flujo de agua en el tambo

En la Figura 1- 3 se aprecia un tanque de almacenamiento que recibe las aguas que salen de la placa de refrigeración; éste funciona de pulmón y como punto de enfriamiento del agua utilizada.

Se observa que, de acuerdo a la temperatura previa a la entrada al tanque de enfriamiento que se quiera lograr, el sistema puede diseñarse como un circuito cerrado entre un tanque secundario y la placa de refrigeración.

El volumen diario gastado en los distintos usos del tambo depende del número de vacas, de la operativa en el tambo (por ejemplo procedimientos de limpieza, tiempos de ordeño, etc.) y del área de la sala y del corral (de espera o alimentación) entre otros factores.

Los rangos de dotación se encuentran entre 30 y 100 L/vaca/día (datos bibliográficos). Se conocen valores de gastos de agua diarios en varios de los establecimientos que participaron en el trabajo de campo realizado durante la elaboración de este manual, por lo que en la siguiente tabla se presentan datos nacionales de dotación, relacionados a los establecimientos visitados.

Nº de Vacas	Gasto total (L/día)	Dotación (L/vaca/día)
22	1320	60
30	2000	65
40	4000	100
64	2000	30
110	3000	25
130	6000	45
210	7000	35
228	6000	25
338	25000	75
	Media	50
	Mínimo	25
	Máximo	100

Tabla 1- 2: Dotaciones en tambos nacionales

La media en los establecimientos visitados es de 50 L/vaca/día, siendo el máximo de 100 y el mínimo de 25 L/vaca/día, valores comparables a los reportados por la bibliografía. Se observa que en tambos pequeños el uso del agua es menos eficiente. Entre 130 y 250 vacas, al crecer el número de animales la eficiencia en el uso del agua mejora.

El consumo depende también del sistema de lavado de los pisos; por ejemplo si se realiza un raspado previo de los sólidos en el corral, el gasto de agua correspondiente al lavado de pisos será menor que si se lava directamente.

El volumen de agua utilizado en el tambo influye directamente sobre la gestión de los efluentes, por lo tanto es necesario conocer qué cantidad de efluentes se están generando para poder diseñar en forma correcta el sistema de tratamiento. Debido al amplio rango de variación de las dotaciones (30 a 100 L/vaca/día), es necesario conocer la dotación del tambo para el que se esté diseñando el sistema de tratamiento, a fin de elaborar planes de reuso que se adecuen a la realidad de establecimiento, y lograr un uso más eficiente del agua en el tambo. Si bien las prácticas de reuso resultan exitosas en la reducción del consumo de agua, en este manual no se pretende estimular en este sentido, a menos que se pueda asegurar la calidad adecuada del efluente para el fin seleccionado.

1.2 Criterios para minimizar el uso de agua

Debido al consumo importante de agua que presentan los establecimientos lecheros, sumado a la baja disponibilidad que presentan algunas zonas, es de vital importancia realizar un manejo racional de este recurso.

A continuación se presentan algunos criterios que pueden ayudar a optimizar el uso del agua:

1. Arrear al ganado en el rodeo a paso normal, de forma de permitir las deyecciones en el campo. Otra opción para minimizar las deyecciones en el corral es detener 5 a 10 minutos el ganado previo a la entrada al corral. Se deben evitar asimismo situaciones estresantes previo a la entrada así como dentro del corral.
2. Recolectar el agua de lluvia proveniente de techos, almacenándola en tanques para su utilización en el lavado de pisos.
3. Humedecer los pisos antes de que ingrese el ganado al corral de espera, a los efectos de facilitar el lavado; de esta manera se evita la adherencia de la bosta y se requiere menos agua.
4. Realizar un raspado del corral de espera, previo a la limpieza con agua, retirando la bosta seca que puede distribuirse en campo como mejorador de suelo

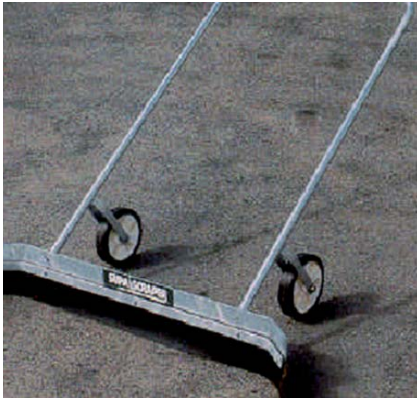


Figura 1- 4: Dispositivos de raspado del piso

5. Los diámetros de las mangueras deben ser como mínimo de 40 mm con punteros de 20 mm - 25 mm. Los punteros en las mangueras aumentan la velocidad de salida y facilitan el desprendimiento de la bosta, y en consecuencia contribuyen a reducir el tiempo y el consumo de agua en el lavado.

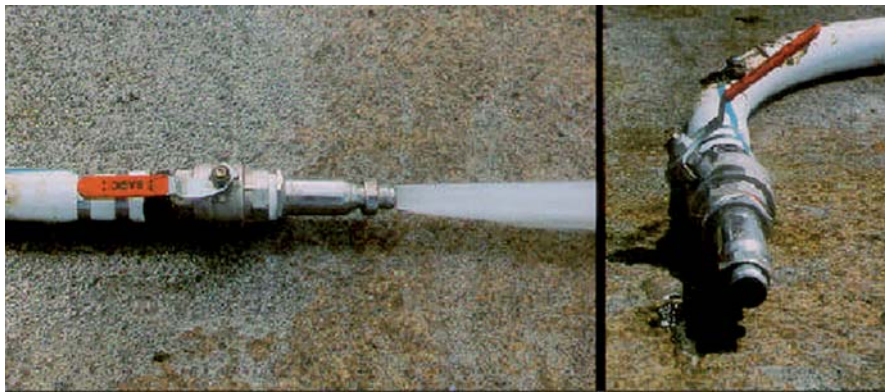


Figura 1- 5: Manguera con puntero para mejorar la eficiencia

1.3 Normativa y calidad del agua en las instalaciones

De acuerdo a las recomendaciones para la habilitación del MGAP a nivel de establecimientos de productores de leche se debe cumplir con exigencias en las siguientes áreas: A) Instalaciones, B) Efluentes, C) Manejo de medicamentos y sustancias tóxicas, D) Fuente de agua, E) Sanidad animal, F) Personal del establecimiento.

A) Fuente de agua: con respecto a la fuente de agua, se tienen en cuenta los siguientes puntos en el momento de la habilitación del MGAP:

Ubicación de la fuente de agua: debe estar localizada en un nivel superior al de los pozos sépticos y a una distancia de 100 m como mínimo. Para el caso de los pozos excavados, se requiere brocal y dispositivos que eviten la filtración de aguas estancadas. Deben poseer tapa, se deben limpiar periódicamente. Se evitarán las conexiones innecesarias de mangueras o cañerías de conducción.

B) Calidad y cantidad de agua: se evalúa en el momento de la habilitación y luego se repite anualmente en la refrendación. Los parámetros que se exigen son físico químicos y microbiológicos

C) Depósito de reserva: se debe contar con un depósito con tapa que contendrá un volumen adecuado a las necesidades del establecimiento.

20

PARÁMETRO	LÍMITE MÁXIMO	UNIDAD
Coliformes totales	Ausencia en 100 mL	u.f.c./100 mL
Coliformes termotolerantes o		
Escherichia coli	Ausencia en 100 mL	u.f.c./100 mL
Pseudomona aeruginosa	Ausencia en 10 mL	
Arsénico	0,05	mg/L
Nitrato (como NO ₃)	50	mg/L
Nitrito (como NO ₂)	3	mg/L
Cuando están presentes nitratos y nitritos se debe cumplir:	$[\text{NO}_3] / 50 + [\text{NO}_2] / 3 \leq 1$	
Dureza total	500	mg/L

Tabla 1- 3: Límites máximos para algunos parámetros, para el agua utilizada en zonas de producción de alimentos

De acuerdo a las recomendaciones del MGAP (Sanidad de lácteos, de la legislación sanitaria animal, tomo I) sobre los requisitos higiénicos para la manipulación de los alimentos, se establece que en todas las operaciones vinculadas a la producción o elaboración de alimentos así como la limpieza dentro de la planta, debe utilizarse agua potable, quedando obligados los propietarios de empresas alimentarias a realizar el tratamiento correspondiente si fuera necesario a tal fin.

La muestra del agua utilizada en la zona de producción debe cumplir como mínimo con los requisitos establecidos en la Tabla 1- 3.

El agua corriente en la zona de la producción no debe contener microorganismos patógenos ni formas resistentes de parásitos intestinales (huevos, quistes u ooquistes): Virus entéricos, Giardia, Cryptosporidium, Entamoeba histolitica, Salmonella, Shigella, Escherichia coli, etc.

Para que el agua corriente sea aceptable el pH debe encontrarse en el rango de 6,5 a 8,5.

1.4 Aseguramiento de la calidad bacteriológica del agua en el tambo

Los motivos de la contaminación bacteriológica son diversos. Puede ser causada por la contaminación del acuífero, o por incorrecto manejo del agua extraída de la fuente (contaminación posteriormente a su extracción en las instalaciones del establecimiento).

Muchas veces el desmejoramiento de la calidad del agua posterior a la extracción se encuentra relacionado con la falta de mantenimiento del depósito. Este hecho puede observarse a través de los resultados de un relevamiento de agua tomando muestras en un punto previo al tanque de almacenamiento y en grifos de la sala de leche alimentados desde el depósito. Cuando se comparan resultados de bacteriologías

realizadas sobre muestras de agua obtenidas a la entrada de la bomba de elevación y en una canilla ubicada en la zona de producción, se obtiene un incremento de bacterias mesófilas del 95 % y un incremento de coliformes del 50 % (CONAPROLE). Para revertir estos efectos, se debería comenzar por instaurar un correcto mantenimiento de las instalaciones de almacenamiento de agua.

Actualmente CONAPROLE ha iniciado un trabajo tendiente a evaluar el impacto negativo de alternativas de tratamiento de agua con insuficiente calidad bacteriológica sobre la producción y la calidad de leche.

Para asegurar la calidad bacteriológica del agua de consumo en el tambo es necesario proceder a su desinfección, a través de un sistema que dosifique automáticamente el desinfectante en el flujo del agua al tanque (alternativa recomendada por CONAPROLE) o por agregado de un desinfectante al tanque de depósito.

La desinfección del agua es un proceso que consiste en la destrucción de los microorganismos patógenos presentes en el agua, causantes de enfermedades de origen viral, bacteriana y parasitaria, etc. Cabe mencionar que desinfectar no es lo mismo que esterilizar, ya que la esterilización implica la destrucción de los patógenos esporulados.

La tarea de desinfección del agua en el tambo se realiza en general utilizando hipoclorito de sodio (una sal de cloro), debido a sus ventajas respecto a otros desinfectantes, tales como su eficiencia, ser un poderoso oxidante, su fácil manejo, fácil obtención y el efecto residual que es fácilmente medible. Las desventajas de este agente consisten en su propiedad de ser corrosivo, reaccionar fácilmente con la materia orgánica formando sustancias derivadas del cloro (cloraminas) peligrosas para la salud; y también conferir un sabor desagradable al agua.

La solución de hipoclorito de sodio comercial tiene un contenido de cloro disponible de 10 % (100 g de cloro activo por litro). Al dosificar hipoclorito de sodio, el cloro se hidroliza con el agua, luego se combina con el amoníaco presente en el agua y con la materia orgánica, así como con ciertas sustancias químicas para producir distintos compuestos.

Para determinar la cantidad de hipoclorito que se va a dosificar es necesario determinar la cantidad de cloro que es necesaria. La cantidad de cloro que se dosifica equivale a la demanda total de cloro (que está estrechamente ligada a la calidad química y microbiológica del agua) más la cantidad de cloro residual esperada en el agua a utilizar.

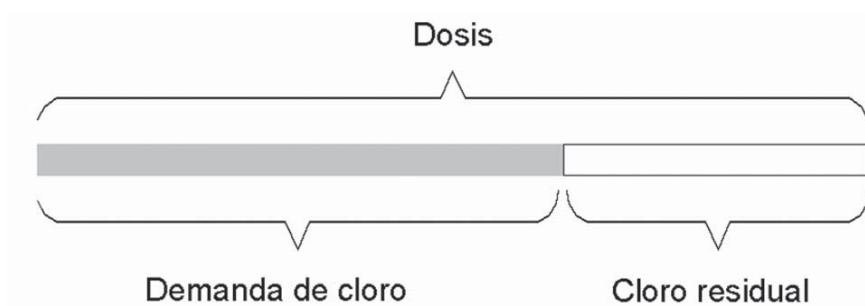


Figura 1- 6: Dosis de cloro necesaria, en relación con la demanda de cloro y el cloro residual

La cantidad de cloro a introducir se puede regular aplicando cantidades crecientes de hipoclorito de sodio hasta obtener la concentración residual requerida en el tambo. El proceso de ajuste de la dosificación puede tardar algunos días hasta que la dosis se ajuste al valor ideal.

Otra opción más rápida para la estimación de la dosis a aplicar es mediante un ensayo “rápido” de la demanda. Se toman varias muestras del agua de la perforación y se les dosifican cantidades crecientes de cloro (por ejemplo, entre 1 y 10 mg/L). Transcurrido un tiempo aproximadamente igual al tiempo de contacto entre la dosificación del producto y la utilización del agua desinfectada se mide, en cada muestra, la concentración de cloro residual. La dosis de cloro que determina la concentración de cloro residual más cercana a la necesaria es la elegida. Cabe mencionar que el kit de medición de cloro residual libre es de costo accesible y de fácil utilización.

La OMS determina que una concentración de 0,5 mg/L de cloro residual libre en el agua, luego de un período de contacto de 30 minutos, garantiza una desinfección satisfactoria.

La cloración dentro de los pozos no se considera una práctica ambientalmente adecuada, debido a la muy escasa capacidad de autodepuración de las aguas subterráneas ante un episodio de contaminación con cloro. Como el flujo de las aguas subterráneas es muy lento, la napa va quedando contaminada con cloro, lo que a largo plazo puede causar la afectación de la calidad de la misma para algunos usos.

El proceso de desinfección no es instantáneo, ocurre progresivamente. Por ello no sólo es importante la dosis aplicada, sino también el asegurar la mezcla correcta entre el agente desinfectante y el agua. El tiempo de contacto se asegura mediante la dosificación del producto en la tubería de impulsión al tanque superior, utilizando el tanque de elevación como tanque de contacto entre el desinfectante y el producto.

El sistema típico de dosificación de hipoclorito de sodio para establecimientos rurales es con bomba de diafragma; de todas formas cabe mencionar que existen otras opciones, como el dosificador por succión tipo Venturi.

La bomba de diafragma consiste en un sistema pequeño, que succiona del tanque de hipoclorito comercial e impulsa hacia un punto de conexión al caño de elevación hacia el tanque de almacenamiento de agua del tambo.

El cuerpo de estas bombas tiene una cámara con dos válvulas unidireccionales, una a la entrada y otra a la salida. La solución entra a la cámara a través de la válvula de admisión a medida que se abre el diafragma (resistente a los efectos corrosivos de la solución de hipoclorito) y es expulsada de la cámara por la válvula de salida mientras se cierra el diafragma (accionado por un motor eléctrico). La bomba eleva la solución por medio de una serie de contracciones periódicas. El punto de aplicación es el sistema de elevación al tanque.

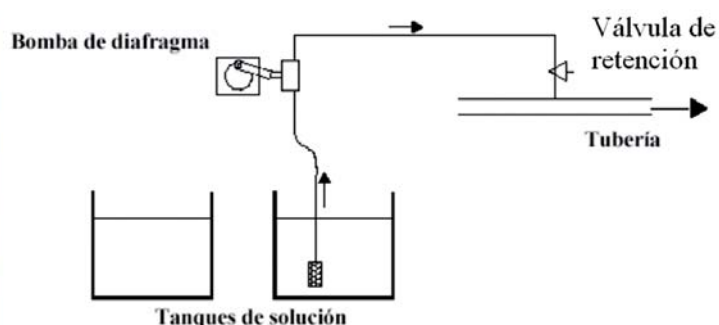


Figura 1- 7: Sistema de dosificación de hipoclorito típico en tambos (Fuente figura: CEPIS)

Determinada la dosis a aplicar (D), conocido el caudal de la bomba de elevación al tanque elevado y la concentración del hipoclorito de sodio comercial, es posible calcular el caudal de la bomba dosificadora:

$$Q * D = q * c \Rightarrow q = \frac{Q * D}{c}$$

Donde:

Q – Caudal de la bomba de elevación (L/h)

D – Dosis de cloro (mg/L)

q – caudal de hipoclorito de sodio al 10 % a dosificar (L/h)

c – concentración de la solución de hipoclorito de sodio (mg/L)

Por ejemplo para una dosis de cloro de 4 mg/L y una bomba de elevación de caudal 1500 L/h, considerando la concentración de la solución de hipoclorito de 10 % (concentración $c = 100 \text{ g/L} = 100.000 \text{ mg/L}$), resulta:

$$q = \frac{1500 * 4}{100000} = 0,06 \text{ L/h}$$

Finalmente, cabe mencionar que la limpieza del tanque de reserva debe hacerse como mínimo una vez al año, de forma de mantener las condiciones de higiene.

A continuación se presenta el procedimiento de limpieza del tanque:

- Vaciado: desagote del tanque de agua.
- Cerrar la válvula de salida evitando arrastre de sedimento hacia las cañerías.
- Extracción del sedimento: retirar el sedimento depositado en el interior del tanque con el empleo de palas, aspiración por bombeo, balde, barrido.
- Trapeado y cepillado en forma manual o por medios mecánicos de las paredes, piso y techo. Se utiliza soluciones de hipoclorito de sodio (1 L de hipoclorito al 10 % en 3 L de agua). El cepillado deberá hacerse evitando el deterioro de las superficies revocadas
- Limpieza de las canalizaciones de ventilación
- Enjuague final con abundante agua limpia para remoción de sustancias extrañas.
- Desinfección: 10 mL de hipoclorito de sodio al 10 % por cada m^3 de capacidad del tanque
- Desinfección de cañerías.
- Tapa hermética.
- Mallas de plástico en los extremos de las canalizaciones de ventilación y desborde.

1.5 Manejo sustentable del agua subterránea

1.5.1 ¿Por qué preocupan las aguas subterráneas?

Las aguas subterráneas suelen ser más difíciles de contaminar que las superficiales, pero cuando esto ocurre, resulta ser un problema más difícil de revertir. Sucede esto porque las aguas del subsuelo poseen un ritmo de renovación muy lento en comparación a las superficiales. Por ello, a escala humana, las aguas subterráneas se pueden considerar como un recurso no renovable. Se calcula que mientras el tiempo de permanencia medio del agua en los ríos es de días, en un acuífero es de siglos, lo que hace muy difícil su autodepuración.

La explotación incorrecta de las aguas subterráneas origina diversos problemas. En muchas ocasiones la situación se agrava por el diagnóstico tardío del problema; esto tiene que ver con que el agua subterránea no se ve, entonces los problemas pueden tardar en manifestarse.

1.5.2 Acuíferos

En general el agua situada debajo de la superficie de la tierra formando una capa saturada se denomina agua subterránea.

Se denomina acuífero a un estrato o formación geológica que permite la circulación del agua por sus poros o grietas y su aprovechamiento en cantidades económicamente apreciables.

El agua ocupa:

1. Poros, en terrenos sedimentarios
2. Fisuras o fallas en rocas duras
3. Cavidades formadas por disolución, en rocas carbonatadas

En función de lo anterior, los acuíferos se pueden dividir en:

Acuíferos porosos

Se denomina acuífero poroso a los sedimentos granulares, como las arenas o areniscas, en los cuales el agua ocupa poros existentes entre los granos de arena.

Acuíferos fisurados

Los acuíferos fisurados están compuestos por rocas “duras” que desarrollan porosidad por la presencia de fracturas, fallas o diaclasas, por lo cual se denominan acuíferos de porosidad secundaria.

Acuíferos kársticos

Se denominan acuíferos kársticos o por disolución a los constituidos por rocas fundamentalmente carbonatadas, en las cuales la porosidad (huecos) se desarrolla en forma secundaria por disolución de la roca (Karstz o similares).

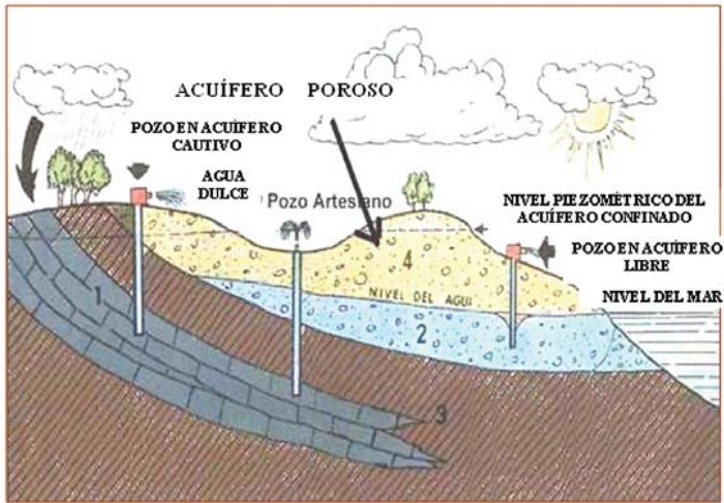


Figura 1- 8: Acuífero poroso

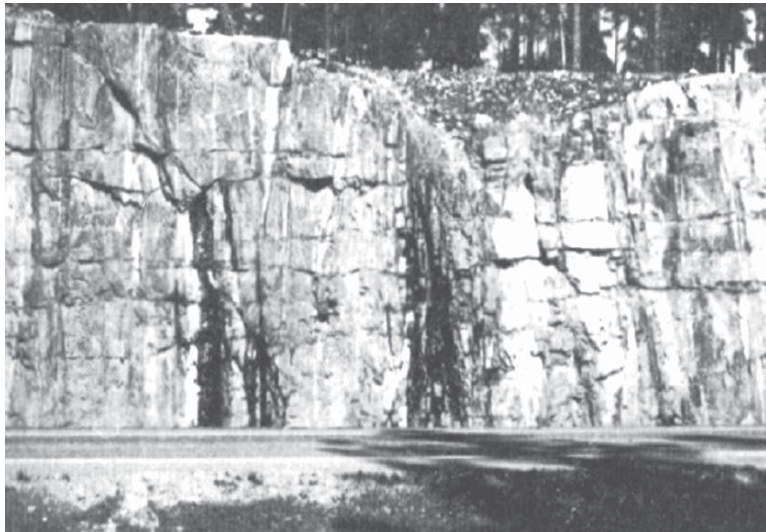


Figura 1- 9: Acuífero fisurado



Figura 1- 10: Acuífero kárstico

Los acuíferos pueden ser clasificados también en función de la capacidad de transmisión de agua de la capa que constituye su límite superior o techo (camada confinante superior) y su piso o límite inferior (camada confinante inferior), además de la presión de las aguas en relación a la presión atmosférica. De esta manera se tienen:

Acuíferos libres

Se encuentran entre una capa inferior (roca) impermeable y la superficie del terreno. También son llamados freáticos o no confinados. Son acuíferos cuyo límite superior se corresponde con la superficie freática, en la cual todos los puntos se encuentran a presión atmosférica.

Acuíferos confinados o cautivos

El acuífero se encuentra cubierto por una zona impermeable y apoyado sobre una capa inferior también impermeable. Pueden ser denominados acuíferos “bajo presión”, dado que el agua se encuentra en ellos a mayor presión que la atmosférica. El agua ocupa la totalidad de los poros o huecos de la formación geológica que la contiene, saturándola completamente. Al perforar la capa superior, se observa un ascenso rápido del nivel de agua hasta la estabilización. De acuerdo con este nivel y la posición de la cota geométrica de la boca del pozo se tienen dos tipos: pozos surgentes y pozos artesianos.

Acuíferos semiconfinados

Es un acuífero en el cual por lo menos una de las capas confinantes (superior o inferior) es semipermeable (limos, limos arcillosos), permitiendo la entrada o salida de agua por drenaje ascendente o descendente.

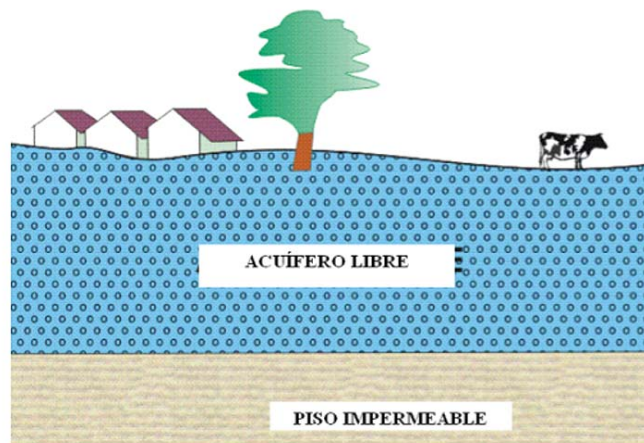


Figura 1- 11: Acuífero libre

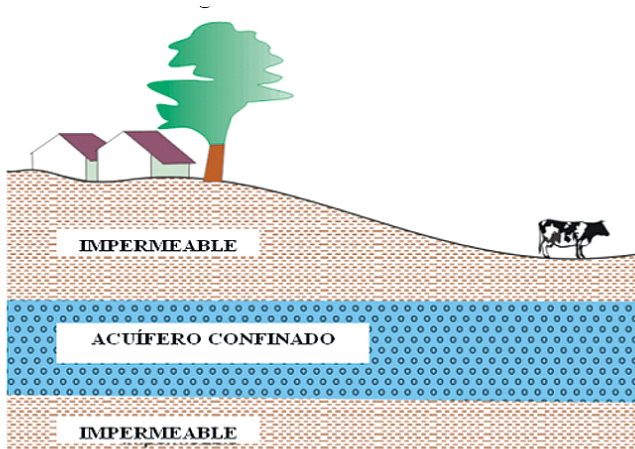


Figura 1- 12: Acuífero confinado

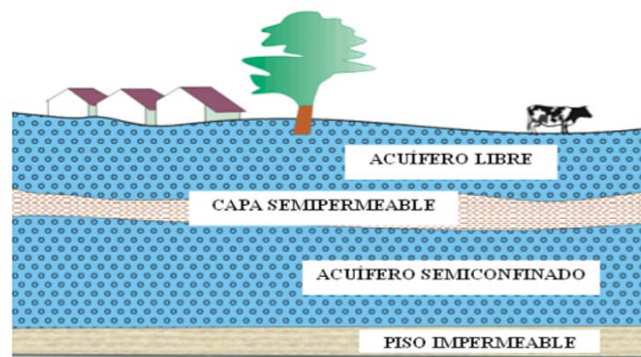


Figura 1- 13: Acuífero semiconfinado

1.5.3 De qué forma se puede impactar negativamente a un acuífero

Los principales riesgos asociados al manejo incorrecto de las aguas subterráneas son:

- **Agotamiento del acuífero**

El buen uso de las aguas subterráneas exige tener en cuenta que, en los lugares donde las precipitaciones son escasas, los acuíferos se van cargando de agua muy lentamente y si se consumen a un ritmo mayor que el de recarga, éstos se agotan.

Al producirse explotación intensiva, sequía u otros fenómenos que van disminuyendo el nivel del agua contenida en el acuífero, se dan las condiciones para la generación de problemas ambientales severos ante un fenómeno de contaminación.

Cuando estos acuíferos se encuentran en la costa, al ir vaciándose de agua dulce van siendo invadidos por agua salada (intrusión salina), quedando inutilizables para muchos usos.

- **Contaminación de las aguas subterráneas**

Se suelen distinguir dos tipos de procesos contaminantes de las aguas subterráneas: los "puntuales" que afectan a zonas muy localizadas, y los "difusos" que provocan contaminación dispersa en zonas amplias, en las que no se puede identificar un foco principal.

28

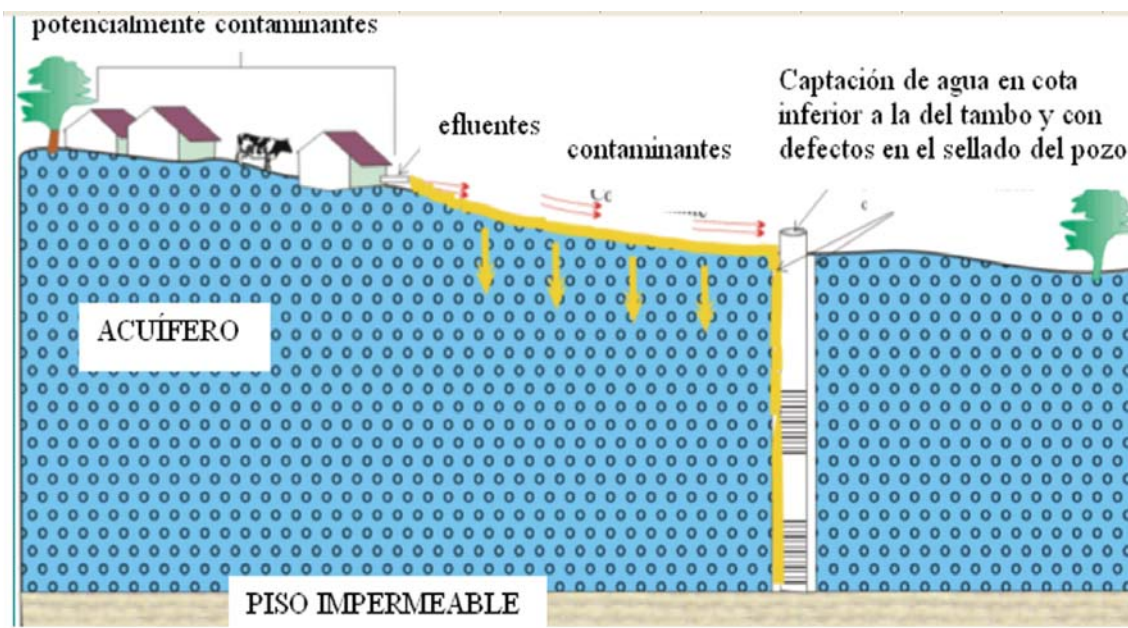


Figura 1- 14: Llegada de contaminantes al pozo situado en cota baja y sin sello sanitario. Pozo mal ubicado y mal construido

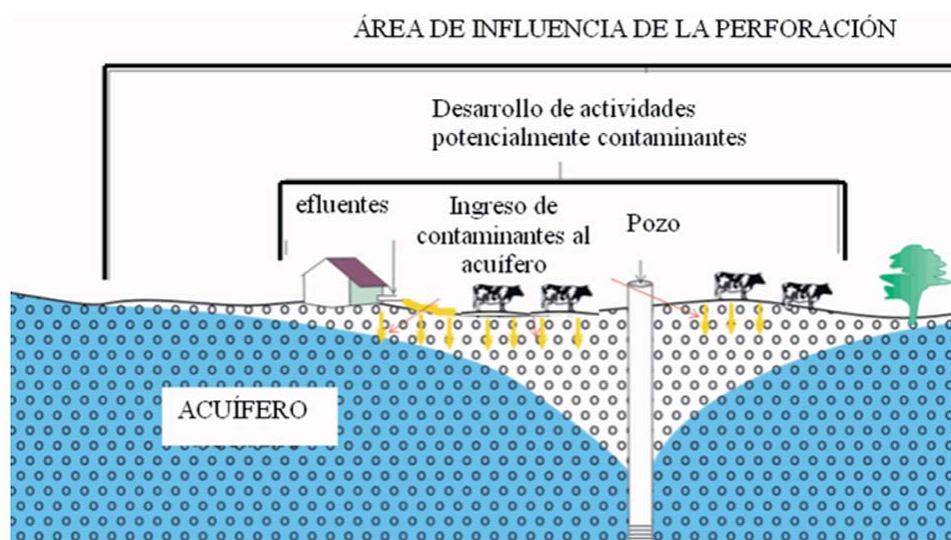


Figura 1- 15: Contaminación del pozo al existir actividad contaminante en radio de influencia. Pozo mal ubicado

A continuación se presentan algunas actividades vinculadas a establecimientos lecheros potencialmente lesivas para los acuíferos

- **Disposición de los efluentes generados**

Si se realiza infiltración no controlada al terreno, se facilita el transporte de nitratos, fósforo, organismos patógenos y tóxicos hacia el acuífero. Estos focos puntuales normalmente provocan un deterioro grave de la calidad del agua subterránea en un entorno del establecimiento. Normalmente estos focos son capaces de contaminar e inutilizar las tomas de agua (pozos) que se encuentran en las cercanías. También lo son los depósitos de efluentes domésticos cuando son filtrantes o tienen defectos de construcción que hagan que el líquido residual infiltre o escurra superficialmente.

- **Uso de fertilizantes**

El uso indiscriminado de fertilizantes conduce al enriquecimiento de nutrientes de los cuerpos de agua (nitrógeno y fósforo), pudiendo ocasionar episodios de eutroficación en las aguas superficiales. En las aguas subterráneas esto se hace presente cuando se realizan extracciones de los pozos, observándose en el corto plazo el crecimiento de algas, con los problemas que esto conlleva. Además, no se deben olvidar los perjuicios sobre la salud que puede implicar la presencia en exceso de nitratos.

- **Uso de biocidas**

Si bien existe una variada gama de biocidas, existen también extensos estudios que ponen de manifiesto el efecto adverso que tienen éstos sobre la salud. Por lo tanto, si son vertidos sin control en el ambiente, pueden terminar en las aguas superficiales por escurrimiento, o en las aguas subterráneas por infiltración. El problema es aún mayor, dada la persistencia y movilidad que presenta la mayoría de estos agentes en el ambiente. En esta categoría no sólo se incluye a los plaguicidas, sino todos los antibióticos y demás productos de uso agrícola que puedan ser transportados hacia las aguas subterráneas.

- **Disposición final de la bosta seca**

La bosta puede provenir de las etapas de pre-tratamiento (trampa, estercolero, sedimentador, etc.), o bien de la recolección de la misma en los corrales. Existen varios problemas asociados al manejo incorrecto del estiércol. Entre ellos se puede señalar:

1. Problemas sanitarios asociados al personal del establecimiento y al ganado, agravado por el escurrimiento superficial generado por las precipitaciones.
2. Escurrimiento de nitratos y coliformes hacia las aguas superficiales.
3. Infiltración de nitratos y coliformes a las aguas subterráneas.
4. Deterioro del suelo donde se dispone.
5. Proliferación de vectores (insectos, roedores, etc.).

En la siguiente tabla se presentan posibles soluciones a los distintos problemas contaminación de aguas en el tambo

Problema: Deficiencias en la construcción del pozo		Solución
Pozo tubular o brocal sin tapa: entrada de insectos, batracios, roedores, pájaros.		Colocación de tapa hermética
Falta de cementación (sello sanitario): Entrada de aguas superficiales contaminadas		Sellado del pozo
Falta de área de protección del pozo. - Aporte de materia fecal - Orín - Lavados de botas - Lavados de baldes, tanques, autos, etc.		Debe existir un perímetro cercado de por lo menos 50 m alrededor del pozo, donde no se realice ninguna actividad. Construir una vereda de hormigón de aproximadamente 50 cm alrededor del pozo para evitar el encharcamiento
Problema: Deficiencias en la ubicación del pozo		Solución
Ubicación cercana a fuentes de contaminación: - pozos negros - basureros - corrales - caminos de ganado		Ubicación del pozo a una distancia de la fuente de contaminación nunca menor a los 50 m; dicha distancia depende del tipo de contaminante y del tipo de acuífero. En particular se recomienda que la distancia a la planta de tratamiento no sea inferior a 100 m.
Ubicación en una cota más baja que la fuente de contaminación:		Anular la fuente de contaminación Cambiar ubicación del pozo
Problema: Deficiencias en la tubería de conexión entre el pozo y el tanque		Solución
Conexión improvisada con goma y alambre, donde la tubería pierde agua cuando se bombea		Sustituir por conexión de materiales adecuados para la unión de la tubería
Mientras no se extrae agua del pozo puede darse la entrada de agua a la tubería que puede tener contaminantes		
Rotura de tubería ubicada superficialmente.		La tubería debe colocarse enterrada y cubierta.
La tubería pasa por canaletas de desagüe de tambo o corrales, cercanas a caminos de tropa.		La trayectoria de la tubería debe ser proyectada y construida sin interceptar ninguna fuente de contaminación.

Problema: Deficiencias en el depósito de agua (tanque)	Solución
Contaminación en el tanque	Colocación de tapa en el tanque Limpieza del depósito cada 3 meses con solución de hipoclorito

Tabla 1- 4: Problemas y soluciones relacionados con la contaminación de aguas en el tambo

1.5.4 Autodepuración

Los acuíferos tienen cierta capacidad de autodepuración en mayor o menor medida según el tipo de suelo donde se encuentran, además de otras características. A medida que el agua avanza entre las partículas del subsuelo, las sustancias contaminantes se filtran, dispersan, y además son neutralizadas, oxidadas, reducidas, o sufren otros procesos químicos y/o biológicos que las degradan. De esta manera el agua va sufriendo cierto grado de purificación. Cuando la estructura geológica del terreno facilita una zona amplia de aireación, los procesos de depuración son más eficaces. También es muy favorable la abundancia de arcillas y de materia orgánica. En cambio, en los depósitos aluviales (arenas) la purificación del agua es mucho más difícil y este tipo de acuífero es mucho más sensible a la contaminación.

Es muy importante de todas formas, tener en cuenta que las posibilidades de depuración en el acuífero son limitadas y que el mejor método de protección es, por tanto, la prevención. Evitar la sobreexplotación, controlar los focos de contaminación para conocer bien sus efectos, y evitar que las sustancias contaminantes lleguen al acuífero, son las mejores prácticas a tener en cuenta a la hora de preservar las aguas subterráneas.

1.5.5 ¿Cómo controlar y qué controlar?

Es importante controlar las tomas de agua para así monitorear la calidad del agua subterránea y poder tomar medidas correctivas a tiempo. Dado los costos que implican los estudios de laboratorio, es necesario tener claro qué debe estudiarse y por qué.

Cuando se desea analizar la calidad del agua subterránea para controlar la posible percolación de efluentes, es necesario buscar aquellos parámetros cuya presencia está asociada a ello:

- En primer lugar la concentración de nitratos; el efluente ganadero es muy rico en nitrógeno, y éste, durante la infiltración es convertido casi en su totalidad a nitratos.
- Luego, el contenido de microorganismos, coliformes fecales; es un indicador de la eventual percolación de efluentes a la napa de agua ya que, si existen, provienen de las excretas del ganado o eventualmente de otros animales de sangre caliente.

Si bien estos dos parámetros son de gran interés para caracterizar el agua subterránea, existen otros que se detallan en el capítulo 2.

Presencia de nitratos

La contaminación de aguas con nitratos (NO_3^-) puede provocar toxicidad aguda en seres humanos, sobre todo en lactantes, causando metahemoglobinemia, que es conocida como “enfermedad del niño azul”, se presenta también en animales jóvenes provocando el mismo cuadro. Por este motivo, se debe acotar el contenido de nitratos en aguas de bebida; en nuestro país rige un valor máximo de concentración de nitratos en agua potable (para consumo humano) de 50 mg/L (OSE).

32 Se han indicado además, otros efectos adversos sobre la salud relacionados con la ingesta de agua con concentraciones elevadas de nitratos. Cabe destacar que la presencia de nitratos lleva a una mayor demanda de cloro; cuando se combinan con cloro, dan lugar a la formación de cloraminas que, en exceso, pueden provocar sabor y olor desagradable en el agua además de poder causar otros perjuicios para la salud.

Los nitratos, por ser nutrientes, cuando se encuentran en exceso junto con el fósforo (también presente en las excretas) son capaces de provocar un crecimiento excesivo de algas (eutroficación) en un cuerpo de agua. Este fenómeno no sólo provoca el encarecimiento de los tratamientos de potabilización del agua, sino que puede ir acompañado de una desoxigenación de la misma, y terminar por dejarla inutilizable. Además, se presenta el agravante de la dificultad que implica revertir este fenómeno, dado que es un círculo retroalimentado.

Además los nitratos son solubles en agua, y sólo son retenidos por la fase sólida del suelo si el agua también lo es. En consecuencia, estos aniones pueden lixiviarse fácilmente y alcanzar las napas de agua subterránea, pudiendo permanecer allí por décadas. El aporte de nitrato en suelos bajo agricultura puede provenir tanto de la mineralización del N orgánico (humus, estiércol, etc.) como del agregado de fertilizantes nitrogenados. Otra fuente de nitratos son los restos orgánicos de origen humano, como las aguas servidas y filtraciones de depósitos sanitarios permeables, o de origen animal, como los restos provenientes de salas de ordeño, gallineros, porquerizas, feedlots, etc.

Presencia de coliformes fecales

Otro parámetro importante para controlar la calidad de las aguas subterráneas es el contenido de bacterias coliformes. Éstas, si bien no siempre son patógenas en sí mismas, son indicadores de la presencia de contaminación fecal y, en consecuencia, de microorganismos potencialmente patógenos; por lo tanto son un indicador de contaminación microbiana, o sea de potenciales problemas sanitarios en la fuente de agua.

Los coliformes son indicadores bacteriológicos y son utilizados para cuantificar la potencial presencia de agentes patógenos, capaces de causar enfermedades de transmisión hídrica por el cierre del ciclo fecal-oral.

Dentro del grupo de los coliformes totales (CT) se pueden distinguir dos tipos: los coliformes fecales (CF), que provienen del tracto intestinal de animales de sangre caliente y son mejores indicadores de riesgo de afecciones a humanos; y otro grupo de coliformes no fecales, que son residentes naturales en el suelo y agua.

La presencia de CF en el agua generalmente está indicando contaminación por efluentes domésticos o estiércol. Una de las fuentes de contaminación por coliformes más importantes son los sitios donde se acumula estiércol, como por ejemplo las

pasturas bajo pastoreo intensivo, feedlots, y zonas de bebedero animal.

En la toma de muestra de agua proveniente de la perforación (o de uso en la zona de producción) para el análisis de la calidad bacteriológica se deben seguir los siguientes pasos:

Frasco de toma de muestra

1. Utilizar un frasco estéril, destinado a análisis bacteriológicos de vidrio con boca ancha o polipropileno autoclavable, con su correspondiente casquete protector. Se debe mantener el frasco tapado hasta el momento de su uso, no apoyar la tapa en ningún lugar en que se pueda contaminar. En ningún momento y por ninguna razón se debe enjuagar el frasco destinado al análisis bacteriológico antes de tomar la muestra. El volumen mínimo necesario para la muestra es 600 mL. En caso de aguas cloradas es necesario colocar tiosulfato de sodio 0,1 mL al 3 %.

33

Limpieza del grifo.

2. Retire del grifo cualquier cosa que se haya adherido, utilizando una tela limpia, frote la boca de la salida para quitar cualquier suciedad que pueda existir.
3. Abrir la canilla de la que se va a extraer la muestra, dejando correr el agua por lo menos 10 minutos, regulando la salida de agua de modo que no sea demasiado violenta.
4. Quemar la parte interna de la canilla con un hisopo empapado en alcohol (nunca queroseno o nafta), evitando que el calentamiento sea excesivo y provoque deterioros.
5. Abrir la canilla durante 3 minutos con cuidado de no tocar la parte desinfectada y regulando la salida del agua.

Toma de muestra

6. Extraer la muestra siguiendo las etapas que a continuación se detallan:
 - Desatar el hilo que fija el casquete de papel al cuello del frasco estéril para análisis bacteriológico y destaparlo.
 - Separar los bordes del casquete sin retirarlo de su posición de manera que la tapa quede siempre protegida por él, manteniendo el casquete y tapa siempre en la mano, sin posarlo en ninguna superficie ni arrimarlo a la ropa.
 - Llenar el frasco hasta sus cuatro quintas partes con el agua, dejando una cámara de aire.



- Tapar el frasco teniendo la tapa el casquete puesto.
- Pegar la etiqueta al frasco indicando en ella lugar y fecha de extracción, localidad y dirección donde está ubicada la fuente de agua y nombre del remitente.

- El frasco, envuelto en el mismo papel, se remite a laboratorio lo más rápidamente posible; si por alguna razón se demora más de dos horas el envío de la muestra luego de haber sido extraída, debe conservarse en heladera (no en el congelador) como máximo 24 horas.

1.6 Perforación de agua subterránea

34 Para obtener agua de un acuífero es necesario realizar una perforación, la cual se debe proyectar y construir con el fin de obtener agua en forma eficiente. El proyecto de un pozo debe ser realizado por profesionales idóneos, a partir de un estudio hidrogeológico que determinará el método y la forma más eficiente para construir el pozo.

La realización de estudios hidrogeológicos resulta en el aumento de las probabilidades de éxito en el resultado final de las obras en cuanto a su calidad y eficacia.

La perforación debe estar ubicada aguas arriba, por lo menos a 100 metros del los depósitos fijos filtrantes y de la planta de tratamiento, de forma de evitar la contaminación directa del pozo o la extracción de agua desde un área contaminada puntualmente.

Métodos de Perforación

El método de perforación se elegirá en función del tipo de terreno: rocas duras (granitos, basaltos) o sedimentarias (areniscas, gravas).

El subsuelo de nuestro país está constituido en su mayor parte por rocas duras donde se requiere el método de perforación por percusión con cable o por el método de martillo de fondo; los dos sistemas se basan en perforar las rocas por impacto. El primero es lento, perforando en roca dura 1 m a 2 m por día, mientras que el segundo es mucho más eficiente y puede realizar de 40 m a 50 m por día.

En los terrenos sedimentarios se utilizan generalmente el método de perforación a rotación basado en el giro de una herramienta de corte que se conecta a un eje rotatorio que impulsa el movimiento mediante una columna de varillas. También puede ser utilizado el método por percusión. Se debe registrar la perforación en la Dirección Nacional de Aguas y Saneamiento (DINASA).

Proyecto de Pozo

El proyecto de pozo debe incluir los siguientes datos:

- Profundidad de la perforación.
- Diámetros de la perforación, material, largo y diámetros de tuberías.
- Abertura, largo y material de los filtros.
- Caudal estimado.
- Estimación de la calidad del agua a extraer.
- Recomendación de la maquinaria adecuada para perforar.
- Asesoramiento en el costo de la obra.

Fiscalización de la Obra

A partir del proyecto de la obra y la maquinaria adecuada para construir el pozo se fiscaliza la obra cuidando que la misma se realice de acuerdo al proyecto.

Se debe destacar que una perforación de agua subterránea es una obra diferente del común de las demás, puesto que se trata de una obra que permanece oculta varios metros bajo la superficie, con pocas probabilidades de verificar su calidad constructiva o la de los materiales que la componen luego de que es terminada. Además, los perjuicios de una mala construcción o mala calidad de materiales en una perforación serán observados a mediano y largo plazo, lo que limita la posibilidad de reclamos.

En caso de no existir vigilancia por parte del contratante, éste dependerá exclusivamente de la buena voluntad de la empresa perforadora y tendrá pocas oportunidades de saber si hay causales de reclamo luego de terminado el trabajo.

2. MUESTREO DE CALIDAD DE AGUAS

2.1 Algunos parámetros de calidad de aguas

El agua es un líquido incoloro, inodoro, insípido y transparente. Sin embargo, en la Naturaleza nunca se presenta en estado de absoluta pureza. Contiene materiales y organismos, que son transportados por las aguas y que de hecho integran su composición.

La calidad de un agua queda definida por su composición química, física y bacteriológica. Se puede describir a través de un conjunto de parámetros analíticos y organolépticos.

Los parámetros de calidad de aguas permiten cuantificar características o propiedades del agua, en forma directa o indirecta; algunos de ellos se explican en los acápite siguientes.

En cuanto a la aptitud del agua para sus diferentes usos es definida por valores guías de los parámetros de calidad y cuando estos valores guías se establecen legalmente se denominan estándares. En nuestro país el Decreto 253/79 y sus modificativos, (<http://www.mvotma.gub.uy/dinama/index.php>) establece estándares para aguas destinadas al abastecimiento de agua potable de poblaciones, riego de hortalizas, plantas frutícolas u otros cultivos destinados al consumo humano en su forma natural, recreación por contacto directo con el cuerpo humano y preservación de peces y otros integrantes de la flora y fauna acuática. Asimismo, el Decreto mencionado en su artículo 11, define los estándares que deberá cumplir cualquier vertido de efluentes a colector del alcantarillado público, a curso de agua o que se disponga por infiltración al terreno.

2.1.1 pH

El pH o la actividad del ión hidrógeno a una temperatura determinada indican la intensidad de las características ácidas o básicas del agua.

El pH se define como: $-\log_{10} [H^+]$, siendo $[H^+]$ la actividad de iones hidrógeno en moles por litro

Un litro de agua pura a 25 ° C contiene 10^{-7} moles de ión hidrógeno, resultando:
 $pH = -\log_{10}[10^{-7}] = 7$

El valor de pH 7 representa la igualdad de la actividad los iones H^+ y OH^- . El valor del pH decrece a medida que aumenta la actividad ácida.

La determinación del pH se realiza leyendo directamente en un pH-ímetro tanto en campo como en el laboratorio; se puede tener una aproximación válida empleando cintas de viraje colorimétrico.

2.1.2 Salinidad

El concepto de salinidad se refiere a la presencia de iones libres en el agua. Si bien la salinidad suele expresarse como mg/L de $[Cl^-]$, no sólo se debe a la presencia de cloruros.

2.1.3 Conductividad

Es una buena medida de los iones libres en el agua. Se mide con conductímetro y sus resultados se expresan en $\mu\text{S/m}$ (microsiemens por metro). Si bien tiene una relación directa con la salinidad, no se infiere un valor a partir del otro.

Por lo general, las sondas para trabajo de campo en cuerpos de agua tienen sensores de pH, conductividad, oxígeno disuelto y temperatura.

38

2.1.4 Oxígeno Disuelto

El oxígeno disuelto (OD) indica corresponde al oxígeno gaseoso disuelto en la masa de agua y, en consecuencia, disponible para la respiración de los organismos aerobios. Se puede determinar tanto en campo con una sonda adecuada (oxímetro) como en laboratorio.

La concentración de saturación del OD desciende a medida que aumenta la temperatura, y lo mismo ocurre cuando aumenta la salinidad. Para agua a 20 °C, el OD de saturación es de 8 mg/L, para 15 °C, es de 10,2 mg/L. El valor que suele tomarse como límite mínimo para sostener la presencia de formas de vida medianamente complejas (peces) en un cuerpo de agua es de 5 mg/L de OD.

La presencia de materia orgánica conduce al desarrollo de procesos biológicos que consumen OD, tanto en la masa de agua como en el fondo del cuerpo de agua como demanda bentónica. Asimismo, la presencia de organismos fotosintéticos aporta OD durante las horas de luz solar, pero lo consume durante la respiración.

Se determina tanto en campo con una sonda adecuada (oxímetro) como en laboratorio, su concentración se expresa en mg/L.

2.1.5 Sólidos

Este parámetro corresponde al contenido de materia orgánica e inorgánica presente en el medio acuoso en forma disuelta o suspendida, pudiendo ser además sedimentable, dependiendo del tamaño y características de las partículas.

Los sólidos contenidos en las aguas naturales son principalmente sales de tipo inorgánico y se encuentran básicamente en forma disuelta, la presencia de sólidos suspendidos tienen relación con la disminución de la transparencia del cuerpo de agua.

Por otra parte, parte de los sólidos contenidos en los efluentes normalmente deben ser removidos previo a la disposición final, mediante su separación por medios físicos o procesos biológicos.

En el análisis de sólidos pueden determinarse diferentes fracciones, debiendo seleccionarse la que corresponda según la aplicación a la que están destinados los análisis.

2.1.5.1 Sólidos Sedimentables

El contenido de sólidos sedimentables se determinan por lectura directa en un cono transparente graduado (cono de Imhoff), y su valor se expresa en mL/L (es una cuantificación volumétrica).

Las lecturas habituales de sólidos sedimentables se efectúan a los 10 minutos y a 1 hora de colocada la muestra en el cono, comprenden aquellas partículas suspendidas que por su tamaño y características sedimentan directamente en ese período de tiempo.

2.1.5.2 Sólidos totales (ST)

Representan toda la materia orgánica e inorgánica disuelta y suspendida, se determinan como el residuo (gravimétrico) resultante luego de someter a evaporación a una temperatura entre 103 y 105 °C un volumen determinado de agua.

Sólidos Fijos Totales

Son los residuos resultantes luego de calcinar la muestra a 550 °C. Corresponden a la fracción de compuestos inorgánicos, que no fueron volatilizados.

Sólidos Volátiles Totales

Son la fracción que se volatiliza durante la calcinación a 550 °C (anteriormente evaporada a 103-105 °C) y corresponden principalmente a los compuestos orgánicos presentes en el total de la muestra.

2.1.5.3 Sólidos Suspendidos (SS)

La separación entre sólidos suspendidos y sólidos disueltos se refiere al tamaño de las partículas en cuestión.

Los sólidos suspendidos representan toda la materia orgánica e inorgánica, que queda retenida en un filtro de porosidad definida. Se determinan como el residuo de un volumen determinado de agua o efluente, retenido en un filtro estandarizado y sometido a evaporación en estufa a una temperatura entre 103 y 105 °C.

Sólidos Suspendidos Fijos

Son los residuos resultantes luego de calcinar en una mufla a 550 °C la muestra retenida en el filtro (anteriormente evaporada a 103-105 °C). Corresponden a la fracción de compuestos inorgánicos suspendidos de la muestra.

Sólidos Suspendidos Volátiles

Son la fracción de residuos que se volatiliza durante la calcinación a 550 °C en mufla de la muestra retenida en el filtro (anteriormente evaporada a 103-105 °C). Corresponden principalmente a los compuestos orgánicos suspendidos de la muestra.

2.1.5.4 Sólidos Disueltos o Filtrables (SD)

Son de tamaño iónico, y son los que pasan con la fracción líquida en la filtración antes mencionada. Se calculan por la diferencia ente los Sólidos Totales y los Sólidos Suspendidos. Se expresan en mg/L.

En resumen:

	Pasan el filtro	Retenidos en el filtro	
Se volatilizan a 103 °C	Sólidos Disueltos Volátiles	Sólidos Suspendidos Volátiles	Sólidos Volátiles Totales
Permanecen después de calcinar (550 °C)	Sólidos Disueltos Fijos	Sólidos Suspendidos Fijos	Sólidos Fijos Totales
	Sólidos Disueltos Totales	Sólidos Suspendidos Totales	Sólidos Totales

40

Tabla 2- 1: Clasificación de sólidos

2.1.6 Nitrógeno y fósforo

En los cursos de agua superficial estos nutrientes interesan principalmente porque su abundancia advierte sobre los riesgos de aparición de procesos de eutroficación. Si bien no son los únicos nutrientes que necesitan los organismos productores, son los que suelen actuar como factores limitantes para su crecimiento y una vez presentes en concentraciones suficientes puede producirse el crecimiento de algas si la radiación solar, la temperatura y el oxígeno disuelto son los adecuados.

La presencia de nitrógeno puede expresarse como nitrógeno total o bien buscar cada una de las fracciones de interés: amonio, nitratos, nitritos, nitrógeno orgánico. Del mismo modo, puede interesar el contenido de fósforo total o la presencia de determinadas especies químicas (por ejemplo, ortofosfatos).

En las aguas subterráneas la contaminación por nitratos es de importancia, dado su uso para consumo humano y animal en el establecimiento. El valor límite (OSE) para agua potable es de 50 mg/L.

Valores altos pueden producir metahemoglobinemia (“síndrome de niño azul” o cianosis), a causa de la reducción de los nitratos a nitritos en el estómago de bebés muy pequeños. Resulta en la reducción de la capacidad de la sangre para transportar oxígeno.

2.1.7 Materia Orgánica

La materia orgánica, es un parámetro importante para la caracterización de los efluentes en establecimientos lecheros. Dada la diversidad de su composición, se determina en forma indirecta. Existen varias formas de cuantificarla; en este caso se propone el empleo de la Demanda Bioquímica de Oxígeno, la Demanda Química de Oxígeno y los Sólidos Volátiles.

2.1.8 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La DBO aporta una medida (indirecta) de la materia orgánica presente en una muestra de agua, corresponde a la cantidad de oxígeno que se consume para degradarla (oxidarla) mediante procesos biológicos aeróbicos, durante un intervalo de tiempo conocido y a una temperatura determinada.

La DBO_5 se determina por cultivo de la muestra a temperatura constante de 20 °C durante 5 días, midiendo la diferencia entre el O_2 inicial y el O_2 final y se expresa en mg/L.

Se acepta que el valor de la DBO_5 es aproximadamente el 68 % de la DBO última, es decir, de la demanda de oxígeno que implicaría la degradación total por medios biológicos de la materia orgánica presente ($DBO_5 = 0,68 DBO_{última}$).

Cuando a un curso de agua se le aporta materia orgánica para su degradación se consume el oxígeno presente y pasan a tener lugar procesos anaeróbicos con generación de olores.

2.1.9 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno es otra forma indirecta de medir la materia orgánica presente en una muestra de agua. Es la cantidad de oxígeno que se consume al oxidar con un oxidante fuerte (dicromato de potasio en medio ácido, en condiciones controladas de temperatura y tiempo), la totalidad del material oxidable presente en la muestra. Se determina por método colorimétrico/espectrofotométrico el consumo de dicromato y el correspondiente consumo de O_2 en mg/L.

El valor de la DQO es necesariamente mayor que el de la DBO_5 puesto que en este caso se está oxidando más material que el que es biológicamente oxidable en 5 días.

La determinación de la DQO es mucho más rápida que la de la DBO_5 (dos horas contra cinco días) pero no aporta la misma información que ésta; en particular, no da información acerca de la biodegradabilidad del líquido en cuestión.

En cambio el factor DQO/ DBO_5 , sí puede dar información en ese sentido. Si esta relación es anormalmente alta en nos indica que puede haber presencia de algún elemento en la muestra que inhiba a los microorganismos (por ejemplo, tóxicos, biocidas, antibióticos, etc.). A su vez, lo que se detecta en el laboratorio se corresponde con lo que está aconteciendo en la operación de los tratamientos biológicos.

2.1.10 Indicadores Bacteriológicos

Los agentes patógenos presentes en el agua pueden ser muy diversos (virus, bacterias, protozoarios) y estar cada uno de ellos en pequeñas cantidades. Por eso, en vez de rastrear a cada uno por separado, lo que insumiría mucho tiempo y recursos, se busca determinar la presencia de microorganismos indicadores que adviertan sobre el riesgo de la presencia de los patógenos.

Los indicadores bacteriológicos se emplean para cuantificar el potencial de presencia de agentes patógenos capaces de causar enfermedades de transmisión hídrica por cierre del ciclo fecal – oral. Como estos patógenos se relacionan con el ciclo fecal – oral, es decir, viajan con las excretas (parte fecal del ciclo) y potencialmente pueden ser reingeridos en el agua o en alimentos contaminados (parte oral del ciclo) infectando a quienes los consumen, los indicadores a emplear deben provenir del tracto intestinal de animales de sangre caliente (para que compartan el hábitat con los patógenos buscados y puedan llegar al agua por la misma vía que ellos).

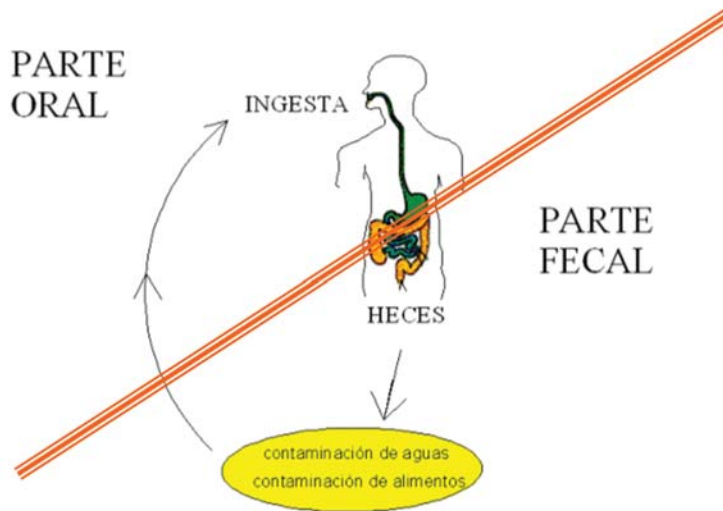


Figura 2 - 1: Ciclo fecal - oral

Un indicador bacteriológico ideal debe:

- Provenir del tracto intestinal de los animales de sangre caliente.
- Ser más abundantes que los patógenos.
- No reproducirse en agua.
- Sobrevivir en agua más tiempo que los patógenos.
- Ser de fácil detección.

En nuestro país los indicadores microbiológicos que se emplean y para los que hay estándares tanto para vertimientos como para calidad de aguas son los coliformes fecales o termotolerantes.

La presencia de coliformes fecales se determina mediante el cultivo en medio adecuado y temperatura controlada durante 24 horas; el resultado se expresa en Unidades Formadoras de Colonias ufc/100 mL.

A los efectos de caracterizar calidad del agua, interesa el orden - potencia de 10- de las ufc/100 mL presentes. A título de ejemplo, en los líquidos residuales domésticos crudos la concentración de coliformes fecales es del orden de 10^7 ufc/100 mL y la máxima concentración admitida en aguas para riego de vegetales que se consumen crudos o con mojado de la hoja es de 10^3 ufc/100 mL. Para consumo humano, el agua potable debe estar totalmente exenta de la presencia de coliformes fecales.

2.2 Consideraciones sobre la toma de muestras

El objetivo del muestreo es la recolección de una pequeña porción de material representativo del total, el manejo de la misma y su transporte al laboratorio no deberán afectar su composición antes de ser analizada. La muestra debe ser homogénea y representativa de las características medias del punto del donde es extraída. La confiabilidad del resultado no depende sólo del análisis de laboratorio, sino que también está dada por la confiabilidad del muestreo.

Cada una de las determinaciones (físicas, químicas, microbiológicas, etc.) puede requerir criterios de toma de muestras y manipulación diferentes.

