

**CARACTERIZACIÓN DE LOS NUTRIENTES Y SEDIMENTOS EN LA
ESCORRENTÍA DE SUELOS ENMENDADOS CON RESIDUOS ORGÁNICOS DE
VAQUERÍA**

Por

Gerson Lisandro Ardila Sierra

Tesis sometida en cumplimiento parcial
de los requisitos para el grado de

MAESTRO EN CIENCIAS

en

SUELOS

UNIVERSIDAD DE PUERTO RICO
RECINTO UNIVERSITARIO DE MAYAGÜEZ
2009

Aprobado por:

Gustavo A. Martínez Rodríguez, Ph.D.
Miembro del Comité Graduado

Fecha

Luís R. Pérez Alegría, Ph.D.
Miembro del Comité Graduado

Fecha

David Sotomayor Ramírez, Ph.D.
Presidente del Comité Graduado

Fecha

Duane A. Kolterman Ph.D.
Representante de Estudios Graduados

Fecha

Hipólito O’Farrill, Ph.D.
Director Interino de Departamento

Fecha

ABSTRACT

Runoff with elevated phosphorus (P) and nitrogen (N) concentrations from agricultural soils contributes to surface water quality reduction. The effects of soil test P, dairy manure sludge application levels, and time after manure application with consecutive precipitation events on NO_3^- -N, total N (TN), dissolved P (DP), total P (TP) and suspended sediment (SS) concentrations in runoff were evaluated. An undisturbed soil of the Humatas clay series (*Typic Haplohumults*) under forage production (*Brachiaria decumbens*) was used. Soils with soil test P (Bray 1) in the “high” (30 to 90 mg P kg⁻¹) and “very high” (91 to 200 mg P kg⁻¹) categories were amended with a low (15.5 kg N ha⁻¹ and 5.6 kg P ha⁻¹) and a high (31 kg N ha⁻¹ and 11.2 kg P ha⁻¹) application of dairy manure sludge. The soils were subjected to consecutive rainfall simulations with 70 mm h⁻¹ intensity to produce 30 minutes of runoff. Soil moisture increased the hydrologic response time, decreased runoff nutrient concentrations, and increased runoff volumes. The NO_3^- -N and TN runoff concentrations were not affected by the soil test P level. The DP and TP runoff concentrations were higher in soils with the very high soil test P level and increased with the high manure application. Nutrients losses are higher on the first day after manure application and are highest in soils with a very high STP level. The concentrations of NO_3^- -N, TN, DP and TP on simulation days 4, 8, 15 and 45 after manure application were reduced on average 51.7, 40.0, 35.7 and 35.3%, respectively, in relation to the first day of precipitation. The soils with high soil test P levels and where manure was not applied or was applied at low levels, had similar DP and TP concentrations over time. In soils without precipitation for 30 days after manure applications the P concentrations in runoff were reduced due to the “fixation” of soil P. Manure management in agricultural soils should be guided initially by soil test P levels, manure doses of application and expected precipitation events.

RESUMEN

La escorrentía con concentraciones elevadas de nitrógeno (N) y de fósforo (P) proveniente de suelos agrícolas contribuye a la reducción en la calidad de las aguas superficiales. Se evaluaron los efectos del P extraíble en suelo, la aplicación de niveles de estiércol bovino, y el tiempo después de la aplicación con eventos consecutivos de precipitación sobre las concentraciones de NO_3^- -N total (TN), P disuelto (DP), P total (TP) y sedimentos suspendidos (SS) en la escorrentía. Se usó un suelo sin disturbar de la serie Humatas arcilloso (*Typic Haplohumults*) bajo la producción de forraje (*Brachiaria Decumbens*). Suelos con la prueba de suelo para P (Bray 1) “altos” (30 a 90 mg P kg⁻¹) y “muy altos” (91 a 200 mg P kg⁻¹) fueron enmendados con una aplicación baja (15.5 kg N ha⁻¹ y 5.6 kg P ha⁻¹) y alta (31 kg N ha⁻¹ y 11.2 kg P ha⁻¹) de estiércol bovino de vaquería. Los suelos fueron sometidos a consecutivas simulaciones de lluvia con una intensidad de 70 mm hr⁻¹ para producir 30 minutos de escorrentía. El aumento en la humedad del suelo aumentó el tiempo de la respuesta hidrológica, disminuyó las concentraciones de nutrientes e incrementó el volumen de escorrentía. No hubo efecto del P extraíble en las concentraciones de TN y NO_3^- -N en escorrentía. Las concentraciones de DP y TP en escorrentía fueron mayores en los suelos con nivel muy alto de P extraíble y se incrementaron con la aplicación alta de estiércol. Las pérdidas de nutrientes son mayores en el primer día después de la aplicación del estiércol bovino y aun más en suelos con un nivel muy alto de P extraíble. Las concentraciones de NO_3^- -N, TN, DP y TP en los días 4, 8, 15 y 45 después de la aplicación se redujeron en promedio 51.7, 40.0, 35.7 y 35.3% , respectivamente, respecto al primer día de precipitación. Los suelos con nivel alto de P extraíble sin enmienda o con la dosis baja de aplicación del residuo orgánico, tuvieron concentraciones de DP y TP en escorrentía similares a través del tiempo. Las concentraciones de P en la escorrentía se redujeron debido a la “fijación” de P en suelo en suelos sin precipitación por un periodo de 30 días posterior a la aplicación. El manejo del estiércol bovino en suelos agrícolas debe guiarse inicialmente por el P extraíble, niveles de aplicación de estiércol y por las expectativas de precipitación.

A Dios
La gracia divina que hace posible mi vida

A mis hijos
Daniel Fabian y Christian David
La fuerza que rige mis sentimientos y mis acciones

A mi esposa
Mila
La compañera, amiga y cómplice que Dios me puso en el camino de la vida

A mis padres
La base de lo que soy y la solidez para enfrentar cada reto que se presenta

A mis hermanos
Siempre dispuestos y atentos a mi vida y mis necesidades

A mi abuela Etelvina, Edilberto, tíos y primos
Nunca dejan de apoyarme y desearme lo mejor

A mi abuelita Ligia, Hebelito, Lucho y Fabian
Quienes desde el cielo me guían y cuidan

AGRADECIMIENTOS

Al doctor David Sotomayor Ramírez por su enseñanza, confianza y amistad, por el tiempo que dedico a mi desarrollo académico y personal.

A los doctores Gustavo Martínez, Luis Pérez Alegría, Miguel Muñoz, Raúl Macchiavelli y Edwin Más, por su apoyo ofrecido para hacer cada vez un mejor trabajo, sus consejos siempre oportunos.

Al financiamiento de USDA-CSREES Grant No. 2005-34135-15918 in Tropical/Subtropical Agricultural Research.

A la doctora Sandra Ríos por su amistad incondicional, consejos y apoyo en todo sentido, y al patrocinio de Pedro Ardila en varios momentos importantes y cruciales.

A Ronald Dorcinvil, Milagro Corbacho, Alexander Recaman, Ángel Domenech, Alexis Tirado, Jacqueline Vega, Emanuel Feliciano, Roy Ruiz, Leonel Cruz, Ixia Áviles y Cristian Villalta, por su ayuda en los trabajos de campo y laboratorio a lo largo de la investigación.

A Jose Luis y Onilda por su gran esfuerzo y dedicación en los trabajos de laboratorio desarrollados en Río Piedras. A Miguel Vasquez por su apoyo técnico y disposición para ayudarme a resolver los contratiempos.

A Evelyn Roselló y Gloria Aguilar por su ayuda, comprensión, amistad y dedicada labor en la logística general de la investigación y de mi vida académica y de igual forma a Héctor Pino por su disposición.

A todos los trabajadores de la Finca Alzamora, en especial a Eduardo Badillo por su disposición en los trabajos de campo, su ayuda incondicional y amistad ofrecida.

A los señores Carlos Torres, José Noriega y Rafael Borges por su apoyo a los trabajos de investigación, por abrirme la puerta de sus fincas y por la confianza depositada y la disposición incondicional, a los trabajadores de cada una de las fincas en San Sebastián e Isabela por su ayuda y amistad.

A todas las personas que de una u otra forma colaboraron en el desarrollo de esta investigación y de mi vida en la Universidad de Puerto Rico.

A mis antiguos compañeros de trabajo y desarrollo académico, a Camagüey S.A., Cenipalma y a la Universidad Nacional de Colombia quienes son parte fundamental de mi formación, valores y responsabilidad adquiridos.

TABLA DE CONTENIDO

LISTA DE CUADROS	ix
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE ANEXOS	xiv
INTRODUCCIÓN.....	1
OBJETIVOS.....	4
1 REVISIÓN DE LITERATURA	5
1.1 Los nutrientes sobre la calidad del agua	5
1.2 Impacto ambiental de la ganadería de leche	7
1.3 Dinámica de los nutrientes en el suelo y la aplicación de residuos orgánicos.....	10
1.4 Estudios de P en escorrentía	14
2 MATERIALES Y MÉTODOS	21
2.1 Selección de la vaquería y preparación del sistema de información geográfico	21
2.2 Caracterización de suelos.....	22
2.3 Cajas de escorrentía y colección de las secciones de suelo y pastura.....	23
2.4 Muestreo de agua de la charca de retención	26
2.5 Simulador de lluvia	26
2.6 Simulaciones de lluvia	29
2.7 Diseño experimental	30
2.8 Simulaciones con y sin cobertura vegetal y la concentración de nutrientes y sedimentos en la escorrentía.	32
2.9 Efecto de la enmienda, las dosis, el análisis de suelo y el lapso de tiempo después de la aplicación sobre la concentración de nutrientes y sedimentos en la escorrentía....	32

2.10	Efecto de los tratamientos y la lluvia simulada en el P extraíble del suelo.	33
2.11	Evaluación del grado de saturación del suelo antes y después de las simulaciones	33
3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	36
3.1	Caracterización de la finca.....	36
3.2	Variables hidrológicas	37
3.3	Evaluación del P extraíble inicial	41
3.4	Efecto de la cobertura vegetal en la pérdida de nutrientes y sedimentos.....	44
3.5	Efecto de la aplicación de residuos orgánicos en la pérdida de nutrientes y sedimentos.....	49
3.5.1	Análisis por la aplicación de diferentes dosis de residuos orgánicos	49
3.5.2	Análisis de las fracciones de P encontradas en escorrentía por efecto de la aplicación de diferentes dosis de residuos orgánicos de vaquería y suelos con diferentes niveles de P extraíble	58
3.5.3	Análisis de la masa de P y sedimentos encontradas en escorrentía por efecto de diferentes niveles de P extraíble en el suelo	61
3.5.4	Análisis en el tiempo por efecto de la aplicación del residuo orgánico.....	64
3.5.5	Análisis del P disuelto (DP) de acuerdo al nivel P extraíble del suelo para dos diferentes trancursos de tiempo entre la aplicación del residuo orgánico y el primer evento de lluvia simulada.....	72
3.5.6	Análisis del P extraíble del suelo (Bray 1) por efecto de los tratamientos y la lluvia simulada.....	75
3.5.7	Análisis de los valores críticos ambientales	78

3.6	Grado de saturación de P por efecto de los tratamientos y la lluvia simulada.....	79
4	CONCLUSIONES.....	83
5	RECOMENDACIONES	86
6	REFERENCIAS	87
	ANEXOS	105

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Condiciones hidráulicas para intensidad de $70 \text{ mm} \cdot \text{hr}^{-1}$	28
Cuadro 2. Identificación de las bandejas de escorrentía de acuerdo al diseño experimental.....	30
Cuadro 3. Características de los nutrientes aplicados en la enmienda con residuos orgánicos de la vaquería.	33
Cuadro 4. Análisis de suelo por predios en la vaquería, previo a las simulaciones.	37
Cuadro 5. Relación de los parámetros hidrológicos y los tratamientos	40
Cuadro 6. Análisis de varianza para el efecto de la cobertura en las concentraciones de nutrientes y sedimentos en escorrentía.	45
Cuadro 7. Efecto de la cobertura (con y sin pasto) en el transporte de nutrientes y sedimentos por escorrentía.....	45
Cuadro 8. Análisis de varianza para el efecto de la cobertura en las fracciones de P y en la descargas de DP, TP y SS en escorrentía.....	48
Cuadro 9. Efecto de la cobertura vegetal en las fracciones de P y en las descargas de P y SS en escorrentía.....	48
Cuadro 10. Análisis de varianza para los niveles de P extraíble, la aplicación de residuos orgánicos y el tiempo después de la aplicación en las concentraciones de nutrientes y sedimentos en escorrentía.	50
Cuadro 11. Análisis de varianza del efecto de la prueba de suelo en las fracciones de P encontradas en escorrentía para el total de los datos.	59
Cuadro 12. Efecto de la prueba de suelo en las fracciones de P en escorrentía.	59

Cuadro 13. Análisis de varianza del efecto de la prueba de suelo y de la aplicación de diferentes dosis de residuo orgánico de vaquería en la descarga de masa de P y sedimentos en escorrentía.	61
Cuadro 14. Determinación de las concentraciones de DP en escorrentía en función del tiempo para diferentes niveles de P extraíble.	74
Cuadro 15. Relación entre las concentraciones de DP y TP en escorrentía y la prueba de suelo Bray 1 al inicio y al final del experimento.	76
Cuadro 16. Análisis de varianza para el efecto de la época, el nivel de P extraíble y la aplicación del residuo orgánico en el índice de saturación de P y el grado de saturación de P.	80
Cuadro 17. Efecto del tiempo, el nivel de P extraíble y la aplicación del residuo orgánico en el grado de saturación de P.	80

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica del lugar de muestreo (ArcGIS 9.2).....	21
Figura 2. Suelos y predios con y sin aplicación de desechos animales en vaquería de Carlos Torres, San Sebastián, PR (ArcGIS 9.2).	22
Figura 3. Identificación de los niveles de P extraíble en el suelo de la vaquería.	23
Figura 4. Bandejas de escorrentía (Modificado del original descrito).	24
Figura 5. Simulador de lluvia.	27
Figura 6. Montaje del experimento.	28
Figura 7. Relación entre la humedad antecedente del suelo y el tiempo de inicio de la escorrentía a una intensidad de $70 \text{ mm}\cdot\text{hr}^{-1}$	38
Figura 8. Relación entre la humedad antecedente del suelo y los días de simulación de lluvia después de la aplicación de la enmienda. * Valores que presentan diferencias significativas ($P<0.05$).	39
Figura 9. Distribución relativa de la prueba de suelo de P (Olsen) para muestras antes de simulaciones, de acuerdo a la susceptibilidad a la pérdida de P en escorrentía.	41
Figura 10. Distribución relativa de la prueba de suelo Bray 1 P para muestras antes de simulaciones, de acuerdo a la susceptibilidad a la pérdida de P en escorrentía.	42
Figura 11. Correlaciones lineales para P extraíble por el método Olsen y Bray 1.	43
Figura 12. Extracción de P con Bray 1 para las diferentes áreas de muestreo antes de las simulaciones.....	43
Figura 13. Relación entre las concentraciones de DP y TP en la escorrentía.	49
Figura 14. Efecto de la aplicación de enmienda y el análisis de suelo sobre las concentraciones de NO_3^- -N en escorrentía.	52

Figura 15. Efecto de la aplicación de enmienda y el análisis de suelo sobre las concentraciones de TN en escorrentía.	52
Figura 16. Efecto de la aplicación de enmienda y el análisis de suelo sobre el P disuelto (DP) en la escorrentía.	54
Figura 17. Efecto de la aplicación de enmienda y el análisis de suelo sobre el P total (TP) en la escorrentía.	54
Figura 18. Efecto de la aplicación de enmienda y el análisis de suelo sobre la concentración de sedimentos en la escorrentía.	58
Figura 19. Relación entre las concentraciones de DP y TP encontradas en escorrentía para tratamientos con y sin aplicación de residuos orgánicos.	60
Figura 20. Comportamiento de la descarga de DP en escorrentía para diferentes niveles de P extraíble y aplicación de residuos orgánicos.	62
Figura 21. Comportamiento de la descarga de TP en escorrentía para diferentes niveles de P extraíble y aplicación de residuos orgánicos.	63
Figura 22. Comportamiento de la descarga de SS en escorrentía para diferentes niveles de P extraíble y aplicación de residuos orgánicos.	64
Figura 23. Efecto del tiempo y la combinación del nivel de P extraíble del suelo y la enmienda sobre las concentraciones de NO_3^- -N en escorrentía.	66
Figura 24. Efecto del tiempo y la combinación del nivel de P extraíble del suelo y la enmienda sobre las concentraciones de TN en escorrentía.	66
Figura 25. Efecto del tiempo y la combinación del nivel de P extraíble del suelo y la enmienda sobre las concentraciones de DP en escorrentía.	68

