

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**EFFECTO DE LA APLICACIÓN DE EFLUENTES LÍQUIDOS DE TAMBO
SOBRE LA FERTILIDAD DEL SUELO Y LA PRODUCTIVIDAD DE FESTUCA
ARUNDINACEAE**

por

Guillermo GORDILLO LÓPEZ

**Trabajo final de grado
presentado como uno de los
requisitos para obtener el
título de Ingeniero
Agrónomo.**

**MONTEVIDEO
URUGUAY
2022**

PÁGINA DE APROBACIÓN

Trabajo final de grado aprobado por:

Directora: -----

Lic. (MSc). Gabriela Illarze

Tribunal:-----

Ing. Agr. (MSc) Ana Bianco

Ing. Agr. (MSc) Virginia Takata

Lic. (MSc). Gabriela Illarze

Fecha: 22 de diciembre de 2022

Estudiante: -----

Guillermo Gordillo López

AGRADECIMIENTOS

A mis padres y a Sofia por su apoyo incondicional durante el desarrollo de la carrera.

A mi tutora, por la dedicación y paciencia con las que me orientó a lo largo de este trabajo. Siempre con buena disposición y amabilidad.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN	II
AGRADECIMIENTOS	III
LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES	VI
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	1
2. <u>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</u>	3
2.1. LA PRODUCCIÓN LECHERA EN URUGUAY	3
2.2. TIPOS DE SISTEMAS DE MANEJO DE EFLUENTES Y APLICACIÓN AL SUELO	4
2.3. ANTECEDENTES A NIVEL NACIONAL DEL USO DE EFLUENTES DE TAMBO Y SU CONTEXTO EN LA REGIÓN.....	7
2.4. COMPOSICIÓN Y VARIABILIDAD DE LOS EFLUENTES DE TAMBO ..	11
2.4.1. <u>Cambios en la composición fisicoquímica de los efluentes tratados en sistemas de lagunas</u>	14
2.5. DINÁMICA DE LOS NUTRIENTES EN EL SUELO.....	17
2.5.1. <u>Efectos de la aplicación de efluentes sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo</u>	22
2.5.2. <u>Efectos ambientales asociados al uso de efluentes de tambo para riego</u>	26
2.5.3. <u>Efectos de la aplicación de efluentes sobre la productividad forrajera</u>	27
3. <u>MATERIALES Y MÉTODOS</u>	30
3.1. SITIO EXPERIMENTAL	30
3.1.1. <u>Ubicación</u>	30
3.1.2. <u>Características del tambo y sistema de gestión de efluentes</u>	31
3.1.3. <u>Precipitaciones y temperatura media</u>	35
3.2. DISEÑO EXPERIMENTAL	37
3.2.1. <u>Aplicación de tratamientos</u>	37
3.2.2. <u>Muestreo de suelo</u>	38

3.2.3.	<u>Manejo de la pastura</u>	39
3.3.	DETERMINACIONES.	40
3.3.1.	<u>Análisis en los efluentes de tambo</u>	40
3.3.2.	<u>Análisis en suelo</u>	40
3.4.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO	41
4.	<u>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</u>	42
4.1.	CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES DE TAMBO.	42
4.1.1.	<u>Sólidos totales y solubles</u>	42
4.1.2.	<u>pH</u>	43
4.1.3.	<u>Conductividad Eléctrica</u>	44
4.1.4.	<u>Contenido de Carbono Orgánico</u>	45
4.1.5.	<u>Contenido de Fósforo</u>	46
4.1.6.	<u>Contenido de Nitrógeno</u>	46
4.1.7.	<u>Contenido de Amonio</u>	47
4.1.8.	<u>Contenido de Cationes</u>	48
4.2.	PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO.	51
4.2.1.	<u>Nutrientes aplicados por los efluentes al suelo</u>	51
4.2.2.	<u>Resultados sobre el perfil del suelo</u>	52
4.3.	PRODUCTIVIDAD FORRAJERA.	60
5.	<u>CONCLUSIONES</u>	64
6.	<u>RESUMEN</u>	65
7.	<u>SUMMARY</u>	66
8.	<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	67

LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES

Tabla No.	Página
1. Propiedades físicas y composición química de efluentes de tambo.....	15
2. Eficiencias de remoción en lagunas anaeróbicas.....	16
3. Parámetros de salida de lagunas facultativas.....	17
4. Dosis aplicada en las parcelas por tipo de efluente y fecha de aplicación.....	38
5. Contenido de sólidos, pH y conductividad eléctrica de los efluentes de tambo crudos y de laguna.....	42
6. Parámetros de salinidad respecto a la conductividad eléctrica.....	44
7. Contenido de nutrientes de los efluentes de tambo crudos y de laguna.....	45
8. Contenido de cationes en los efluentes crudos y de laguna.....	48
9. Carga de nutrientes aplicada al suelo por los efluentes.....	51
10. Análisis a la cosecha de las propiedades fisicoquímicas del horizonte A (0-15 cm) del suelo según tratamientos.....	58
Figura No.	Página
1. Esquema de una disposición típica de un sistema de lagunas.....	5
2. Esquema de maquinaria utilizada para la distribución de los efluentes de tambo según el porcentaje de sólidos contenido.....	7
3. Esquema del ciclo del nitrógeno en el suelo.....	19
4. Esquema de la dinámica de potasio en el suelo.....	22
5. Ubicación geográfica del tambo y sitio experimental del Centro Regional Sur de la Facultad de Agronomía.....	30
6. Detalle del sitio experimental.....	31
7. Distribución espacial del tambo y sistema de lagunas.....	32
8. Colecta de efluentes crudos.....	32
9. Sistema de lagunas de tratamiento: anaeróbica y facultativa.....	33
10. Efluente crudo represado y bomba de extracción.....	34
11. Transporte de efluente crudo a la zona de riego.....	34
12. Extracción de efluente de laguna.....	35
13. Precipitaciones acumuladas mensuales.....	36
14. Temperatura media mensual.....	36
15. Esquema de diagramación en bloques de los tratamientos en las parcelas experimentales.....	37
16. Aplicación del riego con efluentes.....	38
17. Manejo de la pastura.....	39
18. Contenido de CO para cada tratamiento según estrato.....	53
19. Contenido de K para cada tratamiento según estrato.....	55

20. Contenido de P para cada tratamiento según estrato.....	56
21. Productividad de <i>Festuca Arundinacea</i> para cada corte y total.....	61
22. Producción estacional de <i>Festuca Arundinacea var Rizomat</i>	62

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente Uruguay produce, en el 5% de su territorio, leche para alimentar a más de 20 millones de personas, lo que equivale a 6 veces la población de Uruguay (INALE, 2022). Para el año 2020 la producción de leche fue de 2.168 millones de litros y de aproximadamente 8.600 millones de litros de efluente tomando en cuenta la relación de 4:1 (leche/efluente) estimada para el país (MGAP. DIEA, 2020). Existe además una tendencia al crecimiento anual, tanto de la leche producida como de los efluentes generados.

El mal manejo de estos efluentes conlleva riesgos ambientales como la contaminación de los cursos de agua superficiales y aguas subterráneas para consumo animal y humano, así como la diseminación de patógenos. Sin embargo, los efluentes del tambo pueden visualizarse como un recurso debido a su aporte de nutrientes importantes para satisfacer los requerimientos de los cultivos como nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K). Por lo tanto, su uso podría tener un impacto positivo en los rendimientos, mejorando la eficiencia a través de la reducción del uso de fertilizantes comerciales.

También se destacan los potenciales efectos de la aplicación de efluentes sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo; que resultan en una mejora en la calidad del suelo y en su capacidad de drenaje. Se ha establecido que contribuyen a incrementar la aireación, la capacidad de retención de agua, la capacidad de intercambio catiónico y mejorar la estructura del suelo (La Manna, 1995).

En esta tesis se estudia el uso agronómico de los efluentes generados en los tambos en la búsqueda de revalorizarlos y que paulatinamente se vayan dejando de considerar como un desecho. La elección del tema surge como resultado de la importancia que está tomando en la actualidad este tipo de tratamientos de uso alternativo de los desechos ganaderos.

En base a lo comentado anteriormente, el objetivo general que se persigue en el presente trabajo es evaluar el riego con efluentes de tambo estacionados y crudos, como una posible alternativa a la fertilización sintética, y determinar qué efectos se generan sobre la fertilidad del suelo y productividad de una pastura.

Como objetivos específicos se plantean:

- Caracterizar los efluentes de tambo y su variación estacional en cuanto a su composición fisicoquímica.
- Comparar el uso de efluentes estacionados, crudos y la fertilización sintética respecto al contenido y ciclaje de nutrientes en el suelo, particularmente en el aporte de N y su efecto en la productividad de una pastura perenne.

La hipótesis que se establece es que al aplicar los efluentes líquidos de tambo a una pastura se mejoran las propiedades fisicoquímicas del suelo, que podrían afectar positivamente la productividad de la pastura y sustituir a la fertilización sintética.

Se espera que los efluentes crudos, que con menor tiempo de estacionado presentan mayor carga orgánica que los efluentes almacenados, generen un mayor aporte de nutrientes al suelo y produzcan un aumento en la productividad de la pastura, por lo que podrían sustituir total o parcialmente a la fertilización sintética.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. LA PRODUCCIÓN LECHERA EN URUGUAY

En los últimos 30 años el sector lechero uruguayo ha atravesado una profunda transformación, pasando de una situación de importador neto de lácteos en la década del 70 (La Manna et al., 2011), a exportar actualmente el 70% de la leche producida (MGAP. DIEA, 2020). La misma se destina a más de 60 mercados, ubicando a Uruguay como el séptimo país exportador a nivel mundial. En 40 años se ha multiplicado por 7 la remisión de leche, pasando de 260 l/día por remitente en 1987 a 2.138 en el 2019. Al mismo tiempo, el número de remitentes bajó de 6.700 a 2.500 aproximadamente para el mismo período (MGAP. DIEA, 2020).

El aumento en la producción de leche se explica por una mayor intensificación de la producción, donde el total de vacunos lecheros se incrementó de 626 a 759 mil cabezas entre los años 1985 y 2019 en una superficie total de tierras para lechería que disminuyó, pasando de un millón de hectáreas en 2001 a 761,5 mil hectáreas en el período 2018/19. Esta reducción en la superficie se asocia a una caída en el número de predios lecheros que disminuyó en el orden del 13% a un total de 3.400, manteniéndose en tamaños del entorno de las 200 hectáreas en todo el período (MGAP. DIEA, 2010, 2017, 2020).

Este proceso de intensificación en la actividad y aumento del número de animales por unidad productiva no ha sido exclusivo de nuestro país, sino de una tendencia generalizada a nivel mundial. El proceso fue acompañado por mejoras en el sistema de producción: mayor uso de tecnologías de insumos y procesos, bienestar animal, genética, nutrición, sanidad, formación del personal, entre otros. Sin embargo, en muchos casos, no hubo una planificación previa sobre la disposición final de los residuos generados en las distintas instalaciones de los establecimientos entre los que se encuentran el estiércol, restos de alimentos, barro, agua, orina, leche, soluciones de limpieza, etc. Estos residuos, de no gestionarse adecuadamente, pueden generar un grave impacto ambiental (Sosa et al., 2016).

Respecto a la distribución geográfica de la producción lechera en Uruguay, si bien hay producción comercial en todos los departamentos, San José, Colonia y Florida acumulan el 64% de los tambos y el 59 % de la superficie productiva total. El uso de suelo se caracteriza por poseer un 60% del área total con mejoramientos forrajeros: praderas permanentes, campos mejorados y forrajeras anuales (MGAP. DIEA, 2020).

El sector lechero nacional está integrado por diversas organizaciones que han fomentado el trabajo asociativo. Esto es una fortaleza que ha sido uno de los pilares fundamentales para impulsar el dinamismo del sector. Los establecimientos remiten a las

industrias leche de calidad recibiendo asistencia técnica y financiamiento. Esto podría actuar positivamente en la formación de planes y políticas público-privadas que se comprometan a trabajar en la posibilidad de mejoras en la aplicación de efluentes de tambo para acompañar la tendencia mundial en cuanto a la preocupación por el cuidado del medio ambiente.

2.2. TIPOS DE SISTEMAS DE MANEJO DE EFLUENTES Y APLICACIÓN AL SUELO

Los efluentes se pueden clasificar según el manejo en base a cómo se realiza la limpieza de la sala de ordeño y el corral de espera en cada establecimiento. Por un lado, se pueden generar residuos sólidos y líquidos por separado, si antes de lavar los pisos se realiza una separación de estos mediante un barrido en seco con rabastos y palas. La segunda opción es un único residuo líquido producto de la limpieza de las instalaciones por arrastre con agua.

La primera opción es empleada generalmente en rodeos pequeños o cuando existen problemas de disponibilidad de agua, ya que el gasto de agua en este caso es menor. Con este tipo de manejo, se genera un menor volumen de efluentes y los nutrientes se encuentran más concentrados. La desventaja que presenta este tipo de manejo, es que demanda mayor trabajo diario, espacio para almacenamiento y acondicionamiento físico y maquinaria para gestionar los residuos sólidos generados por separado. En la segunda opción, de arrastre único con agua, el líquido recolectado puede gestionarse a través de 2 sistemas diferentes: el primer sistema es el de aplicación al terreno mediante riego directo, lo que requiere una recolección y aplicación frecuente mientras que el segundo sistema implica un almacenamiento previo y posterior distribución al terreno (Taverna, 2004, MGAP, 2008).

Con el primer sistema se evita manejar grandes volúmenes de efluente, no se requieren grandes obras de construcción (tan solo un pozo de bombeo de pequeño volumen de entre 3 y 10 m³). La gran desventaja es que no hay posibilidad de almacenaje, por lo que debe aplicarse al suelo independientemente de sus condiciones de humedad. Esto lo hace un sistema más riesgoso en cuanto al ambiente y sanidad humana y animal, debido a posibles problemas de anegamiento, salinización y erosión de las superficies regadas y, en consecuencia, la contaminación de recursos hídricos. El segundo tipo de sistema ya implica un almacenamiento (período mínimo de 3 a 4 meses) y por tanto se deben construir lagunas y utilizar sistemas de distribución al terreno. Para ello hay diferentes opciones siendo las más comunes por bombeo o gravedad (MGAP, 2008).

Las lagunas utilizadas para gestionar los efluentes de tambo se pueden dividir en 2 tipos. Las de almacenamiento, donde su función principal es tan solo retener el líquido durante un corto período de tiempo para luego ser distribuido al terreno y las lagunas de

tratamiento parcial donde ocurre cierta degradación del efluente y por tanto se genera una disminución de su carga orgánica (García y Pollak, 2011).

Las lagunas de almacenamiento tienen por objetivo dar flexibilidad en cuanto a decidir el momento de la aplicación de los efluentes al terreno según los factores climáticos y de suelo reinantes. Para su diseño, se considera la cantidad de efluentes colectada, así como el volumen de agua pluvial que ingresa al sistema. En este tipo de lagunas, el efluente queda retenido por un tiempo definido y se vacía por gravedad, bombeo o estercoleras. Usualmente, el líquido se vacía periódicamente mientras que el sólido depositado en el fondo se limpia cada 3 o 4 años (MGAP, 2008, Correa et al., 2016).

Las lagunas de tratamiento se dividen según el tipo de actividad biológica que predomina en: aeróbicas, anaeróbicas o facultativas. En Uruguay ha sido mayormente utilizado el sistema de doble laguna en serie, siendo la primera anaeróbica seguida de una facultativa (García y Pollak, 2011, Correa et al., 2016). Estas lagunas actúan en flujo continuo, es decir que diariamente ingresan los efluentes provenientes del tambo a la laguna anaeróbica y salen efluentes ya tratados por la salida de la laguna facultativa. En la Figura 1 se presenta una disposición típica donde los efluentes son guiados desde la sala de ordeño a la laguna anaeróbica y luego de esta pasan a la laguna facultativa previo a su disposición final.

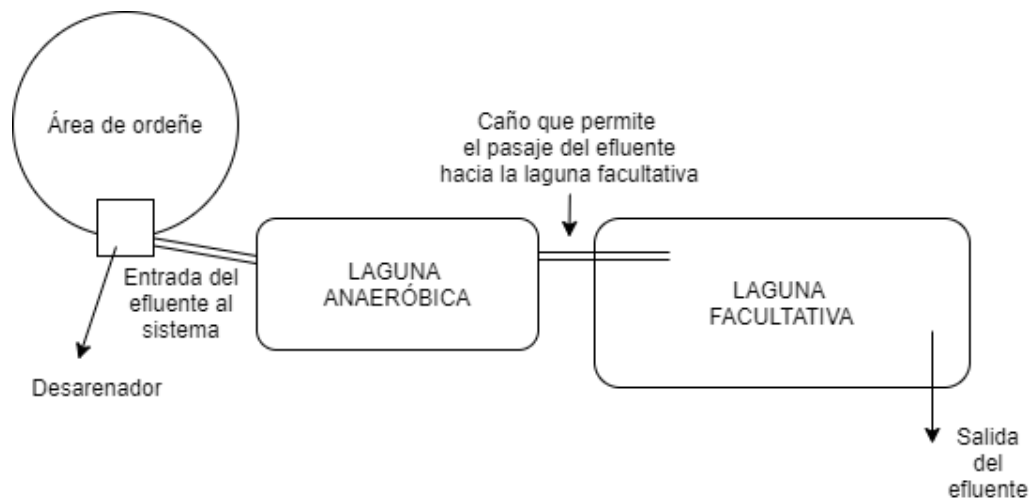


Figura 1. Esquema de una disposición típica de un sistema de lagunas.

Fuente: tomado de MGAP (2008).

Las 2 lagunas logran reducir la contaminación potencial del efluente porque reducen la carga orgánica. Las lagunas anaeróbicas son unidades de tratamiento biológicas en las que la degradación de la materia orgánica (MO) ocurre en ausencia de oxígeno (O_2) disuelto. Si bien estas lagunas son usualmente abiertas a la atmósfera, son diseñadas entre

2,5 y 5 m de profundidad (son las más profundas de la serie) para garantizar la escasez de O_2 . Funcionan como tanques sépticos abiertos para disminuir la carga orgánica, usualmente expresada en términos de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Tanto la MO que sedimenta en profundidad y se acumula en el fondo como la MO de la parte líquida son degradadas anaeróbicamente. Los principales componentes de los productos finales son gas metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). Los compuestos nitrogenados generan amonio (NH_4) y puede volatilizarse si se dan las condiciones a la forma de amoníaco (NH_3) o liberarse como óxido nitroso (N_2O) o nitrógeno molecular (N_2) por desnitrificación. Para que se dé un proceso anaeróbico eficiente, se deben dar condiciones adecuadas de disponibilidad de nutrientes, pH, temperatura, ausencia de O_2 y ausencia de sustancias tóxicas (La Manna, 1995, Romero, 2005, MGAP, 2008).

Cuando se tiene un sistema de lagunas en serie como el de la Figura 1, las lagunas facultativas se ubican seguidamente a la laguna anaeróbica para recibir por medio de un caño las aguas residuales del proceso anaeróbico. Las lagunas facultativas son de mayor tamaño y de pequeñas profundidades (1 a 2 m) para permitir la presencia de O_2 . Estas lagunas permiten la remoción o disminución de patógenos y nutrientes gracias a la acción del tiempo, temperatura, condiciones de pH elevadas y luz solar. La capa superior de la laguna tiene O_2 disuelto proveniente de la atmósfera (por aireación natural) y también el proveniente de la fotosíntesis que realizan las algas en la superficie, mientras que en la parte inferior el O_2 es casi nulo. Por lo tanto, en las lagunas facultativas la porción superior es aeróbica y la inferior es anaeróbica (Romero, 2005, MGAP, 2008).

En la porción anaeróbica, la degradación de la MO se da según lo explicado para la primera laguna. En la porción aeróbica, bacterias metabolizan la MO en presencia de O_2 produciendo CO_2 , NH_3 , fosfato (PO_4), agua y biomasa. Luego, las algas ubicadas en la superficie utilizan el CO_2 , la luz solar y el agua para crecer y formar protoplasma algal. Además, las algas también consumen N y P (Romero, 2005).

Las formas de aplicación al suelo del material generado en las lagunas se esquematizan en la Figura 2. Por lo que se puede apreciar, a medida que aumenta el contenido de sólidos de la mezcla, se requiere más equipamiento y fuerza para su distribución. De acuerdo con La Manna (1995), los efluentes se clasifican según su contenido de materia seca (MS) en: efluentes sólidos (13 a 18% MS), semilíquidos (5 a 15% MS) y líquidos (menor a 5% MS).

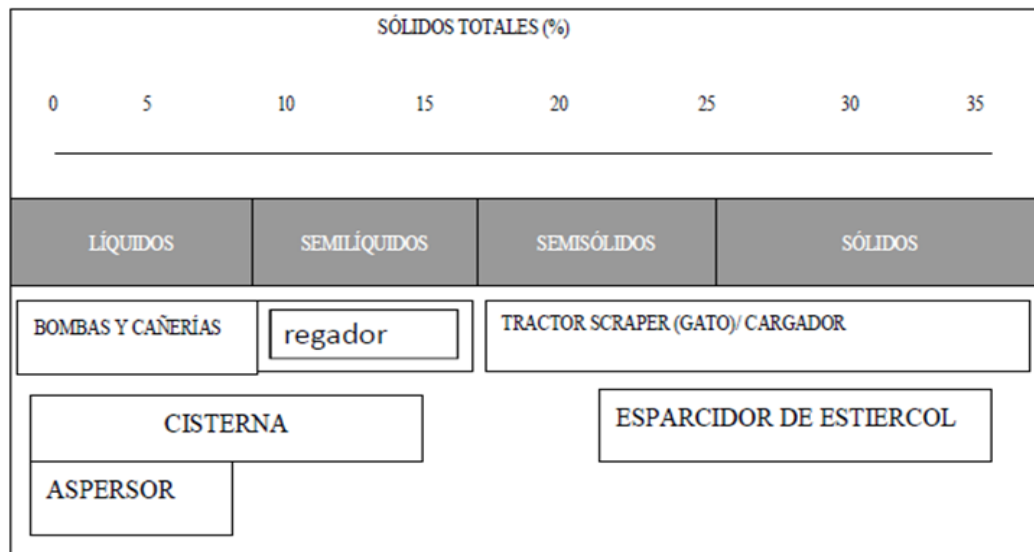


Figura 2. Esquema de maquinaria utilizada para la distribución de los efluentes de tambo según el porcentaje de sólidos contenido.

Fuente: tomado de Bianco (2016).

2.3. ANTECEDENTES A NIVEL NACIONAL DEL USO DE EFLUENTES DE TAMBO Y SU CONTEXTO EN LA REGIÓN

En Uruguay, en la década de los 90 y los primeros años de la década del 2000, los investigadores realizaban estudios y recomendaciones sobre el vertido de efluente directamente a los cursos de agua, tratando a estos como un desecho generado de la producción lechera. Por ejemplo, La Manna (1995) señala como ventaja del sistema de doble laguna la posibilidad de descarga directa del efluente tratado a cursos de agua. Posteriormente la concepción fue cambiando (acompañando la tendencia internacional) y se comenzó a valorizar a los efluentes de tambo, pasando de ser un desecho a ser un subproducto que, bien utilizado, devuelve nutrientes y aporta MO al sistema de producción (González et al., 2008, Imhoff et al., 2014).

Por lo tanto, a nivel nacional ha ido cambiando la concepción respecto a cuáles son las mejores prácticas de gestión de efluentes de tambo a ser promovidas, cuál es el mejor destino final (y cuáles los destinos admisibles) para los mismos y también las exigencias de los organismos contralores como el Ministerio de Ambiente y, en particular, la Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental (DINACEA).

En el año 1991 el INIA comenzó con una línea de investigación con especial énfasis en tratar de dar diferentes opciones a los productores sobre el uso de efluentes, selección de sistemas para efluentes y aspectos prácticos relacionados. Los estudios se

focalizaron en sistemas y tecnologías que pudieran evitar la contaminación del agua superficial y de las napas profundas, así como también la no afectación del suelo por exceso de agua y nutrientes (La Manna et al., 2004). En este sentido, se comenzó a ver que los sistemas de doble pileta, promovidos en un comienzo, remueven parte de la MO, disminuyendo el contenido de sólidos sedimentables, pero no remueven los coliformes y el P a los niveles requeridos para el vertido a los cursos de agua (González et al., 2008, Gutiérrez y Cabrera, 2009).