Para evitar que las características físico-químicas y microbiológicas de la muestra varíen, se debe de minimizar el tiempo transcurrido entre la toma de muestra y las determinaciones en laboratorio. Se debe emplear algún medio efectivo de preservación que no altere su calidad y que esté de acuerdo a las recomendaciones para el análisis de los parámetros que interesa determinar.

En el siguiente cuadro se esquematizan las consideraciones a tener en cuenta para la toma de muestra de efluentes (izquierda), así como en la toma de muestra de agua subterránea o agua de consumo en el tambo (derecha).

PASO 1- SELECCIÓN DE PARÁMETROS A ANALIZAR

- DBO₅
- DQO
- SÓLIDOS
- FÓSFORO TOTAL
- COLIFORMES FECALES

PASO 1- SELECCIÓN DE PARÁMETROS A ANALIZAR

- COLIFORMES FECALES
- NITRATOS
- PSEUDOMONAS
- CONDUCTIVIDAD
- CLORO RESIDUAL

PASO 2- PREPARACIÓN DEL EQUIPAMIENTO A UTILIZAR y ACONDICIONAMIENTO DE LOS ENVASES DE ACUERDO A LAS INSTRUCCIONES DE LABORATORIO.

LOS FRASCOS PUEDEN SE PROVISTOS POR EL LABORATORIO.

PASO 2- PREPARACIÓN DEL EQUIPAMIENTO A UTILIZAR y ACONDICIONAMIENTO DE LOS ENVASES DE ACUERDO A LAS INSTRUCCIONES DE LABORATORIO.

LOS FRASCOS PUEDEN SE PROVISTOS POR EL LABORATORIO.

PASO 3- DEFINICIÓN DE PUNTOS DE MUESTREO

- SALIDA DE LAGUNA
- EN INTERCONEXIÓN ENTRE LAGUNAS
- OTROS PUNTOS

PASO 3- DEFINICIÓN DE PUNTO DE MUESTREO

- DEBE SER EN ALGUN PUNTO PREVIO AL TANQUE ELEVADO
- SE DEBE DEJAR CORRER EL AGUA DURANTE UN DETERMINADO TIEMPO,
Debe ser extraído por lo menos tres veces el volumen aproximado de agua en la perforación para que sea representativa

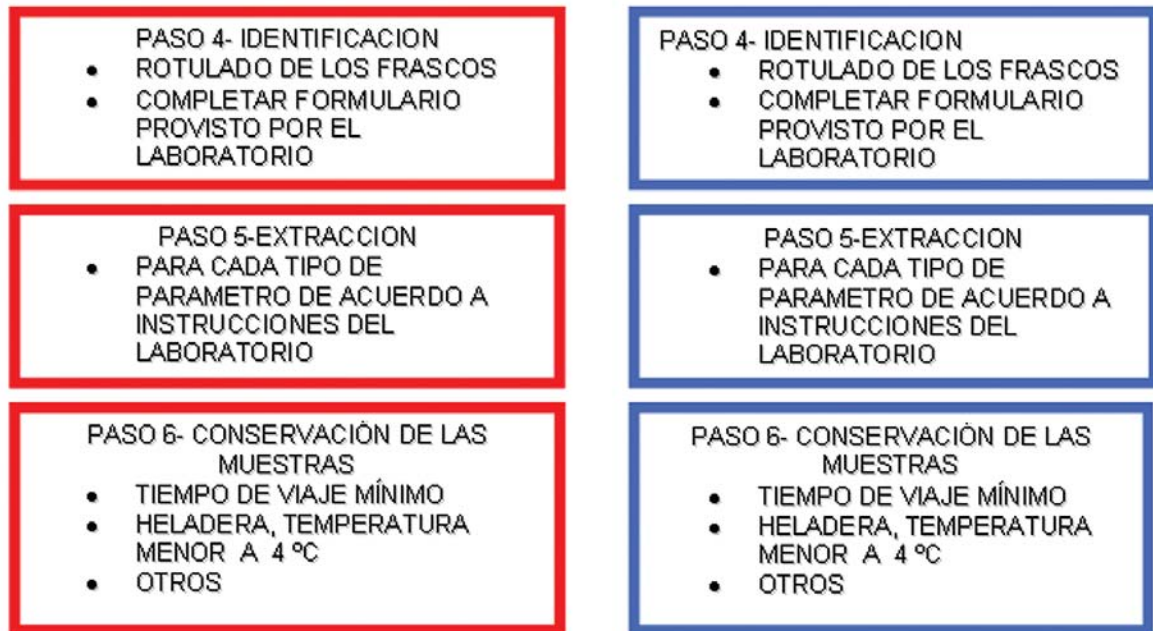


Figura 2 - 2: Consideraciones sobre toma de muestras de efluentes (izquierda) y de agua de perforación o de consumo (derecha)

En el anexo 8 se presenta una tabla en la que se indica el tipo de envase, volumen mínimo de muestra, forma de preservación y tiempo máximo de almacenamiento recomendado para muestras de distintos parámetros, para muestreo de efluentes y muestreo de agua subterránea (o de consumo).

Se presenta además un directorio de laboratorios donde pueden ser realizados ensayos de muestras de efluentes. El mismo no implica ningún tipo de aval, reconocimiento o autorización por parte de DINAMA ni de ninguna de las entidades que avalan esta publicación.

3. CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE

Para el diseño de un correcto sistema de tratamiento es de crucial importancia contar con una estimación adecuada del caudal y las características del líquido a tratar. Si esto no es así, se pueden obtener resultados no satisfactorios. El abordaje de estos aspectos se puede realizar por dos vías: utilizar valores de referencia de establecimientos tipo para el diseño de las unidades de tratamiento, o bien realizar mediciones dentro del predio para poder así determinar con mayor precisión las características del efluente generado.

47

3.1 Estimación de parámetros

Quizás los parámetros de mayor importancia a la hora de diseñar las unidades de tratamiento sean el contenido de sólidos, la carga orgánica y el caudal (Q) generado.

El diseño de las unidades de tratamiento biológico es principalmente función de la carga orgánica aplicada ($C_{\text{DBO}_5} = \text{kg DBO}_5/\text{día}$). Ésta se puede estimar a partir del estiércol generado en salas y corrales o bien conociendo el valor de DBO_5 (mg/L) y Q (m^3/d).

Si se realiza una estimación del estiércol generado (varía entre 2,5 y 6 kg/vaca/día) ya se obtiene el principal parámetro de diseño de las unidades de tratamiento biológico. Por otro lado, el diseño de las unidades de retención de sólidos depende mayormente del caudal circulante, aunque también influye el contenido y naturaleza de los sólidos presentes.

En el caso de realizar mediciones in situ, existen dos alternativas: por un lado se puede realizar un seguimiento estadístico de la descarga, lo que puede resultar algo largo y costoso, o bien efectuar mediciones de tiempos y caudales que permitan realizar una estimación adecuada de generación y características del efluente.

Los caudales se pueden estimar a partir del número de cargas que se realizan en los tanques de agua por día, o bien adoptar el valor usual de 50 L/vaca/día (CONAPROLE). Los consumos de agua presentan alta variabilidad, por lo que es aconsejable realizar una estimación a partir de las características de cada establecimiento. El funcionamiento de la placa de refrescado es determinante en el consumo de agua ya que ésta puede representar un porcentaje importante del consumo total, dependiendo de que el sistema realice recirculación o no del agua de enfriamiento. Cuando se realiza recirculación del agua de la placa de refrescado, el consumo de agua se reduce notablemente.

En lo que respecta a la estimación de la carga orgánica se pueden adoptar valores de referencia, o bien para obtener valores más consistentes, se pueden realizar mediciones del tiempo de ordeño medio del ganado y tiempo de estadía en el corral. De esta manera, y conociendo el número de órganos del establecimiento, se estima la C_{DBO_5} generada.

Se asumirá que el aporte de DBO_5 realizado por las vacas es proporcional al tiempo de permanencia en salas y corrales, y que tiene además una distribución homogénea a lo largo del día. Esto se considera dentro del tiempo que el animal está despierto, que se estima en unas 16 horas diarias.

Si bien existen diferencias en los aportes, especialmente en los nutrientes, dependiendo del tipo de suplementos que se le proporcione al ganado, estos valores dan una idea para poder estimar las características del efluente de tambo.

En nuestro medio se pueden estimar los aportes diarios del ganado lechero según la Tabla 3- 1.

48

Masa corporal (kg)	DBO ₅ (g/día)	N (g/día)	P (g/día)	K (g/día)
68	117	27,18	10,41	21,74
113	194	45,30	20,38	38,00
227	389	90,60	37,40	76,50
453	770	185,75	75,20	147,00
634	1078	258,21	105,00	207,00

Tabla 3- 1: Aportes aproximados de ganado lechero (Fuente: Jones, 2003)

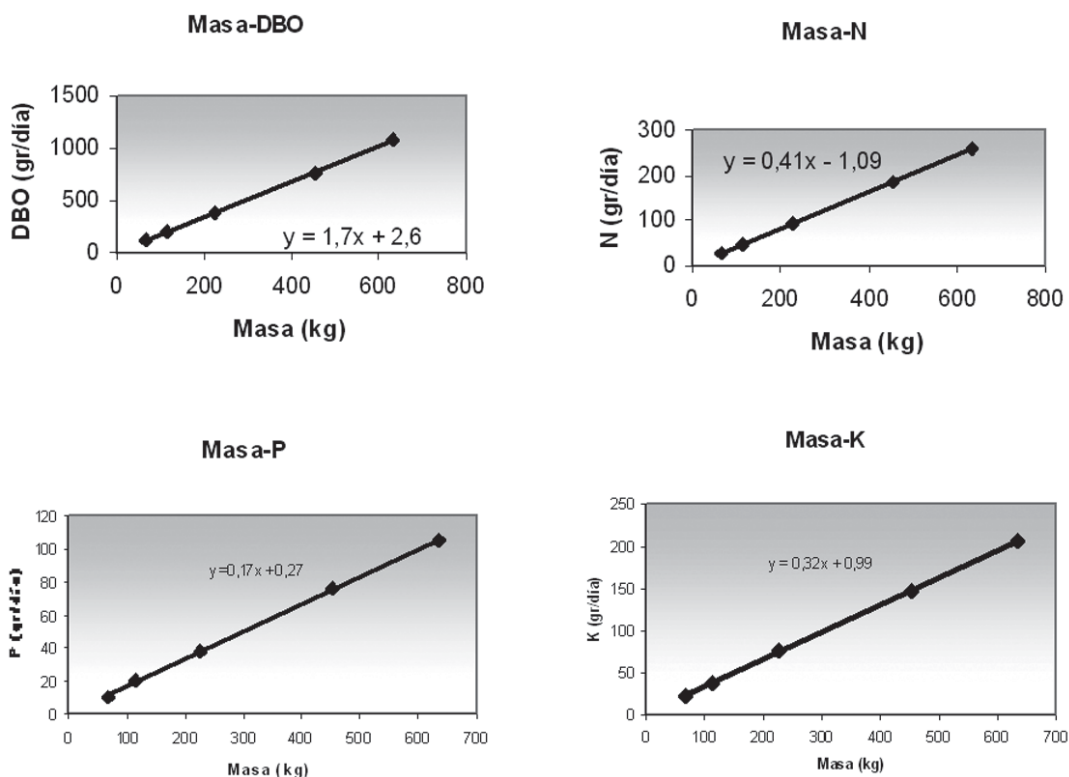


Figura 3- 1: Aportes diarios (DBO₅, N, P, K) de ganado lechero de acuerdo a su peso (Fuente: Jones, 2003)

El peso medio del ganado lechero en nuestro país se estima en 535 kg (CONAPROLE); entonces, los aportes de una vaca por día se asumen como:

Masa corporal (kg)	DBO ₅ (g/día)	N (g/día)	P (g/día)	K (g/día)
535	912	218	91	172

Tabla 3- 2: Aportes aproximados de una vaca de masa corporal igual a 535 kg

Para la estimación del tiempo medio de estadía del ganado en el corral, se puede asumir la hipótesis de que todo el ganado a ordeñar ingresa simultáneamente al mismo; en caso de haber más de un arreo se deben estimar los tiempos que cada tanda de ganado se encuentra en el corral.

El tiempo que se medirá será el tiempo total desde que ingresa el ganado al corral hasta que se retira del ordeño la última tanda.

Ejemplo

Se considera un tambo de 100 vacas que consta de un sistema de ordeño de ocho órganos. Se supone que el tiempo total de ordeño es de 2 horas. Se considera que la totalidad de los animales entran en el corral al inicio del ordeño.

A partir del tiempo total de ordeño, se puede determinar el número de tandas a realizar.

En este caso resulta $N^{\circ} \text{ vacas} / N^{\circ} \text{ órganos} = 12,5$ tandas. Cuando el número de tandas resulta ser decimal, se debe redondear; en este caso son 12 tandas de 8 vacas y la última de 4 vacas (total 13 tandas).

Luego, se puede calcular el tiempo medio de ordeño de cada tanda que resulta:

$120 \text{ min} / 13 \text{ tandas} = 9 \text{ min}$ entre el inicio de una tanda de ordeño y el inicio de la siguiente.

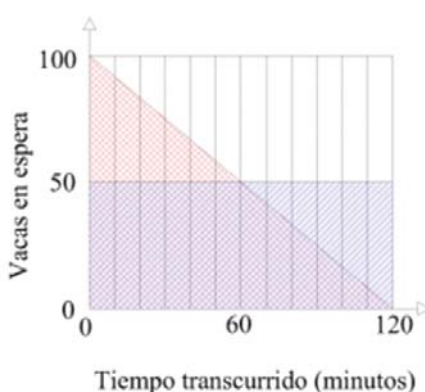


Figura 3- 2: Vacas en espera durante el ordeño

De estar todos los animales en el corral al inicio del ordeño, existe una dependencia lineal de las vacas en espera con el tiempo. El área bajo la gráfica anterior es proporcional a la bosta generada, y por lo tanto se puede realizar un equivalente de este proceso de dos formas: como 50 vacas que estuvieron durante 120 minutos o lo que es lo mismo, 100 vacas pero que estuvieron durante 60 minutos. De esta manera se puede considerar el número de vacas en ordeño, pero a lo largo de la mitad del tiempo de ordeño.

Debido a que normalmente se realizan dos ordeños al día, el tiempo medio se debe duplicar, resultando el tiempo a considerar el total de un ordeño completo.

El valor de referencia de aporte del ganado al sistema de tratamiento está en el rango de 0,08 a 0,15 kg DBO₅/vaca/día; un valor de diseño habitual es 0,12 kg DBO₅/vaca/día, pero es importante tener en cuenta que ese valor depende fuertemente del tiempo que se encuentren los animales en el corral al cabo del día.

E	Estiércol generado en el corral en un día (kg / día)	5
C _{DBO} diaria (incluye horas fuera del corral)	Carga de DBO ₅ generada en un día (kg DBO ₅ / día)	0,912
T _s	Tiempo de sueño (h)	8
N	Número de vacas	100
T	Tiempo total de ordeño (h)	2
a = T / 2	Tiempo medio de una vaca en el corral durante un ordeño (h)	a = 2 / 2 = 1
b = 2 * a	Tiempo medio de una vaca en el corral durante el día considerando dos ordeños (h)	b = 2 * 1 = 2
c = b / (24 - T _s)	Porcentaje del tiempo despierta que se encuentra en el corral (%)	c = 2 / (24 - 8) * 100 = 13
C _{DBO} corral = c/100*C _{DBO} diaria	Carga DBO ₅ generada en el corral por una vaca en un día (kg DBO ₅ /vaca/ día)	C corral = 13 / 100 * 0,912 = 0,12

Tabla 3- 3: Cálculo de la carga generada en el corral por los animales

Otra característica relevante a la hora de caracterizar el efluente es el contenido bacteriológico. Éste normalmente para efluentes de tambo es del orden de 10⁸ ufc/100 mL.

Un apartamiento en relación a estas estimaciones ocurre a causa del estrés generado sobre el ganado durante el arreo hacia el corral y la espera en los mismos, que resulta en un incremento de las deyecciones.

3.2 Variaciones más frecuentes

La caracterización realizada corresponde a un establecimiento tipo, donde no se realiza recolección de la bosta antes del lavado de pisos, ni se conducen a la planta de tratamiento los aportes pluviales provenientes de techos. Si alguno de estos dos factores se modifica, el método propuesto deberá ser modificado para considerar esa situación.

3.2.1 Aporte de pluviales

Como se sugirió en los criterios para minimizar el uso de agua, es aconsejable almacenar el aporte pluvial para su utilización en el lavado de pisos. Es de señalar que por cada metro cuadrado de techo escurre aproximadamente un metro cúbico de agua de lluvia por año. Se debe tener especial cuidado principalmente cuando hay techos con superficies importantes que pueden distorsionar en forma significativa el funcionamiento (bajar la eficiencia) de las unidades de tratamiento.

En el caso de que esto ocurra, este aporte no puede ser despreciado en los cálculos de diseño. Se debe realizar el correcto balance hídrico de las unidades de tratamiento, lo que será tratado en el capítulo correspondiente a diseño de lagunas.

Otro aporte pluvial que puede distorsionar el funcionamiento de las lagunas es la escorrentía superficial; para ser tomada en cuenta se debe determinar la cuenca de aporte sobre la laguna y estimar la escorrentía a partir de un método adecuado.

Como no es deseable que las lagunas reciban estos aportes, se aconseja durante la etapa de construcción prever detalles constructivos que eviten el ingreso de la escorrentía superficial a las lagunas, como por ejemplo canales de desviación de las aguas de escurrimiento.

3.2.2 Separación de la bosta seca

El impacto que provoca la separación de la bosta antes del lavado sobre la demanda de agua es significativo, ya que en algunos casos se puede lograr una reducción de hasta un 50 % en el consumo de agua de lavado. Este hecho tiene incidencia directa en el dimensionado de las unidades de tratamiento. Sin duda que en los casos donde se realice esta práctica, la misma debe ser tenida en cuenta en la estimación del caudal (L/vaca/día), que será menor que en el caso sin limpieza de corral en seco. Por otra parte la carga orgánica (DBO_5) también será sensiblemente menor, y requerirá una estimación más precisa dependiendo de las características de cada establecimiento.

La recolección de la bosta seca requiere de un plan de gestión adecuado. En el caso de realizar reciclaje (compostaje, lombricultura, etc.) u operar un biodigestor, el destino de la bosta está claro; ahora bien, cuando no se haya implementado ninguno de estos destinos, se debe prever una zona con adecuada preparación (pavimento, drenajes, etc.) donde poder acumular la bosta y allí estabilizarla. También se deberá controlar que las pluviales aportadas por esta zona no escurran sin control; en el caso de escurrir, es aconsejable que sea hacia el sistema de tratamiento o hacia una unidad específicamente diseñada para este fin.



Figura 3- 3: Separación de sólidos en seco (izquierda). Piso del corral luego del raspado de sólidos (derecha)

4. UNIDADES DE TRATAMIENTO

4.1 Aspectos generales

Previo a definir las unidades que integrarán el sistema de tratamiento que se va implementar en el tambo, es necesario considerar algunos aspectos para seleccionar el lugar en que se construirá la planta.

Se requiere que el sitio no sea inundable ni esté adyacente a un curso de agua. En lo posible se optará por un terreno exento de roca, arcilloso y con buen drenaje natural.

A su vez, debe ubicarse alejado del pozo de abastecimiento de agua del establecimiento, a no menos de 100 m y pendiente abajo del mismo.

Es necesario tener en cuenta que algunas unidades de la planta de tratamiento pueden emitir olores ofensivos, por lo que es preferible elegir un lugar alejado del tambo y vivienda, en relación a los vientos dominantes. En la medida de lo posible, se debe mantener una distancia de por lo menos 150 m entre la planta de tratamiento y dichos locales.

Dentro de las unidades de tratamiento de efluentes necesarias en un tambo cabe citar:

- Unidades para la retención de sólidos
- Unidades para la reducción de la carga orgánica y nutrientes

Cabe señalar que aunque en su gran mayoría estas unidades tienen un fin específico que define su diseño, el tratamiento debe concebirse en forma integral y cada unidad debe ser considerada en el contexto del sistema que se propone y no en forma independiente. Por ejemplo, cuando se realiza la remoción de sólidos también se está reduciendo la carga orgánica afluente; en las lagunas también ocurre sedimentación de sólidos y en ambas existe remoción de nutrientes.

Un aspecto no menor a tener en cuenta es la posibilidad de crecimiento que pueda tener la planta de tratamiento en el sitio que se le ha asignado. En efecto, si el rodeo del tambo crece y no se toman medidas a tiempo, las unidades de la planta de tratamiento comenzarán a funcionar cada vez peor debido a la sobrecarga a que estarán sometidas, ya que los diseños son muy sensibles a la variación de las condiciones del líquido afluente.

El espacio asignado a un sistema de tratamiento de efluentes debe considerar la proyección de crecimiento esperado del tambo para un período razonable. Un aumento de caudal o de carga deberá ser acompañado de un ajuste de dicho sistema. El ajuste podrá involucrar la construcción de nuevas unidades que deberán diseñarse en función de la ecuación costo-efectividad del tratamiento. Por ello, en la selección del lugar es necesario tener en cuenta algunas opciones habituales para el crecimiento de la planta de tratamiento:

- El estercolero es la unidad más dúctil para incrementar la carga que recibe sin que se generen inconvenientes.
- El crecimiento de una trampa suele hacerse agregando otra en paralelo; los criterios de economía muestran que lo más razonable es que la nueva unidad comparta con la existente una pared longitudinal, por lo que debe considerarse ese espacio de crecimiento cuando se elige la ubicación de las unidades.
- Habitualmente las lagunas anaerobias se duplican en paralelo con la unidad existente, de modo de no modificar demasiado las condiciones de entrada a las lagunas facultativas, evitando estropear el sistema biológico existente.
- La mejor duplicación para las lagunas facultativas no es agregando unidades en paralelo sino en serie.

4.2 Unidades de retención de sólidos

La existencia y correcto funcionamiento del sistema de retención de sólidos es indispensable para lograr un buen tratamiento del efluente de tambo, ya que éste presenta un elevado contenido de sólidos, que puede dificultar los tratamientos posteriores.

Si el sistema de retención de sólidos no existiera o no estuviese funcionando correctamente, pueden generarse problemas de obstrucciones en las conducciones o colmatarse rápidamente las lagunas. Además, en el caso de haber humedales al final del sistema de tratamiento, éstos perderían funcionalidad por problemas de obstrucciones y afecciones sobre las plantas.

A continuación se describen los tipos habituales de unidades de retención de sólidos; sin embargo cabe mencionar que, para grandes tambos, existe la posibilidad de instalar tamices autolimpiantes (mallas de abertura 0,5 mm) como sistema de retención de sólidos, obteniendo en el material removido un contenido de humedad tal que permite su disposición con el resto del estiércol seco.

4.2.1 Cámara de retención de sólidos

Esta unidad es la primera que recibe el agua residual, y es necesaria en el sistema en todos los casos. Cumple la función de retener sólidos inorgánicos (como arenas, pedregullo, etc.) para evitar obstrucciones, asegurando la llegada del líquido hacia las unidades de retención de sólidos posteriores.

También puede funcionar como punto de inspección, en caso de ser necesario.

Igualmente, para evitar obstrucciones en las tuberías de entrada y salida se debe disponer de pendientes adecuadas ($> 2\%$) y diámetros importantes (al menos 160-200 mm).

De conducir las aguas por medio de canales, las pendientes tampoco pueden ser muy pequeñas ya que en ellos puede ocurrir sedimentación. Las pendientes se seleccionan a partir de criterios técnicos, en función del caudal de efluente proyectado para el emprendimiento y el material de que se construirá el canal.



Figura 4- 1: Cámara de retención de sólidos

Las dimensiones elegidas deben permitir una fácil limpieza de la unidad, razón por la cual sus dimensiones en planta dependen de la profundidad de la cámara.

La cámara tiene una altura útil o “sobrefondo” donde quedan retenidos las arenas y pedregullo. No es recomendable sobredimensionar esta unidad, pues en ese caso comenzará a acumularse estiércol en la misma, dificultando la limpieza. Para ello se dispone de una unidad específica a continuación de la cámara.

Es importante realizar limpiezas periódicas de las cámaras al menos una vez por semana, ya que en el caso de estar lleno el sobrefondo, su utilidad es nula.

4.2.2 Estercolero

El estercolero es una unidad que se diseña para retener estiércol. El funcionamiento de esta unidad consiste en la retención de estiércol en la parte inferior, en tanto el líquido restante escurre a través de las paredes, que pueden ser de ladrillo rejilla, madera perforada u otro material.

Es muy importante que la unidad de tratamiento cumpla dos objetivos básicos:

- a) Debe tener capacidad de retención suficiente para que la limpieza de la unidad se realice con la frecuencia establecida.
- b) El sistema de limpieza debe ser eficiente y práctico, adaptado a los métodos que se puedan implementar en el tambo.

Esta segunda condición se contempla previendo la limpieza con pala de tractor, o bien manualmente con pala u otro elemento en tambos relativamente pequeños.

El estercolero es una unidad necesaria en cualquier tambo con más de 100 vacas; conjuga buena eficiencia y facilidad de limpieza. Si bien la limpieza se hace más sencilla con la ayuda de un tractor, la limpieza manual, pensando en pequeños emprendimientos, resulta competitiva respecto de las otras opciones.



Figura 4- 2: Estercolero. Izquierda: grandes dimensiones limpieza con tractor.
Derecha: pequeñas dimensiones limpieza con pala (menos de 100 vacas)

El estercolero de limpieza con tractor debe tener una separación entre muros que permita el pasaje del mismo, aproximadamente 2,5 m. Este debe tener una pendiente transversal aproximada del 10 %.

Los estercoleros de limpieza manual pueden tener separaciones menores, que suelen estar adaptadas al uso de algún elemento tipo palón. La pendiente de estas unidades es en general mayor (pendiente máxima 30 %) a la pendiente de los estercoleros de limpieza con máquina.

Con respecto al piso de hormigón, éste deberá estar armado adecuadamente para soportar el pasaje de un tractor. En el caso de limpieza manual no se requiere una resistencia importante, aunque se aconseja colocar armaduras livianas, o bien una malla de repartición de cargas.

4.2.3 Trampa

Las trampas son unidades de retención de estiércol. Las mismas, cuando están incluidas en la planta de tratamiento, deben estar a continuación de la cámara de retención de sólidos. Funcionan por decantación. Su tamaño es mayor que el de la cámara de retención de sólidos. Comúnmente están construidas de mampostería.

Existen dos variantes en lo que respecta a las trampas: las trampas simples y las complejas. Las trampas simples funcionan como sedimentadores pequeños, su funcionamiento se comenta en ese ítem.

Las trampas complejas (habitualmente designadas como “trampas”) están pensadas para ser limpiadas con tractor. Presentan un funcionamiento similar al del estercolero. Se trata de un dispositivo en rampa, donde la sedimentación de la bosta se da en la parte más profunda situada al final de la unidad. Los sólidos son retenidos por una rejilla, y los líquidos sobrenadantes son conducidos desde allí hacia las unidades de tratamiento de efluentes líquidos. Dependiendo del volumen de estiércol generado en el establecimiento, se puede optar por trampas dobles; éstas permiten sacar de funcionamiento una parte a través de una compuerta, y habilitar la otra para realizar la limpieza correspondiente.

Las rejillas deben ser resistentes a los golpes y al desgaste, tanto si se trata de estructuras de metal como de otro material, y fáciles de retirar para su limpieza o reparación. En algunos casos conviene construir la cámara de descarga a un lado de la rampa para evitar las roturas al cargar los residuos sólidos con la pala, utilizando en ese caso más eficientemente la pared frontal.

Están destinadas a retener la mayor cantidad de sólidos y a partir de ellas, los sólidos y líquidos continúan su tratamiento por vías separadas.

Independientemente del diseño de trampa que se adopte es necesario tener en cuenta que estas unidades no están preparadas para recibir caudales de aguas pluviales, por lo que, al construirlas, es recomendable dejar previsto un borde de material sobreelevado por encima del terreno de no menos de 10 cm de alto (excepto en el lado de acceso de la maquinaria), para evitar que el escurrimiento superficial ingrese a la trampa.

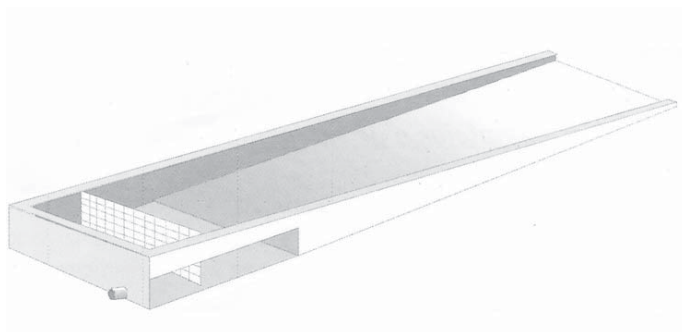


Figura 4- 3: Trampa compleja de rejilla transversal

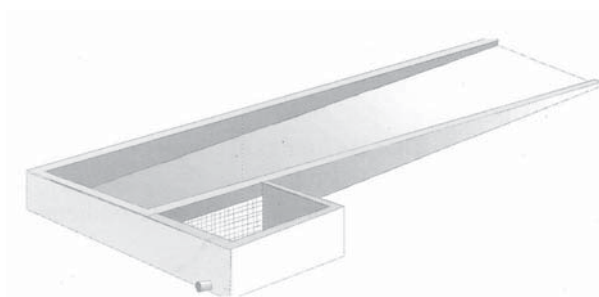


Figura 4- 4: Trampa compleja de rejilla longitudinal

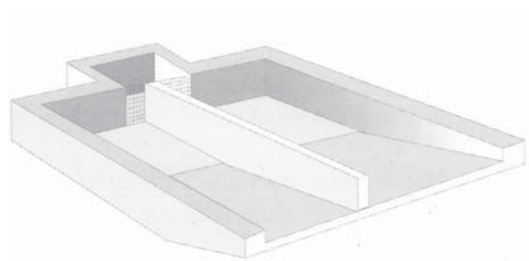


Figura 4- 5: Trampa compleja doble

(Fuente: Pittamiglio, DINAMA, CONAPROLE, 2004)

4.2.4 Sedimentadores

Los sedimentadores son depósitos en general rectangulares de flujo horizontal, que se diseñan para remover sólidos sedimentables, reduciendo el contenido de sólidos suspendidos. En estas unidades las partículas más pesadas quedan retenidas debido a su peso específico y las más livianas son retiradas como sólidos flotantes.

58

Los sedimentadores diseñados para la remoción de materia orgánica particulada (estiércol) se llaman comúnmente “sedimentadores primarios”.

En general se ubican a continuación de la cámara de retención de sólidos. En el diseño de estas unidades para ser incluidas en plantas de tratamiento de efluentes de tambos, es conveniente no superar los 2 m de profundidad, ya que si un sedimentador es demasiado profundo se dificulta aún más su limpieza, que no es de por sí sencilla.

Cabe destacar que los sedimentadores no son recomendables en los casos en que el lavado del corral se realiza por inundación, debido a los altos caudales instantáneos generados, que arrastrarían las partículas ya sedimentadas fuera de la unidad. Esto es menos crítico en el caso de otras unidades de retención de estiércol.

La limpieza de estas unidades se puede realizar con estercolera o máquina. De no tener estos equipos, como es difícil realizar la limpieza en condiciones seguras en forma manual, el establecimiento queda condenado a realizar la limpieza contratando un servicio barométrico.

Debido a su dificultad de limpieza no es recomendable construir sedimentadores en los tambos que no cuentan con los medios mencionados para realizar su mantenimiento.

Las denominadas trampas simples son sedimentadores pequeños en los que se produce la sedimentación de la bosta. Es posible confundir estas trampas con sedimentadores, pero al ser de menores dimensiones, tienen menor eficiencia.



Figura 4- 6: Trampa pequeña (simple) con T de salida (Fuente: Pittamiglio, DINAMA, CONAPROLE, 2004)

4.3 Unidades de tratamiento biológico de líquidos residuales

El efluente de tambo presenta una elevada carga orgánica, encontrándose al comienzo en el orden de los 2500 mg/L de DBO_5 . Este valor está muy alejado de los estándares de vertido a curso de agua, debiéndose lograr en este caso una remoción superior al 95 % para alcanzar el valor allí previsto de 60 mg/L.

4.3.1 Generalidades

Los tratamientos biológicos de líquidos residuales se realizan en unidades en las que se promueve la existencia de determinados microorganismos especializados que van desdoblando las moléculas más complejas en otras más simples, y de este modo logran la estabilización de la materia orgánica presente en el líquido residual. Estos tratamientos se pueden clasificar, según ocurran o no en presencia de oxígeno molecular (disuelto), como tratamientos aerobios, anaerobios, o facultativos.

Los tratamientos anaerobios de efluentes de tambo por excelencia se realizan en lagunas anaerobias. Son lagunas profundas en las que la degradación de la materia orgánica ocurre en ausencia de oxígeno disuelto (cuando la unidad funciona correctamente, se observa el burbujeo permanente de gas en la superficie).

Cuando se habla de tratamientos facultativos, se refiere a que funcionan tanto en presencia como en ausencia de oxígeno molecular. Cuando se trata de lagunas de estabilización facultativas, unidades de tratamiento que suelen seguir a las lagunas anaerobias en los sistemas de tratamiento de efluentes de tambos, los procesos anaerobios (en ausencia de oxígeno molecular) se dan en el fondo de la laguna; en tanto la masa de agua se mantiene mayoritariamente en condiciones aerobias. En efecto, una capa superficial de profundidad variable según la penetración de la luz solar en las aguas de la laguna, mantiene condiciones de oxigenación durante el día debido a la actividad fotosintética de las algas, además de la difusión del oxígeno del aire. Este sistema vivo es el que lleva adelante los procesos de degradación aerobia, contando con el aporte de oxígeno que las algas realizan durante el día para incrementar el oxígeno disuelto en la masa de agua y contrarrestar el consumo de éste que ocurre en los procesos biológicos de degradación aerobia. Los lodos que se depositan en el fondo de la laguna son degradados por bacterias anaerobias, en una zona en la que la penetración de la luz solar es muy escasa o nula, de acuerdo con las profundidades habituales de diseño.

Como unidades finales suelen emplearse lagunas aerobias o humedales artificiales; son procesos que ocurren en presencia de oxígeno disuelto y que se colocan como última fase del sistema.

Es importante tener en cuenta que los tratamientos biológicos son llevados a cabo por organismos vivos, y en consecuencia un exceso de detergentes, desinfectantes, antibióticos, etc., puede inhibir o aún hacer morir esa biomasa activa encargada de degradar la materia orgánica.

4.3.2 Esquema general de tratamiento biológico más frecuente

La primera instancia donde ocurre una reducción importante de la carga orgánica (25 % - 40 %) se encuentra en la primera etapa de tratamiento: el tratamiento físico que se realiza en las unidades de retención de sólidos (estercolero, trampa compleja o sedimentador); pero igualmente el líquido sigue presentando una concentración elevada de materia orgánica (1500 - 1875 mg/L DBO₅).

60

Luego de la remoción de sólidos, es habitual emplear el sistema “de doble laguna”, donde la primera es anaeróbica y la segunda es facultativa.

En la laguna anaeróbica se puede alcanzar una reducción de la carga orgánica del 50 % - 70 % si se encuentra en correcto funcionamiento. Con una alta eficiencia, se puede obtener en el efluente como mínimo un valor de DBO₅ del orden de 500 mg/L.

Por lo general, ubicando una laguna facultativa a continuación de la anaeróbica, aún no se logra satisfacer las exigencias del estándar de vertido de materia orgánica a cursos de agua. Es así que luego de las dos lagunas suele ser necesario instalar una tercera unidad (otra laguna o un humedal construido) para lograr mayor eficiencia del sistema en remoción de materia orgánica.

Un paso posterior en el tratamiento es la reducción de la carga bacteriológica, que suele llevarse a cabo en lagunas de maduración o afine; se trata de lagunas de muy baja profundidad en las que se espera que la luz solar penetre hasta el fondo y sea su capacidad biocida la que baje el contenido de microorganismos patógenos.

Si se pretende realizar reuso del efluente, en el caso de no alcanzar la eficiencia necesaria con las lagunas de maduración, se debe recurrir a otra técnica de desinfección de mayor efectividad.

4.3.3 Lagunas de estabilización

El sistema de lagunas es el más utilizado en establecimientos lecheros. Éste presenta una solución eficiente a costos razonables.

Existen diversas concepciones del sistema de lagunas de estabilización; todas coinciden en la colocación de una laguna anaerobia al comienzo (ubicada a continuación del sistema de separación de sólidos) seguida por una facultativa.

Se ha planteado la existencia de una tercera laguna también facultativa para cumplir con el estándar de vertido a curso de agua en lo que se refiere a carga orgánica.

Por último, las lagunas de maduración constituyen la última etapa, pensada para la remoción de organismos patógenos, aunque no es la única opción para lograr este objetivo.

Dependiendo del tipo de laguna, las unidades tienen profundidades variables. En las lagunas anaeróbicas la profundidad útil se encuentra entre 3 m y 5 m, en las facultativas entre 1,40 m y 1,80 m, mientras que las lagunas aerobias tienen profundidades menores a 1,40 m y deseablemente menores que 1,20 m. En todos los casos debe dejarse un borde libre o franquía no menor a 50 cm por encima del pelo de agua.

Es bueno que las lagunas no queden totalmente por debajo del nivel de terreno. Cuando las lagunas se construyen en parte excavadas y en parte en terraplén, se logra por un lado evitar el ingreso de aguas de escorrentía de la cuenca propia de las lagunas, y por otro, optimizar el movimiento de tierras de modo que el volumen excavado compense de la mejor manera posible el volumen de tierra necesario para la construcción de los terraplenes perimetrales. El ancho de la corona de estos terraplenes perimetrales no debe ser menor a 1,50 m para permitir el tránsito seguro sobre ellos. El talud interno de la laguna varía de 2:1 a 3:1 (horizontal : vertical) pudiendo ser el talud externo más inclinado, aunque no más allá de 1:1.

En la entrada y salida del sistema deben instalarse sendas cámaras de inspección, y deseablemente también en la interconexión entre unidades, para facilitar las tareas de mantenimiento, solucionar posibles obstrucciones, etc.

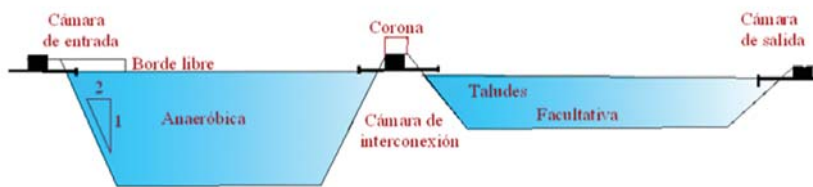


Figura 4- 7: Esquema general de lagunas de tratamiento

4.3.3.1 Lagunas anaerobias

La oxidación anaerobia se define como aquella en que la descomposición ocurre en ausencia de oxígeno disuelto; se usa el oxígeno de compuestos orgánicos, nitratos y nitritos, sulfatos y CO_2 como aceptores de electrones.

En su forma más elemental, el proceso anaerobio de descomposición de la materia orgánica se puede considerar compuesto por dos etapas que ocurren simultáneamente: fermentación de ácidos (acidogénesis) y fermentación de metano (metanogénesis).

La oxidación en condiciones anaeróbicas es lenta, debido a la baja tasa de reproducción de las bacterias metanogénicas. A pesar de ello, el tratamiento anaerobio presenta la ventaja de admitir elevadas cargas orgánicas; es por ello que en los sistemas de tratamiento de efluentes se coloca la unidad anaerobia como primera unidad de tratamiento biológico.

Los tratamientos anaeróbicos de mayor utilización en tambos son las lagunas anaerobias (y biodigestores en menor medida, pero utilizados para el tratamiento de biosólidos).

Para lograr un adecuado funcionamiento de las lagunas de estabilización, es necesario contar con correctos diseños ya que, sea por exceso o por defecto, se pueden lograr resultados no satisfactorios en el efluente final aún cuando los sistemas sean operados adecuadamente.

El parámetro clave para el diseño de lagunas anaerobias es la carga orgánica volumétrica aplicada, esto es, los kilogramos de DBO_5 por metro cúbico de agua de la laguna por día. En nuestro país se aconsejan valores de 25 a 50 $\text{g DBO}_5/\text{m}^3/\text{día}$ para lagunas anaerobias para el tratamiento de efluentes de tambos, debido a la baja biodegradabilidad que presenta este tipo de efluente.

La eficiencia real de este tipo de lagunas en la remoción de materia orgánica (vinculada al alto tiempo de retención) se encuentra entre el 50 % y el 70 % expresado en DBO_5 . En cuanto a remoción de coliformes fecales, en las lagunas anaerobias ocurre una remoción de aproximadamente un orden de magnitud (por ejemplo, de 10^8 ufc/100 mL que tiene el líquido residual crudo a 10^7 ufc/100 mL a la salida de la unidad).

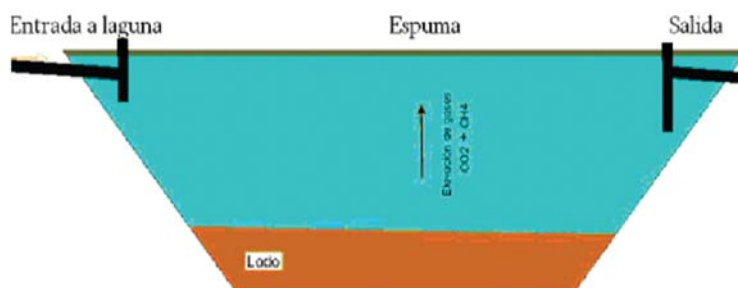


Figura 4- 8: Esquema de laguna anaeróbica

Las lagunas anaerobias son en general de planta cuadrada. Al elegir su ubicación debe tenerse en cuenta que los procesos anaerobios generan olores ofensivos, por lo que es deseable ubicarlas “viento abajo” respecto a la sala de ordeño y a las viviendas para la dirección predominantes de los vientos, de modo que los gases olorosos sean transportados justamente en sentido contrario a los lugares donde están las personas y los animales. También es frecuente colocar una cortina de árboles o aprovechar una existente para separar las instalaciones de la planta de tratamiento, aunque esto no siempre es bueno ya que se deja de tener una visión completa de la planta de tratamiento ante posibles problemas o contingencias.

4.3.3.2 Lagunas facultativas

Las lagunas facultativas son unidades de tratamiento que presentan una zona superior aerobia y una inferior anaerobia, de modo tal que procesos biológicos aeróbicos y anaeróbicos se producen en forma simultánea en diferentes zonas de la laguna.

Normalmente las lagunas facultativas presentan una coloración verdosa debido a la presencia de algas; éstas inciden en la variación del contenido de oxígeno disuelto según la profundidad y hora del día.

En el estrato superior de una laguna facultativa primaria existen algas y bacterias que viven en presencia de oxígeno; en los estratos inferiores, se produce una biodegradación anaerobia de los sólidos sedimentables.

El parámetro a tomar en cuenta para el diseño de lagunas facultativas es la carga orgánica superficial $L_s = C_{\text{DBO}_5} / A_{\text{sup}}$, (kg DBO_5 /hectárea/día). Un rango de valores usuales para nuestro país para el diseño de lagunas facultativas posteriores a una laguna anaerobia en un sistema de tratamiento de efluentes de tambos es de 80 a 90 kg DBO_5 /hectárea/día. La eficiencia real de este tipo de lagunas en la remoción de DBO_5 se encuentra entre el 60 % y el 80 %. En cuanto a remoción de coliformes fecales, en estas lagunas se logra bajar su concentración en unos tres órdenes.

En general luego de la primera laguna facultativa, debe colocarse una segunda del mismo tipo de funcionamiento si se desea llegar a cumplir con el estándar de vertido a curso de agua en cuanto a materia orgánica. Esta segunda laguna facultativa tiene los

mismos criterios de diseño que la anterior, y su eficiencia máxima se estima en un 60 % en DBO_5 . Se puede construir con menor profundidad que la anterior para promover una mayor remoción bacteriológica debido al aumento de la penetración de la luz solar. Cuando se cuenta con un sistema con una unidad anaerobia y dos facultativas en serie es esperable que se logre la remoción de coliformes fecales de seis órdenes que se requiere para que el efluente cumpla con el estándar de calidad bacteriológico para vertido a curso de agua.



Figura 4- 9: Esquema de laguna facultativa

La planta de las lagunas facultativas respeta la relación largo ancho de 2:1 a 4:1. En este caso, es deseable colocar el lado más largo orientado según la dirección de los vientos más frecuentes, ya que la mezcla superficial que genera el viento contribuye a la reoxigenación del agua, además de promover cierto grado de mezcla en las aguas de la unidad.

4.3.4 Humedales construidos

Los humedales construidos pueden ser utilizados como una última etapa de tratamiento de las aguas residuales en el tambo (luego, por ejemplo, de una serie de laguna anaeróbica y una o dos lagunas facultativas). Como criterio general la ubicación relativa de estas unidades en el sistema de tratamiento dependerá del nivel de sólidos, de la carga orgánica, el caudal y de los costos de construcción, entre otras variables relevantes.

El humedal no resulta una alternativa viable para los sistemas de tratamiento que se encuentren sobrecargados o que no se encuentren funcionando con las eficiencias de diseño. Es imprescindible que las unidades de tratamiento físico y biológico estén operadas y mantenidas correctamente.

Esta alternativa utiliza los procesos de estabilización presentes en los ecosistemas naturales que incluyen plantas acuáticas. La ingeniería involucrada en su diseño y construcción sirve de instrumento para potenciar y sinergizar los resultados de estos procesos comunes en la naturaleza.

Como sistemas de tratamiento son efectivos en la corrección del pH, remoción de sólidos suspendidos y materia orgánica, así como también pueden remover un amplio espectro de contaminantes. En el caso del nitrógeno y fósforo presentes en los efluentes de tambo, para lograr una eficiencia de remoción importante, una opción es la utilización de sistemas naturales tales como humedales o lagunas con plantas flotantes, aspecto que debe tomarse en cuenta cuando se planteen los objetivos del diseño del sistema de tratamiento.

4.3.4.1 Qué son los humedales construidos

Humedales naturales: “Los humedales son zonas donde el agua es el principal factor controlador del medio y la vida vegetal y animal asociada a él. Los humedales se dan donde la napa freática se halla en la superficie terrestre o cerca de ella, o donde la tierra está cubierta por aguas poco profundas.” Ramsar et al, Irán 1971.

Los humedales naturales tienen la propiedad de remover contaminantes sedimentables y disueltos presentes en el agua que reciben.

Los humedales construidos son diseñados con el fin de replicar y potenciar los procesos que ocurren en los humedales naturales, aplicándolos para el tratamiento de efluentes.

Los humedales construidos se pueden clasificar dentro de tres grandes grupos:

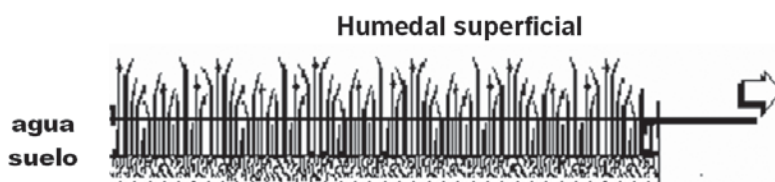
- Humedales de flujo superficial.
- Humedales de flujo subsuperficial.
- Humedales de flujo vertical.

El aspecto básico de su diseño es el pasaje del agua en flujo laminar a través de tallos y raíces de las plantas, así como del lecho de tierra o grava que sostiene la población vegetal. Éste es también el principal mecanismo de depuración en el humedal.

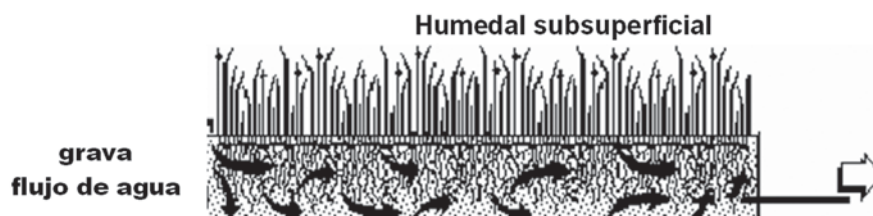
Los humedales son sistemas que funcionan básicamente por gravedad, sin involucrar componentes mecánicas o eléctricas para su operación, presentan un mantenimiento sencillo y de bajo costo. Es de orden hacer notar que las limitaciones más importantes a la aplicación de humedales radican en la disponibilidad de terreno y en una topografía adecuada que permita una construcción razonable en términos económicos. Respecto de la situación geográfica del Uruguay se puede agregar que la temperatura media es adecuada para una operación exitosa en todo el país. Sin embargo, a la hora del diseño y dimensionamiento de los sistemas, se deberá tener en cuenta que la eficiencia es menor durante el invierno.

En los tambos, el uso más recomendable de los humedales es como unidad de tratamiento suplementario, después del tratamiento físico (retención de sólidos) y biológico (por ejemplo un sistema de lagunas de estabilización).

Entre las plantas utilizadas en humedales se encuentran plantas emergentes (totora, junco, caña) y sumergidas (por ejemplo, helodea).



El agua residual fluye a través de los canales superficiales, a través de la zona inferior de los tallos de las plantas arraigadas en el suelo inundado



El agua residual infiltra a través de la zona de raíces de las plantas hidropónicas que crecen en los canales de grava inundados

Figura 4- 10: Esquema de funcionamiento de humedal superficial y subsuperficial (Fuente: NIWA Guidelines for Constructed Wetland Treatment of Farm Dairy Wastewaters in New Zealand)

4.3.4.2 ¿Cómo funcionan los humedales construidos?

Las plantas del humedal utilizan los nutrientes para su crecimiento y parte de éstos puede ser devuelto al humedal como materia orgánica cuando ellas mueren. Los nutrientes tomados por las plantas son una fracción pequeña de la remoción ocurrida en el sistema (5 % al 10 %). Por esta razón, en la mayoría de los casos no se requiere la cosecha de las plantas para una correcta operación y mantenimiento.

Las plantas presentes en los humedales viven en suelos inundados, por lo que tienen desarrollado un sistema de ventilación interno que oxigena los tejidos sumergidos, ayudando al transporte de oxígeno hacia la zona de las raíces de las plantas, logrando zonas aeróbicas en los sedimentos.

Las partículas sedimentan en las aguas poco profundas y de lento escurrimiento. Los microorganismos presentes (bacterias, algas, etc.) degradan la materia orgánica y transforman y mineralizan los nutrientes presentes en el agua residual.

Constituyente del agua residual	Mecanismo de remoción
Sólidos suspendidos	Sedimentación / Filtración
Materia orgánica	Degradación microbiana (aerobia, anaerobia y facultativa)
Nitrógeno	Sedimentación / Filtración Amonificación seguida por nitrificación – desnitrificación bacteriana Volatilización del amonio
Fósforo	Asimilación por las plantas En el suelo, reacciones de adsorción – precipitación con aluminio, hierro, calcio y minerales de la arcilla
Patógenos	Asimilación por las plantas Sedimentación / Filtración Muerte natural Radiaciones ultravioletas Excreción de antibióticos por las raíces de las plantas

Tabla 4- 1: Principales mecanismos de remoción y transformación de los contaminantes en los humedales. (Fuente: Brix H, 1993; Crites and Tchobanoglous, 1998)

Algunos de los requerimientos para un adecuado funcionamiento de los sistemas de tratamiento con humedales son:

- Pretratamiento adecuado.
- Suficiente área para tratar las cargas aplicadas de forma de obtener un efluente de buena calidad.
- Sistemas robustos pueden lograr mantener las eficiencias ante variaciones en calidad y cantidad de afluentes.
- La base y paredes del humedal deben ser estancas, de forma de evitar la infiltración del efluente al terreno y la entrada de flujo subsuperficial al humedal.
- El diseño apropiado de la forma y profundidad del humedal debe apuntar a generar flujo pistón en la zona central, minimizando los cortocircuitos y manteniendo las velocidades requeridas para mantener el crecimiento.
- El cuidado inicial de las plantas en su cultivo es determinante para el rápido establecimiento de las mismas; se deben utilizar especies robustas, de fácil crecimiento y mantenimiento.
- Se debe cercar el humedal para evitar el pasaje de ganado.
- Se debe evitar el crecimiento de pasto.

4.3.4.3 Ventajas y limitaciones

En el caso del tratamiento secundario de los efluentes, los humedales construidos son una alternativa ya probada en países como Nueva Zelanda, EEUU, Holanda, entre muchos otros. Éstos ofrecen una componente práctica, eficiente y complementaria a otras opciones tecnológicas.

Las ventajas generales del uso de humedales construidos pueden resumirse como:

- Altas eficiencias de remoción de materia orgánica y nutrientes (N y P).
- Reducción del volumen de efluente tratado.
- Operación y mantenimiento sencillos.
- Funcionamiento prácticamente autónomo.
- Bajo costo de operación y mantenimiento.
- Reducción de olores.
- Bajo impacto visual.

Y sus limitaciones están asociadas principalmente a los siguientes aspectos:

- Es una tecnología extensiva.
- La eficiencia depende de la temperatura ambiente.
- El desempeño depende de la gestión de sólidos y efluentes que se realice aguas arriba del sistema.
- Pueden atraer animales dañinos para la estructura física de los sistemas de tratamiento (por ejemplo, nutrias) provocando esfuerzos y costos adicionales de reparación y mantenimiento de taludes.

4.4 Unidades de tratamiento anaerobio de sólidos: Biodigestores

4.4.1 ¿Qué es un biodigestor?

Un biodigestor es un reactor biológico que funciona en una unidad cerrada en la que la materia orgánica (estiércol) se degrada por procesos anaerobios y genera cantidades en general aprovechables de biogás.

Consiste en un recinto cerrado que puede ser construido con diversos materiales, como plástico, ladrillo, cemento o metal. El biodigestor de forma cilíndrica o esférica posee un ducto de entrada a través del cual se suministra una mezcla de materia orgánica (estiércol) y agua, y un ducto de salida, a través del cual el material ya digerido por acción bacteriana abandona el biodigestor.

Con el término “biogás” se designa a la mezcla de gases resultantes de la descomposición de la materia orgánica realizada por acción bacteriana en condiciones anaerobias. Los principales componentes del biogás son el metano (CH₄) y el dióxido de carbono (CO₂). Aunque la composición del biogás varía de acuerdo a la biomasa utilizada, su composición aproximada se presenta en la tabla que sigue:

Componente	% en volumen
Metano (CH ₄)	40-70
Dióxido de Carbono (CO ₂)	30-60
Sulfuro de Hidrógeno (H ₂ S)	0-3
Hidrógeno (H ₂)	0-1

Tabla 4- 2: Composición aproximada de biogás generado en un biodigestor (Fuente: Werner, 1989)

Como una aproximación rápida, puede pensarse que el biogás es mitad metano y mitad dióxido de carbono. El metano es el que le confiere las características combustibles, en tanto el dióxido de carbono es no combustible.

Mediante un biodigestor se puede lograr un manejo eficiente del estiércol generado en salas de ordeño y corrales de espera, así como de parte del agua proveniente de los mismos. Se puede obtener gas combustible aprovechable y un buen mejorador de suelos, siempre y cuando se encuentre en condiciones sanitarias aceptables. Pero esta solución, que requiere una operación laboriosa y necesariamente diaria, sólo es de aplicación en establecimientos de pequeña escala, particularmente cuando la generación de gas combustible a partir de las excretas resulta ser una buena alternativa energética.

4.4.2 Tipos de biodigestores

Según la forma de operar, se puede clasificar a los biodigestores en continuos y discontinuos. Los biodigestores discontinuos no se ajustan a la dinámica de la producción de excretas de bovinos, la cual puede considerarse como continua, por lo que no son de interés para instalarlos en tambos.

Una primera clasificación de biodigestores continuos se obtiene según su desarrollo histórico: hay modelos tradicionales, que se construyen en mampostería, y otros más “modernos” que se realizan con materiales más livianos.

Profundizando en este aspecto se tiene la siguiente clasificación, que es la que se empleará de ahora en más:

- Diseño tradicional:
 - Biodigestor Indio (cúpula flotante metálica)
 - Biodigestor Chino (cúpula fija)
- Diseño moderno:
 - Biodigestor de polietileno (o PVC) tubular.
 - Biodigestor de polietileno (o PVC) semiesférico.

68

Por su mayor interés, se comentarán primero las características de los biodigestores modernos.

4.4.2.1 Biodigestores de polietileno (o PVC) tubular

El biodigestor se materializa como una bolsa o tubo de polietileno, al que se le colocan todas las tuberías y accesorios necesarios con el mayor cuidado para mantener la estanqueidad del reactor. Este tipo de biodigestor ha sido recomendado como tecnología apropiada por hacer un mejor uso de excrementos del ganado, lo que reduce la presión sobre otros recursos naturales.

El gas se acumula en la parte superior de la bolsa, parcialmente llena con biomasa en fermentación. La bolsa se va inflando lentamente con una presión de operación baja; no se puede exceder la presión de trabajo del material.



Figura 4- 11: Biodigestor tubular de plástico

El biodigestor tubular presenta los siguientes componentes:

Tubería de admisión: es un tubería de plástico de 200 a 300 mm de diámetro, que debe utilizarse para ingresar la mezcla; debe sumergirse al menos 15 cm en el lodo que se encuentra dentro del reactor, para prevenir el escape del metano.

Fermentador y bolsa de almacenamiento: éste es el principal componente del biodigestor: la bolsa de almacenamiento está en la parte superior. El tamaño del fermentador depende de la cantidad de desechos a fermentar; si la cantidad de desechos a tratar es elevada, se pueden conectar cámaras múltiples por medio del tubo plástico. Este sistema posee una mayor área superficial y es muy eficiente. Es deseable que el biodigestor esté aislado térmicamente y deseablemente cuente con un sistema de calentamiento. Una opción interesante para proteger térmicamente el reactor es construir un pequeño terraplén en la parte sur del biodigestor para prevenir el enfriamiento a causa de los vientos, y en el lado norte un colector solar simple para la calefacción, con el fin de mantener constante la temperatura del fermentador. La bolsa de almacenamiento de gas puede incorporarse al digestor o ser independiente. Es aconsejable instalar el biodigestor cerca del punto en que se va a utilizar el biogás.

Tubería de salida (efluente): el diámetro de la tubería debe ser de 100 a 150 mm de diámetro de material plástico. Éste se localiza por debajo del nivel de la tubería de entrada en el extremo opuesto del digestor. La tubería de salida también debe ser sumergida a 15 cm de profundidad en el lodo para prevenir el escape del gas. Se debe mantener el flujo constante.

Tubo de metano: este tubo se ubica en la parte superior de la bolsa de almacenamiento de metano. El mismo suele ser de 50 mm de diámetro y se usa para transportar el biogás a su lugar de uso. El tubo posee una salida que está sumergida en agua y que drena la humedad condensada.

Dispositivo de seguridad: éste se utiliza para prevenir la rotura del fermentador debido a presiones altas generadas durante la fermentación anaeróbica de los desechos. Consiste en una botella parcialmente llena de agua, de al menos 10 cm de altura útil, insertada al tubo de salida; cuando la presión del digestor es mayor a la del agua, salta el sello hidráulico, y se libera el biogás.



Figura 4- 12: Dispositivo de seguridad

Tubo de limpieza: el lodo que sedimenta en el fondo del biodigestor debe ser removido como máximo cada dos años. La tubería de limpieza permite extraer estos lodos por bombeo. Cuando el biodigestor es muy largo, se puede disponer de un tubo en un extremo y otro en la mitad del mismo.

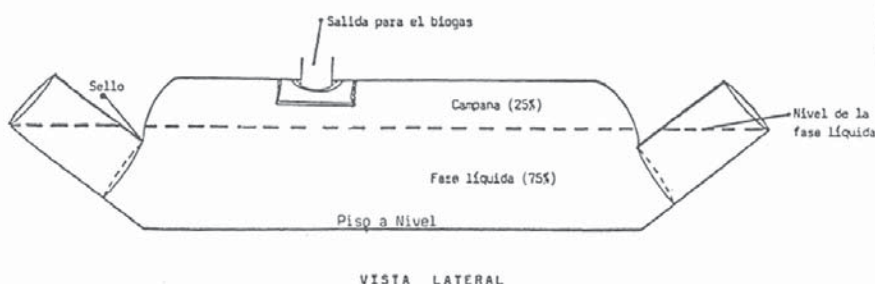


Figura 4- 13: Esquema de biodigestor tubular

Ventajas:

- Este tipo de digestor es muy económico y fácil de transportar por su bajo peso, en especial en aquellos sitios de difícil acceso.
- Al ser hermético, se reducen las pérdidas.

Desventajas:

La principal desventaja del biodigestor de plástico es su corta vida útil, lo que hace necesario montar una nueva instalación cada dos o tres años. También es muy vulnerable a sufrir roturas por condiciones climáticas adversas, por acciones del hombre y eventualmente animales.

4.4.2.2 Biodigestores tradicionales: modelo chino (cúpula fija)

Este biodigestor se construye en mampostería, y su rasgo distintivo es que la cúpula para acumulación de gas es fija, y también construida de ladrillos, piedra u hormigón. La cima y fondo son semiesféricos y están unidos por medio de una superficie cilíndrica. La superficie interior se sella con muchas capas delgadas de mortero para que quede firme.

La tubería de entrada es recta y los extremos están nivelados. Hay una tapa de inspección en la clave del digestor, para facilitar la limpieza. El gas producido durante la digestión se guarda bajo el domo, a presiones en el entorno de 1,0 a 1,5 m de columna de agua ($1 \text{ mca} \sim 0,1 \text{ kg/cm}^2 \sim 1 \cdot 10^4 \text{ Pa}$). Esto crea fuerzas estructurales bastante altas, y es la razón por la que la cúpula y el fondo deben tener forma semiesférica.

Para construir este tipo de biodigestor se necesitan materiales de alta calidad y recursos humanos calificados. En contrapartida, su vida útil es elevada (pueden durar aproximadamente 20 años), siempre que se realice un mantenimiento sistemático.