Figura 26. Efecto del tiempo y la combinación del nivel de P extraíble del suelo y la enmienda sobre las concentraciones de DP en escorrentía.	68
Figura 27. Efecto del tiempo y la combinación del nivel de P extraíble del suelo y la enmienda sobre las concentraciones de sedimentos en escorrentía.	72
Figura 28. Comportamiento de DP en escorrentía para dos diferentes lapsos de tiempo entre el primer evento de lluvia y la aplicación del estiércol.....	73
Figura 29. P extraíble del suelo antes y 45 días posterior a la aplicación del estiércol.....	76
Figura 30. Relación entre el P extraíble del suelo y el grado de saturación de P (GSPox) para suelos con y sin aplicación de residuos orgánicos.	82

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Selección de algunos estudios que han investigado el efecto del uso superficial de residuos orgánicos sobre pérdida de P en escorrentía. (Vadas et al., 2007).....	105
Anexo 2. Índices categóricos ambientales de la prueba de P en el suelo (mg kg^{-1}) para suelos de Puerto Rico. (Sotomayor-Ramírez et al., 2004).....	107
Anexo 3. Estándares de calidad de agua para Puerto Rico. (Junta de Calidad Ambiental de Puerto Rico, 2003).....	108
Anexo 4. Principales impactos ambientales de la cadena láctea (Fuente: Murgueitio, 1999).....	109
Anexo5. Clases de contaminación de procedencia no localizada (International Joint Commission, 1974, Ongley, 1997).....	110
Anexo 6. Efectos de las actividades agrícolas en la calidad del agua. (Ongley, 1997).....	113
Anexo 7. Factores que afectan la pérdida de P de cuencas agrícolas y su impacto en la calidad de los cuerpos de agua afectados. (Shigaki et al., 2006).....	115
Anexo 8. Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Ubicación de la finca muestreada.....	116
Anexo 9. Plan de manejo de nutrientes NRCS para la finca de Carlos Torres. (NRCS, 2008).....	117
Anexo 10. Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Series de Suelo de la finca muestreada.....	119
Anexo 11. Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Mapa político de la finca muestreada (división en predios).....	120
Anexo 12. (A) Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Mapa topográfico de la finca muestreada (cuadrángulo).....	121

Anexo 12. (B) Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Microcuencas en la finca según historial de aplicación de enmienda orgánica.....	122
Anexo 12. (C) Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Mapa de microcuenca dentro de cuenca del río Culebrinas con cuerpos de agua de interés.....	123
Anexo 13. Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Mapa descriptivo de la finca muestreada (cuadrángulo).....	124
Anexo 14. Proceso de recolección de muestras “intactas” de suelo y pasto en bandejas de escorrentía.....	125
Anexo 15. Muestreo de la charca de retención.....	129
Anexo 16. Determinación del coeficiente de uniformidad de riego.....	130
Anexo 17. Correlación de la humedad con TethaProbe.....	131
Anexo 18. Métodos usados en los análisis de laboratorio para la determinación de los nutrientes y sedimentos en las muestras de agua de escorrentía. (McFarland et al., 2003).....	132
Anexo 19. Análisis de la acidez del suelo antes y después del experimento.....	133
Anexo 20. Hidrogramas medios para cada tratamiento.....	134
Anexo 21. Producción relativa de un cultivo y la pérdida de P en escorrentía superficial en comparación con la categoría de la pérdida potencial de P en escorrentía por medio de la prueba de P del suelo (McDowell et al., 2002, tomado de Murray et al., 2004).....	136
Anexo 22. Relación entre las concentraciones de PP y TP encontradas en escorrentía.....	136
Anexo 23. Relación entre intervalos de tiempo con simulaciones de lluvia después de la aplicación del estiércol para el DP en escorrentía.....	137

Anexo 24. Determinación de las concentraciones de DP en esorrentía en función del tiempo para las condiciones del experimento.....	137
Anexo 25. Relación entre el DP y TP en esorrentía y el valor de P extraíble (Bray 1) de acuerdo a la aplicación del residuo orgánico.....	138
Anexo 26. Valores de Al_{ox} , Fe_{ox} y P_{ox} ($mmol\ kg^{-1}$), índice de saturación del P (ISP) y el grado de saturación de P (GSP) para el Ultisol antes y después del experimento para los diferentes tratamientos.....	139
Anexo 27. Análisis de comparación de medias para ISP antes y después del experimento, los niveles de P extraíble, la aplicación del estiércol y la interacción de todas las fuentes de variación.....	141
Anexo 28. Relación entre la prueba de suelo Bray 1 y el GSP (%) de acuerdo a la época respecto del experimento y a la aplicación de residuos orgánicos.	142
REFERENCIAS DE ANEXOS.....	143

INTRODUCCIÓN

Debe haber una disponibilidad adecuada de nitrógeno (N) y de fósforo (P) en suelos para optimizar la producción agrícola (Lora-Silva, 2001). Sin embargo, conforme aumentan las concentraciones de N y P en el suelo, aumentan también las pérdidas por escorrentía. Es por esto que algunos sistemas agrícolas han sido identificados como fuentes que degradan la calidad de los cuerpos de agua superficiales (Ongley, 1997; Parry, 1998; Sharpley et al., 1999). La agricultura intensiva y los sistemas de producción de leche vacuno son considerados fuentes no puntuales que contaminan ríos, lagos y aguas costeras con nutrientes (Bruneau, 2005). La cuantificación de las pérdidas de N y de P de sistemas agrícolas sirve para desarrollar estrategias de manejo de los nutrientes y proteger la calidad del agua.

Las concentraciones de P en la escorrentía se han relacionado en forma cuantitativa con el P extraíble cuantificado por una prueba de P en el suelo, usando los extractantes Olsen (Olsen et al., 1954), Bray 1 (Bray y Kurtz, 1945), o Mehlich-3 (Mehlich, 1984), en muchos suelos (Sims y Wolf, 1995; Frank et al., 1998). Se espera que suelos con niveles altos de P extraíble tengan altas concentraciones de P en escorrentía. Ramírez-Ávila et al. (2008) demostraron que las relaciones cuantitativas entre el P extraíble y el P en escorrentía varían debido al contenido de la materia orgánica del suelo, cobertura vegetal, la humedad del suelo y la aplicación de enmiendas. Así se hace necesario enfatizar el estudio a fondo del efecto de la cobertura vegetal, el uso de diferentes dosis de enmienda orgánica (estiércol vacuno) y desarrollar relaciones cuantitativas específicas entre la prueba de P del suelo y las concentraciones en la escorrentía analizando el efecto del tiempo después de la aplicación y logrando identificar el efecto de la dilución y desorción de P en el suelo.

Uno de los sistemas agrícolas de mayor importancia económica en Puerto Rico es el de la producción de leche (ETS, 2005). En la mayoría de granjas lecheras el estiércol líquido de la charca de retención se aplica a los predios según programas de manejo del USDA-NRCS basado en los niveles de extracción de N por el cultivo. Se utiliza un sistema de riego a presión aéreo con el que se distribuye el estiércol proveniente de la charca de oxidación a puntos de aspersión, en su mayoría ubicados en zonas altas. A pesar que en la práctica los agricultores no realizan una evaluación del P extraíble del suelo y tampoco hay una forma adecuada de evaluar la disponibilidad de N en suelos, existe evidencia científica que indica que áreas que reciben aplicaciones de residuos orgánicos tienen un mayor nivel de P extraíble y así una mayor susceptibilidad a la pérdida de P en escorrentía (Martínez et al., 2002; McDowell y Sharpley, 2003; Torres, 2005; Sotomayor-Ramírez y Martínez, 2006)

Inmediatamente después de la aplicación de las fuentes de P, las concentraciones de P en escorrentía son máximas y decrecen con el tiempo, ya que el P aplicado al suelo interactúa con las superficies coloidales del suelo y se convierte en formas menos solubles por procesos de adsorción y precipitación (Edwards y Daniel, 1993a). Otro factor que reduce la concentración en escorrentía a través del tiempo es la remoción de P asociada a la erosión de sedimentos enriquecidos, en donde el P particulado se pierde ya que se encuentra adherido a las partículas de suelo. Otros factores que influyen en la reducción de las concentraciones a través del tiempo son la presencia de tasas de infiltración bajas, por ejemplo en suelos arcillosos, que conducen a la remoción consecutiva del material superficial enriquecido, y suelos con historial de aplicación de residuos orgánicos que puede impedir la fijación de P en el suelo y liberar P previamente fijado.

Varias investigaciones han desarrollado experimentos de lluvia simulada sobre áreas agrícolas para cuantificar concentraciones y las pérdidas de nutrientes en escorrentía (Anexo 1), pero las variables independientes son difíciles de controlar por la variabilidad espacial de nutrientes, las condiciones del terreno, heterogeneidad del paisaje, variación en las pendientes, el viento, la rotación del ganado y eventos naturales de precipitación (Guidry et al., 2006). Es por eso que experimentos bajo condiciones controladas son una alternativa promovida por el grupo SERA-17 (<http://www.sera17.ext.vt.edu/>) para evaluar los mecanismos que influyen sobre las concentraciones de nutrientes en escorrentía. Otros estudios publicados también han utilizado la misma metodología (Sharpley y Kleinman, 2003; Guidry et al., 2006). Kleinman (2000) propuso una prueba de suelo para estimar la capacidad máxima del suelo para adsorber el P.

En esta investigación se cuantificó la concentración de nutrientes en escorrentía de un suelo altamente meteorizado Humatas arcilloso (*Typic Haplohumuts*) (USDA-NRCS, 2007) con valores altos y muy altos de la prueba de P del suelo, enmendados con residuos orgánicos proveniente de vaquería en diferentes dosis y aplicadas en diferentes días. Se describieron los patrones de la pérdida de nutrientes identificando los efectos principales y las interacciones de los niveles de aplicación del estiércol, el lapso de tiempo entre la aplicación del estiércol y el evento de lluvia y el grado de saturación del P del suelo.

OBJETIVOS

- Cuantificar el efecto de niveles de P extraíble, niveles de aplicación de estiércol vacuno, lluvias consecutivas después de la aplicación y el tiempo entre la aplicación y la precipitación sobre las concentraciones de NO_3^- -N, N total (TN), P disuelto (DP), P total (TP) y sedimentos suspendidos (SS) en la escorrentía bajo condiciones controladas.
- Describir los mecanismos que influyen sobre las concentraciones de nutrientes y sedimentos en escorrentía por medio de la capacidad de adsorción de P.

1 REVISIÓN DE LITERATURA

1.1 Los nutrientes sobre la calidad del agua

Altos niveles de aplicación de fertilizantes, el uso de excremento animal y el uso intensivo de la tierra (ganadería intensiva, cultivos de alta producción) impactan la calidad del agua provocando contaminación con N, P y coliformes fecales (Bruneau, 2005). Altas concentraciones de nutrientes en los cuerpos de agua afecta la dinámica del fitoplancton, modifica su composición y eleva su producción (Infante, 1988). El incremento en las concentraciones de P en los cuerpos de agua superficial estimula la productividad primaria, acelera su proceso de eutroficación, reduce la concentración de oxígeno disuelto y aumenta la conversión de compuestos disueltos a formas potencialmente tóxicas que deterioran sus características físicas, químicas y biológicas (Sharpley, 1993). La degradación de la calidad del agua en lagos de E.E.U.U. es provocada por el aumento en las cargas de P que ocurren principalmente en la época de lluvia por los aportes de áreas con actividades agrícolas (Reckhow et al., 1980; Canfield y Bachmann, 1981; Edwards y Glysson, 1999; Harmel y King, 2005; Robertson et al., 2005; Vadas et al., 2007). En Puerto Rico la fuente de agua potable más importante proviene de embalses y éstos fueron construidos para la irrigación, generación de energía y control de flujo (ASLO, 2006). La escorrentía de zonas agrícolas es una fuente no puntual de importancia a los embalses (Harmel y King, 2005). Aunque no existen datos en Puerto Rico que demuestren causas y efecto entre las actividades agrícolas y la calidad del agua; algunas investigaciones han cuantificado las concentraciones en aguas de escorrentía de áreas bajo actividades agrícolas determinando si superan los valores críticos ambientales establecidos (Martínez et al., 1999; Corvera-Gomringer, 2005; Ortega-Achury, 2005; Ramírez-Ávila, 2005; Sotomayor-Ramírez et al., 2007).

Vachier (1994) sugirió que los sedimentos y la presencia de coliformes fecales altos y de las bacterias (*Streptococos*) eran las principales variables que disminuían la calidad del agua superficial en Puerto Rico. La USEPA (1986) sugirió concentraciones críticas de TP en ríos de 0.1 mg L^{-1} y de 0.05 mg L^{-1} en lagos. Corvera-Gomringer (2005) cuantificó las concentraciones de nutrientes y sedimentos en dos subcuencas del Río Grande de Añasco en Puerto Rico y encontró que las concentraciones promedio de P total fueron superiores a 0.1 mg L^{-1} , superando los valores críticos propuestos por USEPA. Martínez et al. (1999) cuantificaron los niveles de P en suelos de Puerto Rico sometidos a la aplicación de gallinaza, encontrando que un 56% de los muestreos las concentraciones de P sobrepasaron los límites críticos ambientales teóricos de la prueba de suelo (Anexo 2). De acuerdo con la Junta de Calidad Ambiental (JCA) de Puerto Rico (2006) el estándar de calidad de agua para Puerto Rico es de 1 mg L^{-1} de P total para aguas superficiales, aunque existen otros estándares de calidad de agua según el uso, para el oxígeno disuelto, coliformes fecales y totales, pH, amonio, sólidos totales y algunos metales (Anexo 3). Sotomayor-Ramírez et al. (2001) resumieron tendencias en concentraciones de P total en los ríos más importantes de Puerto Rico y encontraron que en algunos casos las concentraciones de P total en agua eran lo suficientemente altas como para promover la degradación de los ríos, atribuyendo este comportamiento a los nutrientes aportados a los cuerpos de agua desde las zonas agrícolas entre otras.

El informe ambiental de la JCA en 2006¹ evaluó el estado trófico de 19 embalses basados en las concentraciones de P total en el agua para tres ciclos de muestreo de 2 años cada uno. Los resultados demostraron que catorce eran eutróficos [promedio de P (mg L^{-1}) > 0.05]

¹ Junta de Calidad Ambiental de Puerto Rico. Informe ambiental 2006. Agua. Disponible en: http://www.gobierno.pr/JCA/Biblioteca/Publicaciones/Informe_Ambiental_2006_Pag_01

en el ciclo de 1999 a 2001, once en el ciclo de 2001 al 2003 y cinco en el ciclo de 2003 a 2005. La cantidad de embalses mesotróficos [promedio de P (mg L^{-1}) $0.05 < P < 0.03$] aumentaron a trece y sólo uno oligotrófico [promedio de P (mg L^{-1}) <0.03]². Pantoja-Agreda (2006) cuantificó las concentraciones de nutrientes en el lago Guajataca e indica que las mayores concentraciones de nutrientes fueron en verano (abril-septiembre) coincidente con el periodo inmediato y subsiguiente de altas descargas riverañas.