Sin embargo, Houlbrooke (2015), en su consultoría realizada para INALE con el fin de evaluar las prácticas de manejo de efluentes de los tambos, concluyó que en Uruguay los efluentes de los tambos eran más bien eliminados que aprovechados por su valor en nutrientes. Identificó como una práctica habitual la descarga directa al suelo de los efluentes y observó que, en aquellos establecimientos donde se hacía manejo de efluentes, el mismo era mayormente a través de una secuencia de piletas de tratamientos (anaeróbicas y aeróbicas) seguida de la descarga directa a aguas superficiales o a eventuales drenajes que vierten a los cauces nutrientes solubles y microorganismos fecales. El autor, en sus recorridas observó la práctica de distribución de efluentes al campo únicamente en 2 predios, cuya infraestructura y sistemas distaban de las buenas prácticas que el autor dice que se concebían en aquel momento en Nueva Zelanda. En su diagnóstico tampoco identificó establecimientos donde se hicieran mediciones del contenido de nutrientes ni que existieran guías para determinar las aplicaciones de volúmenes que corresponden por unidad de superficie y, por lo tanto, la dosis de nutriente total a aplicar.

En un relevamiento sobre un área piloto de la cuenca del río Santa Lucía realizado por Gutiérrez, citado por Bianco (2016) que toma 639 tambos de Canelones, San José y Florida mostró que: de las operaciones de limpieza del corral y sala de ordeño, sólo el 25% barría el corral y sala con un palón separando los sólidos previamente al lavado (efectuado mayoritariamente por arrastre). El 63% realizaba manejo de efluentes, entre los que se destacaba el sistema de lagunas. De los que adoptaban dicha medida, el 53% tenía 2 y el 28% 3 lagunas por tambo. El 70% destinaba el agua almacenada en la última pileta directamente como desagüe al terreno, el 9% la reciclaba y el 6% las vaciaba y realizaba riego. Del mismo relevamiento se destacó la poca planificación y falta en el registro de las operaciones de distribución de líquidos. A partir del estudio se concluye la poca distribución de los efluentes y manejo de sólidos producto de la carencia de proyectos y registros, así como también escasa planificación de la distribución.

Lo relevado por Gutiérrez, citado por Bianco (2016) para la cuenca del río Santa Lucía coincide con lo detallado por MGAP (2008) para la realidad nacional, donde se afirma que la mayor parte de los tambos del país no separan los sólidos antes del lavado de las instalaciones de ordeño, utilizando mayoritariamente el lavado por arrastre con

agua. Además, según la encuesta INALE, citada por Bianco (2016), son los productores que remiten más de 480.500 litros de leche anuales quienes tienen en promedio 1,02 piletas instaladas. Mientras que para los productores que remiten menos de 280.500 litros, sólo 2 de cada 10 productores tienen piletas instaladas. Es decir, que a medida que se incrementa el tamaño promedio del rodeo de los establecimientos, se incrementa la práctica del manejo de efluentes. Según datos de la encuesta, a partir de rodeos mayores a 125 vaca masa (VM), el 70% realiza manejo de estos, mientras que para rodeos inferiores a 75 VM el nivel de adopción de esta práctica apenas supera el 40%.

Por lo tanto, de los estudios realizados por Houlbrooke (2015) y Bianco (2016) se puede concluir que a nivel nacional existe una alta frecuencia de uso de sistema de piletas, más de una en promedio, pero sin distribución de su salida. Existiendo mayor adopción de la práctica en los tambos medianos y grandes.

La tendencia de Uruguay no escapa a los países de la región, en donde el manejo de los efluentes de tambo se ha convertido en un asunto preocupante a tratar debido a los grandes volúmenes producidos y sus problemas ambientales asociados: emisión de gases contaminantes, anegamiento y desbalance de nutrientes en suelos y eutrofización de aguas superficiales. Salazar et al. (2010) sostienen que para tratar los problemas ambientales se debe contar con información confiable, insumo primordial para que se puedan establecer normativas y políticas efectivas. En los países de América del Sur sobre los que los autores realizaron su estudio (Uruguay, Chile y Argentina) no encontraron información oficial sobre el manejo de efluentes y ni que este tipo de información estuviera contemplada en los censos nacionales, situación similar a la que se da en otros países del mundo.

De acuerdo a lo relevado por los autores, entre Argentina, Uruguay y Chile no se desprenden grandes diferencias, aunque sí observaron una menor toma de registros para Uruguay. Los sistemas de producción de los 3 países son relativamente similares, no existiendo encierros parciales de ganado (estabulación) en Uruguay. El uso que se le da al efluente es prácticamente el mismo: ya sea sobre pasturas o cultivos forrajeros. Las dosis de aplicación son variables, pero se realizan durante todo el año para los 3 países y utilizando los mismos equipos de aplicación: tanques estercoleros o bombas de riego. En los 3 países utilizan lagunas para su almacenamiento.

Yapur (2011) afirma que el destino de los efluentes generados es un problema en la actualidad en la mayor parte de los establecimientos de Argentina. El autor menciona que la transformación del sistema productivo no fue acompañada con una adecuada infraestructura ni planificación sobre el destino final de los efluentes que permitiera hacer frente a este proceso de intensificación una forma sustentable y eficiente.

El sur de Chile presenta condiciones de clima y suelo favorables para la producción lechera, en donde el sistema de producción es básicamente a base de pasturas

naturales y mejoradas. Aunque el uso de efluentes y estiércol de corral es una práctica común entre los agricultores chilenos, existe mucha falta de información sobre el contenido de macro y micronutrientes de esos materiales (Salazar et al., 2007). En este país al momento del estudio realizado por Hirzel y Salazar (2012) aún no existía una normativa específica publicada que normalizara o limitase el uso de enmiendas orgánicas en cuanto a la fecha, dosis u otros aspectos de su aplicación en suelos agrícolas.

Herrero et al. (2018) muestra un panorama más actualizado de cómo están situados Argentina, Brasil y Chile principalmente respecto a la gestión de efluentes. La investigación surge debido a la situación del incremento de producción y por tanto de residuos generados, que ya se ha mencionado en secciones anteriores, que está provocando el surgimiento de regulaciones para el manejo de los efluentes. Los autores realizaron una investigación para identificar, establecer y desarrollar estrategias de manejo y tecnologías mediante una encuesta. Esta evaluó las percepciones, necesidades y barreras del manejo del estiércol lechero. Para ello entrevistaron a 593 personas de las cuales el 31% eran productores lecheros, 29% asesores y consultores profesionales y el 31% fueron representantes de instituciones públicas e investigadores. La encuesta arrojó que el 91% de los entrevistados consideraban al estiércol como un buen fertilizante, pero que también podría contribuir a la transmisión de patógenos y contaminación de las aguas superficiales y acuíferos. El 79% estaría dispuesto a usar los estiércoles como sustituto de los fertilizantes sintéticos. Las necesidades principales detectadas fueron: la creación de guías de gestión, incremento de la investigación en equipos y tecnologías y mejorar el acceso a análisis de laboratorio. Por último, las barreras identificadas fueron los trámites engorrosos, falta de conocimiento en temas legales y leyes específicas.

Además de los estudios ya citados dedicados a generar conocimiento sobre la situación actual en el país de los tambos en cuanto a la gestión de efluentes (INALE, 2014, Houlbrooke, 2015, Bianco, 2016), en los últimos años han surgido distintos proyectos y líneas de investigación en la búsqueda de generar información local sobre los efectos de la aplicación de efluentes de tambo sobre el suelo, la productividad forrajera y el medio ambiente (Alegrette, 2020, Hernández, 2020, MIEM, 2020). Rodríguez (2020) en el contexto del proyecto Biovalor (MIEM, 2020), realizó una revisión de antecedentes bibliográficos nacionales y de información local respecto al uso de efluentes de tambo en el país. En ella se presentan aspectos normativos, manuales y cartillas técnicas, trabajos de investigación y datos generados como resultados de análisis de campo.

En Uruguay, existe actualmente un marco general legal vigente para la disposición de efluentes de tambo y normativas específicas que tratan sobre la gestión del agua en el establecimiento, la gestión de los efluentes líquidos, la gestión de los residuos sólidos y el manejo de sustancias químicas. Las mismas las presentan Correa et al. (2016) en el Manual para la gestión ambiental de tambos. Por otro lado, para aquellos

establecimientos sobre la Cuenca del Río Santa Lucía se aplica una normativa específica correspondiente a medidas del plan de acción para la protección de la calidad ambiental y la disponibilidad de las fuentes de agua potable en las cuales se describen las medidas a implementar “con el objetivo de formular y ejecutar las acciones que permitan controlar, detener y revertir el proceso de deterioro de la calidad del agua en la cuenca hidrográfica del río Santa Lucía y asegurar su calidad y cantidad para el uso sustentable como abastecimiento de agua potable” (MVOTMA, 2015).

2.4. COMPOSICIÓN Y VARIABILIDAD DE LOS EFLUENTES DE TAMBO

El efluente líquido de tambo se compone de una mezcla de productos lácteos, heces y orina de vaca depositadas durante el ordeño y posteriormente diluidas con agua de lavado y/o pluviales durante la limpieza de la zona de ordeño y los patios de espera asociados (Hawke y Summers, 2006); por lo que también incluye residuos de productos biológicos como antibióticos u otros tratamientos veterinarios, productos de limpieza y otros productos químicos (Charlón, 2007). Por lo tanto, el efluente es básicamente un compuesto orgánico muy diluido que se divide en una fracción soluble y una fracción de sólidos orgánicos en donde la carga de sólidos es generalmente menor al 1% (Longhurst et al., 2000). La composición total comprende en promedio 10% de excretas, 86% agua utilizada para lavado de sala y resto de materiales descritos anteriormente y 4 % lavado de ubres (Longhurst et al., 2000). El volumen generado es muy variable, dependiendo principalmente de las medidas de manejo y la pluviosidad del lugar.

Los efluentes se caracterizan por contener nutrientes como el N, P, K y altos contenidos de DBO (Lobera et al., 1998). Los animales excretan al ambiente casi el 70% del N y P que ingieren, a través de la orina y las heces. Datos aportados por el laboratorio de nutrición del INIA La Estanzuela muestran que alrededor del 85% de la MS del estiércol es MO (La Manna, 1995). Entre el 60 y 85% del total del N presente en los efluentes se presenta bajo forma orgánica, la mayoría proveniente de la materia fecal. La fracción soluble es en su mayoría la orina que también contribuye a dicha fracción pero que rápidamente se hidroliza a N amoniacal.

Para realizar una gestión adecuada de los efluentes en los tambos, es importante contar con información confiable de su producción-generación y de su uso como fin agropecuario. Por lo tanto, como afirman Barbazán et al. (2010), en tanto no se cuente con valores de referencia sobre la composición de materiales orgánicos, la variabilidad en la composición de las enmiendas evidencia la necesidad de analizar cada material antes de agregarlo al suelo.

Tanto para determinar la dosis a aplicar como para estimar su potencial efecto en las propiedades físico-químicas del suelo, es necesario realizar análisis de las enmiendas, en este caso los efluentes líquidos (crudos y/o tratados). Usualmente, mediante estos

análisis se determinan la densidad, el contenido de MS y contenidos totales de nutrientes. Si bien la principal preocupación ha sido la concentración y forma bajo la que se encuentra el N por su potencial de lixiviación como forma de nitrato y contaminación de las aguas subterráneas (Barbazán et al., 2010), la determinación de la concentración de todos los componentes es importante para estudiar el efecto de la aplicación de los efluentes en las propiedades del suelo (Hawke y Summers, 2006).

La Manna (1995) señala que la composición de los efluentes es muy variable y heterogénea. Las características de los mismos dependen principalmente de 3 factores que son: a) la especie y edad del animal; b) la composición de la dieta y c) la forma de recolección, almacenaje y redistribución en el campo. Del mismo modo, Longhurst et al. (2000) señalan que es probable que esta variabilidad en las características físicas y químicas de los efluentes ocurra antes, durante y después del ordeño de las vacas, entre los ordeños de la mañana y de la tarde, y en diferentes momentos durante la lactancia. Agrega también otros factores que incidirán en la composición final del efluente, como la política de uso de fertilizantes y el manejo del agua de lavado que cada tambo realice.

Además, la recolección de una muestra representativa de los efluentes generados en el tambo es difícil y los métodos de muestreo difieren entre sí. Con la tendencia hacia la aplicación directa sobre la tierra, mucho de la variación en la recolección de muestras podría reducirse si se emplea una técnica de muestreo estándar. El Grupo de Calidad de Leche, Ambiente y Agroindustria del Instituto INTA Rafaela realizó un procedimiento de muestreo de efluentes líquidos y residuos sólidos orgánicos generados en el tambo donde se propone para cada tipo de residuo (líquidos crudos, líquidos tratados y sólidos), objetivo del muestreo e infraestructura existente, el lugar donde se debe realizar el muestreo, los materiales necesarios y el procedimiento a seguir (Taverna et al., 2014). También en la búsqueda de reducir la variabilidad en la estimación de la composición de efluentes de tambo, Gutiérrez et al. (2009) realizaron un estudio sobre los parámetros importantes, donde destacan el tiempo promedio de permanencia del rodeo en las instalaciones de ordeño. Considerar este parámetro en los modelos matemáticos permitió una disminución de la diferencia entre los valores estimados y experimentales del 51 al 20% para N total y del 45 al 14% para sólidos totales.

De todas maneras, el contenido de los nutrientes será siempre variable en tiempo y espacio (Hawke y Summers, 2006). Por ejemplo, Longhurst et al. (2000) encontraron luego de analizar 284 casos de diferentes localidades durante 20 años que el promedio de concentración de N total en efluentes se duplicó de 200 a 400 mg/l. Los autores atribuyen esta tendencia a un aumento en el número de vacas por rodeo, que no fue acompañado por cambios en las instalaciones de ordeño ni en el volumen de agua utilizado para la limpieza. Este incremento puede intensificarse en la medida que los lotes que manejan los tambos sean cada vez más grandes y el volumen de agua utilizado por vaca sea menor. Un

promedio de 50 l/vaca/día es un valor muy usado y tomado como referencia, si bien debería evaluarse para cada tambo específico (La Manna, 2014). Sin embargo, en Correa et al. (2016), si bien se incluye el agua utilizada en los abrevaderos para ganado, el consumo medio de agua es de aproximadamente 100 l/vaca/día en promedio; con un máximo de 150 l/vaca/día y un mínimo de 75 l/vaca/día. Otro dato más objetivo, que sólo incluye el gasto de agua, es de 45 l/vaca/día (Gutiérrez, citado por Bianco, 2016). De todas maneras, actualmente se hace hincapié, por medio de prácticas de manejo, en la importancia del ahorro en el uso del agua y de evitar la mezcla con pluviales. Esto resulta en la tendencia de efluentes cada vez menos diluidos.

Según Hawke y Summers (2006), generar información fehaciente y realizar un monitoreo válido de los efectos de la aplicación de efluentes a través de la medición de las propiedades del suelo es un tema particularmente problemático si el enfoque experimental es realizado solamente sobre un sitio de control y un sitio con aplicación de efluentes. Esto es debido a que existen variaciones estacionales en las propiedades físicas del suelo y se tienen que contemplar otros efectos asociados al riego con efluentes. En particular, deberían tener que separarse los efectos del manejo animal sobre el suelo y la pastura; lo que incluye, por ejemplo, el tipo de pastoreo que se realiza, el pisoteo y las deyecciones del propio animal sobre las pasturas. La revisión realizada por estos autores recopila análisis de efluentes de tambos realizados en diferentes investigaciones, coincidiendo muchas de ellas en la conclusión de que probablemente las variaciones en la composición físico-química se deban principalmente al momento de lactancia, la edad y raza de los animales, al momento de la curva de lactación, la calidad y tipo de alimento ofrecido, así como también a la política de fertilización del establecimiento y al manejo del agua de lavado de las salas de ordeño.

Salazar et al. (2010) recopilaron información para Uruguay mediante encuestas a 621 productores y toma de muestras de 20 tambos de la cuenca lechera de Montevideo y también para Argentina y Chile. Respecto a la composición de los efluentes, el contenido de MS mostró similitudes entre todos los países analizados y un contenido de nutrientes más bajo (aunque variable) en Uruguay respecto a los otros países; que podría ser explicado por cortos o nulos periodos de confinamiento, sumado a grandes cantidades de agua provenientes del lavado y lluvia. En las muestras analizadas de los tambos de Uruguay, el contenido de MS promedió el 1,05%, N total (Kjeldahl) 0,27 kg/1000 l, N amoniacal 0,19 kg/1000 l, P 0,13 kg/1000 l y K 0,49 kg/1000 l. No existiendo información sobre las tasas de aplicación. Entre sus conclusiones, los autores destacan que frecuentemente los productores no tienen en cuenta el contenido de nutrientes en los efluentes para su aplicación.

Se cuenta también con información nacional generada y recopilada por Casanova y Del Pino (s.f.), a través de situaciones promedio en cuanto a dieta, consumo, producción

de leche y peso de las vacas lecheras, así como de tiempos de ordeño y uso del agua para lavado promedio donde establecen el volumen y composición de los efluentes generados. Las estimaciones se hacen en base a vacas de 550 kg de peso vivo (PV), con una producción diaria de 20 l de leche; 16% proteína cruda (PC), 0,4% P y 1,48% de K en la dieta, un gasto de agua de 50 l/vaca/día en el ordeño y un tiempo de estadía medio en el corral de 2 horas/día. El uso total del agua fue de 54,7 l/vaca/día y un contenido de sólidos del efluente en el orden del 1,12%. El total de nutrientes capturados en la sala fue de 29 g/vaca/día de N, 4,5 g/vaca/día de P y 17 g/vaca/día de K. En cuanto a la concentración de nutrientes en efluentes sin tratar se establecen valores para N de 553 mg/l, P 82 mg/l y K 307 mg/l.

Los mismos autores presentaron resultados del tratamiento de efluentes con sistema de doble pileta en Uruguay. Se presentan valores obtenidos tanto de muestras tomadas a la salida de piletas anaeróbicas como facultativas, expresados en mg/l (mín-máx). Para el primer caso se obtuvieron valores entre 88 a 433 para N, 40 a 118 para P y 266 a 539 para K. En el segundo caso los valores fueron menores: 28 a 265 para N y 23 a 180 para P, no existiendo datos para K.

Bianco (2016), realizó una estimación de cuál es el aporte de nutrientes al suelo a partir de lo que se recoge en un corral de ordeño según una ecuación de predicción desarrollada por Nennich et al. (2005). Para la aplicación de dicha ecuación, la autora tomó como base una dieta promedio de 13,5% PC, 0,34% P y 1,55% K con vacas de 530 kg de PV consumiendo 17 kg de MS y produciendo 19 l de leche al día, con un tiempo de ordeño de 1,8 horas y agua de lavado 45 l. Como resultado, determinó un aporte de 10 kg/vaca/año de N, 1,4 kg/vaca/año de P y 7 kg/vaca/año de K.

En un total de 63 casos estudiados y recopilados por Longhurst et al. (2000), el contenido de sólidos de los efluentes líquidos promedió 0,90% variando entre 0,04 y 5,2 el contenido de MS. La causa más común de dispersión fue la cantidad de agua utilizada en cada sala de ordeño, que varió entre 40 a 136 l/vaca/día en salas de ordeño que manejan lotes de 138 a 390 vacas.

2.4.1. Cambios en la composición fisicoquímica de los efluentes tratados en sistemas de lagunas

Los cambios producidos en un efluente a medida que recorre el sistema de lagunas (anaeróbica y facultativa) se pueden ver en el trabajo de Fyfe et al. (2016) y se presentan resumidos en la Tabla 1. Se presentan las propiedades físicas y composición química de un efluente antes de la entrada a la laguna anaeróbica y en la laguna anaeróbica y facultativa.

Tabla 1. Propiedades físicas y composición química de efluentes de tambo (valores medios).

Parámetro	Unidad	Líquido pre-ingreso	Laguna anaeróbica	Laguna facultativa
pH	-	8,1	7,9	8,2
CE	dS/m	3571	3902	3637
Turbidez	-	2735	581	349
Sólidos totales	mg/l	6048	3012	2568
Sólidos suspendidos	mg/l	2996	700	351
Sólidos solubles	mg/l	3028	2312	2218
DQO	mg/l	5044	1412	906
P total	mg/l	64,9	52,6	35,6
N total	mg/l	235	215	167
N orgánico	mg/l	105	63	52
N-NH ₃ ⁻	mg/l	131	151	115
Na	mg/l	155	152	155
K	mg/l	469	463	467
Ca	mg/l	87	99	94
Mg	mg/l	77	81	82
Cl	mg/l	300	285	295
Sulfatos	mg/l	39	19	18

Referencias: CE: conductividad eléctrica, DQO: demanda química de oxígeno.

Fuente: tomado de Fyfe et al. (2016).

En la laguna anaeróbica, se observa una leve reducción del pH y un aumento de la CE. La turbidez del efluente se reduce, así como las concentraciones de sólidos y demanda química de oxígeno (DQO). Esto se puede explicar por la sedimentación de las partículas, principalmente orgánicas, que genera la continua formación y deposición de una capa de lodo. La concentración de nitrógeno amoniacal (N-NH₃⁻) se incrementa, lo que indica la hidrólisis de la fracción orgánica. La mineralización del N orgánico se traduce en una baja del N total (NT). Lo mismo pasa para las fracciones de P. Se manifiesta un aumento del Ca y Mg solubles que sugieren la descomposición de restos orgánicos o cationes que están formando complejos (Fyfe et al., 2016).

En la laguna facultativa continuaron disminuyendo la turbidez, las concentraciones de sólidos y DQO, aunque en menor medida que en la primera laguna. Se observa una importante disminución en las concentraciones de N y P, mientras que las concentraciones de cationes y aniones permanecieron estables. Como muestra la Tabla 1, aunque la fracción N-NH₃⁻ había aumentado en la laguna anaeróbica, la mayoría del cambio en el NT de la laguna facultativa parece haber venido de pérdidas de N-NH₃⁻, proceso favorecido por un pH elevado y una gran superficie expuesta de la laguna que conducen a la volatilización de este. Los autores sugieren que puede ocurrir también reducción del N-NH₃⁻ y precipitaciones a la forma estruvita que también contribuye a la reducción en las concentraciones de P. El alto pH sobre todo en las zonas superiores ayuda a estos procesos (Fyfe et al., 2016).

Gutiérrez y Cabrera (2009) analizaron los resultados obtenidos en sistemas de doble laguna en Uruguay con el objetivo de proponer criterios para su diseño adaptados a las condiciones locales. Para esto, las autoras evaluaron el efluente crudo y la descarga de las lagunas de 31 tambos en términos de carga orgánica, sólidos, nutrientes y patógenos. Para las lagunas anaeróbicas, se determinaron las eficiencias de remoción en base a la comparación de los parámetros a la entrada y a la salida (ver Tabla 2). Para las lagunas facultativas, las autoras obtuvieron eficiencias de remoción del orden de 50% para DBO, 35% para N y menor al 5% para P. Los valores medios de algunos de los parámetros medidos a la salida de las lagunas facultativas se presentan en la Tabla 3.

Tabla 2: Eficiencias de remoción en lagunas anaeróbicas.

	Entrada laguna anaeróbica	Salida laguna anaeróbica	Eficiencia de remoción acumulada
	(kg / mes)		(%)
Sólidos suspendidos totales	3611	536	85
Sólidos suspendidos volátiles	2347	405	83
DBO	1500	260	83
DQO	4000	1150	71
N total	278	133	52
P total	39	33	15
K	270	250	7

Referencias: DBO: demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno.

Fuente: tomado de Gutiérrez y Cabrera (2009).

Tabla 3: Parámetros de salida de lagunas facultativas.

	Salida laguna facultativa (mg/l)
DBO	224
N total	76
N-NH ₃ ⁻	46
P total	47

Referencias: DBO: demanda bioquímica de oxígeno.

Fuente: tomado de Gutiérrez y Cabrera (2009).

Gutiérrez y Cabrera (2009), al igual que Fyfe et al. (2016), también obtuvieron descensos en las concentraciones de sólidos, DQO, N total y P total en las lagunas anaeróbicas (ver Tabla 2). Las eficiencias de remoción para los sólidos suspendidos, la DQO y P total son similares a las obtenidas por Fyfe et al. (2016), quienes obtuvieron eficiencias de 77%, 72% y 19% para esos parámetros. En cambio, para el N total Fyfe et al. (2016) obtuvieron una eficiencia de remoción mucho menor (8%) debida al incremento del N-NH₃⁻. La eficiencia de remoción del K en ambos trabajos fue baja, del 7% y 1% para Gutiérrez y Cabrera (2009) y Fyfe et al. (2016), respectivamente.

De las concentraciones medias obtenidas para la salida de las lagunas facultativas (ver Tabla 3) Gutiérrez y Cabrera (2009) destacan que estos no cumplen los criterios establecidos por la normativa nacional para vertido a cursos de agua. Particularmente en lo que refiere a nutrientes, las autoras señalan que se está un orden de magnitud por encima de lo establecido.

2.5. DINÁMICA DE LOS NUTRIENTES EN EL SUELO

Si bien ya se discutió el tema de la composición y variabilidad de los efluentes, es importante conocer la dinámica en el suelo de los nutrientes que los componen. De esta manera se puede entender cómo y por qué suceden las variaciones de nutrientes una vez que los efluentes son aplicados al suelo. Conocer y entender los diferentes procesos que suceden en el suelo y sus consecuencias permiten comprender los potenciales impactos que se generan, los que se pueden llegar a producir y, por tanto, los que se podrían evitar a futuro.