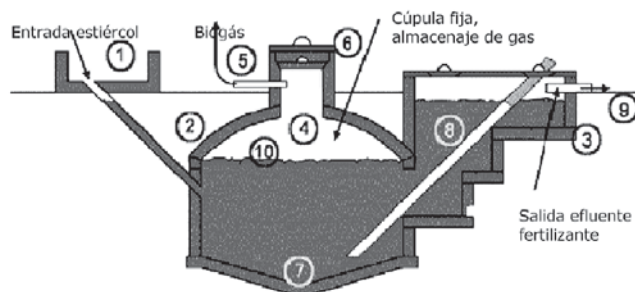


Figura 4- 14: Biodigestor chino. Referencias: 1. Tanque de mezclado con tubería de entrada y trampa de arena. 2. Digestor. 3. Tanque de compensación y extracción. 4. Receptáculo de gas. 5. Tubería de gas. 6. Tapa de acceso con sello hermético. 7. Acumulación de lodo. 8. Tubería de salida. 9. Nivel de referencia. 10. Película flotante.

El volumen recomendado para este tipo de biodigestores se encuentra en el rango de 6 a 20 m³. La producción promedio de biogás varía entre 0,2 a 0,5 m³/día por m³ útil de biodigestor, dependiendo del sustrato empleado.

Ventajas:

- Elevada vida útil (promedio 20 años).
- Buen aislamiento térmico.

Desventajas:

- Problemas de agrietamiento debido a las presiones producidas.
- Variación de la presión de gas, produciendo retroceso de la llama.
- Se necesita mano de obra calificada para su construcción.

71

4.4.2.3 Biodigestores tradicionales: modelo indio (campana móvil)

La mayoría de los elementos del biodigestor son similares a los correspondientes al modelo chino; la diferencia importante consiste en la movilidad de la campana. Normalmente se construye la pared del reactor y su fondo de ladrillo, aunque a veces se usa refuerzo de hormigón.

El gas producido es almacenado bajo una campana flotante que sube y baja en una guía central. La presión del gas disponible es constante y depende del peso de la campana y del área de la unidad, normalmente varía entre 0,04 a 0,08 mca ($4 \cdot 10^2$ a $8 \cdot 10^2$ Pa). El reactor se alimenta semi-continuamente a través de la tubería de entrada.

La campana móvil de este biodigestor consiste en un tambor que antiguamente se hacía de acero, pero que en diseños más modernos ha sido sustituido por campanas de fibra de vidrio reforzado en plástico para superar los problemas de corrosión.

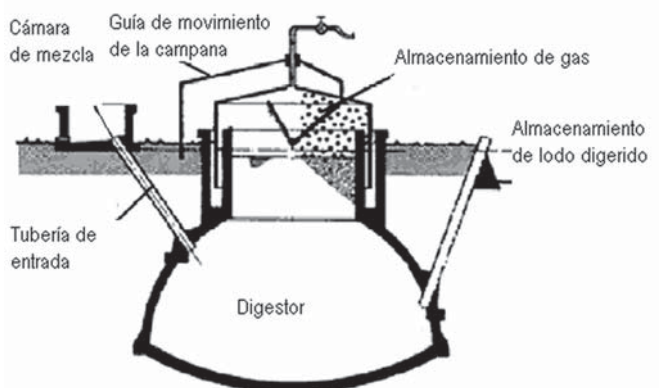


Figura 4- 15: Biodigestor indio

Ventajas:

- Presión uniforme de gas.
- Relativamente fácil de construir y operar.
- Buen aislamiento térmico.
- Presión estable.

Desventajas:

- Elevado costo, debido a la campana metálica.
- La campana metálica puede oxidarse.

5. OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO

Una adecuada operación de la planta de tratamiento es tanto o más importante que un correcto diseño. Las unidades tienen funciones específicas respecto a la remoción de algún componente, las cuales requieren de una operación y mantenimiento frecuente para no perder funcionalidad.

Vale la pena volver a mencionar que si el mejor diseño de planta de tratamiento no es acompañado por una correcta operación y mantenimiento, el sistema de tratamiento tendrá una eficiencia significativamente menor que la de diseño.

La limpieza de las unidades de retención de sólidos con la frecuencia establecida en el diseño es fundamental para el correcto funcionamiento de las unidades de tratamiento biológico ubicadas aguas abajo. También las lagunas anaerobias deben ser limpiadas, cada 4 a 5 años, ya que el exceso de lodos en la unidad afecta no sólo la eficiencia de ella sino también la de las unidades ubicadas aguas abajo.

Cabe señalar nuevamente que la planta de tratamiento de efluentes se debe diseñar previendo el posible crecimiento del tambo en un plazo relativamente corto (por ejemplo a 4 años), ya que al aumentar el número de vacas en ordeño las unidades resultarán sobrecargadas en su capacidad, perdiendo eficiencia como primer síntoma pero luego generando por esa causa inconvenientes de diferente índole.

Al crecer el tambo, en el caso de las unidades de retención de sólidos, deberá realizarse la limpieza de las mismas con mayor frecuencia, lo que puede resultar poco práctico. Pero de tener lagunas de tratamiento ubicadas aguas abajo, como se trata de sistemas biológicos, resultan especialmente vulnerables a la aplicación sistemática de sobrecargas y responden no sólo bajando su eficiencia; por ejemplo, la laguna anaerobia tiende a acidificarse y deja de funcionar como se diseñó originalmente, las lagunas facultativas pueden comenzar a dejar de serlo y pasar progresivamente a fase anaerobia.

5.1 Unidades de retención de sólidos

En los tambos se diseñan varias unidades para remover sólidos groseros, sedimentables o en suspensión, al principio del tratamiento. Este proceso se realiza por decantación de componentes con peso específico mayor que el agua, razón por la cual se irán acumulando en el fondo de la unidad respectiva.

Esta explicación permite concluir fácilmente que los “fondos” de este tipo de unidades se irán llenando. Cuando la capacidad de acumular sólidos se complete, la unidad dejará de cumplir con el objetivo para el que fue diseñada. En estas condiciones, la unidad de tratamiento será una simple cámara de pasaje, resultando en la acumulación de sólidos en las unidades posteriores (por ejemplo lagunas), lo que reducirá a su vez sus eficiencias.

En general todas las unidades de retención de sólidos deben estar limpias y funcionando adecuadamente; si no es así, deben limpiarse inmediatamente.

5.1.1 Cámara de retención de sólidos

La función de esta cámara es retener sólidos inorgánicos (no estiércol).

La cámara de retención de sólidos debe limpiarse por lo menos dos veces por semana (y deseablemente no más allá de día por medio), o cuando el nivel de sólidos esté a unos 10 cm por debajo de la tubería de salida, lo que ocurra primero. De todos modos se debe mantener siempre limpia la rejilla de la zona superior para evitar mal funcionamiento.

74

El elemento adecuado para la limpieza de esta unidad es una pala tipo cucharón, con orificios para que el agua escurra y se puedan remover los sólidos con facilidad.

5.1.2 Estercolero simple

Esta unidad retiene parte del estiércol generado en el tambo. El residuo retenido se escurre a través de la pared de ladrillo (rejilla) o de madera perforada, y el líquido sobrenadante es conducido hacia las otras unidades del sistema de tratamiento.

En general la unidad retiene más sólidos cuando está parcialmente llena, pues el propio residuo actúa como filtro.

Cuando el estercolero es de grandes dimensiones, el tambo deberá contar con un tractor de pala para realizar su limpieza. De ser un estercolero de un tambo pequeño (menos de 100 vacas) y de realizarse la limpieza con frecuencia, ésta puede ser realizada con pala en forma manual.

En los tambos más grandes, la limpieza debe realizarse como máximo en forma semanal, o con menor frecuencia dependiendo de las dimensiones del estercolero en relación a los aportes que recibe. En las unidades pequeñas es deseable que la limpieza sea diaria.

En cualquier caso, como el flujo hacia las unidades de tratamiento se da sólo en algunos momentos del día, la limpieza debe realizarse en los horarios en que no se esté recibiendo caudal. Luego de retirado el residuo acumulado, se debe dejar escurriendo durante algunas horas para luego ser trasladado hacia la zona de disposición prefijada. Para dejar el material escurriendo, se puede construir una zona a un lado del estercolero con pendiente hacia él, de forma de evitar el escurrimiento de los lixiviados en forma arbitraria, lo que podría tener impactos negativos sobre el suelo y las aguas tanto superficiales como subterráneas.

5.1.3 Estercolero doble

La operación es similar al caso anterior, pero para la limpieza se saca una unidad de servicio y se habilita la otra. Se dejará más tiempo para el escurrido, pudiendo ser más de un día hasta el traslado a su zona de disposición final.

5.1.4 Trampa

La operación y el mantenimiento de una trampa son similares a los del estercolero, con la diferencia de que la trampa no se limpia en general en forma manual, sino con máquina.

5.2 Lagunas

5.2.1 Puesta en funcionamiento de las lagunas

Es recomendable realizar el arranque en verano, ya que a mayor temperatura se obtiene mayor eficiencia de tratamiento y menor tiempo de aclimatación.

Antes de poner en servicio una laguna se debe realizar una inspección cuidadosa de la misma, a fin de verificar las siguientes condiciones:

- Ausencia de plantas y vegetación en el fondo y taludes interiores de la laguna.
- Funcionamiento y estado apropiado de las unidades de entrada y salida.

En el procedimiento para poner en funcionamiento las lagunas de estabilización se deben tener en cuenta las siguientes recomendaciones generales:

- Luego de terminada la construcción de las lagunas, para el arranque es recomendable colocar en su interior agua dulce hasta una altura de 60 cm. Este procedimiento impide el crecimiento de vegetación, permite comprobar la estanqueidad de las lagunas, y posibilita la corrección de una compactación insuficiente, previo a la entrada del efluente a las mismas. En las lagunas anaeróbicas, el tener una altura de agua dulce cuando empieza a llegar el efluente desde las unidades de retención de sólidos, permite el crecimiento gradual de la población de bacterias metanogénicas y minimiza los problemas de olores. Se debe evitar que las lagunas facultativas estén vacías cuando empiece el vertimiento de la unidad anaerobia hacia ellas. Para el arranque de lagunas facultativas posteriores a anaerobias, en lo posible también se debe colocar primero agua dulce en la unidad e ir incorporando el efluente paulatinamente, verificando que comience a haber presencia de algas. Cuando no se dispone de agua dulce para el llenado inicial de la laguna facultativa, ésta se podrá ir cargando gradualmente con el efluente de la anaerobia (en funcionamiento) y se dejará en reposo durante unos 20 días hasta que se desarrolle la población bacteriana y las algas. Durante este período sólo se adicionará agua para suplir los efectos de la evaporación. En estos días podrían ocurrir episodios de mal olor.
- El llenado de las lagunas hasta el nivel de diseño debe hacerse lo más rápidamente posible, para prevenir el crecimiento de vegetación emergente y la erosión de los taludes, si el nivel de agua permanece por debajo de la protección perimetral interna.
- El período de aclimatación para lagunas anaeróbicas puede durar unos 20 días. Durante este período, la carga se debe incrementar gradualmente para mantener las condiciones anaerobias. Si hay alguna laguna anaerobia próxima en la zona, se puede trasladar algo de lodo de ella para que actúe como inóculo y facilite la entrada en régimen de la unidad. Esto se debe hacer controlando el pH, que debe mantenerse por encima de 7; si se observa una tendencia sostenida a acidificarse, es necesario adicionar cal o cenizas de soda para corregirlo.
- El tiempo para alcanzar una comunidad biológica balanceada entre algas y bacterias en lagunas facultativas se estima en 60 días a partir del inicio de la operación.

5.2.2 Operación y mantenimiento

La operación y mantenimiento correctos de las lagunas en un tambo requiere que alguien le dedique el tiempo necesario para realizar las tareas mencionadas a continuación. Estas tareas no pueden ser ignoradas si se busca un correcto funcionamiento de las unidades.

La operación y mantenimiento de las lagunas de estabilización tiene como objetivos básicos los siguientes:

76

- Mantener limpias las estructuras de entrada, interconexión y salida de las lagunas.
- Mantener adecuadamente podados los taludes para prevenir problemas de insectos y erosión.
- Mantener en la laguna anaerobia un pH cercano a 7, y un manto denso de nata sobrenadante (costra) que minimice la presencia de olores e impida el intercambio de oxígeno.
- Mantener en la laguna facultativa una superficie despejada para favorecer el intercambio de oxígeno con la atmósfera. Si el color se mantiene verdoso, es síntoma de un sistema biológico saludable (a los efectos del tratamiento).
- Mantener libre de vegetación la superficie del agua.

Las labores típicas de operación y mantenimiento de lagunas incluyen:

- Limpiar las unidades de entrada, interconexión y salida. En el caso de haber válvulas y/o compuertas, mantenerlas lubricadas.
- Inspeccionar y prevenir daños en los diques, cerco perimetral, y unidades de entrada, interconexión y salida.
- Cortar el pasto de los taludes exteriores y áreas circundantes, manteniéndolo con una altura máxima de 15 cm.
- Remover toda la vegetación emergente del talud interior de las lagunas.
- Verificar el estado adecuado de la protección de los taludes si existe (normalmente piedras o losetas). Retirar con cuidado la vegetación que pueda estar creciendo entre las diferentes piezas.
- No utilizar herbicidas ni otros biocidas para el control de pasto y vegetación en las lagunas, ni siquiera en los taludes exteriores. Las lagunas contienen sistemas vivos que son muy sensibles a estas sustancias, y si cayeran aún involuntariamente en ellas podrían estropear su normal funcionamiento.
- Remover diariamente la nata sobrenadante de las lagunas facultativas y disponerla apropiadamente. Si hubieran plantas flotantes en la laguna (lenteja de agua u otras), también deben ser removidas.
- Si hay moscas en la superficie de la costra de la laguna anaerobia, rociarla con agua limpia. Nunca aplicar insecticida u otro biocida allí, pues la laguna contiene un sistema biológico y dejará de funcionar como tal.
- Reparar cualquier daño que aparezca en los terraplenes o cualquier zona de las instalaciones del sistema de tratamiento.
- Recordar y hacerle saber a todas las personas que trabajan o viven en el lugar que las lagunas son sistemas biológicos diseñados para el tratamiento de los efluentes, y no sitios en los que se puede arrojar cualquier tipo de residuos. Se debe evitar especialmente el vertido de jeringas y agujas utilizadas para la aplicación de antibióticos, y de envases de biocidas (herbicidas, insecticidas, etc.).

5.2.3 Principales problemas de funcionamiento y posibles soluciones

Al tratarse de sistemas de tratamiento bastante económicos y sencillos, las lagunas de estabilización no suelen recibir los cuidados que realmente necesitan. Cuando no se hace un buen control operacional ni el necesario mantenimiento preventivo, las lagunas van quedando en una progresiva situación de abandono que en nada contribuye a su buen funcionamiento.

5.2.3.1 Lagunas anaeróbicas

El color predominante en una laguna anaeróbica que esté en correcto funcionamiento oscila entre gris oscuro y negro, aunque en algunos momentos puede tener una coloración verdosa en la superficie, por estar funcionando con baja carga respecto a la de diseño o a causa de la permanencia de algunas especies de algas más resistentes. Una capa de costra en la superficie es parte de su normal funcionamiento.

Los principales problemas operacionales que ocurren en una laguna anaeróbica son los siguientes: emanación de malos olores, crecimiento de vegetación acuática en los taludes internos y proliferación de insectos.

Malos olores

El olor que comúnmente es emanado por las lagunas anaeróbicas es soportable para una persona que se encuentra en el sitio; sin embargo, no debe ser perceptible para una persona a cierta distancia de la unidad.

Si el olor es muy fuerte, puede estar relacionado con una sobrecarga de la materia orgánica aplicada a la laguna, lo que puede deberse a un incorrecto diseño (tasa orgánica volumétrica real superior a la de diseño) o a bajas eficiencias de los sistemas de retención de sólidos ubicados aguas arriba. Una medida posible para reducir la problemática de olores es recircular el efluente de la laguna facultativa hacia la laguna anaeróbica.

Otra causa posible es la acidificación de las aguas de la laguna (que también suele relacionarse con sobrecargas). Para un funcionamiento adecuado, la laguna anaerobia debe mantener su pH próximo al neutro; si la laguna se ha acidificado, es necesario corregir el pH agregando cal, soda o cenizas de soda y mezclándola.

Proliferación de insectos

El control de vegetación es indispensable para evitar la proliferación de mosquitos, al quitarles el refugio en la superficie del agua residual.

Además, la limpieza de la vegetación emergente o la que pueda estar creciendo entre las losetas de protección o en la interfase agua – terraplén, contribuye a mantener la seguridad de los taludes.

5.2.3.2 Lagunas facultativas

Además de los temas vinculados al crecimiento de la vegetación acuática en los taludes internos y proliferación de insectos que ya se han mencionado, las lagunas facultativas pueden presentar elementos flotantes o acusar cambios de color.

Elementos flotantes (espumas, algas, etc.)

La superficie de las lagunas facultativas debe estar exenta de espumas o de cualquier otro material flotante que pueda impedir el pasaje de la radiación solar hacia la masa líquida o la aireación superficial. El problema se debe corregir mediante la extracción de los flotantes con espumadera u artefacto similar.

Debe verificarse que no estén pasando elementos flotantes desde la laguna anaeróbica a la facultativa. Si esto está sucediendo, seguramente la pieza en T del dispositivo de salida de la laguna anaeróbica está dañada o ha sido retirada por alguna razón; en cualquiera de ambos casos, debe ser sustituida o repuesta cuanto antes.

Presencia de algas en el efluente de la laguna facultativa

Para minimizar la cantidad de sólidos suspendidos tales como las algas en el efluente, se debe realizar la toma del mismo a por lo menos 0,5 m por debajo de la superficie del espejo de agua.

Descenso de pH

El descenso de pH por debajo de 8,0 puede producir la disminución de la población de algas verdes. Esto puede ser causado por sobrecargas, o por la presencia de organismos que se alimentan de las algas. Para corregirlo, es conveniente sacar la laguna de funcionamiento (o sea, cortar el ingreso de líquido afluente) hasta que el sistema se recupere.

Malos olores

En general las lagunas facultativas no emanan olores cuando están funcionando correctamente.

Si comienzan a ocurrir malos olores, suelen estar relacionados con una sobrecarga de la materia orgánica aplicada a la laguna, lo que puede deberse a un incorrecto diseño (tasa orgánica superficial real superior a la de diseño) o a bajas eficiencias de las unidades de tratamiento que la preceden. Si no se ha limpiado la laguna anaerobia de acuerdo al período de limpieza previsto en el diseño, hay mayor riesgo de que ocurran estos episodios. La acidificación de la masa de agua también puede ser causa de generación de malos olores.

Es deseable interrumpir la alimentación de la laguna hasta que el sistema se recupere.

Cambios de color

Cuando las lagunas facultativas están funcionando correctamente, su color es verde oscuro a verdoso; esto implica altos valores de pH y oxígeno disuelto. En el funcionamiento normal no se generan malos olores.

Si las lagunas empiezan a tomar un color rosado o rojizo, esto es síntoma de que están actuando también las bacterias fotosintéticas púrpuras oxidantes de sulfuro. Esto advierte que la laguna está sobrecargada, es decir, que está recibiendo más materia orgánica de la que está pudiendo procesar. En ese caso, y antes de que la laguna empiece a tornarse anaerobia, es necesario verificar las condiciones de funcionamiento de la propia laguna y de las unidades previas.

Una coloración grisácea indica una sobrecarga en la materia orgánica aplicada o un tiempo de retención demasiado corto.

En estos casos es necesario sacar la laguna de funcionamiento para su recuperación, evitando la llegada de más líquido residual a la unidad para darle tiempo de recuperar su funcionamiento normal.

La coloración verde amarillenta, o excesivamente clara, puede significar el crecimiento de organismos que se alimentan de las algas y pueden destruir el sistema biológico a cargo del tratamiento en unos pocos días. La disminución de la población de algas causa un descenso del oxígeno disuelto en la laguna, con la consiguiente emisión de olores desagradables. Ésta situación es muy crítica, debiéndose agregar agua dulce y esperar que el sistema se regenere.

La coloración azul verdosa en la superficie de la laguna indica el crecimiento excesivo de algas azules. La floración de ciertas especies forma natas que se descomponen generando olores, en consecuencia reducen la penetración de la luz y bajan la concentración de oxígeno disuelto. Las causas de la presencia de estas algas pueden ser la sobrecarga de la laguna y un balance inadecuado de nutrientes. Este problema puede ser corregido mediante la extracción de las natas de algas flotantes.

La aparición de algas filamentosas en la laguna se puede deber al sobredimensionado de las lagunas, así como al ingreso de caudales bajos a la laguna en algunas épocas del año. Se puede corregir mediante la dispersión de las algas por medio de la aplicación de un chorro de agua en la superficie y la posterior extracción de las mismas.

En general:

- No debe haber costras flotantes en la laguna facultativa; si las hubiera, remover inmediatamente y mezclar el agua de la laguna.
- Si hay una cortina vegetal en torno a las lagunas, verificar que no esté demasiado densa como para que haya bajado mucho la circulación de aire en la zona de la laguna; si es así, se requiere un mantenimiento de la cortina vegetal.
- Todas las unidades de retención de sólidos deben estar limpias y funcionando adecuadamente, es decir, cumpliendo la función de evitar efectivamente la llegada de altas cargas de sólidos a las lagunas; si no es así, deben limpiarse inmediatamente.

5.2.4 Limpieza de lagunas anaerobias

En lo que respecta a la limpieza de las lagunas anaerobias (extracción de lodos), es de destacar la mayor frecuencia requerida en relación a las lagunas que tratan líquidos domésticos, debido a la mayor cantidad de sólidos que presenta el efluente de tambo.

La frecuencia de limpieza será estimada por el proyectista, que será de N años, o bien cuando se alcance una altura de lodos determinada, normalmente 40 % – 50 % de la profundidad de la laguna. En líneas generales estos tiempos rondan los 4 a 5 años, aunque es de señalar la fuerte dependencia del correcto funcionamiento de las unidades de retención de sólidos y del método de limpieza del corral, que pueden provocar desviaciones importantes respecto de la frecuencia estimada.

Para la operación de limpieza se deberá sacar la laguna de servicio, preferentemente en verano, enviando los líquidos afluentes directamente a la segunda laguna. Luego se retira el agua sobrenadante mediante sifón o con bomba hacia la segunda laguna y el lodo depositado en el fondo se deja orear.

Para tambos de gran escala, debe considerarse trabajar con dos lagunas en paralelo previendo el retiro de los lodos. De ser posible este esquema, es conveniente esperar dos meses sin permitir el ingreso al sistema de líquido, de forma de digerir parte de los sólidos volátiles contenidos en el lodo logrando así que el material extraído sea más estable.

Una vez fuera de servicio la laguna, se procede a la extracción de lodos con una bomba sumergible de rotor abierto, vortex, u otro tipo de bomba apta para manejo de lodo. Ésta se suspende en una balsa y se va recorriendo la laguna extrayendo el lodo del fondo. El líquido-lodo que extrae la bomba se deberá estabilizar o eventualmente tratar para su posterior disposición al suelo. Al disponer el lodo se debe asegurar que el residuo quede incorporado al terreno sin provocar el deterioro del mismo, y que no se generen escurrimientos que alcancen alguna zanja o curso de agua.

La limpieza también se puede realizar desde la orilla con una retroexcavadora (cuando el diseño lo permite, debido al largo del brazo de la máquina) o, cuando en la construcción se ha dejado prevista una rampa de hormigón para ingreso de maquinaria, ingresando a la laguna con topador o pala.

No es frecuente prever una descarga de fondo por gravedad, debido a la profundidad de las unidades.

5.3 Humedales construidos

El mantenimiento de los humedales construidos pasa, por sobre todas las cosas, por tener una buena operación y muy buen mantenimiento de todas las unidades de tratamiento previas.

Para el mantenimiento del humedal propiamente dicho, las tareas a realizar son pocas y esporádicas:

- En el diseño se deben evitar los puntos muertos. Si aparecen mosquitos en la unidad, verificar que no se haya formado ninguna superficie de agua estancada; si la hubiera, buscar la mezcla de esta agua con la de las zonas adyacentes.
- Nunca se debe echar insecticida u otros productos biocidas en el humedal, puesto que podría verse afectado su funcionamiento.

5.4 Biodigestores

5.4.1 Operación

- Dilución de la mezcla de excretas con el agua al ingreso del biodigestor.

Para preparar la mezcla que ingresa al biodigestor, por cada balde de excretas (estiércol) se agregan de 3 a 5 baldes de agua. De este modo se obtiene, una concentración de 6 % de sólidos en el digestor.

- Relación carbono:nitrógeno (C/N)

Las bacterias anaeróbicas requieren carbohidratos y proteínas para su crecimiento, desarrollo y actividad. El carbono contenido en el estiércol es el elemento que las bacterias convierten en metano (CH_4). El nitrógeno es utilizado para la multiplicación bacteriana y como catalizador en el proceso de producción de biogás. Si su nivel es demasiado alto, el proceso se retarda por el exceso de amoníaco.

El contenido de carbono en el estiércol de bovinos es alto, como lo es también el contenido de nitrógeno en el estiércol del cerdo. De allí, la posibilidad y ventaja de alimentar al biodigestor con las excretas mezcladas de varias especies animales, lo que permite balancear su contenido de nutrientes e incrementar así la eficiencia del proceso de producción de biogás.

- Rango de pH

El rango de pH óptimo puede variar, pero el proceso de digestión bacteriana produce biogás a valores de pH entre 6,7 y 7,5, siendo un medio prácticamente neutro. Si el biodigestor está operando correctamente, el pH se mantiene en ese rango. Si el pH se torna ácido ($\text{pH} < 6$), la acción de las bacterias metanogénicas se inhibe, aumentando la proporción de gas carbónico en el biogás.

Las causas por las cuales se puede acidificar la fase líquida dentro del biodigestor son:

- Cambios abruptos en la carga.
- Permanecer por largo tiempo sin recibir carga.
- Presencia de productos tóxicos en la carga.
- Cambios repentinos de la temperatura interna.
- Concentraciones mayores a 10 % de sólidos totales en el digestor.

En algunos casos la alta acidez puede corregirse adicionando agua con cal a la fase líquida, pero no conviene emplear frecuentemente este recurso.

5.4.2 Mantenimiento del biodigestor de polietileno o de PVC

El biodigestor debe inspeccionarse exteriormente cuando se alimenta, en busca de posibles daños en la superficie; si la bolsa se rompe, entonces ingresa aire al reactor y éste deja de funcionar de acuerdo a lo previsto.

En el caso de presentarse roturas en la bolsa, éstas pueden ser fácilmente reparadas utilizando adhesivos fuertes; la parte reparada debe permanecer seca hasta su endurecimiento por completo.

También se debe realizar una revisión periódica de los conductos y sus uniones con el fin de evitar la fuga del biogás, que es un combustible explosivo y de olor fuerte, por lo que debe evitarse su utilización en recintos cerrados o con poca ventilación.

82

En la superficie de la fase líquida tiende a formarse una “nata” flotante, constituida por el material fibroso no digerido por las bacterias. Esta nata puede deshacerse desde el exterior al hacer presión a lo largo de toda la superficie de la “campana” (la zona superior del digestor, destinada a la acumulación de biogás), aprovechando para ello las ocasiones en que la campana o depósito del biogás se encuentre vacío. De esta forma, se permite que el biogás salga libremente desde el seno del líquido hacia la zona de depósito de gas.

Si se debe cambiar alguna pieza o elemento, se recomienda la utilización de materiales sintéticos (polietileno, caucho, fibra de vidrio, acrílico y poliuretano, polivinilo o PVC), ya que los materiales metálicos sufren una alta corrosión debido al contacto con el biogás.

Es necesario controlar que no se forme un sello hidráulico en la manguera transparente, por donde se dirige el biogás desde el depósito hasta la válvula de seguridad, debido al agua que se acumula por la condensación del biogás. Por este motivo, la manguera que conduce biogás desde la válvula de seguridad al quemador debe tener pendiente monótona hacia la válvula, para que el agua condensada sea captada por gravedad en ella.

Debido a que el agua contenida en la válvula de seguridad se llena fácilmente de musgo o algas, es conveniente lavar el recipiente plástico cada vez que sea necesario, facilitando la salida del biogás producido en exceso.

6. CRITERIOS DE DISEÑO

A primera vista parecería que a menor número de vacas las exigencias deberían ser menores en lo que respecta al tratamiento de los efluentes generados, pero esto no es necesariamente siempre así. Si se considera un establecimiento que se encuentra realizando su vertido a un curso de agua que abastece a una población o bien sobre la zona de recarga de un acuífero, el factor de mayor importancia no es el número de vacas sino el hecho de que se realice un tratamiento adecuado del efluente.

En todos los casos se debe cumplir con la normativa vigente de vertidos, ya sea que el efluente se disponga a curso de agua o por infiltración al terreno. Debido a la elevada carga orgánica y de sólidos, es necesario realizar un tratamiento adecuado de los efluentes generados.

Si se toma como objetivo que el efluente del sistema de tratamiento cumpla con los estándares de vertido a curso de agua en lo que refiere a contenido de materia orgánica y de sólidos, los sistemas de tratamiento deben lograr una reducción de DBO_5 desde aproximadamente 2500 mg/L a 60 mg/L para realizar vertido a curso, y los sólidos suspendidos totales, por su parte, no deben exceder de 150 mg/L. En el parámetro coliformes fecales se debe lograr en el sistema de tratamiento la reducción desde aproximadamente 10^8 ufc/100 mL a 5×10^3 ufc/100 mL para poder realizar el vertido a curso de agua.

Para cumplir con el estándar en cuanto a sólidos totales para infiltración al terreno, se debe llevar el valor inicial de aproximadamente 20.000 mg/L de sólidos totales a 700 mg/L. Esto es un desafío que enfrenta cualquier emprendimiento lechero y no resulta una tarea sencilla.

En este capítulo se presentan los lineamientos generales de diseño de las distintas unidades, así como un ejemplo de dimensionado de un posible esquema de planta de tratamiento de un tambo de 200 vacas.

6.1 Unidades de retención de sólidos

Existe una variada gama de unidades que pueden emplearse para retener sólidos.

En líneas generales se puede afirmar que para cualquier tambo se torna indispensable la presencia de dos unidades de este tipo, una al comienzo con el fin de retener arenas (designando así en forma genérica a todas las partículas de mayor densidad que el estiércol), y posteriormente otra unidad que retenga el estiércol propiamente dicho.

6.1.1 Cámaras de retención de sólidos

La cámara de retención de sólidos es necesaria al comienzo de todos los sistemas de tratamiento, para retener los materiales inorgánicos (arenas, pedregullo) que viajan con el líquido residual.

Debería dimensionarse en función del caudal circulante que, normalmente, no depende del número de vacas en ordeño sino del caudal de lavado, o sea, de las características de la manguera o dispositivo que se emplee para realizar la tarea. Pero como estos caudales son tan pequeños (del orden de 9 L/min), el criterio de diseño es funcional: se adoptan dimensiones que permitan asegurar la limpieza de la unidad, procurando a la vez que ésta resulte lo más pequeña posible dentro de lo razonable.

Es conveniente respetar las dimensiones mínimas en planta de 0,60 m x 0,60 m para asegurar que la limpieza pueda realizarse sin grandes dificultades. En cuanto a la profundidad, se evitará que la cámara sea innecesariamente profunda: cuanto menos profunda sea, menos estiércol retendrá y en consecuencia su funcionamiento se adaptará mejor al fin que se persigue (retención de sólidos inorgánicos pero pasaje de sólidos orgánicos). Una profundidad útil habitual, que además resulta un valor razonable desde los puntos de vista constructivo y de operación y mantenimiento, es de 0,30 m. Se designa como profundidad útil la distancia entre el fondo de la cámara y la cota de zampeado de la tubería de salida.

Eficiencias:

Se logra una retención no menor al 80 % de las arenas con una granulometría de 0,25 mm o mayor.

Frecuencia de limpieza:

La cámara de retención de sólidos debe limpiarse por lo menos dos veces por semana (y deseablemente no más allá de día por medio), o cuando el nivel de sólidos esté a unos 10 cm por debajo de la tubería de salida, lo que ocurra primero, ya que en el caso de estar colmada la altura útil (sobrefondo) su eficiencia resulta ser nula.

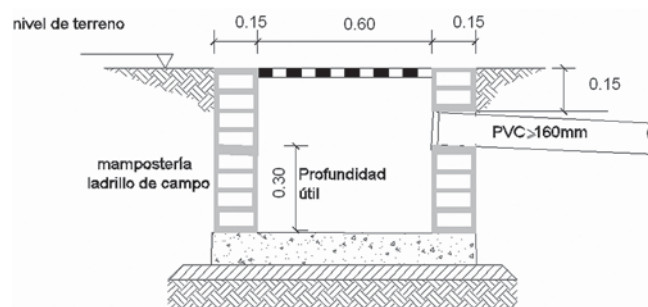


Figura 6- 1: Cámara de retención de sólidos con rejilla a nivel de piso (dimensiones en m)

A continuación de la cámara se debe colocar un sistema de retención de estiércol, pudiéndose optar entre estercoleros, trampas o sedimentadores.

6.1.2 Trampas para retención de sólidos

Parámetros de diseño

La trampa compleja o simplemente “trampa” debe ser diseñada tomando en consideración la frecuencia de limpieza, la pendiente y el ancho necesario. Siendo el ancho habitual de una pala cargadora de 2,5 m, se considera que el ancho necesario para la trampa es no menor que 3,5 m. La pendiente máxima que admite la maquinaria para circular normalmente es del 10 %.

Conocidos entonces la pendiente máxima y el ancho mínimo de la trampa, se debe calcular la altura útil para determinar el largo y sus otras dimensiones. Para ello se debe estimar el volumen de excretas generado por día y el gasto de agua, asignar una eficiencia (es decir, qué porcentaje de sólidos retiene la trampa) y fijar el intervalo entre limpiezas. De este modo el volumen y las dimensiones de la trampa quedan determinados.

La generación de excretas en el corral puede ser estimada en 5 kg/vaca/día. La eficiencia en retención de estiércol varía entre 50 % y 70 %. Es de señalar que el hecho de considerar una mayor eficiencia resulta en un dimensionado del lado de la seguridad; por lo tanto, en general es conveniente tomar diferentes eficiencias para las trampas y estercoleros a la hora de diseñarlos (se asume alta eficiencia), que al suponer su existencia previa para el dimensionado de sistemas de lagunas (conviene tomar eficiencias menores que en el caso anterior). Para lograr un diseño conservador en el diseño de la trampa, se puede estimar la eficiencia en remoción de estiércol en 70 %.

El volumen total de la unidad comprende el volumen de retención de sólidos, más un volumen adicional para retener el agua mientras ocurre su filtración que se estima en el 10 % del total del volumen de agua utilizado (criterio conservador). Determinado el número de días entre limpiezas (por ejemplo 7 días), se define el volumen de la trampa.

$$V_{trampa}(m^3) = \left(\frac{\eta_{trampa} * N^{\circ} vacas * Kg_{bosta_{gen/dia/vaca}}}{1000} + 0.10 * Volumen_{agua} (L/dia) / 1000 \right) * N^{\circ} dias_{entre\ lim\ piezas}$$

Cabe mencionar que la sección paralela al flujo de la trampa no es obligatoriamente triangular, sino que puede ser trapezoidal, dejando una zona del fondo para la retención de sólidos.

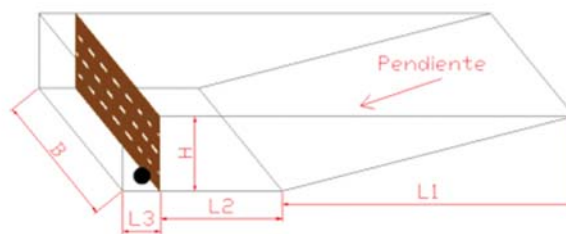


Figura 6- 2: Esquema de trampa de retención de sólidos

Siendo:

- B ancho de la trampa (3,5 m)
- L1 Largo de la zona de sección triangular ($L1 = H * 10$ si se supone una pendiente de fondo del 10 %)
- L2 Largo de la zona de sección rectangular (normalmente de 1 a 1,5 m)
- H profundidad máxima
- L3 Distancia al otro lado del obstáculo en la zona de la salida de agua de la trampa se fija en 0,3 m.

El volumen útil de la trampa resulta:

$$V_{trampa}(m^3) = B * \left[\frac{H * L_1}{2} + H * L_2 \right] = B * H * \left[\frac{L_1}{2} + L_2 \right] = B * H * [5 * H + L_2]$$

Cabe destacar que en tambos de gran escala (alrededor de 300 vacas), se suelen diseñar unidades dobles, de forma de dejar una de las trampas fuera de funcionamiento en el período de limpieza de la otra.

Eficiencias:

Remoción de sólidos (estiércol) de 50 % a 70%.

Se logra en consecuencia una remoción de materia orgánica del orden de 25 % a 40 % en DBO_5 .

Frecuencia de limpieza:

Semanal.

88

6.1.3 Estercolero

El estercolero es otra de las opciones de retención de estiércol después de la cámara de retención de sólidos.

Parámetros de diseño:

El diseño de este tipo de unidades no se encuentra estandarizado, pero como lineamientos generales debe facilitar la retención de las excretas y el posterior retiro de los sólidos retenidos; tener una pendiente adecuada para que una máquina pueda ingresar, trabajar y retirarse en forma cómoda y segura; y un sistema de drenaje que permita la recolección de los líquidos para su conducción al sistema de tratamiento correspondiente.

El volumen de los estercoleros deberá ser suficiente para almacenar las excretas de una semana, previendo un volumen adicional debido a que el drenaje del agua no es inmediato. Determinada la pendiente y el ancho del estercolero, se debe fijar la altura útil para un período mayor al de su frecuencia de descarga (limpieza). La pendiente máxima para que la maquinaria circule sin dificultades es del 10 %.

El estercolero se diseña con un criterio similar al de la trampa, tomando en consideración la frecuencia de limpieza, la pendiente, y el ancho necesario.

En el caso del estercolero el pasaje de la máquina se debe prever en dirección paralela al flujo de agua, se fijan dos compartimentos de este ancho para retener estiércol. El ancho necesario para la operación de una pala cargadora es de 3,5 m, ya que el ancho de la pala es 2,5 m.

Para la estimación del volumen se sigue el mismo procedimiento que en el caso de las trampas (diseño conservador).

$$V_{trampa} (m^3) = \left(\frac{\eta_{trampa} * N^o vacas * K_{gbosta} \text{ gen/día/vaca}}{1000} + 0.10 * Volumen_{agua} (L/día)/1000 \right) * N^o \text{ días}_{entre \text{ lim piezas}}$$

La sección perpendicular al flujo del estercolero es triangular.

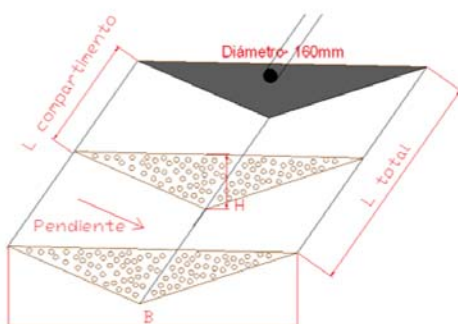


Figura 6- 3: Esquema de estercolero

Siendo:

- B ancho del estercolero (si se fija la pendiente en 10 %, $B = H \cdot 10 \cdot 2$)
- L total, largo en el sentido del flujo
- H profundidad máxima

Resulta:

$$V_{\text{estercolero}}(\text{m}^3) = \frac{B \cdot H \cdot L_{\text{compartimento}}}{2} \cdot N^{\circ} \text{ divisiones} = \frac{B \cdot H \cdot L_{\text{total}}}{2} = 10 \cdot H^2 \cdot L_{\text{total}}$$

Eficiencias:

Remoción de sólidos (estiércol) de 50 % a 70 %.

Se logra una remoción de materia orgánica del orden de 25 % a 40 % en DBO_5 .

Frecuencia de limpieza:

Semanal.

6.1.4 Sedimentador

El área y la profundidad del sedimentador quedan determinadas, en función del caudal de entrada que, normalmente, no depende del número de vacas en ordeño sino del caudal de lavado, o sea, de las características de la manguera o dispositivo que se emplee para realizar la tarea. Lo que depende del número de vacas en ordeño es la cantidad de estiércol generado en un período de tiempo, que determina el período entre limpiezas de estas unidades.

Es conveniente no superar los 2 m de profundidad, ya que si un sedimentador es demasiado profundo se dificulta aún más su limpieza, que no es de por sí sencilla.

A continuación se mencionan los parámetros de diseño, eficiencias y frecuencias de limpieza habituales para sedimentadores primarios.

Parámetros de diseño:

- Tasa de aplicación superficial: $\left(\frac{Q(m^3/d)}{A(m^2)}\right)$, 32 a 50 m³/m²/d .
- Tiempo de retención: 1,5 a 2,5 h .
- Profundidad máxima deseable para sedimentadores primarios en tambos: 2 m .

90 A partir del caudal utilizado (por ejemplo, el de la manguera), se escoge una tasa de diseño y se determina el área del dispositivo.

$$TS = \left(\frac{Q}{A}\right) \Rightarrow A(m^2) = \frac{Q(m^3/d)}{TS(m^3/m^2/d)}$$

Se elige luego el tiempo de retención, y queda determinada la profundidad de la unidad.

$$T_{retención} = \left(\frac{V}{Q}\right) = \left(\frac{h \cdot A}{Q}\right) \Rightarrow h(m) = \frac{(T_{retención}(h)/24) \cdot Q(m^3/d)}{A(m^2)}$$

En base a los caudales instantáneos normalmente utilizados en los tambos visitados, un tamaño estándar de sedimentador primario para establecimientos de menos de 200 vacas puede tener una sección de 1 m x 1 m, con profundidad útil 1,5 m. Cabe mencionar que la tasa de sedimentación para este diseño resulta menor al rango recomendado (criterio conservador), sin embargo un área menor no sería funcional.

En establecimientos de mayor porte, estas unidades no resultan competitivas con estecoleros o trampas, ni son de limpieza sencilla como aquéllos.

Eficiencias:

Remoción de sólidos (estiércol) de 50 % a 70 %.

Se logra una remoción de materia orgánica del orden de 25 % a 40 % como DBO₅.

Frecuencia de limpieza:

La frecuencia de limpieza depende del tamaño del sedimentador y del número de vacas del tambo.

Es posible determinar la frecuencia de limpieza estimando el volumen de sólidos acumulado. Suponiendo una franquía de 0,3 m entre el nivel del terreno y el nivel de agua en el sedimentador, y si éste se limpia cuando el estiércol alcanza una altura de 1 m respecto al nivel del terreno:

$$T_{entrelimpiezas}(días) = \frac{V_{útil\ para\ sólidos}}{V_{sólidos\ generados\ en\ un\ día}} = \frac{Área \cdot (h_{útil} + franquía - 1m)}{\left[\frac{N^{\circ} \text{ devacas} \cdot 5 \text{ kg/vaca/día}}{1000} \cdot \eta_{sed} \right]}$$

6.2 Sistema de lagunas

Se recomienda que todos los sistemas de lagunas cuenten con un sistema de retención de sólidos previo, que incluya una cámara de retención de sólidos y un estecolero o una trampa.

En el cálculo de la carga de DBO_5 de entrada, normalmente el valor de diseño que se recomienda es de $0,12 \text{ kg DBO}_5/\text{vaca /día}$ reducido según la eficiencia de las unidades de sedimentación previas a la primera laguna, en cuanto a la retención de materia orgánica (que es variable entre 25 % y 40 %). Esto resulta en un rango de diseño entre $0,090$ y $0,072 \text{ kg/vaca /día}$.

Para los establecimientos de mayor número de vacas en ordeño, una solución ingeniosa que facilita el mantenimiento es la de colocar dos sistemas de lagunas trabajando en paralelo. Esta opción no está contemplada en lo que sigue.

6.2.1 Laguna anaerobia

El principal parámetro de diseño de las lagunas anaeróbicas es la carga de aplicación volumétrica L_v (el volumen necesario para estabilizar la materia orgánica). En lagunas anaeróbicas para tambos, el valor de este parámetro es menor al que se emplea en el mismo tipo de lagunas pero para tratamiento de efluentes domésticos, ya que estos últimos se biodegradan más fácilmente (rápidamente). Se suelen emplear cargas de diseño en el entorno de $0,033 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3/\text{día}$, lo que indica que la laguna se diseña para recibir 33 g de DBO_5 por m^3 útil de laguna y por día.

A partir de la carga de aplicación volumétrica, los tiempos de retención en lagunas anaerobias de tambos son muy superiores a los correspondientes a unidades de tratamiento de efluentes domésticos. En consecuencia, y para asegurar las condiciones de anaerobiosis requeridas, estas lagunas se deben construir con profundidades importantes, además de verificar el correspondiente balance hídrico para asegurar que exista vertido hacia las posteriores unidades de tratamiento a lo largo de todo el año.

Un diseño razonable resulta de tomar el largo de la laguna igual a su ancho o a lo sumo igual al doble de su ancho, teniendo en cuenta que el ancho no sea de más de 20 m , para facilitar las instancias de extracción de lodos.

Si se supone que en el sistema de retención de sólidos previo a la laguna anaerobia se logra una remoción del 25 % de materia orgánica (valor conservador) de los sólidos, al ingresar a la laguna se tendría un aporte de DBO_5 de $0,12 \times 0,75 = 0,09 \text{ kg DBO}_5/\text{vaca/día}$.

Se estiman en 5 kilogramos de estiércol (varía entre $2,5$ y 6) las deyecciones generadas por cada vacuno en el corral durante el día. Un 20 % corresponde a sólidos inorgánicos. Considerando una eficiencia de 65 % en el sistema de retención de sólidos anterior a la laguna anaeróbica, serán aportados por día al sistema de tratamiento aproximadamente $5 * 0,35 = 1,75 \text{ kg}$ de estiércol por vacuno.

Parámetros de diseño

- Tasa de aplicación volumétrica:
$$L_v = \frac{C_{\text{DBO anaeróbica}} (\text{Kg DBO}_5 / \text{día})}{V_{\text{DBO}} (\text{m}^3)} = 0,033 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3/\text{d}$$
- Profundidad útil: de 3 m a 5 m
- Volumen para lodos (acumulación y degradación)

Siendo:

- Q caudal afluente (m^3/d)
- V_{DBO} volumen útil de la laguna
- C_{DBO} carga afluente ($\text{kg DBO}_5 / \text{d}$)

Se puede calcular el tiempo de retención resultante $T_r = V/Q$

La laguna anaeróbica se diseña utilizando como parámetro principal la carga de aplicación volumétrica, que se sugiere sea igual a 0,033 kg DBO₅/m³/día. Entonces, se calcula el volumen para remoción de materia orgánica.

$$Lv = 0,033 = \frac{C_{DBO \text{ anaeróbica}} (\text{kg DBO}_5 / \text{día})}{V_{DBO} (\text{m}^3)} \Rightarrow V_{DBO} (\text{m}^3) = \frac{C_{DBO \text{ anaeróbica}} (\text{kg DBO}_5 / \text{día})}{0,033}$$

92

La carga de materia orgánica total generada por vacas del tambo entrante a la laguna, se puede calcular como:

$$C_{DBO} (\text{kg DBO}_5 / \text{día})_{\text{anaeróbica}} = N^{\circ} \text{vacas} * 0,090 \text{ kg DBO}_5 / \text{vaca} / \text{día}$$

La concentración en el líquido de entrada (variable de acuerdo al caso de estudio) es:

$$\text{Concentración} (\text{mg DBO}_5 / \text{L}) = \frac{C_{DBO \text{ anaeróbica}} (\text{g DBO}_5 / \text{día})}{\text{Caudal} (\text{m}^3 / \text{día})}$$

Se calcula el tiempo de retención hidráulica en la laguna.

$$\text{Tr} (\text{días}) = \frac{V_{DBO} (\text{m}^3)}{Q (\text{m}^3 / \text{día})}$$

Al volumen útil diseñado para la degradación de DBO₅ es necesario adicionarle el volumen para el almacenamiento y degradación de los lodos de la laguna. A continuación se calcula el volumen de lodos para el diseño de una laguna anaerobia que se limpiará a los 4 años de construida.

En primer lugar se estima el volumen final de la pequeña fracción biodegradable de los lodos luego de los fenómenos de compactación y de degradación. Al cabo de un año, el lodo ocupará el 15 % del volumen que ocupaba a su entrada a la laguna.

Entonces, al cuarto año el volumen de lodos será:

$$V_{\text{total lodo}} = 0,15 * V_{\text{añ01}} + 0,15 * V_{\text{añ02}} + 0,15 * V_{\text{añ03}} + V_{\text{añ04}} = 1,45 * V_{\text{anual}}$$

De acuerdo a los cálculos realizados anteriormente, el aporte por día al sistema de tratamiento es aproximadamente 1,75 kg de estiércol por vacuno o, lo que es lo mismo, 1,75 L/vaca/día asumiendo una densidad del estiércol muy próxima a 1 kg/L. La cantidad de lodo generada en los procesos de degradación es muy inferior, razón por la que no se calcula explícitamente un volumen para éste.

Entonces, el volumen generado en un año se puede calcular como:

$$V_{\text{anual lodo}} = 1,75 \text{ L} / \text{vaca} / \text{día} * N^{\circ} \text{vacas} * 365 \text{ días}$$

Finalmente, determinado el volumen anual, se calcula el volumen total de lodos correspondiente al período entre dos limpiezas sucesivas (que se asume igual a 4 años), que sumado al volumen previsto para la degradación de la materia orgánica resulta ser el volumen total de la laguna.

$$V_{laguna} = 1,45 * V_{anual\ lodo} + V_{DBO}$$

Determinado el volumen de la laguna, se fija la profundidad y la pendiente del talud interior, y queda determinada el área superficial y de fondo de la laguna. Cabe destacar que debe ser tenido en cuenta un borde libre de 0,50 m entre el pelo de agua y el coronamiento de los taludes perimetrales.

La fórmula para calcular el volumen de un tronco de pirámide es:

$$V_{laguna} = (B + b + \sqrt{B * b}) * h / 3$$

Siendo:

B = Área de la base mayor

b = Área de la base menor

h = altura total de la laguna (Profundidad + borde libre)

De todos modos se puede obtener una buena aproximación del volumen de la laguna simplemente calculando:

$$V_{laguna} = (B + b) * h / 2$$

Eficiencias:

Debido al alto tiempo de retención (del orden de dos meses), se logra una remoción de materia orgánica del orden del 50 % a 70 % en DBO_5 .

La eficiencia en la remoción de coliformes fecales es de un orden.

Frecuencia de limpieza:

Los lodos que se depositan y se compactan en el fondo de la laguna se deben limpiar cada 4 o 5 años. Si se deja pasar mucho tiempo entre limpiezas y este período se extiende demasiado, el lodo se compacta en el fondo, lo que dificulta su extracción, y además disminuye el volumen útil diseñado originalmente para el tratamiento de la carga orgánica, lo que por su parte baja la eficiencia del sistema.

6.2.2 Laguna facultativa

El principal parámetro de diseño para las lagunas facultativas es la tasa de aplicación superficial L_s , es decir, el área superficial necesaria para estabilizar la materia orgánica. El valor de este parámetro para lagunas facultativas de tambos en las condiciones climáticas de nuestro país es del orden de 80 a 90 kg/ha/día. El valor anterior indica que la laguna se diseña para recibir entre 80 kg y 90 kg de DBO_5 por hectárea de superficie de espejo de agua de la laguna en un día.

La relación largo:ancho recomendada para estas lagunas es de entre 2:1 y 4:1.

Parámetros de diseño

- Tasa de aplicación superficial: $L_s = \frac{C_{DBO\text{ facultativa}} (\text{kg} DBO_5 / \text{día})}{A_{\text{espejo de agua}} (\text{ha})} = 0,080 \text{ a } 0,090 \text{ kg } DBO_5 / \text{ha/día}$

- Profundidad útil: de 1,4 a 1,6 m

Siendo:

Q caudal afluente (m^3/d)

A área de la superficie de la laguna (ha)

C_{DBO} carga afluente ($\text{kg } DBO_5 / \text{d}$)

La carga de entrada a la laguna facultativa se determina a partir de la carga de entrada a la laguna anaeróbica y de su eficiencia.

$$C_{DBO\text{ facultativa}} (\text{kg } DBO_5 / \text{día}) = (1 - \eta_{\text{anaeróbica}}) * C_{DBO\text{ anaeróbica}} (\text{kg } DBO_5 / \text{día})$$

Siendo $\eta_{\text{anaeróbica}}$ la eficiencia de la laguna anaeróbica en remoción de materia orgánica como DBO_5 (varía de 50 % a 70 %).

Obtenida la carga de entrada, se dimensiona el área del espejo de agua de acuerdo a la siguiente expresión:

$$C_{DBO\text{ facultativa}} (\text{kg } DBO_5 / \text{día}) = (1 - \eta_{\text{anaeróbica}}) * C_{DBO\text{ anaeróbica}} (\text{kg } DBO_5 / \text{día})$$

Eficiencias:

Se logra una remoción de materia orgánica del orden de 70 % a 90 % en DBO_5 . La eficiencia en remoción de coliformes fecales es de tres órdenes.

Frecuencia de limpieza:

En un sistema bien operado, la vida útil de una laguna facultativa es del orden de 25 años sin requerir limpieza.

6.2.3 Laguna facultativa (2)

El sistema de doble laguna resulta insuficiente para alcanzar los estándares nacionales de vertido a curso de agua. Por ello se plantea la construcción de una tercera laguna que trabaje en condiciones similares a la facultativa.

Los criterios de diseño son los mismos que los mencionados en el diseño de laguna facultativa, aunque en general se diseñan con menor profundidad que la primera laguna facultativa.

La segunda laguna facultativa puede ser reemplazada por un humedal construido como tercera unidad de tratamiento biológico.

6.2.4 Balance hídrico en las lagunas

El balance hídrico debe ser considerado explícitamente en el diseño de las lagunas de estabilización, ya que una de las causas de mal funcionamiento de los sistemas de lagunas es haber sido concebidas aplicando un balance hídrico inadecuado para los niveles de precisión requeridos, lo que puede causar la falta de caudal afluente a la segunda o tercera laguna.

La metodología presentada en este ítem es una adaptación de la propuesta por el Ing. Jorge Rodríguez Guillén (Fuente: Revista Construir N°2, 1991).

El balance hídrico suele estar dado por la ecuación:

$$Q_e (m^3 / mes) = Q_a (m^3 / mes) + \frac{(P_r - Ev)(mm / mes) * A_{lagunas} (m^2)}{1000} + Esc (m^3 / mes)$$

Donde:

Q_a (m³/mes) = caudal afluente (entrante a la laguna)

Q_e (m³/mes) = caudal efluente (saliente de la laguna)

P_r (mm/mes) = precipitación

Ev (mm/mes) = evaporación

A (m²) = Área total superficial posible de evaporar de los sistemas

Esc (m³/mes) = Escorrentía de la cuenca de aporte a la laguna

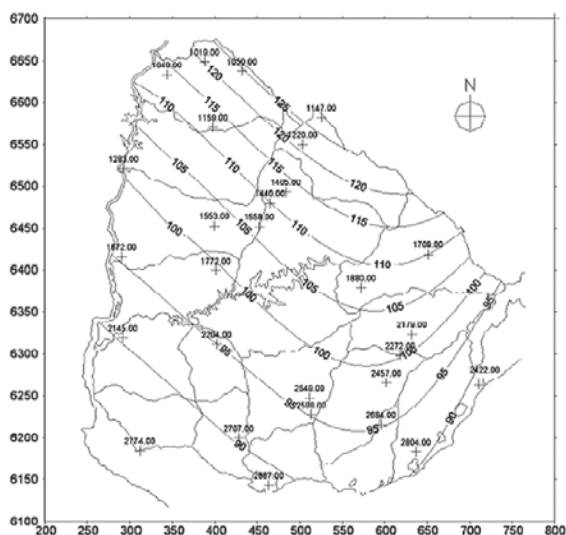
En el balance anterior se omiten los términos de infiltración de agua a la laguna y percolación desde la misma, que suelen emplearse en los balances generales, porque tanto el fondo como los taludes de las lagunas deben ser impermeables.

El mes que presenta condiciones más desfavorables es aquel de menor lluvia y mayor evaporación y menor caudal afluente; si el diseño es correcto, en este mes el valor de caudal efluente tiene que ser positivo. Por esta razón se hace necesario en algunos casos reducir el área de las lagunas para disminuir las pérdidas por evaporación.

El caudal afluente se estima a partir del volumen medio de gasto de agua diario. Estrictamente, es el producto de la dotación por vaca (de 30 a 100 L/vaca/día) multiplicada por el número de vacas del establecimiento, pero difícilmente el tambero conozca la dotación de agua que emplea por animal. Cabe destacar que al variar el número de vacas en ordeño durante el año, el verano resulta en general el período más crítico a los efectos del caudal afluente, pues es el que corresponde a menos vacas en ordeño y mayor evaporación. El balance se debería realizar mes a mes variando las vacas en ordeño de acuerdo a la estación del año.

La precipitación media que cae sobre la laguna se asigna aplicando las curvas de la Figura 6- 4. Se ubica el establecimiento en el mapa, y se interpola el número de la isoyeta que le correspondería (una isoyeta es una curva sobre la que se estima que la precipitación media es la misma).

Figura 6- 4: Isoyetas de precipitación anual media expresada en mm/mes para el período entre 1961-1990



De acuerdo a la zona del país donde se encuentre el tambo (Sur, NE o NW), la precipitación media mes a mes se obtiene multiplicando el valor de la isoyeta por los factores dados en la Tabla 6- 1.

MES REGIÓN	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
SUR	1,00	1,14	1,18	0,77	0,83	0,98	1,20	1,06	1,08	0,98	0,91	0,87
NE	1,08	1,09	1,19	1,00	0,93	0,79	1,03	0,80	1,05	1,09	1,05	0,90
NW	1,04	1,19	1,34	1,11	0,98	0,73	0,68	0,61	0,98	1,14	1,14	1,05

96 **Tabla 6- 1: Ciclos anuales medios de precipitación como fracción de la precipitación media para las tres regiones: Sur (sur del Río Negro), NE (Tacuarembó y Rivera) y NW (Litoral Norte: Artigas, Salto, Paysandú y Río Negro)**

Finalmente, la evaporación se calcula a través de un procedimiento análogo al de la precipitación, estimándose como el 70 % de lo registrado en tanque evaporímetro clase A, cuyos valores que se presentan en la Tabla 6- 2. Se debe determinar en cuál de las cuatro cuencas que se mencionan a continuación se encuentra el establecimiento:

- 1 – Río Uruguay
- 2 – Río de la Plata y Océano Atlántico
- 3 – Río Negro
- 4 – Laguna Merín

MES REGIÓN	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	244	204	184	134	93	69	86	101	141	184	222	275
2	278	223	188	123	85	54	64	89	129	161	214	279
3	260	210	187	129	88	63	80	98	135	180	220	277
4	200	156	143	102	66	49	46	64	97	136	170	213

Tabla 6- 2: Evaporaciones medias mensuales en mm para distintas regiones (tanque clase A)



Figura 6- 5: Cuencas para determinar la evaporación

Finalmente se debe determinar el mes más crítico (el de menor $Pr-Ev+Q_a$) y calcular el caudal efluente de ese mes.

Una variante que debe ser considerada en el cálculo corresponde al caso de que los sistemas de tratamiento tengan aportes pluviales de superficies impermeables (corral de espera, techos, sala, corral de alimentación), lo cual no es recomendable para los sistemas de tratamiento biológico pero que es común en nuestro país.

En estos casos, esta diferencia debe ser considerada como un aporte de precipitación, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$Q_e(m^3/mes) = Q_a(m^3/mes) + \frac{(P_r - Ev)(mm/mes) * Area_{lagunas}(m^2)}{1000} + \frac{[P_r](mm/mes) * Area_{impermeable}(m^2)}{1000}$$

Otra posible diferencia con la situación original ocurre en el caso que la laguna reciba aportes de una cuenca superficial (lo cual tampoco es recomendable para sistemas de tratamiento biológico); en este caso debe ser tenido en cuenta el escurrimiento superficial aportado.

Entonces resulta necesario calcular el caudal de esa superficie, para ello se debe conocer el coeficiente de escurrimiento medio anual.

El coeficiente de escurrimiento es la relación entre la escorrentía y las precipitaciones. Depende de cuatro factores: precipitación, tipo de suelo, uso y cubierta del suelo y precipitación precedente. Para calcular el coeficiente de escurrimiento medio anual se consideran comportamientos estacionales medios en lo que se refiere a las condiciones de precipitación precedente. El parámetro S se emplea para representar el almacenamiento de agua del suelo; para determinarlo se clasifican los suelos en tres grupos de acuerdo al tipo de permeabilidad:

- A – Suelos muy permeables, como arenas profundas y limos poco compactos.
- B – Suelos medianamente permeables, arenas de mediana profundidad y loes más compactos que los anteriores.
- C – Suelos casi impermeables, tales como suelos poco profundos.

En el cuadro siguiente se presentan los valores del parámetro S tomando en cuenta los usos, cubiertas y tipos de suelos:

Uso del suelo	Nº	A	B	C
Barbecho, áreas no cultivadas o desnudas	1	1030	550	340
Pastizal o pradera (75 % del suelo cubierto)	2a	4200	2030	1030
Pastizal o pradera (50% a 75% del suelo cubierto)	2b	2430	1280	760
Bosques (% de suelo cubierto < 25 %)	3	3810	1670	970
Cultivos en hileras rotación de praderas	4	1310	760	550

Tabla 6- 3: Valores del parámetro S (almacenamiento del agua del suelo en mm/año) para distintos tipos de suelo

Si la cuenca tiene usos heterogéneos, se deberá ponderar el parámetro S de las distintas áreas parciales para obtener un único valor representativo.

El escurrimiento anual se puede determinar a partir de la siguiente expresión:

Si $S < 2000$ $E = \frac{(P - 0,2 S)^2}{(P + 0,8 S)}$

Si $S > 2000$ $E = 0,275 * P^2 / S$

Donde:

E = escurrimiento anual en mm/año

S = parámetro en mm/año

P = precipitación media anual en mm/año (es el valor tomado del mapa de isoyetas multiplicado por 12: $P = Pr * 12$)

El escurrimiento mensual se obtiene como porcentaje del escurrimiento anual medio multiplicando por los correspondientes coeficientes de escurrentía mensuales, de acuerdo con la Tabla 6- 4.