1.2 Impacto ambiental de la ganadería de leche

La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, por sus siglas en inglés) (2006) indica que en América tropical gran parte de los ecosistemas naturales transformados son sistemas ganaderos de pastoreo y suman en la actualidad 548 millones de hectáreas (33% de la región y 11% de las tierras agrícolas del mundo). Esto significa que el 77% de los agro-ecosistemas están destinados al pastoreo de animales domésticos con predominio de los bovinos sobre otras especies como ovinos, equinos, cabras y búfalos. Murgueitio (2003) señala que en sistemas de animales en pastoreo el pisoteo de los animales afecta en forma negativa la infiltración y percolación del agua en el suelo debido a la compactación generada (Anexo 4).

Merz et al. (2003) indican que la industria lechera ha sido identificada como una posible fuente de contaminación potencial con P a los cuerpos de agua, principalmente con organismos patogénicos y nutrientes. Chará (2002) comparó la calidad del agua para doce microcuencas en donde predominaban (i) tres coberturas vegetales; (ii) cambio de cafetales a ganaderías de

² Concentraciones categóricas establecidas por Pan American Health Organization” y la “Pan American Center for Sanitary Engineering and Environmental Sciences” (OPS/CEPIS) para lagos tropicales.

pastoreo intensivo y (iii) zonas boscosas vírgenes. Las quebradas que drenan zonas con uso ganadero presentaron mayores niveles de sólidos suspendidos, turbiedad, nitrógeno amoniacal, coliformes totales y coliformes fecales. Las concentraciones de P encontradas en el agua de cuencas en ganadería fueron 38.4% más altas que en las zonas cafeteras; en ambos casos los parámetros de calidad del agua evaluados presentaron mayores niveles que en las boscosas. Sin embargo Calle et al. (2001) describieron que en zonas de ladera, los árboles asociados a las praderas ganaderas ejercen un efecto protector adicional al retener el suelo en las pendientes, ya que poseen raíces de diferentes profundidades y retienen el suelo en forma efectiva, particularmente durante eventos de tormenta.

En Puerto Rico la industria lechera es la actividad agrícola más importante económicamente (ETS, 2005). El manejo inadecuado de desechos de animales representa un posible riesgo ambiental, debido a la potencial aportación de N y P en la esorrentía (Sutton et al., 1992). Sin embargo, Ortega-Achury et al. (2007) indicaron que una finca lechera produjo una aportación menor de nutrientes en esorrentía que una finca avícola. La aplicación de residuos orgánicos a los suelos provenientes de los animales es a menudo la única opción práctica para muchos agricultores, debido al déficit nutricional de los suelos, las razones logísticas de la granja y las dificultades económicas. Merz et al. (2003) mencionan que en algunos lugares, el incremento en la densidad poblacional de ganado lechero está agravando el problema de las fuentes de contaminación no puntual. Schreier et al. (1999) indican que la contaminación de fuentes no puntuales aumentan los problemas de contaminación de los ríos y aguas subterráneas por nutrientes.

Martínez et al. (2002) y Sotomayor-Ramírez y Martínez (2006) sugieren que la adición desmedida del estiércol a los suelos puede aumentar en el contenido nutricional (en particular el P) del suelo. Por otra parte Adema et al. (2003) mencionan que en suelos bajo pastoreo, la erosión y los procesos de escurrimiento generan cambios en las propiedades del suelo, se reduce el espesor de la zona radicular, cambia la composición del suelo por la remoción selectiva de las partículas finas, reduciendo a su vez el contenido de nutrientes y la capacidad de retención de agua, con la consecuente reducción en la producción potencial de la vegetación.

Kaimowitz (1996) relacionó directamente las actividades pecuarias de pastoreo y la contaminación del agua por fertilizantes sintéticos, uso de plaguicidas y la tala y quema de bosques y menciona que la magnitud con que este proceso se ha realizado en América Latina condujo en las décadas pasadas al señalamiento internacional de la ganadería como una gran amenaza ecológica del bosque tropical y de los cuerpos de agua. Sadeghian et al. (2001) indican que en los sistemas ganaderos de modalidad intensiva de producción de leche se encontró una reducción en la diversidad de especies vegetales y la fauna del suelo, que los incrementos en el grado de compactación por pisoteo de animales son considerables y que este fenómeno reduce significativamente la infiltración del agua, reduce la porosidad y aumenta la compactación. Murgueitio (2003) señala que la reducción de la productividad de los pastos por compactación de los suelos y el lavado de nutrientes conlleva a un incremento de consumo de los suplementos y concentrados que afectan la rentabilidad del sistema.

1.3 Dinámica de los nutrientes en el suelo y la aplicación de residuos orgánicos

El N en el suelo está sujeto a diferentes transformaciones dependiendo del compuesto nitrogenado en que se encuentre y las reacciones que pueden ser provocadas por algún proceso físico-químico. La integración de una fuente orgánica de N al suelo causa que se mineralice y parte del N es inmovilizado y eventualmente incorporado a la materia orgánica del suelo. En cuanto a la parte inorgánica de N, el amonio es retenido en las partículas coloidales del suelo, y una porción del NH_4^+ se nitrifica. El nitrato tiene mayor probabilidad a que se pierda por lixiviación y escorrentía superficial. Además el nitrato puede convertirse a formas gaseosas por la denitrificación donde N_2 y N_2O son liberados a la atmosfera. Ocurre un proceso similar con el amonio cuando se convierte en gas amoníaco (NH_3) y regresa a la atmósfera por la volatilización. El N asociado a la materia orgánica y potencialmente se puede perder por procesos erosivos (Murrel, 2003).

La prueba de P en suelos se utiliza para identificar la suficiencia o insuficiencia de la disponibilidad de P en el suelo para los cultivos. Sharpley y Smith (1991) demostraron que un enriquecimiento con P en el material erosionado de áreas con agricultura intensiva ocurre como resultado del transporte selectivo de partículas de arcilla y el P es fuertemente adsorbido. Shigaki et al. (2006) mencionan que en cualquier sistema de producción la adición de nutrientes de fertilizantes, residuos orgánicos y la labranza afectó de una forma u otra los cuerpos de agua, ya que parte de los nutrientes adicionados se pueden perder por escorrentía y ocurre transporte de sedimento por erosión. La pérdida de nutrientes asociado a sedimentos por mecanismos de adsorción alcanza mayores valores en suelos sin coberturas vegetativas sobre el suelo que en áreas con cobertura (Adema et al., 2003).

El método por el cual una fuente de P es aplicada influye sobre la pérdida de P en escorrentía (Romkens et al., 1973; Mueller et al., 1984; Zhao et al., 2001). Kleinman et al. (2002) afirman que la forma en que los desechos orgánicos de animales son dispuestos en el suelo inciden en la pérdida de nutrientes por escorrentía. Un material incorporado puede favorecer la pérdida a través del movimiento de las partículas de suelo y la aplicación superficial expone a que los nutrientes se pierdan en escorrentía. Tabbara (2003) indica que la aplicación de fuentes de P en el suelo aumentó las concentraciones de sedimentos suspendidos en escorrentía después de 24 horas, pero las descargas de masa no fueron afectadas y las pérdidas de DP y TP se redujeron entre un 30 y un 60% para la fuente inorgánica y el estiércol, respectivamente. Los autores atribuyeron este fenómeno a la incorporación del P en las zonas de intercambio “suelo-planta” por efecto de las labores de labranza mínima del lugar donde se aplicó el estiércol líquido que obligan a que el P disponible sea usado por el cultivo y se reduzca sus concentraciones en escorrentía. Fierer y Gabet (2002) indican que una mayor tasa de infiltración disminuye las pérdidas de nutrientes por escorrentía aún cuando el suelo sea sometido a aplicaciones de residuos orgánicos, el pisoteo del ganado y el uso de pasturas someras inciden en la disminución de la infiltración y el consecuente aumento de la escorrentía y movimiento superficial de los nutrientes aplicados. Sharpley (2003) encontró que la aplicación de estiércol bovino, gallinaza y estiércol de cerdo no generó aumentos en el P extraíble, si los suelos son sometidos a un programa de arado que distribuya el P disponible en el perfil del suelo a causa de cultivos permanentes o sin labranza que han acumulado P en la capa superficial.

A pesar de su potencial como fuente de nutriente orgánico la aplicación de estiércol en exceso causa una sobrecarga de nutrientes en el suelo, en especial del P (Torres, 2005).

Sotomayor-Ramírez y Martínez (2006) reportaron que la mayoría de los suelos agrícolas, con valores de pH menores de 7 y con un historial de uso de fertilizantes inorgánicos no tenían niveles de P extraíble en el suelo que fueran preocupantes. En contraste, una gran parte de áreas muestreadas que recibían residuos orgánicos, tenían concentraciones de P en exceso respecto a los valores críticos agronómicos y categorías ambientales (Torres, 2005; Martínez et al., 2002). Se estima que en Puerto Rico las industrias intensivas de producción pecuaria (leche, carne y pollo) generan desechos orgánicos en forma de estiércol y gallinaza, y se disponen al aplicarlas a los suelos en altos niveles excesivos en áreas pequeñas localizadas (Martínez et al., 2002).

Sharpley et al. (1992) concluyeron que el transporte de partículas de suelo químicamente enriquecidas con P contribuye entre 60 y 90% del P transportado por escorrentía superficial en suelos cultivados, pero en suelos con alto porcentaje de cobertura vegetal la fracción de P predominante en la escorrentía es el P disuelto (DP). Ramírez-Ávila et al. (2005) cuantificaron las pérdidas de P y sedimentos de un complejo Ultisol – Oxisol sometido a simulaciones de lluvia y encontraron que el 80% de la concentración total de P en la escorrentía fue DP. El aumento en la humedad antecedente del suelo redujo la concentración de DP y aumentó las concentraciones del P particulado (PP) y de sedimentos suspendidos (SS). El contenido de materia orgánica y el porcentaje de cobertura vegetal incrementaron las concentraciones de TP y DP en la escorrentía. Sotomayor-Ramírez et al. (2007) concluyeron para dos suelos de Puerto Rico (Oxisol y Ultisol) sometidos a la aplicación de estiércol de vaquería y a simulaciones de lluvia, que las concentraciones de PP fueron las más altas en los eventos de escorrentía más cercanos a la aplicación del estiércol (un día después), y las concentraciones más altas de P en escorrentía se obtuvieron en el primer evento de lluvia en donde la fracción PP es la más alta.

Los residuos orgánicos de la vaquería tienen baja proporción de N:P y si las aplicaciones se hacen para satisfacer los requisitos de N, es común que se acumule P en el suelo y que eventualmente ocurra un exceso en los niveles del P extraíble por encima de los niveles críticos agronómicos. Las altas concentraciones de P en suelo se relacionan con las concentraciones elevadas de P en la esorrentía, que podría influenciar negativamente la calidad del agua superficial (Schroeder et al., 2004). Djodjic et al. (2004) concluyeron que en adición a las pérdidas por esorrentía, la infiltración incrementa la lixiviación de P, aunque son pérdidas usualmente menores que las que ocurren mediante esorrentía. Las pérdidas en la infiltración pueden variar considerablemente con los contenidos de P en el suelo, siendo mayores en los suelos con altos niveles de P (Sharpley et al., 1999).

McDowell y Sharpley (2003) indican que las pérdidas de nutrientes por esorrentía en suelos con aplicación de residuos orgánicos líquidos, provenientes de charcas de retención, son influenciados por la humedad del suelo ya que el residuo orgánico aplicado en cantidades que excedan la tasa de infiltración forma parte de la esorrentía superficial. Otro factor importante es el nivel de aplicación de la enmienda orgánica ya que a una mayor tasa de aplicación del estiércol está relacionada con mayores concentraciones de DP y TP en la esorrentía, atribuido a la alta concentración de P soluble que se encuentra en el estiércol. Las concentraciones de DP y TP en esorrentía son mayores en eventos cercanos a la aplicación de la enmienda orgánica y disminuyen a medida que los eventos de precipitación ocurren en un periodo de tiempo más amplio respecto de la enmienda (Kleinman y Sharpley, 2003; DeLaune, 2004; Kleinman et al., 2006). La reciente aplicación de enmienda orgánica puede alterar la relación entre la prueba de P del suelo y la concentración de P en la esorrentía, indicando que bajo esta circunstancia, el periodo de aplicación de la enmienda debe ser considerado para interpretar la pérdida potencial

de P en la escorrentía a partir del valor de la prueba de P del suelo (Ramírez-Ávila, 2005). Sotomayor-Ramírez et al. (2007) en el estudio de la pérdida de nutrientes en Oxisoles y Ultisoles enmendados con residuos orgánicos de vaquería concluyeron que las pérdidas de NO_3^- -N y TN en escorrentía son mayores en suelos que se someten a enmienda orgánica que en suelos sin enmienda y que las pérdidas de DP y TP son mayores en suelos con niveles altos de P extraíble. Además los autores reportaron que el primer evento de escorrentía fue el de mayores pérdidas de nutrientes para suelos con un nivel de P extraíble alto y con la aplicación del residuo orgánico, las concentraciones de nutrientes de los suelos que no se sometieron a la enmienda no presentaron variabilidad en el tiempo.

1.4 Estudios de P en escorrentía

La contaminación de aguas por fuentes no puntuales es el resultado de múltiples mecanismos en donde los contaminantes no tienen un punto claro de ingreso en los cursos de agua que los reciben (Anexo 5). Por el contrario, la contaminación procedente de fuentes puntuales está asociada a las actividades en que los contaminantes provienen de puntos específicos e identificados en las que se pueden fácilmente cuantificar y controlar como por ejemplo, cañerías de descarga.

La caracterización de la escorrentía de suelos agrícolas como una fuente no puntual de contaminación de los cuerpos de agua (Anexo 6) ha dado base para realizar estudios para evaluar los factores del suelo relacionados a la fuente y al transporte que afectan la pérdida de P (Anexo 7) (Lemunyon y Gilbert, 1993; Sharpley et al., 1996; Gburek y Sharpley, 1998; Frossard et al., 2000; Kleinman et al., 2002). Los factores importantes de la fuente incluyen la concentración de P en el suelo, nivel de aplicación, método de aplicación y cronograma de las

adiciones de P, y las características inherentes de la fuente y de las enmiendas minerales (Kleinman, 2000). Kleinman et al. (2002) demostraron que el P orgánico e inorgánico extraíble en agua de estiércol se puede utilizar para evaluar el potencial de pérdida de P en la escorrentía. Ramírez-Ávila (2005) indica que los factores importantes que influyen en el transporte de nutrientes incluyen la humedad del suelo, la pendiente, la cobertura vegetal y la lámina de escorrentía, Ramírez-Ávila además reportó, que la concentración de TP y DP en la escorrentía decrecieron mientras aumentó el volumen y la duración de un evento de escorrentía, el tiempo total y la lámina de un evento de lluvia. Las pérdidas totales de P de un suelo dependen de la concentración de P en la escorrentía y del volumen del flujo superficial (Sotomayor-Ramírez et al., 2003).

Sotomayor-Ramírez et al. (2004) estudiaron la susceptibilidad de suelos de Puerto Rico a la pérdida de P, utilizando los extractantes Olsen, Bray 1 y Mehlich 3; encontraron relaciones significativas con las concentraciones de P en escorrentía y lograron establecer los índices categóricos ambientales de las tres pruebas de P en suelos de Puerto Rico (Anexo 2). Diferentes investigaciones han evaluado la relación entre los niveles de susceptibilidad del suelo a las pérdidas de P y las concentraciones en escorrentía de acuerdo al coeficiente de extracción de P (CEP). El CEP corresponde a la pendiente de la ecuación regresora entre los valores de la prueba de suelo y las concentraciones encontradas en escorrentía. Según Sharpley (1993), la fracción disuelta de P (DP) es la porción de P inmediatamente disponible para la biota acuática y una fuente secundaria es la fracción particulada (PP) que se obtiene de la diferencia entre el P total y el P disuelto. Sharpley (1985) reportó que la concentración de DP en la escorrentía proviene de la liberación de P de una zona con espesor fino de la parte superficial del suelo. Otra importante variable de P en el flujo de agua superficial que es

estudiado es la razón de enriquecimiento de P (REP) que corresponde a la relación entre la fracción particulada de P y el P total (Ramírez-Ávila et al., 2005).