El N orgánico en el suelo no está disponible para las plantas, por lo que para ser absorbido por ellas tiene que ocurrir un pasaje a formas inorgánicas. El N inorgánico es

entonces muy importante para la nutrición vegetal y representa un 2% del N total del suelo, encontrándose como nitrato (NO_3), amonio (NH_4) y nitrito (NO_2). Estas formas son transitorias en el suelo por lo que las cantidades de N inorgánico son extremadamente variables. La dinámica del N en el suelo ocurre principalmente por procesos biológicos producto de la actividad microbiana, que afectan a las formas minerales y orgánicas de reserva (Perdomo y Barbazán, 2012).

Uno de estos procesos es la mineralización, que implica el pasaje de N orgánico a inorgánico, ya sea bajo forma de NH_4 o NO_3 . El pasaje a NH_4 es llevado adelante por una gran variedad de microorganismos que incluyen desde bacterias aerobias, anaerobias, hongos y actinobacterias. La tasa de mineralización está afectada por múltiples factores, pero los que más inciden son la temperatura y la humedad del suelo siendo muy baja en suelos secos y comienza a aumentar conforme aumenta el contenido de agua en el suelo. Las temperaturas reducidas y muy altas del suelo limitan la actividad microbiana siendo el rango óptimo entre 40 y 60°C (Perdomo y Barbazán, 2012).

El NH_4 producido en la mineralización sigue varios caminos. Puede ser utilizado por microorganismos que inmovilizan el N, absorbido directamente por las plantas, liberado hacia la atmósfera como N molecular (N_2) o como N_2O por el proceso microbiano de desnitrificación o convertido a NO_2 y NO_3 por el proceso de nitrificación. En el proceso de inmovilización ocurre lo contrario a la mineralización, por tanto, las formas inorgánicas NH_4 , NO_2 y NO_3 son transformadas a N orgánico en la medida que los microorganismos los absorben y lo transforman en el N constituyente de sus propias células y tejidos (ver Figura 3) (Perdomo y Barbazán, 2012).

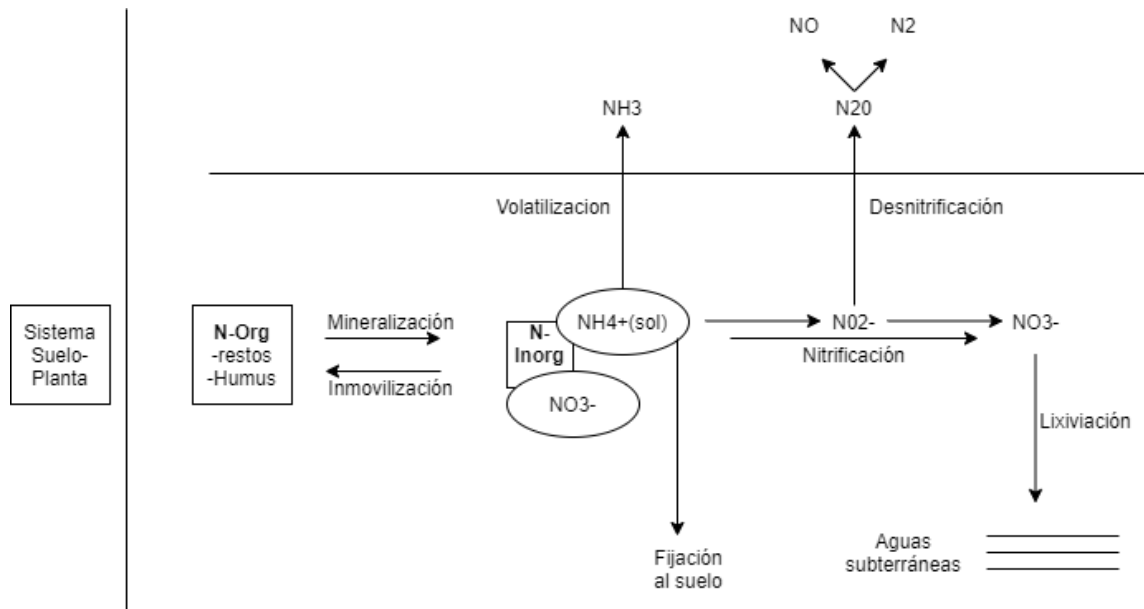


Figura 3. Esquema del ciclo del nitrógeno en el suelo.

Fuente: tomado de Perdomo y Barbazán (2012).

La nitrificación es el pasaje a la forma NO_3 y ocurre en 2 etapas. Primeramente, se transforma el NH_4 a NO_2 en donde intervienen bacterias aerobias y luego el NO_2 termina en NO_3 gracias a otro grupo de bacterias. Esta reacción es mucho más rápida que la primera e incluso que el pasaje de N orgánico a mineral por tanto el NO_3 es la forma mineral que se encuentra acumulada en los suelos. En el proceso de nitrificación ocurre liberación de H por lo que el proceso puede acidificar los suelos (Perdomo y Barbazán, 2012).

Desde el punto de vista agronómico, la situación ideal y más buscada sería que todo el NO_3 mineralizado fuera absorbido por las plantas, pero parte del mismo se pierde del sistema suelo-planta. Los procesos que más importan de pérdida de este nutriente son la lixiviación (o lavado) y la desnitrificación que ocurren en condiciones de exceso de agua. En Uruguay es más común que se den en los meses de otoño e invierno y en suelos de barbecho (porque no hay ningún cultivo que absorba el nutriente). El excesivo riego con efluentes en esta época puede ser una causa evitable. El NO_3 tiene carga negativa y no es retenido por la fracción coloidal del suelo, por tanto, el agua que se mueve a través del mismo se lleva consigo el NO_3 hacia los horizontes inferiores o incluso es arrastrado superficialmente junto al agua de lluvia en un proceso conocido como escorrentía superficial (Perdomo y Barbazán, 2012).

La desnitrificación es un proceso de reducción biológico en donde microorganismos facultativos anaerobios utilizan el NO_3 y NO_2 como aceptor de e^- y se genera N en forma de gas: N_2O y N_2 , generando un impacto sobre el ambiente.

En lo que refiere al P, su contenido en las plantas es siempre menor que el N, K y Ca, pero es un factor limitante en la producción vegetal. La mayoría de las especies de cultivos y pasturas sembradas requieren niveles superiores a 10 mg/kg en el suelo, valores generalmente por encima de los encontrados como disponibles (por lo general menores a 0,05 mg/kg en suelos sin agregado reciente de fertilizantes fosfatados). Según Hernández (2013) el P es el primer factor limitante nutricional al roturar un campo natural para la siembra de cultivos y pasturas.

La dinámica de este nutriente es totalmente diferente a la del N. El P en los suelos, al ser muy poco soluble, es relativamente estable. Esta baja solubilidad es la causa de deficiencias para las plantas. Por otra parte, se sabe que los niveles que se alcanzan por fertilización van disminuyendo en el tiempo en función del grado de reacción del P con los diferentes constituyentes del suelo formando compuestos insolubles. Otra diferencia con el N en cuanto a la forma predominante en el suelo, es que bajo suelos con pradera - como los de nuestro país- sin fertilización fosfatada previa, existe una equivalencia cuantitativa entre las formas orgánicas e inorgánicas (Hernández, 2013).

Los efluentes de tambo también contienen elementos como S, K, Ca y Mg que también son esenciales para las plantas. Cerca del 90% del S existe bajo la forma de aminoácidos (cisteína y metionina) que son constituyentes de proteínas, además de formar también parte de coenzimas y S orgánico. El K interfiere en la apertura de estomas vinculado al proceso de transpiración y fotosíntesis. Además, también es esencial para equilibrar la carga negativa de los aniones, la activación de muchos sistemas enzimáticos y la síntesis de proteínas y almidón. Por otra parte, el Ca es importante para el crecimiento radicular y paredes celulares, mientras que el Mg constituye parte de las moléculas de clorofila (Du, 2019).

Muchos estudios han mostrado que el contenido de Ca, Mg, K y Na intercambiables del suelo se incrementan luego de aplicaciones prolongadas de riego con efluentes de tambo (Hawke y Summers, 2006). En muchos lugares de Nueva Zelanda hay máximos anuales establecidos para aplicaciones de N (rangos entre 150 y 200 kg N/ha) pero no para estos cationes. Existe entonces la preocupación de que la aplicación a largo plazo de efluentes de tambo, a tasas que cumplen con las pautas establecidas para el N, puedan estar agregando K por encima de los requisitos de la planta (ya que es el catión que se encuentra en mayor proporción en los efluentes). Si bien ellos no lo consideran una preocupación ambiental, puede inducir a problemas metabólicos, particularmente deficiencia de Mg, en el ganado en pastoreo (Tillman y Surapaneni, 2002).

El K es absorbido por las plantas en cantidades mayores que otros nutrientes, salvo el N. Sin embargo, el contenido total de K de los suelos es generalmente mayor que las cantidades que extraen los cultivos durante la estación de crecimiento (Hernández, 2012). Según el orden de asimilabilidad el K en el suelo se encuentra bajo forma mineral (estructural), no intercambiable, intercambiable y en solución. El K intercambiable es transferido fácilmente a la solución del suelo por intercambio con otros cationes presentes en el suelo, pero constituye menos del 1% del K total. En el orden que hay una continua extracción de K por los cultivos y las pérdidas por lixiviación nunca se genera una condición de equilibrio, y sucede una continua y lenta transferencia de K de los minerales primarios a formas intercambiables. El K en solución es principalmente absorbido por las plantas y lo hacen bajo la forma de ion K presente en el suelo. A su vez, este ion es influenciado por la relación presente de otros cationes como Ca y Mg. Una proporción muy chica del K requerido por la planta proviene del contacto directo de la raíz de la planta y las partículas del suelo. Es muy importante el transporte de K de otras zonas del suelo hacia las raíces (Hernández, 2012). En la Figura 4 se presenta un esquema resumen de la dinámica de este nutriente.

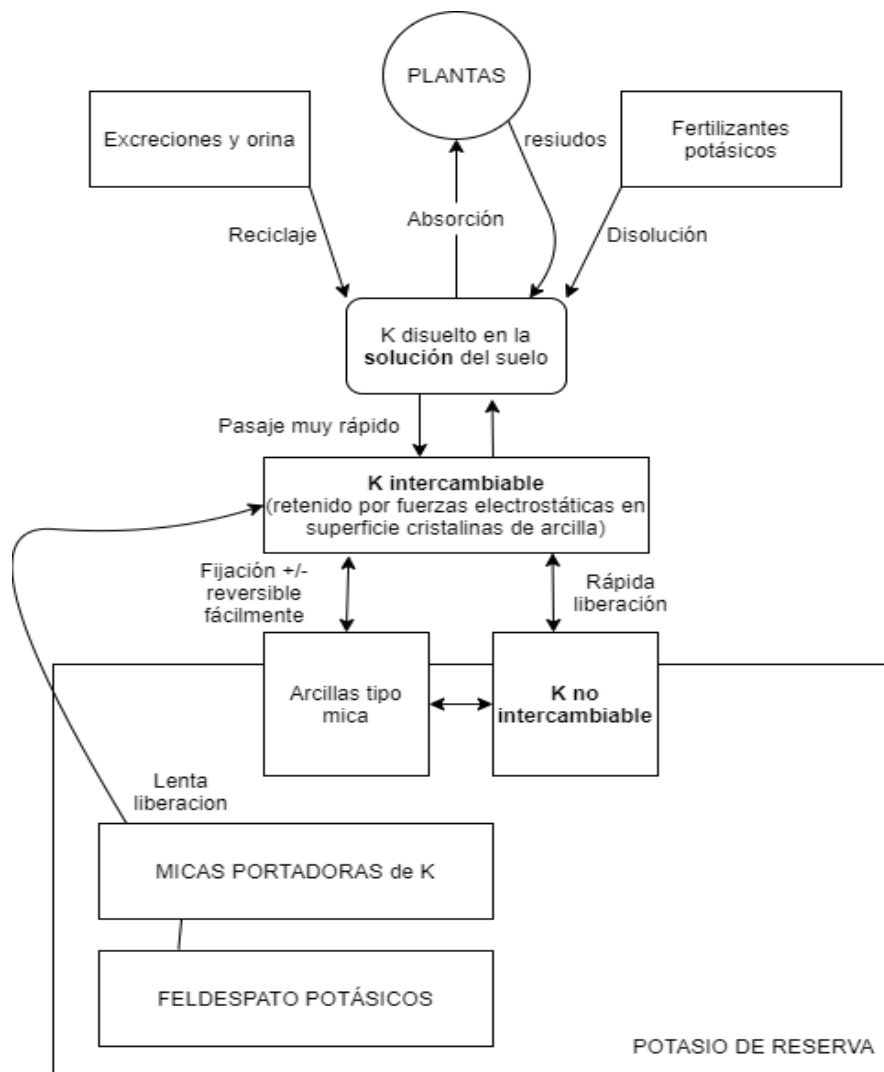


Figura 4. Esquema de la dinámica de potasio en el suelo.

Fuente: tomado de Hernández (2012).

2.5.1. Efectos de la aplicación de efluentes sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo

La MO es el componente principal que determina la calidad y productividad del suelo. La fertilidad, disponibilidad de agua, susceptibilidad a la erosión, compactación, e incluso la resistencia de las plantas a los insectos y las enfermedades, dependen en gran medida de la MO del suelo. Es el elemento de enlace de las propiedades biológicas, químicas y físicas de un suelo.

El uso de enmiendas orgánicas en forma paulatina y frecuente en cada ciclo de cultivo permite aumentar el contenido de MO del suelo (Hirzel y Salazar, 2012). La aplicación al suelo de materiales orgánicos es una práctica común en sistemas agrícolas intensivos de Uruguay debido a que es una fuente de minerales y compuestos orgánicos ya conocida y de gran valor para las pasturas. Sin embargo, existe muy poca información sobre los efectos de esos materiales en el suelo (Barbazán et al., 2010). Según Hawke y Summers (2006) los efectos de la aplicación al suelo de efluentes de tambo son a largo plazo y su evidencia en las propiedades del suelo es limitada y muy variable. Existen, sin embargo, algunos resultados tanto a corto como largo plazo que presentan respuestas tanto positivas como negativas al agregado de enmiendas orgánicas.

Las propiedades químicas más estudiadas en el suelo son el pH, la CE, la capacidad de intercambio catiónico (CIC), y el estudio de la fertilidad del suelo a través de las concentraciones de N, P, K, Na, Ca, Mg, NO₃ y NH₄. Desde el punto de vista agronómico, el riego con efluentes de tambo es una alternativa que proporciona beneficios en la nutrición del suelo y las plantas. Sin embargo, hay que considerar que el aumento en las concentraciones de nutrientes en el suelo conlleva riesgos ambientales, por lo que se debe tener cuidado de no contaminar el suelo, las napas y cursos de agua (Hirzel y Salazar, 2012).

Estudios a largo plazo de Cogger et al. (2013), analizaron la respuesta a la aplicación de dos tipos de biosólidos obtenidos de efluentes urbanos. En el experimento, se compararon bloques con aplicación superficial de los biosólidos en distintas dosis (de entre 6,7 y 20,1 Mg/ha/año, lo que equivale a aportes de N disponible para las plantas de entre 100 y 300 kg N/ha/año), otros en los que se aplicó 403 kg N/ha/año de nitrato de amonio (34-0-0) y otros bloques de control en los que no se realizó ninguna aplicación. Las aplicaciones se realizaron durante un período de 10 años sobre un cultivo de festuca, seguidos de 9 años de un periodo residual en el que se aplicó 202 kg N/ha/año de nitrato de amonio (34-0-0) a todos los bloques. Los autores encontraron que el N disponible en el suelo se incrementó durante los años de aplicación de biosólidos, pasando la recuperación aparente de N de 300 a 450 kg/ha luego de los 10 años de aplicación en los bloques en los que se aplicaron las mayores dosis. Además, hubo una mejor respuesta residual en los bloques con aplicación de biosólidos que en aquellos con el tratamiento con nitrato de amonio (34-0-0), ya que el decrecimiento en los 9 años posteriores a las aplicaciones fue más lento. También encontraron incrementos en C, N total y P, sobre todo en los primeros 8 cm del perfil del suelo. Luego de los 10 años de aplicaciones, se obtuvieron valores de 41 g/kg de C; 4,1 g/kg de N total y 0,90 g/kg de P en los suelos a los que se les aplicó la mayor dosis de biosólidos, de 23 g/kg de C; 1,4 g/kg de N total y 0,17 g/kg de P en los suelos con aplicación de nitrato de amonio (34-0-0) y de 19 g/kg de

C; 1,4 g/kg de N total y 0,24 g/kg de P en los suelos control. Las diferencias también se mantuvieron luego del periodo residual.

Estudios a corto plazo, o experimentos puntuales como los que realizaron Gambaudo et al. (2014), no manifestaron cambios significativos en el pH y CE, ni en las concentraciones de N total, C orgánico (CO), P, K, Ca, Mg y Na del suelo, a pesar de que las cantidades adicionadas de N total y Na fueron elevadas, lo que sugiere la posibilidad de pérdidas generadas por lixiviación y volatilización. A pesar de esto, los autores reconocen mejoras en la calidad del sorgo en el que se realizaron los ensayos, en el que detectaron alteraciones en la composición morfológica. Otro proceso que podría estar interactuando que podría provocar el no aumento de la MO serían los procesos de mineralización.

Du (2019), realizó un experimento de un año sobre una pastura compuesta por raigrás perenne (*Lolium perenne L.*) y trébol blanco (*Trifolium repens L.*) concluyendo que se manifestaron aumentos en la MO, el N total, S y P total mientras que no hubo cambios en el N mineral ni en la CIC del suelo. El autor propone estudios a largo plazo para tener una mejor visión que incluya cambios climáticos, tipos de suelo, etc., donde todos los componentes interactúen generando respuestas más variables. Barkle et al. (2000) estudiaron los cambios producidos en el suelo también sobre una pastura de la misma composición, pero en un periodo de 4 años. Realizaron cortes cada 28 días simulando un pastoreo rotativo. Observaron que, regando una profundidad de 17mm semanalmente, se generaron incrementos en el CO, N total y pH. Estos cambios se vuelven significativos recién al segundo y tercer año del experimento. Tanto Du (2019) como Barkle et al. (2000), concluyeron que el pH del suelo aumenta al realizarse las aplicaciones, pero luego vuelve a los valores iniciales de sus respectivos testigos una vez terminadas las mediciones.

Hirzel y Salazar (2012) en su estudio sobre enmiendas orgánicas incluyendo estiércol de pavo, de cerdo y estiércol y purín de bovino, afirman que, si bien el contenido de nutrientes de las enmiendas orgánicas es bajo, debido a los grandes volúmenes generados, pasan a constituirse en un importante recurso de nutrientes para el suelo. En términos generales, concluyeron que la disponibilidad de nutrientes desde las diferentes enmiendas orgánicas es similar a la generada por fertilizantes convencionales, aunque con una menor disponibilidad de N y un menor efecto sobre la CE del suelo.

Hirzel y Salazar (2012) incubaron muestras de suelo bajo condiciones controladas de temperatura y humedad durante 8 semanas las cuales fueron fertilizadas con distintas enmiendas orgánicas y con fertilizantes convencionales a iguales dosis de N (100 mg/kg), y similares dosis de P y K. Observaron que el pH en todos los tratamientos presentó una evolución similar, generando un leve incremento al principio y

posteriormente una disminución, asociada principalmente a la mineralización de la MO, que genera ácidos orgánicos. La evolución de N amoniacal fue similar en todos los tratamientos, con incrementos durante las primeras 2 semanas de incubación (período de mineralización neta y liberación de compuestos nitrogenados solubles) y un posterior descenso asociado a la menor generación de NH_4 y a la tasa de nitrificación por la biomasa del suelo. La evolución del N bajo forma de NO_3 fue siempre creciente en el tiempo, respondiendo a la transformación microbiológica desde amonio a nitrato. El N mineral fue creciente durante el período de duración del experimento, incluso en el control sin fertilización, dado el aporte de las reservas del suelo a través de los procesos de mineralización. La concentración del P disponible presentó pocas variaciones en el tiempo. No obstante, los autores destacan la necesidad de realizar estudios a largo plazo considerando que en aquellos suelos de baja capacidad de fijación de P los incrementos de este elemento en superficie pueden afectar negativamente el ambiente (acuíferos superficiales) cuando se produce pérdidas de suelo por escorrentía superficial.

Respecto a otros elementos, el efecto del Na sobre la dispersión del suelo se ha investigado ampliamente. En general, cuanto mayor es la cantidad de Na en el suelo, mayor es su riesgo de dispersión, pero muchos otros factores, incluidos el pH, la salinidad (medida por la CE), los tipos de arcilla y la cantidad y tipo de MO, pueden determinar un impacto diferente sobre cada tipo de suelo (Tillman y Surapaneni, 2002). Hawke y Summers (2006), afirman que los cambios en las propiedades químicas del suelo están íntimamente ligados a los cambios en las propiedades físicas del suelo. En su revisión bibliográfica, los mismos autores concluyen que la mayoría de los estudios sobre riego con efluentes han mostrado incrementos en la CIC y cationes intercambiables Ca, Mg, K y Na.

Según Del Pino et al. (2014) en un estudio de corto plazo sobre 2 tipos de suelos en Uruguay (limoso y arenoso) se llega a la conclusión que hubo un efecto positivo en la disponibilidad de nutrientes para el crecimiento del cultivo (*Setaria italica*) en respuesta a la aplicación de lodos producto de residuos agroindustriales, sin encontrarse efectos negativos sobre los suelos. Los autores recomiendan una cuidadosa dosificación de la enmienda para evitar la potencial contaminación ambiental con N- NO_3 . Después de la cosecha del cultivo no se observaron cambios importantes en las propiedades del suelo en comparación con el control y con los suelos fertilizados sintéticamente. A las tasas agronómicas utilizadas en este experimento, los suelos enmendados presentaron cationes intercambiables y valores de pH más altos que el control, lo que es positivo para el cultivo a largo plazo y la productividad agrícola.

También en Uruguay, Casanova y Del Pino (s.f.) concluyeron la importancia en la cantidad y frecuencia del agregado de enmiendas. Destacan la elevada variabilidad que se genera en el terreno con las aplicaciones obteniéndose zonas afectadas con elevados

niveles de nutrientes, sobre todo de P, de otras en las que todavía se podría seguir agregando. El monitoreo de los principales parámetros de suelo es ineludible en un manejo sostenible de este tipo de aplicación. En particular, cuando existe una aplicación continua y prolongada de efluentes es muy importante prestar atención al nivel de P disponible del suelo, incluso para descartar el agregado de fertilizantes fosfatados que agudicen aún más el problema de acumulación.

Por otro lado, las propiedades físicas son en gran parte responsables del buen desarrollo de las plantas. Imhoff et al. (2014) afirman que se debe incrementar el contenido de MO y cationes del suelo responsables de la formación y estabilización de los agregados, ya que así mejoran la porosidad total y la macroporosidad. Como consecuencia disminuye la densidad, aumentando la tasa de infiltración y la retención de agua, además de permitir una adecuada aireación. Por este motivo es que se buscan actualmente opciones que le retribuyan al suelo cantidades elevadas de MO e iones que aumenten la estabilidad estructural de los suelos. Khan et al. (2007), muestran resultados que afirman lo antes mencionado ya que identifican efectos positivos de la aplicación de enmiendas orgánicas producto de la industria láctea reduciendo significativamente la densidad aparente, con mayor porosidad y aumento de la conductividad hidráulica de los suelos estudiados; aumentando la aireación, la retención de agua, la capacidad de intercambio catiónico y reduciendo la erosión.

También se han visto efectos favorables al proveer energía para la actividad biológica de la biomasa microbiana, y la adsorción de compuestos orgánicos (pesticidas) que afectarían a esta actividad. Habría una movilización de elementos pesados insolubles por formación de complejos hidrosolubles órgano-metálicos (La Manna, 1995). Esto le brinda al suelo la capacidad de desintoxicarse frente a la aplicación de compuestos dañinos para la vida del suelo. La MO permite generar compuestos estables (complejos órgano-minerales y quelatos) con muchos pesticidas y metales pesados en el suelo.

2.5.2. Efectos ambientales asociados al uso de efluentes de tambo para riego

Como ya se mencionó, se han producido cambios significativos en la matriz productiva como resultado de la intensificación y expansión de las actividades agropecuarias e industriales de la última década (Aubriot et al., 2017). Problemas como la contaminación del aire, anegamiento de suelos y eutrofización de las aguas superficiales por exceso de nutrientes son temas cada vez más recurrentes y cuyos efectos pueden ser físicos, químicos, biológicos, sanitarios, económicos y sociales.