MES	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
ZONA A y B	1,7	2,5	3,3	7,4	8,2	10,7	13,9	13,9	16,4	13,9	4,9	3,2
ZONA C	3,7	3,7	4,6	6,0	6,8	12,1	13,8	14,0	16,1	9,1	6,9	3,2

98

Tabla 6- 4: Escurrimiento medio mensual como porcentaje del escurrimiento anual (%) para distintas zonas del país

Siendo:

Zona A - Cuenca Río Uruguay al Sur del Río Negro, Río de la Plata, Océano Atlántico y Laguna Merín

Zona B - Cuenca del Río Negro

Zona C – Cuenca Río Uruguay al norte del Río Negro



Figura 6- 6: Zonas A, B y C correspondientes al cálculo del escurrimiento

Finalmente se calcula el caudal efluente para cada mes a partir de la siguiente ecuación:

$$Q_e (m^3 / mes) = Q_a (m^3 / mes) + \frac{[P_r - Ev](mm / mes) * Area_{lagunas} (m^2)}{1000} + \frac{[Esc](mm / mes) * Area_{cuenca\ de\ aporte} (m^2)}{1000}$$

En este caso el cálculo debe realizarse para cada mes, debido a que el aporte de escurrimiento diferencial todos los meses puede hacer que el mes más crítico no sea el mismo que en el caso de que no exista una cuenca de aporte.

Un buen diseño debe lograr la adecuada remoción de carga orgánica con un balance hídrico positivo aún en el mes más crítico desde el punto de vista hídrico. Si en un primer cálculo durante el diseño se obtiene un valor de caudal efluente negativo, es necesario redimensionar el sistema (por ejemplo, colocando dos lagunas anaeróbicas en serie para reducir la carga a tratar en la laguna facultativa y en consecuencia el área superficial de evaporación).

6.3 Humedales construidos

En una planta de tratamiento de tambos, un humedal construido se utilizaría como unidad final de depuración del efluente, por ejemplo luego de un sistema de laguna anaerobia y facultativa.

De acuerdo al sistema de tratamiento previo, el área de humedal se puede estimar entre 2,1 y 3,6 m²/vaca. A partir de la siguiente ecuación se puede estimar el área necesaria para obtener distintas eficiencias en el humedal. De todas maneras, esto resulta una aproximación y el área dependerá del tratamiento previo y de la especie vegetal elegida para el humedal.

$$\text{Área} = Q_a / k * L \ln \left[\frac{C_i - C^*}{C_e - C^*} \right]$$

Siendo :

A = Área del humedal (m²)

Q_a = Caudal afluyente (m³/d)

C_e = Concentración efluente (mg/L)

C_i = Concentración afluyente (mg/L)

C* = Concentración de base (mg/L)

k = constante de decaimiento de primer orden de cada parámetro (m/d)

Ajustadas a 20° C los valores (Fuente: Kadlec y Knight, 1996) de las constantes para los distintos parámetros resultan ser los siguientes:

k DBO₅: 0,10 m/d

k SST: 0,1 – 10 m/d

k NT: 0,06 m/d

k N Org,: 0,047 m/d

k NH₄-N: 0,049 m/d

k NO₃-N: 0,164 m/d

k PT: 0,027 m/d

El otro parámetro de diseño para los humedales construidos es el tiempo de retención hidráulico, que se calcula a partir de la siguiente ecuación:

$$T = \frac{L * B * (H + h * n)}{Q}$$

Siendo:

T tiempo de retención (s)

L longitud del humedal (m)

B ancho del humedal (m)

Q promedio entre caudal afluyente y efluente (m³/s)

H altura útil de agua (m)

h altura del agua entre el nivel de fondo y la capa impermeable (m)

n porosidad en la zona entre el nivel de fondo y la capa impermeable

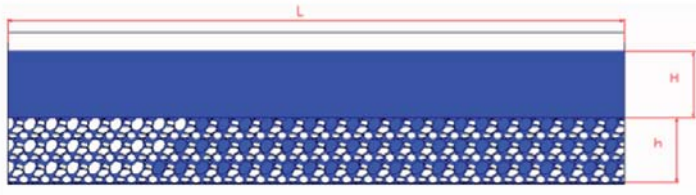


Figura 6- 7: Esquema de humedal

En la Tabla 6- 5 se presentan los rangos para los parámetros de diseño de humedales con flujo a superficie libre y con flujo subsuperficial:

Parámetros de diseño	Unidad	Flujo superficial	Flujo subsuperficial
		Valor	Valor
Tiempo de retención	días	2 – 5 (remoción de materia orgánica)	3 – 4 (remoción de materia orgánica)
Tiempo de retención	días	7 – 14 (remoción de nitrógeno)	6 – 10 (remoción de nitrógeno)
Tasa de aplicación carga orgánica (DBO ₅)	kg DBO ₅ /ha/día	< 110	< 110
Tasa de aplicación de SST	kg DBO ₅ /m ² /día		0,04
Profundidad del agua	m	0,06 – 0,45	0,30 – 0,60
Profundidad del medio filtrante	m		0,45-0,75
Control de mosquitos		Requerido	No se requiere
Intervalo de cosecha	años	3 - 5	No se requiere
Relación largo ancho		2:1 – 4: 1	

Tabla 6- 5: Criterios típicos para diseño de humedales (Fuente: CEPIS)

6.4 Biodigestores

Este tipo de unidades anaerobias para el tratamiento de los sólidos orgánicos generados en el tambo (estiércol) sólo tiene aplicación práctica en establecimientos de pequeña escala.

Parámetros de diseño

- Dilución (volumen de agua añadida por volumen de estiércol fresco): de 3 agua:1 estiércol a 5 agua:1 estiércol
- Tiempo de retención hidráulico: no menor a 70 días (para remoción de microorganismos) de modo de lograr un efluente sanitariamente seguro. Para el diseño, se debe considerar el biodigestor en la condición más desfavorable de temperatura. Se puede elevar la temperatura media interior a través de la premezcla de las excretas con agua tibia y considerando un adecuado aislamiento para el reactor.

Temperatura (°C)	TRH (días)
17	77
21,5	70
26	60

Tabla 6- 6: Tiempo de retención hidráulico necesario para lograr un efluente sanitariamente seguro en función de la temperatura dentro del biodigestor

Tasa de generación de biogás:

Para la producción de 1 m³ biogás se necesitan promedialmente 25 kg de estiércol fresco, por lo tanto la tasa de producción de biogás es de:

$$T_{\text{biogás}} = 0,04 \left(\frac{m^3(\text{biogás})}{kg(\text{excretas frescas})} \right)$$

Eficiencia

- A los efectos del diseño se puede esperar una eficiencia de 80 %, de remoción de materia orgánica como DBO₅ a los 70 días.
- En cuanto a patógenos, la eficiencia es de 1 a 3 órdenes de magnitud para un tiempo de retención de 70 días.

101

Frecuencia de limpieza

Cuando se trabaja con reactores livianos de polietileno u otro plástico, si a los 2 o 3 años de funcionamiento la unidad se ve en buen estado de conservación, con pocas reparaciones, y va a seguir funcionando, entonces deben extraerse los lodos a través del tubo de lodos previsto para ese fin.

6.4.1 Volumen de diseño del biodigestor.

El volumen de un digestor está dado, por la siguiente expresión:

$$V = \left(\frac{C * R(1 + D)}{Y * \rho_m} \right) * TRH$$

Siendo:

C: Capacidad diaria de generación de biogás del biodigestor (m³/día)

R: Relación en peso entre el estiércol húmedo y los sólidos totales contenidos en el estiércol (kg/kg)

D: es el peso de agua añadida por cada unidad de peso de estiércol húmedo (kg/kg)

TRH: es el Tiempo de Retención Hidráulico (días)

Y: es el gas producido por unidad de peso de estiércol seco (m³/kg)

ρ_m : es la densidad de la mezcla estiércol-agua (kg/m³)

6.4.2 Ejemplo de diseño de biodigestor

A continuación se presenta un ejemplo de cálculo del volumen de biodigestor necesario para un establecimiento de 65 vacas.

El estiércol considerado para el diseño es el recolectado en la zona del corral. Si se limpia en seco para recuperar la mayor parte de la bosta, se estima la masa húmeda de estiércol de diseño en 250 kg/día.

Número de vacas	Estiércol generado (kg/vaca/día)	Eficiencia de recolección (%)	Estiércol recolectado (kg/día)
65	5	77	250

En promedio el contenido de sólidos totales se encuentra en un 18 %. Por lo tanto se genera diariamente una cantidad de sólidos totales igual a 45 kg.

Por lo tanto resulta: $R = \frac{\text{Peso Húmedo}}{\text{Sólidos Totales}} = \frac{250 \text{ kg}}{45 \text{ kg}} = 5,6$

La densidad de la mezcla estiércol-agua a los efectos de diseño se toma $\rho_m = 1000 \text{ kg/m}^3$.

102

Para alcanzar un porcentaje de sólidos totales de un 6 % en el digestor se debe estimar la cantidad de agua necesaria:

$$m_{(\text{agua a agregar})} = \frac{m_{(st, \text{kg})} * \% (100 - \% ST_{\text{objetivo}})}{\% ST_{\text{objetivo}}} - (m_{\text{excretas frescas}} - m_{ST}) = \frac{45 \text{ kg} * 94\%}{6\%} - (250 \text{ kg} - 45 \text{ kg}) = 500 \text{ kg}$$

Por lo tanto: $D = \frac{500 \text{ kg}}{250 \text{ kg}} = 2$

D representa la proporción de agua que se debe agregar para alcanzar un 6 % de sólidos totales, o sea que es el volumen a agua a agregar por unidad de volumen de estiércol.

Cuando el sistema está en régimen, tomando valores medios se tiene:

$$m_{(\text{estiércol, Kg})} = \frac{C}{Y}$$

El tiempo de retención que se adopta es de 70 días. Por lo tanto el volumen de diseño del biodigestor se calcula como:

$$V = \frac{45 \text{ kg} * 5,6 * (1 + 2) * 70 \text{ días}}{1000 \text{ kg/m}^3} = 53 \text{ m}^3$$

Considerando un 15 % del volumen para el almacenaje de biogás, el volumen del tubo biodigestor debe ser de 61 m³.

En la siguiente tabla se presentan los diámetros comerciales de tubos en polietileno de alta resistencia que se comercializan en nuestro país.

Por seguridad se utiliza doble capa de PVC o polietileno en el biodigestor, en consecuencia la longitud de la pieza comercial es el doble de la longitud a ser utilizada en la construcción.

Diámetro (pies)	Diámetro (m)	Longitud pieza comercial (m)	1/2 Longitud pieza comercial (m)	L _{útil} (m)	V (m ³)
4,5	1,37	61	30,5	27,5	40,7
5	1,53	61	30,5	27,5	50,2
6	1,83	61	30,5	27,5	72,3
7	2,14	61	30,5	27,5	98,4
8	2,44	61	30,5	27,5	128,5

El largo útil (27,5 m) es menor al largo de bolsa disponible (30,5 m) debido a la pérdida de bolsa en los extremos a causa de los dobleces realizados en los tubos de ingreso y salida.

En este caso se proyecta emplear un tubo de 1,83 m (6 pies) de diámetro con longitud útil 23,2 m.

6.5 Ejemplo de dimensionado de sistemas de trampa y dos lagunas

Debido a que el dimensionado de los sistemas de retención de sólidos es menos complejo que el dimensionado de los sistemas de lagunaje, se hará especial hincapié en el diseño de este tipo de sistema.

Los datos necesarios para el diseño son:

- Ubicación
- Número de vacas en ordeño
- Tipo de limpieza del corral
- Dotación de agua del tambo por animal por día

Se considera un establecimiento situado en el límite departamental entre San José, Colonia, Soriano y Flores, con 200 vacas en ordeño, que no realizaría limpieza en seco del corral y consume en la limpieza 50 L de agua /vaca/día.

Se calcula el volumen diario de agua a tratar en el sistema:

$$Q_e = \text{Volumen}_{\text{agua}} (L / \text{día}) = N^{\circ} \text{vacas} * \text{Dotación} = 200 * 50 = 10000 L = 10,0 m^3 / \text{día}$$

El sistema de tratamiento se inicia con una cámara de retención de sólidos que se prevé sea de 0,60 * 0,60 m de sección y profundidad útil 0,3 m.

6.5.1 Trampa

Parámetros seleccionados

Eficiencia en remoción de estiércol $\eta = 70 \%$

Pendiente: 1V:10H

Ancho: 3,5 m (debido a que la limpieza se realiza con máquina)

Frecuencia de limpieza: semanal

$$V_{\text{trampa}} (m^3) = \left(\frac{\eta_{\text{trampa}} * N^{\circ} \text{vacas} * K_{\text{gbosta}} \text{ genl día/vaca}}{1000} + 0,10 * \text{Volumen}_{\text{agua}} (L / \text{día}) / 1000 \right) * N^{\circ} \text{días}_{\text{entre limpiezas}}$$

$$V_{\text{trampa}} (m^3) = \left(\frac{0,7 * 200 * 5}{1000} + 0,10 * 10000 / 1000 \right) * 7 = 11,9 m^3$$

Siendo $L_1 = 10 * H$ (debido a la pendiente del 10 %) la ecuación siguiente resulta:

$$V_{\text{trampa}} (m^3) = B * \left[\frac{H * L_1}{2} + H * L_2 \right] = B * H * \left[\frac{L_1}{2} + L_2 \right] = B * H * [5 * H + L_2]$$

Se fija $H = 0,7$ m, y resultan $L_1 = 7$ m y $L_2 = 1,4$ m

En resumen

$B = 3,5$ m

$H = 0,7$ m

$L_1 = 7,0$ m

$L_2 = 1,4$ m

Se dejan 0,3 m del otro lado del tabique permeable, en la zona de la salida de agua de la trampa.

La carga generada por animal en el corral se toma como 0,12 kg DBO₅/vaca/día. La eficiencia en remoción de materia orgánica (como DBO₅) en el sistema de retención de sólidos previo a la laguna se estima en un 25 % (varía entre 25 % y 40 %). La carga de DBO₅ por vaca entrante a la laguna anaeróbica resulta ser:

$$0,12 * (1 - 0,25) = 0,090 \text{ kg DBO}_5 / \text{ vaca} / \text{ día}$$

104

6.5.2 Laguna Anaeróbica

Se calcula la carga total entrante a la laguna generada por las 200 vacas del tambo:

$$C_{\text{DBO anaeróbica}} = N^{\circ} \text{ vacas} * 0,090 \text{ kg DBO}_5 / \text{ día} / \text{ vaca} = 200 * 0,090 = 18,0 \text{ kg DBO}_5 / \text{ día}$$

A partir de estos datos la concentración en el líquido de entrada de la laguna anaeróbica es:

$$\text{Concentración} = C_{\text{DBO anaeróbica}} / \text{Caudal} = (18,0 \text{ kg DBO}_5 / \text{ día}) / (10,0 \text{ m}^3 / \text{ día}) = 1800 \text{ mg}_{\text{DBO}_5} / \text{L}$$

La laguna anaeróbica se diseña utilizando como parámetro principal la carga de aplicación volumétrica, que se escoge igual a 0,033 kg DBO₅/m³/día. Entonces, se calcula el volumen para remoción de materia orgánica.

$$L_v = 0,033 = \frac{C_{\text{DBO anaeróbica}}}{V_{\text{DBO}}} \Rightarrow V_{\text{DBO}} = \frac{C_{\text{DBO anaeróbica}}}{0,033} = \frac{18,0}{0,033} = 545 \text{ m}^3$$

Se calcula el tiempo de retención hidráulico en la laguna.

$$\text{Tr} = \frac{V_{\text{DBO}}}{Q} = \frac{545}{10} = 55 \text{ días}$$

Determinado el volumen para degradar materia orgánica, es necesario determinar el volumen para la acumulación de lodos del sistema.

Se estima que el sistema de retención de sólidos (trampa) tiene una eficiencia del 65 % en la retención de estiércol. Se toma una menor eficiencia que en el caso de la trampa (70 %), para que el diseño del sistema resulte estar del lado de la seguridad. De buscar un diseño aún más conservador esta eficiencia puede ser minorada hasta el 50 %.

Considerando 5 kg de estiércol generado por vaca en el corral, el aporte de estiércol a la laguna (suponiendo la densidad igual a 1), resulta ser de:

$$5 * (1 - 0,65) = 1,75 \text{ L} / \text{ vaca} / \text{ día}$$

Aplicando un razonamiento análogo al presentado en el punto de diseño de laguna, y asumiendo que la limpieza de lodos se realiza cada 4 años.

$$V_{\text{anual lodo}} = 1,75 \text{ L} / \text{ vaca} / \text{ día} * N^{\circ} \text{ vacas} * 365 \text{ días} = 1,75 * 200 * 365 = 127750 \text{ L} = 128 \text{ m}^3$$

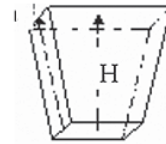
$$V_{\text{total lodo}} = 1,45 * V_{\text{anual lodo}} = 1,45 * 128 = 185 \text{ m}^3$$

Finalmente se determina el volumen total de la laguna:

$$V_{laguna} = V_{total\ lodo} + V_{DBO} = 185 + 545 = 730 \text{ m}^3$$

Se adopta una profundidad útil de 4,0 m para la laguna, un talud interno de 2H:1V y la forma cuadrada (relación largo ancho L:B=1). Entonces el lado del fondo y del espejo de agua de la laguna quedan determinados a partir de la fórmula del volumen de un tronco de pirámide:

$$V_{laguna} = (B + b + \sqrt{B * b}) * h / 3$$



105

Siendo:

B = Área de la base mayor

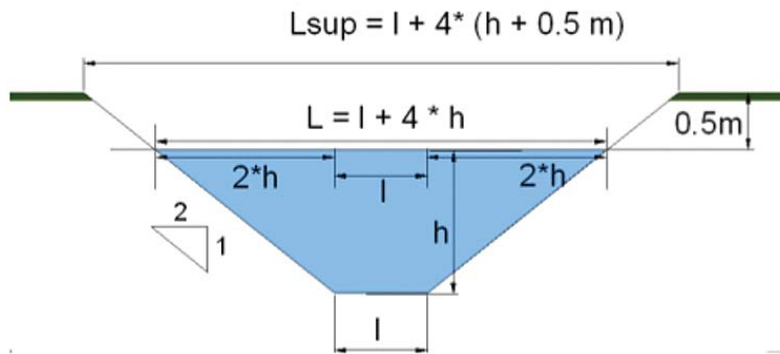
b = Área de la base menor

h = altura total de la laguna (Profundidad + borde libre)

En efecto, si el talud es 2H:1V, l es el lado de la base menor b, L es el lado de la base mayor B y h es la profundidad, en este caso resulta:

$$L = l + 4 * h$$

$$L_{sup} = l + 4 * (h + 0.5)$$



Entonces,
$$V_{laguna} = (l^2 + L^2 + \sqrt{l^2 * L^2}) * h / 3 = (l^2 + (l + 4 * h)^2 + \sqrt{l^2 * (l + 4 * h)^2}) * h / 3$$

Si h fue definida igual a 4 m, resulta
$$V_{laguna} = (l^2 + (l + 16)^2 + \sqrt{l^2 * (l + 16)^2}) * 1,33$$

Se debe encontrar el valor de l que cumple la ecuación anterior, obtenido l se calculan las otras variables del problema.

En el caso de ejemplo el fondo cuadrado resulta de lado 4,7 m y el lado del espejo de agua es de 20,7 m. Se puede calcular el lado de la laguna a la altura de la corona del talud, considerando un borde libre de 0,50 m; en este caso resulta 22,7 m.

Se puede calcular asimismo para el fin de período qué profundidad de la laguna estará entonces ocupada por el lodo. A partir de la ecuación del tronco de pirámide y considerando fija la base del fondo, para el fin del período (4 años) resulta que los lodos ocupan una columna de aproximadamente 2,1 m.

6.5.3 Laguna Facultativa

Se calcula la carga total entrante a la laguna facultativa generada por las 200 vacas del tambo, suponiendo una eficiencia en remoción de materia orgánica como DBO_5 en la laguna anaeróbica de 65 %.

$$C_{DBO\ facultativa} = (1 - \eta) * N^{\circ} vacas * 0,09\ kg DBO_5 / dia / vaca = (1 - 0,65) * 200 * 0,090 = 6,3\ kg\ DBO_5 / dia$$

106 La concentración en el líquido de entrada es:

$$Concentración = (1 - \eta_{anaeróbica}) * Concentración_{anaeróbica} = (1 - 0,65) * 1800 = 630\ mg\ DBO_5 / L$$

La laguna facultativa se diseña a partir de una carga de aplicación superficial, que se escoge igual a 85 kg DBO_5 /ha/día. Se calcula el área necesaria para remoción de materia orgánica.

$$L_s = 85 = \frac{C_{DBO}}{A} \Rightarrow A = \frac{C_{DBO}}{85} = \frac{6,3}{85} = 0,0741\ ha = 741\ m^2$$

Determinada el área del espejo de la laguna, se puede fijar una relación largo ancho (por ejemplo L:B = 1,7) y se obtiene el largo y ancho del espejo de agua. Cabe mencionar que si es posible resulta más conveniente considerando aspectos constructivos, tomar el ancho de la laguna facultativa lo más próximo posible al lado de la laguna anaerobia.

$$A = B * L = B * 1,7 * B = 1,7 * B^2 \Rightarrow B^2 = 741 / 1,7 \Rightarrow B = 20,7\ m \Rightarrow L = 35,8\ m$$

Se fija la profundidad en 1,6 m y los taludes internos en 2H:1V. A partir del valor de los lados del espejo de agua se determinan el largo y ancho del fondo de la laguna:

$$L_{fondo} = L_{espejo} - 4 * h_{útil} = 35,8 - 4 * 1,6 = 29,4\ m$$

$$B_{fondo} = B_{espejo} - 4 * h_{útil} = 20,7 - 4 * 1,6 = 14,3\ m$$

Con la ecuación del tronco de pirámide presentada anteriormente se calcula el volumen total de la laguna:

$$V_{laguna} = 917\ m^3$$

Finalmente se calcula el tiempo de retención hidráulica en la laguna facultativa:

$$Tr = \frac{V_{laguna}}{Q} = \frac{917}{10} = 92\ días$$

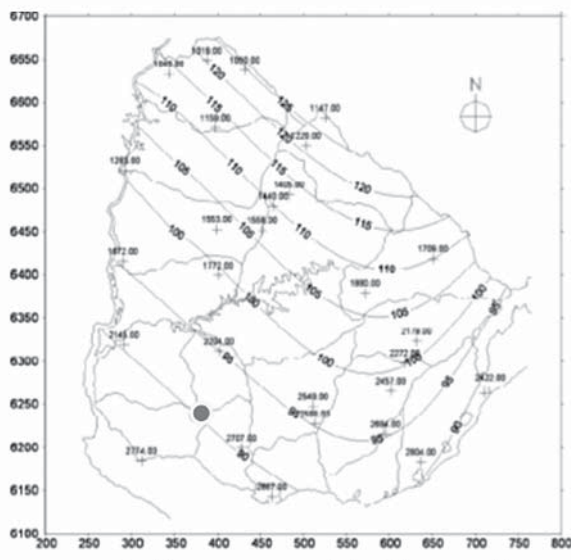
6.5.4 Balance Hídrico

Tal como se expuso al tratar el tema de balances hídricos, es necesario verificar que durante todos los meses exista caudal de salida de la laguna. A continuación se realiza el balance hídrico del sistema para comprobar esta hipótesis o realizar las correcciones de diseño necesarias en caso contrario.

Precipitación

De acuerdo a la ubicación del tambo, la isoyeta media de precipitación mensual tiene un valor de 90 mm/mes.

107



La precipitación mes a mes se obtiene multiplicando el factor del mes dependiente de la zona del país (en este el ejemplo zona sur) por la precipitación media anual (90 mm / mes):

MES	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
FACTOR	1,00	1,14	1,18	0,77	0,83	0,98	1,20	1,06	1,08	0,98	0,91	0,87
Precipitación	90	102,6	106,2	69,3	74,7	88,2	108	95,4	97,2	88,2	81,9	78,3

Precipitación mensual de este ejemplo (mm/mes)

Evaporación

El tambo del ejemplo se encuentra en la cuenca del Río Negro, por lo que la evaporación en tanque "A" en ese punto es la correspondiente a la región 3.



Para obtener la evaporación mes a mes, se multiplica por 0,7 (por ser el 70 % de la evaporación del tanque A) y resulta ser:

MES	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Ev (mm/mes)	182,0	147,0	130,9	90,3	61,6	44,1	56,0	68,6	94,5	126	154,0	193,9

Evaporación (mm/mes) del ejemplo

Conociendo el área (A) de superficie de las lagunas se determina el caudal efluente como:

108

$$Q_e (m^3 / mes) = Q_a + (P_r - Ev) * Area_{total\ espejos\ lagunas} = 10m^3 / dia * N\ dias\ al\ mes + (P_r - Ev) * (428 m^2 + 741 m^2)$$

Se determina cuál es el mes más crítico calculando $Q_a + Pr - Ev$, el más crítico es el que corresponde al mínimo ($Q_a + Pr - Ev$).

MES	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Pr (mm/mes)	90	103	106	69,3	74,7	88,2	108	95,4	97,2	88,2	81,9	78,3
Ev (mm/mes)	182	147	131	90,3	61,6	44,1	56	68,6	94,5	126	154	193,9
Pr - Ev (mm/mes)	-92	-44	-25	-21	13,1	44,1	52	26,8	2,7	-38	-72	-116
Pr - Ev (m ³ /mes)	-107,5	-51,9	-28,9	-24,5	15,3	51,6	60,8	31,3	3,2	-44,2	-84,3	-135,1
Q _a (m ³ /mes)	310	280	310	300	310	300	310	310	300	310	300	310
Q _e (m ³ /mes)	202	228	281	275	325	352	371	341	303	266	216	174,9

Balance de caudal entrante, precipitación y evaporación mes a mes

El peor mes resulta ser diciembre, siendo $Q_e = 174,9 m^3/mes$.

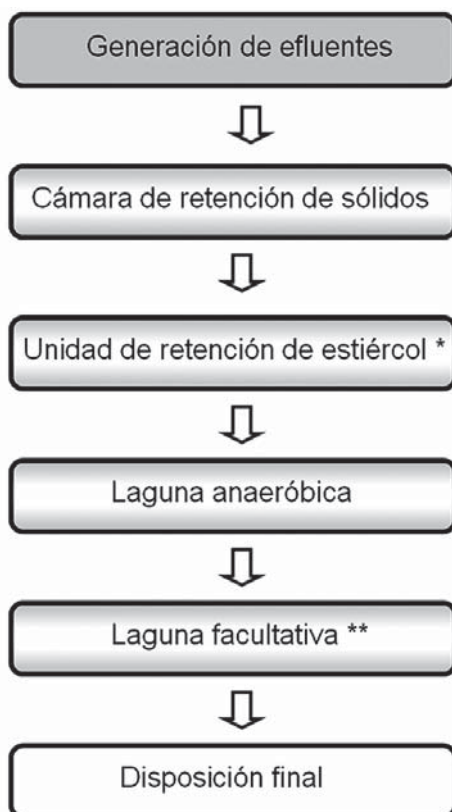
Se verifica que, en este caso, existe caudal efluente del sistema de tratamiento a lo largo de todo el año.

Cabe mencionar que en el ejemplo se supone igual número de vacas en ordeño a lo largo de todo el año, a los efectos de simplificar los cálculos. Sin embargo, en un caso real de aplicación, se debería conocer las vacas en ordeño en las distintas estaciones, debido a que el número de vacas es directamente proporcional al caudal generado.

El verano es en general la estación de menor número de vacas en ordeño, y por consiguiente, el de menor caudal efluente generado.

6.6 DIMENSIONADOS PARA TAMBOS TIPO

Un esquema de planta de tratamiento puede ser el siguiente:



109

Figura 6- 8: Esquema de planta de tratamiento de tambo

* La unidad de retención de estiércol en tambos de pequeña escala (menos de 100 vacas) que no cuenten con maquinaria para realizar la limpieza, puede ser un estercolero de limpieza manual. En los otros casos esta unidad puede ser una trampa o un estercolero diseñado para limpieza mecanizada. Finalmente para tambos de gran escala (más de 300 vacas), puede ser utilizada como unidad de retención de estiércol un tamiz autolimpiante.

** En el esquema la última unidad es una laguna facultativa. Sin embargo, la necesidad o no de una tercera laguna en el sistema depende de las características del efluente, así como del tipo de disposición final.

A modo de ejemplo, en las siguientes tablas que sigue se dan los dimensionados correspondientes a unidades de retención de sólidos (trampas y estercoleros), así como sistemas de doble laguna para tambos de 100, 200 y 300 vacas en ordeño.

TRAMPAS (Eficiencia máxima en remoción de estiércol 70 %)

Carga generada por vaca por día (Kg/vaca/día)	5	5	5
N° de vacas	100	200	300
Eficiencia de la trampa (%)	70	70	70
Volumen retenido de excretas (m ³ /día)	0,35	0,7	1,05
Volumen de agua (m ³ /día)	5	10	15
Volumen retenido de excretas (m ³ /semana)	2,45	4,9	7,35
Volumen de una semana agua (m ³ /semana)	35	70	105
Volumen necesario de trampa (m ³)	6,0	11,9	17,9
Ancho de la trampa (m)	3,5	3,5	3,5
Pendiente de fondo (%)	10	10	10
Largo de la trampa zona triangular (L ₁)	5,0	7,0	9,0
Largo de la trampa zona plana (L ₂)	1,0	1,4	1,5
Altura en la zona más profunda (m)	0,5	0,7	0,9
Largo total (incluidos 0,3 m en la salida)	6,3	8,7	10,8
Volumen de la trampa (m ³)	6,1	12,0	18,9

Tabla 6- 7: Dimensiones de trampas complejas para tambos de 100, 200 y 300 vacas

ESTERCOLERO (Eficiencia máxima en remoción de estiércol 70 %)

N° de vacas	100	200	300
Volumen de agua (m ³ /día)	5	10	15
Carga generada por vaca por día (kg/vaca/día)	5	5	5
Eficiencia del estercolero (%)	70	70	70
Volumen retenido de excretas (m ³ /día)	0,35	0,70	1,05
Volumen retenido de excretas (m ³ /semana)	2,45	4,9	7,35
Volumen de de una semana agua (m ³ /semana)	35	70	105
Volumen necesario estercolero (m ³)	4,2	11,9	17,9
Ancho pasaje máquina estercolero (m)	3,5	3,5	3,5
Secciones de retención	2	2	2
Largo del estercolero (m) [2 * Ancho pasaje]	7,0	7,0	7,0
Pendiente de fondo (%)	10	10	10
Ancho del canal en la superficie (m)	5,0	9,0	11,0
Altura en la zona más profunda (m)	0,25	0,45	0,50
Volumen del estercolero (m ³)	4,40	14,2	19,3

Tabla 6- 8: Dimensiones estercoleros para tambos de 100, 200 y 300 vacas (limpieza con máquina)

ESTERCOLERO de limpieza manual

(Eficiencia máxima en remoción de estiércol 70 %, Pendiente de fondo 30 %)

Nº de vacas	100
Volumen de agua (m ³ /día)	5
Carga generada por vaca por día (kg/vaca/día)	5
Eficiencia del estercolero (%)	70
Volumen retenido de excretas (m ³ /día)	0,35
Volumen retenido de excretas (m ³ /semana)	2,45
Volumen de de una semana agua (m ³ /semana)	35
Volumen necesario estercolero (m ³)	4,2
Ancho de cada compartimento (m)	2
Secciones de retención	2
Largo del estercolero (m) [2 * ancho cada compartimento]	4,0
Pendiente de fondo (%)	30
Ancho del canal en la superficie (m)	4,0
Altura en la zona más profunda (m)	0,60
Volumen del estercolero (m ³)	4,8

111

Tabla 6- 9: Dimensiones estercolero para tambo de 100 vacas (limpieza manual)

LAGUNAS

112

ANAEROBIA			
Carga generada por vaca (kgDBO ₅ /vaca/día)	0,12		
Nº VACAS	100	200	300
Caudal (m ³ /día)	5	10	15
Sistema de retención de sólidos	SI	SI	SI
Eficiencia en remoción de estiércol del sistema de retención de sólidos (%)	65	65	65
Eficiencia en remoción de DBO ₅ del sistema de retención de sólidos (%)	25	25	25
Carga entrante laguna anaeróbica (kg DBO ₅ /día)	9,0	18,0	27,0
Concentración DBO ₅ entrante (mg/L)	1800	1800	1800
Volumen para degradación de materia orgánica (m ³)	273	545	818
Volumen de lodos generados en un año (m ³)	64	128	192
Volumen ocupado por los lodos generados en el año 1 en el cuarto año (m ³)	10	19	29
Volumen ocupado por los lodos generados en el año 2 en el cuarto año (m ³)	10	19	29
Volumen ocupado por los lodos generados en el año 3 en el cuarto año (m ³)	10	19	29
Volumen ocupado por los lodos generados en el año 4 en el cuarto año (m ³)	64	128	192
Volumen necesarios para almacenar lodos durante 4 años (m ³)	93	185	278
Volumen total de la laguna (m ³)	365	731	1096
Tiempo de retención (d)	55	55	55
Profundidad (m)	3,0	4,0	4,5
Relación largo ancho anaeróbica (L:B)	1	1	1
Lado del fondo de la laguna cuadrada (m)	4,5	4,7	5,7
Lado del espejo de agua de la laguna cuadrada (m)	16,5	20,7	23,7
Lado del nivel 0,5 m por encima del espejo de agua (m)	18,5	22,7	25,7
Eficiencia de laguna anaeróbica en remoción de materia orgánica como DBO ₅ (%)	65	65	65
Carga saliente laguna anaeróbica (kg DBO ₅ /día)	3,2	6,3	9,5
Concentración DBO ₅ saliente laguna anaeróbica (mg /L)	630	630	630
FACULTATIVA			
Nº VACAS	100	200	300
Carga entrante laguna facultativa (kg DBO ₅ /día)	3,2	6,3	9,5
Concentración DBO ₅ entrante laguna facultativa (mg/L)	630	630	630
Área del espejo para remoción de materia orgánica (m ²)	371	741	1112
Profundidad (m)	1,6	1,6	1,6
Volumen (m ³)	415	917	1437
Tiempo de retención (d)	83	92	96
Relación largo ancho facultativa (L:B)	1,4	1,7	2,0
Largo espejo de agua (m)	22,5	35,8	46,9
Ancho espejo de agua (m)	16,5	20,7	23,7
Largo fondo (m)	16,1	29,4	40,5
Ancho fondo (m)	10,1	14,3	17,3
Largo del nivel por encima de 0,5 m del espejo de agua (m)	24,5	37,8	48,9
Ancho del nivel por encima de 0,5 m del espejo de agua (m)	18,5	22,7	25,7

Tabla 6- 10: Dimensiones lagunas anaeróbicas y facultativas para tambos tipo de 100, 200 y 300 vacas

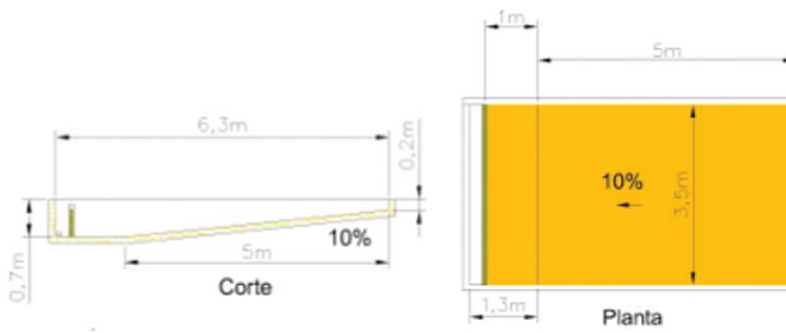


Figura 6- 9: Trampas tipo para tambos de 100 vacas

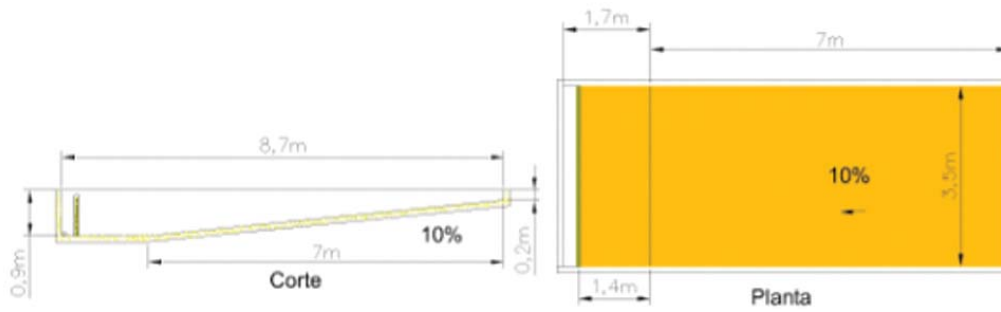


Figura 6- 10: Trampas tipo para tambos de 200 vacas

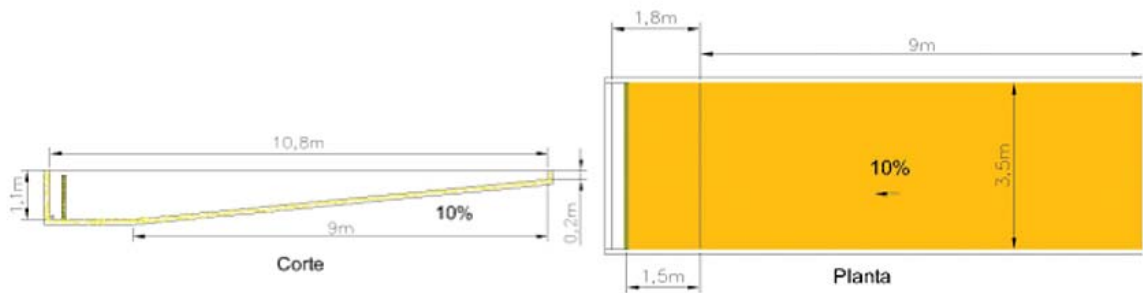


Figura 6- 11: Trampas tipo para tambos de 300 vacas

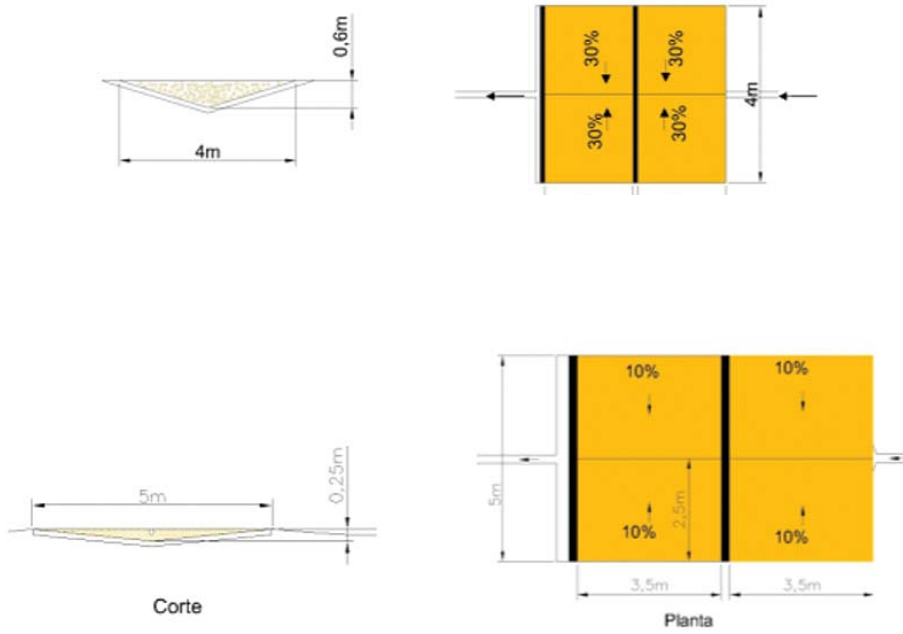


Figura 6- 13: Estercolero tipo para tambo de 100 vacas (limpieza con máquina)

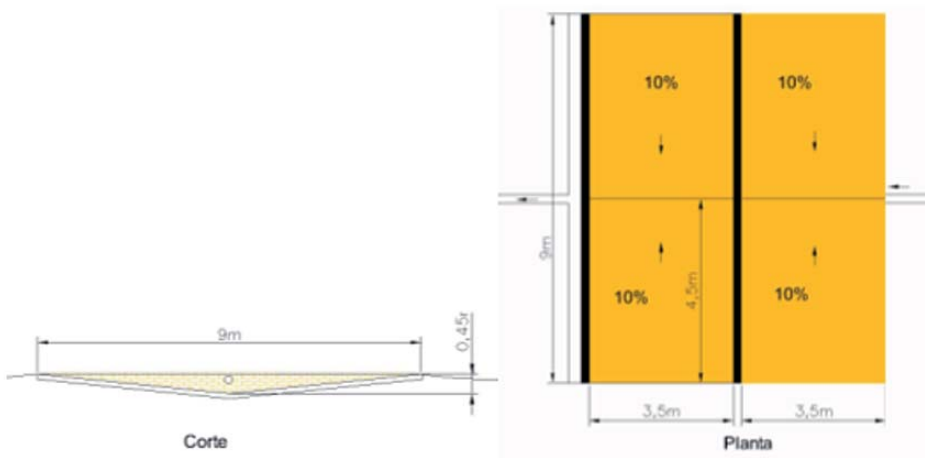


Figura 6- 14: Estercolero tipo para tambo de 200 vacas (limpieza con máquina)

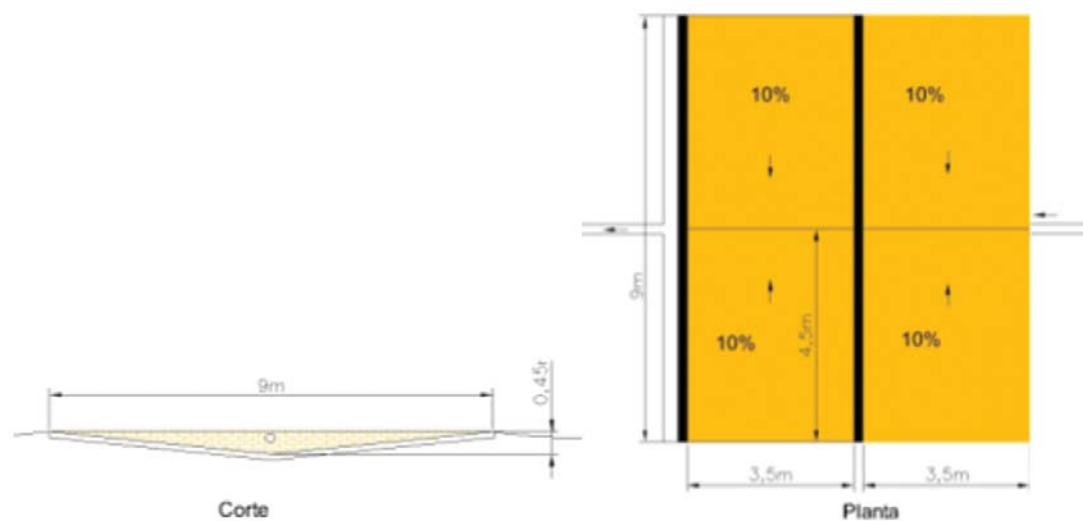


Figura 6- 15: Estercolero tipo para tambo de 300 vacas (limpieza con máquina)

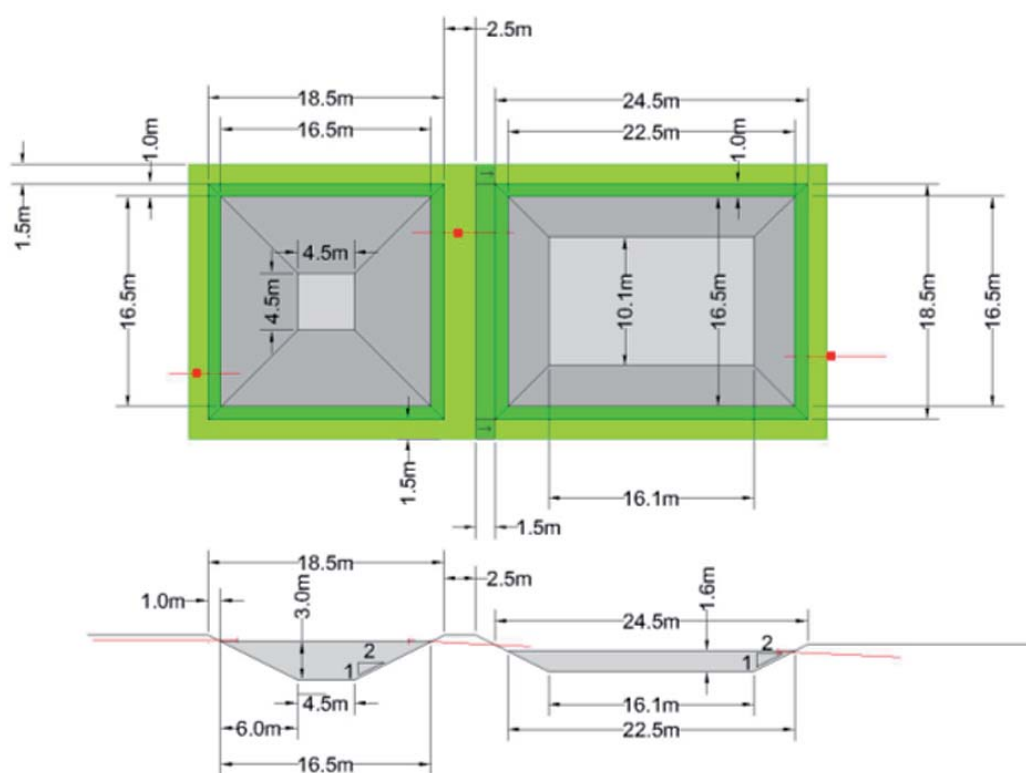


Figura 6- 16: Esquema de lagunas anaeróbicas y facultativas para tambo de 100 vacas (diseñadas con trampa o estercolero previo)

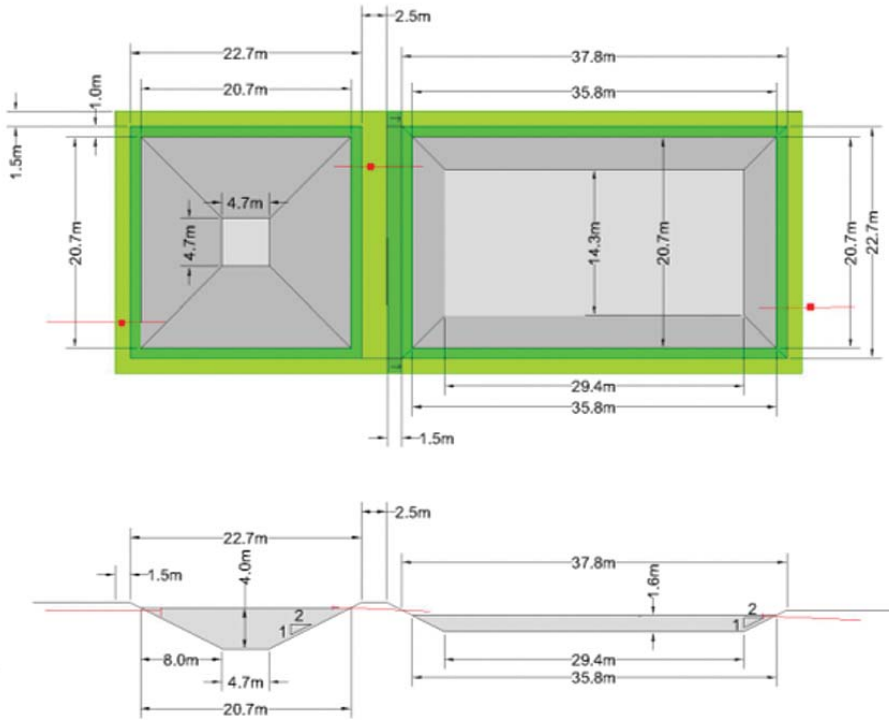


Figura 6- 17: Esquema de lagunas anaeróbicas y facultativas para tambo de 200 vacas (diseñadas con trampa o estercolero previo)

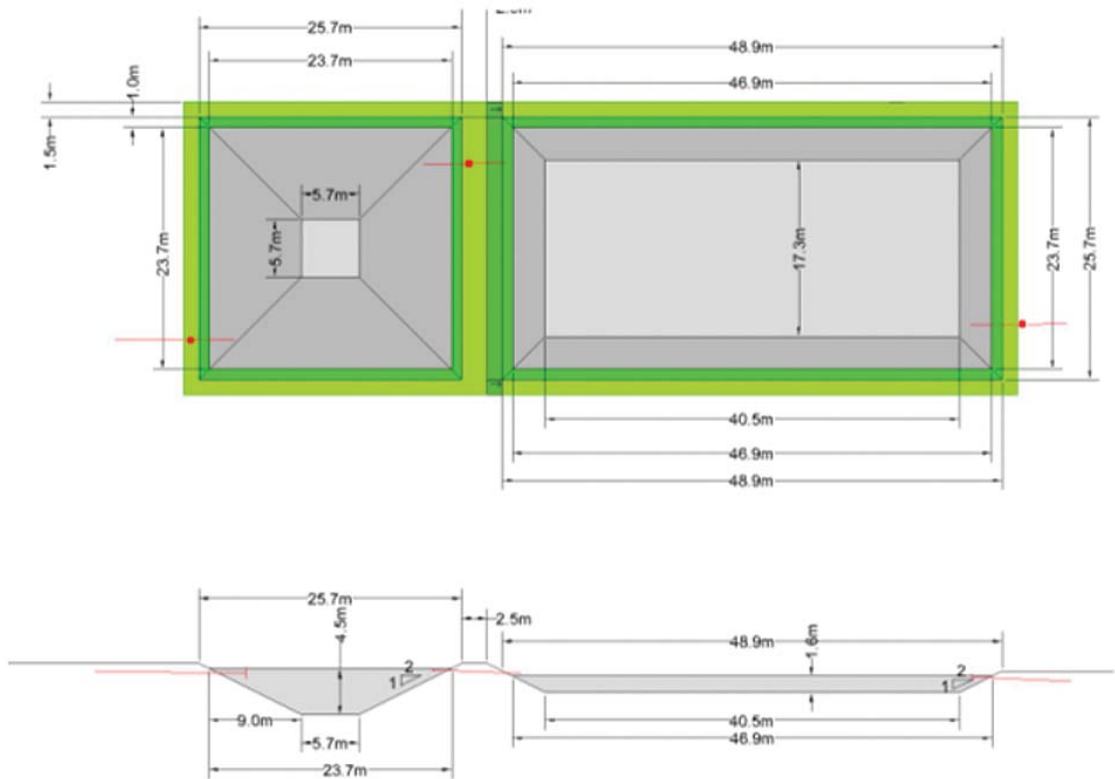


Figura 6- 18: Esquema de lagunas anaeróbicas y facultativas para tambo de 300 vacas (diseñadas con trampa o estercolero previo)

7. ASPECTOS CONSTRUCTIVOS

Para la redacción de este capítulo se contó con la colaboración de la Ing. Gimena Bentos Pereira.

Cuando se realiza la construcción de las unidades de tratamiento, es indispensable contar con el asesoramiento adecuado para realizar un correcto aprovechamiento de la inversión económica. Siempre que en las obras se cometan errores que ameriten modificaciones o posteriores reparaciones, se está incurriendo en un sobrecosto. Siempre resulta más económico hacer las obras en forma correcta desde el comienzo.

119

7.1 Replanteo

Previo al replanteo se debe realizar la limpieza del terreno, mediante el retiro del suelo vegetal (no debe ser inferior a 0,35 m), malezas, escombros, y cualquier otro elemento que no permita el desarrollo normal de las obras. La ubicación de las unidades se realiza de acuerdo al relevamiento topográfico del terreno y los planos correspondientes a la obra a construir.

En el replanteo se debe marcar en el terreno el proyecto de la planta de tratamiento, de forma de señalar las zonas de movimiento de tierra, áreas a excavar, a terraplenar, etc. Se puede marcar las distintas zonas por medio de hilos o alambre dulce sobre estacas de madera colocadas firmes en el terreno. El replanteo preciso es esencial para la correcta realización de la obra. El proyecto debe quedar bien definido también altimétricamente.

Es conveniente ubicar las estacas a una distancia tal que al realizar la excavación no se vayan a mover, por ejemplo a 1 m hacia el exterior de los límites marcados. Las estacas tienen que estar a nivel, a la misma altura; es necesario verificar escuadras y medidas mientras se trabaja en el replanteo.

La nivelación consiste en lograr una horizontalidad en la superficie donde tendrá lugar la obra. De estar mal nivelado el terreno, pueden quedar desniveladas las lagunas, el metraje de hormigón puede ser mayor, etc. Se debe aportar material de préstamo si es necesario para realizar la nivelación, así como retirar materiales excavados sobrantes, conformando y compactando las áreas donde se realizará la construcción. En casos de terrenos planos las pendientes mínimas pueden ser de no menos de 1 %.

7.2 Conducciones

Cuando las conducciones entre unidades se realizan por medio de tuberías; éstas deben ser de diámetro no menor a 160 mm.

Los diámetros y pendientes están estrechamente relacionados en el diseño hidráulico de las conducciones. Uno de los objetivos a considerar debe ser lograr velocidades en la tubería que eviten la sedimentación de los sólidos antes de llegar a las unidades en que está prevista su retención. Como criterio general las pendientes mínimas no deberían ser inferiores a 1,8 %.

Cuando se trata de tramos cortos y con buena accesibilidad (por ejemplo, interconexión entre lagunas), se puede trabajar con pendientes del 1,5 %.

7.3 Obras de hormigón, revoques y mampostería

7.3.1 Hormigón

El hormigón es el resultado de la mezcla de cemento Pórtland con grava, arena y agua. Al hidratarse el cemento en contacto con el agua, se da inicio a distintas reacciones químicas que finalizan en el fraguado y endurecimiento de la mezcla.

- 120** La resistencia mecánica del hormigón está determinada por las resistencias individuales de los agregados, la pasta de cemento y la adherencia entre ambos componentes. En hormigones pobres la resistencia es menor a 200 kg/cm² a los 28 días; en hormigones de mejor calidad esta resistencia puede llegar a ser de 500 kg/cm². La resistencia del hormigón depende de la edad del mismo, la evolución de la resistencia del hormigón respecto a la del hormigón a los 28 días se presenta en la siguiente tabla.

Tiempo transcurrido				
7 días	14 días	28 días	3 meses	1 año
0,78	0,89	1,00	1,05	1,07

Tabla 7- 1: Resistencia del hormigón respecto a su resistencia a los 28 días

El hormigón trabaja muy bien a compresión. En el hormigón armado, la armadura de acero evita la fisuración pues tiene la propiedad de absorber las tensiones de tracción.

Dosificar una mezcla es establecer las proporciones en las que debe intervenir cada uno de los componentes para lograr los requerimientos deseados. La dosificación del hormigón puede ser calculada dependiendo de la resistencia característica necesaria y de las condiciones a las que será expuesto el hormigón durante su vida útil sin embargo, a los efectos de este manual, se recomienda utilizar una dosificación (en volumen) de una parte de cemento Pórtland, dos partes de arena y tres partes de pedregullo. Normalmente se prepara usando tachos de 20 L de capacidad, de acuerdo a la siguiente tabla.

	Nº de tachos	Volumen (L)	Peso (kg)
cemento	1	20	25
arena	2	40	56
pedregullo	3	60	84
agua	$\frac{3}{4}$	14,7	14.7

Tabla 7- 2: Composición en peso y en volumen de una “Canchada”

La cantidad de hormigón preparada con los volúmenes anteriores determina una “canchada”; 13 canchadas rinden 1 m³ de hormigón aproximadamente, siendo la relación de agua/cemento del hormigón de aproximadamente 0,59 (kg de agua / kg de cemento).

El agua se agrega durante el amasado, lo que genera una pasta que se coloca en los encofrados, que contienen las armaduras de hierro. El hormigón fragua al cabo de un determinado tiempo en el que se retira el encofrado.

Las propiedades del hormigón endurecido son función de:

- Relación agua:cemento del hormigón (a/c expresada en kg de agua / kg de cemento)
- Propiedades del cemento Pórtland
- Naturaleza de los agregados (mineralógica, granulométrica, forma, textura superficial, etc.)
- Porcentaje de finos sobre el total de agregados de la muestra
- Método de elaboración, transporte, colocación y compactación empleados.
- Forma de curado y protección

La utilización de procedimientos de construcción que minimicen la posibilidad de generar patologías, y un recubrimiento adecuado de la armadura, son determinantes de la larga vida útil del hormigón. Para obtener una larga vida útil de los hormigones es necesario tener bajas relaciones agua/cemento.

Las armaduras deben encontrarse a una distancia mayor a 3 cm del medio exterior para protegerlas.

Antes, durante y después del llenado, se deben controlar los siguientes elementos:

- Posicionado y resistencia de los encofrados, que deben haber sido contruidos de acuerdo al proyecto.
- Posicionado y colocación de armaduras (en caso de ser necesarias).
- Limpieza de los encofrados y humedecimiento de los mismos previo al llenado
- Elaboración, traslado y colocación del hormigón.
- Compactación correcta del hormigón.
- Curado del hormigón, impidiendo su secado rápido (un hormigón mal curado puede perder hasta el 50 % de su resistencia).

En general las losas pueden armarse con armadura o con mallas electrosoldadas. Los empalmes entre mallas o armaduras deben hacerse con un solapamiento de las dos piezas contiguas. En los cruces, las varillas se deben atar con alambre dulce.

El espesor de las losas de estercolero y trampas debe ser no menor a 0,12 m, debido a que para su limpieza deben soportar el peso de una máquina.

7.3.2 Revoques y muros

Las obras de mampostería no revisten singularidades respecto de las obras de mampostería habituales. Más allá de eso conviene recordar que:

- Los ladrillos se deben mojar antes de utilizarlos.
- Para la realización de las paredes de mampostería, se debe verificar que la superficie del hormigón en el que se apoya esté horizontal; esto se puede hacer usando dos reglas y una manguera (el nivel del agua en la manguera en cada regla debe ser el mismo; si esto no ocurre hay que corregirlo).
- Las cámaras se deben revocar, con un mortero de dos partes de arena y una de cemento, y con un lustrado final de lechada de cemento.

7.4 Unidades de retención de sólidos

7.4.1 Cámara de retención de sólidos

Deberá ser construida con materiales idóneos que garanticen su estanqueidad y estabilidad estructural. Podrá ser de mampostería (ladrillos o bloques), preferentemente armada, o de hormigón armado.

122 Debe ser revocada interiormente para proteger los materiales, y lustrada con lechada de cemento para garantizar su impermeabilidad y facilitar su limpieza.

Se debe evitar que las tapas o las rejillas, si las tuviere, sean demasiado pesadas, dificultando y desestimulando posteriormente los trabajos de mantenimiento.

7.4.2 Estercolero

Se recomienda realizar su construcción en el siguiente orden:

- Excavación y compactación del piso. Primero debe realizarse una limpieza de la zona de implantación, retirando el suelo vegetal en un espesor no menor a 0,35 m. En caso de que los materiales del fondo tengan materia orgánica o no sean firmes, se deberá retirar los mismos y sustituirlos por balasto compactado. Esto es particularmente importante para evitar la fisuración posterior del pavimento.
- Piso de hormigón armado de al menos 12 cm de espesor.
- Paredes de bloque armado. La última hilera de bloques podrá ser un bloque en U relleno de hormigón.
- Cámaras de mampostería revocadas y lustradas interiormente.
- Cañerías de PVC asentadas en arena.

7.5 Generalidades de obras de suelos

7.5.1 ¿Qué es la compactación?

Compactar es la acción de aplicar al suelo la energía, en cantidad y forma necesaria, para lograr una disminución apreciable del volumen de huecos del material empleado, disminuyendo entonces el volumen total del suelo y aumentando la densidad seca del mismo.

La cantidad y la metodología de aplicación de energía necesaria para compactar son diferentes para cada tipo de suelo. Una tarea importante que debe realizar el técnico encargado de la compactación de suelos es entonces elegir el método de aplicación de energía al suelo. Uno de los problemas más importantes en la compactación de los suelos es elegir y emplear correctamente la máquina adecuada para compactar cada tipo de suelo.

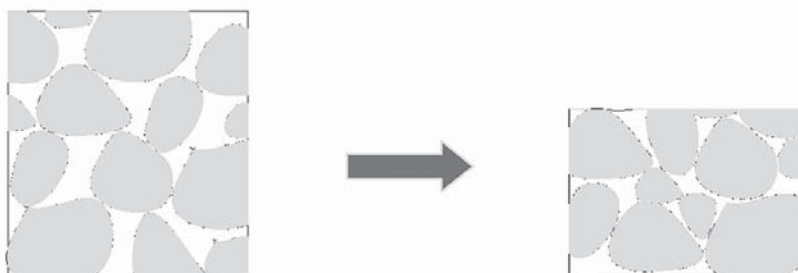


Figura 7- 1: Efecto de la compactación en el suelo

Como resultado de la compactación se obtiene un suelo con un mejor agrupamiento de las partículas sólidas, aumentando el contacto entre las mismas, lo que convierte al suelo en un material de propiedades mecánicas diferentes del suelo original, que tiene:

- mayor capacidad para soportar cargas: los vacíos que se encuentran en el suelo disminuyen la capacidad soporte del mismo. Al disminuir los vacíos, se obtiene una mejor distribución de fuerzas dentro de la estructura formada por los granos, lo que aumenta la capacidad de soportar cargas del suelo.
- menor capacidad de deformación, por lo que al ejercer cargas sobre el suelo se obtiene un menor asentamiento.
- menor permeabilidad: En un suelo compactado se reduce la penetración de agua al reducir la cantidad de vacíos conectados.
- menor esponjamiento y menor contracción del suelo: Si hay vacíos, el agua puede penetrar en el suelo y llenar éstos, produciendo un aumento de volumen, o esponjamiento. Si posteriormente el suelo se seca se pueden producir contracciones y grietas.