Fraser et al. (1999) cuantificaron la escorrentía bajo condiciones de campo, y reportaron un aumento en la erosión y un aumento en la concentración de P en escorrentía en función del incremento en la intensidad de la lluvia. En contraste, Edwards y Daniel (1993a) encontraron que con mayor intensidad de la lluvia las concentraciones de P y N en escorrentía se reducían, pero las cantidades ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) aumentaron en suelos enmendados con estiércol de aves de corral. Sharpley (1995) utilizó la técnica de simulaciones de lluvia bajo techo y cajas con suelo para evaluar la relación entre el P extraíble y el P disuelto (DP) en la escorrentía de los suelos enmendados con estiércol de aves de corral. El autor encontró que el P extraíble por Mehlich-3 se correlacionó fuertemente a las concentraciones de DP en la escorrentía superficial, pero concluyó que una sola relación no podría describir la pérdida de P del suelo, puesto que la pendiente de la relación varió entre tipos de suelo. Su estudio no estableció una relación directa de la pérdida del DP en escorrentía entre el campo y las condiciones controladas.

Kleinman et al. (2002) reportaron concentraciones de TP en escorrentía de 0.9 a 22 mg P L⁻¹ para suelos enmendados con estiércol de ganado y de 13.1 a 22.4 mg P L⁻¹ para suelos enmendados con gallinaza, bajo condiciones de lluvia simulada sobre cajas con suelo. Kleinman et al. (2004) evaluaron la escorrentía superficial en parcelas de forraje (1 m de ancho por 2 m de largo) en campo y en cajas de escorrentía descubiertas con un suelo Ultisol disturbado (0.2 m de ancho por 2 m de largo) con pendientes similares. Los autores reportaron mayores pérdidas de TP en escorrentía en las cajas comparadas con las parcelas, debido a la

menor infiltración del agua y mayor escorrentía superficial y erosión en las cajas. Los autores concluyeron que a pesar las diferencias, estudios con parcela de suelo o cajas de escorrentía proporcionarían las estimaciones razonables de las pérdidas de P en escorrentía superficial. Zheng et al. (2004) condujeron experimentos con suelo en cajas de escorrentía equipadas para regular la humedad antecedente y para simular el agua infiltrada o aportada por capilaridad. Sus resultados señalaron diferencias en la pérdida de nutrientes en suelos saturados y no saturados, concluyendo que hubo una reducción en las pérdidas por escorrentía en la medida que la infiltración fue mayor. Vadas et al. (2005) demostraron que a través de un coeficiente de la extracción simple de P se puede observar la relación entre el P en el suelo con el P disuelto en escorrentía, para una gama de suelos con diversas características hidrológicas y diferentes practicas de manejo. Esta información es útil para el modelamiento de la calidad del agua.

Kleinman et al. (2006) evaluaron las pérdidas de nutrientes en áreas altas y bajas en el paisaje que a su vez tenían diferencias en la infiltración y estado de humedad del suelo. Los autores encontraron que las parcelas en áreas altas en el paisaje tenían una mayor tasa de infiltración, mayor volumen de escorrentía, menor tiempo de respuesta y mayor pérdida totales de nutrientes que en las áreas bajas. Sus resultados mostraron las limitaciones de extrapolar los resultados de las simulaciones de lluvia para predecir las pérdidas de nutrientes de zonas agrícolas, ya que se observan diferencias significativas entre zonas relativamente cercanas y con condiciones generales similares que impiden diferenciar las variables que provocan las diferencias diferentes a la posición sobre en el paisaje.

Guidry et al. (2006) utilizaron simulación de lluvia para evaluar la relación entre el P extraíble y la concentración de TP en la escorrentía superficial de un Molisol de Dakota del

Sur. Las cajas de escorrentía tuvieron consistentemente mayor escorrentía que las parcelas en campo, lo que se pudo atribuir al uso de suelo disturbado el cual se erosiona con mayor facilidad. Sin embargo, no hubo diferencias significativas entre las concentraciones de TP en escorrentía en las simulaciones en campo y en las cajas de escorrentía. El estudio de Guidry evidenció la eficacia del NPRP (National Phosphorus Research Project) para evaluar las pérdidas de TP por escorrentía y las relaciones con la prueba de suelo para P. Así mismo en Puerto Rico, Martínez et al. (2008) utilizó simulaciones de lluvia para evaluar el efecto de la cobertura vegetal en las variables hidrológicas y la concentración de nutrientes y sedimentos en el agua de escorrentía para simulaciones sobre cajas con suelo desnudo y con cobertura vegetal ($\geq 80\%$) encontrando que las concentraciones de sólidos suspendidos, TP y TKN fueron significativamente mayores con suelos desnudos, así como significativamente menor el tiempo de escorrentía (tiempo entre el inicio de la lluvia y el inicio del flujo de escorrentía) que para los suelos bajo cobertura vegetal. En suelos de Puerto Rico Smith y Abruña (1955) estudiaron las pérdidas de sedimentos para suelos desnudos y con cobertura mayor del 98%, encontrando que el volumen de escorrentía para suelos cubiertos presentaba una reducción del 61% respecto a los suelos desnudos y que las pérdidas de sedimentos disminuyeron hasta en un 98%.

Varias investigaciones han evaluado las pérdidas potenciales de P del suelo mediante la determinación del grado de saturación de P (GSP). Tisdale et al. (1993) indicaron que la capacidad de adsorción de P (CAP) de suelos es una característica finita que varía según el contenido de arcilla, la mineralogía de la arcilla, el contenido de materia orgánica, las concentraciones intercambiables de Al, Fe, Ca y el pH del suelo. El GSP está definido como la porción de los sitios de adsorción del suelo disponibles para retener P (Sharpley, 1995), según:

$$\text{GSP (\%)} = [\text{P adsorbido (mg kg}^{-1}\text{)}/\text{CAP (mg kg}^{-1}\text{)}] 100 \quad (1)$$

La determinación del GSP de un suelo es dependiente de los métodos usados para medir el P extraíble y la capacidad máxima potencial para adsorber el P (CAP), y en la ecuación usada para calcular el GSP ya que existen diferentes determinaciones que varían en la proporción de la CAP ocupada por P. La CAP de suelos se puede determinar a partir de los valores máximos de adsorción de las isothermas de adsorción. (Sharpley, 1995). Otra forma de estimar el CAP es usando el índice de saturación de P (ISP) debido a que el procedimiento de isothermas de adsorción consume tiempo y es tedioso (Bache y Williams, 1971; Mozaffari y Sims, 1994).

En suelos ácidos la fijación de P ocurre principalmente por las formas reactivas de Al y Fe; estas formas reactivas de Al y Fe son las que se pueden extraer de las muestras de suelo con una solución de ácido oxálico y oxalato de amonio. La extracción con ácido oxálico no se considera adecuada para los suelos alcalinos o calcáreos, porque el ácido oxálico precipita el Ca durante la extracción del oxalato y cambia el pH de la mezcla cuando reacciona con los carbonatos (Loeppert e Inskeep, 1996). Las extracciones con Mehlich-3 pueden también no ser apropiadas para los suelos calcáreos porque NH_4F reacciona con el CaCO_3 , formando CaF_2 , evitando que se solubilice el P (Kleinman y Sharpley, 2002). Una desventaja de la definición del GSP es que este parámetro depende de la CAP del suelo (ecuación 1), que varía de capa a capa en el perfil del suelo y que está en la mayoría de las situaciones determinadas (e.g., para los suelos arenosos no calcáreos por medio de $0.5 (\text{Al}_{\text{ox}} + \text{Fe}_{\text{ox}})$, $\alpha_m = 0.5$ es el factor de saturación). Para omitir este gravamen de la CAP y evitar el uso de isothermas de adsorción se usa el índice de saturación de P independiente (ISP), que omite el α_m , según:

$$ISP = \frac{P_{ox}}{(Al_{ox} + Fe_{ox})} \quad (2)$$

Donde el P, Al y Fe son extraídos del suelo con la solución de oxalato de amonio. La presente investigación utiliza la extracción con ácido oxalato para la determinación del grado de saturación de P (GSP) en suelos no calcáreos utilizando el ISP para obtener el valor porcentual del GSP y examinar las características de adsorción de P antes y después de someter los suelos a los tratamientos de enmienda orgánica y comparar con las concentraciones medidas en escorrentía.

Allen y Mallarino (2006) calcularon el GSP para cinco suelos de Estados Unidos sometidos a simulaciones de lluvia bajo techo y sometidos a fertilización inorgánica, utilizando tres relaciones diferentes entre el ISP y la prueba de suelo para P por Bray 1, Olsen y Mehlich 3 y los relacionó con las tasas de fertilización, el tipo de suelo y las concentraciones de DP en escorrentía. El primer índice del GSP que usó fue el $GSP_{ox} = [(P_{ox})/(Fe_{ox} + Al_{ox})]100$, que equivale al ISP calculado en este trabajo en termino porcentual. El ISP usado por los autores correspondió al punto de adsorción de P sugerido por Sims (2000) hallado por colorimetría. El segundo índice del GSP es el $GSP_{M3} = [(P_{M3})/(Fe_{M3} + Al_{M3})]100$, usando el método Mehlich 3 y el tercer índice fue $GSP_{STP} = [(STP)/(ISP + STP)]100$, que se determinó para cada STP. Al igual que el presente estudio los autores omitieron el uso del factor de saturación α_m siguiendo la recomendación de Beck (2004) ya que facilita la interpretación y comparación entre los GSP calculados en varias investigaciones.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Selección de la vaquería y preparación del sistema de información geográfico

Se seleccionó una región con alta densidad espacial de vaquerías en Puerto Rico. El municipio de San Sebastián tiene un total de 36 vaquerías, siendo el segundo municipio de mayor cantidad después de Hatillo. Se escogió una vaquería en el barrio Cidral, Carretera No.450 km 7 Int., del agricultor Carlos Torres Medina con aproximadamente 32.3 hectáreas y enmarcada dentro de la cuenca del río Culebrinas (Anexo 8). Se documentó el manejo de nutrientes en la finca por medio de visitas personales y basado en el plan de conservación preparado por USDA-NRCS (Anexo 9).

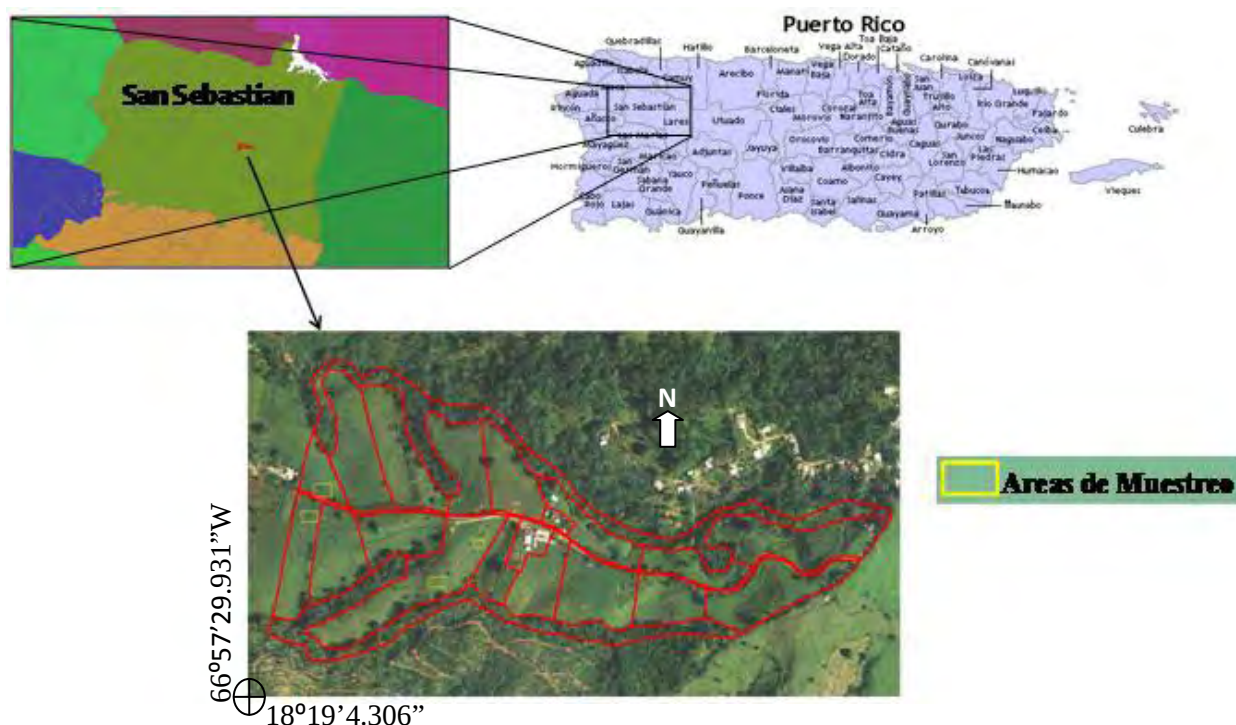


Figura 1. Ubicación geográfica del lugar de muestreo (ArcGIS 9.2).

Se realizó un levantamiento de la finca por medio de un sistema de posicionamiento global (GPS) (Trimble® GeoExplorer® GeoXT™ handheld 2005 series), y se generó un sistema de información geográfica (SIG) utilizando el programa ESRI® ArcGIS 9 – ArcMap

Versión 9.2™, donde se incluyó la información de las coberturas de suelos (series de suelos) (Anexo 10), áreas de muestreo (Figuras 1 y 2) linderos, predios, pisteros, sala de ordeño, construcciones y la charca de retención)(Anexos 11, 12 y 13).

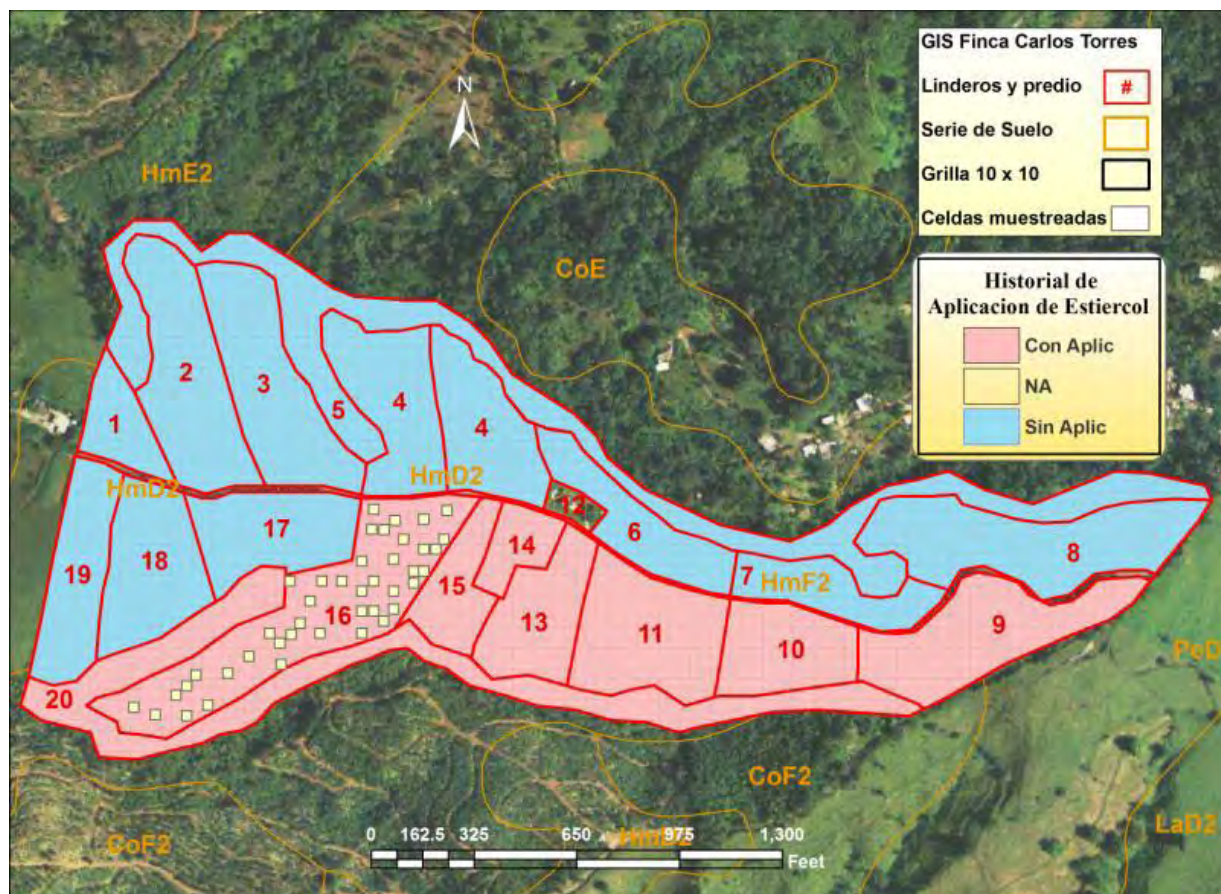


Figura 2. Suelos y predios con y sin aplicación de desechos animales en vaquería de Carlos Torres, San Sebastián, PR (ArcGIS 9.2).