De acuerdo a Laubach et al. (2015), los efectos en el aire más preocupantes asociados al riego con efluentes de tambo son las emisiones de CH₄, N₂O y NH₃. Los 2 primeros debido a que son de los principales gases de efecto invernadero (GEI) mientras que el NH₃ provoca la acidificación de los suelos, entre otras cosas. Carrizo et al. (2020)

demonstraron que la magnitud de las emisiones está influenciada por el contenido de MS, pH, carbono (C) y contenido de N total de los efluentes, la forma de aplicación, las condiciones climáticas (temperatura del suelo y del aire, velocidad del viento y las precipitaciones) y por las propiedades del suelo (pH, humedad del suelo, capacidad de intercambio catiónico). Las emisiones de N₂O (segundo gran aporte a los GEI) son producto de procesos biológicos de desnitrificación y nitrificación en suelo generados a partir de las deyecciones de heces y orina de los animales y de la aplicación de efluentes y de fertilizantes nitrogenados (Becoña et al., 2013, Laubach et al., 2015).

Aplicaciones inadecuadas de efluentes en cuanto a cantidad o frecuencia pueden provocar anegamiento de suelos y desbalances de nutrientes (Hawke y Summers, 2006; Richmond, 2017), como exceso de K cuando se emplean efluentes en forma consecutiva en suelos cultivados con forrajeras (Hirzel y Salazar, 2012). Estos autores afirman que las enmiendas orgánicas presentan además microelementos y metales pesados en su composición. Asimismo, el Na presente en el agua de riego puede afectar la estructura del suelo al que se aplica (Watkins y Nash, 2014).

El tratamiento inadecuado y la gestión deficiente del riego con efluentes de tambo también han provocado una disminución en la calidad del agua a través de la lixiviación y la escorrentía de nutrientes, microorganismos fecales y sedimentos (Du, 2019). En nuestro país los principales cursos de agua presentan problemas de eutrofización, entre ellos la cuenca del río Santa Lucía (Delbene, 2018) y un estudio realizado por Arocena et al. (2011) demostró el deterioro en la calidad del agua producto del vertido de efluentes de tambo. Por este motivo se hace énfasis en que “no realizar un adecuado manejo de los efluentes de tambo tiene efectos negativos en el corto, mediano y largo plazo” (MGAP, 2008).

2.5.3. Efectos de la aplicación de efluentes sobre la productividad forrajera

Los cultivos perennes ofrecen ciertas ventajas para la utilización de efluentes de tambo como mejoradores de suelo en comparación con los cultivos anuales, que implican el uso de tierras cultivables pero que quedan desnudas en ciertos períodos (Bittman et al., 1999). Las pasturas, sobre todo donde predominan las gramíneas, utilizan grandes cantidades de nutrientes. De acuerdo a Cogger et al. (2001), pueden utilizar hasta 300 kg/ha de N disponible en un año o incluso más.

En un experimento a corto plazo llevado a cabo por Mello y Bonino (2010) en el Centro Regional Sur de la Facultad de Agronomía (CRS), se sembró raigrás anual en un Brunosol eútrico típico de la unidad Tala Rodríguez y se aplicaron 620.000 l/ha de efluentes del tambo con composición: 0,71% MS, 0,5 g/l de N y 0,05 g/l de P. Los autores encontraron que hubo un incremento del 21% en la producción inicial de materia seca por hectárea. Jacobs y Ward (2004) observaron respuestas similares en una pastura perenne.

En un período de 6 meses, con 6 rangos de aplicaciones y 4 pastoreos obtuvieron un incremento en el rendimiento de MS y contenido de PC de la pastura respecto al testigo, independientemente de la dosis aplicada, que se expresó de mayor manera siempre en el primer pastoreo. Para el tercer y cuarto pastoreo, que corresponden a finales de primavera y verano, ya no hubo efectos del riego sobre el rendimiento de MS o las características nutritivas de la pastura.

Por otra parte, estudios realizados en Nueva Zelanda por Goold (1980) reportaron aumentos importantes del rendimiento en MS cuando los efluentes fueron aplicados sobre pasturas perennes. El autor encontró tanto incrementos anuales como estacionales de rápida y larga respuesta, y luego, en períodos de no aplicación como en invierno, parece que los efectos residuales fueron poco significativos. Los valores del incremento se asemejan a los descritos por Mello y Bonino (2010) y parece seguir la línea de que al incrementar la dosis aumenta la respuesta, en este caso a un 43% de aumento en el rendimiento de la pastura.

Otro experimento, de 7 años, realizado por Cogger et al. (2001) muestra que los rendimientos en festuca aumentan con el agregado de biosólidos comparable a una festuca bajo riego intensivo. Dosis medias de biosólidos son comparables en su efecto con aplicaciones inorgánicas de fertilizante nitrato de amonio (34-0-0). La captación de N también se incrementó para todas las dosis y años del experimento. El residuo en el suelo del N como NO_3 fue menor a 25 kg/ha durante todo el ensayo, indicando que la pastura pudo captar todo el N suministrado por la enmienda y las dosis aplicadas no fueron excesivas. Es decir, que el N no quedaría disponible en exceso generando un problema ambiental. Los autores también realizaron un análisis de los tejidos de la planta y obtuvieron un incremento en los niveles de Ca y Mg, si bien no vieron los efectos a través de los años. El K se mantuvo constante en los tejidos de la planta en los años de tratamiento y los autores concluyeron que podría haber sido una limitante en la producción si no hubiera sido aplicado. Como aspecto negativo, durante el experimento se evidenció una acumulación de P en el suelo que podría generar limitaciones para la repetición de aplicaciones.

Gambaudo et al. (2014) estudiaron la producción de raigrás y sorgo, así como el contenido de nutrientes en 4 cortes consecutivos tras aplicaciones de diferentes dosis de efluentes líquidos de tambo durante un año. Encontraron respuestas significativas en la producción, pero no así en el contenido de nutrientes. Además, se manifestaron cambios morfológicos (relación tallo, hoja, panoja) en favor de una mejora en la calidad de las mismas. Sanderson y Jones (1997) también encontraron un aumento en el rendimiento de MS de una pastura de *Cynodon dactylon* en respuesta a la aplicación de efluentes de tambo.

Newton et al. (2003), agregaron otro concepto importante además del rendimiento que es la calidad de los forrajes y el impacto económico. Sugieren que el valor económico por hectárea del forraje producido, así como las absorciones de N y P tienden a seguir los rendimientos. Además, en su revisión los autores encontraron que, con el tiempo, los forrajes irrigados produjeron material de mayor valor nutritivo y reciclaron más nutrientes.

Saunders et al. (2012) en un experimento de 3 años, analizaron el rendimiento y captación de N del forraje de Alpiste (*Phalaris arundinaceae*) en un suelo con aplicaciones de efluentes de tambo crudos, efluentes tratados en una laguna anaeróbica y otros fertilizados con urea. Las dosis a aplicar se determinaron de manera tal que el aporte de N en los 3 tratamientos fuera de 600 kg/ha el primer año, 500 kg/ha el segundo y 300 kg/ha el tercero. Los autores observaron que tanto el rendimiento como la captación de N fueron similares para ambos tipos de efluentes durante todo el experimento e inferiores a los bloques con urea en los primeros dos años, y también similares a los bloques con urea en el tercer año.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. SITIO EXPERIMENTAL

3.1.1. Ubicación

Se realizó un trabajo experimental, entre abril de 2019 y septiembre de 2020, para evaluar los efectos agronómicos de la aplicación de efluentes de tambo al suelo. Este se llevó adelante en el tambo del Centro Regional Sur (CRS) de la Facultad de Agronomía, situado en Camino Folle km 35.500, Progreso, departamento de Canelones (latitud $34^{\circ}36'47.83''$ S y longitud $56^{\circ}12'54.00''$ W). De allí se obtuvieron las muestras de los efluentes líquidos que luego fueron trasladados al sitio experimental, ubicado dentro del mismo predio (latitud $34^{\circ}37'13.22''$ S y longitud $56^{\circ}13'22.36''$ W) (ver Figura 5 y 6).



Figura 5. Ubicación geográfica del tambo y sitio experimental del Centro Regional Sur de la Facultad de Agronomía.

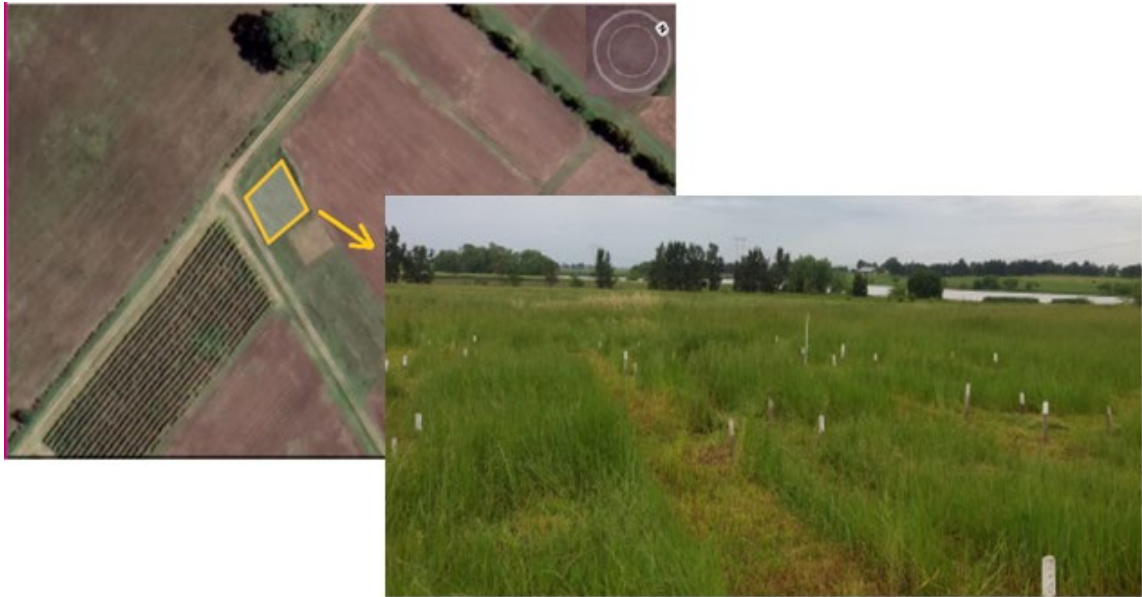


Figura 6. Detalle del sitio experimental.

3.1.2. Características del tambo y sistema de gestión de efluentes

En la Figura 7 se presenta una vista aérea del tambo. A la salida del mismo, por gravedad, escurre el agua de lavado junto a todos sus componentes. El material pasa por una trampa de sólidos y luego por una extrusora que separa el componente sólido de la mezcla y se almacena a un costado. El efluente crudo (EFC) es dirigido por un canal hacia la primera laguna (ver Figura 8). El sistema de manejo de efluentes está compuesto por 2 lagunas conectadas en serie. La primera de ellas de carácter anaeróbico y la segunda facultativa (ver Figura 9, con la laguna anaeróbica en primer plano y la facultativa al fondo).



Figura 7. Distribución espacial del tambo y sistema de lagunas.



Figura 8. Colecta de efluentes crudos.



Figura 9. Sistema de lagunas de tratamiento: anaeróbica y facultativa.

El EFC fue recolectado luego de la sesión de ordeño de la tarde ya que es en ese momento cuando se realiza el lavado completo de la sala y maquinaria de ordeño. La muestra se tomó directamente del canal que lleva los fluidos hacia las lagunas de almacenamiento y tratamiento. Para eso fue represado y extraído por medio de una bomba de diafragma de 3'' marca Wacker Neuson para ser transportado a la zona del experimento (ver Figura 10 y 11).

La recolección del efluente de laguna (EFL) se realizó directamente de la laguna facultativa, utilizando la misma bomba. La boca de entrada de la manguera se ató a un flotador para que el efluente fuera recolectado del medio de la laguna (ver Figura 12).



Figura 10. Efluente crudo represado y bomba de extracción.



Figura 11. Transporte de efluente crudo a la zona de riego.



Figura 12. Extracción de efluente de laguna.

3.1.3. Precipitaciones y temperatura media

En el área del experimento el clima es templado con una temperatura promedio de 17°C y la lluvia promedio es de 1200 mm anuales. Para analizar la temperatura y precipitaciones durante el periodo del experimento, se utilizó la herramienta INIA Grass (versión digital) tomando como referencia la estación experimental de Las Brujas. Estos datos son un insumo importante como material de apoyo para interpretar los resultados del experimento. Los datos recolectados se muestran a continuación en las Figura 13 y Figura 14, donde se los compara con series históricas de la misma estación experimental.

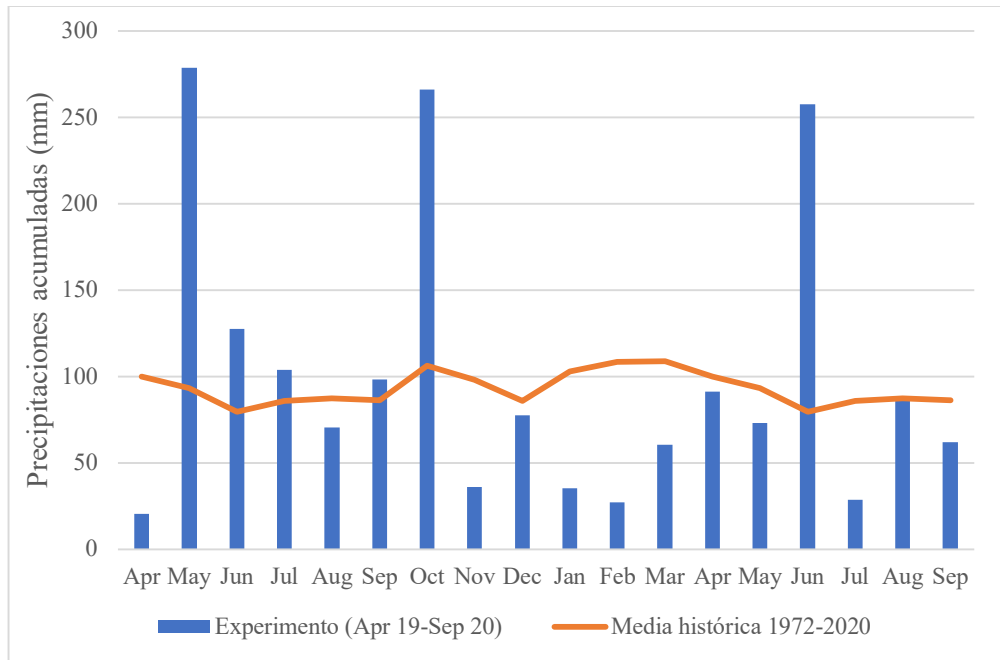


Figura 13. Precipitaciones acumuladas mensuales.

Fuente: elaborado con base en INIA (2022).

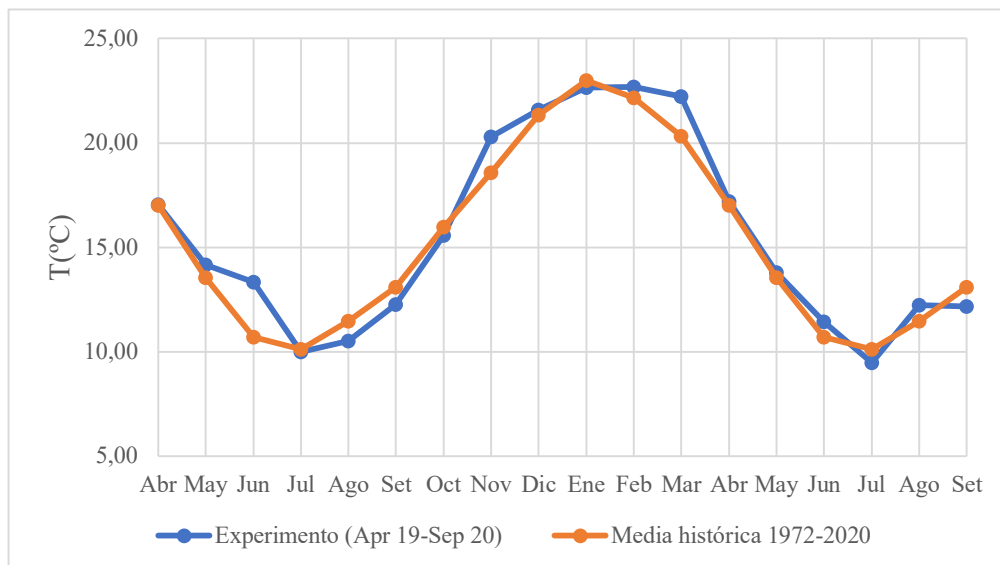


Figura 14. Temperatura media mensual.

Fuente: elaborado con base en INIA (2022).

3.2. DISEÑO EXPERIMENTAL

En abril de 2019 se realizó la siembra de la pastura *Festuca arundinacea var. Rizomat* en un diseño experimental en parcelas de 4m x 3m (12 m²) en bloques al azar con 3 repeticiones. Se establecieron 4 tratamientos (n=12): un testigo (control) sin fertilizar y sin aplicación de efluentes, uno con aplicación de EFC, otro con aplicación de EFL y uno fertilizado con urea (ver Figura 15). Los tratamientos se aplicaron en septiembre de 2019, noviembre de 2019, mayo de 2020 y agosto de 2020, previo a cada corte de la pastura.

Bloque 1	CONTROL ₁	EFL ₁	EFC ₁	UREA ₁
Bloque 2	EFC ₂	EFL ₂	CONTROL ₂	UREA ₂
Bloque 3	EFL ₃	UREA ₃	EFC ₃	CONTROL ₃

Figura 15. Esquema de diagramación en bloques de los tratamientos en las parcelas experimentales.

El laboreo del suelo consistió en 2 pasadas de excéntrica y una pasada con rastra para afinar y preparar la cama de siembra. La misma fue realizada el 12 de abril de 2019 con una sembradora Baldan SPD 3000. Esta trabajó con 17 cm entre líneas a razón de 22 kg/ha de semilla de *Festuca arundinacea var. Rizomat*. Seguido a la siembra se aplicó en todos los bloques una fertilización con N y P (7-40) a una dosis de 81 kg/ha.

3.2.1. Aplicación de tratamientos

Se realizaron 4 aplicaciones estacionales de los tratamientos de fertilización según su contenido de N para obtener una dosis anual de 200 kgN/ha. Para conocer la dosis de aplicación de los efluentes, al mismo tiempo que el efluente era represado y recolectado, se tomaron 3 submuestras en recipientes de 1 l aproximadamente que se guardaron en una conservadora para llevar al laboratorio y determinar el contenido de N total mediante el método Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982). Con ese dato se calculó el volumen de riego a aplicar por parcela, de manera de suministrar una dosis de 50 kgN/ha. El cálculo de esta dosis equivalente se realizó considerando una profundidad de aplicación de 20 cm, y una densidad aparente del suelo de 1,25 g/cm. Los riegos aplicados luego de realizados los cálculos fueron los que se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Dosis aplicada en las parcelas por tipo de efluente y fecha de aplicación.

	Riego (mm/ha)			
Fecha	5/9/2019	7/11/2019	12/5/2020	18/08/2020
EFC	12,5	8,3	9,3	16,8
EFL	33,3	33,3	56,7	21,7

La aplicación del riego, tanto del EFC como EFL, se realizó de manera manual, con una manguera de 1 ½” directamente sobre la parcela correspondiente a cada tratamiento (ver Figura 16). La aplicación de la urea fue realizada en el mismo momento de la aplicación del riego con efluentes utilizando una dosis de 130 g por parcela (correspondiente a 50 kgN/ha), realizada manualmente al voleo.



Figura 16. Aplicación del riego con efluentes.

3.2.2. Muestreo de suelo

La pastura fue implantada sobre un suelo Argiudol, de textura franco arcilloso con concentraciones medias medidas al inicio del experimento en los primeros 5cm de suelo de 24,5 g/kg de CO, 22,4 mg/kg de P y 8,7 cmol/kg de Ca; 4,0 cmol/kg de Mg; 0,6 cmol/kg de K y 0,3 cmol/kg de Na.

Al final del año experimental, con el fin de evaluar el efecto de los tratamientos sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo y el eventual movimiento en profundidad de los nutrientes aplicados, se realizó un análisis de suelo por tratamiento tomando material del horizonte A, correspondiente a la capa de los primeros 15 cm. Se efectuó un muestreo estratificado (0-5, 5-10 y 10-15 cm).

Las muestras de suelo fueron tomadas con un calador manual de 25 mm de diámetro a una profundidad de 0 a 15 cm mediante 10 submuestras para formar muestras compuestas y ser llevadas al laboratorio de fertilidad de suelos de la Facultad de Agronomía donde se secaron en estufa a 40°C por 48 horas y molidas hasta una granulometría menor a 2 mm, luego fueron guardadas hasta el momento de analizarlas en el laboratorio.

3.2.3. Manejo de la pastura

Se realizaron 4 cortes de la pastura (previo a cada momento de aplicación de los tratamientos) con una máquina de cortar pasto marca Honda, motor 5,5 HP y ancho de corte de 53 cm. De acuerdo a este ancho y el largo de la parcela se cortó una superficie de 2,12 m² dejando un remanente de entre 7 y 10 cm aproximadamente, simulando un pastoreo. El periodo entre cortes fue de aproximadamente 45 días (ver Figura 17). Las muestras vegetales se secaron en estufa por 5 días a 60°C para determinar la MS y así estimar el rendimiento forrajero (productividad).



Figura 17. Manejo de la pastura.

3.3. DETERMINACIONES.

3.3.1. Análisis en los efluentes de tambo

Las muestras de efluentes fueron tomadas a campo el día previo al riego, se mantuvieron refrigeradas a 5°C y se analizaron en un periodo inferior a las 24 horas. Se determinaron: sólidos totales (ST), sólidos solubles (SS), CO, N total y N-NH₄⁺, P total, Ca, Mg, K y Na, pH y CE.

Para la determinación de ST, SS, N total, N-NH₄⁺, pH y CE se partió de muestras frescas y para el resto de los análisis se realizó el secado de estas en estufa a 60°C durante 72 horas y luego molidas.

El porcentaje de MS se desprende de los ST, que es el residuo que queda en el recipiente luego de que la muestra de efluente es evaporada y secada. Estos ST incluyen tanto la porción de los sólidos en suspensión (retenidos por un filtro de fibra de vidrio estándar) como los SS (que pasaron a través del filtro). Los ST y SS, se determinaron mediante evaporación de las muestras y secado en estufa a 105°C durante 1 hora hasta llevarlas a peso constante según lo establecido en las normas APHA (Baird y Bridgewater, 2017).

El contenido total de N se determinó mediante una digestión de muestra con ácido sulfúrico a 350°C y una mezcla de catalizador (sulfato de cobre y sulfato de potasio) por 90 minutos mediante el método de Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982).

Por su parte, el CO se determinó por oxidación con dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇) en ácido sulfúrico (H₂SO₄) durante 1 hora a 150°C (Nelson y Sommers, 1996) y determinación colorimétrica (600 nm).

En una dilución con ácido clorhídrico (10%) de las cenizas de 1 g de muestra (obtenidas por calentamiento en cápsulas de porcelana en mufla a 550°C), se determinaron los contenidos totales de P con el método colorimétrico del Ácido Ascórbico (Murphy y Riley, 1962), el Mg y Ca por Absorción Atómica y el K total y el Na por espectrometría de emisión (Isaac y Kerber, 1971).

3.3.2. Análisis en suelo

A partir del muestreo de suelo se determinó el contenido de N mineral: N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ y P, así como el contenido de cationes intercambiables. (Ca, Mg, K y Na) y CO. Fueron también determinados el pH y la CE.

Para analizar el N mineral se tomaron muestras de 10 gr de suelo. El N mineral fue extraído con una solución de 50 ml de KCl 2M por agitación durante 30 min y posterior filtrado con papel Whatmann N°1. El N-NH₄⁺ se determinó coloriméricamente a (660

nm) según el método de Berthelot (Rhine et al., 1998) y el N-NO₃⁻ por colorimetría a (540 nm) luego de generada la reducción de NO₃ a NO₂ a través de una columna de cadmio según la reacción de Griess-Ilosvay (Mulvaney, 1996).

Para la extracción de las bases intercambiables se usó acetato de amonio 1 M buffereado a pH 7, determinando Ca y Mg por espectrofotometría de absorción atómica, y K y Na por espectrofotometría de emisión (Isaac y Kerber, 1971). Por otro lado, el P disponible (o asimilable) fue determinado según el método Bray I (Bray y Kurzt, 1945).

El pH del suelo se midió en suspensión en agua con un electrodo de pH Orion Research 701A y se utilizó una relación suelo:agua de 1:1. Por su parte, la CE fue medida bajo una relación suelo:agua de 1:1 y medida con un conductímetro Orion 122.

El CO fue determinado por titulación con sulfato ferroso, luego de que la muestra fuera tratada con dicromato de potasio y ácido sulfúrico sin calor exterior, según la técnica de Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1996).