En el caso de las lagunas o piletas destinadas a contener aguas residuales, es importante asegurar su estanqueidad, a fin de evitar filtraciones hacia el terreno, por lo que la característica fundamental que debe cumplir el material con las que se realizan es tener muy baja permeabilidad. La disminución de la permeabilidad del suelo se logra compactando el mismo.

Los factores principales que influyen en la eficiencia de la compactación de los suelos son:

- La naturaleza del suelo.
- El contenido de agua en el suelo antes de iniciarse el proceso de compactación.
- La cantidad y el método de aplicación de la energía de compactación.

De estos tres factores que influyen en el proceso de compactación los más importantes son el contenido del agua en el suelo antes de iniciarse el proceso de compactación y la energía aplicada en dicho proceso.

- **Naturaleza del suelo:**
El tamaño de grano, forma, textura y distribución granulométrica determinan la naturaleza del suelo. La naturaleza de cada suelo determina la metodología para compactar el mismo.

Para suelos con partículas de mayor tamaño que las arenas (granos mayores que 0.074 mm), la clasificación se realiza dependiendo de la cantidad de granos de diferentes tamaños existentes en el suelo.

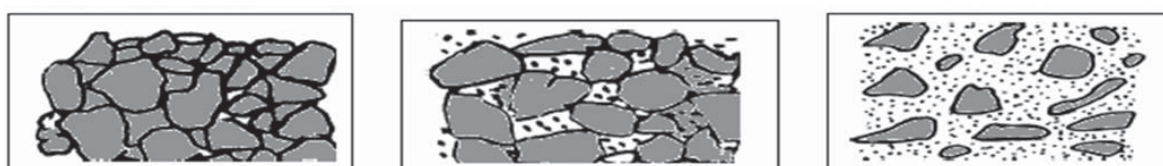


Figura 7- 2: Distribución granulométrica en distintos tipos de suelos

Por ejemplo, el primer suelo en la Figura 7- 2 (izquierda) representa un suelo con partículas de tamaño similar; en este suelo no hay partículas pequeñas o finas. Este suelo tiene una compactación bastante difícil, que debe realizarse haciendo vibrar los granos para disminuir la fricción entre ellos y de esta manera “reacomodarlos”. La segunda figura (centro) representa un suelo con algunos finos, tiene una distribución granulométrica más variada; la compactación es más fácil que en el suelo anterior. La tercera figura (derecha) representa un suelo con más cantidad de finos, tiene una mejor compactación debido a la distribución granulométrica más heterogénea.

124 • **Contenido de humedad:**

El contenido de humedad inicial es otro factor importante para la compactación de un suelo.

Siempre es necesaria cierta cantidad de agua en el suelo a compactar. El agua actúa como lubricante entre las partículas del suelo, lo que facilita la compactación.

Partiendo de suelos con contenido de humedad bajo, si se aumenta la humedad del suelo se obtienen cada vez mejores resultados al compactar (mayores pesos específicos secos, lo que implica menor índice de vacíos).

Esto ocurre hasta llegar a un punto en que, al aumentar la humedad inicial del suelo, comienzan a obtenerse índices de compactación más pobres (menores pesos específicos secos, lo que implica mayor índice de vacíos).

Esto se explica porque para bajos contenidos de humedad, el agua se encuentra en el suelo en forma capilar produciendo un aglutinamiento entre las partículas, esto hace que se formen grumos difíciles de romper mediante la compactación, lo que dificulta la misma. Al aumentar el contenido de humedad se disminuye la tensión capilar en el agua, por lo que con la misma energía de compactación se producen mejores resultados.

Si el agua se encuentra en exceso, parte importante de los vacíos del suelo se encuentran llenos de agua. El agua tiene cierta dificultad al desplazarse entre las partículas de suelo por lo que parte de la energía de compactación se usa en expulsar el agua, disminuyendo entonces la eficiencia de la compactación.

El contenido de humedad inicial del suelo y la densidad del mismo luego de compactado se encuentran relacionados. Existe una cierta “humedad óptima” inicial del suelo; si el suelo compactado se encuentra con dicho porcentaje de humedad se alcanzan mejores densidades. Cuando se desea compactar un suelo con la mínima energía posible, entonces es necesario que el mismo se encuentre inicialmente lo más próximo posible a la humedad óptima.

En el caso de la compactación de suelos arcillosos, no es necesario que se encuentren inicialmente a la humedad óptima. En arcillas se obtienen mejores resultados cuando el contenido de humedad es ligeramente superior al límite plástico. Si la humedad es mucho mayor, la arcilla tiende a pegarse al rodillo pata de cabra o bien éste se hunde en el terreno. Si la humedad es mucho menor, los terrones de arcilla no se deforman.

• La cantidad y el método de aplicación de la energía de compactación

La cantidad de energía aplicada al compactar un suelo y el método de compactación inciden en los resultados que se obtienen. El método y la energía de compactación dependen de la maquinaria que se utiliza.

7.5.2 Máquinas para compactación de suelos en la construcción de lagunas de estabilización

7.5.2.1 Rodillos pata de cabra

Los apisonadores pata de cabra presentan una superficie de rodillo con protuberancias salientes troncocónicas.

Este tipo de rodillos compacta mediante presión estática produciendo un efecto de amasado que proporciona muy buenos resultados para suelos arcillosos. Los compactadores pata de cabra pueden ser autopropulsados, o bien ser rodillos independientes que son arrastrados por un tractor, de la misma manera que cualquier otro accesorio.



Figura 7- 3: Rodillo pata de cabra

Al pasar este rodillo sobre el suelo no compactado las protuberancias se hunden, ya que el suelo sin compactar ofrece poca resistencia en la primera pasada del rodillo. Todo el peso del rodillo se concentra en las protuberancias troncocónicas, ejerciendo entonces presiones estáticas muy grandes en las capas inferiores del suelo. Cuando se vuelve a pasar el rodillo por la misma superficie las protuberancias salientes del rodillo se profundizan menos, ya que el suelo adquirió mayor resistencia, hundiéndose no en el suelo ya compactado, sino en la capa de arriba, compactándola. Este tipo de compactación se produce entonces desde las capas inferiores hacia las superiores ejerciendo un efecto de amasado en el suelo.

Luego de algunas pasadas sobre la capa de suelo no se aprecia mejora alguna. Las protuberancias troncocónicas del rodillo no se hunden en el suelo ya compactado, que ha adquirido resistencia debido a las anteriores pasadas de la maquinaria.

La superficie del suelo quedará siempre distorsionada en sus primeros 6 cm, por lo que hay que colocar una nueva capa de material y volver a compactar con rodillo liso, logrando una terminación adecuada.

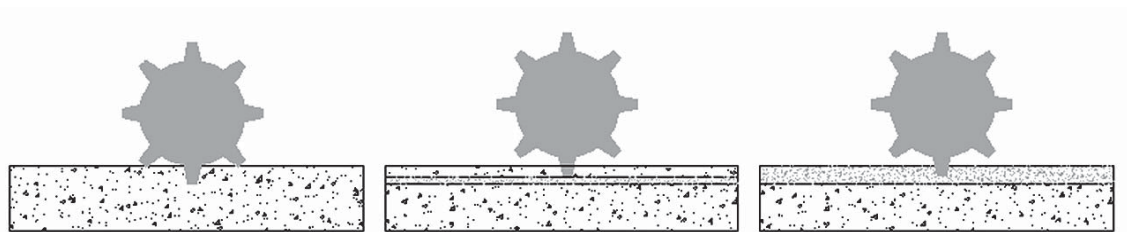


Figura 7- 4: Inserción de las protuberancias salientes del rodillo en el suelo.

Este tipo de compactación da buenos resultados en suelos cohesivos sin piedras, especialmente en arcillas. Proporciona las concentraciones de presión y el efecto de amasado necesarios para disgregar los grumos existentes en las arcillas, compactando con pocas pasadas.

Para compactar un suelo, el mismo se debe agregar (tender) por capas. Es conveniente que cada capa tenga entre 10 cm y 20 cm de espesor. Estas recomendaciones son a fin de facilitar la penetración de las protuberancias de los rodillos en el terreno.

El rodillo pata de cabra, además de ser la maquinaria más adecuada para compactar suelos arcillosos, presenta una ventaja adicional para la realización de terraplenados en general y especialmente terraplenados impermeables: la superficie que deja el rodillo es una superficie que presenta huellas, logrando no hayan superficies lisas o de poco rozamiento, lo que evita el deslizamiento de terraplenes y el pasaje de agua.

7.5.2.2 Apisonadoras de rodillos lisos

Su efecto de compactación alcanza muy poca profundidad en suelos cohesivos. Estas máquinas son muy empleadas en la compactación de agregados del asfalto, lo que hace que la mayoría de las empresas que trabajan en obras viales usualmente posean una, y que por lo tanto la tengan disponible para usarla en compactación de suelos, aún en casos en que no es muy adecuada.

Frecuentemente se utilizan para el acabado superficial de las capas compactadas mediante otro tipo de maquinaria, dando una terminación lisa y prolija.



Figura 7- 5: Apisonadora rodillos lisos

7.5.2.3 Compactadores de ruedas neumáticas

Son compactadores con un rodillo neumático, el que admite diferentes presiones. Este rodillo no es liso, sino que tiene una huella similar a la de los neumáticos comunes.

Este tipo de compactadores trabajan principalmente por efecto de la presión estática que se produce debido a su peso, pero hay un segundo efecto de amasado debido a la huella de los neumáticos.



Figura 7- 6: Apisonadora ruedas neumáticas

Los compactadores de ruedas neumáticas son adecuados para compactar suelos arenosos con finos poco plásticos. Esto es porque no existen grumos cuya disgregación requiera grandes presiones, tales como las que proporciona el rodillo pata de cabra. En limos poco plásticos, los rodillos neumáticos resultan también eficientes, mientras que los rodillos pata de cabra tienen resultados menos satisfactorios.

7.5.2.4 Cantidad de pasadas

El grado de compactación lograda en los suelos utilizando los diferentes equipos depende de la cantidad de pasadas del equipo sobre el suelo.

La relación entre el incremento del peso específico seco y la cantidad de pasadas del equipo es muy importante al inicio de la compactación, pero al aumentar la cantidad de pasadas esta relación disminuye. Las primeras pasadas compactan muy rápidamente el suelo, mientras que las últimas lo compactan muy poco.

Los requisitos de compactación: peso del equipo y número de pasadas, quedan determinados a partir del peso específico seco que se quiera lograr. El equipo a usarse para lograr la compactación dependerá de tal valor, del contenido de humedad y del tipo de suelo.

En la Figura 7- 7 se observa como varía el peso seco por unidad de volumen de distintos suelos, al aumentar el número de pasadas sucesivas con rodillo de pata de cabra.

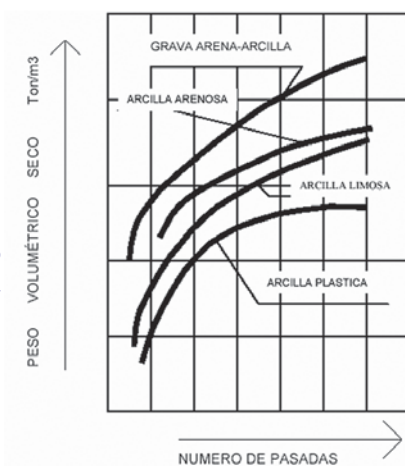


Figura 7- 7: Relación del número de pasadas respecto al peso volumétrico seco (densidad seca) para distintos suelos

Debido a que la cantidad de pasadas necesarias para llegar a cierto valor de densidad seca depende de la maquinaria y el tipo de suelo, es recomendable realizar un ensayo de compactación in situ en cada obra utilizando la maquinaria particular que se empleará en ella. Este tipo de ensayo se realiza en obras de tamaño tal que justifique el costo.

Con el mismo suelo de la obra se compacta variando la cantidad de pasadas y se determina exactamente cuántas pasadas se deben realizar a fin de compactar hasta la densidad seca requerida. Las obras de lagunas para tratamiento de efluentes de tambo no tienen usualmente suficiente porte como para amortizar los costos de este tipo de ensayos. Se debe entonces apelar a la experiencia y consultar la bibliografía. Generalmente se logra una buena compactación con 5 a 20 pasadas, según el caso.

Tipo de suelo	Presión de contacto (kg/cm ²)	Área de contacto (cm ²)	Nº de pasadas
Arena arcillosa	17,5	43,75	9
	31,5	43,75	9
Arcilla limosa	17,5	43,75	8
	35,0	43,75	8
	52,5	43,75	8
Arcilla poco plástica	8,7	87,5	12
	26,2	87,5	12

Tabla 7- 3: Rodillos pata de cabra: efecto de la presión de contacto en el peso volumétrico seco (densidad seca) máximo. En todos los casos el espesor de la capa compactada fue de 15 cm

7.6 Construcción de lagunas

La zona de implantación de las lagunas debe ser objeto de la limpieza del terreno y el replanteo de las obras.

Una vez construidas las unidades, el sitio debe quedar cercado para evitar el acceso de animales con los consiguientes riesgos que esto implica.

El diámetro del colector de entrada, interconexión entre lagunas y salida debe ser no menor a 160 mm. De tratarse de tramos cortos de tubería, las pendientes mínimas son de 1,5 %.

7.6.1 Construcción de terraplenes

En el diseño de lagunas se considerarán taludes interiores de 1V:2H para evitar la erosión de los mismos; esta relación puede ser mayor aún en la horizontal si el suelo resulta inestable. Para el talud exterior usualmente se toman valores de 1V:1,5H o más empinado (hasta 1H:1V), ya que esta zona irá protegida con césped al igual que la faja sobre el nivel de agua en el lado húmedo.

El césped no debe llegar por debajo de la superficie del agua, pues crearía un hábitat para larvas, caracoles y otros tipos de animales. Deberá mantenerse una faja desnuda entre el césped y el nivel del agua, de no menos de 0,20 m.

Para evitar la erosión de los taludes se pueden colocar losetas de hormigón o de suelo cemento en el perímetro a la altura del pelo de agua. Eventualmente se puede colocar un enrocado de piedra sobre el talud interior, especialmente donde puedan provocarse pequeñas perturbaciones del nivel de agua (20 a 30 cm por encima y por debajo del pelo de agua de diseño), debiéndose alcanzar un espesor mínimo del empedrado de 15 cm.

7.6.2 Impermeabilización del fondo

En lo relativo a la impermeabilización de suelos, cabe destacar que resulta necesario conocer la naturaleza del material de la zona y determinar si cumple con las características necesarias. Si esto no ocurre, deberá manejarse la posibilidad de transportar material de aporte de otro lugar, estabilizar el material del lugar adaptándolo a las condiciones deseadas, o bien utilizar membranas plásticas impermeables que cumplan con determinadas especificaciones técnicas.

El fondo de las unidades debe ser impermeabilizado por medio de una capa de arcilla compactada de no menos de 0,30 m de espesor a partir de material del lugar o transportada de un sitio cercano. A primera vista no parece mucho, pero si en un sistema de lagunas se tiene un área de 1000 m² a proteger, se requiere para ello obtener un volumen (compactado) de 300 m³ de revestimiento de arcilla.

Luego de considerar una arcilla como potencialmente apta para realizar la impermeabilización del suelo, es necesario clasificarla a partir de ensayos para asegurar una conductividad hidráulica menor a 10⁻⁶ cm/s. Para ello deben ser arcillas tipo A-7-5 o A-7-6 (AASHTO) de acuerdo a la categorización de la American Association of State Highway and Transportation Officials, correspondientes a las arcillas y limos más plásticos de esa clasificación.

Los revestimientos de polietileno y de vinilo han sido utilizados en algunas ocasiones y dan buenos resultados, pero su costo resulta relativamente alto para países en desarrollo como el nuestro. Si esta clase de impermeabilización es utilizada, usualmente debe revestirse tanto el fondo como los taludes. Los bordes del forro avanzan hacia la corona del dique, donde deben ser fijados en forma segura por obreros calificados y con procedimientos específicos para ello.

7.6.3 Estructuras de ingreso

La experiencia indica que la estructura de ingreso más adecuada depende del tipo de laguna de que se trate. En lagunas anaerobias la entrada más usual es sumergida (a por lo menos 0,5 m del pelo de agua de diseño) para evitar la rotura de la costra superficial, y así la posible aireación del líquido que resulta contraproducente para el tratamiento anaerobio. En lagunas facultativas ocurre lo contrario, ya que éstas se ven favorecidas por el fenómeno de aireación promovido por la entrada sobre el nivel del agua.

Dentro de los argumentos a favor de las tuberías sumergidas son su bajo costo y sencillos métodos de construcción. Un argumento en contra es el asentamiento de lodo al circular caudales bajos con la consecuente posible obstrucción de la tubería

Cuando se opta por tuberías de entrada sumergidas, es deseable que terminen en una pieza T apuntada hacia arriba, de forma de facilitar una eventual desobstrucción.

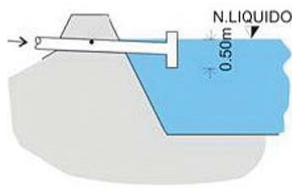


Figura 7- 8: Posible esquema de entrada a laguna anaeróbica
(Fuente: Pittamiglio, DINAMA, CONAPROLE, 2004)

Con frecuencia las tuberías de entrada descargan sobre una losa de hormigón de aproximadamente 1 m de diámetro o de lado cuando van sumergidas, y en el caso de ingresos sobre el nivel del agua descarga sobre un revestimiento de piedra u hormigón de aproximadamente 1 m x 1 m justo debajo de la boca de la tubería, para evitar la socavación del talud y el fondo de la laguna por la acción permanente del flujo entrante.



Figura 7- 9: Posible esquema de entrada a laguna anaeróbica

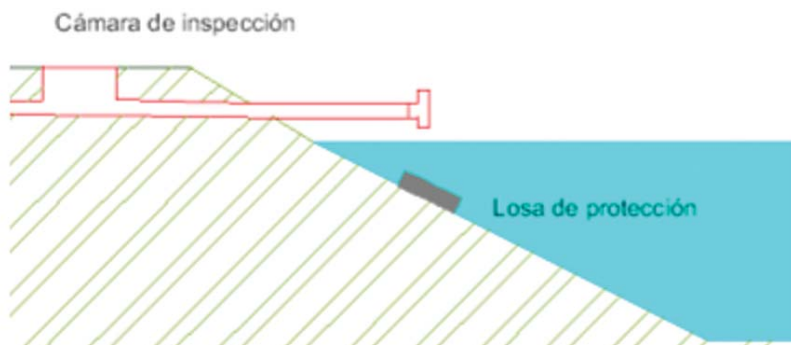


Figura 7- 10: Posible esquema de entrada a laguna facultativa

7.6.4 Tuberías de interconexión

Las tuberías de interconexión se utilizan para transferir el efluente de una laguna a otra en casos donde se operan dos o más unidades en serie, tal como de una laguna anaeróbica conectada a una facultativa o una facultativa conectada a otra de iguales características.

En muchos casos una tubería que atraviesa el dique bajo el nivel del espejo de agua es suficiente para establecer una interconexión adecuada. En esta circunstancia el nivel del agua en ambas lagunas mostrará una diferencia igual a la pérdida de carga causada por la tubería de interconexión. Si el tramo de tubería resulta de todos modos bastante largo, es conveniente colocar una cámara de inspección entre lagunas para facilitar el mantenimiento.

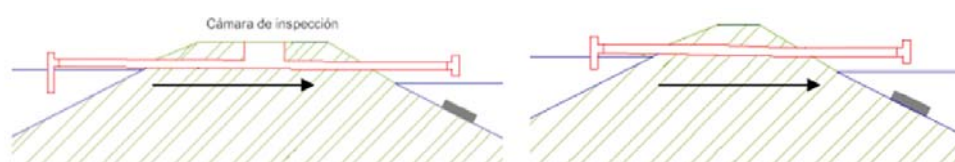


Figura 7- 11: Esquemas de interconexión entre laguna anaeróbica y laguna facultativa

Si la tubería interconectada está un tanto por debajo del nivel del agua en ambos extremos, por ejemplo a 0,30 m o más, formando una “T” en los extremos, no es necesaria ninguna protección especial para evitar que el material flotante penetre en la segunda laguna.

A veces también se agrega una “T” a la boca de entrada, a fin de que llegue hasta una capa más profunda, y se facilite la desobstrucción en el caso que esto ocurra. Este dispositivo puede utilizarse para corregir fácilmente cualquier error relacionado con la altura de la salida.

7.6.5 Estructuras de salida

La estructura de salida de una laguna determina el nivel del agua dentro de ella y podrá colocarse en cualquier punto del borde, ordinariamente al pie del dique y en el lado opuesto a la tubería de entrada. Es deseable que la estructura de salida no esté enfrentada (en planta) con la de entrada, ya que de ser así, se generarían caminos preferenciales para el agua (“cortocircuitos”) que harían que las zonas útiles o activas de la laguna se redujeran, y con ellas el tiempo de retención y consecuentemente la eficiencia de la unidad.

Hay muchos tipos de salidas. Algunas contemplan el tendido de una tubería en el fondo de la laguna que atraviesa el dique. Esto permite vaciar completamente la laguna en caso necesario, pero como no se trata de una operación frecuente, en general esta previsión no se justifica demasiado.

El dispositivo de salida más sencillo consta de una tubería terminada en una T cuyo extremo inferior alcanza el punto del nivel de agua deseado y se conecta a la tubería de descarga.

Las estructuras de salida más convenientes, especialmente en lagunas facultativas, consisten en dispositivos para variar el nivel del agua con fines operativos. Por ejemplo, disminuyendo el nivel en 0,50 m se facilitará enormemente la eliminación de maleza y reparación de los taludes erosionados.

Tal dispositivo de salida puede consistir simplemente en una caja cuadrada vertical cuya base repose sobre el fondo, al pie del dique, y su extremo superior sobresalga sobre el nivel del agua. Uno de los lados de esta caja se construye parcialmente y se colocan planchas de contención (que suelen materializarse con tablonés), que pueden ponerse o quitarse a voluntad, a manera de un vertedero de altura variable.

Se recomienda la instalación de una pantalla alrededor del dispositivo de salida para impedir que penetre materia flotante y espuma en el efluente, así como también para evitar la salida de algas, huevos y quistes de parásitos.

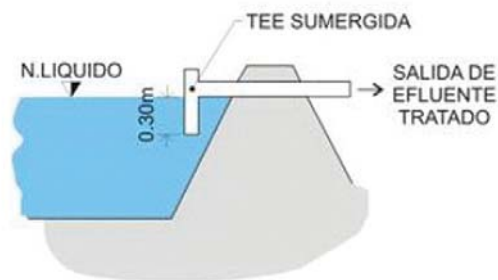


Figura 7- 12: Salida de la última laguna (Fuente: Pittamiglio, DINAMA, CONAPROLE, 2004)

Es aconsejable colocar a la entrada, interconexión y salida de las lagunas cámaras de inspección, de forma de proveer al sistema de puntos de acceso para solucionar posibles obstrucciones en las tuberías.

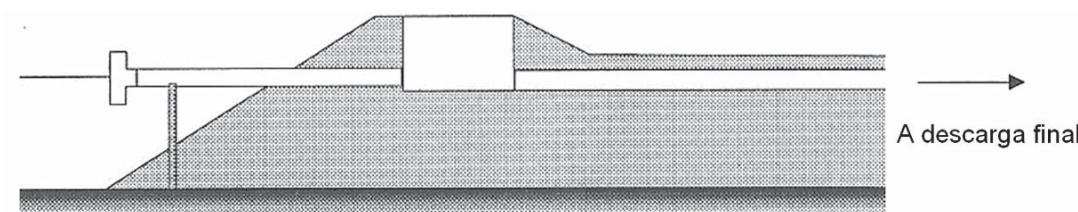


Figura 7- 13: Cámara de inspección en la salida

7.7 Verificaciones mínimas en obra

En el caso de la construcción de lagunas, deberán hacerse como mínimo dos controles: impermeabilización del fondo y compactación de taludes.

En el caso de sistemas que impliquen colocación de tuberías, deberán verificarse las pendientes finales y la calidad final del talud una vez colocadas (garantizar que no queden caminos preferenciales que faciliten las filtraciones).

Cuando se construyen cámaras, deberá verificarse la estanqueidad y calidad de la terminación interior (lustrado).

Si hay otras obras de hormigón, y en especial si requieren armaduras, deberá controlarse el recubrimiento mínimo resultante.

Estas verificaciones pueden realizarse en parte en laboratorio (con extracción de muestras para verificar calidad de impermeabilización y de compactación de taludes) y mayoritariamente in situ.

Salvo que el porte de las obras lo amerite, la opción más expeditiva parece ser contar con personal calificado para realizar estas verificaciones in situ, pero a la vez comprometer a las empresas contratistas a presentar sus propios controles de calidad de las obras realizadas.

7.7.1 Ensayos a realizar a fin de verificar la buena calidad del terraplén.

Las características que se busca que un suelo tenga luego de compactado tales como permeabilidad y resistencia se verifican en laboratorio mediante ensayos.

Realizar estos ensayos lleva tiempo: se requiere tomar la muestra, transportarla al laboratorio, realizar el ensayo y comunicar el resultado a la obra.

Los ensayos se realizan durante la construcción a fin de evaluar lo que se está construyendo. Si los ensayos no dan los resultados esperados se deben modificar los procedimientos constructivos. Es entonces importante conocer los resultados de los ensayos tan rápido como sea posible, para poder implementar las modificaciones necesarias inmediatamente.

Si se realizan ensayos complejos, cuando el resultado llega a obra es posible que la misma haya finalizado sin haber entonces sabido a tiempo qué se requería para modificar los procedimientos constructivos. Esto hace que se busque realizar ensayos lo más rápidos y simples posibles referidos a una característica del suelo fácil y rápida de cuantificar en campo, y que tenga una relación directa y confiable con las características deseadas (permeabilidad y resistencia). Esta característica sirve entonces de control de la calidad de la obra. Al conocer el resultado del ensayo rápidamente, de ser necesario se está a tiempo de modificar los procedimientos constructivos utilizados.

Se considera que el peso volumétrico es una propiedad del terreno que cumple con las características buscadas. Entonces lo que se comunica al contratista como meta de la obra, y lo que se controla en la obra es el peso volumétrico seco (densidad seca) y no la resistencia o la permeabilidad.

Para conocer a qué densidad seca se debe llegar como meta en la obra, se debe realizar previamente en laboratorio un ensayo Proctor del suelo a emplear, a fin de determinar la densidad máxima seca del mismo.

Se define como Grado de Compactación (GC) de un suelo a la relación en porcentaje entre la Densidad Seca alcanzada en obra y la Densidad Máxima Seca obtenida en laboratorio para el mismo suelo. El suelo con el que se realice la prueba de compactación en laboratorio debe ser representativo del que se utilizará en obra.

$$GC(\%) = \frac{\text{Densidad seca del suelo in situ}}{\text{Densidad máxima Seca}} \times 100$$

El control en obra se hace generalmente realizando ensayos de determinación del GC y comparando sus resultados con el porcentaje recomendado.

Para el terraplén la compactación no debe ser inferior al 90 % de GC, siendo recomendable valores de GC de aproximadamente el 95 %.

Para determinar la Densidad Seca en obra, los siguientes métodos son los más utilizados:

- Método del cono de arena.
- Método Voluster o balón de agua

Método del cono de arena

Mediante este método se busca conocer el volumen y el peso seco de una muestra de suelo.

Para obtener la muestra se excava en el suelo ya compactado un hueco de aproximadamente 15 cm de diámetro por 15 cm de profundidad.

Para conocer el peso húmedo (PH) de la muestra se pesa el suelo extraído. Para conocer el peso seco de la muestra se seca el suelo extraído en horno o microondas y se vuelve a pesar (PS).

Para conocer el volumen de la muestra se utiliza un cono y un recipiente lleno de arena. Esta arena es estandarizada, tiene granos uniformes, por lo que se conoce la densidad de la misma. Se coloca el cono de arena sobre el hueco dejado por la excavación y se rellena el hueco dejando caer la arena desde el cono.



Figura 7- 14: Método del cono de arena

Pesando la cantidad de arena existente en el cono antes y después de haber rellenado el hueco y conociendo la densidad de la arena se conoce entonces el volumen del hueco (V).

Se obtiene con estos datos el porcentaje de humedad ($\% w$), $\% w = \frac{PH - PS}{V}$ y también se puede calcular el peso unitario seco (PUS), $PUS = PS/V$.

La densidad obtenida se compara con la densidad máxima Proctor (que debió ensayarse antes en laboratorio), obteniendo el Grado de Compactación del suelo.

135

Para calcular el volumen de suelo en vez de arena se puede utilizar agua. Este método se denomina Método del balón de agua o Voluster. El método Voluster es similar al anterior, pero en vez de emplear arena para medir el volumen de la cavidad, se utiliza un recipiente deformable (por ejemplo, bolsa de nylon) con agua. Se coloca una bolsa flexible en el hueco dejado por la excavación y se mide el volumen de agua necesario para llenar dicha bolsa. De esta forma se calcula el volumen del hueco.

8. REUSO DE EFLUENTES GANADEROS

8.1 ¿Qué es el reuso?

El reuso del agua es el aprovechamiento de las aguas residuales tratadas en algún uso compatible con su calidad. El reuso puede hacerlo quien generó el efluente, en uno o varios de sus procesos o servicios menos exigentes en calidad, o bien un usuario diferente, si las condiciones son adecuadas para ello (por ejemplo, que se pueda conducir el líquido por gravedad hasta el sitio o sitios donde va a ser aprovechada, usualmente para riego).

137

Se habla de recirculación cuando se efectúa la reutilización de aguas residuales tratadas en la misma actividad que las generó.

El reuso es una práctica frecuente en países en los cuales el agua es valorada económicamente y en los cuales no existe una disponibilidad natural, u oferta hídrica suficiente. Cuando la demanda de agua excede la oferta de la fuente existente, el reuso se torna una actividad prioritaria.

Las características de las aguas residuales en la mayoría de los casos son tales que su uso directo conlleva riesgos importantes para la salud o para la eficiencia de los procesos productivos e industriales. Es por ello que el tratamiento de los efluentes y las prácticas adecuadas de reuso están estrechamente relacionados.

El reuso de aguas no implica la utilización de agua de mala calidad; considera por el contrario, una adecuación de las aguas residuales a una calidad tal que su uso no afecte la salud humana ni al ambiente. Las aguas residuales deben ser tratadas por diferentes procesos, hasta cumplir con los requerimientos necesarios para ser reutilizadas.

Con el reuso se busca reducir la demanda sobre las actuales fuentes de suministro de agua, además de poder significar una forma de disposición final del efluente. Esta reducción contribuye a la postergación de importantes inversiones en los sistemas de captación y distribución de aguas crudas. El reuso logra la reducción de los volúmenes de agua captada de corrientes o cuerpos de aguas naturales y simultáneamente minimiza o elimina cargas contaminantes que antes se vertían a cursos de agua. Se posibilita así una mayor disponibilidad de aguas naturales de mejor calidad para el consumo humano, animal y el desarrollo de los recursos hidrobiológicos.

8.2 ¿Qué formas de reuso se pueden realizar en un tambo?

En Uruguay existe poca experiencia en el reuso de efluentes de tambo; además, en algunos lugares donde se realiza, se han constatado deficiencias en esta práctica.

En primer lugar debe entenderse el hecho de que, cuando se decide realizar el reuso de efluentes, se debe estar comprometido a realizar los controles necesarios para asegurar el nivel de calidad del efluente acorde al uso que se le va a dar. Las exigencias necesarias para reutilizar el agua dependen justamente del uso final que se fije.

Entre los principales tipos de reuso se puede mencionar:

- Recirculación para lavado de pisos
- Fertirriego

8.2.1 Riesgo sanitario en el reuso de efluentes

138

El aumento de la concentración de estiércol en determinadas zonas del establecimiento productivo genera un ambiente propicio para la acumulación de agentes patógenos y vectores, en consecuencia se incrementa el riesgo de ocurrencia de enfermedades tanto para el ganado como para los trabajadores del lugar (riesgo ocupacional). Pero también puede ocurrir que algunos de esos agentes de riesgo se integren a la cadena alimentaria, generando entonces riesgos para un abanico mucho mayor de personas: los consumidores de esos alimentos contaminados.

Muchos brotes de enfermedades se asocian con el consumo de alimentos contaminados por aguas residuales que fueron utilizadas para regarlos. Por ejemplo, el primer gran brote de listeriosis en Canadá, correspondió a 41 casos donde el alimento involucrado fue el consumo de ensalada de coles que habían sido fertilizadas con estiércol ovino. En los últimos años, la salmonelosis ha adquirido importancia como zoonosis, debido a la frecuencia de casos en humanos con el animal como principal reservorio.

Otro factor a considerar es la presencia de parásitos en las aguas residuales de los tambos, ya que éstos pueden llegar a consumo humano o animal, a través del consumo de verduras crudas regadas con esta agua en el primer caso, o consumo de pasturas contaminadas con cargas parasitarias en el caso de los animales. Entre otras infecciones helmínticas cabe mencionar: ascariasis, ancylostomiasis, estrongilidiasis, trichuriasis.

Por otra parte, entre las enfermedades que pueden afectar al ganado lechero por contacto con aguas contaminadas se pueden mencionar: colibacilosis, salmonelosis, mastitis, parasitosis intestinales, coccidiosis, leptospirosis.

En lo que refiere a infestación de pasturas, las larvas infestantes generalmente se encuentran en los primeros 10 cm desde la superficie del suelo. En consecuencia, si se desea efectuar fertirriego con líquidos residuales, es deseable aplicar este líquido sobre pasturas cortas, de manera de aprovechar el efecto biocida de la luz solar sobre las larvas que aún estén presentes.

En la tabla que sigue se muestran los tiempos de supervivencia de diferentes microorganismos, indicando a qué sustrato corresponden los valores reportados:

Organismo	Ambiente	Tiempo de supervivencia
Bacillus anthracis	Aguas y aguas negras	19 días
Brucela abortus	Suelo	29-800 días
Coliformes	Sobre verdura	31 días
Coliformes	Hierbas	14 días
Coliformes	Hojas de trébol	12-14 días
Coliformes	Tomates	35 días
Coliformes	Superficie del suelo	38 días
Coliformes	A 17 °C	46-75 días
Cólera v	Hortalizas, frutas, arroz	6-29 días
Estreptococo	Suelo	35-63 días
Estreptococo	Superficie del suelo	38 días
Fabiola hepática	Heno seco	Pocas semanas
Huevo Áscaris	Vegetales	27-35 días
Huevo Áscaris	Suelo regado	2-3 años
Huevo Áscaris	Suelo	6 años
Leptospira	Agua de río	8 días
Leptospira	Aguas fecales	30 días
Micobacterium Tuberculosis	Hierbas	10-14 días
Micobacterium Turber	Suelos	2-6 meses
Salmonella	Efluente crudo sobre hierbas	6 semanas o más
Salmonella	Efluente decantado sobre trébol	12 días
Salmonella	Efluente crudo sobre la superficie del suelo	46 días o más
Salmonella	Efluente almacenado sobre la superficie del suelo	15-23 días
Salmonella Typha	Agua con humus	87-104 días
Shigella	Efluente crudo sobre hierbas	6 semanas

Tabla 8- 1: Tiempos de supervivencia de diferentes microorganismos, indicando a qué sustrato corresponden (Fuente: Manejo de Efluentes en Predios Lecheros, MVOTMA, 1998)

El reuso del efluente aplicado sobre las pasturas y explotaciones agrícolas de plantas no rastreras requiere que previamente se haya realizado la estabilización del residuo en el suelo en un término de por lo menos 30 días antes de dar entrada al pastoreo de los animales.

Si el reuso del efluente fuera para lavar los corrales de espera del establecimiento -siempre por inundación- se debe advertir que la aplicación del mismo, operaría con diferente impacto según el destino del producto lácteo, por lo que habría que realizar en cada caso el análisis correspondiente.

Si se trata de un establecimiento elaborador de quesos, resulta inaplicable el lavado de los accesos a la sala de ordeño dada la caracterización microbiológica del efluente, ya que es preciso prevenir la contaminación desde un inicio.

8.2.2 Recirculación para lavado de pisos

En el caso que se desee recircular el efluente, debe tenerse especial cuidado con el contacto del personal del establecimiento y del propio ganado con el agua de reuso, ya que de no tener las precauciones del caso podría presentarse un problema sanitario.

La recirculación implica normalmente que se deba recurrir a algún sistema de desinfección como es la adición de cloro, salvo cuando se disponga de sistemas de tratamiento que logren efectivamente remociones de patógenos importantes, como por ejemplo las lagunas de maduración construidas y operadas correctamente.

Es de señalar la importancia de una adecuada dosificación cuando se realiza desinfección con cloro, ya que se debe alcanzar cierto nivel de cloro libre en el efluente para lograr una remoción satisfactoria de patógenos. Pero a su vez se debe cuidar de no realizar una adición excesiva de cloro (sobredosificación) ya que, como esta agua retorna nuevamente al sistema de tratamiento, podría afectar o aun destruir la masa microbiana que realiza el tratamiento biológico.

Cabe destacar que la presencia de agentes patógenos no es el único parámetro a controlar, sino que también deben tenerse en cuenta el oxígeno disuelto y la carga orgánica, entre otros. Este tipo de reuso presenta la dificultad adicional de exigir más al sistema de tratamiento, ya que el “efluente del efluente” presenta mayor nivel de contaminación que el efluente proveniente del primer uso del agua.

Además, debe cuidarse de no entrar en un círculo cerrado (sin generación de efluente del sistema): los caudales de recirculación podrán oscilar entre un 10 % a un 40 %, dependiendo de la eficiencia del sistema de tratamiento y el balance hídrico considerado en el diseño. Las unidades de tratamiento deben diseñarse considerando el caudal recirculado, estimando nuevamente las tasas de aplicación sobre cada unidad para la nueva condición.

8.2.3 Fertirriego

El método de reuso de efluentes más utilizado a nivel mundial, y en particular en los tambos, es el fertirriego. Si bien requiere un control de la calidad del agua así como un monitoreo del suelo destinado para dicho fin (control de cargas de aplicación, etc.), esta forma de reuso constituye una opción interesante, comportándose como un enriquecedor de nutrientes para el suelo. En épocas de sequía puede tornarse una solución económica para paliar el problema de escasez de agua. Además, presenta la ventaja de no exigir adicionalmente al sistema de tratamiento como lo hace la recirculación.

Esta forma de reuso resulta más viable en el caso de establecimientos pequeños, debido a la elevada superficie que se requiere para que el fertirriego sea exitoso.

Dentro de las formas más comunes para la realización de fertirriego se encuentran:

- Fertirriego por aspersión
- Fertirriego superficial (gravedad)
- Fertirriego con estercolera
- Fertirriego localizado (goteo)

8.2.3.1 Fertirriego por aspersión

Los sistemas de aspersión consisten en aplicar agua a la superficie del terreno rociándola en forma de lluvia. Aunque este método requiere también un nivel bajo de sólidos, las exigencias son menores que en el caso del fertirriego por goteo.

Tanto los sistemas localizados como de aspersión requieren niveles aceptables de dureza para evitar incrustaciones en los sistemas de distribución. La aspersión presenta la exigencia adicional de un bajo nivel de microorganismos patógenos en el líquido residual tratado, ya que el mismo será esparcido en forma de aerosol, posibilitando la dispersión de los microorganismos en el ambiente. Se debe evitar la aplicación por aspersión en días ventosos.

Existen sistemas fijos y móviles. Los sistemas móviles presentan la ventaja de posibilitar la rotación de la zona regada utilizando el mismo equipo.



Figura 8- 1: Fertirriego por aspersión. Izquierda: sistema fijo; Derecha: sistema móvil

8.2.3.2 Fertirriego superficial

Este método aprovecha las pendientes del terreno, por lo que no requiere energía externa para la distribución. Se puede realizar por surcos o inundación. Ambos necesitan de un período de secado para oxidar la materia orgánica y evitar la colmatación de los poros del suelo.

También se puede realizar por escorrentía sobre laderas en cobertura vegetal. En este caso debe hacerse en terrenos de baja permeabilidad y coeficiente de retención adecuados, para proteger las aguas subterráneas.

Las exigencias para realizar esta forma de fertirriego son menores que en los casos anteriores, además de ser una solución más atractiva desde el punto de vista económico.



Figura 8- 2: Fertirriego superficial.

8.2.3.3 Fertirriego con estercolera

La aplicación con estercolera es un sistema muy utilizado en los tambos. Presenta la ventaja de permitir la alternancia de zonas, lo que es de enorme trascendencia para evitar la saturación del suelo como se detallará más adelante.

El líquido se toma de la última etapa del tratamiento o bien desde un recinto temporal donde se almacene al efluente para facilitar el llenado de la estercolera. Al igual que en el caso de aspersión, esta forma de aplicación requiere un nivel bajo de microorganismos ya que el personal que realiza la tarea se encuentra próximo a la descarga. Se debe evitar la disposición con estercolera en días ventosos.

El material extraído de las unidades de retención de sólidos no se debe verter sobre la cobertura vegetal ni tampoco el efluente crudo es apto para realizar fertirriego: se genera un riesgo sanitario importante, y además las características del suelo se modificarían, obligando a cambiar su forma de explotación.



Figura 8- 3: Fertirriego con estercolera.

8.2.3.4 Fertirriego localizado

El fertirriego localizado es de escasa aplicación para el caso de efluentes de tambos, ya que se trata de sistemas que son extremadamente sensibles a la presencia de sólidos, los que pueden obstruir los goteros. Para utilizar esta forma de aplicación se debería recurrir a sistemas de tratamiento avanzados (filtración y microfiltración), por lo que en principio se desestima para el caso de efluentes de tambo.

A continuación se presentan los rangos de sólidos suspendidos admisibles para realizar riego por goteo:

Concentración (mg/L)	Posibilidad de obstrucción de emisores de riego por goteo
< 50	Prácticamente no hay problemas.
50 – 100	Problemas leves a moderados.
> 100	Problemas graves.

Tabla 8- 2: Posibilidad de obstrucción de sistema de riego por goteo en relación a la concentración de sólidos suspendidos presentes (Fuente: South African Water Quality Guidelines)

En el caso de lograr un correcto funcionamiento, presenta la ventaja del ahorro de agua (si se utiliza para regar), además de evitar la proliferación de malezas en la zona regada.



Figura 8- 4: Fertirriego localizado

8.2.4 Parámetros a considerar para la realización de fertirriego

8.2.4.1 Control de nutrientes

El efluente de tambo ofrece una importante fuente de Nitrógeno (N), Fósforo (P), Potasio (K) y Azufre (S), pudiendo actuar como un enriquecedor de nutrientes para el suelo en la medida que sea incorporado a éste a través de criterios adecuados.

Las tasas de aplicación del fertirriego deben ser controladas para evitar la acumulación de nutrientes. Si esto no es así, en los primeros tiempos los nutrientes se incorporarán al suelo y vegetación, pero luego de un tiempo esta capacidad se verá inactivada y los nutrientes terminarán atravesando la columna de infiltración sin ser removidos.

El vertido no controlado de nutrientes al suelo puede provocar desequilibrios importantes, y eventualmente puede afectar su capacidad para fines agrícolas. Además, los nutrientes pueden llegar a las aguas subterráneas y superficiales, aumentando así la tendencia al deterioro de las mismas.

Cabe destacar la capacidad del suelo de metabolizar y/o eliminar nitrógeno y fósforo, siendo el potasio el de mayor tendencia a acumularse, debido a su ciclaje más lento en el suelo. Existen afecciones metabólicas del ganado provocadas por el pastoreo en terreno con elevados niveles de potasio. Además, su presencia en exceso inhibe la asimilación de otros minerales por los vegetales, causa daños en las semillas de germinación y reduce la calidad de los cultivos.

Sobre las bondades del potasio no cabe agregar nada ya que es conocida su aptitud como mejorador de suelos y lo que justifica su aplicación como fertilizante cuando es utilizado en forma adecuada.

Según la literatura disponible, los aportes de nutrientes realizados por el ganado presentan una alta variabilidad. Esto seguramente se relaciona con el uso de diferentes complementos alimenticios en el ganado así como las distintas características de los suelos donde se realiza el pastoreo y los mejoradores de suelo utilizados. También se presentan variaciones importantes en lo que respecta a la remoción de nutrientes a lo largo de las distintas unidades del tratamiento, siendo el potasio el que presenta menor remoción. Por ello es aconsejable utilizar valores conservadores o, en el mejor de los casos, realizar ensayos a la salida del tratamiento para poder estimar correctamente la superficie requerida para realizar el vertido.

Como se explicó anteriormente la tasa de aplicación de nutrientes debe estar controlada. A continuación se presentan valores de referencia máximos.

	N	P	K
Kg/ha/año	150	45	65

Tabla 8- 3: Tasas máximas de aplicación al terreno (Fuente: Effluent Management Extension)

144 Estos valores podrán ser ajustados dependiendo de las características de cada suelo y del cultivo y el uso o no de fertilizantes, a partir de criterios agronómicos.

El aporte anual de nutrientes puede ser estimado a partir de las concentraciones y caudales del efluente del sistema de tratamiento de potasio, fósforo total y nitrógeno total. Determinada la carga a ser aplicada, se adopta para cada parámetro una tasa de aplicación menor a la presentada en la tabla anterior, y finalmente se calcula el área de terreno para realizar el fertirriego.

El elemento que requiera la mayor cantidad de área para su disposición será el que determine la superficie efectiva de fertirriego. El potasio es en general el nutriente que determina la superficie de infiltración, debido a la baja remoción que ocurre en las unidades de tratamiento.

$$Tasa\ de\ aplicación\ (kg\ / ha\ / año) = \frac{Concentración\ efluente\ planta\ (kg\ / m^3) * Caudal\ (m^3\ / día) * 365}{Área\ de\ fertirriego\ (ha)}$$

Aún no se han hecho comentarios sobre el cuarto nutriente mencionado al comienzo, que es el azufre (S). Este compuesto presenta la tendencia a formar sales a partir del sulfato y por ello el control del mismo se hará a través del contenido de sales. El sulfato en general no está regulado en la normativa internacional sobre calidad de aguas para riego. Éste contribuye a la salinidad del agua de riego junto con los iones sodio, calcio, magnesio, cloruros y bicarbonatos. Además, el sulfato contribuye a la conductividad y sólidos disueltos del agua, parámetros de calidad de aguas que sí están regulados en la normativa internacional. Se ha constatado la correlación existente entre problemas de infiltración al terreno y elevado contenido de sales.

Por lo tanto el azufre, no resulta ser un limitante para realizar fertirriego; pero sí lo es como potencial formador de sales que en su mayoría se presentan disueltas, salvo las formadas con algunos metales pesados que no aparecen significativamente en el efluente de tambo. De aquí es que este parámetro será controlado a través de los sólidos suspendidos totales y la conductividad eléctrica, como se realiza con las sales en general.

8.2.4.2 Control de patógenos

La calidad del efluente de tambo obtenida a través de sistemas convencionales de tratamiento, como los que se manejan en este Manual, no alcanza los estándares internacionales de reuso en fertirriego de cultivos ni pasturas.

Una alternativa para la reducción del contenido bacteriológico previo a realizar fertirriego de pasturas es la construcción de lagunas de maduración. Estas unidades tienen como fin principal el decaimiento bacteriano, y para su diseño se debe tener como horizonte alcanzar un valor máximo de 100 ufc/100 mL.

El proceso se realiza en unidades de baja profundidad ($\leq 1,20$ m) con tiempos de retención del entorno de los 7 días, donde la remoción de patógenos ocurre a través de la capacidad biocida de los rayos solares. Para esto se debe lograr una penetración total de los mismos hasta el fondo de la laguna, por lo que, cuando el líquido ingresa a dichas unidades, debe haber alcanzado un nivel importante de remoción de turbiedad, sólidos y materia orgánica. A la entrada a una laguna de maduración es deseable que la DBO_5 sea tan baja como sea posible, ya que se trata de una unidad de muy baja profundidad y podría rápidamente ser invadida por vegetación hidropónica, perdiendo su funcionalidad.

Igualmente la utilización del terreno para pastoreo requiere de tiempos suficientes de descanso, para propiciar la muerte de los organismos patógenos en la superficie del suelo (por lo menos 30 días antes del ingreso de ganado al área regada).

En lo que respecta al uso de cloro como desinfectante al final del tratamiento, es de señalar el límite establecido por la EPA de 1 mg/L de cloro residual libre para no afectar a los cultivos.

8.2.4.3 Control de sales

El exceso de sales es una de las mayores preocupaciones en la reutilización del agua para fines agrícolas. El alto contenido de sales presentes en el agua supone un aporte de éstas al suelo que sustenta la planta, afectando la productividad del cultivo, degradando la estructura de la tierra y generando problemas de contaminación en las aguas subterráneas.

La conformidad del agua reciclada para su utilización en riego en relación con el contenido en sales dependerá de los siguientes factores:

- Tolerancia a la concentración de sales del cultivo que se trate.
- Características del suelo sometido a regadío.
- Condiciones climáticas.
- Gestión del suelo y agua.

En general el agua reciclada con fines de regadío debe tener un bajo-medio nivel de concentración en sales que pueden ser estimadas a través de la conductividad eléctrica; ésta debe ser del orden de 0,6 a 1,7 dS/m (dS = decisiemens).

Especial precaución debe tenerse en las zonas costeras, donde la intrusión e infiltración de agua del mar en el agua que es bombeada de pozos cercanos puede ocasionar un grave riesgo de salinidad en las aguas. Algunas normativas internacionales como la EPA controlan este parámetro a través de los sólidos disueltos, estableciendo los siguientes criterios:

Nivel de Riesgo	Sólidos Disueltos Totales (ppm o mg/L)	Conductividad dS/m o mmhos/cm
Ninguno	< 500	< 0,75
Ligero	500 – 1000	0,75 – 1,5
Moderado	1000 – 2000	1,5 - 3
Severo	> 2000	> 3

Tabla 8- 4: Riesgo de salinidad en relación al contenido de sólidos disueltos totales y conductividad (Fuente: EPA)

8.2.4.4 Medición del contenido de sales

La concentración de sales se mide mediante la cantidad total de sólidos disueltos en el agua en miligramos de sal por litro de agua (mg/L) o gramos de sal por metro cúbico de agua (g/m^3) (recordar: $\text{mg/L} = \text{g/m}^3 = \text{ppm}$).

La concentración de sales también se puede medir mediante la conductividad eléctrica del agua de riego (EC_i). Cuanto mayor sea la cantidad de sales disueltas en el agua, mayor será el valor de la conductividad eléctrica. La conductividad eléctrica se expresa normalmente en milimhos por centímetro (mmhos/cm), en deciSiemens por metro (dS/m) o en microSiemens por centímetro ($1 \text{ dS/m} = 1000 \mu\text{S/cm}$).

146

La relación entre la concentración de sales (C) y conductividad eléctrica (EC) es aproximadamente $C = 640 \text{ EC}$.

Otra manera de estimar la concentración de sales es mediante la medida de la conductividad eléctrica del agua extraída de una muestra saturada de suelo (EC_e).

La relación aproximada entre la conductividad eléctrica del agua de riego (EC_i) y la salinidad del suelo es $\text{EC}_e = 1,5 \text{ EC}_i$, si existe alrededor de un 15 % de agua suministrada para drenaje alrededor de la zona de la raíz de la planta.

8.2.4.5 Sodio y RAS

Altos contenidos de iones de sodio en las aguas que se emplearán para realizar fertirriego afectan la permeabilidad del suelo y causan problemas de infiltración. Esto es porque el sodio, cuando está presente en el suelo, es intercambiable por otros iones. El calcio y el magnesio son cationes que forman parte de los complejos estructurales que forman el suelo generando una estructura granular apropiada para los cultivos. El exceso de iones de sodio desplaza el calcio (Ca) y magnesio (Mg) y provoca la dispersión y desagregación del suelo. El suelo se vuelve duro y compacto en condiciones secas, y reduce la infiltración de agua y aire a través de los poros que conforman el suelo.

Este problema está también asociado al contenido de sales y con el tipo de suelo. El sodio, que se controla a través de la RAS (Relación de Absorción de Sodio), es independiente de la concentración de sales a pesar de tener efectos similares en la degradación del suelo. En lo que respecta al tipo de suelo, es de señalar la mayor tolerancia que presentan frente al sodio los suelos arenosos ya que éstos tienen una gran superficie de drenaje, a diferencia de otros suelos más compactos.

La RAS expresa la relación entre los iones de sodio, y el calcio y magnesio existentes en el suelo.

Altos contenidos en sodio (Na) pueden generar graves problemas, especialmente cuando el nivel de infiltración es reducido (conductividad hidráulica mínima) hasta niveles menores de la cantidad mínima necesaria para permitir la disponibilidad y absorción de agua por la planta. Otros problemas de los cultivos causados por un exceso de sodio son la formación de incrustaciones de semillas, malas hierbas, erosión del suelo, escasez de oxígeno y nutrientes disponibles para las plantas.

El agua de reuso puede ser una fuente de exceso de sodio en el suelo comparado con otros cationes como Ca, K, Mg, y por lo tanto debe ser controlado adecuadamente.

Control	RAS	Notas
Ninguno	< 3,0	Sin restricciones en el uso de agua de reuso para regadío.
Ligero a moderado	3,0 a 9,0	De 3 a 6 ciertos cuidados a tener en cuenta en cultivos vulnerables. De 6 a 8 no aplicar en cultivos sensibles. Los suelos deben ser sometidos a muestreo y análisis cada uno o dos años para determinar si el agua es causante de un incremento de sodio.
Agudo	> 9,0	Daño severo. No aceptable.

Tabla 8- 5: Riesgo de exceso de sodio en aguas de regadío

Es de señalar el posible falseamiento de los ensayos de RAS en presencia de elevado contenido de carbonatos y bicarbonatos, existiendo expresiones correctivas para este caso.

Como se mencionó anteriormente la concentración de sales (medida como conductividad eléctrica) y el nivel de sodio medido como (RAS) son dos parámetros que informan de cosas distintas. El hecho de contar con los dos es de enorme ayuda para caracterizar el agua que se desea utilizar.

Estos parámetros tienen influencia mutua sobre la disminución de la infiltración del suelo. Para valores moderadamente altos de RAS, el nivel de sales también debe serlo; si esto no es así el daño sobre el suelo será mayor. En la siguiente tabla se esquematiza este fenómeno.

Si RAS es:	0-3	3-6	6-12	12-20	20-40
y EC (dS/m) es:					
Ninguno	>0,7	>1,2	>1,9	>2,9	>5,0
Ligero	0,7	1,2	1,9	2,9	5,0
Moderado	0,2	0,3	0,5	1,3	2,9
Severo	<0,2	<0,3	<0,5	<1,3	<2,9

Tabla 8- 6: RAS / Riesgo de salinidad en el agua de irrigación

Como se observa en la Tabla 8- 6, las aguas con muy baja salinidad se deben evitar como aguas de riego aunque sus niveles de RAS sean aceptables.

8.3 Lagunas de almacenamiento

Las lagunas de almacenamiento son unidades que permiten acumular el efluente durante un cierto tiempo, durante el cual ocurre un tratamiento inicial del mismo. Se plantean con el fin de lograr amortiguar el caudal efluente, y poder así determinar los momentos más oportunos para realizar su vertido sobre el terreno. El almacenamiento se realiza durante los períodos húmedos, con lo que se evitan inundaciones y arrastres por escurrimiento superficial del efluente. Las lagunas de almacenamiento contribuyen a evitar el escape de nutrientes del predio, y por consiguiente la pérdida de fertilidad de los suelos.

El sistema requiere la existencia de un desarenador previo a la laguna, para favorecer la preservación de los equipos de bombeo además de las unidades de retención de estiércol.

Si bien en otros países una laguna de almacenamiento en conjunto con unidades de retención de sólidos constituyen una opción adecuada para el tratamiento de efluentes, en nuestro medio este sistema por sí solo no resulta suficiente para cumplir con el estándar vigente en lo que respecta a sólidos.

Este diseño logra una digestión parcial del líquido cuyo grado no es fácilmente predecible, en la que se remueve parte de la materia orgánica y de nitrógeno. La laguna también funciona como un sedimentador, resultando en un nivel de sólidos aceptable para realizar el bombeo del sobrenadante. En la sedimentación se remueve asimismo fósforo.

Cada ciertos períodos preestablecidos en el diseño, se debe extraer el sobrenadante en tanto los lodos se acumulan en el fondo de la laguna. El período entre extracciones se selecciona procurando evitar los posibles efectos negativos que pudiera ocasionar el vertido. Previo al vertido del sobrenadante se debe estimar correctamente la superficie requerida para el vertido; esto implica efectuar controles a la salida. Puede ser necesario utilizar equipos electromecánicos para extraer el sobrenadante, así como realizar el tendido eléctrico necesario para ello.

En el diseño es necesario realizar cuidadosamente el balance hídrico de la unidad, para prever el volumen de la laguna, que resulta de adicionar el volumen de acumulación de líquido afluente (agua y estiércol) generado en el período de diseño seleccionado, un volumen para acumulación de lodos, un volumen mínimo de líquido que no puede vaciarse, y un volumen a ser acumulado como consecuencia de la diferencia entre la precipitación y la evaporación en un período determinado.

Si bien no existe demasiada experiencia en nuestro medio en lo que respecta a las lagunas de almacenamiento, éstas resultan ser una forma de tratamiento y disposición de efluentes que no debe ser descartada. Entre los aspectos de mayor importancia a tener en cuenta al optar por la utilización de lagunas de almacenamiento, se destacan:

- Asegurar que el líquido final alcance los estándares nacionales para realizar infiltración al terreno.
- Verificar las concentraciones de vertido en lo que respecta a nutrientes, sales, sodio y patógenos, para evitar la degradación de los suelos. En lo que respecta a las sales, no se deben superar los valores recomendados para realizar fertirriego (<1,7 dS/m). En lagunas de almacenamiento, normalmente este valor oscila entre 2-15 dS/m (Fuente: INTA).
- Cuidar las condiciones de vertido y preservar las condiciones sanitarias del personal y el ganado. El tiempo de espera mínimo para que los animales ingresen a pastorear a la zona en que se ha realizado el vertido del sobrenadante al terreno no puede ser inferior a 30 días.

8.4 Situación actual y criterios generales

La actual tendencia a la mejora en la gestión de efluentes de los predios lecheros permite avizorar que en un futuro no lejano se podrían alcanzar condiciones satisfactorias para la realización de fertirriego, especialmente en lo que refiere a remoción y control bacteriológico; sin embargo, aún se está muy lejos de los estándares internacionales.

Una práctica de este tipo sin los controles adecuados podría terminar desatando un problema sanitario grave, tanto para el personal del establecimiento como para el ganado, además de la posibilidad de causar impactos negativos sobre el ambiente (agua, suelos).

A la hora de planificar y ejecutar la realización de fertirriego, es necesario que el productor cuente con el asesoramiento técnico adecuado y la aprobación de la autoridad competente, para no caer en los problemas ya citados.

9. DISPOSICIÓN DEL EFLUENTE TRATADO

Las reglamentaciones de disposición final de efluentes se encuentran reguladas a través del Decreto 253/79 y sus modificaciones, cuyo control está a cargo de la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA).

9.1 Procedimiento Administrativo para tramitar la Solicitud de Autorización de Desagüe industrial (SADI)

151

La DINAMA dispone de un procedimiento administrativo para la Autorización de los Desagües Industriales. Este procedimiento se inicia con la Solicitud de Autorización de Desagüe Industrial que incluye los datos de la industria solicitante, las características del agua residual a tratar y el proyecto de la planta de tratamiento.

Posteriormente, y una vez aprobado el proyecto presentado, se construye la planta de tratamiento y se realiza un seguimiento técnico que busca que las plantas se mantengan operativas y cumplan con las normas de vertido que corresponda a su disposición final.

Se dispone así del catastro de las plantas de tratamiento de efluentes industriales del país. Se realiza un control y un seguimiento que optimiza el uso de instalaciones costosas que aseguran una mejora en la calidad de los cursos receptores, en el agua del subsuelo y en los suelos de nuestro país. Este procedimiento permite racionalizar la aplicación de los recursos de la Industria.

En forma similar es conveniente generar un procedimiento simple que ordene la información de las plantas de tratamiento de efluentes de tambos, que asegure que se tuvieron en cuenta los aspectos más importantes que deben ser analizados antes de la construcción de las obras.

A efectos de realizar la instalación de un procedimiento administrativo, sería necesario incluir en una memoria descriptiva del proyecto de la planta de tratamiento de aguas residuales del tambo la siguiente información:

- N° de vacas en ordeño
- Sistema de alimentación del ganado en la sala de ordeño
- Método de limpieza
- Ubicación de la perforación de agua potable respecto al tambo
- Análisis del agua de consumo
- Información sobre el subsuelo donde se instalará el sistema de tratamiento (presencia de roca, napa freática alta, arenas, arcillas, etc.)
- Ubicación del sistema de tratamiento respecto al tambo
- Caudal efluente (estimado según consumo de agua de limpieza)
- Frecuencia de limpieza de las unidades de tratamiento y método propuesto.

También se deberán presentar los croquis de las unidades de tratamiento a construir.