2.2 Caracterización de suelos

Se realizó un muestreo de suelos en forma aleatoria en grillas con celdas de 100 m² (10 m × 10 m). Se colocó la grilla en el SIG que identificó la delineación de los predios, las series de suelo, identificación de los predios con historial de aplicación de estiércol y sin el historial de aplicación. Se muestreó el suelo a una profundidad de 0 – 10 cm en celdas correspondientes al 25% de la totalidad del área de cada predio (Figura 2, ejemplo en el predio

16) para estudiar la variabilidad de la prueba de P en las diferentes áreas (Figura 3). Las muestras se secaron al aire y el suelo se tamizó por una malla con apertura de 2 mm de diámetro. Se cuantificó el P extraíble por medio de los extractantes Bray 1 (Bray y Kurtz, 1945), Olsen (Olsen et al., 1954).

2.3 Cajas de escorrentía y colección de las secciones de suelo y pastura

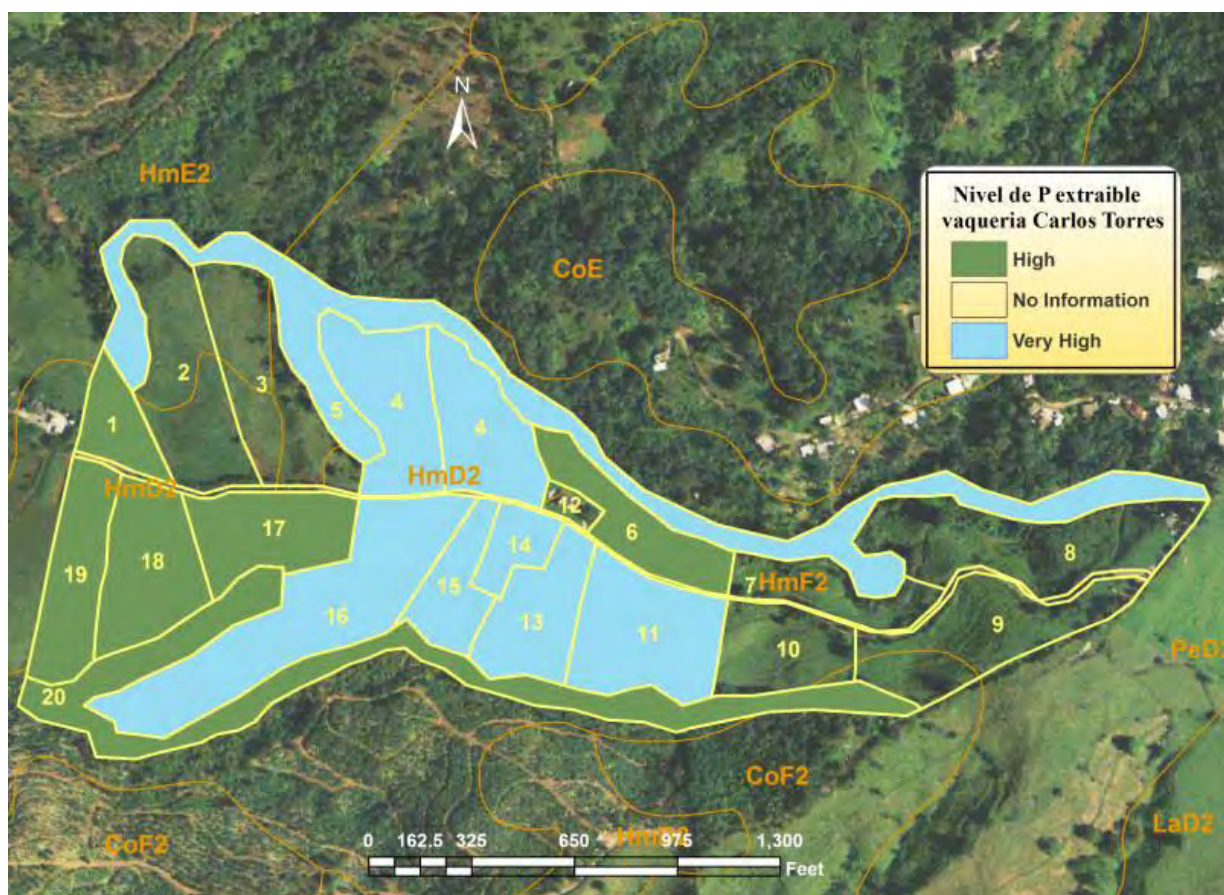


Figura 3. Identificación de los niveles de P extraíble en el suelo de la vaquería.

Se construyeron 36 cajas de escorrentía en lámina de metal galvanizada de 1 m de largo, 20 cm de ancho y una profundidad de 7.5 cm, de acuerdo a las especificaciones del NPRP (USDA-NRCS, 2001) (Figura 4). Se colectaron secciones intactas de suelo con pasto estrella (*C. nlemfuensis*) utilizando una maquina cortadora Ryan Jr. Sod Cutter, Honda de 18 pulgadas y 7 caballos de fuerza (Professional Grade, Textron Turf Care and Specialty Products

Inc. Lincoln, NE) que realiza un corte rectangular de suelo y pasto con profundidades de hasta 7.5 cm y 30 cm de ancho (Anexo 14).

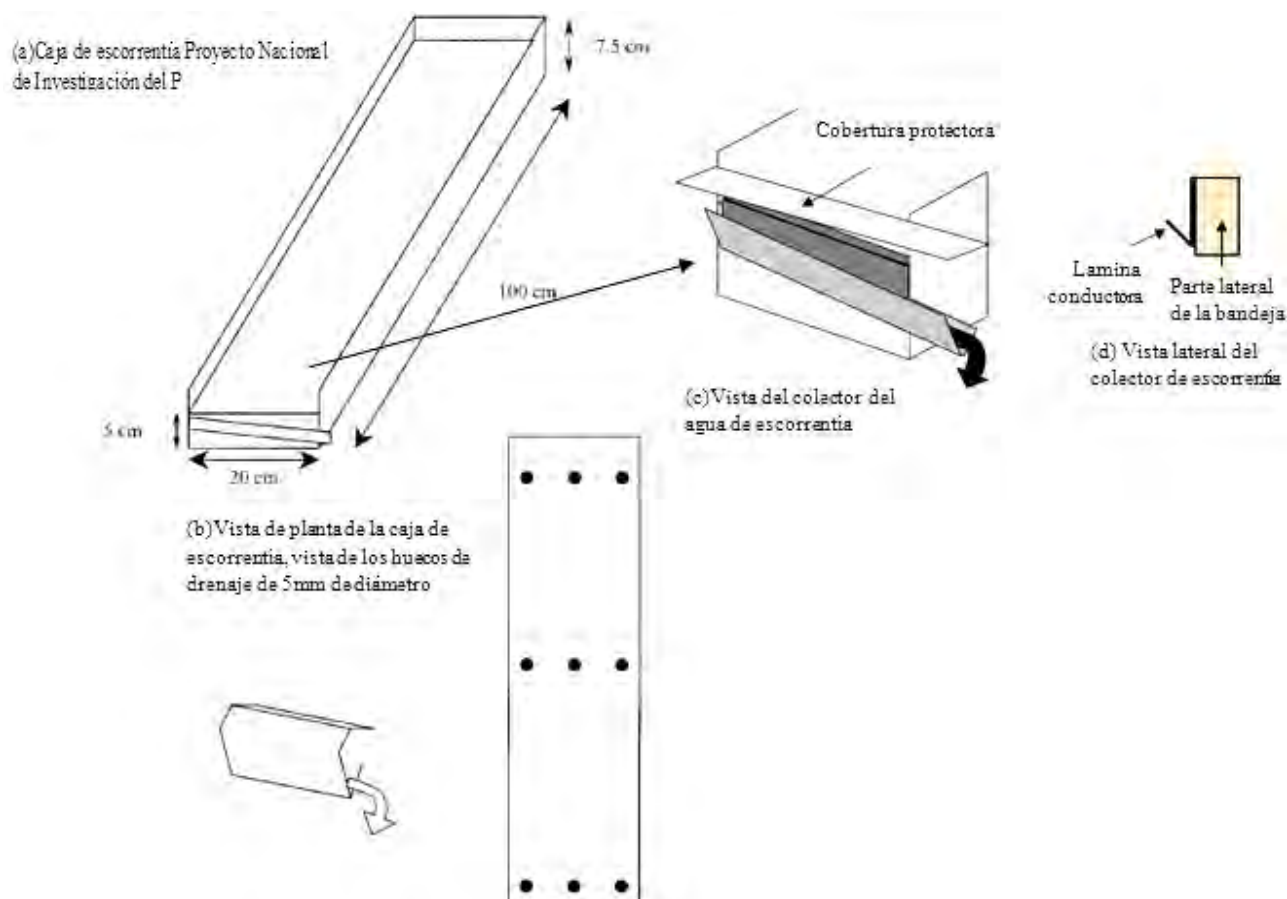


Figura 4. Bandejas de escurrimiento (Modificado del original descrito).

Según los análisis de resultados del P extraíble del suelo y el SIG de la vaquería, se seleccionó un área con aplicación de residuos orgánicos de la vaquería y un área sin aplicación y para cada área se seleccionaron dos sub-áreas con valores de P extraíble alto y muy alto, según la clasificación para P extraíble del suelo establecida por Sotomayor-Ramírez et al. (2004) (Anexo 2). Los valores en el nivel categórico muy alto se obtuvieron en las áreas con historial de aplicación y los valores en un nivel categórico alto en las áreas sin historial de

aplicación. De cada sub-área se colectaron 9 secciones para 9 cajas de escorrentía, respectivamente, para un total de 36 cajas de escorrentía.

Se recogió el material intacto de suelo y de planta y se transfirió con precaución a la caja correspondiente, así la integridad y la estructura del suelo fueron preservadas. Se tomaron muestras de suelo de cada sitio de recolección a una profundidad de 0 – 10 cm. Las muestras se secaron al aire, y se tamizaron por una malla con apertura de 2 mm de diámetro. El P extraíble se cuantificó por Bray 1 (Bray y Kurtz, 1945), y Olsen-bicarbonato (Olsen et al., 1954). El material vegetativo dentro de las cajas de escorrentía fue mantenido en un umbráculo en la Finca Alzamora de la Universidad de Puerto Rico, Recinto Universitario de Mayagüez, y regado por micro aspersión (Pin Perfect Nozzles 22 psi-0.82 gpm color verde en PVC) HummertTM International, aplicando $0.861 \text{ mm} \cdot \text{día}^{-1}$ uniformemente a todas las bandejas, hasta la iniciación del experimento, y durante el experimento sobre las bandejas que no se sometían a simulación aún o que su humedad disminuyera al punto de requerir del riego. Los análisis de laboratorio se realizaron en el Laboratorio de Química de Suelos y Agua de la Estación Experimental Agrícola de Río Piedras de la Universidad de Puerto Rico.

El pasto obtenido del campo se deterioró por fallas en el sistema de riego. Este material vegetativo fue eliminado con la aplicación de glifosato. Todas las bandejas con el suelo desnudo fueron sometidas a simulaciones de lluvia. Después de la simulación, se sembró el pasto (*Brachiaria decumbens*) con una densidad de siembra de 11.2 kg por hectárea y se realizaron dos aplicaciones de 20-20-20 (N-P₂O₅-K₂O) a un nivel de $8 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aplicación⁻¹ y $3 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ aplicación⁻¹ y el sistema de riego se mantuvo según descrito anteriormente.

2.4 Muestreo de agua de la charca de retención

El estiércol aplicado sobre los predios de interés fue muestreado (Peters et al., 2003) (Anexo 15) y analizado por MDS Harris Laboratories Inc., para N Kjeldahl, nitrato-N, P total, y sólidos suspendidos. El N total se cuantificó por el método Kjeldahl, y detección espectrométrica de emisión atómica con ICP-AES para P total (Peters et al., 2003), determinación de amonio por destilación de acuerdo con EPA 350.2. Un volumen de aproximadamente 20 galones del estiércol analizado fue almacenado en un cuarto frío (temperatura media 4°C) hasta obtener los resultados del análisis.

2.5 Simulador de lluvia

Se utilizó un simulador de lluvia con las especificaciones del NPRP (USDA-NRCS, 2001). El simulador TLALOC con tubos de aluminio de 5.08 cm (Joern's Inc., West Lafayette, IN) tiene 305 cm (10 ft) de alto y en los lados laterales y 290 cm (9.5 ft) en los otros dos lados. El aparato tiene una boquilla TeeJet™ ½HH-SS50WSQ (Spraying Systems Co., Wheaton, IL) colocado en la parte central superior (Figura 5). Se calibraron las presiones para simular la aplicación de lluvia con intensidad de 70 mm·hr⁻¹ y un coeficiente de uniformidad de aplicación superior al 80%. Se determinó el coeficiente de uniformidad colocando 48 recipientes de igual diámetro en una grilla de 30×30 cm en el área de riego durante 10 minutos midiendo el volumen adquirido en cinco repeticiones y en envases de 500 centímetros cúbicos.

$$CU = Vol_{25}/V_m \quad (3)$$

Donde: V_{25} es el cuartil 25 de los todos los volúmenes y V_m es el volumen medio.

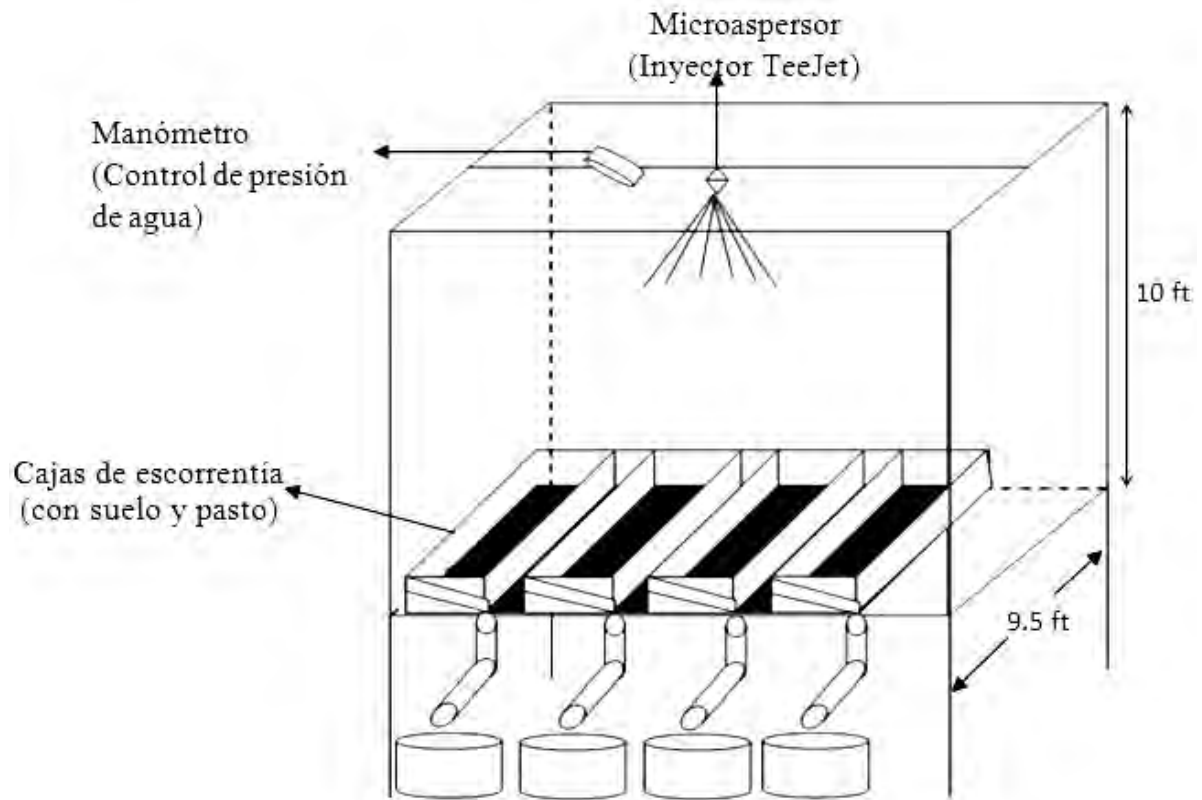


Figura 5. Simulador de lluvia.