3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se realizó un análisis de varianza (ANAVA) para evaluar las diferencias entre el EFC y el EFL en la caracterización fisicoquímica y estudiar el efecto de su aplicación en las propiedades químicas del suelo y la productividad de la pastura. Para comparar las medias de los tratamientos se utilizó el Test de Tukey con un 10% de significancia. Para esto se utilizó el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2020). Todas las variables estudiadas se presentan en términos de sus valores medios y los errores estándar. En todos los casos se verificó que el efecto bloque no fue significativo.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES DE TAMBO.

Se realizó una caracterización de los efluentes líquidos de tambo tanto para aquellos extraídos del caño de desagüe de la sala de espera y patio de alimentación del tambo (EFC) como para aquellos estacionados en una segunda laguna de decantación (EFL). Las mediciones se realizaron en 4 fechas, previo a cada aplicación a la pastura: septiembre 2019, noviembre 2019, mayo 2020 y agosto 2020. De esta manera los tratamientos quedaron contemplados dentro de 2 períodos: primavera/verano y otoño/invierno, respectivamente. Esto permite inferir resultados en base a cambios debido al clima (temperatura media y precipitaciones) y cambios grandes en la dieta (mayor o menor porcentaje de consumo de pasturas y granos que afecten a la digestibilidad y por tanto las deyecciones). Los resultados de la caracterización fisicoquímica de los efluentes se presentan en las Tablas 5, 7 y 8.

Tabla 5. Contenido de sólidos, pH y conductividad eléctrica de los efluentes de tambo crudos y de laguna.

Parámetro	Tratamiento	Septiembre 2019	Noviembre 2019	Mayo 2020	Agosto 2020
ST (%)	EFC	1,27 ± 0,25 b	0,80 ± 0,01 b	0,88 ± 0,02 b	0,25 ± 0,01 b
	EFL	0,25 ± 0,00 a	0,28 ± 0,02 a	0,28 ± 0,02 a	0,17 ± 0,02 a
SS (%)	EFC	0,96 ± 0,19 b	0,34 ± 0,05 b	0,54 ± 0,07 b	0,12 ± 0,01 a
	EFL	0,09 ± 0,01 a	0,14 ± 0,02 a	0,12 ± 0,02 a	0,15 ± 0,02 a
pH	EFC	8,1 ± 0,2 b	8,2 ± 0,4 a	7,3 ± 0,0 a	6,0 ± 0,0 a
	EFL	7,7 ± 0,0 a	7,7 ± 0,0 a	7,8 ± 0,1 b	8,1 ± 0,0 b
CE (mS/m)	EFC	2,41 ± 0,04 b	6,91 ± 1,16 b	4,76 ± 0,09 b	1,81 ± 0,01 a
	EFL	2,10 ± 0,12 a	2,30 ± 0,06 a	3,78 ± 0,03 a	2,32 ± 0,36 a

Nota: Letras diferentes en cada columna indican diferencias significativas entre tratamientos para cada mes ($p < 0,10$). Referencias: EFC: efluentes crudos, EFL: efluentes de laguna, ST: sólidos totales, SS: sólidos solubles CE: conductividad eléctrica.

4.1.1. Sólidos totales y solubles

Analizando las diferencias entre las muestras de EFC y EFL para cada mes (ver Tabla 5), se puede observar que EFC presentó un contenido de ST mayor para todos los muestreos realizados ($p\text{-valor} < 0,014$), que variaron entre 0,25-1,27%. Esta misma tendencia se obtuvo para el contenido de SS ($p\text{-valor} < 0,02$), excepto para el último muestreo que no hubo diferencias entre ellos. Ambos efluentes presentaron el menor contenido de ST y SS en el muestro de agosto ($p\text{-valor} = 0,005$). Sin embargo, EFL presentó valores más estables de SS en las distintas fechas muestreadas.

El contenido de ST obtenido en este estudio para los efluentes fue bajo al compararlo con datos experimentales nacionales (La Manna, 1995), como era de esperar ya que estos fueron colectados luego de un sistema de trampa de sólidos y extrusora existentes en las instalaciones.

En un estudio realizado por Longhurst et al. (2000), obtuvieron valores de ST medidos como porcentaje de MS de entre 0,04 y 5,2 con un promedio de 0,90% (datos promedio de 63 establecimientos). Los autores ven como principal causa de la variabilidad el uso particular del agua de lavado para cada tambo. Estos datos son coincidentes con los obtenidos en este experimento, donde se obtuvo una media anual de 0,80 y 0,25% MS para EFC y EFL respectivamente.

La menor carga de ST y SS en las muestras de EFL era esperable, explicada por el pasaje previo de los efluentes por un decantador de sólidos y extrusora y por una primera laguna anaeróbica. Además, los sólidos forman una capa de lodo en la parte inferior de la laguna que se genera por decantación y posterior sedimentación (MGAP, 2008). En este sentido, Fyfe et al. (2016), demostró que ya con un tiempo de retención de los líquidos de hasta 60 días, el proceso de tratamiento que tiene lugar en una laguna anaeróbica es el asentamiento del material particulado, en su mayoría orgánico, que origina la formación y el crecimiento continuo de una capa de lodo. En consecuencia, el efluente de la primera laguna anaeróbica exhibió también en su estudio concentraciones sustancialmente reducidas de sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales y turbidez. Este último no fue un parámetro medido en el presente ensayo, pero está asociado al contenido de sólidos por lo que es de esperar que haya sido menor y continuado descendiendo conforme el paso del tiempo.

4.1.2. pH

El pH fue levemente alcalino (entre 7,7 y 8,1) para EFL y se mantuvo estable entre las fechas muestreadas (ver Tabla 5). El EFC se mostró más variable (entre 6,0 y 8,2). Si bien EFL presentó menores valores de pH en el muestreo de setiembre (p -valor = 0,0001), esta tendencia se revirtió para los muestreos de mayo y agosto (p -valor \leq 0,005). La mayor diferencia entre ambos efluentes se presentó en el mes de agosto que tuvo una diferencia de 2,1 unidades.

Los valores promedio fueron 7,4 para EFC y 7,8 para EFL, similares a lo reportado por varios autores (Jacobs y Ward, 2004, Salazar et al., 2007, Fyfe et al., 2016), quienes presentaron valores promedio de pH de entre 7,95 y 8. Asimismo, Hawke y Summers (2006) afirman que la mayoría de los efluentes son usualmente alcalinos. La tendencia a la alcalinización en los EFL mencionada anteriormente podría ser explicada por el proceso de amonificación, que libera OH en su reacción (Perdomo y Barbazán, 2012).

4.1.3. Conductividad Eléctrica

Si se observa la Tabla 5 para los valores de CE, se puede ver que la CE disminuyó significativamente para las muestras de EFL respecto a EFC en los muestreos de setiembre a mayo ($p\text{-valor}=0,074$). Los valores de CE en el EFC se mostraron variables mientras que en EFL fueron más estables entre las distintas fechas de muestro y no se evidenció efecto estacional.

La CE es una variable dependiente de la cantidad de sales disueltas que están presentes en el efluente y es directamente proporcional a la concentración de sólidos disueltos, por lo tanto, cuanto mayor sea dicha concentración, mayor será la CE (Rusydi, 2017). En este sentido, los resultados obtenidos son coincidentes, ya que los valores más altos de ST en el EFC en los meses de noviembre y mayo condicen con los valores más elevados de CE. A su vez, dichos meses también coinciden con un aumento en las concentraciones de los cationes, particularmente el K, como se verá más adelante (ver Tabla 8). Una causa de esto podría ser las bajas precipitaciones registradas en el mes de noviembre, donde se acumularon tan solo 35,9 mm (ver Figura 13) que llevó a una mayor evaporación en la laguna y mayor concentración de las sales.

En un ensayo realizado por Gambaudo et al. (2014), se determinó la CE previo a dos aplicaciones mostrando valores de 0,52 y 0,72 mS/m en efluentes recolectados directamente luego de una sesión de ordeño, similar a un EFC del presente trabajo. Dichos valores son muy inferiores a los registrados en el presente trabajo donde se obtuvieron valores para EFC de entre 1,81 y 6,91 mS/m (ver Tabla 5). A pesar de esto, no representan peligro de salinidad en su uso para riego ya que están comprendidos en el rango de salinidad baja (ver Tabla 6).

Tabla 6. Parámetros de salinidad respecto a la conductividad eléctrica.

CE (dS/m)	Salinidad
< 0,8	Baja
0,8- 1,6	Media
1,6- 3,0	Alta
>3,0	Muy alta

Fuente: tomado de Maher Smart Agroindustries, ES (2022).

Tabla 7. Contenido de nutrientes de los efluentes de tambo crudos y de laguna.

Nutriente	Tratamiento	Septiembre 2019	Noviembre 2019	Mayo 2020	Agosto 2020
CO (mg/l)	EFC	514 ± 80 a	643 ± 35 b	736 ± 145 b	890 ± 22 b
	EFL	359 ± 12 a	414 ± 19 a	275 ± 22 a	573 ± 42 a
PT (mg/l)	EFC	16,4 ± 0,3 a	84,1 ± 11,2 b	100,9 ± 3,0 b	19,3 ± 1,2 a
	EFL	38,2 ± 0,6 b	36,1 ± 1,7 a	23,9 ± 2,5 a	26,1 ± 1,1 b
NT Kjeldahl (mg/l)	EFC	465 ± 23 b	538 ± 61 b	539 ± 9 b	280 ± 17 b
	EFL	137 ± 7 a	95 ± 4 a	88 ± 1 a	231 ± 5 a
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	EFC	306,5 ± 13,2 b	331,9 ± 27,1 b	74,8 ± 5,7 b	19,4 ± 0,8 a
	EFL	87,3 ± 8,9 a	36,0 ± 0,94 a	9,3 ± 0,4 a	53,0 ± 2,2 b

Nota: Letras diferentes en cada columna indican diferencias significativas entre tratamientos para cada mes ($p < 0,10$). Referencias: EFC: efluentes crudos, EFL: efluentes de laguna, CO: carbono orgánico total, PT: fósforo total, NT: nitrógeno total.

4.1.4. Contenido de Carbono Orgánico

El contenido de CO (ver Tabla 7) fue mayor en EFC respecto a EFL en los 4 meses muestreados ($p\text{-valor} \leq 0,088$, salvo para septiembre donde la diferencia no fue estadísticamente significativa). En las muestras de EFC, el CO tomó valores de entre 514 y 890 mg/l sin diferencias significativas entre los distintos meses muestreados. Para el EFL los valores variaron entre 275 y 573 mg/l tampoco observándose una relación entre el contenido de CO y el mes de muestreo.

Los resultados en cuanto a la composición de este parámetro conciden con los obtenidos por Hamoda y Al-Awadi (1995), quienes obtuvieron valores promedio de 514 y 252 mg/l para EFC y EFL respectivamente provenientes del lavado de 2 salas de ordeño y sistemas de doble laguna similares al experimento. La menor carga orgánica de las muestras en EFL demuestra el buen funcionamiento de las piletas de tratamiento que fueron diseñadas, entre otras cosas, con dicho cometido.

Hamoda y Al-Awadi (1995) plantean una concordancia entre el contenido de sólidos y el CO, donde la disminución de los sólidos, formados por material orgánico principalmente, en EFL respecto a EFC concide con la disminución del CO. Esto es coherente con los valores obtenidos en el presente trabajo para sólidos y CO.

4.1.5. Contenido de Fósforo

El contenido de PT (ver Tabla 7) mostró diferencias significativas entre EFC y EFL para todos los meses muestreados ($p\text{-valor} \leq 0,014$). En los meses de septiembre 2019 y agosto 2020 las muestras de EFC mostraron valores más bajos de 16,4 y 19,3 mg/l contra 38,2 y 26,1 mg/l en las muestras de EFL. Lo contrario sucedió en los meses de noviembre 2019 y mayo 2020 donde las muestras de EFC presentaron valores más elevados de 84,1 y 100,9 mg/l contra valores más estables en el EFL de 36,1 y 23,9 mg/l.

Las muestras recolectadas fueron analizadas según el PT. Esta técnica es adecuada para la determinación tanto en aguas naturales y tratadas como en aguas residuales domésticas e industriales (Simone, 2017). De todo este contenido, sólo puede ser absorbido por las plantas el P inorgánico proveniente del estiércol animal. En este sentido, Du (2019) en su trabajo determinó que el 86% del PT en los efluentes líquidos de tambo era inorgánico, mientras que el P orgánico rondaba el 10%. Sin embargo, estas proporciones varían según la dieta, edad, raza, etc.

Wallace y Johnstone (2010) establecieron que el contenido de P presente en los efluentes es usualmente menor que el N y K. Esto concuerda con la relación de los nutrientes obtenida en la composición de las muestras en el ensayo (ver Tabla 7 y 8 más adelante). Esto es una ventaja para la aplicación en cultivos de bajo requerimiento de P como el maíz, o para suelos que generalmente ya presentan valores elevados de P debido a una historia de repetidas aplicaciones.

La concentración de P varía en el rango de 40 a 80 mg/l y promedia cercano a los 70 según Longhurst et al. (2000). Casanova y Del Pino. (s.f.) recopilaron datos nacionales de efluentes sin tratar y establecieron valores para P de 82 mg/l. En sistemas de tratamiento de efluentes con sistema de doble pileta, los mismos autores obtuvieron valores de 40 a 118 mg/l en materiales de la pileta anaeróbica y de 23 a 180 mg/l en la facultativa. En el presente trabajo, los valores obtenidos de P se encuentran dentro de estos rangos.

4.1.6. Contenido de Nitrógeno

En la Tabla 7, se observa que el EFC presentó concentraciones de NT que variaron entre 280 y 539 mg/l que fueron siempre mayores ($p\text{-valor} < 0,063$) que las obtenidas en el EFL con valores de entre 88 y 231 mg/l. Esto muestra una reducción en los valores del NT de EFL respecto a EFC del orden del 80% en todos los meses muestreados, a excepción de agosto donde la reducción fue del 17%. En el EFC el NT se mostró estable en las 3 primeras muestras mientras que en agosto se obtuvo un valor significativamente menor ($p\text{-valor} = 0,002$). Las muestras de EFL presentaron diferencias significativas entre los distintos meses ($p\text{-valor} < 0,0001$) pero no se observa una tendencia que las relacione con la estación del año. La menor reducción de NT obtenida para el mes

de agosto podría explicarse por el hecho de que las bajas temperaturas en invierno dificultan la acción de los microorganismos reduciendo las pérdidas gaseosas de N (Perdomo y Barbazán, 2012).

La variabilidad en el contenido de NT de muestras de efluentes es similar al resto de los nutrientes. Los altos valores obtenidos pueden ser explicados por un aumento de las fertilizaciones en el campo, que han aumentado a lo largo de los años. Esto se traduce en una mayor ingesta y excreta posterior. También, como establece Wallace y Johnstone (2010), la intensificación productiva ha provocado un aumento de la suplementación y los alimentos energéticos suministrados. Esto condice con el sistema productivo del CRS, donde se realizó el ensayo.

Longhurst et al. (2000), en una revisión de distintos ensayos, encontraron que los efluentes se han vuelto más concentrados a lo largo del tiempo, registrando un incremento en el contenido de N de 200 a 400 mg/l en promedio. Estos valores son menores a los medidos en el presente ensayo; sin embargo, los autores destacan que la tendencia muestra concentraciones crecientes. Esto lo explican por el aumento del número de vacas en establecimientos que no han aumentado su infraestructura y productores que han mantenido o reducido el uso del agua generando un efluente mucho más concentrado en nutrientes.

Longhurst et al. (2000) también concluyeron que el aparente incremento del N contenido en los efluentes está relacionado con el incremento paralelo del contenido de sólidos y, por tanto, hay una correlación fuerte entre el contenido de N y ST. Esto se puede ver reflejado en los datos recabados en la Tabla 5 para las muestras de EFC.

4.1.7. Contenido de Amonio

En las muestras de septiembre, noviembre y mayo el contenido de N-NH_4^+ se redujo en el pasaje de EFC a EFL ($p\text{-valor} < 0,0002$), entre un 72% y un 89%. La muestra tomada en el mes de agosto fue muy inferior al resto de las muestras de EFC y se produjo un aumento en el pasaje de EFC a EFL de casi el triple (ver Tabla 7). Las grandes diferencias observadas en los valores medidos en el mes de agosto, donde los datos difieren sustancialmente con los otros meses, podrían ser explicadas por un mayor uso de agua para el lavado, provocando una mayor dilución de los nutrientes en EFC. Sin embargo, no se cuenta con datos como para verificarlo.

Para EFC, los valores medidos varían entre 19,4 y 306,5 mg/l donde se distingue una concentración significativamente menor hacia los meses más fríos ($p\text{-valor} < 0,0001$). Para EFL también se obtuvieron diferencias entre los meses ($p\text{-valor} < 0,0001$) de entre 9,3 y 87,3 mg/l pero que no muestran ninguna tendencia según la época del año.

La mayoría del N se presenta bajo forma orgánica (urea y proteína) comprendiendo aproximadamente el 80%, incluso hay reportes que establecen que dicha fracción alcanzaría hasta el 94% del NT (Longhurst et al., 2000). Además, el pool de N disponible se presenta comúnmente bajo forma de N-NH₄⁺ (Wallace y Johnstone, 2010) que abarca de 10-20 %. El N-NO₃⁻, que es el pool de N que las plantas absorben más fácilmente, suele presentarse en muy bajas concentraciones. Wallace y Johnstone (2010), Hawke y Summers (2003, 2006) realizaron una recopilación de datos y así lo demuestran, con valores de N-NO₃⁻ de 0,49; 0,99 y 0,15 mg/l, respectivamente. En este trabajo, la fracción orgánica del N fue en promedio 70% para el EFC y 66% para el EFL (tomando valores de entre 40 y 90%), mientras que las determinaciones de N-NO₃⁻ en las muestras tomadas dieron despreciables.

En resumen, sólo parte del NT del efluente se encuentra en forma inorgánica (el derivado de la orina), mientras que una fracción importante se encuentra en forma orgánica y no disponible inmediatamente para el cultivo (deberá mineralizarse). Por lo tanto, su disponibilidad en el efluente se considera más baja que en los fertilizantes inorgánicos por lo mencionado anteriormente y porque, a su vez, parte de la fracción inorgánica puede perderse por volatilización, proceso importante cuando la aplicación se hace en superficie (Gambaudo et al., 2014).

4.1.8. Contenido de cationes

El contenido de Ca, Mg, K y Na presente en las muestras de EFC y EFL fueron determinados en las 4 fechas de muestreo. Los resultados se presentan en la Tabla 8.

Tabla 8. Contenido de cationes en los efluentes crudos y de laguna.

Catión	Tratamiento	Septiembre 2019	Noviembre 2019	Mayo 2020	Agosto 2020
Ca (mg/l)	EFC	197,4 ± 35,4 b	76,4 ± 8,5 a	87,0 ± 2,8 b	14,8 ± 0,5 a
	EFL	47,9 ± 2,6 a	47,1 ± 2,9 a	31,7 ± 3,6 a	22,8 ± 1,5 b
Mg (mg/l)	EFC	100,3 ± 14,8 b	46,2 ± 5,1 b	73,3 ± 2,8 b	8,3 ± 0,5 a
	EFL	31,1 ± 2,1 a	26,3 ± 1,7 a	37,8 ± 3,2 a	17,4 ± 1,0 b
K (mg/l)	EFC	722,2 ± 51,1 b	435,7 ± 61,5 b	276,9 ± 12,4 a	69,2 ± 2,5 a
	EFL	150,3 ± 10,5 a	156,0 ± 7,6 a	224,3 ± 15,5 a	92,3 ± 6,8 b
Na (mg/l)	EFC	217,5 ± 9,6 b	131,0 ± 16,1 a	225,9 ± 11,1 b	16,4 ± 0,7 a
	EFL	143,6 ± 9,8 a	74,5 ± 4,7 a	156,9 ± 8,9 a	52,0 ± 3,9 b

Nota: Letras diferentes en cada columna indican diferencias significativas entre tratamientos para cada mes (p<0,10). Referencias: EFC: efluentes crudos, EFL: efluentes de laguna.

Las muestras de EFC presentaron mayores cargas de cationes que las muestras de EFL salvo para el mes de agosto (ver Tabla 8).

Tanto para EFC como para EFL el K fue el elemento que se encontró en mayor proporción respecto a los demás cationes y al P. Además, en EFL el K también se encontró en mayor proporción que el N (ver Tabla 7). Los valores promedio del K presentaron concentraciones 4 veces más que el Ca, siendo su valor mínimo y máximo 69,2 y 722,2 mg/l, respectivamente. El Na fue el segundo elemento encontrado en mayor proporción en ambos efluentes, seguido del Ca y Mg.

Salazar et al. (2010) y Gambaudo et al. (2014), también encontraron que el K fue el elemento que se encontró siempre en mayor relación respecto al resto de los cationes, ya sea para EFC o EFL. El K es excretado por las vacas principalmente en la orina (81%) y heces (11%); estudios de comportamiento mostraron que el 3% de esta orina generada ocurre dentro de la sala de ordeño, variando entre 0 a 8% (Longhurst et al., 2000). Por lo tanto, el manejo cultural que se haga con las vacas desde el potrero hasta la sala de ordeño y en la sala misma generará más o menos excrementos y orina. Por esto, el agua de lavado utilizada genera amplios rangos de composición. Longhurst et al. (2000) determinaron que las concentraciones de K son extremadamente variables, con valores en el rango de 36 hasta 1594 mg/l. Salazar et al. (2010) y Gambaudo et al. (2014), encontraron valores de concentraciones de K en efluentes crudos de 1060 y 1441 mg/l, respectivamente. En el presente trabajo el valor promedio para dichas muestras fue de 376 mg/l.

Los mayores contenidos de K se explican posiblemente debido a la dieta forrajera que se brinda en el CRS, ya que los forrajes verdes son ricos en contenido de K (Villanueva, 2011). En este sentido, La Manna (1995) comparó la composición del estiércol de 2 vacas lecheras de igual peso, pero con diferente alimentación: una alimentada a base de granos y otra con pasturas. Se puede ver cómo el K aumentó a casi el triple en la dieta a base de pasturas (0,310 versus 0,108 kg/día). Esto podría explicar los valores obtenidos en las muestras de este ensayo, donde tanto el K como el Ca (que forma parte de las paredes celulares de los vegetales) se incrementaron en las muestras de septiembre y noviembre, representativas de la primavera, para las muestras de EFC.

El Ca en el EFC es mayor en los meses primaverales y en el otoño, para el mes de agosto la concentración fue menor. Las muestras de EFL presentaron una mayor composición en septiembre y noviembre y fueron menores en los meses más fríos de mayo y agosto. La concentración de K se mostró estable en EFL, sólo presentando un aumento en el mes de mayo. El Mg y Na presentaron prácticamente el mismo comportamiento. En el EFC hay un aumento en los meses primaverales y en otoño, siendo menores los valores en el mes de agosto. Se lo puede relacionar con la dieta animal ya que es de esperar que los meses primaverales como septiembre y noviembre, con mayor crecimiento de las

pasturas, aumente la ingesta de nutrientes por parte del ganado, lo que se reflejaría en un aumento en la composición química de estos en los efluentes. Para EFL, el mayor contenido de estos cationes se presentó en los meses de septiembre y mayo.

Longhurst et al. (2000) encontraron que el rango de variación del Ca oscilaba entre 70 y 380 mg/l. En el presente trabajo se encontraron valores promedio para las muestras de EFC en ese rango, siendo de 94 mg/l. Para EFL los valores fueron algo más bajos con un promedio de 37 mg/l. Para el caso del Mg los mismos autores establecieron rangos de variación de 13 a 61 mg/l. En este trabajo se obtuvo un valor promedio de 57 mg/l en EFC y 28 mg/l en EFL, por lo que los valores hallados están dentro de lo reportado por la bibliografía.

Goold (1980) afirma que la concentración de nutrientes en los efluentes depende del número de vacas que se ordeñan y de los procedimientos de lavado dentro de cada establecimiento (debido al uso de agua y el efecto dilución que se genera).

Si se compara el contenido de cationes de EFC y EFL obtenidos en el presente trabajo como porcentaje de la MS, las concentraciones resultaron siempre superiores en EFL. Esto podría explicarse debido al mayor tiempo estacionado de la MO en las lagunas, produciéndose mayor mineralización y un aumento de las formas inorgánicas. Los datos obtenidos coinciden con la teoría que el material estacionado en las lagunas ya ha sufrido un proceso de mineralización, en donde la MO presente en mayor proporción en EFC se mineraliza, encontrándose en forma de cationes en el EFL. Sin embargo, hay mayor dilución en las muestras de EFL (menor porcentaje de MS), lo que resulta en menores concentraciones de cationes por litro de efluente.

El descenso en la cantidad de CO (ver Tabla 7) es otro indicio que confirma el proceso de transformación y mineralización de la MO. De acuerdo a La Manna et al. (2004), por lo general, en la medida que mayor sea el tiempo de almacenamiento o el proceso de tratamiento (principalmente si este es a cielo abierto) mayor será la pérdida de nutrientes, particularmente N.