9.2 Estándares de vertido a curso de agua

PARÁMETRO	ESTÁNDAR
MATERIAL FLOTANTE	Ausente
TEMPERATURA	Máx. 30°C, pero no podrá elevar la temperatura del cuerpo receptor más de 2°C
pH	Entre 6,0 y 9,0
DBO ₅	Máx. 60 mg/L
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	Máx. 150 mg/L
ACEITES Y GRASAS	Máx. 50 mg/L
SULFUROS	Máx. 1 mg/L
DETERGENTES	Máx. 4 mg/L en LAS
SUSTANCIAS FENÓLICAS	Máx. 0,5 mg/L en C ₆ H ₅ OH
CAUDAL	El caudal máximo en cualquier instante no podrá exceder 1.5 veces el caudal medio del período de actividad.
AMONÍACO	Máx. 5 mg/L en N
FÓSFORO TOTAL	Máx. 5 mg/L en P
COLIFORMES FECALES	Máx. 5000 CF/100 mL
CIANURO	Máx. 1 mg/L
ARSÉNICO	Máx. 0,5 mg/L
CADMIO	Máx. 0,05 mg/L
COBRE	Máx. 1 mg/L
CROMO	Máx. 1 mg/L
MERCURIO	Máx. 0,005 mg/L
NÍQUEL	Máx. 2 mg/L
PLOMO	Máx. 0,3 mg/L
ZINC	Máx. 0,3 mg/L

Tabla 9- 1: Estándares de vertido a curso de agua

9.3 Estándares para infiltración al terreno

a- Sólo podrá permitirse en zonas rurales.

b- Distancia mínima a cursos de agua o pozos manantiales: 50 m.

c- Distancia mínima a medianeras: 10 m.

PARÁMETRO	ESTÁNDAR
MATERIAL FLOTANTE	Ausente
TEMPERATURA	Máx. 35°C
pH	Entre 5,5 y 9,0
SÓLIDOS SEDIMENTABLES	Hasta 10 mL/L determinados en cono Imhoff en una hora.
SÓLIDOS TOTALES	Máx. 700 mg/L
ACEITES Y GRASAS	Máx. 200 mg/L
CIANUROS	Máx. 1 mg/L
ARSÉNICO	Máx. 0,5 mg/L
CADMIO	Máx. 0,05 mg/L
COBRE	Máx. 1 mg/L
CROMO TOTAL	Máx. 3 mg/L
MERCURIO	Máx. 0,05 mg/L
NÍQUEL	Máx. 2 mg/L
PLOMO	Máx. 0,3 mg/L
ZINC	Máx. 0,3 mg/L

Tabla 9- 2: Estándares nacionales para infiltración al terreno

A continuación se presentan valores medios de establecimientos nacionales a la salida de la laguna anaerobia.

Parámetro	mg/L
DBO ₅	400 (200-650)
SST	880 (500-1500)
K	404 (266-539)
PT	58 (10-105)
NT	225 (120-370)

Tabla 9- 3: Valores usuales a la salida de laguna anaerobia (Fuente: Proyecto INIA_FPTA N° 138)

Como se observa, la laguna anaerobia no logra alcanzar los valores previstos en el estándar para infiltración al terreno en lo que respecta a sólidos. La media de SST es de 880 mg/L y el estándar limita los ST en 700 mg/L (vale la pena recordar que los sólidos suspendidos totales son una fracción de los sólidos totales, de forma que no se alcanza a cumplir con el estándar).

Con una configuración de laguna anaeróbica – laguna facultativa, si se encuentran funcionando en forma correcta se deberían alcanzar los estándares nacionales en lo que respecta a sólidos para realizar infiltración, aunque se deberá verificar en cada caso pues existen sistemas de doble laguna en los que no se logra ese objetivo.

Con el efluente de la laguna facultativa se puede realizar infiltración al terreno, pero se deben efectuar los controles necesarios para realizar fertirriego de pasturas o de cultivos comestibles, ya que el líquido seguramente aún posea un elevado contenido de patógenos como para ser utilizado con ese fin.

9.4 Infiltración controlada

La infiltración controlada no es lo mismo que el fertirriego, y no debe confundirse con él. Tampoco es “infiltración controlada” el hecho de dejar escurrir libremente el líquido sobre el terreno. Para realizar infiltración controlada al terreno se debe contar con un sistema diseñado y construido a tal efecto.

La construcción de este tipo de sistemas no es tan económica como a veces se piensa, por lo que debe ser considerada como una opción más pero no adoptada sin previo análisis.

El sistema de disposición final del efluente denominado infiltración requiere de la planificación adecuada sobre un terreno prefijado según criterios agronómicos, geológicos, topográficos y ambientales, y debe ser objeto de un diseño hidráulico ajustado.

Es de señalar que esta forma de disposición no es aconsejable en zonas próximas a acuíferos, y ha de ser tomada en cuenta en el caso de no contar con cursos de agua próximos que puedan aceptar la descarga final.

Luego de determinar la zona donde se va a realizar la infiltración, ésta se deberá cercar para evitar el ingreso del ganado, ya que el sistema puede estropearse por el pisoteo del ganado. La zona indicada deberá estar a una distancia prudencial de la toma de agua, la zona de viviendas y el ganado.

Las implementaciones habituales de los sistemas de infiltración al terreno comprenden tres variantes: sistemas de baja tasa (o de infiltración lenta), sistemas de infiltración rápida y parcelas de flujo superficial. La selección suele estar basada en el área disponible, las características del suelo (profundidad, permeabilidad, distancia a la napa freática), y las pendientes del terreno.

En los tres casos las bases del diseño son el balance hídrico y las tasas de aplicación de diferentes parámetros: tasa de aplicación hidráulica, de aplicación de materia orgánica, de nitrógeno. En particular, es muy importante el diseño hidráulico de los ciclos de aplicación.

154

A título informativo, se presentan a continuación los rangos habituales de diseño de estos sistemas:

	Infiltración lenta	Infiltración rápida	Flujo superficial
Tasa hidráulica de diseño: rango (cm/año)	60-540	540-11000	300-2100
Tasa hidráulica de diseño: valor habitual (cm/año)	150	3000	900
Profundidad del suelo permeable (m)	> 0,60	> 1,50	> 0,15
Permeabilidad del suelo (mm/h)	1,5 a 500	> 50	< 5
Distancia a la napa (m)	0,90	3,0	No es importante

Tabla 9- 4: Parámetros de diseño de sistemas de infiltración

10. SITUACIÓN ACTUAL DE LOS TAMBOS EN URUGUAY

A continuación se presenta el diagnóstico de la situación de los tambos en referencia a la gestión de las aguas en los establecimientos. El interés de este capítulo radica en la capitalización de la conjunción de conocimientos a través del trabajo interdisciplinario e interinstitucional, realizado con fuerte relacionamiento con los productores, quienes tuvieron una excelente disposición para participar en este estudio.

157

También de este trabajo, que ha recibido múltiples aportes e intenta compendiar diferentes puntos de vista, surgen las oportunidades de mejora que, en un esquema de permanente avance y superación, se han identificado y se mencionan más adelante.

El hecho de que los establecimientos de los productores e instituciones participantes, cuenten con sistemas de tratamiento de efluentes operativos, ha permitido que este manual se apoye en la realidad de nuestro país y no en meras referencias bibliográficas. Un sistema de tratamiento de efluentes operativo en el tambo, demuestra un grado de conciencia y responsabilidad que merece ser ejemplo para otros productores.

10.1 Establecimientos visitados

Se realizaron diversas visitas a tambos ubicados en los departamentos de Canelones, Florida, Río Negro, San José y Colonia.

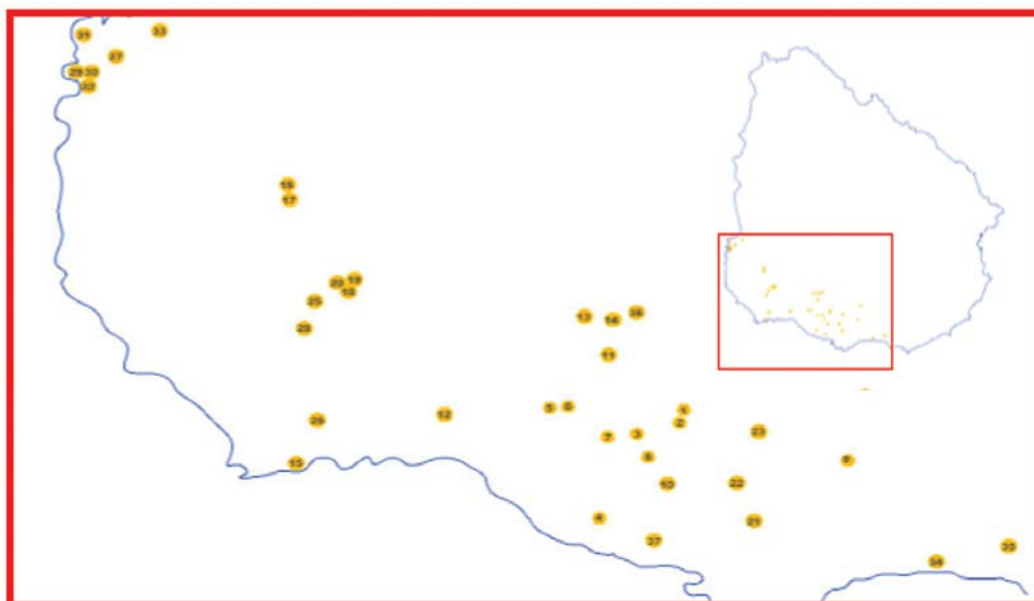


Figura 10- 1: Distribución geográfica de los establecimientos

Entre ellos, y a partir de la información obtenida, se seleccionaron 37 establecimientos considerados los más representativos. En todos los tambos se realizó una recorrida del predio acompañados por gente del lugar, donde se pudo observar y comprender el ciclo del agua dentro de cada establecimiento.

También se observó cada una de las etapas de tratamiento, y sin pretender dar un diagnóstico exhaustivo, se lograron detectar las principales fortalezas y debilidades de cada sistema en lo que respecta a diseño, operación y mantenimiento.

En la Figura 10- 2 se observa la distribución por cuencas de los establecimientos visitados.

158

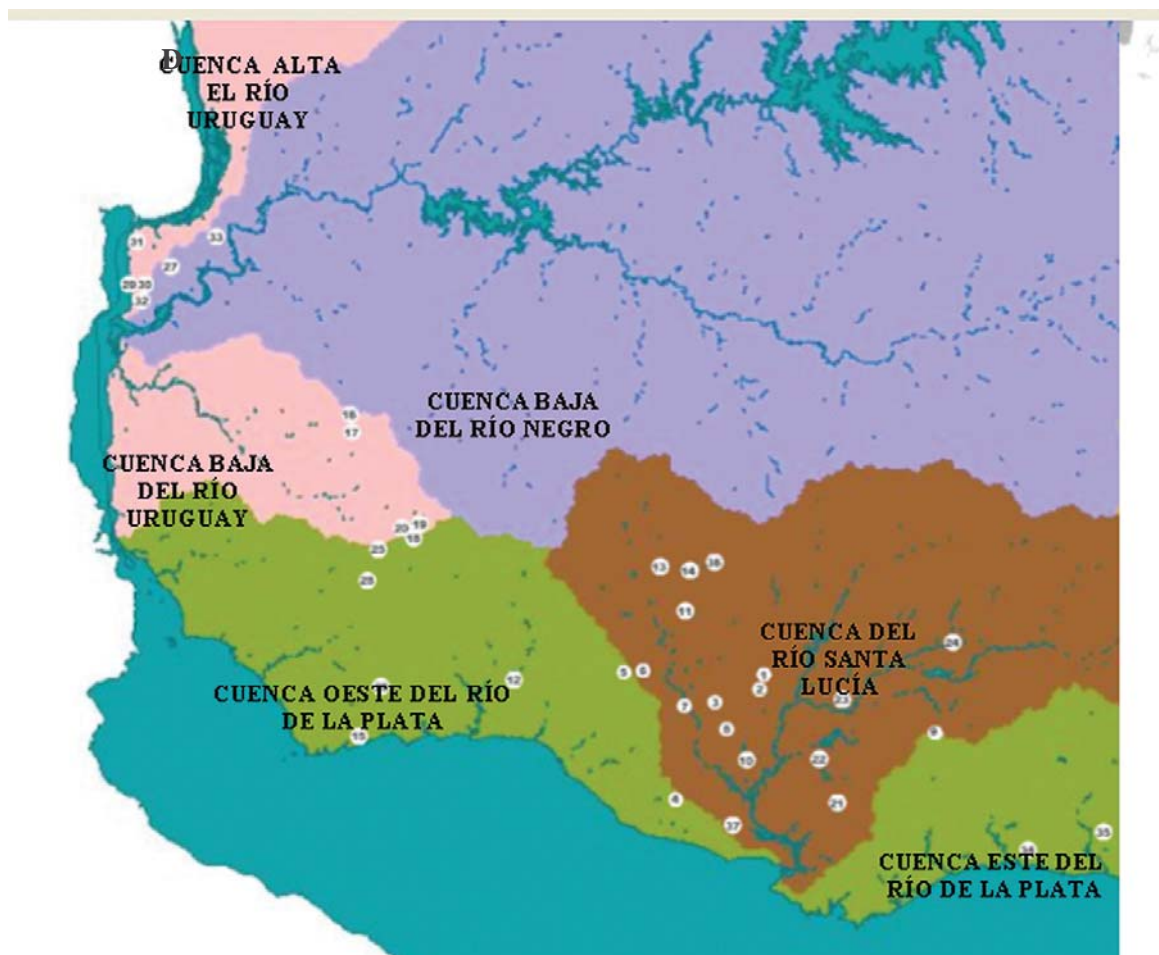


Figura 10- 2: Distribución geográfica de los establecimientos visitados en las grandes cuencas del Uruguay

Más de la mitad de los establecimientos visitados se encuentran sobre la cuenca del Río Santa Lucía.

El Río Santa Lucía es la fuente de abastecimiento de agua potable de la Región Metropolitana. Mediante la planta de potabilización y bombeo ubicada en la localidad de Aguas Corrientes, se suministra agua potable a la capital del país y a gran parte del departamento de Canelones; la población abastecida es de aproximadamente 1.700.000 habitantes.

En la Figura 10- 3 se observan las formaciones geológicas aflorantes o debajo de suelo vegetal en los establecimientos.

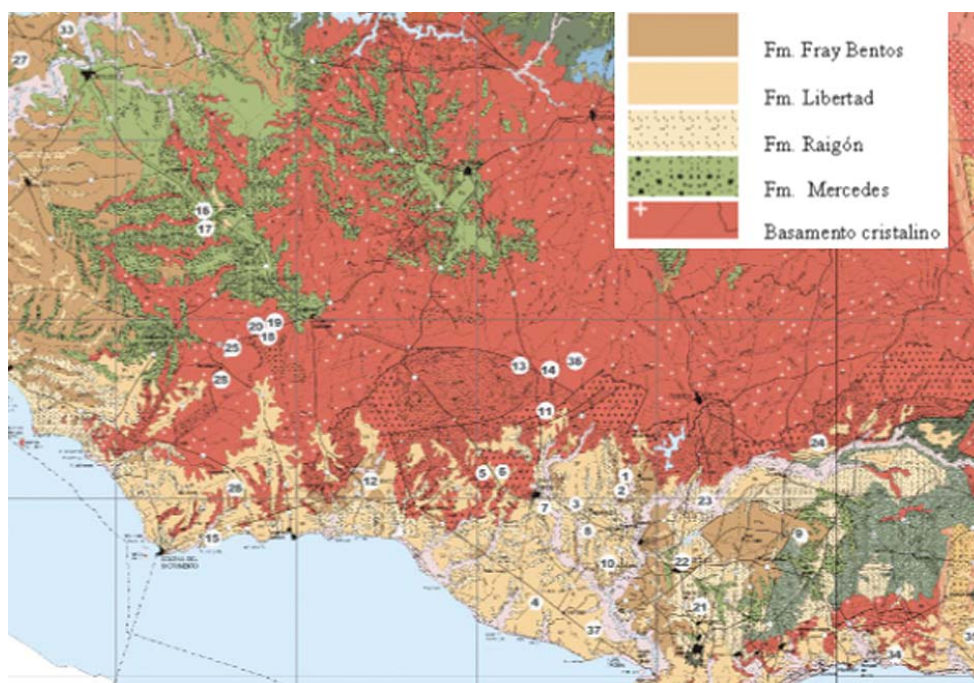


Figura 10- 3: Ubicación de los establecimientos sobre la carta geológica del Uruguay (Fuente: Cátedra de Geología, Facultad de Agronomía, UdelaR)

Nº Est.	Formación	Nº Est.	Formación	Nº Est.	Formación
1	Fray Bentos	14	Basamento cristalino	27	Fray Bentos
2	Fray Bentos	15	Raigón	28	Basamento cristalino
3	Libertad	16	Libertad/Mercedes	29	Fray Bentos
4	Libertad	17	Libertad/Mercedes	30	Fray Bentos
5	Basamento cristalino	18	Basamento cristalino	31	Fray Bentos
6	Basamento cristalino	19	Basamento cristalino	32	Fray Bentos
7	Raigón	20	Basamento cristalino	33	Fray Bentos
8	Libertad	21	Raigón	34	Libertad
9	Raigón	22	Fray Bentos/Raigón	35	Libertad
10	Raigón	23	Raigón	36	Basamento cristalino
11	Basamento cristalino	24	Basamento cristalino	37	Libertad
12	Libertad	25	Basamento cristalino		
13	Basamento cristalino	26	Basamento cristalino		

Tabla 10- 1: Formación geológica aflorante o debajo de suelo vegetal en la zona donde se encuentra cada establecimiento

La ocurrencia de aguas subterráneas en los distintos establecimientos visitados se puede verificar en la Figura 10- 4.

160

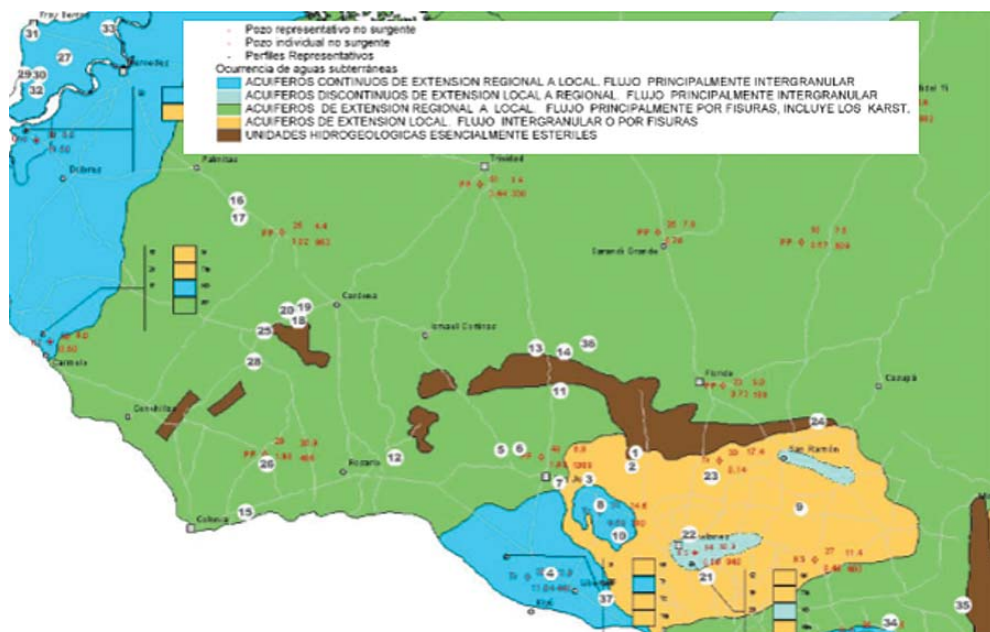


Figura 10- 4: Ocurrencia de aguas subterráneas en los establecimientos. (Fuente: MGAP)

Las aguas subterráneas del Acuífero Raigón constituyen uno de los recursos hídricos más importantes del Sur del país. De ellas depende el abastecimiento a poblaciones, y son fuente de agua para riego, usos industriales y abrevadero de ganado en la zona.

A partir de la Carta de Vulnerabilidad del Acuífero Raigón se pudieron ubicar los establecimientos que se encontraban sobre él, y determinar el grado de vulnerabilidad del agua subterránea en cada zona. La vulnerabilidad de una zona es inherente a sus características, no dependiendo de que sobre ella se encuentre un emprendimiento.

Dicha carta fue elaborada en el marco de un convenio realizado entre Facultad de Ingeniería y el MVOTMA. Para la realización de la misma se utilizó la metodología DRASTIC (EPA) donde se consideraron los factores: profundidad del acuífero, recarga neta, tipo de acuífero, tipo de suelo, topografía, pendiente, impacto del tipo de zona vadosa y conductividad hidráulica.

Ubicados los establecimientos visitados, se pudo determinar si se encuentran en una zona de vulnerabilidad alta, media o baja de acuerdo con la clasificación de la carta.

Debido a la alta productividad de los suelos combinada con buena disponibilidad de agua, en esta zona se encuentra un elevado número de tambos que forman parte de la llamada “Cuenca Lechera”, donde se encuentra la mayor parte de los establecimientos visitados.



Figura 10- 5: Acuífero Raigón (Fuente: Convenio DINAMA - IMFIA)

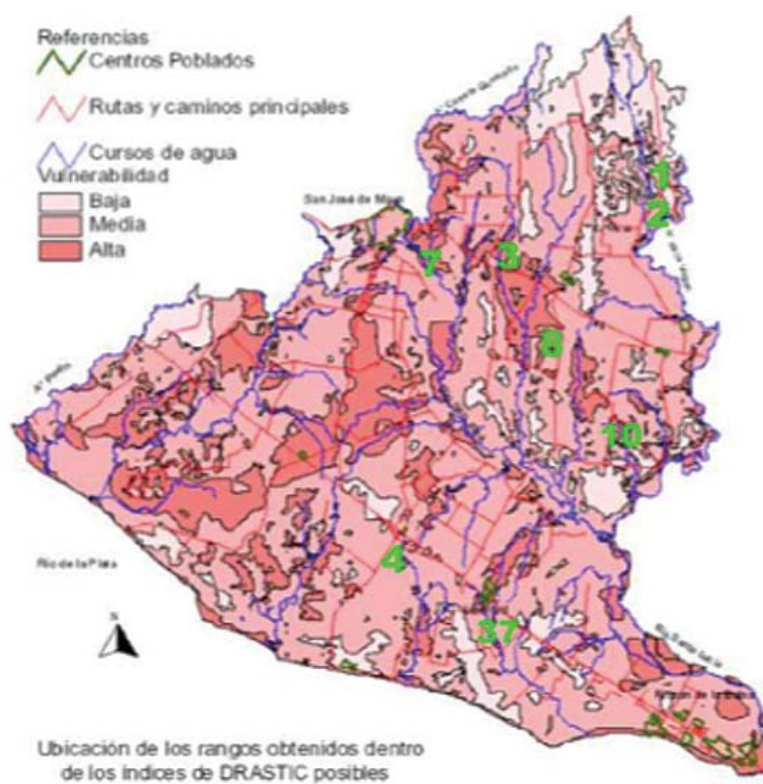


Figura 10- 6: Ubicación de los establecimientos visitados en la carta de vulnerabilidad del Acuífero Raigón (Fuente: Convenio DINAMA - IMFIA)

Establecimiento	Vulnerabilidad del acuífero
1	Baja
2	Media
3	Alta
4	Media
7	Alta
8	Alta
10	Alta
37	Media

Tabla 10- 2: Vulnerabilidad del Acuífero Raigón en los establecimientos visitados ubicados sobre él.

10.2 Características de los sistemas

En la Tabla 10- 3 se explicita la notación de las distintas unidades de tratamiento. En la Tabla 10- 4 se esquematiza, para cada uno de los 37 tambos seleccionados, su sistema de tratamiento, su forma de disposición final y la cuenca en la que se encuentra.

T	Trampa
CS	Cámara de sedimentación
LA	Laguna anaerobia
LF	Laguna facultativa
L.al	Laguna de almacenamiento
H	Humedal
E	Estercolero
CSS	Canal de sedimentación de sólidos
L.Ae	Laguna aerobia
SSS	Separación de sólidos secos
S	Sedimentador
ST	Sin tratamiento

Tabla 10- 3: Referencia a las unidades

N°	Vacas	Sistema	Disposición final	Cuenca
1	220	T+LA+LF	Infiltración*	Santa Lucía
2	210	T+LA+LF	Infiltración*	Santa Lucía
3	---	LA+LF	Infiltración*	Santa Lucía
4	200	T+LA	Infiltración*	Santa Lucía
5	106	CS+LA+LF	Curso de agua	Santa Lucía
6	82	Laguna única	Infiltración*	Santa Lucía
7	22	T+LA+LF	Infiltración*	Santa Lucía
8	360	LA+LF	Infiltración*	Santa Lucía
9	338	E+LA+LF+L.Ae	Infiltración*	Santa Lucía
10	228	CSS+LA+LF	Inf*. y curso al final	Santa Lucía
11	210	CS+LA+LF+LF+L.Ae+L.Ae	Infiltración*	Santa Lucía
12	70	T+LA+LF+L.Ae	Infiltración*	Río de la Plata
13	210	SSS+LA+LF	Infiltración*	Santa Lucía
14	290	LA+LF	Infiltración*	Santa Lucía
15	270	S+L.al	Riego	Río de la Plata
16	300	CSS+LA+LF	Infiltración*	Río Uruguay
17	400	S+CSS+LA+LF	Curso de agua	Río Uruguay
18	64	T+LA+LF	Infiltración*	Río de la Plata
19	180	CS+LA+LF	Inf*. y curso al final	Río de la Plata
20	103	SSS+LA+LF	Infiltración*	Río de la Plata
21	150	S+LA+LF+H+Tajamar	Inf*.-Riego	Santa Lucía
22	120	T+LA+LF	Infiltración*	Santa Lucía
23	60	ST	Infiltración*	Santa Lucía
24	210	S+LA+LF+LAe	Infiltración*	Santa Lucía
25	230	CSS+LA+LF+LAe	Infiltración*	Río de la Plata
26	130	CSS+S+LA+LF	Infiltración*	Río de la Plata
27	75	CSS+LA+LF	Infiltración*	Río Negro
28	---	ST	Infiltración*	Río de la Plata
29	30	CS+LA+LF	Infiltración*	Río Uruguay
30	40	CS+LA+LF	Infiltración*	Río Uruguay
31	---	SSS+CSS+LA+LF	Infiltración*	Río Uruguay
32	60	CSS+LA+LF	Infiltración*	Río Uruguay
33	41	CS+LA+LAe	Infiltración*	Río Negro
34	359	E+LA+LF+LAe	Infiltración*	Río de la Plata
35	165	E+LA+LF+Tajamar	Inf*.-Riego	Río de la Plata
36	124	E+LA+LF+LAe	Reuso (Ciclo cerrado)	Santa Lucía
37	105	S+Fosa	Infiltración*	Santa Lucía

Tabla 10- 4: Tratamiento y disposición de efluentes en los establecimientos participantes
(* Infiltración no controlada)

La mayoría de los establecimientos visitados tienen un sistema de retención de sólidos, con una laguna anaeróbica y una facultativa a continuación. Sin embargo, el diagnóstico no sólo consideró estos sistemas, sino también sistemas de varias lagunas, de humedales construidos y de lagunas de almacenamiento.

En el cuadro siguiente se presenta la disposición final de los distintos establecimientos; se observa que la mayoría de ellos realizan infiltración al terreno del efluente.

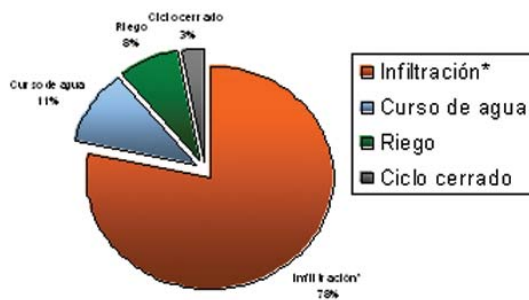


Figura 10- 7: Disposición final del efluente en los establecimientos visitados (* Infiltración no controlada)

Cabe señalar que en los tambos en que la disposición final es por infiltración, ésta se realiza en forma no controlada (no cuentan con un sistema de infiltración diseñado).

10.2.1 Diagnóstico general

La industria láctea en nuestro país posee una presencia notable, además de contar con un crecimiento sostenido. Si bien hay un largo camino por recorrer en lo que respecta al manejo de efluentes de tambo, se han observado casos donde se realiza una correcta gestión de los mismos, lo que muestra que esto es posible y a costos razonables en nuestro medio.

Algunos de los tamberos visitados enfatizan la diferencia que notan entre el tambo sin planta de tratamiento y el tambo con planta de tratamiento. Esto muestra que existe una evolución en la conciencia de los productores, y que seguramente se está en un buen momento para iniciar una etapa de trabajo con énfasis en mejorar la gestión de los sólidos, el punto identificado en general como más débil en la actualidad.

En lo que sigue se indican, para diferentes aspectos de la gestión en el establecimiento, las principales oportunidades de mejora identificadas.

10.2.2 Gasto de agua en los predios

En algunas de las visitas realizadas, los tamberos conocían el gasto diario de agua en el tambo, de forma que fue posible realizar un cálculo de las dotaciones en los establecimientos, obteniendo datos nacionales.

En la siguiente figura se observan datos de dotación referidos a los establecimientos visitados.

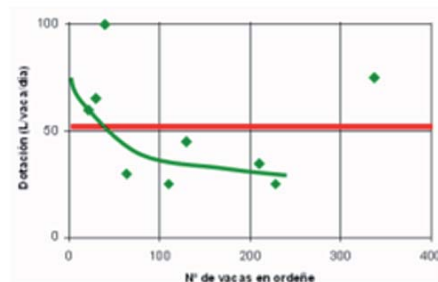


Figura 10- 8: Dotaciones relevadas (L/vaca/día)

La media en los establecimientos visitados es de 50 L/vaca/día, siendo el máximo de 100 y el mínimo de 25 L/vaca/día. En los tambos de pequeño porte visitados el uso del agua es menos eficiente. Entre 130 y 250 vacas, al crecer el número de animales baja la dotación, mostrando que en general la eficiencia en el uso del agua mejora.

10.2.3 Diseño de unidades

En algunos diseños de plantas de tratamiento de efluentes no se ha previsto una unidad de retención de sólidos al principio, por lo que la primera unidad (en general una laguna de estabilización) se encuentra aterrada.

Entre las falencias de diseño más comunes merece especial mención la falta de consideración de balances hídricos en los diseños, y la gestión de aguas pluviales, que frecuentemente son vertidas al sistema de tratamiento. Corregir estos aspectos es fundamental para el adecuado funcionamiento de las unidades de tratamiento.

10.2.4 Aspectos constructivos

En el trabajo de campo se han podido constatar diversos problemas constructivos. En algunos casos su solución es sencilla y puede redundar en una prolongación de la vida útil de las instalaciones. Por ejemplo:

- Cuando la zona de las lagunas no está cercada, cercarla evita posibles accidentes para los animales, elimina la posibilidad de que éstos usen el agua residual como agua de abrevadero, y evita que por equivocación o ahorro de tiempo alguien arroje algún tipo de desperdicio en las lagunas. El cercado de las lagunas ayuda a preservar los taludes de las mismas.
- Cuando no se cuenta con conducciones reales entre unidades, su instalación mejorará las condiciones de transitabilidad en el establecimiento y ampliará la vida útil de los taludes de las lagunas.
- Cuando se han tendido tuberías por encima de cañadas o de las propias unidades de tratamiento, éstas quedan sometidas a su propio peso y comienzan a deformarse. Si a esto se suma el rápido envejecimiento que el sol ocasiona a las cañerías de materiales plásticos, los riesgos de que esa tubería dure poco tiempo en operación son altos. Esto, sin contar que cuando se trata de cañerías suspendidas sobre cañadas están sometidas además al empuje de las aguas en ocasiones de lluvias importantes. Es por ello que cuando se tiene esta situación, debe corregirse modificando el trazado –cuando las pendientes lo permiten, o bien encamisando la tubería en otro tubo de material más resistente.

Otros problemas, como la infiltración no controlada desde las lagunas o la ocurrencia de desbordes, requieren un análisis técnico particular en cada caso para evaluar si existen verdaderas posibilidades de mejora en ese sentido.



Figura 10- 9: Tuberías sobre unidades (izquierda), tuberías sobre cañadas (derecha)



Figura 10- 10: Ganado utilizando la laguna para abrevadero debido a la falta de cercado (izquierda), infiltración a través de los taludes de la laguna (derecha)



Figura 10- 11: Zona de infiltración no controlada (izquierda). Pluviales de sala y corral al sistema de tratamiento (derecha).

10.2.5 Eficiencia del tratamiento de efluentes

La intensificación de los sistemas productivos, conlleva a un aumento de animales por unidad de superficie, creando la necesidad de una correcta gestión de los residuos orgánicos (estiércol, orina) con la consecuente posibilidad de contaminación del ambiente y aparición de problemas sanitarios.

La incorrecta gestión de los sólidos y efluentes generados puede impactar en forma negativa en las aguas superficiales y subterráneas, restringiendo los usos que se podrán realizar de estos recursos. Para evitar los problemas que pueden causar las aguas residuales de los tambos, existen sistemas de tratamiento que sirven para minimizar las cargas contaminantes que son vertidas al ambiente.

En muchos de los establecimientos visitados y que cuentan con planta de tratamiento, no se ha logrado aún un manejo satisfactorio de los efluentes generados, así como de los sólidos (estiércol). He aquí algunas de las principales oportunidades de mejora de los establecimientos. Las situaciones más urgentes y que necesitan realizar modificaciones en su gestión actual se refieren a aquellos establecimientos de mayor porte que se encuentran en zonas donde las aguas subterráneas son particularmente vulnerables.

Resultados de los sistemas visitados

En la Tabla 10- 5 se presentan los resultados de DBO_5 y DQO de los ensayos de efluente de los establecimientos visitados, también se indica la relación DQO/DBO_5 .

167

TAMBO	DBO_5 mg/L	DQO mg/L	DQO/DBO_5
1	105	820	7,8
2	400	2840	7,1
3	190	1100	5,8
4	130	830	6,4
5	350	2500	7,1
6	250	2090	8,4
7	76	440	5,8
8	140	1410	10,1
9	150	1320	8,8
10	310	1900	6,1
11	50	340	6,8
12	130	450	3,5
13	260	1090	4,2
14	250	1280	5,1
15	60	310	5,2
16	290	870	3,0
17	240	950	4,0
18	70	330	4,7
19	160	590	3,7
20	410	530	1,3
24	280	1830	6,5
21	120	610	5,1
22	150	760	5,1
25	250	1570	6,3
26	140	1020	7,3
27	45	140	3,1
32	150	2110	14,1
33	23	270	11,7
34	86	410	4,8
36	126	880	7,0
37	230	1710	7,4

Tabla 10- 5: Resultados de los ensayos de DBO_5 y DQO a la salida de los sistemas

Evaluando la relación DQO/DBO_5 del efluente vertido, si se consideran todos los tambos visitados la relación varía entre 14,1 y 1,3, siendo la media de 6,3.

En algunos casos se observó una gran cantidad de jeringas en las lagunas; también se constató que a veces el mantenimiento de los taludes se realiza mediante aplicación de glifosato, lo cual afecta directamente la actividad biológica de las lagunas de tratamiento.

Es posible pensar que en algunas de las lagunas el sistema biológico esté inhibido o al menos estresado.

10.2.6 Cumplimiento de estándares

En la mayoría de los casos, en las condiciones actuales no se llega a cumplir con los estándares de vertido vigentes.

168

Los establecimientos que vierten a curso de agua superan en general el estándar de vertido para DBO_5 (límite máximo 60 mg/L); esto tiene que ver con la alta carga orgánica afluente sumado a la ausencia de algunas unidades de tratamiento físico o biológico, o a una operación y mantenimiento de las unidades existentes que admiten ser mejorados.

En todos los casos en los que se realiza vertido a curso de agua del efluente, la DBO_5 de salida de los sistemas es superior a 160 mg/L. La media de las concentraciones de vertido de DBO_5 para los establecimientos con vertido a curso de agua es 258 mg/L, 4,3 veces la concentración del estándar; los valores muestreados varían entre 2,7 y 5,8 veces dicho valor.

En el caso de los establecimientos con infiltración al terreno, sólo en algunos se evaluaron las concentraciones de sólidos totales, que el estándar limita a 700 mg/L para este tipo de disposición final. Si bien no se obtuvieron valores de este parámetro en todos los establecimientos, en los datos obtenidos se observaron vertidos de sólidos totales muy por encima de los permitidos; sólo en un caso se cumplía con la normativa en este parámetro. En los otros establecimientos, la media de los resultados de los ensayos de sólidos totales realizados en establecimientos con vertido al terreno resultó ser de 1420 mg/L, el doble del estándar; los valores muestreados variaron entre 0,6 y 2,8 veces dicho valor.

10.2.7 Reuso de aguas residuales

Se detectaron oportunidades de mejora en los establecimientos que realizan reuso de sus efluentes tratados, a saber:

- Cuando el efluente se emplea para realizar fertirriego; buscar el asesoramiento técnico pertinente para definir las tasas de aplicación al terreno en función de las características de los suelos del lugar.
- En el lavado de corrales, evitar reutilizar el efluente de las lagunas anaeróbicas en favor del de las lagunas facultativas.
- Cuando el efluente se reutiliza en el lavado de corrales, se debe implementar un sistema de desinfección previa para bajar los riesgos que conlleva el uso de líquido residual en esta tarea.

10.2.8 Manejo de sólidos biológicos (estiércol)

Los principales problemas en la gestión de sólidos en establecimientos lecheros, a partir de las visitas de campo, se encuentran relacionados a la necesidad de mayor conocimiento sobre el tema de los propios productores. No muchos productores consideran a la planta de tratamiento como parte integral de su emprendimiento, de forma que no están informados de las consecuencias que puede tener una insuficiente

frecuencia de limpieza de las unidades sobre el resto de las unidades de su sistema de tratamiento.

Una consecuencia directa de lo anterior es la escasa cantidad de establecimientos que realizan un retiro de la bosta en seco previo al lavado del corral de espera. Cuando esto se hace, se evita arrastrar en el manguereado la totalidad de los sólidos generados hacia la primera unidad de tratamiento en la línea de flujo, y en consecuencia se puede aumentar el tiempo entre limpiezas sucesivas de las unidades.

En lo que respecta al manejo de la bosta y unidades de retención de sólidos cabe destacar las siguientes oportunidades de mejora detectadas:

- Implementar la limpieza de los sólidos en seco previo al lavado del corral.
- Construir un sistema inicial de separación de sólidos cuando no se cuenta con él.
- Evitar el diseño o dimensionado incorrecto de los sistemas de separación de sólidos, buscando el asesoramiento necesario para ello.
- Evitar que los sólidos sedimenten en los canales de conducción de líquidos, a través de mantenimiento o buscando posibles mejoras constructivas u operativas para ello.
- Incrementar la frecuencia de limpieza de los sistemas de separación de sólidos cuando se advierte que puede estar siendo insuficiente.
- Realizar un buen mantenimiento y mejor uso de los sistemas de separación de sólidos.
- Acondicionar una zona para la disposición final de los sólidos retenidos, de modo de evitar el escurrimiento de lixiviados y líquidos contaminados hacia las aguas superficiales y subterráneas. Evitar que este sitio esté cerca del tambo, las viviendas y los lugares en que está el ganado.

10.2.9 Matrices de riesgo aplicadas a los establecimientos visitados

El siguiente es un estudio del riesgo predial y geográfico de los establecimientos seleccionados realizado a partir de la metodología propuesta por los Ings. Agrs. Alejandro La Manna y Enrique Malcuori.

La metodología pretende advertir sobre el nivel de riesgo generado por un establecimiento en el ambiente, de forma de adoptar las medidas correctivas necesarias para mitigar los impactos negativos. Se toman en cuenta el riesgo geográfico y el riesgo predial.

		RIESGO GEOGRÁFICO		
		BAJO	MEDIO	ALTO
RIESGO PREDIAL	BAJO	BB	BM	BA
	MEDIO	MB	MM	MA
	ALTO	AB	AM	AA

Tabla 10- 6: Matriz de riesgo y zonas respectivas

Con el fin de construir la matriz de riesgo fue necesario determinar el riesgo predial de cada establecimiento y el riesgo geográfico del lugar en que está implantado, y compararlos.

En la evaluación del riesgo geográfico se consideró la vulnerabilidad de las aguas subterráneas y superficiales de la zona. El análisis de la vulnerabilidad del agua subterránea se realizó en función de la distancia a la napa y las características geológicas de la zona (tipo de acuífero). Para los establecimientos que se encuentran sobre el Acuífero Raigón se recurrió a la Carta de Vulnerabilidad de dicho acuífero. La vulnerabilidad de los recursos de agua superficial se consideró en función de la distancia al curso de agua más próximo, su importancia, y la pendiente del terreno.

El riesgo predial se determinó a partir del número de vacas del tambo, las prácticas de ordeño (tiempo de ordeño, alimentación en salas y patio de alimentación, separación de la bosta seca), así como la gestión realizada de los efluentes y el estiércol.

ESTABLECIMIENTO	DISTANCIA AL NIVEL FREÁTICO	TIPO DE ACUÍFERO	VULNERABILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA	VULNERABILIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL	RIESGO GEOGRÁFICO	NUMERO DE VACAS	PRACTICAS DE ORDENE	GESTION DE EFLUENTES Y ESTIERCOL	RIESGO PREDIAL	ZONA DE RIESGO
1	***	***	B	M	B	A	A	A	A	ZONA 2
2	***	***	M	A	M	A	S/U	A	A	ZONA 2
3	***	***	A	A	A	S/U	S/U	A	A	ZONA 1
4	***	***	M	A	M	A	M	A	A	ZONA 2
5	B	A	M	A	M	M	A	A	A	ZONA 2
6	B	A	M	A	M	B	M	A	M	ZONA 2
7	***	***	A	A	A	B	B	M	M	ZONA 2
8	***	***	A	M	A	A	A	A	A	ZONA 1
9	M	M	M	A	M	A	A	A	A	ZONA 2
10	***	***	A	A	A	A	A	M	M	ZONA 2
11	B	A	M	B	M	A	A	M	A	ZONA 2
12	B	A	M	A	M	B	M	M	M	ZONA 2
13	B	A	M	M	M	A	A	M	M	ZONA 2
14	B	A	M	A	M	A	S/U	A	A	ZONA 2
15	B	A	M	B	M	A	A	A	A	ZONA 2
16	B	A	M	M	M	A	A	M	M	ZONA 2
17	B	A	M	A	M	A	A	M	M	ZONA 2
18	M	A	M	A	M	B	M	M	M	ZONA 2
19	B	A	M	A	M	M	S/D	A	A	ZONA 2
20	B	A	M	A	M	M	A	M	M	ZONA 2
21	M	M	M	A	M	M	A	A	A	ZONA 2
22	B	M	M	M	M	M	A	M	M	ZONA 2
23	A	M	M	M	M	B	M	A	M	ZONA 2
24	A	B	M	A	M	A	A	A	A	ZONA 2
25	B	M	M	A	M	A	A	A	A	ZONA 2
26	B	M	M	A	M	M	M	A	A	ZONA 2
27	B	M	M	M	M	B	A	M	M	ZONA 2
28	B	M	M	A	M	S/U	S/U	M	M	ZONA 2
29	B	M	M	B	M	B	M	M	M	ZONA 2
30	B	M	M	M	M	B	B	A	M	ZONA 2
31	B	M	M	M	M	M	A	A	A	ZONA 2

(***) Establecimiento sobre el Acuífero Raigón - Para establecer la vulnerabilidad del acuífero en esta zona se utilizó la Carta de Vulnerabilidad del Acuífero Raigón
 Tabla 10- 7: Riesgo predial y geográfico de los establecimientos

ZONA 1 (Riesgo alto)	ZONA 2 (Riesgo medio)	ZONA 3 (Riesgo bajo)
5,4%	94.6%	0%

Tabla 10- 8: Porcentaje de establecimientos en cada zona

Se desprende de las tablas anteriores que la mayoría de los establecimientos se encuentran en la zona 2 (media) de la matriz presentada en la Tabla 10- 6.

Sólo dos de los establecimientos visitados quedan ubicados en la zona de riesgo predial y geográficos altos. El nivel de riesgo generado por la mayoría de los establecimientos en el ambiente es medio, lo que indica que pueden existir grandes oportunidades de mejora en lo que se refiere a la minimización de impactos negativos sobre el ambiente.

171

10.2.10 Conclusiones del diagnóstico

Como reflexión final a partir del presente diagnóstico, la minimización de los impactos negativos causados por los emprendimientos lecheros no implica inversiones significativas. Si bien se requiere una inversión inicial importante, ésta debe formar parte de lo que significa el emprendimiento en su conjunto. Luego de disponer de las unidades adecuadas, las horas de personal requeridas para la operación son pocas, y los gastos de mantenimiento son mínimos.

El problema se presenta cuando se deja de operar adecuadamente el sistema: éste pierde funcionalidad rápidamente, y el establecimiento queda con una inversión inicial que no genera resultados favorables, además de un creciente número de riesgos ambientales en ciernes.

Los aspectos en que se detectaron mayores oportunidades de mejora son el manejo de los sólidos biológicos (estiércol) y la disposición final del efluente, además de temas vinculados al mantenimiento de las unidades y mejora de ciertos aspectos constructivos.

En las siguientes figuras se pueden observar distintas unidades de los sistemas de tratamiento, correctamente diseñadas, operadas y mantenidas.



Figura 10- 12: Canales de alimentación de lagunas



Figura 10- 13: Cámaras de retención de sólidos



Figura 10- 14: Trampas



Figura 10- 15: Estercoleros



Figura 10- 16: Laguna Anaeróbica



Figura 10- 17: Lagunas Facultativas

BIBLIOGRAFÍA

1. Arboleda Valencia, Jorge, Teoría y práctica de la purificación del agua. McGraw Hill, Santa Fe de Bogotá. Tercera Edición, 2000.
2. Bedran R., Leme, G. Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais, com ênfase na agregação de valor: um estudio de caso na regio de Toledo. Florianópolis, 2003.
3. Botero B., R; Preston., T. Biodigestores de bajo costo para la producción de combustible y fertilizante a partir de excretas – Manual para su instalación, operación y utilización. Edición 1987.
4. CETESB, Opções para tratamento de esgotos de pequenas comunidades. San Pablo, 1989.
5. CETESB, Operacao e Manutencao de Lagoas Anaeróbias e Facultativas. San Pablo, 1989.
6. Crites & Tchobanoglous, Tratamiento de Aguas Residuales en Pequeñas Poblaciones. Ed. McGraw-Hill. Colombia, 2000.
7. Dairying and the Environment Committee. Managing Farm Dairying Effluent. Nueva Zelandia, 2006.
8. Dairying and the Environment Committee. Dairying and the Environment Managing Farm Dairy Effluent. Nueva Zelandia, 1996.
9. Jones y Alan L, Sutton An Operation Off Livestock. Waste lagoons, Animal Sciences, Tardue University, IDE -120. 2003.
10. Juárez Badillo, Rico Rodríguez. Fundamentos de la mecánica de suelos, Limusa Noriega Editores. México, 1998.
11. Kunz A.; Miguel W. C.; Mateil R. M; Radiz R. L. II-230 – Eficiência de um biodigestor estabilizaçao de dejetos de suínos durante os meses de inverno no oeste de Santa Catarina. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitaria e Ambiental. 2005.
12. Lambe William, Whitman Rober, Mecánica de Suelos, Editorial LIMUSA – Wiley.
13. Leez, Alvaro. Notas de Tecnología del hormigón. CEI. Montevideo, 2004.
14. Metcalf & Eddy. Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. McGraw Hill, México, 1998.
15. MGAP, LATU, IMC, Limnosistemas. Proyecto de validación de tecnología N°42. Validación en el uso de humedales construidos para la gestión de residuos líquidos y lodos en establecimientos lecheros. Uruguay, 2005.
16. MVOTMA, Conaprole, Facultad de Veterinaria. Manejo de efluentes en predios lecheros. Montevideo, Uruguay, 1998.

17. MVOTMA. Laboratorio de DINAMA. Manual de procedimientos analíticos para aguas y efluentes. 1996.
18. MVOTMA, Conaprole, Facultad de Veterinaria. Guía para el tratamiento de efluentes en predios lecheros. Montevideo, Uruguay, 2000
19. MVOTMA, DINAMA, Esquema de procedimiento general de muestreo para tambo e industria. Montevideo, Uruguay, 2008.
20. MVOTMA, DINAMA. Guía para la toma, conservación y transporte de muestras de agua subterránea. Montevideo, Uruguay, 2004.
21. MVOTMA, Conaprole, Facultad de Veterinaria. Seminario Internacional de Medio Ambiente y Producción Lechera. Montevideo, Uruguay, 2000.
22. Núñez S., F; Urrutia S., F; Urcelay V., S.; Oviedo H., P. Estudio microbiológico y parasitológico de excretas de cerdo sometidas a biodigestión anaeróbica en laboratorio. Revista: Avances de Medicina Veterinaria, Vol 2, N°1, Enero-Junio 1987.
23. Pedraza G.; Chara J.; Conde N.; Giraldo S.; Giraldo L. Evaluación de los biodigestores en geomembrana (PVC) y plástico de invernadero en clima medio para el tratamiento de aguas residuales de origen porcino. Centro de Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV), Cali, Colombia. Livestock Research for Rural Development 14 (1). 2002.
24. Pittamiglio, Marcelo, MVOTMA, Conaprole, Facultad de Veterinaria, UTU, Guía de Diseño Operación y Mantenimiento de Sistemas de Efluentes de Tambo. Montevideo, 2004
25. Rico Rodríguez, Alfonso Mejía. Consideraciones sobre compactación de suelos en obras de infraestructura de transporte.
26. Rodríguez Guillén, Jorge; Beduchaud Luis; Castillo, Loreley; Maderni, Renée; Metodología para el estudio hidrológico de proyectos de represas de mediano y pequeño tamaño de cuenca. Revista Construir N°2. Uruguay, 1998.
27. Solsona, Felipe; Méndez, Juan Pablo. CEPIS. Water Disinfection. Lima, 2003.
28. Tanner, Chris C.; Kloosterman, Vivian C. NIWA Science and Technology Series. Guidelines for constructed wetland treatment of farm dairy wastewaters in New Zealand. Nueva Zelanda, 1997.
29. Taverna. M., Charlón, V., Panigatti, M. Gaggiotti, INTA. Cuantificación y caracterización de los efluentes generados en las instalaciones de ordeño. Santa Fe, Argentina, 2000.
30. Taverna. M., Charlón, V., Panigatti, C. Castillo, A. Serrano, P. Giordano, INTA. Manejo de los residuos generados en las instalaciones de ordeño. Argentina, 2004.

-
31. Viñas, María; Gutiérrez, Soledad; Cabrera, Noel. Proyecto INIA FPTA N° 138, Estimación de los parámetros nacionales y básicos para el procesamiento y utilización de los residuos sólidos y líquidos de tambos. Montevideo, 2004.
 32. Werner U, Stöhr U, Hees N. Biogas plants in animal husbandry. GATE – GTZ. Lengericher Handelsdruckerei, Lengerich, Alemania, 1989.

Sitios web consultados

<http://www.cepis.ops-oms.org/>

<http://www.dairynz.co.nz>

<http://www.dinama.gub.uy/>

<http://www.epa.gov>

<http://www.inta.gov.ar/>

<http://www.orc.govt.nz>

<http://www.mgap.gub.uy/DGSG/Legislacion/LegislacionSanitariaAnimal.htm>

<http://www.trc.govt.nz>

ANEXO 1. RIESGO SANITARIO EN EL REUSO DE EFLUENTES

Dra. Delvey Anchieri
Dra. Elena de Torres
Dra. Patricia Lagarmilla

178

La conexión entre el medio ambiente externo y la salud humana está plenamente reconocida por instituciones como la Organización Mundial de la Salud, que han declarado que la salud del hombre depende en última instancia de la capacidad de la sociedad para manejar la interacción entre las actividades humanas y el medio ambiente físico y biológico, y que alrededor de la cuarta parte de las enfermedades mundiales puede atribuirse a factores ambientales.

En lo referente a las explotaciones lecheras en el Uruguay, los procesos de producción se caracterizan por altas concentraciones de animales en los corrales de espera y sala de ordeño por un tiempo relativamente prolongado. Durante dicho lapso se produce un considerable volumen de residuos sólidos y líquidos (estiércol, orina, restos de alimentos), al que deben agregarse los productos utilizados en la higiene diaria de las instalaciones y maquinaria, los que habitualmente son vertidos directamente al terreno o a un curso de agua, con el potencial riesgo de contaminación de los recursos naturales (aguas superficiales y subterráneas).

La utilización de los diversos sistemas de tratamiento de efluentes, busca reducir la carga orgánica generada en las operaciones de ordeño y limpieza, con el objetivo final de disminuir la contaminación ambiental en favor de toda la sociedad.

En lo particular, referido al ecosistema del establecimiento lechero, el uso de dichos sistemas mejora en forma sustancial el ambiente de las zonas más inmediatas a las salas de ordeño, por lo general, muy próximas a la vivienda.

De este modo, el productor y su ganado se ve beneficiado por condiciones higiénicas más favorables, incidiendo en la mejora de la calidad de leche producida, pudiendo acceder así, al estímulo de sobrepuestos que suele otorgar la industria lechera por estos motivos.

Hoy, los mercados internos y externos no reparan sólo en el precio del producto, sino que demandan calidad e inocuidad.

En la búsqueda de estas características, los mercados compradores -cada vez más exigentes-, no terminan sus auditorías en la planta elaboradora del producto lácteo (quesos, manteca, yogur), sino que se dirigen más allá, hasta el propio establecimiento productor de la materia prima, donde se observa la higiene en los procedimientos, la salud del ganado (el respeto al bienestar animal y al ambiente).

Las tendencias actuales indican niveles crecientes de exigencias de gestión ambiental en los predios lecheros, vislumbrándose la pronta aparición de “barreras no arancelarias” que por la vía de los hechos se vienen aplicando en el funcionamiento de los intercambios comerciales.

La inexistencia en la mayoría de los establecimientos lecheros de sistemas eficientes de tratamiento de efluentes de tambo, puede tener como consecuencia al corto plazo, dificultades en la colocación de los productos lácteos en los mercados internacionales.

Por lo tanto, el concepto difundido a nivel mundial “del campo a la mesa”, obliga a considerar los factores de riesgo que puedan existir en el volcado de un efluente de tambo.

Se entiende por factores de riesgo a las características o circunstancias detectables en el ambiente asociadas con la probabilidad aumentada de provocar un daño a la salud pública.

El riesgo se define como función de la probabilidad de un efecto adverso sobre la salud y la magnitud de ese efecto a raíz de un peligro existente (agente físico, químico o biológico).

En el marco del Convenio del MVOTMA - CONAPROLE - FACULTAD DE VETERINARIA, el Área de Salud Pública Veterinaria, abordó el estudio del manejo de efluentes de tambo en relación a los diferentes riesgos a la salud pública y animal. En dicho trabajo, se consideró como aspecto fundamental la viabilidad de bacterias patógenas y formas de organismos parásitos presentes en los efluentes, por su posible transmisión al hombre y los animales.

En oportunidad del muestreo realizado en establecimientos de los Departamentos de Florida y San José, se evaluaron los parámetros de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) y Demanda Química de Oxígeno (DQO) en diferentes sistemas de tratamiento de efluentes.

En dicho monitoreo se obtuvieron valores mínimos de DBO_5 de 8.000 mg/L en el efluente crudo, observándose luego una DBO_5 de 260 mg/L y una DQO 660 mg/L con un sistema de tratamiento de laguna.

Otros sistemas alcanzaron valores de DBO_5 y DQO aun más bajos luego del tratamiento. En el caso de una fosa séptica se partió de valores de crudo de 14.000 mg/L y luego del tratamiento se llegó a valores de DBO_5 de 900 mg/L y DQO de 1.650 mg/L.

Cuando el sistema utilizado era un biodigestor se partió de valores de DBO_5 en el crudo de 8.000 mg/L y se llegó a valores de 433 mg/L y de DQO de 1.500 mg/L.

Al estudiar el destino final del efluente, se observó que el 62,5 % de los mismos era utilizado como riego y el que no era reutilizado se vertía directamente a un cuerpo receptor (terreno o curso de agua).

No siempre el criterio de racionalidad en el aprovechamiento de los recursos va de la mano de la conciencia de riesgos a la salud. Muchas veces optamos por la economía inmediata que se hace de un recurso (en este caso agua) y olvidamos predecir la alteración que dicha alternativa puede producir en la salud pública. Es por esta razón que las decisiones que se adoptan en la práctica de determinadas tecnologías deben ser siempre sometidas a un tratamiento transdisciplinario respecto al efecto de las mismas.

Existe evidencia epidemiológica de que muchos brotes de enfermedades, han sido asociados al consumo de alimentos contaminados por aguas residuales que fueron utilizadas para el riego. Ejemplo de ello, el primer gran brote de listeriosis en Canadá, correspondió a 41 casos donde el alimento involucrado fue el consumo de ensalada de coles que habían sido fertilizadas con estiércol ovino. En los últimos años la Salmonelosis, ha adquirido importancia como zoonosis debido a la frecuencia de casos en humanos con el animal como principal reservorio.

Otro factor a considerar es la presencia de parásitos en aguas residuales de los tambos, ya que éstos pueden llegar a consumo humano o animal, a través del consumo de verduras crudas regadas con esta agua en el primer caso, o consumo de pasturas contaminadas con cargas parasitarias en el caso de los animales. Entre otras mencionamos infestaciones helmínticas: ascariasis, ancylostomiasis, estroongilidiasis, trichuriasis.

Por todo lo expresado, en una segunda etapa, se abordó el estudio con relación a los diferentes riesgos a la salud pública y animal, considerando fundamental la viabilidad de bacterias patógenas y formas de organismos parásitos presentes en los efluentes, en cuanto a su posible transmisión al hombre y los animales.

De los tambos estudiados en las diferentes estaciones del año, se determinó presencia de *Listeria* spp. en 37 de las 60 muestras realizadas (61,7 % del total).

Hubo 13 muestras positivas a *Salmonella* spp. en el total de las 60 (21,7 %) y todas fueron negativas a *Escherichia coli* O157H7.

La investigación de parásitos zoonóticos en efluentes arrojó la presencia de *Toxocara vitulorum*; *Toxocara canis* y ooquistes de coccidias en 5 de los tambos estudiados.

En el caso que nos ocupa, concluimos que el reuso del efluente no tendría mayores problemas aplicado sobre las pasturas y plantaciones agrícolas (de plantas no rastreras), teniendo siempre la precaución de permitir la estabilización del residuo en un término de por lo menos 30 días antes de dar entrada al pastoreo de los animales.

Si el reuso del efluente fuera para lavar los corrales de espera del establecimiento -siempre por inundación- se debe advertir que la aplicación del mismo, operaría con diferente impacto según el destino del producto lácteo, por lo que habría que realizar en cada caso el estudio correspondiente.

Si se trata de un establecimiento elaborador de quesos resulta inaplicable el lavado de los accesos a la sala de ordeño dada la caracterización microbiológica del efluente, ya que es preciso prevenir la contaminación desde un inicio.

Si bien se ha estimado el riesgo biológico en la cadena alimentaria, no se debe eludir el riesgo ocupacional asociado al manejo rutinario de estos efluentes con mayor o menor contaminación. Es necesaria la participación informada y consciente de la comunidad involucrada en el conocimiento de los riesgos sanitarios, la discusión, la toma de decisiones y el desarrollo de los proyectos de uso de aguas residuales.

Patógenos	Presencia (+)	Ausencia (-)	Total de Muestras
<i>Listeria</i>	37	23	60
<i>Ecoli</i> O157H7	0	60	60
<i>Salmonella</i>	13	47	60

Tabla 1. Presencia de patógenos en 60 muestras de efluentes de tambos de la Cuenca del Río Santa Lucía. Convenio MVOTMA-CONAPROLE-FACULTAD DE VETERINARIA.

ANEXO 2 – ESTIÉRCOL EN LA PRODUCCIÓN LECHERA

Ing. Agr. Omar Casanova
PhD Ing. Agr. Amabelia del Pino

Departamento de Suelos y Aguas. Facultad de Agronomía. Universidad de la República Oriental del Uruguay.

INTRODUCCIÓN

181

En la producción lechera a nivel nacional existe una idea semicuantitativa de la magnitud de los efluentes producidos y sobre todo de la riqueza en nutrientes que tendríamos la oportunidad de reciclar. Teniendo en cuenta que una parte considerable del estiércol y orina de las vacas lecheras se deposita en el campo durante el pastoreo, pretendemos en este artículo remarcar la importancia cuantitativa del reciclaje de nutrientes a nivel de la sala de ordeño y en el pastoreo, así como el valor económico-ambiental de un correcto tratamiento del estiércol. Si logramos equilibrar el tratamiento de los efluentes en términos económicos, siendo ambientalmente correcto, con los beneficios adicionales en producción, tendremos un sistema sostenible en el tiempo y, en consecuencia, aceptable a nivel técnico y productivo.

RECICLAJE DE NUTRIENTES EN EL CAMPO

La lechería uruguaya se caracteriza por una elevada proporción de la alimentación a campo, a diferencia de otros países donde predomina la confinación. La lechería pastoril generalmente propicia el reciclaje de los nutrientes contenidos en el forraje en forma directa por las deyecciones (orina y heces), quedando en las instalaciones de ordeño solamente un pequeño porcentaje del total. La mayoría de los nutrientes en los alimentos que consume el animal son devueltos al suelo, siendo en general menor al 10 % la proporción de estos retenidos en el cuerpo del animal, y menos del 20 % exportado en la leche (Cuadro 1). Para nutrientes como el potasio (K) el reciclaje potencial llega a niveles cercanos al 90%, siendo en consecuencia la reutilización de estos nutrientes determinante en el balance de entradas y salidas de nutrientes del predio.

Elemento	% en heces	% en orina	% en leche	% retenido
N	26	53	17	4
P	66	-	26	8
K	11	81	5	3
Mg	80	12	3	5
Ca	77	3	11	9
Na	30	56	8	6

Cuadro 1: Destino de los minerales ingeridos por vacas lecheras en producción (Adaptado de Hutton et. al, 1965)

Los datos del Cuadro 1 corresponden a un comportamiento medio y no incluyen las variaciones que se pueden dar a través de la dieta. Datos recientes de experimentos de fertilización de raigrás muestran claramente los bajos niveles de materia seca obtenidos en los primeros cortes y los elevados niveles de proteína en el forraje cuando se aplican dosis altas de fertilizante nitrogenado (Figura 1).