El simulador estuvo cubierto por todos sus lados por toldos para evitar el efecto del viento sobre la caída de las gotas de agua (Figura 6). Se utilizó una bomba Flotec de 0.5 de caballos de fuerza y 3450 rpm, para impulsar el agua de acueducto usada en las simulaciones. La calibración del equipo para obtener una lluvia de $70 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ se realizó en 10 pruebas, y las condiciones hidráulicas deseables están en el cuadro 1. La distribución del agua sobre las bandejas (área de riego) tuvo un coeficiente de uniformidad de 82.1% (Anexo 16).



Figura 6. Montaje del experimento.

Cuadro 1. Condiciones hidráulicas para intensidad de $70 \text{ mm}\cdot\text{hr}^{-1}$.

Característica (unidades)	Cantidad
Prueba (No)	4
Presión de bomba (psi)	42
Regulador de presión (psi)	40
Presión de aspersión (psi)	4.6
Pérdidas de presión (psi)	2
Tiempo (minutos)	4
Peso del tanque (kg)	2.67
Peso (tanque + agua) (kg)	62.35
Volumen (m^3)	0.065
Radio de riego (m)	2.11
Área de riego (m^2)	13.99
Lamina ($\text{mm}\cdot\text{hr}^{-1}$)	70.38

2.6 Simulaciones de lluvia

Se hicieron mediciones de las pendientes en el campo empleando un clinómetro (PM-5, Suunto Oy, Valimotie, FIN), teniendo en cuenta la ubicación de las simulaciones de lluvia realizadas en campo por Sotomayor-Ramírez et al. (2007). Todas las cajas de escorrentía se colocaron a una pendiente de 12%, correspondiente a las condiciones de campo.

En todas las simulaciones se cuantificó la humedad antecedente del suelo utilizando un Theta Probe (Soil Moisture Meter Dynamax Inc. San Antonio, TX) (Miller y Gaskin, 1997). El instrumento fue calibrado con anterioridad correlacionando la medida del instrumento y el valor de la humedad gravimétrica en una misma muestra de suelo. Se realizaron 30 repeticiones para muestras de suelo con diferentes condiciones de humedad obteniendo la siguiente regresión (Anexo 17).

$$\theta_g(\%) = 1.25 (\theta_v) - 10.2 \quad r^2 = 0.63 \quad (4)$$

donde: θ_g es la humedad gravimétrica antecedente corregida y θ_v es la humedad volumétrica antecedente medida con el instrumento.

Una vez iniciada la escorrentía, el tiempo de inicio del flujo superficial fue registrado y se cuantificó la escorrentía desde su inicio en intervalos de 3 minutos hasta completar los 30 minutos desde el inicio del flujo para el registro del hidrograma. Luego se cerró la aspersion de agua sobre las bandejas y se cuantificó el volumen de escorrentía total. Para cada bandeja se tomó una muestra de 1000 mL del volumen de escorrentía acumulado y se almacenó a 0 °C. Se analizaron las muestras para P disuelto P total (TP) (Pote et al., 2009), P reactivo disuelto (DP) (Pote y Daniel, 2009), NO_3^- -N, nitrógeno total Kjeldahl (TKN) y sólidos suspendidos (SS) (Brenmen y Mulvaney, 1982; Keeney y Nelson, 1982; USEPA, 1999). Para el análisis del P

disuelto se filtró una submuestra (100 mL) usando papel filtro con un diámetro de poro de 0.45µm (Whatman, Maidstone, UK), la masa de solutos retenida (g) en el filtro fue usado para determinar la concentración de sólidos suspendidos.

El agua de la fuente que se utilizó para las simulaciones de la lluvia se muestreó y fue enviada al Laboratorio de Agua y Suelos de la Estación Experimental Agrícola de Río Piedras de la Universidad de Puerto Rico para análisis de la conductividad eléctrica, el pH, DP, TP, NO_3^- -N y TKN utilizando la metodología especificada anteriormente (Anexo 18). Las concentraciones encontradas en la fuente fueron usadas como parámetro de corrección en las concentraciones encontradas en la escorrentía para evitar la variabilidad por efecto de la fuente y no de las aplicaciones de la enmienda orgánica.

2.7 Diseño experimental

Se usaron 36 muestras intactas de suelo, 18 con P extraíble alto y 18 con P extraíble muy alto (Cuadro 2).

Cuadro 2. Identificación de las bandejas de escorrentía de acuerdo al diseño experimental.

Característica / dosis			dosis baja			dos is alta					
Tratamiento	Prueba de suelo	Aplicación de estiercol	Bandeja de escorrentía								
1	alta	no	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2	alta	si	10	11	12	13	14	15	16	17	18
3	muy alta	no	19	20	21	22	23	24	25	26	27
4	muy alta	si	28	29	30	31	32	33	34	35	36
Inicio de simulaciones →			Simulaciones desde el día 1 después de la aplicación						Desde el día 30		

Las variables analizadas fueron las concentraciones en escorrentía de NO_3^- -N, TN, DP, TP, SS, DP/TP, PP, REP, CEP y GSP, describiendo:

1. El efecto de la humedad antecedente del suelo en el tiempo de respuesta hidrológica, y la relación de los tratamientos con los parámetros hidrológicos.
2. La relación entre las pruebas de suelo Olsen y Bray 1.
3. La relación entre las zonas con y sin historial de aplicación de enmiendas orgánicas y el nivel de P extraíble en el suelo.
4. El efecto de la cobertura vegetal en la concentración de nutrientes y sedimentos en la escorrentía.
5. El efecto del tiempo, el nivel de P extraíble y la dosis de enmienda sobre las concentraciones de nutrientes y sedimentos en escorrentía.
6. El nivel de P extraíble y el grado de saturación de P y la comparación con las concentraciones de P en escorrentía.

El diseño experimental fue en factorial de 2×3 con 5 repeticiones, en donde los factores eran (i) suelos con dos niveles de P extraíble (alto y muy alto) o (con y sin historial de aplicación), (ii) suelos sin y con aplicación de estiércol (iii) dosis baja y alta de aplicación del estiércol. Se realizaron simulaciones de lluvia secuenciales (t) en todos los tratamientos (al día 1, 4, 8, 15 y 45) para medir las pérdidas consecutivas de nutrientes. Además se realizaron simulaciones de lluvia en dos tiempos (T) desde el día 1 y después de 30 días desde la aplicación del estiércol.

Las concentraciones de P disueltas fueron analizadas en detalle respecto a los tiempos (T) y (t) evaluados y se compararon los niveles de P extraíble en suelo antes del experimento y después del experimento. Las variables fueron analizadas mediante ANOVA y regresiones lineales usando los programas estadísticos Infostat versión 2007.3 (Grupo Infostat, 2007) y SAS versión 9.1.3 Service Pack 3 (SAS Institute, 2003). La separación de medias se hizo

mediante la prueba Tukey con un intervalo de confianza de 95 y 99%. La prueba de suelo y los patrones que influyen la pérdida de nutrientes y sedimentos en escorrentía fueron descritos y en detalle el comportamiento de las fracciones de P en el flujo de agua superficial.

2.8 Simulaciones con y sin cobertura vegetal y la concentración de nutrientes y sedimentos en la escorrentía.

Inicialmente se realizaron las simulaciones de lluvia sobre las bandejas con el suelo desnudo. Una vez el forraje superó las 15.24 centímetros de altura (3 semanas) todas las bandejas fueron sometidas a simulación de lluvia. En todas las simulaciones con cobertura vegetal se midió el porcentaje de cobertura mediante el método de la transecta descrito por Sloneker y Moldenhauer (1977).

2.9 Efecto de la enmienda, las dosis, el análisis de suelo y el lapso de tiempo después de la aplicación sobre la concentración de nutrientes y sedimentos en la escorrentía.

La aplicación de la enmienda orgánica se realizó sobre las bandejas con una regadera y obedeció a las aplicaciones que históricamente hacía el agricultor (Anexo 9). Se aplicó una dosis baja y una alta (de 5.6 y 11.2 kg P ha⁻¹ por aplicación, respectivamente) a suelos con niveles altos y muy altos de P extraíble del suelo (Cuadro 3). Las bandejas sin aplicación se usaron como control. En todos los casos se realizaron las simulaciones secuenciales (t) y se analizaron las muestras de agua de escorrentía solo para las concentraciones de SS, DP, TP, NO₃⁻-N y TKN. La dosis alta se simuló además en dos tiempos (T) después de la enmienda, a los días 1 y 30 posterior a la aplicación (Cuadro 2), en este caso se analizaron las pérdidas de DP en escorrentía para dos diferentes lapsos de tiempo entre la aplicación del residuo orgánico y el primer evento de lluvia.

Cuadro 3. Características de los nutrientes aplicados en la enmienda con residuos orgánicos de la vaquería.

Lugar	Tipo de aplicación	Tiempo de aplicación	Lamina aplicada	Concentración de nutrientes en el residuo orgánico		Tasa de aplicación de nutrientes	
		min	cm	mg N/L	mg P/L	kg N/ha	kg P/ha
Finca (vaquería)	aspersión (riego a cañon)	75	1.4	123.6	44.1	17.304	6.174
Experimento bajo techo	Manual	—	1.4	110	40	15.4	5.6
Aplicación baja						15.4	5.6
Aplicación alta (*2)						30.8	11.2

2.10 Efecto de los tratamientos y la lluvia simulada en el P extraíble del suelo.

Se realizó un muestreo en cada una de las 36 bandejas una vez ésta no sería sometida a más simulaciones. Se tomó una muestra compuesta de tres áreas de la bandeja; la primera área cercana a la canalización del flujo, una segunda en la parte central y una tercera en la parte más alta durante las simulaciones. Las muestras se analizaron para P extraíble por el método Bray

1. El análisis estadístico presentó el efecto entre los niveles de P extraíble y la época respecto al experimento (antes y después de las simulaciones).

2.11 Evaluación del grado de saturación del suelo antes y después de las simulaciones

El grado de saturación de P se determinó según descrito por Schoumans (2009). El suelo utilizado correspondió a las muestras individuales por bandeja tomadas antes del inicio de los tratamientos y al final de las simulaciones de lluvia (72 muestras, 36 al inicio y 36 al final). Se pesó 2 g de suelo tamizado (<2 mm) y seco al aire, se colocó en un frasco de 125 mL y se añadió 40 mL de una solución extractora de oxalato [pH=3, 16.2 g de oxalato de amonio

monohidrato $(\text{COONH}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ y 10.8 g de ácido oxálico di hidratado, $(\text{COOH}_2) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ disueltos en 1000 mL de agua en un frasco volumétrico] y se prepararon dos blancos. Las muestras se mezclaron a 180 excursiones/mín en un agitador recíproco por 2 horas en la oscuridad a una temperatura aproximada de 20 °C. Se filtraron los extractos con un filtro de papel fino (Whatman 42) y se colectó el sobrenadante en botellas de 100 mL. Con una pipeta se vertieron 10 mL del extracto de suelo en frascos. Se añadieron 40 mL de solución 0.01 M HCl [ácido hidroclicórico 1 M: Se diluyen 83 mL de ácido hidroclicórico concentrado, HCl ($\rho=1.19 \text{ g cm}^{-3}$) en 1000 mL de agua. Para HCl 0.01 M Se diluyeron 10 mL del ácido hidroclicórico 1 M en 1000 mL de agua] y se mezcló. Se midió la concentración de P, Al y Fe después de una semana con ICP-AES³.

Para el análisis de exactitud se utilizaron soluciones estándar de cada elemento (Fe, Al y P) en diferentes concentraciones (2.5 y 25 mg L⁻¹ para Fe y Al; y de 1.25 y 12.5 mg L⁻¹ de P), el porcentaje de error encontrado fue de $\pm 0.8 \%$ para Fe, Al y P. De acuerdo con el protocolo descrito en los métodos para el análisis de P para la determinación del grado de saturación de P en suelos no calcáreos (Schoumans, 2009) las ecuaciones para el cálculo fueron:

$$P_{\text{ox}} = \frac{(a-b) \times 0.04}{m \times 30.97} \quad (5)$$

$$\text{Fe}_{\text{ox}} = \frac{(a-b) \times 0.04}{m \times 55.85} \quad (6)$$

$$\text{Al}_{\text{ox}} = \frac{(a-b) \times 0.04}{m \times 26.98} \quad (7)$$

Donde: P_{ox} , Fe_{ox} , Al_{ox} = Contenido P, Fe, Al de la muestra de suelo seca al aire mmol/kg

a = concentración de P, Fe, Al en la extracción del suelo en mg/L

³ Soil, Plant and Water Laboratory. The University of Georgia. College of Agricultural and Environmental Sciences. Corporative Extension Service. Agricultural and Environmental Services Laboratories.

b = concentración de P, Fe, Al en la extracción blanco en mg/L

m = Peso en g de la muestra de suelo usada.

El índice de saturación de P (ISP) se calculó por:

$$ISP = \frac{P_{ox}}{Al_{ox} + Fe_{ox}} \quad (8)$$

Y el grado de saturación de P (GSP) se calculó por:

$$GSP = 200 \text{ ISP} \quad (9)$$

El análisis estadístico expresa las diferencias entre el grado de saturación del fósforo antes y después del experimento y los patrones que afectaron los valores de acuerdo a cada tratamiento.

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización de la finca

La vaquería tiene un área de 30.6 hectáreas, está ubicada a los 18°19' de latitud norte y 66°57' de longitud oeste, cuenta con una precipitación anual aproximada de 2042 milímetros y una temperatura media aproximada de 25 °C según USGS (2009) para esta zona de Puerto Rico (octubre de 2006 - septiembre de 2008). El suelo predominante pertenece a la serie Humatas arcilloso (*Udisols*, *Humults*, *Haplohumults*, *Typic Haplohumults*) y ocupa el 97% del área de la finca (Anexo 10), con pequeñas áreas en Consumo arcilloso (*Udisols*, *Humults*, *Haplohumults*, *Typic Haplohumults*). La finca tiene laderas y cumbres estrechas, de alto escurrimiento y suelo altamente erosionable (Anexo 12) con una capacidad de retención de humedad alta. El suelo se caracterizó por presentar niveles de fertilidad altos, y los lugares con historial de aplicación de residuos orgánicos tienen mayores niveles de P extraíble (Sotomayor-Ramírez, 2006) (Cuadro 4). La vegetación predominante son dos especies de pastizales que se encuentran en común y en áreas independientes también (pastos estrella, *Cynodon nlemfuensis*, y “tanner grass” *Urochloa arrecta*) (Anexos 10 y 13).