Respecto al Na, los valores medidos resultaron altos si se lo compara con Goold (1980), que determinó una concentración de 54 mg/l promedio para 4 años de estudio y fijó como rango normal una concentración de entre 25 y 80 mg/l. Fyfe et al. (2016) promedió entre 26 casos un total de 155 mg/l, similar a los valores obtenidos en la caracterización de este trabajo de 148 y 107 mg/l para EFC y EFL, respectivamente. Una de las posibles causas del alto contenido de Na puede ser un exceso en el uso de productos de limpieza y desinfección como el hipoclorito de sodio o soda cáustica como establece Raghunath et al. (2016) o bien el uso de agua subterránea como establecen Hamoda y Al-Awadi (1995).

Respecto a la variación estacional del Na, en el presente ensayo ocurrió un incremento en su concentración en los meses de septiembre y mayo tanto en las muestras de EFC como de EFL.

4.2. PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO

4.2.1. Nutrientes aplicados por los efluentes al suelo

En base a las dosis de efluentes aplicadas al suelo de manera de suministrar una dosis de 50 kgN/ha presentadas en la Tabla 4 y a la caracterización de los efluentes de las Tablas 7 y 8, se determinaron las dosis de nutrientes y cationes aplicadas por los efluentes al suelo. Los resultados se presentan en la Tabla 9.

Tabla 9. Carga de nutrientes aplicada al suelo por los efluentes.

Nutriente	Tratamiento	Septiembre 2019	Noviembre 2019	Mayo 2020	Agosto 2020	Total
CO (kg/ha)	EFC	64,2±10,0 a	53,3±2,9 a	68,5±13,5 a	149,5±3,6 b	335,5±30,1 a
	EFL	119,4±4,1 b	138,0±6,3 b	155,6±12,3 b	124,4±9,1 a	537,5±31,8 b
P ₂ O ₅ (kg/ha)	EFC	4,7±0,1 a	16,0±2,1 a	21,5±0,6 a	7,4±0,4 a	49,6±3,3 a
	EFL	29,1±0,4 b	27,5±1,3 b	31,0±3,2 b	12,9±0,6 b	100,6±5,5 b
N-NH ₄ ⁺ (kg/ha)	EFC	38,3±1,7 b	27,5±2,2 b	7,0±0,5 b	3,3±0,1 a	76,1±4,6 a
	EFL	29,1±3,0 a	12,0±0,3 a	5,3±0,2 a	11,5±0,5 b	57,8±4,0 a
Ca (kg/ha)	EFC	24,7±4,4 a	6,3±0,7 a	8,1±0,3 a	2,5±0,1 a	41,6±5,5 a
	EFL	16,0±0,9 a	15,7±1,0 b	17,9±2,0 b	4,9±0,3 b	54,5±4,2 b
Mg (kg/ha)	EFC	12,5±1,8 a	3,8±0,4 a	6,8±0,3 a	1,4±0,1 a	24,6±2,6 a
	EFL	10,4±0,7 a	8,8±0,6 b	21,4±1,8 b	3,8±0,2 b	44,3±3,3 b
K ₂ O (kg/ha)	EFC	108,3±7,7 b	43,4±6,1 a	30,9±1,4 a	13,9±0,5 a	196,6±15,7 a
	EFL	60,1±4,2 a	62,3±3,0 b	152,6±10,6 b	24,0±1,8 b	299,1±19,6 b
Na (kg/ha)	EFC	27,2±1,2 a	10,9±1,3 a	21,0±1,0 a	2,7±0,1 a	61,8±3,7 a
	EFL	47,8±3,3 b	24,8±1,6 b	89,0±5,1 b	11,3±0,8 b	172,9±10,7 b

Referencias: EFC: efluentes crudos, EFL: efluentes de laguna, CO: carbono orgánico total, PT: fósforo total.

Si bien el EFC presentó mayores concentraciones de CO que el EFL, la diferencia en la dosis de efluente aplicada resultó en mayores cargas de CO aplicadas en el tratamiento con EFL (entre el doble y el triple), salvo para el mes de agosto donde las cargas aplicadas fueron similares para ambos tratamientos. La carga de CO aplicada en cada tratamiento fue estable en los distintos meses, a excepción del mes de agosto para EFC que fue de entre el doble y el triple que los demás meses. El P aplicado tuvo un comportamiento similar, las cargas también se mostraron estables para cada tratamiento

en los distintos meses de aplicación y fueron siempre mayores en el tratamiento con EFL producto del mayor volumen de riego.

Las cargas de $N-NH_4^+$ fueron similares en ambos tratamientos, pero más variables en las distintas aplicaciones, siendo más altas en los meses primaverales y más bajas en el invierno. Particularmente en el tratamiento con EFC varió desde 38,3 en septiembre de 2019 a 3,3 kg/ha en agosto de 2020.

Para los cationes, el mayor volumen de riego en el tratamiento con EFL resultó en cargas de aplicación superiores salvo para el mes de septiembre de 2019. En los meses de noviembre 2019, mayo 2020 y agosto 2020 en el tratamiento con EFL se aplicó aproximadamente el doble de Ca, entre el doble y el triple de Mg, entre 1,5 y 5 veces más de K y entre 2 y 4 veces más de Na. Respecto a la variación estacional, las cargas aplicadas fueron estables en los distintos meses para EFL, salvo para el mes de mayo de 2020 donde se aplicó más del doble de Mg, K y Na que en los otros meses. Para el tratamiento con EFC hubo mayor variabilidad en las cargas aplicadas en los distintos meses.

4.2.2. Resultados sobre el perfil del suelo

Luego de la cuarta aplicación de efluentes y posterior corte de la pastura, en un período total desde la siembra de 1 año y 6 meses, se realizó un análisis fisicoquímico de la capa de los primeros 15cm de suelo. Las concentraciones obtenidas para el CO, K y P mostraron variaciones a lo largo del perfil del suelo por lo que los resultados para estos parámetros se presentan y analizan por estrato (0-5cm, 5-10 cm y 10-15cm).

Analizando las diferencias entre los estratos para cada tratamiento, el contenido de CO muestra una misma tendencia de distribución en el perfil del suelo para los 4 tratamientos (ver Figura 18, letras mayúsculas). En todos los casos se observa un decremento estadísticamente significativo de las concentraciones a medida que aumenta la profundidad ($p\text{-valor} < 0,01$). Para todos los tratamientos, la capa más superficial (0-5 cm) presenta un contenido de CO entre 30% y 40% mayor que en la capa inferior (10-15 cm), pasando de concentraciones por arriba de 24,8 g/kg a concentraciones por debajo de 21 g/kg.

Por otro lado, al analizar las diferencias entre tratamientos para el contenido de CO en cada estrato (ver Figura 18, letras minúsculas) sólo se observan diferencias significativas en la capa de 0-5 cm ($p\text{-valor} = 0,01$). Al comparar con el tratamiento control los tratamientos con efluentes mostraron mayores concentraciones de CO, siendo estas 28,5; 27,3 y 24,8 g/kg para EFC, EFL y control, respectivamente. La urea no presentó diferencias significativas en el contenido de CO respecto al tratamiento control, lo cual es esperable.

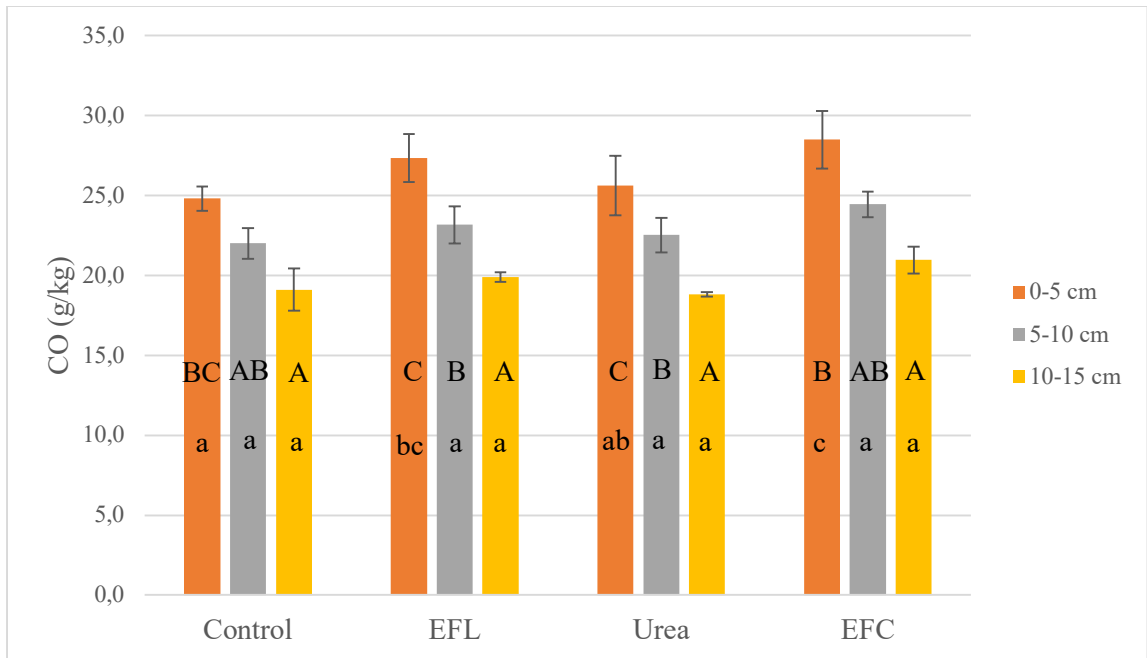


Figura 18. Contenido de CO para cada tratamiento según estrato (media \pm error estándar). Nota: letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre estratos por tratamiento. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para cada estrato.

Las diferencias encontradas principalmente en las capas superficiales son las esperadas teniendo en cuenta que las aplicaciones se realizaron en superficie sin incorporarlas al suelo y en un ensayo de muy corto plazo. Zaman et al. (2002), obtuvieron la misma respuesta, también en un ensayo anual e incluso con grandes precipitaciones durante el invierno del ensayo. Al igual que en este ensayo, Cogger et al. (2013) encontraron que los incrementos se establecen mayoritariamente sobre los primeros 8 cm de suelo, indistintamente del tratamiento aplicado. Los autores afirman que esto es esperable cuando las enmiendas son aplicadas de manera superficial sobre un cultivo perenne sin mediar labranza. Al aumentar el período de análisis los autores sugieren que las diferencias se comienzan a observar también en las capas más profundas debido a la redistribución del CO y N por parte de la microfauna del suelo y otros mecanismos. Alegrette (2020), en su estudio sobre el impacto en las propiedades del suelo tras aplicación de efluentes de tambo en 3 establecimientos, sólo en uno de ellos obtuvo un aumento del CO en el horizonte A del suelo tras las aplicaciones. La autora relaciona las diferencias encontradas en los distintos establecimientos con el tiempo desde que se realiza el riego con efluentes en cada uno; el tambo para el que el CO aumentó producto del tratamiento con efluentes es el que tiene mayor historia de aplicaciones.

Ensayos a largo plazo como los realizados por Cogger et al. (2013) y a corto plazo por Du (2019) también reportaron incrementos en el CO al aplicar enmiendas orgánicas sobre cultivos perennes. Barkle et al. (2000), también observan cambios que se consolidaron sobre el segundo y tercer año del ensayo. Por lo tanto, la tendencia de aumento del CO al aplicar directamente efluentes orgánicos obtenida en este trabajo condice con la bibliografía consultada.

Este aumento observado es deseable debido a las mejoras que genera en las propiedades físicas del suelo. Se produce una mejora general de la estabilidad estructural de los suelos, aumentando la tasa de infiltración y la retención de agua y por tanto evitando pérdidas por erosión (Khan et al., 2007, Docampo, 2012, Imhoff et al., 2014). La Manna (1995) agrega también que la materia orgánica permite generar compuestos estables (complejos órgano-minerales y quelatos) con muchos pesticidas y metales pesados en el suelo.

Por otra parte, el contenido de K muestra una misma tendencia de distribución en el perfil del suelo para los 4 tratamientos (ver Figura 19, letras mayúsculas). Se observa un descenso estadísticamente significativo de las concentraciones a medida que aumenta la profundidad ($p\text{-valor} < 0,002$). Para el tratamiento control, la capa más superficial (0-5 cm) presenta un contenido de K de 0,75 cmol/kg que es 56% mayor al de la capa inferior (10-15 cm). Para EFL el contenido en la capa superior es 127% más grande que en la inferior variando de 1,45 a 0,64 cmol/kg, para urea es 70% más grande con valores de 0,70 a 0,41 y para EFC es 80% más grande variando de 0,99 a 0,55 cmol/kg.

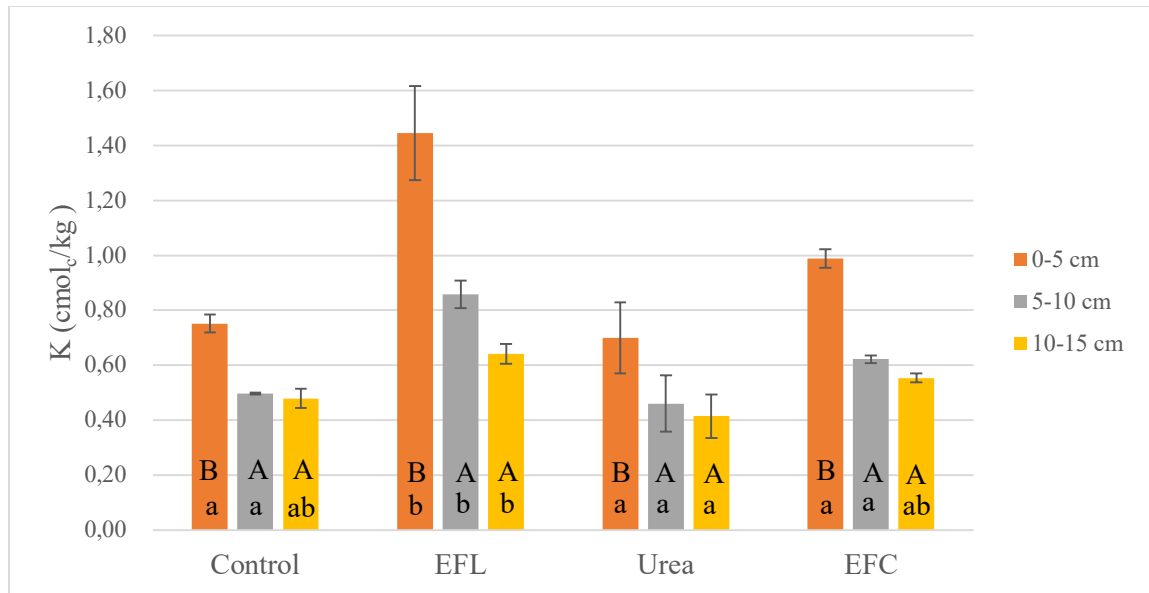


Figura 19. Contenido de K para cada tratamiento según estrato (media \pm error estándar).
 Nota: letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre estratos por tratamiento. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para cada estrato.

Las diferencias en la acumulación por estratos observada vienen dadas por el comportamiento del K una vez aplicado al suelo. Como afirman González et al. (1999) el proceso de fijación y liberación de K depende fundamentalmente de factores como la proporción y naturaleza de las arcillas, la cantidad de K presente y la competencia de iones que lo acompañan. Las arcillas de tipo 2:1 (predominante en Argiudoles) son las más importantes en el proceso de fijación. Cuando se agrega K al suelo como fertilizante, una parte de los iones K se ubica en sitios donde es adsorbido con fuerza causando contracción de las láminas de arcillas y generando un fenómeno conocido como la fijación, pasando entonces a constituir parte de la reserva del suelo.

Comparando el contenido de K entre los distintos tratamientos para cada estrato (ver Figura 19, letras minúsculas) se observa que el suelo con aplicación de EFC y con urea no mostraron diferencias con el tratamiento control en ningún estrato. Sin embargo, el EFL fue siempre mayor al control, siendo la diferencia significativa en los primeros 10 cm. De 0-5 cm la diferencia fue de 93% (1,45 cmol/kg en EFL y 0,75 cmol/kg en control) y 72% de 5-10 cm (0,86 cmol/kg en EFL y 0,50 cmol/kg en control). Esto último coincide con lo presentado por Goold (1980) y por Alegrette (2020) quienes encontraron que hubo una acumulación apreciable en los niveles de K en las parcelas en las cuales se aplicó efluentes. Las mayores concentraciones de K medidas en este trabajo en el suelo

tratado con EFL en comparación con el tratado con EFC son coherentes dada la diferencia en las cargas aplicadas: 249 kg/ha con EFL y 164 kg/ha con EFC en el total de las 4 aplicaciones (ver Tabla 9).

Respecto al contenido de P, para cada tratamiento se observan diferencias entre los estratos (ver Figura 20, letras mayúsculas). Estas diferencias resultaron significativas en todos los casos siendo $p\text{-valor} < 0,006$. Se puede ver como el P, independientemente del tratamiento, una vez aplicado al suelo permanece mayormente sobre los primeros 5 cm. Incluso en el tratamiento control y de urea, donde el suelo no recibe ninguna aplicación fosforada, se puede ver este comportamiento. Los primeros 5 cm tienen entre 3 y 4,5 veces más P que la capa inferior.

Analizando los tratamientos para cada estrato (ver Figura 20, letras minúsculas), no se aprecia ninguna diferencia destacable. La urea presenta menos concentración en la primera capa, posiblemente debido a que es un tratamiento que no recibió P y que, al presentar mayor producción de forraje pudo haber extraído una mayor proporción del P mineral del suelo (Casanova y Barbazán, 2013).

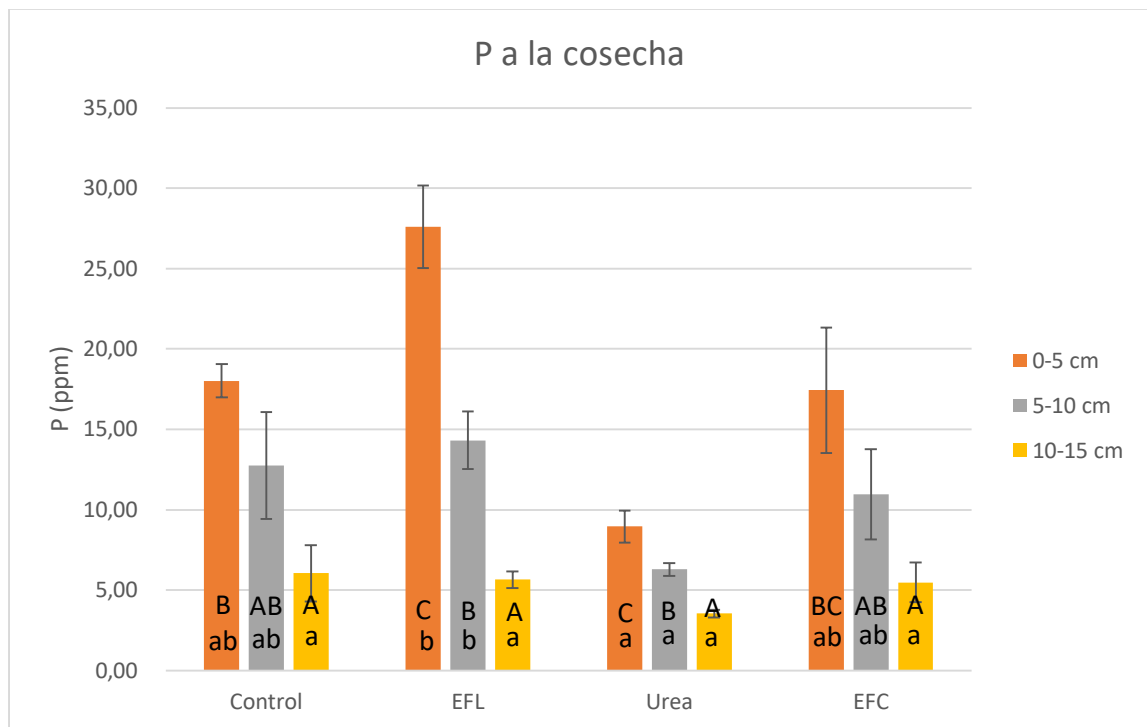


Figura 20. Contenido de P para cada tratamiento según estrato (media \pm error estándar). Nota: letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre estratos por tratamiento. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para cada estrato.

Los valores promedio obtenidos de P disponible (Bray I) fueron normales y seguros teniendo en cuenta los límites ambientales establecidos como criterio técnico para los suelos de la cuenca del Río Santa Lucía (31 ppm). Este nutriente es relativamente estable en el suelo, prácticamente inmóvil y fuertemente retenido por el suelo por lo que no se pierde por lixiviación o volatilización (Ferrando, 2013). Por lo tanto, es normal que la mayor concentración esté en los primeros 5 cm del perfil directamente relacionado a las aplicaciones de los tratamientos. La aplicación de fuentes fosfatadas en superficie produce un incremento en las pérdidas de P por escorrentía que puede resultar en problemas de eutrofización si llega a cursos de agua (De Lucca, 2020).

Richmond (2017) sí observó cambios en el P sobre todo en los primeros 5 cm del perfil tras aplicaciones de efluentes de tambo líquido, pero en un período de aplicaciones de 3 años. Considerando que en este ensayo la primera aplicación fue realizada en septiembre de 2019 puede tratarse de un plazo muy corto como para observar cambios. Según Hawke y Summers (2006) los efectos de la aplicación al suelo de efluentes de tambo son a largo plazo y su evidencia en las propiedades del suelo es limitada y muy variable.

Casanova y Del Pino (s.f.) también destacan la elevada variabilidad que se genera en el terreno con las aplicaciones. Los autores presentan resultados de estudios realizados en Uruguay tanto a corto como largo plazo que muestran respuestas positivas o negativas al agregado de enmiendas orgánicas. En este sentido, se destaca que la carga de P aplicada en el presente ensayo era mucho menor que la del estudio de Casanova y Del Pino (s.f.).

Hirzel y Salazar (2012), al evaluar el efecto de aplicar distintas enmiendas orgánicas encontraron que en general el incremento neto en la disponibilidad de P al término del período fue bajo en todos los suelos, lo cual obedece a los diferentes mecanismos de fijación de este nutriente, propios de cada tipo de suelo. Du (2019) tampoco observa cambios en su experimento anual, pero propone que los mismos deben extenderse a mayor plazo para poder tener una mejor visión de cómo interactúan todos los componentes entre sí.

Para el pH, CE, Ca, Mg, Na, N-NH_4^+ y N-NO_3^- del suelo los resultados se analizan como valores promedio para el perfil (0-15 cm) ya que no se observaron variaciones según los estratos del suelo analizados. Los resultados se presentan en la Tabla 10.

Tabla 10. Análisis a la cosecha de las propiedades fisicoquímicas del horizonte A (0-15 cm) del suelo según tratamientos. Se presenta la media \pm error estándar.

	Control	Urea	EFC	EFL
pH	5,9 \pm 0,1 A	5,7 \pm 0,2 A	5,9 \pm 0,3 A	6,0 \pm 0,1 A
CE (μS/m)	56,3 \pm 1,2 A	47,8 \pm 2,2 A	75,1 \pm 0,9 B	78,1 \pm 6,3 B
Ca (cmol_c/kg)	8,1 \pm 0,2 A	7,9 \pm 0,5 A	8,2 \pm 0,1 A	8,3 \pm 0,4 A
Mg (cmol_c/kg)	4,6 \pm 0,3 AB	3,7 \pm 0,4 A	4,2 \pm 0,1 AB	4,8 \pm 0,3 B
Na (cmol_c/kg)	0,35 \pm 0,03 A	0,33 \pm 0,01 A	0,38 \pm 0,01 A	0,56 \pm 0,02 B
N-NH₄⁺ (mg/kg)	5,3 \pm 0,2 A	4,8 \pm 0,2 A	5,1 \pm 0,3 A	4,8 \pm 0,1 A
N-NO₃⁻ (mg/kg)	8,3 \pm 3,6A	5,4 \pm 1,3 A	3,7 \pm 0,5 A	4,5 \pm 0,9 A

Nota: letras diferentes en cada fila indican diferencias estadísticas significativas entre tratamientos ($p < 0,10$). Referencias: EFC: efluentes crudos, EFL: efluentes estabilizados en laguna y CE: conductividad eléctrica.

Los valores de pH para los 4 tratamientos no fueron significativamente diferentes (p -valor = 0,68). Como usualmente los efluentes presentan un carácter más alcalino respecto al suelo que recibe la enmienda, se espera que su aplicación provoque un aumento del pH del suelo (Hawke y Summers, 2006, Sparling et al., 2001). En este trabajo la caracterización química de los efluentes mostró un pH en torno a 7 y 8 (ver Tabla 5), mientras que el suelo se presentó ligeramente ácido (pH = 5,9, para el suelo control en Tabla 10). Por este motivo era de esperar que el suelo aumentara su pH en respuesta a las aplicaciones de los efluentes.