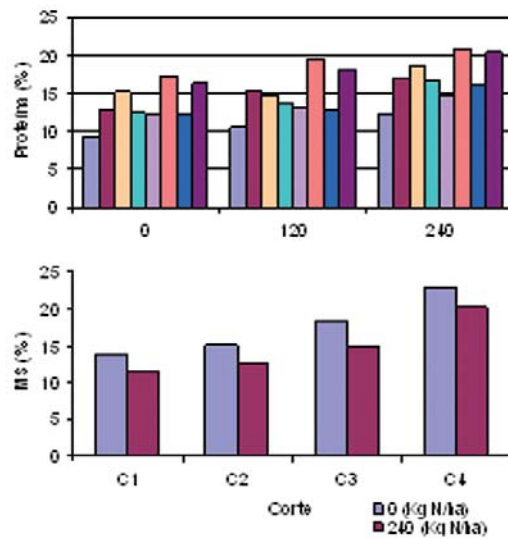


Figura 1: Contenido de proteína (%) en raigrás para 8 sitios de la Cuenca Lechera Sur de Uruguay en relación a la dosis de N aplicada para el total del ciclo (gráfica superior). Contenido de materia seca (% MS) en 4 cortes de raigrás para dos dosis de N en el promedio de 5 sitios (gráfica inferior). Casanova, 2006, datos no publicados.

Los animales con dietas con elevados contenidos de nitrógeno (N) generan estiércol de relación carbono/nitrógeno (C/N) más baja y en consecuencia con un potencial de mineralización mayor (Haynes and Williams, 1994). Como contrapartida, si parte del N está en forma soluble como nitrato (NO_3^-) en el forraje puede generar problemas de toxicidad, especialmente en períodos de sequía prolongada. Datos obtenidos en los últimos años por Barbazán y Arló (pers. com) muestran valores elevados de NO_3^- en años normales en pasturas de raigrás. El manejo del pastoreo puede provocar situaciones de riesgos aún mayores dado que puede acumularse una alta concentración de NO_3^- en los rebrotes, por lo que no se recomienda el pastoreo de los mismos.

Sin embargo, se plantea el problema de la baja eficiencia del ciclaje de nutrientes en los sistemas bajo pastoreo. Las deyecciones de heces y orina generalmente cubren una pequeña proporción de la superficie. Este hecho determina una distribución desigual de las mismas, siendo el manejo de los animales un factor determinante de la distribución (Lambert et al., 1983). En términos de macrovariación se produce una mayor concentración en las áreas cercanas a la sala de ordeño y de bebederos, lo que a su vez crea un gradiente de fertilidad hacia estas zonas, en detrimento de las zonas más alejadas. El esquema presentado en la Figura 2 muestra esta tendencia, comprobada mediante seguimiento de los análisis de nutrientes disponibles en los suelos, debiéndose revertir dicha tendencia mediante el manejo de los animales y/o agrado diferencial de nutrientes.

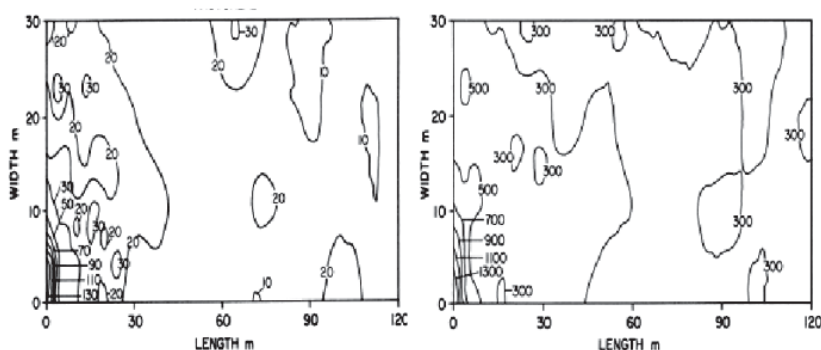


Figura 2: Predicción de la distribución de nutrientes en el suelo: P disponible (mg kg⁻¹) (esquema de la izquierda) y de K intercambiable (mg kg⁻¹) (esquema de la derecha) a partir de una fuente de agua (punto cero del extremo izquierdo). Estos esquemas se realizaron mediante muestreos en forma de grilla cubriendo toda el área de la parcela. West et al., 1989.

A nivel de microvariación existe también una desigualdad en la distribución de las deyecciones, llevando a la generación de una elevada variabilidad dentro de cada franja de pastoreo. Lo consumido en un área determinada es devuelto a través de la orina y las heces en forma concentrada, dependiendo su distribución de la carga, categoría de animales, la oferta de forraje y, en consecuencia, del tiempo de permanencia en la zona de pastoreo (Haynes, 1980). Con elevada presión de pastoreo se puede mejorar la distribución, aunque los padrones de reciclaje generan irremediamente zonas diferenciales de fertilidad. La metodología de siembra de precisión podría mejorar la distribución de los nutrientes por medio de la dosificación de la fertilización en función de los niveles de nutrientes de cada zona.

Respecto a la posibilidad de absorción por las plantas de los nutrientes provenientes de heces y orina, algunos nutrientes se encuentran en forma soluble y pueden ser absorbidos rápidamente. Por ejemplo el K que no forma parte de las estructuras orgánicas, vuelve al suelo a través de la orina (la mayor parte) y de las heces, en forma asimilable para las plantas. Las formas solubles de N y P también vuelven al suelo en forma disponible, estando el N de la orina mayoritariamente como urea. En nuestro país se observó que las heces provenientes de terneros pastoreando praderas de leguminosas sobre suelos de basalto presentaban una proporción de P soluble promedio de 40 % (del Pino y Hernández, 2002). También se observó que las cantidades de N y P en las heces estaban estrechamente relacionadas a las concentraciones de N y P en las pasturas consumidas (Figura 3).

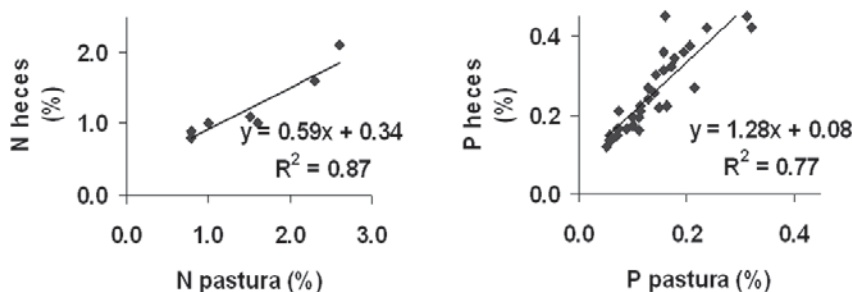


Figura 3. Relación entre contenidos de N (izquierda) y P (derecha) de mejoramientos con leguminosas en cobertura y los respectivos contenidos de nutrientes en las heces de terneros pastoreando las mismas pasturas (Adaptado de Del Pino y Hernández, 2002).

La utilización de herramientas que provoquen una redistribución de las heces podría mejorar la situación anteriormente descrita, dependiendo de la rapidez de ejecución respecto a la generación del residuo la mayor o menor homogeneización lograda.

Además de los problemas planteados por la distribución desigual de las deyecciones, existen otras ineficiencias en el ciclaje de nutrientes relacionadas a pérdidas de los mismos. Las pérdidas de N como amonio (NH_4^+) a partir de la orina, favorecidas por elevadas temperaturas y por la alta concentración en la mancha de orina o heces, pueden llegar a valores muy elevados (Ball and Keeney, 1981). La mineralización de los componentes orgánicos de las heces también puede llevar a pérdidas. La generación de formas solubles de N en forma concentrada puede promover la lixiviación de NO_3^- o la desnitrificación con pérdidas gaseosas en forma de N_2 , N_2O y NO , potenciada por el aporte de C de las deyecciones (Ryden, 1986).

Nos resulta difícil proponer formas de amortiguación de este tipo de pérdida, siendo el manejo del ganado una forma de disminuir la concentración de residuos, aunque de dificultosa implementación. Una medida posible para mitigarlo sería, luego de retirar los animales, aplicar un riego controlado, que beneficie el rebrote bajando las pérdidas; aunque esta práctica podría realizarse solamente si existiese déficit hídrico en el suelo.

Mantener un equilibrio ambiental mejorando las posibilidades de reciclaje a nivel de campo no debería ser un problema menor. La actual tendencia hacia la obligación de aplicar sistemas de tratamientos de efluentes en los establecimientos con elevado número de vacas no debería ignorar que la mayor parte de los residuos se producen a nivel de campo y pueden generar problemas tan importantes como los producidos a nivel de sala de ordeño. Cualquier concentración del ganado, durante un período de tiempo igual o mayor a la estadía en sala de espera y ordeño genera una elevada concentración de residuos, habiendo tendencia a la mayor concentración en zonas de dormitorios y en las cercanías de bebederos y zonas de distribución de ensilaje o ración. Esta alta concentración de residuos puede ocurrir no solamente en las zonas ya mencionadas sino también en áreas con elevada oferta forrajera.

En función de los elevados consumos de agua del ganado lechero se distribuye el agua mediante sistemas de bebederos, habiendo información a nivel internacional que demuestra claramente las consecuencias de dicha sistematización (West et al., 1989). La formación de áreas de elevada concentración de nutrientes en las inmediaciones de los bebederos en detrimento del resto del potrero va creando puntos críticos con posibles fenómenos de eutrofización y lixiviación de N y aún P. En la planificación de los sistemas de abastecimiento de agua deberá tenerse en cuenta esta problemática y buscar alternativas de prevención y mitigación. Un tratamiento similar debería buscarse para las zonas de racionamiento a campo. La tendencia creciente de utilización de ensilajes en zonas concentradas genera puntos críticos, con consecuencias similares a las descritas. Generalmente los productores eligen a estos efectos zonas elevadas cercanas a las de reserva; en consecuencia las posibilidades de arrastre de nutrientes en superficie y en profundidad se verán favorecidas. La rotación de zonas de abastecimiento y descarga permitirá disminuir los impactos negativos sobre los recursos naturales.

RECICLAJE DE NUTRIENTES A NIVEL DE SALA DE ORDEÑO

La generación de residuos en la sala de ordeño incluye las heces y orina producidas en la sala de espera y en la propia sala de ordeño. Generalmente al final del ordeño se realiza la limpieza, acumulando el residuo producido, incluyendo restos de ración,

detergente, barro y sobre todo el agua necesaria para arrastrar los sólidos, o por lo menos para la limpieza final si se realiza una previa recolección del estiércol. En consecuencia lo recuperado depende del manejo que realiza cada unidad de producción, siendo necesario tener en consideración todos los factores que generan diferencias en la calidad y cantidad del efluente inicial. Como se mencionó, la calidad y cantidad de los componentes de la dieta producen residuos con características diferenciales. Las condiciones de estadía de los animales, fundamentalmente tiempo de espera y cantidad de animales, determinan las características de los residuos producidos.

A la salida de la sala de ordeño el efluente puede sufrir diferentes modificaciones hasta su deposición final en el suelo y/o aguas superficiales. Todas las barreras que se antepongan a esta deposición final serán beneficiosas desde el punto de vista ambiental. Sin embargo desde el punto de vista de la riqueza en nutrientes del efluente las barreras antepuestas pueden generar pérdidas de elementos como N. En consecuencia podríamos pensar que lo ideal sería el reciclaje inmediato de los efluentes con mínimo pre-tratamiento, aunque esto tiene sus inconvenientes como se verá a continuación.

Efluente sin tratamiento. Los efluentes recién producidos, o con pocos días de almacenamiento, se caracterizan por una relativamente elevada relación C/N y la presencia de restos de forraje y ración.

La evolución de los efluentes dependerá del tipo e intensidad del tratamiento posterior. Podemos tener situaciones que lleven a una evacuación libre por gravedad, realizando un reciclaje forzoso en el suelo y fuentes de agua superficiales. De más está decir que aunque sigue siendo una situación frecuente, es el peor escenario desde todo punto de vista, ya que se pierden nutrientes, contaminando aguas superficiales y profundas e incrementando la producción de gases contaminantes hacia la atmósfera (CH_4 , CO_2 , N_2O y NO). Si bien el suelo puede ser usado para la disposición final de efluentes, debe regularse su disposición en función de la capacidad de amortiguación que posee. La presión sobre un área reducida de suelo hace que la capacidad tampón (buffer) de éste sea saturada, o en su defecto se realice una retención selectiva de algunos nutrientes. No es casual que a nivel internacional la legislación prevea la carga máxima admitida de acuerdo al tipo de suelo y en consecuencia de su capacidad de intercambio catiónico. La Figura 4 muestra la aplicación directa de estiércol fresco proveniente de una pileta de retención de efluentes. El efecto de encostramiento superficial producido en el suelo luego de su aplicación puede observarse en la Figura 5.

Trabajos de relevamiento en fuentes de agua de establecimientos lecheros realizados en Uruguay, han mostrado que los elevados niveles de NO_3^- y coliformes en sus aguas subterráneas se asocian a concentraciones elevadas de residuos en áreas cercanas a las viviendas, salas de ordeño, bebederos, comederos, corrales y embarcaderos. Los pozos cercanos a las viviendas mostraron los valores más elevados y frecuentes de contaminación (Perdomo et al. (1998). Trabajos posteriores, llevados a cabo en predios específicamente lecheros, encontraron resultados similares.

Biodigestores. En otro extremo podríamos ubicar el pretratamiento con biodigestores, donde al final del proceso se produce un residuo que se conoce con el nombre de biofertilizante, cuyas características de baja relación C/N y elevada dilución (generalmente contienen menos de 10% de MS) debentenerse en cuenta al plantear posibles utilidades.

El tratamiento con biodigestor sin embargo no asegura una adecuada disposición del efluente; de hecho podría ocurrir que se realizara un correcto tratamiento y una evacuación final sin control hacia los cursos de agua con los efectos contaminantes ya descritos.

Posteriormente a la crisis energética de la década de 1970, y con una cobertura de energía eléctrica a nivel rural muy escasa, se desarrolló un importante plan piloto con la instalación de biodigestores. A continuación se presentan resultados obtenidos en la evaluación de uso de efluentes de biodigestor aplicados al suelo 30 días antes de la siembra de diferentes cultivos (Cuadro 2).

Dosis de Efluente	Sorgo Forrajero	Maíz para silo	Avena
	kg MS/ha		
Testigo 0	3280	9853	4350
33000 L/ha	4630	11203	4453
66000 L/ha	3410	13965	5738

Cuadro 2. Rendimiento de sorgo forrajero, maíz para silo y avena producidos con dos dosis de efluentes de biodigestor. Adaptado de Silva et al., 1992

En este trabajo se observaron diferencias en contenido de N, P y K en planta, a favor de los tratamientos con efluentes y aumentos en los niveles de estos nutrientes en el suelo al finalizar el experimento.

Con una nueva crisis energética a cuestas y frente a una concientización elevada de los problemas ambientales y las exigencias internacionales de una producción con vocación exportadora y en pleno crecimiento, aumenta la necesidad de un replanteo de este tipo de tratamiento. Indudablemente este tratamiento de efluentes tiene las ventajas de recuperar el gas producido (CH_4) y la obtención de un subproducto de baja relación C/N, si bien tiene como desventaja que requiere una atención permanente, con incorporación de operarios calificados para operar la carga y descarga del sistema. Actualmente existen desde modelos de biodigestores muy simples hasta construcciones industriales de elevada tecnología. La clave de este tipo de tratamiento radica en la proporcionalidad del tamaño y tipo de biodigestor en función de la materia prima disponible (estiércol de la primera barrida y trampa de sólidos). Estos equipos representan una invaluable ayuda en sistemas de producción de lácteos, como la quesería artesanal. El simple proceso de transformar el metano (CH_4) en dióxido de carbono (CO_2) baja además la incidencia relativa en la producción de gases de efecto invernadero. Debemos recordar que se considera que cada molécula de CH_4 es 20 veces más efectiva que cada molécula de CO_2 para atrapar radiación infrarroja.

Estiércol seco. Otra alternativa de manejo de efluentes puede ser la separación de sólidos y posterior tratamiento del componente líquido restante. Como consecuencia de diferencias en tiempo de estacionamiento y porcentaje de los sólidos totales que son retenidos en la primera etapa puede originar productos finales con diferentes cualidades. En algunos establecimientos se recogen los sólidos producidos al final del ordeño, acondicionándolos en pilas protegidas o a la intemperie en la mayoría de las situaciones. En consecuencia se producen importantes pérdidas de los componentes solubles por lixiviación (N, K e incluso algo de P), así como pérdidas gaseosas durante el almacenamiento, dependiendo de la compactación, condiciones ambientales y cantidad de estiércol acumulado, la magnitud de estas pérdidas.

En estas condiciones con predominio de anaerobiosis y alternancia de aireación se producen en el interior de las pilas sustancias tóxicas que al ser aplicadas al

suelo concentradas en pequeñas superficies, por ejemplo en almácigos, pueden producir daños, incluso la muerte de plántulas. En función de lo anterior siempre es recomendable previo al uso de este tipo de material realizar o exigir una prueba de viabilidad de plántulas del lote involucrado. Otra precaución es considerar un tiempo de espera suficiente, una vez incorporados al suelo, para completar la evolución de los materiales. Esto permitiría partir de una condición menos peligrosa respecto a estas sustancias, e incluso bajar la población de microorganismos no deseables presentes en el material.

Compostaje. La realización de compostaje de los residuos asegura la obtención de un producto inocuo y con buena relación C/N, siempre y cuando se realice un procedimiento correcto de tratamiento del estiércol.

Lombricultura. El proceso de lombricultura generalmente genera un excelente producto para aplicación al suelo, respecto a su aporte de nutrientes, siendo la existencia de semillas de malezas el principal problema que subsiste, el cual está en función del origen del estiércol utilizado. En la medida que la alimentación del ganado se realice en base a ración y cultivos limpios, la problemática disminuye.

Cámaras sépticas o piletas de retención. Otra alternativa de tratamiento del efluente consiste en el estacionamiento temporal de los sólidos retenidos en cámaras sépticas o piletas de retención de poca profundidad. Generalmente en la cámara séptica se producen productos más homogéneos que en la pileta abierta, ya que en el segundo caso se forman diferentes capas por decantación. Antes de su utilización en las dos situaciones debe realizarse una homogeneización del material, como forma de aplicar una enmienda que produzca un efecto uniforme sobre el suelo receptor.

APLICACIÓN DE EFLUENTES DE LECHERÍA PARA LA PRODUCCIÓN DE FORRAJE

Cuando se realiza la retención de sólidos dentro de un sistema de tratamiento de efluentes, las cantidades de los nutrientes que pueden ser reciclados son diferentes. Generalmente se observa una disminución importante de la fracción soluble de N, P y especialmente K, el cual, como se mencionó, no forma parte de las estructuras orgánicas. En el Cuadro 3 se presentan los contenidos promedio de nutrientes del material extraído cada 20 días durante 3 años de una pileta de retención de sólidos y de una laguna anaeróbica luego de 5 años de estacionamiento (Casanova et al., 2004). Se evaluó además el uso productivo de los materiales provenientes de estos tratamientos de efluentes en la Cuenca Lechera Sur del Uruguay. En el Cuadro 3 se presentan valores promedio y coeficientes de variación (CV) los cuales se refieren a la variabilidad entre muestreos en la pileta y a la variabilidad entre capas de efluentes al desagotar la laguna.

	% MS		% N		% P		% K	
	Pileta	Laguna	Pileta	Laguna	Pileta	Laguna	Pileta	Laguna
Media	15.4	31.4	1.12	0.89	0.19	0.15	0.53	1.74
CV %	15	45	17	26	37	27	26.0	37

Cuadro 3. Caracterización de efluentes provenientes de una pileta de retención de sólidos (20 días de estacionamiento) y de una laguna anaeróbica (5 años de estacionamiento). Promedio (media) y coeficiente de variación entre muestreos en el caso de la pileta y entre capas de material en el caso de la laguna anaeróbica (CV %). Casanova et al. 2004.

Con la actual tendencia en la producción lechera hacia la predominancia de la siembra directa en la implantación de los cultivos y pasturas, debemos alertar sobre algunas limitaciones de la aplicación directa de los efluentes. Generalmente la aplicación de los efluentes se realiza luego de períodos de estacionamiento menores a 30 días, por lo cual se mantienen los valores de relación C/N elevados, existiendo materiales en partículas finas con escasa evolución. Estos materiales al ser aplicados generan elevada compactación superficial (costras), pudiendo afectar el crecimiento de las pasturas implantadas y sobre todo la emergencia de cultivos recién sembrados. Resultados similares a los de este trabajo fueron reportados por La Manna et al., 2004, especialmente en verdeos de invierno, notándose una tendencia a revertirse el efecto negativo del agregado de estiércol fresco luego de varios años de agregados.

En consecuencia debería tenerse la precaución de reciclar los efluentes frescos en zonas sin cultivos y con un tiempo de espera que permita lograr la evolución del material una vez aplicado al suelo. Sería deseable su incorporación y mezclado con el suelo como forma de acelerar la evolución y evitar las posibles pérdidas de nutrientes que se dan en aplicaciones superficiales.

CONCLUSIONES

Considerando los precios actuales de los fertilizantes comerciales y en función de un uso productivo de los recursos naturales cada vez más estricto, creemos que los esfuerzos en el reciclaje de los nutrientes involucrados en la producción lechera debe ser abordado en forma interdisciplinaria y poniendo en consideración todas las posibilidades existentes. Si se logra este cometido, se habrá dado un paso importante en la toma de decisiones que hagan viables las propuestas. Las políticas empresariales que estimulen el tratamiento de los residuos que se generen asegurarán el éxito prolongado de lo propuesto, o en su defecto será una simple preocupación coyuntural.

BIBLIOGRAFÍA

- Ball, P.R. and Keeney, D.R. 1981. Nitrogen losses from urine affected areas of New Zealand pasture under contrasting seasonal conditions. Proc. Int. Grass. Congr. 14:342-344
- Casanova, O; Durán, A; del Pino, A y R. Melo. 2004a. Reciclaje y uso productivo de efluentes de tambo – Informe final. Agosto 2004.
- Casanova, O; Durán, A; del Pino, A y R. Melo. 2004b. Reciclaje de los efluentes de tambo en un sistema de producción lechera sostenible. 2004. Congreso de Agroecología-Porto Alegre, Brasil 22 a 25 de noviembre de 2004.
- Del Pino, A y J. Hernández. 2002. Ciclaje de fósforo por animales bajo pastoreo en campo natural y mejoramientos con leguminosas sobre suelos de Basalto. Agrociencia 6:47-52
- Haynes, R. J. 1980. Competitive aspects of the grass-legume association. Advances in Agronomy 33:227-261
- Haynes, R. J. and Williams, P. H. 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. Advances in Agronomy 49:119-196.
- Hutton, J. B., Jury, K.E. and Davies, E.B. 1965. Studies of the nutritive value of New Zealand dairy pastures. New Zea. Jou. Agr. Res. 8, 479-496.
- La Manna, A., Mieres, J., Acosta, Y. y Torres, I. Utilización de efluentes de tambos-

Resumen de investigación. Resultados Experimentales de Lechería Actividades de difusión de INIA N 361 de Junio del 2004

- Lambert, M.G., Clark, D.A., Grant, D.A., Costall, D., Fletcher, R.W. 1983. Influence of fertiliser and grazing management on North Island hill country. New Zea. Jou. Agr. Res. 26:95-108
- Perdomo, C., Casanova, O, y Ciganda, V. 1998. Relevamiento de contaminación de aguas con nitrato en distintas zonas de Uruguay. En 4to. Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea - 16 al 20 de noviembre de 1998. Montevideo-Uruguay
- Ryden, J.C. 1986. In Nitrogen fluxes in intensive grassland systems, Ed. H. G. Van der Meer, J.C. Ryden, C.G. Ennick. Martinus Nijhoff. Dordrecht, NI.
- Silva, A., Ponce de León, J., Cavassa, R., Reyes, W. 1992. Efecto de la aplicación de efluentes orgánicos de tambo sobre la producción de verdeos y propiedades físico – químicas del suelo. Notas Técnicas N° 16. Facultad de Agronomía. Montevideo. Uruguay.

ANEXO3–ESTUDIODELADINÁMICADELOSEFLUENTES DE TAMBOS SIN SISTEMA DE TRATAMIENTO EN DISTINTAS CONDICIONES AMBIENTALES

Lic. Biología Luis Ordeig Di Leone

Materiales y Métodos

190

El sitio de estudio se concentra en la cuenca baja del río Santa Lucía Chico, en el departamento de Florida, en particular en torno a la ciudad de Florida. Para determinar la zona de trabajo se parte de la caracterización de la cuenca realizada por el Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio de la Facultad de Ciencias, UdelaR (BARTESAGHI et al., 2006) considerando la región con mayor densidad de tambos para el área objetivo.

Para la selección de las unidades productivas se contó con la colaboración de la Oficina de Desarrollo de la Intendencia Municipal de Florida (IMF) a través de su Director, Ing. Agr. Alejandro Echeverría y del Ing. Agr. Andrés Barreira de la ANPL (Asociación Nacional de Productores de Leche). Se realizó una primera reunión en que se presentó los objetivos del presente trabajo a la IMF y ésta manifestó su interés generando el contacto con la ANPL de Florida. En una siguiente reunión con esta institución se definió una serie de tambos sobre la que se ajustó el número final de predios a muestrear y se estableció el contacto directo con cada uno de los productores. A partir de allí se comienza a planificar las campañas de muestreo.

Fueron muestreados seis tambos de entre 48 y 102 vacas en ordeño con distintos criterios de manejo en cuanto a los efluentes generados y sobre un mismo grupo de suelos CONEAT (Comisión Nacional de Estudio Agroeconómico de la Tierra) en enero de 2007. En estos establecimientos se realizó un cuestionario al propietario del tambo que permitió caracterizar las variables que a priori se podrían considerar que están más relacionadas con el volumen y las características del efluente vertido: volumen de agua utilizada, número de vacas en ordeño, tiempo que se demora en realizar la maniobra de ordeño, área de la zona bajo limpieza, y si se separa o no el material sólido antes de la limpieza con agua.

En cada establecimiento se determinó la pendiente del terreno sobre el que circula el efluente. Este valor determina, junto con la canalización, la velocidad del flujo y ésta establece el tiempo de intercambio entre el efluente y el suelo que podría favorecer la reducción de la carga de nutrientes del efluente. La pendiente fue medida con nivel óptico. Se midieron las distancias lineales entre el punto de vertido (salida de la sala de ordeño) y el punto de captación. Para determinar el punto de captación en aquellos sitios en que no llega directamente a un curso de agua, se consideró el punto más alejado en que se observaron influencias del vertido. Estas distancias fueron medidas mediante GPS (Global Positioning System). También se determinó la distancia recorrida por el efluente y si esta distancia es recorrida a través de un canal o a través de la superficie del suelo.

La información de la pendiente, la distancia y el tipo de flujo se sistematizó a partir de su integración en un índice de comportamiento de flujo que representa una medida de la posibilidad del efluente de reducir su carga de nutrientes por interacción con el suelo.

La construcción del índice de comportamiento de flujo se basa en la categorización de cursos de agua propuesta por RUST, (1978), y agrega modificaciones de manera de generar una variable continua que sea posible integrar en los análisis estadísticos. La categorización de Rust considera la sinuosidad del curso y su multiplicidad. La sinuosidad tiene en cuenta la relación entre el recorrido del curso de agua y la distancia lineal que separa el punto inicial y el final. La multiplicidad es una medida de la diversificación de la corriente, calculado como el número de islas presentes en un arco de meandro (PEDRAZA, 1996).

El índice de comportamiento de flujo se construyó como el cociente entre multiplicidad y el índice de sinuosidad. Para la multiplicidad se consideró una escala derivada de los criterios propuestos por (PEDRAZA, 1996), ajustando los valores máximos y mínimos, siendo seis para aquellos efluentes que son vertidos directamente al campo y escurren superficialmente sin formar un canal principal y 0,5 para los efluentes que circulan por una vía totalmente canalizada. Aquellos tambos en que el régimen de comportamiento del efluente es mixto (parte canalizada, parte sin canalizar) se ponderó linealmente según porcentaje que recorre en cada régimen (canalizado, sin canalizar). Valores mayores de índice de comportamiento de flujo indican una probabilidad menor de intercambio entre el efluente y el suelo.

La determinación de estas variables se realizó utilizando el SIG (Sistema de Información Geográfico) de la cuenca disponible en el LDSGAT (Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio) y las imágenes satelitales disponibles en GoogleEarth (enero de 2008).

Se realizaron muestreos de suelo para determinar las concentraciones de NO₃ a lo largo del trayecto del efluente. Las muestras de suelos se obtuvieron entre 3 y 5 horas posteriores a la finalización de la maniobra de ordeño en todos los casos. Se tomaron seis puntos de muestreo en cada tambo separados de manera logarítmica, es decir, se consideró el logaritmo de la distancia recorrida por el efluente y se dividió en cinco partes iguales (Fig.2 y Tabla 2). De esta manera se determinaron ecuaciones para las distancias de los puntos de muestreo para cada tambo (Tabla 2). En cada punto se tomaron muestras a tres profundidades, superficie, zona de acumulación de arcilla del horizonte B y comienzo del horizonte C. En cada profundidad se tomó una muestra compuesta por la zona central y ambas márgenes de la zona alcanzada por el efluente. Para la determinación de las profundidades se realizó un cateo y las muestras se tomaron a profundidades estándar en base a los promedios. No siempre fue posible tomar las tres muestras, en algunos casos la pérdida de los horizontes superficiales provocada por el arrastre del efluente imposibilitó la extracción de las muestras en profundidad.

Ecuación Muestra	Tambo1	Tambo2	Tambo3	Tambo4	Tambo5	Tambo6
0	$Y=0,8187\ln(x)+1$ Pto. de Vertido	$y=0,8472\ln(x)+1$ Pto. De Vertido	$y=0,725\ln(x)+1$ Pto. de Vertido	$y=0,9242\ln(x)+1$ Pto. de Vertido	$y=0,7224\ln(x)+1$ Pto. de Vertido	$y=0,767\ln(x)+1$ Pto. de Vertido
1	1 m	1 m	1 m	1 m	1 m	1 m
2	3,4 m	3,3 m	4,0 m	3,0 m	4,0 m	3,7 m
3	11,5 m	10,6 m	15,8 m	8,7 m	16 m	14 m
4	39 m	34,5 m	63 m	26 m	64 m	50 m
5	132,4 m	112,3 m	249 m	75,8 m	254 m	184 m

Tabla 2: Ecuaciones para determinar las distancias de muestreo en cada tambo. Las distancias son medidas desde el punto de vertido del efluente.

Si bien varios autores consideran al fósforo como uno de los principales contaminantes (NOSETTI et al, 2002B; MAZZEO et al., 2002; DE LEON, 2002), responsable de problemas de eutrofización de aguas superficiales (EPA, 2000; MAZZEO et al., 2002) y al nitrato que lixivia hacia aguas subterráneas como un factor contaminante y de riesgo para la salud humana (HERRERO, 2000; AUGÉ, 1996; FLIPOT & OUELLET, 1988; MADEC, 1997; MAZZEO et al., 2002), en este trabajo se avanzó en el estudio de la dinámica de las concentraciones de NO_3^- a través del recorrido del efluente, quedando el estudio del P y K para posteriores estudios.

192 La concentración de NO_3^- fue determinada en el Laboratorio de Fertilidad y Fertilizantes de la Facultad de Agronomía, UdelaR (Universidad de la República) por la Técnica de Reducción a Nitritos en Columna de Cadmio Cuperizado y posterior determinación colorimétrica (Keeney y Nelson, 1982).

La información relevada (pendiente, tipo de flujo, coeficiente de sinuosidad, etc.) y los resultados de laboratorio se ordenaron en una matriz que integra la información ambiental y los resultados del contenido de nitrato considerando la diferencia relativa en la concentración de nitratos. La diferencia relativa se calculó como la resta entre el promedio de los primeros tres puntos de muestreo y el último punto, dividida entre el valor inicial. El objetivo de utilizar esta diferencia relativa (diferencia absoluta dividida la concentración inicial) es poder comparar los comportamientos entre tambos que liberan un efluente con grandes diferencias de concentración.

Para evaluar la importancia relativa de cada una de las variables consideradas, se utiliza el método de análisis de componentes principales (ACP) a partir de la matriz construida. Para el análisis de Componentes principales se utiliza el programa SPSS 14.1. Los ACP no son técnicas descriptivas ni explicativas en sí mismas, sino que pueden ser empleadas en ambos sentidos según el interés del investigador. Se utilizan para reducir el volumen de información y comprender la importancia de las variables en el funcionamiento del sistema o para formular hipótesis, lo que dependerá de los objetivos del trabajo (JAMESY & MC CULLOC, 1990; PÍA, 1986). Los principales atributos del análisis multivariado, en especial el ACP, es reducir la gran cantidad de información contenida en la matriz original en un pequeño conjunto de variables (componentes principales), representativas de la variabilidad del sistema y sin pérdidas significativas de información (REIS, 1997). La aplicación de un ACP en este trabajo posibilita la representación de todas las variables en todos los tambos en un espacio de dos dimensiones que explica la dispersión de las variables originales y el comportamiento de los efluentes de los tambos considerados (CARRASCO, 2002). En este caso a través del ACP se pretende obtener nuevas variables sintéticas (componentes) no correlacionadas que agrupen a las variables originales (relacionadas entre sí), de forma que estas nuevas variables expliquen el comportamiento de las variables originales y por tanto el máximo de la variabilidad total del sistema.

Se analizaron los aportes de los factores: vacas en ordeño, área limpiada, tiempo de la maniobra de ordeño, distancia que recorre el efluente, volumen de agua utilizado en la limpieza, pendiente, índice de comportamiento de flujo, eficiencia del uso del agua por vacas en ordeño, eficiencia del uso del agua por metro limpiado. De todas las variables que se consideraron en el ACP, se observó que los factores: pendiente, volumen y eficiencia en área resultaron redundantes y al eliminarse, mejoró la explicación del modelo, por lo que se analizarán los resultados del Análisis de Componentes Principales sin estos factores.

Resultados

A. Caracterización de los predios

Comenzando por el Tambo 1, se observa que es uno de los tambos de menor número de vacas en ordeño, con la mayor pendiente estudiada, alto volumen de agua utilizada y una maniobra de ordeño relativamente larga respecto al número de vacas (Tabla 3). En cuanto al manejo del efluente, separa los sólidos con una pala antes del lavado y vierte un efluente con una alta carga de nitratos a campo donde recorren aproximadamente 127 m, estando sin canalizar la mayor parte de este recorrido hasta alcanzar un ramal de Río Santa Lucía Chico con una carga, si bien alta, bastante menor que en el punto de vertido (Tabla 3 y 4). El productor declaró tener problemas con el agua para bebida del ganado proveniente de esta fuente, vale decir que se encuentra muy próximo a la ciudad de Florida que probablemente afecte también a la calidad del agua.

193

El Tambo 2 tiene 60 vacas en ordeño, utiliza 3000 litros de agua para la limpieza en la cual no separa sólidos y vierte los efluentes sobre una pendiente de 3,9 %, la menor de las analizadas, a campo, sin canalizar sobre un terreno profusamente cubierto de vegetación donde recorre alrededor de 112 m hasta llegar a un cañaveral de tacuaras y luego a una cuneta al borde del camino (Tabla 3). Los valores de concentración de nitrato son relativamente bajos en el punto de vertido y realiza una buena descarga de nutrientes en el trayecto, llegando al cañaveral con un valor de 0,7 mg/kg de N-NO₃ (Tabla 4).

Al considerar el Tambo 3 se observa que ordeña 48 vacas, lo que lo convierte en el más pequeño en este sentido, utiliza 1500 litros de agua para la limpieza de la sala de ordeño y la sala de espera en la cual no realiza separación de sólidos, vierte sus efluentes sobre una pendiente de 4,1 %, con una concentración inicial de N-NO₃ de 19,1 mg/kg, en una pradera muy pastoreada en la cual recorre 249 metros (de los cuales un 70 % no están canalizados) hasta alcanzar un tajamar (no analizado pero en el que se observan síntomas de eutrofización), con una carga 5,2 mg/kg en el punto de ingreso al tajamar (Tablas 3 y 4).

	Pend. (%)	Nº de vacas	Vol. agua/día (L)	Área que se limpia (m ²)	T. ordeño (horas)	Separa sólidos	Flujo del Efluente	ICF	Distancia	ag/vo
Tambo 1	6,5	50	4000	50	2	si	sin canalizar	0,149 90%	127	0,8
Tambo 2	3,9	60	3000	100	1:45'	no	sin canalizar vegetación (yuyal)	0,033	112	0,5
Tambo 3	4,1	48	1500	60	2	no	sin canalizar el 70% del recorrido	0,046	249	0,31
Tambo 4	5,1	60	1500	170	2:30'	si	sin canalizar sobre pradera	0,033	76	0,25
Tambo 5	4,6	102	4000	96	2	no	canalizado flujo rápido	0,889	197	0,39
Tambo 6	6,1	101	4200	141,5	3	no	canalizado flujo rápido	1,845	143	0,42

Tabla 3: Características de los tambos relevadas en el campo. ICF: índice de comportamiento de flujo; ag/vo: eficiencia del uso del agua

El Tambo 4 ordeña 60 vacas en un tiempo de 2:30 horas, separa los sólidos generados durante la maniobra de ordeño y limpia un área de 170 m² con 1500 litros de agua siendo también el más eficiente en cuanto al volumen de agua utilizado por vaca ordeñada. Vierte el efluente sobre una pradera con pendiente de 5,1 % sin canalizar el flujo, recorriendo una distancia de 76m aproximadamente, donde se deja de apreciar las influencias del mismo (Tabla 3). Los valores iniciales y finales de N-NO₃ respectivamente son 111 y 16,9 mg/kg (Tabla 4). Se debe destacar que este tambo es aquel que logra una mayor diferencia absoluta de concentración de nitratos.

Tambo	DIF	Inicial	Final	Dif. Relativa
1	61,2	79,3	18,1	0,77159243
2	10,7	11,4	0,7	0,94265948
3	13,9	19,1	5,2	0,72571384
4	94,5	111,4	16,9	0,84804487
5	0,4	0,7	0,3	0,60583831
6	4,4	4,8	0,4	0,91808157

194 Tabla 4: Diferencia de concentración de nitratos (mg/kg de N-NO₃ entre el punto de vertido y de captación (DIF), valores iniciales y finales.

Los tambos 5 y 6 son los más grandes en cuanto al número de vacas en ordeño, vierten sus efluentes a campo con un flujo totalmente canalizado y no separan la materia sólida. Para el Tambo 5 el tiempo de la maniobra de ordeño es de 2 horas, el volumen de agua utilizado es 4000 litros sobre un área limpiada de 96 m² vertiendo el efluente en una pendiente de 4,6% en que recorre 197 m (Tabla 3). La concentración inicial de nitratos para este tambo es 0,7 y la final 0,3 mg/kg, obteniendo la menor diferencia relativa de concentración de nitratos (Tabla 4). El Tambo 6 vuelca sus efluentes sobre una pendiente de 6,1 %, obtenidos a partir de un volumen de 4200 litros de agua utilizados para limpiar un área de 141,5 m² que recorren una distancia de 143 m. La maniobra de ordeño de este tambo dura unas tres horas, siendo la más larga de las consideradas.

(Tabla 3). Los valores de N- NO₃ inicial y final son 4,8 y 0,4 mg/kg respectivamente (Tabla 4).

B. Análisis de Componentes Principales.

A través del ACP se determinaron dos componentes principales que explican un 72 % de la variabilidad del sistema, siendo el aporte de la Componente 1 un 41,8 % (Tabla 5). La primer componente, se correlaciona en un 94,5% con el factor índice de comportamiento de flujo (ICF), 89,7 % con el número de vacas en ordeño (vo), 79,6% con el tiempo (t). La segunda componente se asocia un 90,3 % a la Diferencia Relativa (dif. Relativa) y negativamente con la distancia (dist) un 88,8 % (Tabla 6). Estas asociaciones se pueden observar gráficamente en la (Fig. 3).

Component	Initial Eigenvalues		
	Total	% of Variance	Cumulative %
1	2,511	41,858	41,858
2	1,809	30,157	72,015
3	,976	16,261	88,276
4	,415	6,912	95,189
5	,289	4,811	100,000
6	-1,4E-016	-2,34E-015	100,000

Tabla 5: Variación total explicada por cada Componente Rotadas

	Component	
	1	2
dif. Relativa	,025	,903
vo	,897	-,133
ICF	,945	,044
ag/vo	-,382	,171
dist	,101	-,888
t	,796	,423

Tabla 6: Matriz de las Componentes

En el gráfico se aprecia que las variables diferencia relativa (dif Relativa) y distancia (dist) se relacionan inversamente. Este dato es destacable dado que a priori podríamos suponer que la distancia ente el punto de vertido del efluente y el punto de captación lograría explicar en buena medida la disminución en la concentración de nutrientes en el efluente y no fue así; esto implica que son posibles buenos comportamientos (reducción en la concentración de nitratos) en distancias cortas.

Si consideramos aquellas variables más asociadas a la Componente 1 (ICF 0,945; vo 0,897; t 0,796; agvo -382), y considerando que esta componente es quien explica la mayor parte del comportamiento del sistema (41,9%), observamos que son factores manejables por el productor a nivel predial. La relación entre las vacas en ordeño y el tiempo, es la eficiencia de la maniobra de ordeño (mejorable reduciendo el tiempo de encierro del ganado) el ICF es manejable a través del grado de canalización del flujo y del coeficiente de sinuosidad del canal por la cual éste transita, este índice es una medida de la capacidad del sistema suelo-efluente para disminuir la carga de nutrientes. La agvo es la eficiencia del uso del agua calculada como el cociente entre el volumen de agua utilizado y el número de vacas en ordeño.

Al considerar la Componente 2 y los factores más asociados a ella (Distancia -0,888; Diferencia Relativa 0,903) el factor distancia, se relaciona inversamente con la variable de estudio Diferencia Relativa, lo que significa que en el presente caso de estudio, es esperable que al disminuir la distancia entre el punto de vertido y captación del efluente aumente la diferencia de concentración de nitratos entre estos puntos, resultado que intuitivamente es opuesto al esperado. Este comportamiento denotaría el hecho de que son otras variables de manejo más importantes que la distancia en si misma. Los tambos estudiados que vertían en distancias menores tuvieron un manejo más eficiente del efluente, independientemente de su distancia. Al ser analizados se correlacionó menores distancias con mejores comportamientos, lo que no es una generalidad, al analizar los tambos se verá que son otras las variables que explican este mejor comportamiento, o lo que es lo mismo, mayores diferencias de concentración de nitratos.

El ACP permitió a su vez relacionar los tambos entre si y con el plano de las 2 componentes (Fig. 4) y analizar su posición respecto a la diferencia relativa (Fig. 4 y Tabla 4), a la Componente 1 y a la Componente 2.

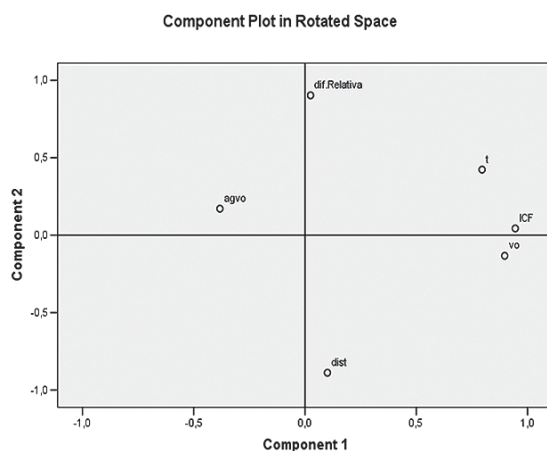


Fig. 3: Posición relativa de los factores distancia (dist.), número de vacas en ordeño (vo), índice de comportamiento de flujo (ICF), eficiencia en el uso del agua (agvo), tiempo (t) y diferencia relativa (dif. Relativa) respecto a los ejes de las componentes principales

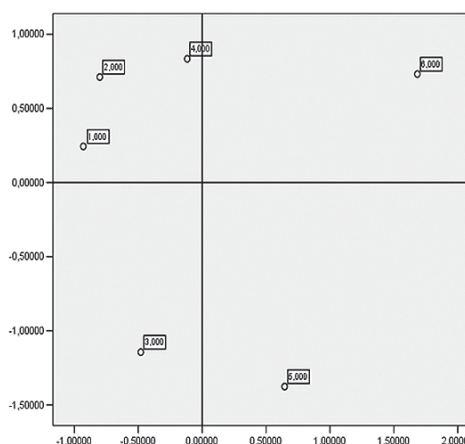


Fig. 4: Posición relativa de los tambos respecto a las dos componentes principales

Se observa que el Tambo 1 forma un grupo con los tambos 2 y 4 en la gráfica respecto a las componentes principales (Fig. 4), es con ellos, el grupo de los tres mejores tambos respecto a la Diferencia Relativa (exceptuando al Tambo 6, por razones que discutiremos más adelante) (Tabla 4). Este tambo comparte con los otros dos del grupo la característica de tener la mayor parte del recorrido sin canalizar y se encuentran en el mismo semiplano que el factor agvo.

El Tambo 2, se encuentra respecto a la Componente 1 en el extremo opuesto a los factores: vo, ICF y t. Al considerar estos factores en la Tabla 3 se destacan bajos valores para ICF y t. Asociado a ese bajo índice de comportamiento de flujo se debe prestar atención al hecho de que el recorrido está totalmente cubierto de vegetación.

El Tambo 3, siendo el de menor tamaño en cuanto al número de vacas y el de menor volumen de agua y con un ICF que indicaría una buena posibilidad de descargar nutrientes del efluente, no tiene un buen comportamiento en comparación a los otros tambos (Tabla 4).

El cuanto al Tambo 4, se debe destacar que es aquel que logra una mayor diferencia absoluta de concentración de nitratos y es el tercero respecto a la diferencia relativa. El hecho de encontrarse alejado de los factores vo, ICF y t respecto a C1 explicaría esta posición.

El Tambo 5 se encuentra apartado de los demás tambos respecto a los ejes de las dos componentes principales y es el que mostró una menor capacidad de mejorar la calidad del efluente a través del recorrido hasta el punto de captación. Si bien se debe tener en cuenta el bajo valor de N-NO₃ cercano al límite de detección de la técnica (del Pino, Comunicación personal), son, junto con el Tambo 6, los tambos que poseen mayor ICF, lo que indicaría una baja capacidad para disminuir la carga de nutrientes.

Este último tambo si bien tiene una gran diferencia relativa (Tabla 4), al observar su posición respecto a la Componente 1 se ubica muy cercano a los factores ICF, t y vo (Fig. 4). Esta posición coincide con los datos expuestos en la Tabla 3 en la cual es posible observar que es el predio con mayor valor de ICF, con un alto número de vacas en ordeño, con la maniobra de ordeño más larga de las consideradas (dura unas tres horas aproximadamente) y en donde no se separan sólidos. Dadas estas características se esperaría un efluente muy cargado de nutrientes y con baja probabilidad de descargarse de los mismos en el trayecto.

Discusión

Si los tambos son ordenados en función de su diferencia relativa, siendo los de mayor diferencia mejores, el Tambo 2 es el mejor de los evaluados (Tabla 7). El buen comportamiento de este tambo se podría atribuir al bajo ICF, lo que implicaría una alta probabilidad de intercambio entre el efluente y el sistema suelos-plantas. El hecho de que el recorrido se encuentra cubierto por vegetación densa podría estar aumentando esta probabilidad. Otra característica que puede favorecer este buen comportamiento es el uso eficiente del tiempo, debido a que se reduce el tiempo en que los animales pueden hacer sus deyecciones en el área que luego será limpiada generando una concentración de nutrientes que posteriormente será exportada hacia los cursos de agua.

Siguiendo el orden de los tambos de la Tabla 7 el siguiente es el Tambo 6. Si observamos sus características esperaríamos una muy baja performance en la mejora de calidad del efluente. La gran diferencia relativa en este caso se explicaría por las características del suelo y no por un buen comportamiento en cuanto a la capacidad del sistema para descargar nutrientes del efluente. De acuerdo a la metodología usada, el muestreo fue realizado en suelo y en horas alejadas de la hora del ordeño. Las características de ubicación del tambo en una zona alta, en el punto de descarga el suelo es muy superficial y los sedimentos son graníticos fragmentados, por tanto la capacidad de retención de la carga del efluente es mínima. Las particularidades de manejo en este predio (recorrido totalmente canalizado, no separa sólidos, gran volumen de agua y área limpiada) generan que el efluente se descargue como a través de “un caño” de manera que casi no realiza intercambio con el suelo y al momento de muestreo éste se halló “limpio”, habiendo sido todos los nitratos arrastrados por el agua y por tanto no se detectaron en el suelo muestreado.

Tambo	DIF	Inicial	Final	Dif. Relativa	# Tambo según Dif.Rel (>a<)
2	10,7	11,4	0,7	0,94265948	1°
6	4,4	4,8	0,4	0,91808157	2°
4	94,5	111,4	16,9	0,84804487	3°
1	61,2	79,3	18,1	0,77159243	4°
3	13,9	19,1	5,2	0,72571384	5°
5	0,4	0,7	0,3	0,60583831	6°

Tabla 7: Tambos ordenados según su Diferencia Relativa, siendo los “mejores” aquellos con mayores diferencias relativas

En el Tambo 4 es posible observar que vuelca sus efluentes sobre una gran pendiente y en una corta distancia obtiene una muy buena descarga. Esto apoya la hipótesis de buenos comportamientos en cortas distancias merced de un buen manejo, en este caso un uso eficiente del agua, separación de sólidos y un recorrido sin canalizar sobre un cultivo de pradera.

El cuarto tambo en el orden que se viene discutiendo es el Tambo 1. Siendo un tambo con pocas vacas en ordeño y que separa los sólidos podría esperarse un mejor comportamiento pero la ineficiencia en el uso del agua que se observa en la posición cercana a este factor en los ejes y el hecho de que el recorrido no canalizado esta escasamente cubierto de vegetación (campo engramillado) podría explicar su posición respecto a los otros tambos.

El Tambo 3 es el penúltimo tambo respecto a la diferencia relativa (Tabla 7). Dados los valores favorables de ICF, vo y volumen de agua utilizado se esperaría una gran disminución en la carga de nitratos a lo largo del recorrido. La baja performance en este sentido se podría atribuir a factores no considerados en el ACP como son la no separación de sólidos y al mal estado del tapiz vegetal por el que recorre el efluente con baja capacidad para extraer nutrientes.

El último tambo es el Tambo 5, muestra un comportamiento acorde a lo esperado por su alto ICF y la no separación de sólidos.

Conclusiones

El ICF aparece como una de las variables principales que condicionan el comportamiento del efluente. Si se excluye el tambo 6 cuyas características exigen un tratamiento diferencial del resto, la correlación entre la diferencia relativa en la carga del efluente y el valor obtenido del ICF es logarítmica con la forma $(-0,0751\text{Ln}(x) + 0,5996)$ y un coeficiente de correlación ($R^2 = 0,7$), Figura 5. El ICF entonces puede resultar un indicador del comportamiento de los efluentes, sensible a sus valores más bajos que indican una alta capacidad para la retención del nutriente evaluado.

198

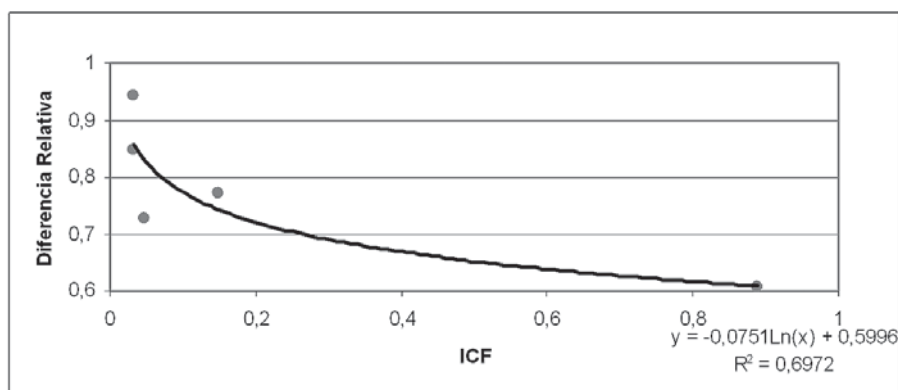


Figura 5: Correlación ICF – Diferencia Relativa

Este trabajo permitió aproximarse a la definición del ICF, es necesaria su validación en un número mayor de tambos que incluyan predios sobre distintos tipos de suelos y otros nutrientes.

Lo esperado para tambos con bajos ICF es una buena capacidad de mejorar la calidad del efluente y lo contrario para tambos con altos ICF. El caso ideal (ICF mínimo) se cumple en condiciones de flujo mínimo y mínima pendiente, situación similar a las condiciones de un humedal. El caso opuesto se da en recorridos totalmente canalizados con flujo rápido.

Se podrían esperar buenos comportamientos en cuanto a la disminución de la carga de nitratos en distancias cortas y pendientes moderadas, asociada a buenas prácticas de manejo de los efluentes tales como separación de sólidos, uso eficiente del agua, disminución del tiempo de encierro del ganado.

Recomendaciones

A partir de este trabajo surge la necesidad de investigar en el estudio del ICF como un indicador de la capacidad del sistema ambiental para disminuir la carga de nutrientes de los efluentes de manera de ser validado en un gran número de tambos, en distintas condiciones ambientales. En especial resulta interesante, por los resultados obtenidos con el tambo 6 avanzar en la evaluación de tambos en distintos tipos de suelos, en diferentes épocas del año y el recorrido de los efluentes interactuando con distintos tipos de cobertura vegetal, fundamentalmente en aquellos que presenten bajos valores de ICF.

Resulta necesario extender este tipo de trabajo en relación al comportamiento de otros nutrientes presentes en los efluentes de tambo y que potencialmente pueden generar problemas ambientales en los reservorios de agua, tales como K y P.

Por otra parte es necesario investigar la viabilidad económica y eficiencia de los humedales (naturales o artificiales) como alternativa de manejo para los efluentes en pequeños tambos y su vinculación con alternativas tales como abono verde, producción de madera, servicios ambientales y espacios de alta biodiversidad. Algunos criterios de arreglos espaciales, superficie destinada al comportamiento óptimo del ICF en condiciones de un humedal en relación al número de vacas en ordeño y el manejo eficiente del agua, son aspectos necesarios a incluir para complementar el diseño de alternativas sustentables de aplicación real.

Bibliografía

199

- AUGE M. 1996. 'Sobreexplotación y contaminación de acuíferos' Conferencia Congreso Internacional de aguas" de la AUGM, pag 12. Editorial EUDEBA, Bs.As., Argentina.
- BARTESAGHI L., CERONI M., DIAZ I., FACCIO C. 2006 P. Coordinadores Achkar M., Cayssials, R. & Domínguez, A. Programa Uruguay Sustentable. REDES – AT. Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio. Facultad de Ciencias. Udelar.
- BRAY R., KURTZ .T. ,1945. Determination of total organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Sci.* 59: 39-45
- CASANOVA O., DURAN A., MELLO R., del PINO A., 2007 'Manejo de Efluentes de Tambo' *Cangüe*; 29: 94-96 E.E.M.AC.
- DE LEON L., 2002 Floraciones de cianobacterias en aguas continentales del Uruguay. Causas y consecuencias. En: Domínguez, A. y Prieto.R. (Coord) Perfil Ambiental del Uruguay 2002. Editorial Nordan Comunidad. Montevideo. pp 27-37
- DINAMA, 2004. Guía de Diseño y Operaciones de Sistema de Tratamiento de Efluentes de Tambo. http://www.dinama.gub.uy/descargas/doc_tecnicos/leche.pdf
- EPA, OFFICE OF WATER, 2000. Animal Feeding operations in National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture in Watershed protection. www.epa.gov/owow/nps/agmm/index.htm
- FLIPOT, P. ; OUELLET, G. 1988. Mineral and Nitrate content of swine drinking-water in four Quebec regions, *Can. J. Ani. Sci.*, 68: 997-1000.
- HERRERO M., MALDONADO MAY V., SARDI G., FLORES F., ORLANDO A., CARBÓ L. 2000 Distribución de la calidad de agua subterránea en sistemas de producción agropecuarios Bonaerenses , 1 – Calidad físico – química y utilización del agua, *Rev. Arg. Prod. Ani.* – 20 (3-4): 229 –237
- KEENEY Y NELSON, 1982. Evaluation of Manual Cadmium Reduction Methods for Determination of Nitrate in Potassium Chloride Extracts of Soils. A contribution of the Indiana Agric. Exp. Stn. Purdue Univ., West Lafayette, IN 47907. Supported in part by Grant no. G005335 from the USEPA through the Great Lakes Natl. Program Office. Journal Paper no. 9277.
- MADEC F. 1997. Abreuvement des truies en élevage confiné intesif observations épidémiologiques. *Le point Veterinaire*, 19 (109): 611-617.
- MALCUORI, E. et. al. 1999 'Guía para el tratamiento de efluentes en predios lecheros' CONAPROLE/ MVOTMA/Fac.Vet.
- MAZZEO N. et al. 2002 Eutrofización: causas, consecuencias y manejo. En: Domínguez, A. y Prieto. R. (Coord) Perfil Ambiental del Uruguay 2002. Editorial Nordan Comunidad. Montevideo. pp 39-55
- NOSETTI L., HERRERO M., POL, M., MALDONADO MAY V., KOROL S., ROSSI S., GEMINI V., FLORES M., 2002 'Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros I. Demanda de agua y manejo de efluentes' *Revista InVet.* 2002, 4(1): 45-54 Buenos Aires Argentina.
- PEDRAZA J. 1996 'GEOMORFOLOGIA: Principios, Métodos y Aplicaciones', Editorial Rueda, S.L., Madrid p.:226
- PERDOMO C., CASANOVA O., CIGANDA V., 1997. Fuentes de contaminación de aguas con NO3 en el Litoral Oeste del Uruguay. *Agrociencia* (2001) Vol V.Nº5, págs. 10-22
- RUST B.,1978.'A classification of alluvial channel systems' en A.D. Miall (ed.), *Fluvial Sedimentology*, *Can. Soc.Pet.Geol. Mem.*, 5, 187-198
- TERRÁDEZ M. 'Análisis de Componentes Principales' www.uoc.edu/in3/emath/docs/Componentes_principales.pdf

ANEXO 4 - VALIDACIÓN DEL USO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS EN TAMBOS. AVANCES EN URUGUAY.

PhD Ing. Quím. Silvana Perdomo
Ing. Quím. Jorge Castro
Ing. H/A Gonzalo Fernández
Ing. Agr. Gerardo Vanerio
Sr. Pablo Morales

200

El proyecto “Validación del uso de humedales construidos para la gestión de residuos líquidos y lodos en establecimientos lecheros”, del Programa de Servicios Agropecuarios, PSA, del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, MGAP, ha sido financiado por el Banco Interamericano de Desarrollo, BID, y ejecutado por las siguientes instituciones:

- Laboratorio Tecnológico del Uruguay, LATU.
- Intendencia Municipal de Canelones.

La iniciativa ha sido apoyada por:

- Asociación Nacional de Productores de Leche.
- Agremiación de Tamberos de Canelones.

La responsabilidad técnica del proyecto ha sido ejercida por la Dra. Silvana Perdomo.

El proyecto tuvo como objetivos principales:

- La validación tecnológica del uso de humedales construidos en el tratamiento de residuos líquidos y lodos en tambos.
- El estudio de los criterios de diseño, implementación, operación y mantenimiento de los humedales en condiciones locales.
- La determinación del poder de replicación de la alternativa.

La estrategia de proyecto consistió en estudiar un sistema experimental en condiciones de campo y hacer un análisis técnico que permita determinar no sólo los ajustes a realizar en las ecuaciones de diseño utilizadas en otros países, sino también los aspectos económicos, operativos, y de mantenimiento que afectarían o determinarían el desempeño de estos sistemas y que requerirían de ajuste para las condiciones locales.

Se pueden resumir los siguientes principales logros obtenidos por el proyecto:

- El sistema experimental se encuentra construido y en funcionamiento.
- Se ha realizado la fase de monitoreo y control.
- Se obtuvieron los resultados correspondientes a un monitoreo en época de fines de otoño.

El sistema experimental se presenta esquemáticamente en la figura 1, en las figuras 2 y 3 se presentan vistas del mismo al comienzo de la fase de puesta en marcha. En la figura 4 se observa el humedal horizontal maduro y en operación.

Debe mencionarse que, de todas las unidades operativas previstas, el humedal vertical no pudo operarse en condiciones de diseño. Debido a la falta de suministro de agua no fue posible implementar la población de plantas en el mismo y esta unidad operativa sólo quedó funcionando como un filtro de piedra.

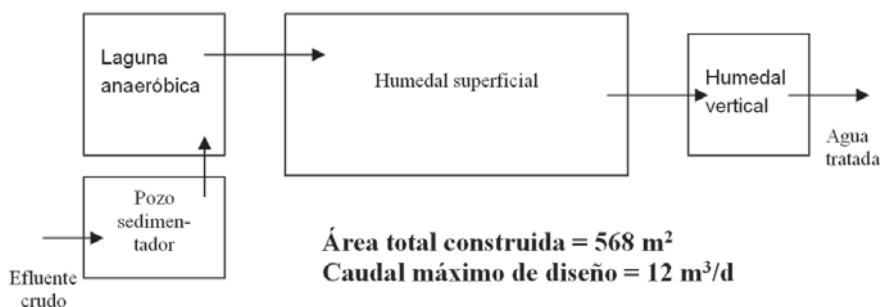


Figura 1. Esquema (no a escala) del sistema experimental construido.



Figura 2: Sistema de tratamiento. Izquierda:

Pozo sedimentador. Derecha: Laguna anaeróbica.



Figura 3. Izquierda: Humedal superficial de flujo horizontal en fase de arranque. Derecha: Humedal vertical de flujo horizontal.



Figura 4: Humedal horizontal maduro y en operación.