El contenido de materia orgánica (MO) del suelo de la finca fue alto con una media de 8.8% (C.V.= 19%) (Cuadro 4). El suelo es extremadamente ácido con un pH promedio de 4.54 (C.V.=6.69%) lo que propicia la fijación de P (Kuo, 1996; Elrashidi, 2001). Para otros elementos esenciales se encontraron niveles de medios a altos de Ca, de bajos a medios de Mg y altos de K (Muñiz-Torres, 1992), una capacidad de intercambio catiónico normal (Bertsch, 1996). En general para todas las variables los valores son más altos en los suelos con historial

de aplicación de enmienda orgánica. El suelo tiene bajos contenidos de sales solubles en suelos sin enmienda y de bajos a medios en suelos enmendados (Carrow y Duncan, 1998) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Análisis de suelo por predios en la vaquería, previo a las simulaciones.

Predio	Historial de aplicación	Aplicación experimento	Prueba de suelo ¹	MO ² %	pH	Ca	Mg	K	Na	S.S. ³ mmhos/cm	CIC ⁴ meq/100g
						cmolc/kg					
1A	NO	SI	BAJA	11.30	4.80	6.37	1.30	1.47	1.87	0.71	18.60
1B	NO	NO	BAJA	9.50	4.40	3.69	0.75	0.43	0.83	0.57	19.70
15	SI	SI	ALTA	6.20	4.10	3.67	0.71	0.73	1.04	1.23	22.90
16	SI	SI	ALTA	6.60	4.40	3.99	0.61	0.51	1.04	0.71	19.80
4A	NO	NO	ALTA	7.60	4.80	7.30	1.74	1.58	1.39	0.56	23.50
4B	NO	NO	ALTA	10.00	4.10	4.39	0.88	0.55	1.09	0.79	22.80
18A	NO	SI	BAJA	10.40	5.00	7.56	1.56	1.52	1.13	0.55	20.30
18B	NO	NO	BAJA	9.10	4.70	5.74	1.30	1.76	1.61	0.63	20.30

¹Prueba para P extraíble Bray 1. ²Materia orgánica. ³Sólidos suspendidos. ⁴Capacidad de intercambio catiónico.

Los lugares en donde se encontró menos P extraíble estuvieron asociados con menores concentraciones de Ca, Mg, K, Na (Cuadro 4). El análisis de varianza en función del tiempo de medias no demostró variabilidad estadísticamente significativa de la acidez por efecto de los tratamientos ni por efecto de las simulaciones de lluvia (Anexo 19). Se puede observar una tendencia a aumentar la acidez en áreas donde hay historial de enmienda orgánica y para los tratamientos con aplicación de residuos orgánicos. Otros estudios han identificado un incremento en la acidez del suelo por efecto de la enmienda orgánica e inorgánica y relacionado igualmente con el aumento en los niveles de P extraíble del suelo (Hue, 1992; O'Hallorans et al., 1997; Sharpley y Moyer, 2000; Kleinman et al., 2002; Ramírez-Ávila 2005).

3.2 Variables hidrológicas

El aumento en la humedad del suelo disminuyó ($P < 0.05$) el tiempo para el inicio de la escorrentía (Figura 7). La humedad antecedente del suelo fue significativamente menor en las

simulaciones realizadas a los 15 días posterior a la aplicación del estiércol ($P < 0.05$) (Figura 8), ya que las bandejas no fueron sometidas a ningún riego entre simulación el día 8 (7 días) y el día 15. Las bandejas si fueron sometidas a un riego mínimo desde el día 15 y hasta el 45 ya que de lo contrario se llegaría a un déficit de humedad perjudicial para el cultivo. En un suelo de la serie Humatas, Ramírez-Ávila (2005) demostró que la escorrentía y el tiempo de respuesta hidrológica disminuyeron con el aumento en la humedad antecedente del suelo. Sotomayor-Ramírez et al. (2007) encontraron similares comportamientos en simulaciones de campo sobre suelos de la serie Humatas (*Ultisols*, *Humults*, *Haplohumults*, *Typic Haplohumults*) y Coto (*Oxisols*, *Ustox*, *Eutruxox*, *Typic Eutruxox*).

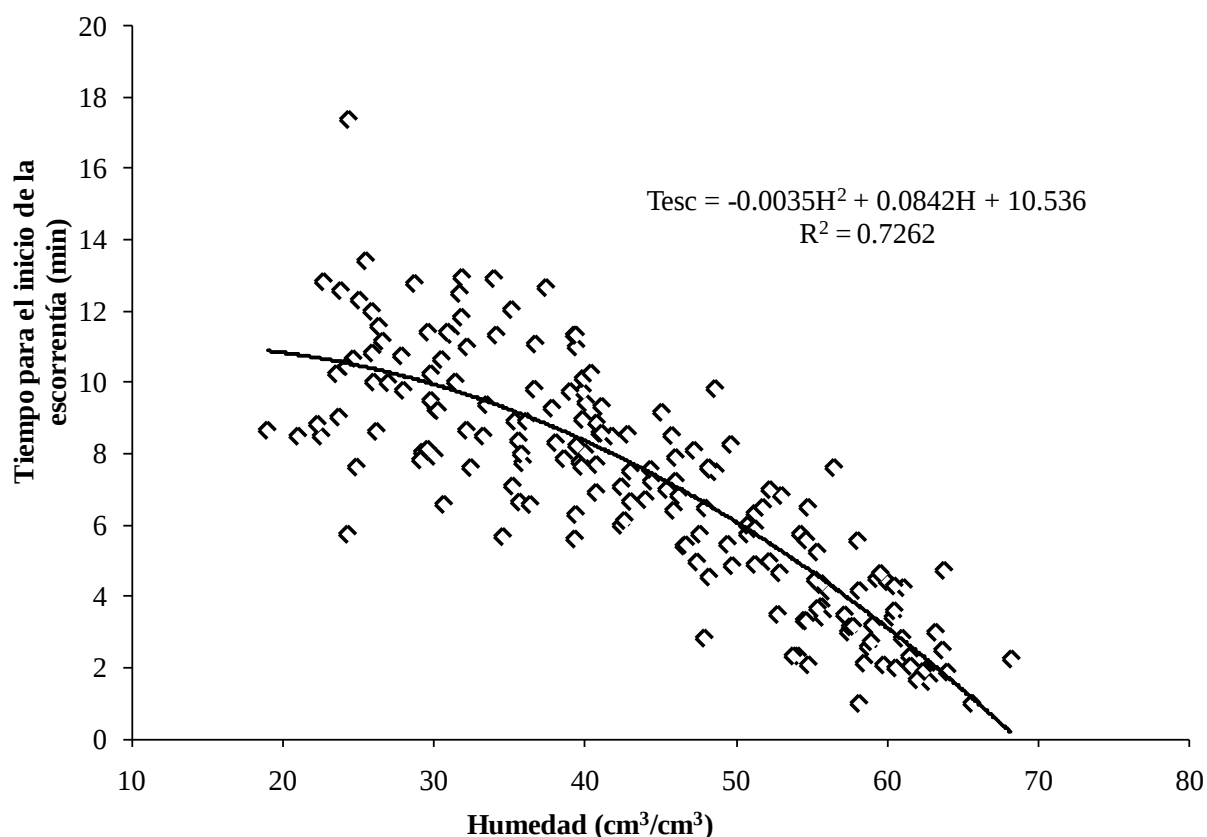


Figura 7. Relación entre la humedad antecedente del suelo y el tiempo de inicio de la escorrentía a una intensidad de $70 \text{ mm} \cdot \text{hr}^{-1}$.

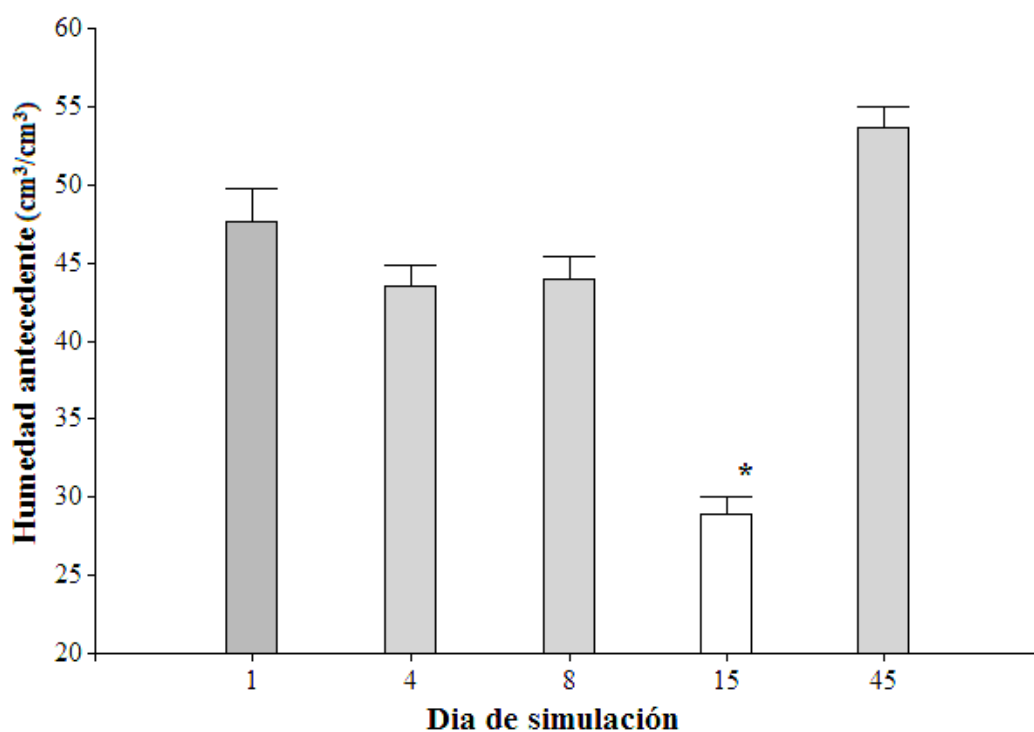


Figura 8. Relación entre la humedad antecedente del suelo y los días de simulación de lluvia después de la aplicación de la enmienda. * Valores que presentan diferencias significativas ($P < 0.05$).

Los niveles de P extraíble del suelo afectaron algunos parámetros hidrológicos; la humedad del suelo no se afectó por el nivel de P extraíble del suelo, ni por la aplicación o la dosis de la enmienda orgánica (Cuadro 5). Suelos con niveles muy altos de P extraíble tuvieron mayores volúmenes de escorrentía excepto en el suelo sin enmienda orgánica. Suelos con un nivel muy alto de P extraíble y aplicación de enmienda orgánica alta tuvieron una duración de precipitación significativamente mayor ($P < 0.05$) a los demás tratamientos (Cuadro 5). Suelos sin enmienda orgánica y un nivel muy alto de P extraíble tuvieron una razón de escorrentía (proporción de precipitación que se pierde por escorrentía) y un flujo promedio mayor ($P < 0.05$) que en suelos con P extraíble alto (Cuadro 5). Los hidrogramas medios para cada tratamiento se observan en el Anexo 20.

Cuadro 5. Relación del los parámetros hidrológicos y los tratamientos

Parámetro	Enmienda Orgánica							
	Sin aplicación			Dosis baja		Dosis alta		
Humedad (cm ³ /cm ³)	P ext alto	44.23	A ¹	43.94	A	45.35	A	
	P ext muy alto	42.02	A	44.61	A	40.95	A	
Tiempo inicio de escorrentía (min)	P ext alto	6.96	A	5.95	A	6.07	A	
	P ext muy alto	7.15	A	7.92	A	9.23	*B	
Volumen escorrentía (L)	P ext alto	5.40	B	5.57	B	6.00	B	
	P ext muy alto	6.24	*B	4.86	A	5.16	A	
Razón de escorrentía (escorrentía/precipitación) (%)	P ext alto	27.85	B	29.48	B	31.46	*B	
	P ext muy alto	32.03	B	24.75	A	25.12	A	
Duración del evento (mín) precipitación	P ext alto	36.96	A	35.95	A	36.07	A	
	P ext muy alto	37.15	B	37.92	B	39.23	*B	
Flujo promedio (L/mín)	P ext alto	0.15	B	0.16	B	0.17	*B	
	P ext muy alto	0.17	*B	0.13	A	0.13	A	

¹Diferentes letras representa diferencias significativas (P<0.05) entre dosis de aplicación de enmienda, dentro de una misma clasificación de P extraíble. * Indica diferencias significativas (P<0.05) según el nivel de P extraíble, dentro de una misma dosis de aplicación.

Kleinman et al. (2002) reportaron que los volúmenes de escorrentía en suelos con P extraíble alto fueron menores que en suelos con P extraíble bajo (P<0.01) en condiciones similares a este experimento. Además los autores reportaron que la enmienda no afectó los parámetros hidrológicos. Los hidrogramas muestran unos picos de aumento en el volumen de escorrentía en los minutos 21 y 24 para los suelos con un P extraíble muy alto y aplicación de una dosis alta de enmienda en los días 15 y 45 (Anexo 20).

El tiempo de escorrentía (tiempo para el inicio de escorrentía desde que inicia la lluvia simulada) es significativamente mayor (P<0.05) para el tratamiento con aplicación de enmienda orgánica y un nivel muy alto de P extraíble del suelo que en suelos con P extraíble altos (con y sin enmienda); los tratamientos sin aplicación de enmienda no presentan diferencias entre sí (P<0.05) (Cuadro 5). Franklin et al. (2006) en un estudio con fertilización

orgánica e inorgánica; concluyeron que la enmienda no afectó el tiempo de escorrentía y el volumen de escorrentía.

3.3 Evaluación del P extraíble inicial

Los suelos tuvieron valores de P extraíble entre 70 y 190 mg kg⁻¹ (Olsen) (Figura 9) y entre 30 y 200 mg kg⁻¹ (Bray 1) (Figura 10). Los suelos presentaron un alto potencial de pérdida de P en escorrentía (Sotomayor-Ramírez et al., 2004), y no se espera una respuesta del cultivo a la aplicación de P (Anexo 21). Los valores muy altos y extremadamente altos se nombran en el experimento como de “P extraíble muy alto”, que corresponden igualmente a los predios con historial de aplicación y los suelos con “P extraíble alto” a los predios sin historial, respectivamente. En los suelos con un nivel de P extraíble alto se esperan concentraciones de DP en escorrentía entre 0.5 y 1 mg kg⁻¹ y de más de 1 mg kg⁻¹ para los suelos con P extraíble muy alto.

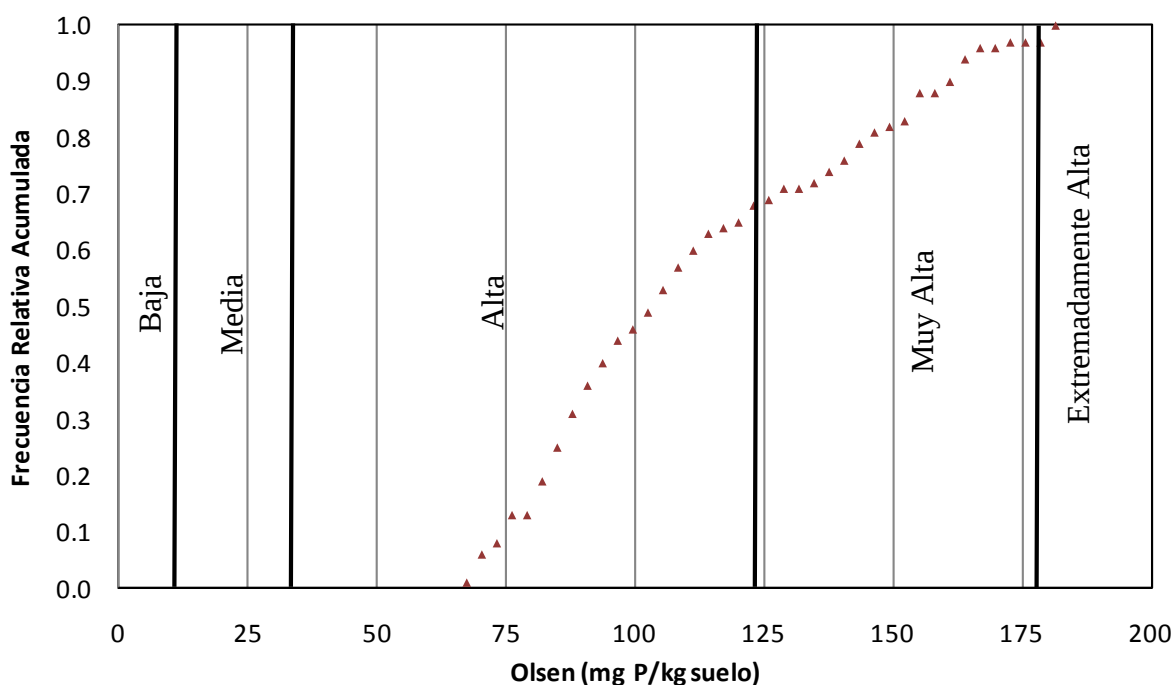


Figura 9. Distribución relativa de la prueba de suelo de P (Olsen) para muestras antes de simulaciones, de acuerdo a la susceptibilidad a la pérdida de P en escorrentía.