Puede haber ocurrido que la corta duración del ensayo no haya sido suficiente para expresar cambios en este parámetro en respuesta a la aplicación de efluentes como sí lo reportan Hawke y Summers (2006). Asimismo, puede haber influencia de la naturaleza pesada del suelo. En este sentido, Corrêa et al. (2012) observaron un aumento del pH sobre un suelo arenoso mientras que en un suelo arcilloso (similar a lo que sucede con el suelo de este trabajo) no encontraron grandes diferencias. De los 3 establecimientos en los que Alegrette (2020) evaluó los efectos de la aplicación de efluentes de tambo, sólo encontró cambios en el pH del suelo en el que tenía mayor historia de aplicaciones.

Respecto a la CE del suelo al finalizar el ensayo, se puede ver que hubo diferencias significativas entre los tratamientos (p -valor=0,001). Los valores de CE en suelos tratados con EFC y EFL fueron significativamente mayores al tratamiento control y con urea. La CE de los suelos es un parámetro indicativo de una posible salinización. Si bien los resultados arrojan un incremento de Na en el suelo, los valores de CE de los suelos al finalizar el ensayo se encontraban dentro de los parámetros normales que catalogan al suelo como “libres de sales”, no existiendo restricciones para ningún cultivo (Pérez, 2014). Para ello el rango debe estar entre 0 y 50.000 $\mu\text{S}/\text{m}$ y el valor máximo obtenido de CE en los suelos del experimento fue de 88,3 $\mu\text{S}/\text{m}$, por lo que no hay que considerar riesgo de salinización.

Los cationes intercambiables presentaron comportamientos disímiles en el suelo. A diferencia del Ca (p -valor=0,72), el Mg y Na presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos (p -valor<0,07). El tratamiento con EFL mostró un aumento significativo del Na al compararlo con los demás tratamientos; siendo la concentración 0,56 cmol/kg en EFL y 0,35; 0,33 y 0,38 cmol/kg en el suelo control, con urea y con EFC respectivamente. Para el Mg, el EFL también fue el que resultó en una mayor concentración (de 4,8 cmol/kg) que fue significativamente diferente a la obtenida para el tratamiento con urea (3,7 cmol/kg), los demás tratamientos presentaron concentraciones intermedias que no fueron estadísticamente diferentes al EFL ni a la urea. Los tratamientos con urea y EFC no fueron significativamente diferentes respecto al control para ninguno de los cationes.

A diferencia de lo obtenido en este ensayo, Goold (1980) sí encontró una acumulación apreciable en los niveles de Mg en las parcelas en las cuales aplicó efluentes respecto al control. Mientras que para el Ca no obtuvo diferencias significativas entre los efluentes y el control, igual que en este ensayo. Hawke y Summers (2006), a partir de la revisión de diferentes estudios sobre aplicaciones de efluentes de tambo concluyeron que es muy difícil analizar y establecer una tendencia general en el comportamiento de los cationes en el perfil del suelo. Un ejemplo es cómo el aumento en la concentración del K (atribuible a concentraciones típicamente altas de K en el estiércol animal) induce a la pérdida por lixiviación de otras bases intercambiables debido a la competencia con K y un desequilibrio entre los cationes. Por lo tanto, se genera un desequilibrio catiónico que es difícil de evaluar en un corto período de tiempo. Por otra parte, al ser tan variable la composición química de las enmiendas es difícil conocer el efecto si no se manejan dosis siempre iguales de los nutrientes (Houlbrooke et al., 2004).

Respecto al incremento del Na en el suelo para el tratamiento con EFL, se debe considerar que suelos con mayores concentraciones de sodio pueden parecer estar en buenas condiciones, pero posteriormente pueden degradarse cuando se aplica agua de menor conductividad, ya sea de riego o de agua de lluvia (Watkins y Nash, 2014). En

general, cuanto mayor es la cantidad de Na en el suelo, mayor es su riesgo de dispersión (Tillman y Surapaneni, 2002). Por este motivo, vale la pena considerar dicho aumento y realizar un seguimiento, tanto de los efluentes aplicados como de los parámetros del suelo. De todas maneras, la problemática del Na en los suelos está más frecuentemente relacionada al exceso de Na cuando este representa más de 15% de la CIC (Del Pino, 2012) y en este trabajo la suma de las bases intercambiables (K, Ca, Mg y Na) que hacen a la CIC apenas representa el 4%.

Para la concentración de N-NH_4^+ y N-NO_3^- , no se encontraron diferencias significativas en los distintos tratamientos ($p\text{-valor} > 0,3$). Esto difiere con lo reportado por Cogger et al. (2013) quienes sí encontraron diferencias en los suelos con aplicación de efluentes respecto al suelo control. En este experimento, en el suelo que se aplicó efluentes se incorporó N-NH_4^+ al suelo (ver Tabla 9) que no se vio reflejado en las concentraciones medidas en el suelo (ver Tabla 10). Esto podría ser explicado por pérdidas por volatilización, que según Perdomo y Barbazán (2012) pueden ocurrir siempre que existan altas concentraciones de NH_3 cerca de la superficie del suelo, lo que sucede luego de la aplicación de fertilizantes amoniacales o materia orgánica fácilmente descomponible en la superficie. Además, que el agregado de N en los tratamientos con urea y con efluentes no se haya traducido en aumentos de las concentraciones de N-NH_4^+ y N-NO_3^- , implica que el proceso de mineralización se puede haber visto afectado por las condiciones del suelo (Perdomo y Barbazán, 2012). Por ejemplo, las bajas precipitaciones del periodo del experimento pueden haber producido que las condiciones de humedad del suelo no fueran las adecuadas para que se produjera la mineralización. En particular a partir de noviembre de 2019 hasta el final del experimento, se registraron 834 mm de precipitaciones acumuladas contra 1036 mm de media histórica para el mismo periodo (ver Figura 13).

A modo de resumen, en este experimento se evidenciaron cambios claros por efecto de la aplicación de efluentes de tambo y otros no tan marcados. Generalmente, la bibliografía propone estudios más a largo plazo que los realizados y en los que se considere la gran variabilidad: tanto de los efluentes como de los sitios en estudio.

4.3. PRODUCTIVIDAD FORRAJERA

Para estudiar y comparar el impacto de los distintos tratamientos en la productividad forrajera, se realizaron 4 cortes de la pastura, previos a las aplicaciones de efluentes (ver

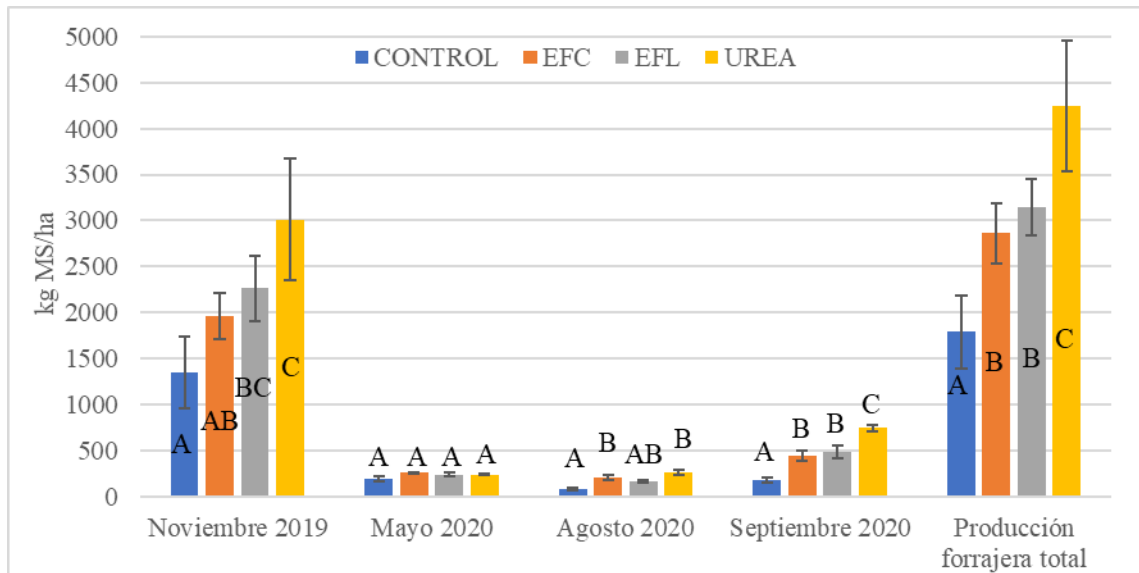


Figura 21). Si bien la segunda aplicación de efluentes se realizó en noviembre 2019, en el período noviembre-abril no hubo crecimiento de la pastura por lo que el corte recién se pudo realizar en mayo del 2020.

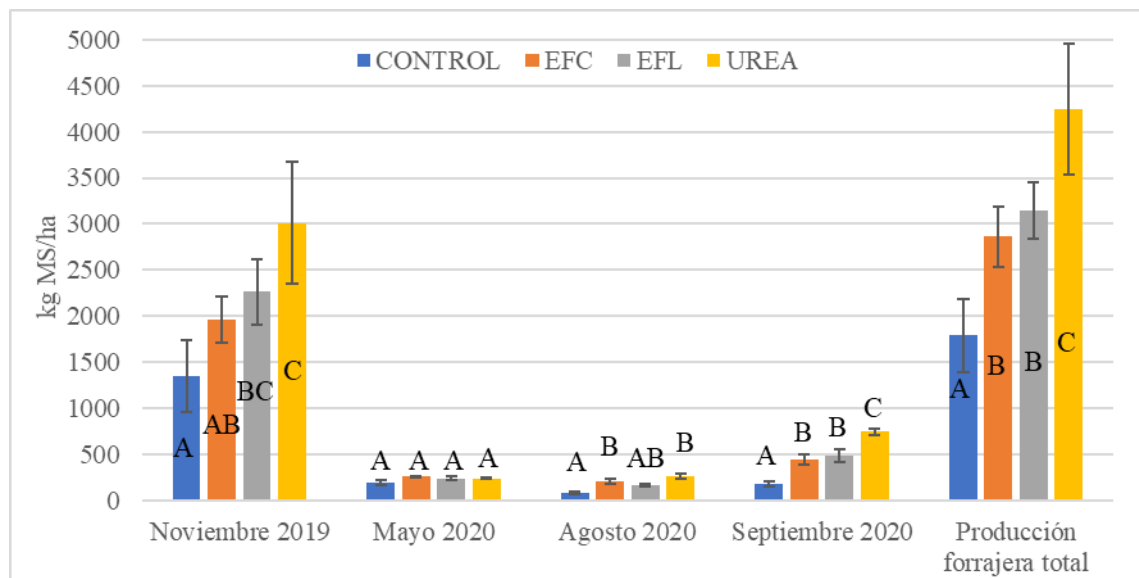


Figura 21: Productividad de *Festuca arundinacea* para cada corte y total (media \pm error estándar). Nota: Letras diferentes dentro de cada columna indican diferencias significativas entre tratamientos.

Los resultados de la

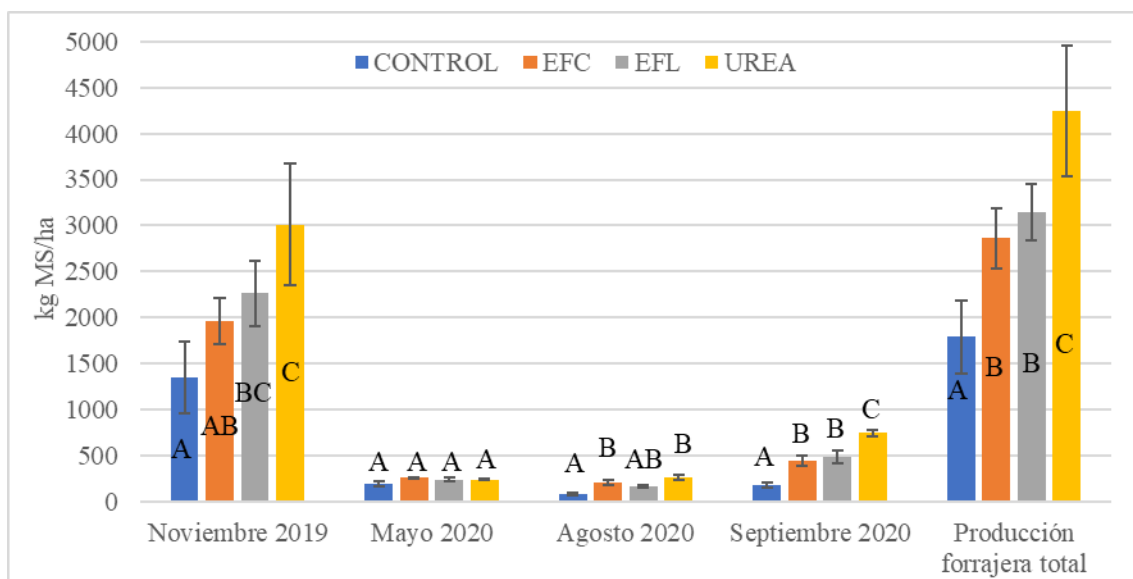


Figura 21 muestran que los rendimientos fueron bajos, muy por debajo de lo esperado, incluso para el mes de noviembre, en donde los tratamientos alcanzaron producciones promedio de entre 1.340 kg MS/ha y 3.012 kg MS/ha. Hubo diferencias significativas entre los tratamientos para los meses de noviembre, agosto y septiembre (p -valor $<0,003$), mientras que en el mes de mayo los tratamientos mostraron rendimientos estadísticamente iguales al control (p -valor= 0,176). El tratamiento con urea fue el que logró rendimientos máximos para los meses de noviembre, agosto y septiembre respecto al control, siendo superiores a EFC o EFL, quienes presentaron resultados intermedios. La urea, respecto al control, generó incrementos significativos de entre 124% y 319% en estos meses, con rendimientos que alcanzaron 3.012 kg MS/ha.

En el mes de noviembre 2019, EFL mostró un rendimiento de 2.265 kg MS/ha, siendo este un incremento significativo respecto al control del 69% mientras que para EFC el rendimiento fue de 1.964 kg MS/ha no significativo respecto al control. En agosto de 2020, fue EFC quien mostró un aumento significativo del 146% (199 kg MS/ha versus 81 kg MS/ha el control) mientras que EFL alcanzó un rendimiento de 162 kg MS/ha, que no fue un aumento estadísticamente significativo respecto al control. Para septiembre de 2020, los tratamientos con EFC y EFL presentaron incrementos significativos respecto al control con rendimientos de 441 y 485 kg MS/ha para EFC y EFL, respectivamente. En ninguno de los meses hubo diferencias entre los rendimientos alcanzados con EFC y con EFL.

Para los meses que se obtuvo respuesta al agregado de N y dónde se alcanzaron los mayores rendimientos, se vio que la aplicación de EFL logró una producción forrajera

equiparable a la fertilización sintética. Esta respuesta también se obtuvo al aplicar EFC, pero solamente en el mes de agosto fue equiparable a la fertilización con urea.

Si se considera la biomasa forrajera acumulada durante los cuatro cortes, todos los tratamientos mostraron mejoras significativas respecto al control. Los resultados muestran la mayor producción en el tratamiento fertilizado con urea, seguido por la aplicación de EFL, EFC y el tratamiento control, con rendimientos promedios de 4.247, 3.147, 2.860 y 1.790 kg MS/ha, respectivamente.

PGG Wrightson Seeds, UY (2022), brinda una ficha técnica dónde, a partir de 28 ensayos, generó un informe de producción de forraje estacional y anual. Reportó valores para otoño, invierno, primavera y verano de 1.700, 2.100, 3.400 y 2.300 kg MS/ha, respectivamente y una producción anual de 7.500 kg MS/ha (ver Figura 22).

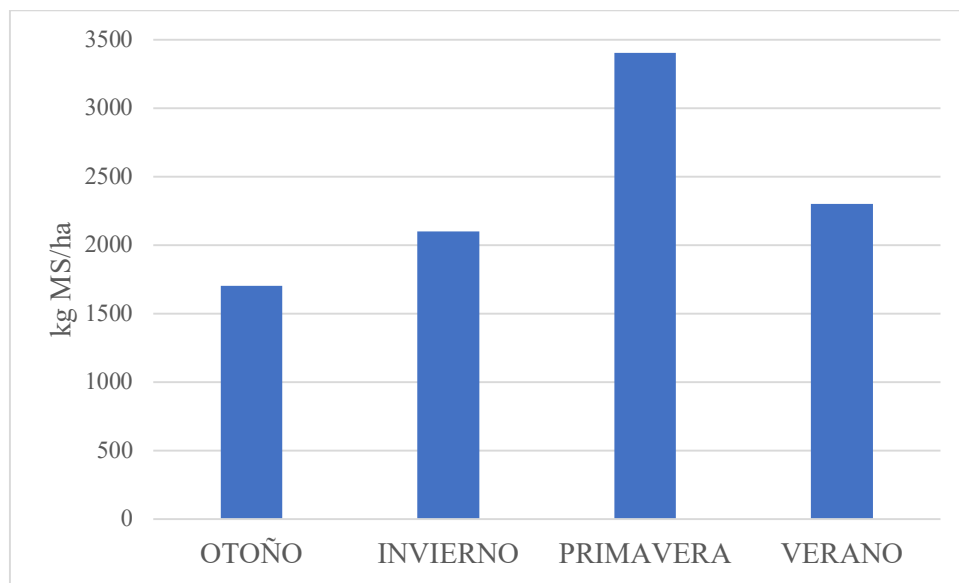


Figura 22. Producción estacional de *Festuca Arundinacea var Rizomat*.

Fuente: adaptado de PGG Wrightson Seeds, UY (2022).

El patrón de crecimiento de este ensayo experimental presenta comportamientos similares en cuanto a la estacionalidad establecida en las curvas de producción estacional de *Festuca var. Rizomat* (ver Figura 22). Se puede ver como los mayores rendimientos de la pastura en el experimento se observaron en primavera (cortes de noviembre y septiembre). Hay que tener en cuenta que el corte de septiembre sólo contempla un mes de crecimiento de la pastura, ya que se había cortado anteriormente en el mes de agosto. Por otro lado, y también coincidente con lo reportado en la bibliografía, el corte

representativo del crecimiento invernal de la pastura (corte de agosto), presentó rendimientos muy bajos.

Las mayores diferencias con la bibliografía se observaron en el corte de mayo, que contempló 6 meses de crecimiento entre verano y otoño. En el presente trabajo, este corte presentó rendimientos muy bajos; sin embargo, si se observa la Figura 22, se puede ver que el verano es un período de gran crecimiento de la pastura. Estas diferencias se deben a que en el presente ensayo el verano se presentó muy desfavorable para su crecimiento, ocurriendo bajas precipitaciones y temperaturas elevadas generando una mayor evapotranspiración. En la Figura 13 se puede ver como para los meses de verano, hubo muy pocas lluvias (200 mm acumulados entre diciembre y marzo, menos de la mitad que la media histórica), seguido de unos meses con temperaturas por encima de la media histórica (ver Figura 14).

A modo general, más allá de que las producciones no son típicas de una pastura de festuca y presentaron datos muy por debajo de lo esperado, el efecto de los tratamientos se puede ver en 3 de los 4 cortes. Como era de esperar, la pastura respondió positivamente al agregado de fertilización nitrogenada convencional. Por otro lado, se puede afirmar que también hubo respuesta positiva al agregado de los efluentes (EFC y EFL), reflejado en un aumento de MS.

En este sentido hay bibliografía que respalda estos incrementos, aunque no tan altos. El agregado de efluentes reportó incrementos de 21% para Mello y Bonino (2010). Gambaudo et al. (2014), trabajando con 2 dosis de efluentes crudos sobre pastura de raigrás, obtuvieron resultados parecidos, logrando un 13% y 27% de incremento en el rendimiento para dichas dosis. Goold (1980), aplicando una dosis alta y baja de efluentes, halló incrementos anuales en el rendimiento de 43 y 27%, respectivamente. Jacobs y Ward (2004), obtuvieron respuestas de rendimiento sobre una pastura perenne para el período de medición total que oscilaron entre un 24 y un 79% de aumento en comparación con el tratamiento control.

5. CONCLUSIONES

Quedó demostrado que la composición de los efluentes es muy variable y heterogénea por múltiples factores, lo que pone en manifiesto la importancia de realizar análisis químicos previo a su aplicación con el objetivo de determinar la dosis adecuada según el requerimiento del cultivo. A esta variabilidad se le suma que la recolección de una muestra representativa es difícil. De todas formas, se pudo observar que el EFC presentó siempre mayores concentraciones de MO que el EFL mostrando la efectividad del sistema de lagunas en reducir la carga orgánica de los efluentes indicando procesos de hidrólisis de la MO. No se pudo determinar ninguna asociación clara entre los cambios en las concentraciones de los nutrientes y cationes y las estaciones del año. En este sentido, se propone realizar experimentos en donde haya un seguimiento de la dieta animal y obtener muestreos más periódicos y representativos de primavera e invierno.

En lo que respecta a las propiedades químicas del suelo, el pH no sufrió cambios y el CO tuvo una respuesta positiva al agregado de EFC comparado al tratamiento control, lo que pone de manifiesto la importancia de estos tipos de efluentes para aumentar la MO del suelo. La CE también aumentó con el agregado de los efluentes, pero lejos de llegar a valores que pudieran implicar riesgo de salinización. Si bien no se alcanzó la significancia estadística, se observó una tendencia al aumento en la concentración de P en el suelo tratado con efluentes, que podría consolidarse en un periodo más largo de ensayo. Lo mismo sucedió con Mg y Ca, mientras que el K y Na sí mostraron incrementos significativos en los suelos tratados con EFL.

En el análisis sobre las propiedades del suelo diferenciando por estrato, se observó cierta acumulación de los nutrientes CO, K y P en la superficie.

En cuanto a la productividad forrajera, se concluye la respuesta significativa a la fertilización con urea respecto al tratamiento control. De todas maneras, tanto EFC como EFL generaron un impacto positivo en el rendimiento, siendo en algunos de los cortes estadísticamente igual al tratamiento con urea. En tal sentido, el riego con efluentes aparece como una alternativa prometedora en la búsqueda de sustituir total o parcialmente la fertilización con urea. Para esto, sería conveniente realizar estudios más exhaustivos y de más largo plazo para analizar si esta mejora en la productividad forrajera mediante el riego con efluentes se consolida sin impactar negativamente en las características del suelo.

6. RESUMEN

En los últimos 30 años el sector lechero uruguayo ha atravesado una profunda transformación, pasando de una situación de importador neto de lácteos, a exportar actualmente el 70% de la leche producida. Esta transformación es resultado de un proceso de intensificación en la actividad que no siempre fue acompañado de una planificación para la adecuada disposición final de los efluentes generados. Es sabido que, de no gestionarse adecuadamente, estos pueden generar grandes impactos ambientales viéndose los efectos tanto en los suelos, los cursos de agua y el aire. Por otro lado, hay una tendencia mundial hacia la valorización de los efluentes de tambo debido a su carga de nutrientes y, en consecuencia, a sus potenciales efectos positivos sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. En este contexto, en esta tesis se propone evaluar el uso agronómico de los efluentes generados en un tambo en cuanto a sus efectos sobre las propiedades del suelo y sobre la productividad forrajera. Para eso, se desarrolló un ensayo en un sitio experimental del Centro Regional Sur de la Facultad de Agronomía donde se realizaron aplicaciones de efluentes de tambo (crudos y tratados en un sistema de lagunas) sobre una pastura de *Festuca arundinaceae*. La metodología seguida en el experimento implicó 4 aplicaciones de efluentes según su contenido de N para obtener una dosis anual de 200 kg N/ha. Las aplicaciones fueron realizadas en setiembre de 2019, noviembre de 2019, mayo de 2020 y agosto de 2020 previo a las cuales se tomaron muestras de los efluentes a aplicar con el objetivo de ser caracterizados. Previo a cada aplicación, se realizaron cortes de la pastura para evaluar la productividad forrajera. Los efectos sobre las propiedades químicas del suelo se obtuvieron mediante muestras tomadas luego de las 4 aplicaciones y posterior al último corte, en un período total desde la siembra de 1 año y 6 meses. Los resultados obtenidos de productividad forrajera y características del suelo fueron contrastados contra un control donde no se realizó ninguna aplicación, y contra la fertilización con urea. Los efluentes mostraron ser muy variables a lo largo del experimento dejando en evidencia la importancia de generar la cultura de realizar análisis químicos previos a su aplicación de manera que se pueda determinar la dosis adecuada según los requerimientos del cultivo. También se evidenció la eficacia del sistema de lagunas en la disminución de la carga orgánica de los efluentes. En cuanto a las propiedades del suelo, se observaron algunos efectos positivos de la aplicación de efluentes como el incremento en la concentración de carbono orgánico y potasio, respecto al suelo control. La mayor productividad forrajera se logró con la aplicación de urea. Igualmente, la aplicación de efluentes mostró una mejora significativa en la productividad forrajera total respecto a la productividad forrajera control. Por lo tanto, se puede ver a los efluentes de tambo como una alternativa prometedora, aunque se requieren estudios más exhaustivos y de más largo plazo.