Resultados primarios

Los primeros resultados obtenidos para muestras únicas extraídas a fines de otoño 2005 están presentados en la siguiente tabla

Parámetro	Efluente crudo	Salida Humedal Superficial	Eficiencia total %
pH	6,21	7,45	--
SST mg/L	10100	52	99,5
CDBO mg/L	2700	67	97,5
NH ₄ + -N mg/L	96	4.2	95,6
P-T mg/L	39	22	43,6

Tabla 1: Resultados primarios del sistema experimental para fines de otoño 2005.

Dificultades encontradas.

Aquellas asociadas a la presencia en exceso de sólidos gruesos.

Como se dijo anteriormente la gestión de sólidos está estrechamente asociada al desempeño de todo el sistema de tratamiento. Incluso en los diseños más robustos, como es el caso del pozo sedimentador ensayado en este proyecto, se requiere de limpieza del mismo con una frecuencia acorde a las características del efluente que entra. En este sentido, se observó en la práctica la conveniencia de un manejo de sólidos en seco antes de la limpieza de pisos y plataformas de espera, que es donde se genera el volumen principal de efluente, para así obtener un mejor aprovechamiento operativo de la unidad separadora de sólidos.

En este punto, cabe mencionar que los sólidos gruesos y el material particulado son prácticamente imposibles de muestrear en forma representativa; y contribuyen con una fracción de carga en DBO, N y P muy concentrada que no se ve reflejada en los resultados analíticos de muestras líquidas. Es más, ellos alteran la representatividad de las muestras que arrojan valores inferiores a los reales a la entrada del sistema y por lo tanto enmascaran las eficiencias reales de las unidades operativas.

La tarea de desobstrucción de cañerías realizada sin equipo apropiado y con demasiada frecuencia provoca un aumento de la probabilidad de rupturas de caños. Cuando los recursos económicos son escasos esto determina largos períodos en donde el sistema no funciona en las condiciones de diseño. Así, entonces, dependiendo de la ubicación de la cañería que se rompa será la gravedad de las consecuencias, teniendo, en el peor de los casos, una alteración significativa del rendimiento del sistema.

El desempeño del sistema está estrechamente asociado a la temperatura ambiente.

La disminución de temperaturas en invierno produce una disminución significativa de la eficiencia de la laguna anaeróbica y del humedal mismo. Esto confirma la teoría de que el diseño más apropiado es el que considere temperaturas medias mínimas anuales. Esto es, un diseño conservador que implicará un sobre-dimensionamiento para las épocas más cálidas.

Conclusiones. Perspectivas.

Más resultados son necesarios para dar por terminada la fase de monitoreo y control; sin embargo, se puede decir en forma primaria que el proyecto está permitiendo obtener

las ecuaciones de diseño ajustadas a las condiciones locales. Esto permitirá realizar el dimensionado de sistemas en otros casos con un mínimo de sobre-dimensionamiento asociado a la incertidumbre de parámetros cinéticos.

Las lecciones aprendidas en cuanto a la mejor práctica de manejo de los residuos y de operación del propio sistema de tratamiento seguramente servirán para prevenir disfunciones en otros casos.

Los primeros pasos están dados y la consolidación del uso de humedales construidos para el tratamiento de efluentes de tambos es un proceso que ya está en marcha. Con la obtención definitiva de las ecuaciones de ingeniería que sustentan el diseño de los humedales en condiciones locales se podrá, para el bien del país, aprovechar al máximo el potencial de replicación de estos sistemas. Finalmente, y en un futuro muy cercano, la alternativa estará a disposición de todos aquellos interesados que la consideren conveniente para su establecimiento y elijan utilizarla.

ANEXO 5 -CORRALES DE ALIMENTACION

Ing. Agr. Enrique Malcuori

Introducción

Las condiciones climáticas del Uruguay determinan graves problemas para el manejo del ganado en los meses invernales donde el exceso de agua, sumado a la circulación de maquinaria y la necesidad de alimentar a los animales en áreas reducidas termina generando graves problemas.

Esto crea un ambiente de trabajo difícil, estresante, poco eficiente y contaminante.

Enfrentados a esta problemática los productores lecheros han ensayado diversas soluciones, con menor o mayor éxito, pero en la medida que el tamaño de los rodeos aumenta, lo hacen las complicaciones y en última instancia la construcción de corrales o playas de alimentación resulta la única solución viable. .

Su uso permite además que se pueda realizar un manejo más eficiente de las pasturas y cultivos evitando daños y mermas de producción por pisoteo.

Una necesidad similar puede generarse en los meses de verano, donde las condiciones de temperatura y ausencia de pasturas obligan a suplementar el ganado para equilibrar la dieta y mantener la producción logrando al mismo tiempo un ambiente más fresco.

El presente material apunta a ayudar a la toma de decisiones y al diseño de estos sistemas por técnicos y productores.

1- La decisión:

Si se está pensando en instalar una playa de alimentación, antes que nada debe tener presente que se está cambiando el manejo de la empresa lechera. Una playa de alimentación se justifica si apunta a la intensificación de la producción a través de dos mecanismos: mayor carga y/o mayor producción individual. Si éste no es el objetivo y se va a producir lo mismo, se deben considerar otras opciones o pensar dos veces antes de construirla.

En consecuencia, antes de decidirse por esta inversión se deben tener resueltos aspectos básicos del establecimiento, como la oferta forrajera, la rotación, la calidad genética y manejo reproductivo del rodeo.

El otro aspecto, no menos importante, que se suele descuidar, es el financiero. Alimentar animales significa acumular o comprar reservas, esto implica disponer de un flujo de fondos acorde al sistema que se va a emplear, quien no tiene un buen manejo financiero, deberá tener cuidado con este tipo de decisión.

La intensificación del sistema puede aumentarle también la eficiencia de uso de otros activos como la tierra, la sala de ordeño, tanque de frío, un mejor uso de la mano de obra y la energía, pero al mismo tiempo puede requerir inversiones adicionales como un mixer, silos, tratamiento de efluentes o incrementos de equipamiento. Todos esos elementos se deben considerar en forma conjunta para tomar la decisión adecuada.

A manera de resumen éstos son los elementos a considerar:

- a- Incremento de producción (su impacto y alternativas)
- b- Mejora del manejo (Rodeo, alimento y personal)
- c- Economía (eficiencia de uso de activos, reducción de costos, seguridad, nuevos gastos e inversiones)
- d- Trabajo (eficiencia del trabajo, desarrollo de habilidades)

2- La elección del lugar:

205

Normalmente es conveniente integrar los sistemas de alimentación en un entorno cercano al tambo y sus instalaciones. Esto reduce los traslados, el mantenimiento de caminería y facilita el acceso a los recursos. Como contrapartida, pone más presión sobre las condiciones ambientales y este aspecto debe estudiarse especialmente al planificar el diseño.

Deben buscarse sitios elevados, firmes, de buen drenaje y con buen acceso de caminería y circulación con el resto del área.

La selección del sitio debe considerar aspectos como:

- a- Pendiente del terreno
- b- Capacidad de maniobra y circulación para equipos y ganado
- c- Lugar de depósito y acceso a las reservas o alimentos
- d- Servicios como energía eléctrica, agua, sistema de tratamiento de efluentes
- e- Distancia a puntos conflictivos (pozos, vecinos, caminos, cursos de agua)

Una vez seleccionado el lugar deberá buscarse la mejor ubicación respecto al sol. Normalmente una orientación longitudinal Norte-Sur es mejor por permitir una mayor incidencia del sol a lo largo del día, con el inconveniente de que en el verano, si se quiere cubrir con sombra, es menos favorable. De todas formas, considerando que los principales problemas en el país están ligados al exceso de humedad recomendamos esta orientación porque ayuda a mantener seca la planchada.

Debe evaluarse las protecciones del lado Este y Sur mediante cortinas de árboles o utilizar la protección de estructuras ya existentes (galpones, tambo, casas, etc.).

En el caso de tener que plantar árboles o arbustos se deben elegir especies perennes capaces de admitir podas y raleos como crategus, cipreses, acacias o inclusive especies nativas como tala o coronillas.

3- Diseño:

Podemos definir dos tipos de corrales, uno en el cual los animales y los vehículos que distribuyen el alimento se encuentran separados y operan en forma independiente y otro en donde ambos operan en la misma superficie.

Las principales ventajas del sistema que separa la circulación resulta de una distribución de alimentos más limpia, un mejor manejo para equipos y personal, aunque requiere normalmente una mayor inversión en área y estructuras puesto que se utiliza sólo un lado del comedero.

El sistema que comparte el uso del área permite utilizar ambos lados de los comederos reduciendo el costo de las estructuras y la superficie a emplear por vaca, pero genera un entorno más sucio, estresante para el trabajador y un mayor riesgo de contaminación.

Como referencia general debe tenerse presente que una vaca ubicada sobre el comedero ocupa hacia atrás aproximadamente dos metros lineales y un ancho de unos 70 cm. Adicionalmente a este espacio deberá dejarse normalmente un espacio no menor a 1,2 m por detrás de los animales para permitir la circulación del ganado. Cuanto mayor el rodeo, más amplio deberá ser ese espacio posterior, para facilitar la circulación del ganado, alcanzando en rodeos muy grandes hasta 2m adicionales.

206

Esto implica disponer como mínimo de 5,2 m entre filas de comederos (2 m para cada animal y 1,2 m para pasaje de ganado), hasta 6 m o 3,2 m por lado individual lateral.

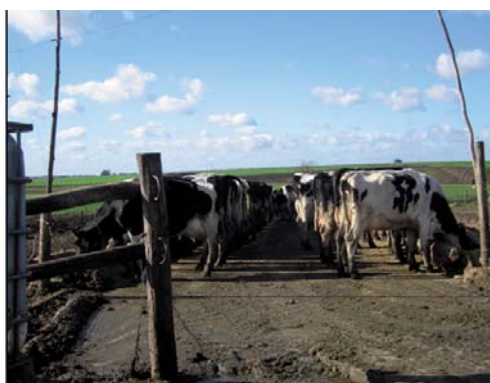


Figura 1: Comederos de ganado

Los accesos deberán ser lo suficientemente anchos para permitir la circulación rápida del ganado y la maquinaria, permitiendo girar fácilmente. Esto implica disponer entre 8 y 10 m adicionales a los extremos del corral. Es recomendable, una vez planteado el lugar, estaquear donde van los comederos y evaluar las maniobras a realizar con los equipos de alimentación; eso permite realizar correcciones previas al diseño final.

Conviene que el acceso del ganado y maquinaria se realice en forma lateral o por la parte superior, para evitar zonas con riesgo de humedad.

En el acceso del ganado al corral es conveniente establecer sistemas que retengan o disminuyan el ingreso de piedras o tierra mediante barreras mecánicas, como puede ser un simple poste colocado atravesado a la entrada o un pequeño reborde de material redondeado o, como alternativa, sistemas de lavado de patas. Esto reduce las lesiones podales que ocasionan las piedras al interactuar con la superficie sólida del corral.

En la medida que el animal pase más tiempo en el corral más área deberá tener para lograr un buen confort, desde un mínimo de 3,5 m² por vaca, hasta no menos 7 o 10 m² para vacas que permanecen largos períodos.

Lo más conveniente en esos casos de semiestabulación o estabulación, por razones de costos y confort, es tener áreas adyacentes al corral de fácil acceso, con superficies elevadas de tierra donde el ganado se pueda echar a descansar y reducir el área de hormigón. Esas superficies deberán tener elevación sobre el terreno no menor a 0,6 m y con drenaje y pendientes pronunciadas para mantener seca la superficie.

4- Construcción

A - Pisos:

El piso de los corrales deberá ser de hormigón para resistir la carga de la maquinaria que circula y facilitar la limpieza. El espesor no debería bajar de los 10 cm y se aconseja utilizar mallas de metal de espaciado no mayor que el doble del espesor de la losa. Así una losa de 10 cm requeriría una malla de espaciado menor a 20 cm, si fuera de 15 cm el espaciado máximo sería 30 cm.

La base donde se construirá la losa deberá limpiarse previamente de todos los restos vegetales, recargarse con material adecuado, compactar y sobre esa base construir la losa en paños. Es aconsejable conectar los diferentes paños con segmentos de hierro que permitan la dilatación pero eviten el hundimiento y los desniveles.

La pendiente debe no ser inferior al 2 % para lograr una superficie seca. Se recomiendan pendientes mayores, pero muchas veces el terreno no lo permite. En ciertos casos es conveniente elevar el terreno donde se va a construir la losa de hormigón y para eso es muy práctico utilizar el material de la excavación de las piletas de tratamiento. Todo lo que se pueda elevar el terreno ayuda a mejorar el drenaje y la eficiencia del sistema.

En caso que se vaya a techar y se elimine el acceso del agua de lluvia, puede bajarse la pendiente al 1%.

El hormigón a emplearse deberá tener en cuenta la adecuada calidad de los materiales, con cuidado especial en el agregado más grueso, siendo aconsejable el uso de piedra partida con granulometría inferior a los 2,5 cm al uso de cantos rodados o “arenacho”, que tiene muchas impurezas.

La adecuada proporción de partículas gruesas y finas, así como un contenido de humedad adecuado, aseguran la duración del material, por lo que aconsejamos hacer pruebas o consultar a un experto.

La superficie debe tener cierta rugosidad para evitar el deslizamiento de los animales; se recomienda el empleo de estampadores que dibujan la superficie y permiten un adecuado drenaje.

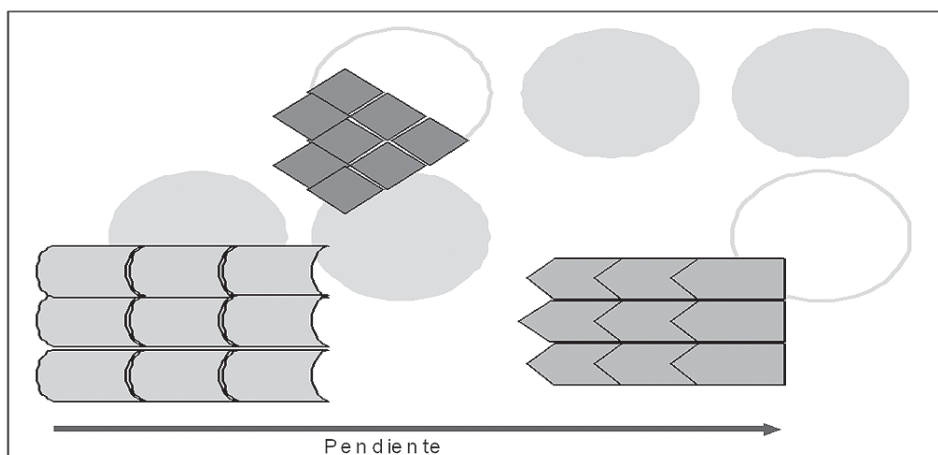


Figura 2: Tipos de estampados en hormigón

En el caso de sistemas cerrados, se recomienda rodear la superficie del corral con un cordón de por lo menos 15 cm de alto. Esto previene el flujo de efluentes y agua hacia fuera, manteniendo limpio el entorno, protegiendo postes y alambrados perimetrales y facilitando las tareas de limpieza. Es conveniente que este cordón sea redondeado en su parte superior o con la parte superior con inclinación hacia adentro.

El cordón evita también el ingreso de agua externa y aísla el sistema mejorando el entorno.

208 En algunos casos la instalación de bebederos sobre alguno de los lados cumple la misma función reduciendo costos de mantenimientos de los alambrados perimetrales. Resulta conveniente que el bebedero se encuentre alejado lo más posible de los comederos, sobre los extremos o en su defecto deberá dejarse un espacio algo mayor del lado del bebedero para facilitar la circulación.

B - Construcción de comederos:

En la construcción de los comederos se recomienda emplear ladrillo revestido u hormigón para darle la resistencia adecuada, puesto que la carga que reciben de los animales y los equipos es muy intensa.

Como recomendación, la altura de la pared respecto al piso debería ser de por lo menos 55 cm y no más de 70 cm. En el caso de los comederos simples el espacio entre las paredes no debería ser inferior a 60 cm. En tanto que cuando se utiliza el comedero de ambos lados debería tener por lo menos 1,1m de ancho.

No conviene que la longitud de los comederos sea superior a los 20 m, puesto que esto afecta la distribución de los animales. En esos casos conviene dividir en dos el largo dejando un pasaje que permita una mejor circulación y distribución de los animales.

Es conveniente que el fondo del comedero esté elevado respecto al piso entre 10 y 15 cm con los bordes de las paredes redondeadas y con caída en el sentido de la pendiente, para facilitar la limpieza. La parte superior del comedero debe ser preferentemente redondeada y libre de elementos que puedan dañar al animal. Sobre la planchada, los bordes del comedero pueden tener un reborde inclinado para evitar el contacto de las ruedas, o tener inclinadas las paredes ligeramente hacia adentro del lado en que se vierte el alimento con el vagón forrajero.

En los casos en que el comedero se utiliza de ambos lados es conveniente instalar una barra por encima del comedero a una altura de 1,20 m sobre el nivel del suelo para evitar que los animales saquen el alimento o puedan caer dentro. En algunos casos una sola división al medio construida con caños o madera son suficientes para evitar estos accidentes. De todas formas, es recomendable la instalación de barras sobre los bordes que reducen la competencia y el desperdicio. El empleo de alambres eléctricos es bastante común, pero no es aconsejable por el efecto de estrés que genera en los animales.

C - Otras consideraciones complementarias:

- Armar cortinas rompevientos a los costados.
- Proporcionar abundante agua, preferentemente alejada de los comederos.
- Proveer a los animales de sombra, diseñando estructuras adecuadas.
- Suministrar iluminación por la noche (aumenta el consumo nocturno y reduce el estrés del ganado ante ruidos).

D - Sombra:

209

En el caso de instalarse coberturas, éstas podrán ser permanentes de chapa de metal o mallas cuya función es reducir la incidencia del sol sobre la superficie. En ambos casos las estructuras de soporte deberán permitir la adecuada maniobra de equipos en el interior del corral. Los puntos donde ubicar las columnas son los centros de los comederos y las áreas externas al corral; de esa forma se mantiene despejada el área de circulación de maquinaria y ganado.

En el caso de orientación norte-sur conviene que la cubierta se encuentre inclinada hacia el lado oeste, que corresponde a las horas de la tarde de mayor calor y temperatura. La altura del techo no debería ser inferior a 5 m para evitar daños. Deben instalarse tensores anclados al suelo que aseguren la integridad del sistema ante el efecto de los vientos.

En el caso de optar por coberturas de metal, las mismas deberán tener caída hacia la parte exterior evitando la acumulación de pluviales. Se debe complementar el diseño con un cordón de desagüe que retire el agua de lluvia.

De emplear en los sistemas mallas de sombra, la estructura debe tener en cuenta las tensiones que se generan por efecto del viento y que se acumulan en puntos específicos de los techos. En esos casos, se requieren tensores que distribuyan esas fuerzas en forma ordenada.

5 - Sistemas de limpieza:

Los sistemas de limpieza de los corrales de alimentación se basan en las siguientes alternativas:

- raspado
- limpieza con manguera
- lavado por inundación
- una combinación del primero con alguna de las alternativas indicadas.

En el caso del raspado, se tiene la ventaja de retirar la mayor parte del material sólido de la superficie dirigiéndolo hacia un área de retiro, acumulación o tratamiento. Para realizar el raspado puede emplearse palas delanteras o traseras adaptadas para trabajar sobre superficies firmes, mediante el agregado de un material flexible sobre el borde de raspado.

El lavado por manguera requiere cantidades importantes de agua y el trabajar con presión genera un ambiente sumamente contaminado por el efecto de pulverización (aerosolización) que se genera. En ese caso deberá trabajarse con caudales altos y presiones medias a bajas.

El lavado por inundación tiene la enorme ventaja que hace todo en una sola operación, pero requiere un muy buen diseño del corral, la construcción de un depósito de reserva y la existencia de una trampa de sólidos adecuada. Para estos casos se recomienda el reuso del agua debido a los volúmenes que implica.

En todos los sistemas de lavado es recomendable el humedecimiento preliminar para evitar que el estiércol se adhiera al material, facilitando su remoción.

Sistema de lavado	Volumen requerido (litros/m ²)
Raspado	3
Lavado a presión	6,4
Lavado por inundación	6,1

Tabla 1: Gasto de agua en el lavado de pisos

Manejo de sólidos:

Como medida de manejo, salvo sistemas de reuso del agua y lavado por inundación, resulta conveniente separar los sólidos de la fracción líquida y tratarlos por separado. Antes de retirar o acumular los sólidos es conveniente disponer de un área en la planchada con suficiente pendiente (4 a 6 %) que permita acumular el material permitiendo que el agua escurra hacia el sistema de tratamiento. Esta estructura tiene forma de rampa y paredes laterales convergentes que facilitan la acumulación y posible carga del material seco.

El material escurrido se retira o se acumula en un área destinada a ese fin construida normalmente en tierra y conectada al sistema de tratamiento de efluentes.

La estructura de depósito debe cumplir con las siguientes condiciones:

- a- Profundidad no mayor a 1.2 m
- b- Pendiente hacia un desagüe del 5 % mínimo
- c- Capacidad para almacenar 100 días de limpieza
- d- Fácil acceso para realizar la limpieza en períodos secos

Normalmente esta estructura se construye con tierra, los terraplenes y piso se compactan adecuadamente y se establece una conexión al sistema de tratamiento de efluentes desde el desagüe del sistema.



Tabla 1: Separación de sólidos en un tambo con corral de alimentación

5 - Operación:

El adecuado funcionamiento de los corrales de alimentación requiere tener en cuenta en las operaciones los siguientes puntos:

- Limpieza periódica de la superficie donde está el ganado
- Limpieza diaria de comederos y desinfección
- Limpieza periódica de bebederos
- Mantenimiento de estructuras (corrales, alambres, comederos)
- Limpieza del equipo de alimentación
- Personal motivado y comprometido con la tarea

211

6 - Alternativas

Una alternativa al uso de corrales de alimentación es la alimentación por lotes. El sistema se coordina con el ordeño para usar ese tiempo; el ganado al salir de la sala se concentra en grupos y se lo pasa a un área de alimentación donde permanece por un tiempo equivalente al tiempo de ordeño multiplicado por el número de lotes. Estos sistemas ocupan menor espacio, pueden techarse y automatizarse evitando alimentar en la sala.

Los lotes se pueden desalojar en forma automática y recargar comederos de la misma forma con poco personal sin pérdidas de tiempo de pastoreo. Además, como el ganado sabe que a la salida hay alimentación ingresa fácilmente a la sala de ordeño.

7 - Lo negativo:

Los aspectos negativos vinculados al uso de corrales de alimentación están dados por:

- Alto costo e inamovilidad de la inversión
- Requerimientos de equipos de alimentación
- Problemas de concentración y manejo de efluentes
- Circulación del ganado desde y hacia el tambo y hacia las pasturas
- Riesgo de lesiones y muerte de animales por caídas y resbalones
- Problemas sanitarios, de higiene y calidad de leche

8- Alerta:

Cuando se alimenta a corral, las rutinas de alimentación y los posibles cambios de alimentos deben manejarse con sumo cuidado. Un mal manejo puede generar problemas de acidosis o ineficiencias en el empleo del alimento que no logran los incrementos de producción esperados. El desarrollo de rutinas adecuadas, mezclas adecuadas de alimentos y el uso de aditivos ayuda a establecer un sistema realmente eficiente, pero requiere conocimientos sobre nutrición animal.

Pasos a seguir para la selección y diseño de una playa de alimentación:

- Definir número de animales y sistema de alimentación
- Calcular el tamaño
- Seleccionar el tipo de corral
- Definir recolección de agua de lluvia y recolección de efluente
- Seleccionar el sistema de limpieza
- Estrategia de recolección de sólidos
- Definir sistema de tratamiento
- Estrategia de uso de efluentes
- Seleccionar el sitio potencial
- Definir área de suministros y accesos
- Ajustar diseño al terreno (niveles)
- Diseñar sistema de suministro de agua
- Almacenamiento del alimento y sistema de suministro
- Completar diseño

212

9 – Referencias

- <http://www.maf.govt.nz/sff/about-projects/search/03-047/03047-design-management-guidelines.pdf>
- <http://www.dairynz.co.nz/file/fileid/5420>
- <http://www.ecan.govt.nz/NR/rdonlyres/0A68A115-649F-49C6-BE20-5A84BAEC5FE7/0/CEBStandoffareasandfeedpads.pdf>

ANEXO 6 – MATRICES DE RIESGO APLICADAS A ESTABLECIMIENTOS LECHEROS

Ing. Agr. Alejandro La Manna
Ing. Agr. Enrique Malcuori

Uso de un modelo basado en el manejo del riesgo para priorizar casos ambientales. Ejemplo de una matriz de riesgo aplicada al manejo y almacenamiento de efluentes de tambos.

213

Muchas veces debemos priorizar nuestras acciones de acuerdo a los posibles resultados económicos o al retorno que éstas traerán a nuestros predios, nuestras familias y/o a la sociedad de la cual formamos parte. El riesgo de cada una de nuestras acciones está siempre latente y cada uno percibe en forma diferente el impacto potencial de esas decisiones.

Si bien existen muchas definiciones de lo que es riesgo, éste se podría definir como la probabilidad de obtener un resultado desfavorable debido a la incertidumbre de no conocer la respuesta que traerá el futuro a una acción que realizamos hoy. La “cuantificación del riesgo” es la determinación de todos los valores posibles que una variable de riesgo puede alcanzar, así como la probabilidad de ocurrencia de cada uno de ellos.

Los factores que intervienen en la clasificación del riesgo son:

1. Nivel del resultado económico y ambiental
2. Variabilidad
3. Probabilidad de resultados bajos o negativos

Las metodologías que incluyen el uso de matrices son de las más empleadas en casos ambientales. Se han utilizado para elegir indicadores mediante las llamadas matrices de interacción (causa-efecto) desde los años '70. Este tipo de matrices también son utilizadas para evaluar el impacto ambiental de un proyecto. La matriz recoge por un lado diferentes acciones y por otro su potencial impacto, describiendo esta interacción en términos de magnitud e importancia. Uno de los aspectos destacables de la metodología es que puede extenderse el número de acciones y factores ambientales, así como también contraerse. A partir de estas matrices se pueden relevar aquellas acciones más importantes en base a sus efectos sobre el ambiente y tratar de determinar los indicadores que mejor reflejan dichos efectos. También estas matrices pueden ser usadas para categorizar dos criterios diferentes como ser por ejemplo el geográfico y el predial.

El uso de una matriz basada en el manejo del riesgo geográfico y predial permite caracterizar diferentes establecimientos en estratos potenciales de riesgo de contaminación y priorizar a aquellos que en condiciones de recursos económicos limitantes logren que por cada peso invertido la devolución a la sociedad represente la mayor prevención de la contaminación.

A la vez, permite acotar las opciones. En algunos casos donde el riesgo sea alto, se delimitan las posibles acciones a tomar a unas pocas, y cuando el riesgo es bajo las opciones se amplían, siendo más de una la posible elección del productor.

Esta matriz compara el riesgo geográfico, dado por la ubicación del problema a resolver, con las características intrínsecas del manejo del predio e infraestructura, qué hace y tiene el productor, llamado en esta instancia “riesgo predial”.

A continuación en la tabla 1 se ve una matriz de riesgo. Si bien en cada caso que se analiza los estratos de alto, medio y bajo pueden variar, por lo general se interpreta que los casos que caen en la zona AA son aquellos a los que se debe prestar mayor atención y en algunas partes se apoyan acciones a través del Estado, ya sea incentivos o penalidades.

214

En la zona AB, AM, MM, MA y BA o zona media por lo general se trata de que se pueda mejorar a través de las mismas medidas que podrían tomarse en la zona roja y/o el uso de buenas prácticas de manejo ambientales.

La zona BB, BM y MB o de bajo riesgo, por lo general se encara a través de llevar adelante buenas prácticas de manejo ambiental.

Riesgo área geográfica				
Riesgo Predial		Bajo	Medio	Alto
	Bajo	BB	BM	BA
	Medio	MB	MM	MA
	Alto	AB	AM	AA

Tabla 1. Matriz de riesgo geográfico – predial (Riesgo A=Alto, M=Medio, B=Bajo)

El caso de los efluentes de tambos

No existe una solución única cuando estudiamos las posibles alternativas para manejar y almacenar los efluentes de tambo. Sin embargo, se puede categorizar las condiciones de riesgo de cada tambo.

Riesgo de área geográfica es aquel que está dado por: la ubicación de la sala de ordeño, las pendientes, el tipo de suelo y la cercanía a fuentes de agua para consumo humano y animal, arroyos, ríos y napas, etc.

Para efluentes, se puede clasificar como:

- **Alto**
 - Sobre zona de recarga de acuíferos
 - Cerca de toma de agua de ciudades
 - Cerca de toma de agua del establecimiento
 - Cercanía a cañadas de bajo caudal
 - Suelos sin arcillas impermeables
 - Napas poco profundas
- **Medio**
 - Cercanía media a fuentes de agua para la población
 - Cercanía a arroyos y ríos de gran caudal
 - Napas medianamente profundas
 - Pendientes pronunciadas

-
- **Bajo**
 - Lejos de ríos y arroyos
 - Napas profundas
 - Pendientes suaves
 - Suelos poco permeables

Riesgo predial es aquél dado por el manejo y las instalaciones y logística que hace y tiene el productor (horas de ordeño, suplementación en patios de alimentación, las instalaciones de ordeño, caminería, uso de agua de limpieza etc.). Se puede clasificar este riesgo desde el punto de vista de los efluentes de tambo como:

215

- **Alto**
- Elevado número de vacas
- Caminería e instalaciones mal diseñadas
- Ubicación y construcción del pozo sin sellado y hacia donde pueden escurrir los efluentes
- Muchas horas diarias en la rutina del ordeño
- Patios de alimentación
- Traslado de efluentes por concurrencia de aguas pluviales
- **Medio**
- Dependencia de trabajos diarios con efluentes sin posibilidades de tener un plan de contingencia o un pulmón para roturas o condiciones climáticas desfavorables
- Uso excesivo de agua para la limpieza de sala y corrales
- **Bajo**
- Sistemas diseñados para disminuir riesgos con buena capacidad de almacenamiento
- Posibilidades de seguir funcionando ante eventualidades

Cuando uno analiza diferentes tambos se puede encontrar con tambos por ejemplo de 25 vacas ubicado muy próximo cerca a la toma de agua de una ciudad puede ser más riesgoso desde el punto de vista de la contaminación que un tambo de 60 vacas lejano de toda fuente de agua y con un manejo muy bueno del ganado, pudiendo representar ambas soluciones muy distintas.

ANEXO 7 - CARTA DE VULNERABILIDAD DEL ACUÍFERO RAIGÓN

Ing. Civil H/A Claudia Bessouat
Ing. Civil H/A Griselda Castagnino
Msc. Ing. Civil H/A Jorge de los Santos
Ing. Civil H/A Mariana Robano

216 Introducción

Si bien es necesario tomar todas las precauciones para que en cualquier caso se evite la contaminación de las aguas subterráneas, existen características propias de los acuíferos y de los materiales que los sobreyacen que pueden hacer más imperioso el extremar los cuidados o que, por el contrario, lo proveen de una protección natural que hace más difícil el ingreso de contaminantes. Así, estas características hacen a la “vulnerabilidad” de un acuífero, y la distribución espacial de las mismas resulta en un mapa de vulnerabilidad.

El acuífero Raigón es un sistema que se desarrolla en medio sedimentario, situado en el Sur de la República Oriental del Uruguay, en el Departamento de San José, inmediatamente al oeste de Montevideo. Abastece explotaciones industriales, agrícolas y ganaderas que a la vez vierten efluentes -con y sin tratamiento- sobre la capa freática, por lo que se ve sujeto, como todo acuífero, al posible deterioro de la calidad de sus aguas como consecuencia de actividades potencialmente contaminantes.



El propósito perseguido al estudiar la vulnerabilidad de este sistema es permitir la planificación a efectos de atender solicitudes para la radicación de nuevos emprendimientos industriales u otros, manteniendo las condiciones naturales del reservorio subterráneo y asegurando la permanencia de una de las principales fuentes de agua potable en el Departamento.

Para obtener el Mapa de Vulnerabilidad del acuífero Raigón, se escogió la metodología DRASTIC, desarrollada por la E.P.A. (Environmental Protection Agency) de los Estados Unidos de América, por ser ésta quien considera más factores físicos y variables características de los medios subterráneos y permitir una cuantificación consistente. DRASTIC es un sistema paramétrico de evaluación que incluye siete características fundamentales a las que asigna valores numéricos entre 1 y 10 de acuerdo a la importancia relativa de cada una en el proceso de existencia y expresión del agua subterránea, que se escoge de acuerdo al acuífero particular de que se trate, y un multiplicador entre 1 y 5 (peso según su importancia) recomendado por los autores del método para expresar generalidades propias del agua del subsuelo. Como resultado de esta evaluación se obtiene un mapa, mostrando zonas con mayor o menor sensibilidad a la contaminación.

La dinámica de los sistemas acuíferos hace que los Mapas de Vulnerabilidad no sean información estática. Variaciones en las condiciones de acceso, presencia y movimiento del agua, originan cambios en las variables de estado de los sistemas.

El seguimiento de estos cambios y la importancia de los mismos pueden conducir a la revisión de tales mapas, y a su modificación y corrección temporal.

El sistema hidrogeológico se desarrolla principalmente a través de la Formación Raigón, aunque se consideran zonas constituidas por la Fm. Fray Bentos, en que la conductividad hidráulica es mucho menor, y por el basamento cristalino, en que el flujo puede darse a través del medio fisurado. Otras manifestaciones de la Formación Raigón con capacidad de almacenamiento hídrico se dan también al oeste del Arroyo Pavón en el Dpto. de San José, y se observan asimismo afloramientos en la cuenca alta del Río Santa Lucía.

217

Conceptos básicos

El medio físico puede darle cierto grado de protección a los acuíferos, al oficiar como purificador de agua contaminada cuando ésta percola a través del suelo y otros estratos de la zona no saturada. El grado de atenuación que el ambiente físico pueda efectuar y el tipo de contaminante determina el potencial relativo con que un acuífero puede contaminarse.

La vulnerabilidad es una propiedad intrínseca de los sistemas de agua subterránea que depende de la sensibilidad de éstos a impactos humanos y/o naturales, y es función de factores hidrogeológicos que determinan tanto la inaccesibilidad de la zona saturada a la penetración de contaminantes como la capacidad de atenuación de la misma y de los estratos por encima de ella. Las propiedades del medio varían de un punto a otro, lo que hace variable el potencial de un acuífero para protegerse, razón para que algunas áreas sean más vulnerables que otras. Como resultado de la evaluación de la vulnerabilidad pueden obtenerse mapas mostrando zonas con mayor o menor sensibilidad a la contaminación, que generalmente se construyen para el acuífero superior o freático. Estos niveles permiten valorar la vulnerabilidad en forma relativa entre las regiones que integran el área de estudio. Los mapas de vulnerabilidad tienen múltiples propósitos y son útiles, sobre todo, a nivel gubernamental. Su principal cometido es servir de guía en la planificación de actividades relacionadas con el medio ambiente y el ordenamiento territorial, siendo una herramienta fundamental para definir qué utilización pueden tener determinadas zonas, y en el desarrollo de políticas de protección para las aguas subterráneas subyacentes a la superficie de asentamiento de actividades existentes.

Metodología

La metodología DRASTIC es un sistema paramétrico de evaluación que incluye siete características fundamentales, a las que asigna valores, y un multiplicador (peso según su importancia). Gran parte del presente trabajo consistió en la ponderación de esos siete parámetros, a saber:

- D - Profundidad al acuífero (Depth to water)
- R - Recarga neta (Recharge)
- A - Tipo de acuífero (Aquifer media)
- S - Tipo de suelo (Soil media)
- T - Topografía, Pendiente (Topography)
- I - Impacto del tipo de zona vadosa (Impact of the Vadose Zone Media)
- C - Conductividad hidráulica (Conductivity of the aquifer)

Para describir cada una de estas propiedades son necesarios estudios detallados, los que una vez concluidos se valoran en su actuación conjunta a través de la metodología y sus conceptos. Como cualquier herramienta que valora la vulnerabilidad, DRASTIC se apoya en valoraciones cualitativas, pero al ser imprescindible para su uso elementos tales como la recarga y la conductividad hidráulica, sugiere la utilización y calibración preliminar de un modelo numérico, aportando de este modo valoraciones cuantitativas específicas y aportando una visión más general y diversa de los aportes de cada propiedad al producto final.

218 DRASTIC permite encontrar un valor numérico para cada punto del área de trabajo mediante la siguiente ecuación:

$$D_R D_W + R_R R_W + A_R A_W + S_R S_W + T_R T_W + I_R I_W + C_R C_W = \text{Índice de vulnerabilidad}$$

donde los subíndices R y W son el puntaje (rating) y el peso de ponderación (weight) respectivamente. Esta suma expresa la conjunción de las valoraciones de cada propiedad, aportadas por el método, y el conocimiento del acuífero particular del que se trata por parte de quienes lo aplican.

Análisis de los parámetros

Se explica en lo siguiente la selección del peso de ponderación de cada propiedad.

Profundidad

A partir de las curvas de nivel digitalizadas se realizó una interpolación para obtener una capa de topografía que permitiera acotar los niveles de terreno para poder conocer la profundidad aproximada del nivel estático en cada punto. Por otro lado, se confeccionó la piezometría con interpolación por krigeado a partir de los niveles freáticos. De la diferencia entre ambas capas (topografía y freatigrafía) se obtuvo el mapa de distancias entre la superficie del terreno y la superficie freática. Posteriormente se asignó a distintas zonas el puntaje correspondiente a cada rango de DRASTIC, donde, a menor profundidad, mayor es el peligro de contaminación que existe.

Recarga

La recarga se ajustó mediante modelación numérica, considerando como superficie freática la obtenida por las mediciones de la Dirección Nacional de Minería y Geología (DINAMIGE) en octubre de 1986. En el sector sudeste, limitado por el Río de la Plata, el Río San José y los arroyos San Gregorio y Sauce, se contó con mayor cantidad de datos y mejor descripción de los mismos, por ser la zona de más uso de agua subterránea. Los niveles en los sectores ubicados al oeste y al norte del área citada se calibraron con un acuerdo aceptable, pese a las menores posibilidades debidas a la escasez de datos. De esta manera, se obtuvo el mapa temático correspondiente a la recarga hidráulica en su forma final para toda el área de estudio en régimen estacionario. Los mayores valores se corresponden con la mayor recarga.

Tipo de acuífero

El sistema acuífero está constituido por la Formación Raigón. Su ambiente de deposición corresponde a fluvial en la cima y litoral en la base y parte central, en condiciones de clima seco y frío, Bossi (1988). Se constituye por arenas que varían de finas a gravas, cuarzo feldespáticas, blanco grisáceas, subangulosas, con niveles conglomerádicos y lentes de arcillas grisáceas y verdes.

La base de Raigón la componen la Formación Fray Bentos, la Formación Camacho y el Complejo Basal. Raigón se apoya sobre Camacho en concordancia estratigráfica, con pasajes gradacionales de una a otra formación. La Formación Raigón se presenta en parte cubierta por limos arcillosos de las Formaciones Libertad y Dolores, y en parte, aflorando. En algunas zonas de la región afloran formaciones geológicas subyacentes a la formación Raigón –Fray Bentos y Basamento Cristalino–, lo cual indica la ausencia de la misma. En estas zonas se asumió la existencia de flujo de agua a través de zonas preferentes en estas formaciones aflorantes.

Suelo

La confección de un mapa de suelos se realizó con base en fotointerpretación y relevamientos de campo para la parte norte del acuífero (Bach. Agr. H. Perdomo), que queda excluida de la Carta de Suelos de San José elaborada por la Dirección de Suelos y Aguas del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Por otra parte, se agruparon las unidades de la Carta de Suelos para la porción sur de forma tal que resultara un mapa de suelos con escala uniforme. El criterio de agrupación de las unidades atendió siempre a la textura de los distintos tipos de suelo, siendo esta propiedad la que define el mayor o menor índice. Luego se asignaron los puntajes a las distintas unidades, teniendo en cuenta las recomendaciones de la metodología DRASTIC.

Topografía

A partir de varios modelos de topografía generados por interpolación se calcularon mediante propiedades del sistema de información geográfico GRASS las pendientes en toda el área. Los resultados fueron similares, y se eligió el modelo que arrojó valores de pendiente menores, por seguridad. Posteriormente se dividió el área en zonas según los rangos previstos por el método, y se obtuvo el mapa de las pendientes. Puede observarse que se está frente a una topografía suave (salvo en las barrancas contra la costa), donde la oportunidad del agua para infiltrarse –y con ella los contaminantes– es alta, dependiendo del porcentaje de pendiente la posibilidad de acceso de la sustancia contaminante.

Impacto de la Zona Vadosa

La zona vadosa está constituida por la misma Formación Raigón en su parte no saturada y las formaciones que la cubren. En los lugares donde afloran la Fm. Fray Bentos y el Basamento Cristalino – bases de la Fm. Raigón – son estas mismas las que conforman la zona vadosa. Dadas las características de cada formación geológica se asignó a cada una de ellas el puntaje, en función de lo recomendado por el método. A los efectos de valorar el índice de vulnerabilidad hay que considerar el estrato más atenuante de los que estén por encima del nivel freático. Este estrato de menor puntaje no tiene por qué coincidir con la formación aflorante. En función de ello se estudió cada caso. Tras el análisis de cada formación y su actuación conjunta se decidió asociar el impacto de la zona vadosa directamente a través de la Carta Geológica de Superficie.

Conductividad Hidráulica

La conductividad hidráulica se obtuvo mediante modelación numérica, al igual que la recarga.

Carta de Vulnerabilidad del acuífero Raigón

Los Índices máximo y mínimo de Vulnerabilidad Intrínseca para el acuífero Raigón son 194 y 51, respectivamente (1986). Los extremos posibles para cualquier acuífero (metodología DRASTIC) son 226 y 23.

De la conjunción de los mapas correspondientes a cada propiedad se obtuvo el Índice General de Vulnerabilidad para cada punto. La diferencia entre los valores máximo y mínimo obtenidos para el índice en toda el área se dividió entre tres, resultando tres rangos: bajo, medio y alto, tal como puede apreciarse en la Carta. El área que abarca la Carta es 2271 km², de los cuales 294 km² corresponden a áreas de baja vulnerabilidad (13 %), 1541 km² a áreas de vulnerabilidad media (68 %) y 436 km² a áreas de alta vulnerabilidad (19 %).

220

La mayor parte del área tiene valores medios de índice de vulnerabilidad, destacándose índices bajos en las zonas elevadas del Norte y algunas zonas en el Sur. Los sectores con alta vulnerabilidad aparecen dispersos, concentrándose en zonas cercanas a los arroyos donde aflora la Fm. Raigón, o en zonas de alta recarga. La Figura 2 muestra el resultado final del trabajo.

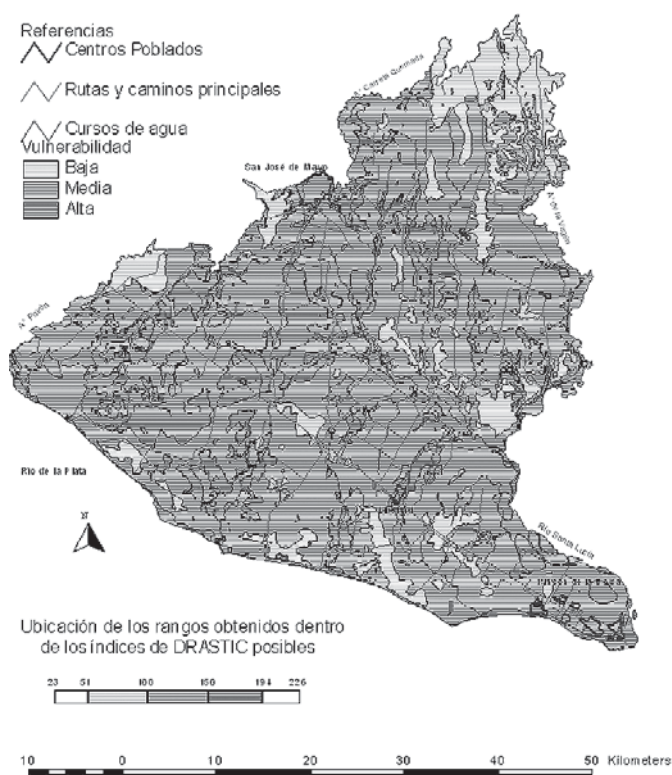


Figura 2: Metodología DRASTIC - Mapa de Vulnerabilidad Intrínseca

Conclusiones

El conocimiento del sistema acuífero, aun hoy, está en una etapa media, y los modelos numéricos deben someterse a correcciones parciales en geometría. Algunas condiciones de borde deben ser estudiadas particularmente (cercaías del Río San José, por ejemplo). De toda el área involucrada, un 60 % carece de datos geométricos e hidráulicos rigurosamente confiables.

Sin embargo, con los datos existentes analizados y depurados, la metodología aquí expuesta y la información obtenida y procesada de cada variable en juego, la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA), quien encargara y financiara esta realización, dispone a través de esta Carta de Vulnerabilidad del Acuífero Raigón de una valiosa herramienta de planificación básica, con la que se podrá seguir la evolución del sistema a través de los años, y permitirá acceder a evaluaciones de riesgo a la acción de contaminantes definidos.

Esta experiencia podrá multiplicarse en otras áreas de interés, tanto por constituir zonas con la existencia de algún recurso en particular (como es el Acuífero Raigón) que merezca especial cuidado, como por ser áreas donde el desarrollo de actividades potencialmente contaminantes amerite una mayor planificación y control de las mismas.

El Ordenamiento Territorial y la protección del Medio Ambiente, así como los planes de monitoreo y seguimiento de actividades implantadas, se ven favorecidas por la aplicación de estas herramientas obtenidas a partir del conocimiento y estudio de los factores físicos involucrados en la protección natural de los sistemas hídricos.

ANEXO 8 – MUESTREO Y ANÁLISIS DE AGUA Y EFLUENTES

MUESTREO

El objetivo del muestreo es la recolección de una pequeña porción de material representativo del total; el manejo de la misma no deberá afectar su composición antes de ser analizada.

222

Las condiciones de los recipientes de muestreo y de los frascos donde se transportan, además de su conservación hasta el laboratorio deben cumplir determinados requisitos, los cuales se describen a continuación. Es muy recomendable que en la medida de lo posible los frascos provengan del laboratorio que va a realizar los análisis y de no ser posible se seguirán estrictamente las recomendaciones en la preparación del material y la conservación de la muestra.

A continuación se presentan algunas indicaciones generales para los distintos tipos de análisis:

TIPO DE ENVASE, MUESTRA MÍNIMA, PRESERVACIÓN Y TIEMPO MÁXIMO DE ALMACENAMIENTO DE MUESTRAS

Muestras de agua subterránea o de consumo

Parámetro	Envase	Muestra (mL)	Preservación mínima necesaria	Tiempo máximo de almacenamiento recomendado
Microbiológicos (Coliformes termo tolerantes y totales, etc)	Vidrio boca ancha estéril o polipropileno autoclavable. Dejar cámara de aire. Mantener el frasco tapado hasta el momento de su uso, no apoyar la tapa en ningún lugar en que se pueda contaminar.	600	Refrigerar a 4 °C	24 horas
p _h	Polietileno o vidrio	100	Refrigerar a 4 °C	Analizar en sitio o 24 horas
Conductividad	Polietileno o vidrio	100	Refrigerar a 4 °C	Analizar en sitio o 24 horas
Alcalinidad o acidez	Polietileno o vidrio	100 a 250	Refrigerar a 4 °C	Analizar en sitio o 24 horas
Fósforo	Vidrio borosilicatado o vidrio	200	Filtrado y refrigerado (debajo 4 °C) / Filtrado y ácido sulfúrico ppa hasta pH < 2	24 horas/1 mes
Dureza	Polietileno o vidrio	100 a 250	Ácido nítrico ppa hasta pH < 2	1 mes
Nitritos	Polietileno o vidrio	100	Refrigerar a 4 °C	24 horas

Muestras de efluentes

Parámetro	Envase	Muestra (mL)	Preservación mínima necesaria	Tiempo máximo de almacenamiento recomendado
pH	Plástico (polietileno o equivalente) o vidrio	250	Refrigerar a 4 °C	15 minutos
DBO ₅	Plástico (polietileno o equivalente) o vidrio	500. Llenar el frasco evitando aireación de la muestra. No dejar cámara de aire. Ingreso al laboratorio miércoles, jueves o viernes hasta 15 horas.	Refrigerar a 4 °C	24 horas
DQO	Plástico (polietileno o equivalente) o vidrio	100 . Sin cámara de aire	Refrigerar a 4 °C, en la oscuridad Refrigerar a 4 °C y agregar H ₂ SO ₄ concentrado hasta pH < 2	Tan pronto como sea posible dentro de las 24 horas. 7 días
Amonio	Plástico (polietileno o equivalente)	250	Refrigerar a 4 °C	24 horas o acidificar con H ₂ SO ₄ concentrado hasta pH < 2, refrigerar 4 °C y analizar dentro de los 7 días.
Nitrato	Plástico (polietileno o equivalente) o vidrio	250	Refrigerar a 4 °C	Analizar tan pronto como sea posible. Si no es analizado dentro de las 48 horas de realizado el muestreo, agregar 2 mL de H ₂ SO ₄ por litro de muestra y refrigerar a 4 °C. Analizar antes de 28 días. En este caso no se podrá determinar NO ₃ ⁻ y NO ₂ ⁻ como especies individuales.
Fósforo total	Vidrio enjuagado con HCl 1+1	300	Refrigerar a 4 °C	48 horas para la digestión y 7 días para la determinación.
Sólidos totales	Plástico (polietileno o equivalente) o vidrio	500	Refrigerar a 4 °C	7 días
Sólidos suspendidos	Plástico (polietileno o equivalente) o vidrio	1000	Refrigerar a 4 °C	48 horas
Sólidos sedimentables	Plástico (polietileno o equivalente) o vidrio	1000	Refrigerar a 4 °C	24 horas
Coliformes termo tolerantes y totales.	Vidrio boca ancha estéril o polipropileno autoclavable. Dejar cámara de aire. Mantener el frasco tapado hasta el momento de su uso. No apoyar la tapa en ningún lugar en que se pueda contaminar. Efluentes de aguas de desechos clorados: los frascos deben contener 0,5 mL de Na ₂ SO ₃ , que será suministrado por el laboratorio.	600	Refrigerar a 4 °C	24 horas

ANÁLISIS

Varios parámetros tales como pH, conductividad, oxígeno disuelto, pueden analizarse en campo y es aconsejable hacerlo, siempre que se disponga de equipos con este fin y se tenga la seguridad que hayan sido previamente calibrados por personal idóneo. Por lo general, los equipos para trabajo de campo tienen sensores de pH, conductividad, oxígeno disuelto y temperatura.

224

Para los análisis en laboratorio, el laboratorio de referencia a nivel nacional es Laboratorio Ambiental de la DINAMA, definiendo las metodologías para los análisis ambientales y publicadas en el “Manual de procedimientos analíticos para aguas y efluentes” (www.dinama.gub.uy).

Por otro lado con el fin de armonizar, aumentar y mejorar la capacidad analítica ambiental nacional la DINAMA coordina la Red Nacional de Laboratorios Ambientales (www.dinama.gub.uy/rlau) que a la fecha cuenta con 53 integrantes, cuya adhesión es voluntaria, y comprende laboratorios de la Universidad de la República, Gobiernos Departamentales, Ministerios, Entes Estatales y Organismos Paraestatales, así como laboratorios del Sector Privado.

Dentro de las actividades de esta red se destaca la capacitación a los laboratorios miembros, con cursos técnicos y relativos a calidad, así como talleres donde se generan documentos guías consensuados. Otra actividad importante son los ejercicios interlaboratorios para la evaluación de la calidad analítica de los laboratorios participantes. Con un fin informativo y esperando que sea de utilidad, se presenta el listado por departamento de los miembros de la RLAU, no implicando un aval técnico de ninguna de las instituciones participantes en este proyecto en cuanto a su aptitud para los diferentes análisis

Listado de Laboratorios miembros de la RLAU

Montevideo	
UdelaR	Teléfono de Contacto
Facultad de Ingeniería Laboratorio de Análisis-IIQ	02-7110871 Interno 105
Facultad de Química Cátedra de Toxicología e Higiene Ambiental. CEQUIMTOX	02-9241809
Facultad de Química Unidad de Análisis de Agua	02-9245219
Facultad de Química Departamento Química Orgánica Laboratorio Análisis Orgánico (LAO)	02-2922021 Interno. 114
Facultad de Ciencias Sección Limnología	02-5258618 Interno 7148
Facultad de Agronomía Departamento de Suelo y Aguas	02-3598272
Ministerios	Teléfono de Contacto
Ministerio de Defensa SOHMA Departamento Oceanografía	02-3093775 02- 3093861
Ministerio Ganadería Agricultura y Pesca. Laboratorio Formulaciones de Plaguicidas Dirección General de Servicios Agrícolas	02-3098410 Interno:211
Ministerio Ganadería Agricultura y Pesca. Dirección General de Recursos Renovables División de Suelos y Aguas	02-3096008 02-3097025 02-3055307
Ministerio Ganadería Agricultura y Pesca Laboratorio Residuos de Plaguicidas Dirección General de Servicios Agrícolas	02-3098410
Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Dirección Nacional de Medio Ambiente Laboratorio Ambiental DINAMA	02-9151480
Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) Laboratorio.	02-4004689 Interno 151

Entes y Paraestatales	Teléfono de Contacto
Laboratorio ANCAP Refinería la Teja	02-3071193
ANCAP Departamento de Apoyo Tecnológico	02-3089946
Laboratorio Central de OSE	02-19521500 02-19521402
LATU División Análisis Alimentos y Medio Ambiental	02-6013724 Interno.180
LATU Departamento de Toxinas Naturales Interno. 328-329	02-6013724
LATU Departamento de Aguas y Productos Químicos	02-6013724 Interno.318
LATU Departamento de Cromatografía y Espectrometría de Masas en Alimentos y Medio Ambiente	02-6013724 Interno 281
LATU Departamento de Espectroscopia Atómica en Alimentos y Medio Ambiente	6013724 Interno .368
LATU Departamento de Microbiología	6013724 Interno. 285
Laboratorios Privados	Teléfono de Contacto
Beltrán Zunino	02-4089554
Laboratorio Ecotech	02-4032130
Laboratorio Cristar Zerbi	02-9007505
DEXIN - Químicos Asesores	02-5076058
Anagua S.R.L	02-7108358 - 02-7106735
Zeng Laboratorio Microbiológico	02-4864663
Conaprole - Montevideo	02-9247171 Interno.2212
Laboratorio Industrial Montevideo S.A	02-2000172
Laboratorio MSL Ltda.	02-4814021

San José	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
Intendencia de San José	034-23363
Durazno	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
Intendencia de Durazno	
Laboratorio Bromatología	036-23891al 6 Interno 161
Laboratorios Privados	Teléfono de Contacto
Agromedical	036- 25417
Lavalleja	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
Intendencia de Lavalleja	
Laboratorio	044-22755
Rivera	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
Intendencia de Rivera. Laboratorio	062-35080
Soriano	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
Intendencia de Soriano	053-23119
Laboratorio Bromatología	
Laboratorios Privados	Teléfono de Contacto
Agro Lab	053-43705
Río Negro	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
OSE Fray Bentos	056 – 28202 y 28204
LATU – Fray Bentos	02- 60137.24 int 328
Florida	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
Intendencia de Florida	035-25161al 67
Canelones	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
Intendencia de Canelones	
Laboratorio	033-22213 - Interno.243
Salto	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
Intendencia de Salto	
Laboratorio	073-29898
Laboratorios Privados	Teléfono de Contacto
Laboratorio Roig	073- 34980
Laboratorio Nolir	073- 29888

Tacuarembó	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
Intendencia de Tacuarembó Laboratorio	06324671 al 76 Interno.218
Flores	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
Intendencia de Flores Laboratorio Bromatológico	036 -42331 y 42210
Laboratorios Privados	Teléfono de Contacto
Agromedical	036- 25417
Treinta y Tres	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
Intendencia de Treinta y Tres Laboratorio	0452 2108 int 117
Paysandú	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
Intendencia Paysandú Laboratorio	072-24647
Laboratorios Privados	Teléfono de Contacto
Laboratorio Bioagro-Análisis Agroindustriales Laboratorio Analítico Agro-Industrial	072-22635 072 36655
Rocha	
Gobiernos Departamentales	Teléfono de Contacto
Intendencia Rocha. Laboratorio	0472-4995
Maldonado	
Entes y Paraestatal	Teléfono de Contacto
OSE - UGD	042 – 578040 int 130

ANEXO 9 – NORMATIVA PARA LA PROTECCIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS

Dr. Marcelo J. Cousillas

Introducción

En nuestro país, el régimen jurídico de uso y protección de las aguas, se centra en el Código de Aguas (Decreto Ley N° 14.859, de 15 de diciembre de 1978), aunque actualmente toma como base el artículo 47 de la Constitución de la República, en la redacción dada por la reforma constitucional plebiscitada en el año 2004.

229

Por tanto, son esas normas las que protegen la calidad de las aguas que pueden ser utilizadas por los tambos y demás establecimientos del sector lechero y las que regulan las condiciones que deben cumplir los vertidos originados en los mismos, sin perjuicios de normas posteriores, como la Ley de Conservación de Suelos y Aguas Superficiales o la Ley de Riego y otras derivadas de la legislación ambiental, como la Ley de Evaluación del Impacto Ambiental (Ley N° 16.466, de 19 de enero de 1994) y la Ley General de Protección del Ambiente (Ley N° 17.283, de 28 de noviembre de 2000).

Con la aprobación del Código de Aguas en 1978, se designó el "Ministerio competente" para su aplicación, el que actualmente se encuentra unificado en el Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA), a través de la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA), en lo que aquí nos interesa.

Principio general

Específicamente el principio general establecido en el artículo 144 del Código de Aguas, prohíbe la introducción a las aguas o la colocación en lugares desde los cuales puedan derivar hacia ellas, sustancias, materiales o energía susceptibles de poner en peligro la salud humana o animal, deteriorar el ambiente o provocar daños. Sin perjuicio de ello y a vía de excepción, el artículo 145 habilita al Ministerio competente, a permitir las actividades contenidas en la prohibición, "cuando el cuerpo receptor permita los procesos naturales de regeneración o cuando el interés público en hacerlo sea superior al de la conservación de las aguas", adoptando las medidas necesarias para prevenir el daño o advertir el peligro.

El Decreto 253/979, de 9 de mayo de 1979 (y normas modificativas posteriores), genéricamente estableció los criterios de clasificación de los cuerpos receptores (artículo 3°), así como los estándares de calidad de los cursos de aguas (artículo 5°) y los estándares de vertido a los que deben ajustarse los efluentes (artículo 11).

El criterio de clasificación de los cuerpos receptores es el de los usos preponderantes -actuales o potenciales en cuatro clases; aunque no habiéndose concretado tal designación, el MVOTMA realizó una clasificación genérica en la Clase 3 (aguas destinadas a la preservación de la flora y de la fauna hídrica y destinadas al riego de cultivos cuyo producto no se consume en forma natural o que no provoca el mojado del producto), por resolución de 25 de febrero de 2005.

En base a la clasificación de los cursos de agua, se establecen los estándares o patrones de calidad de esos cuerpos. Estos, son los niveles o las características que los cuerpos de agua deben reunir, para ser considerados ambientalmente adecuados a su finalidad o uso predominante, tomando en cuenta parámetros físico químicos o biológicos, de tipo numérico o narrativo.

Tales estándares de calidad, permiten detectar cuando un cuerpo de agua no cumple con los requerimientos para su uso predominante; haciéndose necesario según la norma, el establecimiento de programas de recuperación por parte del MVOTMA (artículo 10 del Decreto 253/979).

Los vertidos

Sin embargo, esos estándares no son por sí solos suficientes para garantizar la calidad ambiental de los cursos de agua. Es necesario regular los vertidos que puedan realizarse a los mismos, mediante los llamados estándares de efluentes. El artículo 11 del Decreto 253/979, dispone que ningún efluente podrá ser vertido si no cumple con los estándares que establece, diferenciando hacia donde se producen los desagües (a colector del alcantarillado público, directamente a cursos de agua o mediante infiltración al terreno).

La utilidad de la clasificación y de los estándares hasta aquí referidos, deriva del diferente tratamiento administrativo que otorga el Decreto 253/979 a los vertimientos, según se trate de efluentes en general, de descargas derivadas de procesos industriales privados o provenientes de actividades de organismos públicos.

Sólo las industrias de cuyos procesos se deriven aguas residuales de cualquier naturaleza, requerirán la autorización de desagüe industrial (ADI) del MVOTMA (artículo 29), que implica además, una aprobación de la planta de tratamiento de aguas residuales necesaria.

Todos los demás vertimientos, que no procedan de procesos industriales o de actividades de organismos públicos, tales como los derivados de predios agropecuarios, pueden realizarse:

- a) siempre que se ajusten a los estándares establecidos en el artículo 11 (inciso 1º del artículo 19);
- b) a menos que se constate que perjudican la calidad de las aguas de un cuerpo receptor (inciso 1º del artículo 9º), en cuyo caso el MVOTMA podrá requerir las autorizaciones que correspondan (inciso 2º del artículo 19); y,
- c) con excepción de los destinados a los cursos de agua de la clase 1 (agua potable a poblaciones), sujetos a la autorización previa de OSE.

Corresponde al MVOTMA, en tanto "Ministerio competente", adoptar las medidas correspondientes ante la violación de las normas de protección de la calidad de las aguas. El régimen sancionatorio no difiere del régimen general en materia ambiental, que va desde multas pecuniarias graduadas según la gravedad de la infracción hasta suspensión de actividades o clausura de establecimientos.

El Grupo de Estandarización Técnica Ambiental (GESTA/Agua) de la Comisión Asesora de Medio Ambiente (COTAMA), viene preparando modificaciones al Decreto 253/979, que actualizarán y simplificarán el conjunto de estándares e incorporarán otras actividades, al régimen administrativo de control de la calidad de las aguas, entre ellas, varias agropecuarias.