Palabras clave: efluentes líquidos de tambo, composición química, fertilidad del suelo, productividad forrajera

7. SUMMARY

During the last 30 years, Uruguayan dairy farming sector has experienced a profound transition. The country went from being a net importer of dairy products to export 70% of its production. This transformation was the result of an intensification of the production process, which was not accompanied by planning for the adequate final disposal of the effluents generated. It is known that, if not properly managed, dairy effluents may have negative impacts on the environment, affecting soil, water courses and air quality. On the other hand, there is a global tendency towards dairy effluents valorization. Due to their nutrient loads, and consequently their potential positive effects on soil chemical, physical and biological properties, dairy effluents are beginning to be recognized as resources rather than as waste. Within this context, this thesis proposes to analyze the impact of the application of dairy effluents regarding their effects on soil properties and crop yield. In order to do so, an experiment was developed in Centro Regional Sur of Faculty of Agronomy where dairy effluents (both raw and treated in a lagoon system) were applied to a *Festuca arundinaceae* pasture. The methodology involved 4 effluent applications according to their N content in order to achieve an annual dose of 200 kg N/ha. The applications were in September 2019, November 2019, May 2020 and August 2020 before which effluents samples were taken to characterize them. Before each application, pasture cuts were made in order to evaluate its yield. The effects on soil properties were studied through samples taken after the last application and pasture cut, 1 year and 6 months after the sowing. Results obtained for the pasture yield and the soil characteristics were compared to those obtained for non-amended control and for urea fertilization. Dairy effluents proved to be highly variable during the course of the experiment, demonstrating the importance of doing chemical analyzes before their application so as to determine the adequate dose to apply depending on the crop requirements. The effluents characteristics also demonstrated the effectiveness of the lagoon system in reducing the effluent's organic loads. Regarding the soil properties, no negative effects were observed as a result of the effluent application during the course of the experiment. Some positive effects were determined such as the increase in the organic carbon and potassium concentrations. The maximum pasture yield was obtained with the urea application. Still, there was a significant improvement in total pasture yield with the application of effluents in comparison to the control pasture yield. Therefore, dairy effluents may appear as a promising alternative, even though further and longer-term studies should be performed.

Keywords: farm dairy effluent, chemical composition, soil fertility, crop yield

8. BIBLIOGRAFÍA

1. Alegrette, M. 2020. Determinación de las propiedades químicas y físicas del suelo, ante la aplicación de efluentes de tambo con diferentes sistemas de gestión de efluentes. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 87 p.
2. Arocena, R.; Chalar, G.; Perdomo, C.; Fabián, D.; Pacheco, J.; González, M.; Olivero, V.; Silva, M.; García, P. 2011. Impacto de la producción lechera en la calidad del agua. In: Seminario (2011, Montevideo, Uruguay). Sustentabilidad ambiental de los sistemas lecheros en un contexto económico de cambios. La Estanzuela, INIA. pp. 18 - 20. (Serie Actividades de Difusión no. 663).
3. Aubriot, L.; Delbene, L.; Haakonsson, S.; Somma, A.; Hirsch, F.; Bonilla, S. 2017. Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: Influencia de la intensificación productiva y perspectivas. INNOTECH. no. 14: 7-16.
4. Baird, R.; Bridgewater, L. 2017. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd. ed. Washington D.C., APHA. 1527 p.
5. Barbazán, M.; Del Pino, A.; Moltini, C.; Hernández, J.; Rodríguez, J.; Beretta, A. 2010. Aplicación de enmiendas orgánicas y efectos en el suelo. In: Docampo, R. ed. Seminario de actualización técnica (2010, Canelones, Uruguay). Manejo de suelos para producción hortícola sustentable. Canelones, INIA, Canelones. pp. 21 - 31. (Serie Actividades de Difusión no. 624).
6. Barkle, G. F.; Stenger, R.; Singleton, P. L.; Painter D. J. 2000. Effect of regular irrigation with dairy farm effluent on soil organic matter and soil microbial biomass. Australian Journal of Soil Research. 38(6): 1087 - 1097.
7. Becoña, G.; Oyhantçabal, W.; Astigarraga, L.; Roel, A.; Saizar, C. 2013. Primer estudio de la huella de carbono de tres cadenas agroexportadoras del Uruguay: Carne vacuna, láctea y arrocería. Montevideo, MGAP. 54 p.
8. Bianco, A. 2016. Efluentes en la producción lechera. In: Encuentro de la SUCS (8º., 2016, Lavalleja, Uruguay). Suelo, agua y aire: Oportunidades y desafíos para una producción ambientalmente amigable. Lavalleja, INALE. p. 19.
9. Bittman, S.; Kowalenko, C.; Hunt, D.; Schmidt, O. 1999. Surface-banded and broadcast dairy manure effects on tall fescue yield and nitrogen uptake. Agronomy Journal. 91(5): 826 - 833.
10. Bray, R.; Kurtz, L. 1945. Determinations of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Science. 59(1): 39 - 46.

11. Bremner, J.; Mulvaney, C. 1982. Nitrogen-Total. In: Lee Page, A.; Miller, R. H.; Keenet, D. R. eds. Methods of soil analysis: Part 2 chemical and microbiological properties. Madison, ASA. pp. 595 - 624.
12. Carrizo, M.; Alesso, A.; Masola, M.; Imhoff, S. 2020. Volatilización de amoníaco luego de la aplicación de efluentes líquidos de tambo en invierno y verano. *Ciencia del Suelo*. 38(2): 321 - 328.
13. Casanova, O.; Del Pino, A. s.f. Aplicación al suelo de efluentes de tambo: Consideraciones generales y pautas de manejo. Montevideo, Udelar. 20 p.
14. _____; Barbazán, M. 2013. Fertilizantes. Montevideo, Udelar. 76 p.
15. Charlón, V. 2007. Residuos originados en las instalaciones de ordeño. *IDIA XXI*. 7(9): 80 - 85.
16. Cogger, C.; Bary, A.; Steven, C.; Fransen, C.; Sullivan, D. 2001. Seven years of biosolids versus inorganic nitrogen applications to tall fescue. *Journal of Environmental Quality*. 30(6): 2188 - 2194.
17. _____; _____; Myhre, E.; Fortuna, A. 2013. Biosolids applications to tall fescue have term influence on soil nitrogen, carbon, and phosphorus. *Journal of Environmental Quality*. 42(2): 516 - 522.
18. Correa, C.; Rezzano, N.; García, F. 2016. Manual para la gestión ambiental de tambos. Montevideo, LATU. 84 p.
19. Corrêa, R.; White, R.; Weatherley, A. 2012. Effects of sewage sludge stabilization on organic-N mineralization in two soils. *Soil Use and Management*. 28(1): 12 - 18.
20. De Lucca, F. 2020. Pérdidas de fósforo por escorrentía desde el suelo, fertilizante y estiércol: Cuantificación y distribución en el tiempo. Tesis Mag. Ciencias. Agrarias. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 61 p.
21. Del Pino, A. 2012. Nutrición catiónica. Montevideo, Udelar. 30 p.
22. _____; Casanova, O.; Barbazán, M.; Mancassola, V.; Arló, L.; Borzacconi, L.; Passegi, M. 2014. Agronomic use of slurry from anaerobic digestion of agroindustrial residues: Effects on crop and soil. *Journal of Sustainable Bioenergy Systems*. 4(1): 87 - 96.
23. Delbene, L. 2018. Eutrofización del río Santa Lucía: Dinámica de nutrientes asociada al régimen hidrológico y a la intensificación productiva. Tesis Mag.

Geociencias. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Ciencias. 100 p.

24. Di Rienzo, J.; Casanoves, F.; Balzarini, M.; González, L.; Tablada, M.; Robledo, C. 2020. Infostat: versión 2020. (en línea). Córdoba, Universidad Nacional de Córdoba. Consultado 18 nov. 2022. Disponible en <https://www.infostat.com.ar/index.php?mod=page&id=15>
25. Docampo, R. 2012. La importancia de la materia orgánica del suelo y su manejo en producción frutícola. *In*: Seminario de Actualización Técnica Frutales de Pepita (2012, Canelones, Uruguay). Trabajos presentados. Canelones, INIA. pp. 81 - 89. (Serie Actividades de difusión no. 687).
26. Du, Q. 2019. Effect of treated and untreated farm dairy effluents on soil fertility microbial population growth, plant growth, and plant chemical composition. Theses Mag. Agriculture Science. Canterbury, Nueva Zealand. Lincoln University. 78 p.
27. Ferrando, M. 2013. Fósforo: Curso de fertilidad de suelos. (en línea). Montevideo, Facultad de Agronomía. 103 p. Consultado nov. 2022. Disponible en <https://docplayer.es/22308217-Fosforo-curso-de-fertilidad-de-suelos-ano-2013-ing-agr-m-sc-marcelo-ferrando.html>
28. Fyfe, J.; Hagare, D.; Sivakumar, M. 2016. Dairy shed effluent treatment and recycling: Effluent characteristics and performance. *Journal of Environmental Management*. 180: 133 - 146.
29. Gambaudo, S.; Imhoff, S.; Carrizo, M. A.; Marzetti, M.; Racca, S. 2014. Use of dairy cattle slurry to improve soil fertility and crop productivity. *Ciencia del Suelo*. 32(2): 197 - 208.
30. García, M.; Pollak, N. 2011. Estudio de la capacidad de remoción de bacterias indicadoras de patógenos en un sistema de tratamiento de efluentes de tambo. Tesis Dr. Ciencias Veterinaria. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Veterinaria. 45 p.
31. González, A.; Rezzano, N.; Indarte, E. 2008. Guía de gestión integral de aguas en establecimientos lecheros. Montevideo, Conaprole. 232 p.
32. González, M.; Moreno, G.; Conti, M. E.; De La Horra, A. M. 1999. Cambios en la fijación - liberación de potasio en Argiudoles con distintos tipos de arcillas y saturación potásica. *Ciencia del Suelo*. 17(1): 27 - 30.

33. Goold, G. J. 1980. Rates of dairy shed effluent applied to pastures on clay soils in Northland. (en línea). *New Zealand Journal of Experimental Agriculture*. 8(2): 93 - 99. Consultado mar. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1080/03015521.1980.10426241>
34. Gutiérrez, S; Cabrera, N. 2009. Criterios de diseño para lagunas de efluentes de tambo en condiciones nacionales. *Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales*. 1(2): 8 p.
35. _____.; _____.; Benítez, A.; Melani, E. 2009. Reducing variability in estimating wastewater composition in dairy farms during milking operations. *Biosystems Engineering*. 103(4): 497 - 503.
36. Hamoda, M.; Al-Awadi, S. M. 1995. Wastewater management in a dairy farm. *Water Science and Technology*. 32(11): 1 - 11.
37. Hawke, R. M.; Summers, S. A. 2003. Land application of farm dairy effluent: Results from a case study, Wairarapa, New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. 46(4): 339 - 346.
38. _____.; _____. 2006. Effects of land application of farm dairy effluent on soil properties: A literature review. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. 49(3): 307 - 320.
39. Hernández, Á. 2020. Efecto del riego con efluentes de tambo sobre las emisiones de óxido nitroso y la nitrificación. Tesis Lic. Ciencias Biológicas. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Ciencias. 20 p.
40. Hernández, J. 2012. Potasio. Montevideo, Udelar. 35 p.
41. _____. 2013. Fósforo. 4a. ed. Montevideo, Udelar. 89 p.
42. Herrero, M.; Palhares, J.; Salazar, F.; Charlón, V.; Tieri, M.; Pereyra, A. 2018. Dairy manure management perceptions and needs in South American countries. (en línea). *Frontiers in sustainable Food Systems*. 2: 22. Consultado 21 ene. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00022>
43. Hirzel, J.; Salazar, F. 2012. Uso de enmiendas orgánicas como fuente de fertilización de cultivos. In: Carrasco, J.; Squella, F.; Riquelme, J.; Hirzel, J.; Uribe, H. eds. *Técnicas de conservación de suelos, agua y vegetación en territorios degradados*. O'Higgins, INIA. pp. 69 - 98. (Serie Actas INIA no. 48).
44. Houlbrooke, D.; Horne, D.; Hedley, M.; Hanly, J.; Snow, V. 2004. A review of literature on the land treatment of farm-dairy effluent in New Zealand and its impact on water quality. (en línea). *New Zealand Journal of Agricultural*

- Research. 47(4): 499 - 511. Consultado ene. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1080/00288233.2004.9513617>
45. _____. 2015. Manejo de efluentes de la lechería en Uruguay: Resumen de los hallazgos y recomendaciones para futuras mejoras: Informe preparado para INALE. (en línea). Montevideo, AgResearch. 26 p. Consultado 28 feb. 2022. Disponible en https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/11_manejo_de_efluentes_de_la_lecheria_en_uruguay.pdf
46. Imhoff, S.; Carrizo, M. A.; Martel, R.; Lotto, V.; Zen, O. 2014. Dairy liquid manure: Effects on soil physical properties in an argiudol. *Ciencia Suelo*. 32(2): 177 - 187.
47. INALE (Instituto Nacional de la Leche, UY). 2014. Encuesta lechera 2014. (en línea). Montevideo. s.p. Consultado nov. 2021. Disponible en <https://www.inale.org/estadisticas/encuesta-2014-produccion-de-leche/>
48. _____. 2022. Uruguay lechero. (en línea). Montevideo. s.p. Consultado mar. 2022. Disponible en <https://www.inale.org/uruguay-lechero/>
49. INIA (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, UY). 2022. Banco datos agroclimático. (en línea). Montevideo. s.p. Consultado mar. 2022. Disponible en <http://www.inia.uy/gras/Clima/Banco-datos-agroclimatico>
50. Isaac, R.; Kerber, J. 1971. Atomic absorption and flame photometry techniques and uses in soil, plant and water analysis. *In*: Walsh, L. ed. *Instrumental Methods for Analysis of Soils and Plant Tissue*. Madison, SSSA. pp. 17 - 37.
51. Jacobs, J.; Ward, G. 2004. Effect of dairy effluent on perennial pasture in late spring and summer. *In*: *Agronomy Society Conference (34th, 2004, Ashburton, England)*. Trabajos presentados. Ashburton, s.e. pp. 57 - 62.
52. Khan, A. U. H.; Iqbal, M.; Islam, K. R. 2007. Dairy manure and tillage effects on soil fertility and corn yields. *Bioresource Technology*. 98(10): 1972 - 1979.
53. La Manna, A. 1995. Manejo de residuos orgánicos en tambos. Montevideo, INIA. 41 p. (Boletín de Divulgación no. 53).
54. _____.; Mieres, J.; Acosta, Y.; Torres, I. 2004. Utilización de efluentes en tambos: Resumen de investigación. (en línea). *In*: *Resultados experimentales en lechería*. Montevideo, INIA. pp. 35 - 44. (Actividades de difusión no. 361). Consultado abr. 2022. Disponible en

<http://inia.uy/en/Publicaciones/Documentos%20compartidos/111219210807181425.pdf>

55. _____.; Durán, H.; Ciganda, V.; Mieres, J.; Acosta, Y. 2011. Balance de nutrientes en tambos: Una herramienta de aproximación al posible potencial de impacto ambiental desde fuentes difusas. (en línea). In: Seminario (2011, Montevideo, Uruguay). Sustentabilidad ambiental de los sistemas lecheros en un contexto económico de cambios. La Estanzuela, INIA. pp. 1 - 5. (Actividades de Difusión no. 663). Consultado abr. 2022. Disponible en <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/634/1/112761091111140304.pdf>
56. _____. 2014. Consideraciones a tener en cuenta en efluentes de tambos. Cuenca. 5(27): 50 - 51.
57. Laubach, J.; Heubeckb, S.; Prattc, C.; Woodwardd, K.; Guieyssec, B.; Van der Weerdend, T.; Chungc, M.; Shiltonc, A.; Craggsb, R. 2015. Review of greenhouse gas emissions from the storage and land application of farm dairy effluent. New Zealand Journal of Agricultural Research. 58(2): 203 - 233.
58. Lobera, J.; Martínez, P.; Ferrández, F.; Gámez, J. 1998. Reutilización agronómica de los purines de cerdo. Murcia, Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. 160 p. (Serie técnica y de estudios no. 21).
59. Longhurst, R.; Roberts, A.; O'Connor, M. 2000. Farm dairy effluent: A review of published data on chemical and physical characteristics in New Zealand. (en línea). New Zealand Journal of Agricultural Research. 43(1): 7 - 14. Consultado 14 dic. 2021. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1080/00288233.2000.9513403>
60. Maher Smart Agroindustries, ES. 2022. Qué es la conductividad eléctrica y su importancia en los cultivos. (en línea). Almería. s.p. Consultado may. 2022. Disponible en <https://www.maherelectronica.com/conductividad-electrica-agricultura/>
61. Mello, R.; Bonino, C. 2010. Efecto del uso de efluentes de salas de ordeño en la producción de forraje de raigrás. (en línea). Agrociencia (Uruguay). 14(3): 129. Consultado 20 abr. 2022. Disponible en <https://agrocienciauruguay.uy/index.php/agrociencia/article/view/782/812>
62. MGAP (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, UY). 2008. Manual para el manejo de efluentes de tambo. Montevideo. 128 p.

63. MGAP. DIEA (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección de Investigaciones Estadísticas Agropecuarias, UY). 2010. Anuario Estadístico Agropecuario 2010. Montevideo. 240 p.
64. _____. _____. 2017. Anuario Estadístico Agropecuario 2017. Montevideo. 214 p.
65. _____. _____. 2020. Anuario Estadístico Agropecuario 2020. Montevideo. 270 p.
66. MIEM (Ministerio de Industria, Energía y Minería, UY). 2020. Economía circular y cambio climático: El proyecto biovalor. Montevideo. 88 p.
67. Mulvaney, R. 1996. Nitrogen-Inorganic Forms. In: Sparks, D.; Page, A.; Helmke, P.; Leoppert, R.; Soltanpour, P.; Tabatabai, M.; Johnston, C.; Sumner, M. eds. Methods of Soil Analysis: Part 3 chemical methods. Madison, ASA. pp. 1123 - 1184.
68. Murphy, J.; Riley, J. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*. 27: 31 - 36.
69. MVOTMA (Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, UY). 2015. Plan de acción para la protección de la calidad ambiental y la disponibilidad de las fuentes de agua potable en la cuenca del Santa Lucía: Informe de Avances. Montevideo. 34 p.
70. Nelson, D.; Sommers, L. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks, D.; Page, A.; Helmke, P.; Leoppert, R.; Soltanpour, P.; Tabatabai, M.; Johnston, C.; Sumner, M. eds. Methods of Soil Analysis part 3 chemical methods. Madison, ASA. pp. 961 - 1010.
71. Nennich, T.; Harrison, J.; VanWieringen, L.; Meyer, D.; Heinrichs, A.; Weiss, W.; St-Pierre, N.; Kincald, R.; Davidson, D.; Block, E. 2005. Prediction of manure and nutrient excretion from dairy cattle. *Journal of Dairy Science*. 88(10): 3721 - 3733.
72. Newton, G.; Bernard, J.; Hubbard, R.; Allison, J.; Lowrance, R.; Gascho, G.; Gates, R.; Vellidis, G. 2003. Managing manure nutrients through multi-crop forage production. *Journal of Dairy Science*. 86(6): 2243 - 2252.
73. Perdomo, C.; Barbazán, M. 2012. Nitrógeno. Montevideo, Udelar. 72 p.
74. Pérez, E. 2014. Salinidad en el suelo. In: Jornadas de interpretación de análisis de aguas y suelos (2014, Tenerife). Trabajos presentados. Tenerife, Servicio Técnico Agricultura y Desarrollo Rural. 9 p.

75. PGG Wrightson Seeds, UY. 2022. Rizomat: Festuca continental rizomatosa. Montevideo. s.p. Consultado may. 2022. Disponible en <https://www.pgw.com.uy/pasturas/gramineas/perennes/festuca/32/rizomat/#>
76. Raghunath, B. V.; Punnagaiarasi, A.; Rajarajan, G.; Irshad, A.; Elango, A.; Mahesh, G. 2016. Impact of dairy effluent on environment: A review. *In*: Prashanthi, M.; Sundaram, R. eds. *Integrated Waste Management in India: Status and future prospects for environmental sustainability*. Cham, Springer. pp. 239 - 249.
77. Rhine, E.; Sims, G.; Mulvaney, R.; Pratt, E. 1998. Improving the Berthelot reaction for determining ammonium in soil extracts and water. *Journal of Soil Science Society of America*. 62(2): 473 - 480.
78. Richmond, P. 2017. Aplicación de un efluente líquido de tambo sobre el suelo y la producción forrajera. (en línea). *Revista de tecnología agropecuaria*. 10(34): 46 - 49. Consultado feb. 2022. Disponible en https://inta.gob.ar/sites/default/files/aplicacion_de_un_efluente_liquido_de_tambo_sobre_el_suelo_y_la_produccion_forrajera.pdf
79. Rodríguez, M. 2020. Efluentes de tambos en Uruguay: Antecedentes bibliográficos nacionales e información generada en Uruguay. Montevideo, ONUDI-Proyecto Biovalor. 19 p.
80. Romero, J. 2005. *Lagunas de estabilización de aguas residuales*. Bogotá, Editorial Colombiana de Ingeniería. 300 p.
81. Rusydi, A. 2017. Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water: A review. (en línea). *IOP Conference Series: Earth and Environment Science*. 118: 012019. Consultado nov. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1088/1755-1315/118/1/012019>
82. Salazar, F.; Dumont, J. C.; Chadwick, D.; Saldaña, F.; Santana, M. 2007. Characterization of dairy slurry in southern Chile farms. *Agricultura Técnica*. 67(2): 155 - 162.
83. _____; Herrero, M.; Charlón, V.; La Manna, A. 2010. Slurry management in dairy grazing farms in South American countries. *In*: *Ramiran International Conference (14th, 2010, Lisboa, Portugal)*. *Treatment and use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management*. Lisboa, Cabildo de Tenerife. 4 p.

84. Sanderson, M.; Jones, R. 1997. Forage yields, nutrient uptake, soil chemical changes, and nitrogen volatilization from bermudagrass treated with dairy manure. *Journal of Production Agriculture*. 10(2): 266 - 271.
85. Saunders, O.; Fortuna, A.; Harrison, J.; Whitefield, E.; Cogger, C.; Kennedy, A.; Bary, A. 2012. Comparison of raw dairy manure slurry and anaerobically digested slurry as N sources for grass forage production. (en línea). *International Journal of Agronomy*. 2012: 101074. Consultado nov. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1155/2012/101074>
86. Simone, P. 2017. 4013UY: Determinación de fósforo total en aguas naturales y tratadas, aguas residuales domésticas e industriales. Montevideo, MVOTMA. 7 p.
87. Sosa, N.; Orcellet, J.; Gambaudo, S. 2016. Uso agronómico de residuos orgánicos de origen animal. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*. no. 23: 14 - 18.
88. Sparling, G.; Schipper, L.; Russell, J. 2001. Changes in soil properties after application of dairy factory effluent to New Zealand volcanic ash and pumice soils. *Australian Journal of Soil Research*. 39(3): 505 - 518.
89. Taverna, M. 2004. Manejo de los efluentes en sistemas lecheros pastoriles. In: Jornadas Uruguayas de Buiatría (32th., 2004, Paysandú, Uruguay). Trabajos presentados. Paysandú, Centro Médico Veterinario de Paysandú. pp. 98 - 109.
90. _____.; García, K.; Adorni, M. 2014. Procedimiento de muestro de efluentes líquidos y residuos sólidos orgánicos generados en el tambo. Santa Fe, INTA. 37 p.
91. Tillman, R.; Surapaneni, A. 2002. Some soil-related issues in the disposal of effluent on land. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 42(3): 225 - 235.
92. Villanueva, G. 2011. Nutrición del ganado: Potasio. (en línea). Argentina, s.e. s.p. Consultado abr. 2022. Disponible en https://www.produccion-animal.com.ar/suplementacion_mineral/144-potasio.pdf
93. Wallace, D.; Johnstone, P. 2010. Dairy effluent – composition, application and release. Nueva Zealand, The New Zealand Institute for Plant & Food Research. 24 p.

94. Watkins, M.; Nash, D. 2014. Dairy factory wastewaters, their use on land and possible environmental impacts – a mini review. *The Open Agriculture Journal*. 4(1): 1 - 9.
95. Yapur, M. 2011. Evaluación de un sistema de riego por aspersión de efluentes de tambo. Tesis Ing. Producción Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina. Pontificia Universidad Católica Argentina. Facultad de Ciencias Agrarias. 50 p.
96. Zaman, M.; Cameron, K.; Di, H.; Inubushi, K. 2002. Changes in mineral N, microbial biomass and enzyme activities in different soil depths after surface applications of dairy shed effluent and chemical fertilizer. (en línea). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 63: 275 - 290. Consultado 12 may. 2022. Disponible en <https://doi.org/10.1023/A:1021167211955>