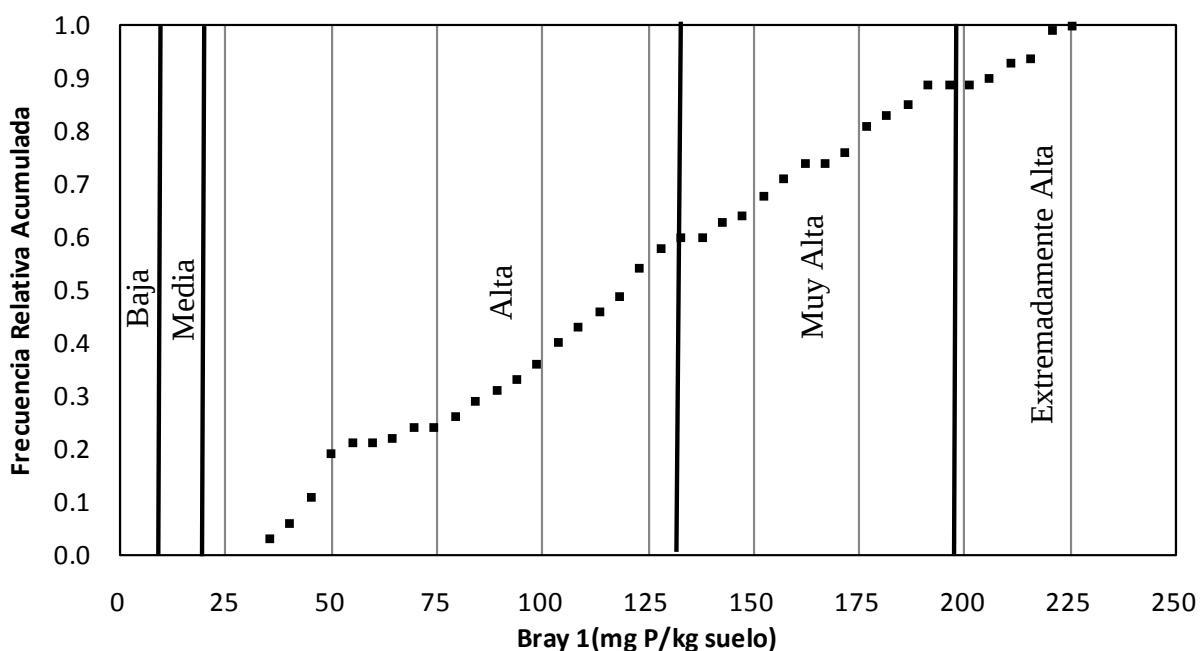


Figura 10. Distribución relativa de la prueba de suelo Bray 1 P para muestras antes de simulaciones, de acuerdo a la susceptibilidad a la pérdida de P en escorrentía.

Se observó que hubo correlación lineal ($r^2=0.85$) significativa entre la extracción de P del suelo de la finca por los métodos Olsen y Bray 1 para las bandejas con y sin historial de aplicación de enmienda orgánica, de esta forma se determina el uso de la prueba de suelo por Bray 1 debido a las características del Ultisol; la poca variabilidad en la acidez encontrada y a que los resultados se pueden relacionar directamente con la prueba Olsen (Figura 11). Ramírez-Ávila (2005) describe una relación lineal significativa entre los métodos de extracción de P del suelo Olsen y Bray 1 en los suelos que fueron enmendados con superfosfato triple. Sharpley et al. (1996) afirman que aunque la prueba Bray 1 sea más apropiada para suelos neutrales y ácidos, los valores críticos de la prueba Olsen P podrían ser útiles; pues ésta metodología se podría utilizar como indicador ambiental en suelos con variaciones en pH. El P extraíble (Bray 1) fue significativamente mayor ($P<0.05$) para los suelos con historial de aplicación de residuos orgánicos con un coeficiente de variación de 11.69% (Figura 12). Existe

mayor variabilidad para las áreas sin historial de aplicación en donde el error estándar es claramente mayor.

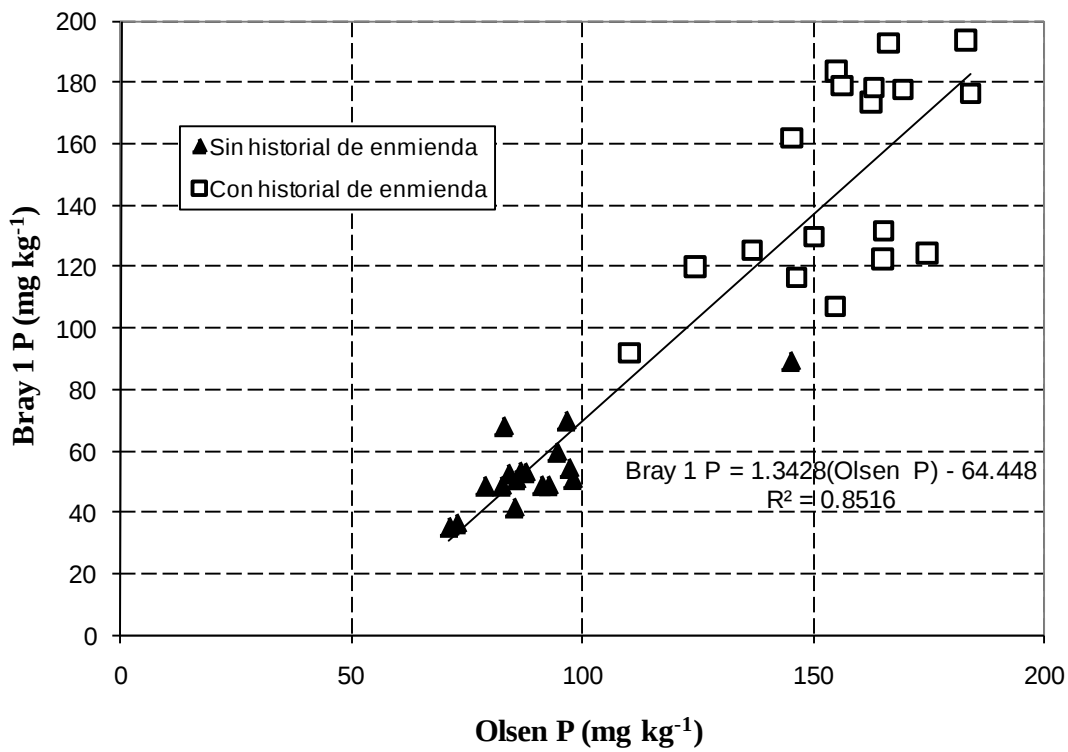


Figura 11. Correlaciones lineales para P extraíble por el método Olsen y Bray 1.

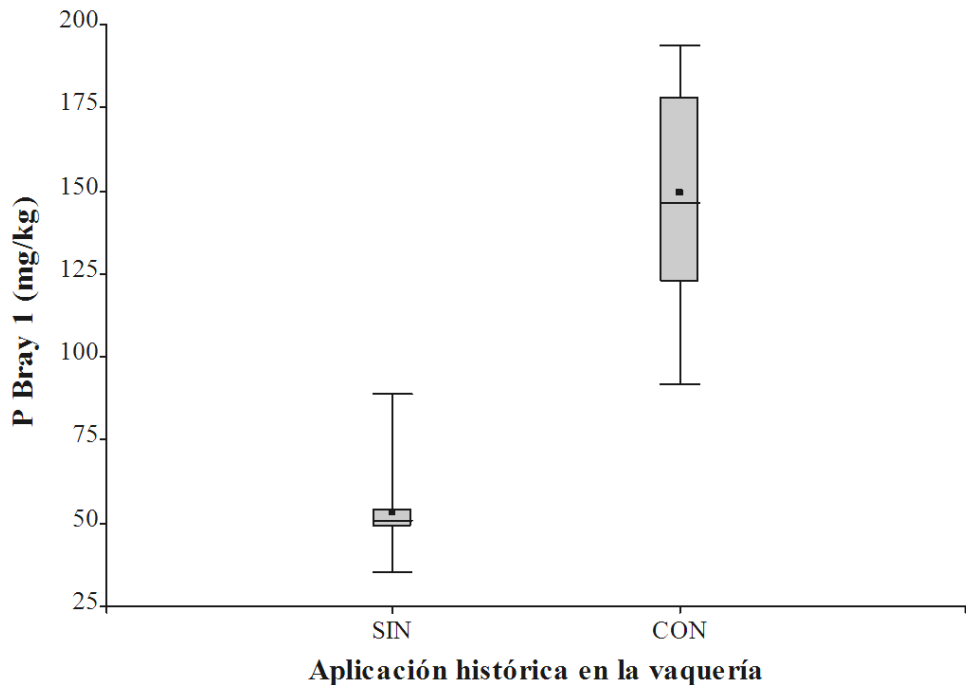


Figura 12. Extracción de P con Bray 1 para las diferentes áreas de muestreo antes de las simulaciones.

3.4 Efecto de la cobertura vegetal en la pérdida de nutrientes y sedimentos

Los suelos con cobertura vegetal tuvieron valores mayores al 96% y los desnudos no tuvieron ninguna vegetación. La altura vegetativa del pasto al momento del inicio de las simulaciones para las bandejas con cobertura fue aproximadamente de 15.3 centímetros de altura. El análisis de los datos completos indicó que no había normalidad ni homogeneidad de los datos, por lo que se excluyeron varios datos atípicos “outliers”, ya que este experimento solo conto con una simulación en cada bandeja desnuda y con cobertura vegetal, lo cual incidió en la presencia de este tipo de datos. Se produjo una matriz con un total de 12 bandejas para suelos desnudos y 12 para suelos con cobertura vegetal en los dos niveles de P extraíble, para lo cual todas las variables cumplieron con los supuestos del análisis de varianza. Todos los resultados en el análisis de cobertura vegetal están influenciados por la aplicación de 20-20-20 en dos dosis de 8 kg N ha^{-1} y 3 kg P ha^{-1} cada una para lograr el crecimiento y desarrollo vegetativo del pasto desde de la siembra y a que los tratamientos no se sometieron a un mismo evento de lluvia simulada; por lo que no se garantizó una igualdad de condiciones. Hubo un efecto ($P < 0.01$) de la cobertura vegetal en las concentraciones de $\text{NO}_3^- \text{-N}$, TN, DP y TP encontrados en la escorrentía, pero no se observó un efecto de la cobertura en las concentraciones de SS en escorrentía (Cuadro 6). No hubo un efecto del nivel de P extraíble en las concentraciones de $\text{NO}_3^- \text{-N}$ y SS en escorrentía, pero sí se encontró efecto en las concentraciones de TN, DP, TP en escorrentía, (Cuadro 6). No hubo efecto de la interacción entre los niveles de P extraíble y la cobertura.

Cuadro 6. Análisis de varianza para el efecto de la cobertura en las concentraciones de nutrientes y sedimentos en escorrentía.

Fuente de Variación	Grados de libertad	(mg L ⁻¹)				
		NO ₃ ⁻ -N	TN	DP	TP	SS
		Cuadrados medios (CM)				
Cobertura	1	196.77**	359.72**	0.84**	1.32**	170.67
P extraíble	1	2.17	7.73*	1.17**	0.94**	253.5
Cobertura*P extraíble	1	3.62	5.68	0.09	0.06	433.5
Error	20	1.11	1.49	0.03	0.04	128.48

* Diferencias estadísticamente significativas (P<0.05). ** Diferencias estadísticamente significativas (P<0.01).

Las concentraciones en escorrentía de NO₃⁻-N, TN, DP y TP fueron estadísticamente menores en el suelo cubierto que con el suelo desnudo con un decrecimiento promedio en las concentraciones de 93% para NO₃⁻-N, de 86% para N total, de 52% para DP y de 56% para TP. Hubo una tendencia al decrecimiento en las concentraciones de sedimentos en escorrentía en los suelos con cobertura vegetal pero no fueron significativas. Las concentraciones de DP y TP fueron mayores (P<0.01) con el aumento en el P extraíble del suelo, por el contrario las concentraciones de TN fueron menores (P<0.05) en suelos con P extraíble muy alto. Las concentraciones de NO₃⁻-N y SS tendieron a disminuir con P extraíble muy alto (Cuadro 7).

Cuadro 7. Efecto de la cobertura (con y sin pasto) en el transporte de nutrientes y sedimentos por escorrentía.

Variable		(mg L ⁻¹)				
		NO ₃ ⁻ -N	TN	DP	TP	SS
Cobertura	Sin	6.16 a*	8.96 b	0.71 b	0.84 b	23.33 a
	Con	0.43 b	1.22 a	0.34 a	0.37 a	18.00 a
Prueba de suelo	Alta	3.60 a	5.66 b	0.31 a	0.41 a	23.92 a
	Muy alta	3.00 a	4.52 a	0.75 b	0.80 b	17.42 a

*Diferentes letras indican diferencias significativas (P<0.05) para cada columna por cada variable.

Las concentraciones iniciales de nutrientes fueron mayores en los suelos desnudos que en suelos con cobertura vegetal. Una posibilidad es que parte de los nutrientes en solución se habían perdido en la simulación de lluvia sobre los suelos desnudos. Otro factor que pudo haber causado reducción de nutrientes en escorrentía es la extracción por el pasto en crecimiento durante 3 semanas hasta que se realizaron las simulaciones con cobertura vegetal. También pudieron haber ocurrido pérdidas por lixiviación durante la aplicación del riego automatizado, donde se perdieron las formas disponibles y/o solubles de N y P antes de someterse a los tratamientos con el establecimiento del pasto. Sin embargo, las diferencias en concentración de P en escorrentía entre el suelo desnudo y cubierto fue menor que en otras investigaciones (McDowell y Sharpley, 2002; Sharpley y Kleinman, 2003; Ramírez-Ávila et al., 2008) posiblemente por la aplicación de 20-20-20 que aumentó los contenidos de nutrientes en el suelo cubierto y provocó una disminución en las diferencias encontradas, ya que parte del P aplicado quedó en el suelo y disponible para moverse en escorrentía durante la simulación con cobertura. Las concentraciones de SS no presentaron diferencias en ninguna de las comparaciones posiblemente porque las simulaciones de lluvia se realizaron en días diferentes y las condiciones pudieron aumentar o disminuir las concentraciones en cualquiera de los dos días de simulación. Además se puede atribuir un efecto por el uso de suelo “intacto” el cual amortiguo el transporte de sedimentos por escorrentía en las bandejas desnudas. El empleo de suelo “intacto” mantiene las características estructurales, que impiden en cierta medida la dispersión del suelo por efecto del impacto de las gotas de agua (Barthès et al., 1999; McDowell y Sharpley, 2003). Investigaciones anteriores han utilizado suelo que ha sido triturado, tamizado y luego reconstruido en las bandejas hasta alcanzar densidades aparentes deseadas. Sharpley (1995) indica que en el estudio del transporte de P utilizando simulaciones

de lluvia sobre bandejas de escorrentía, los resultados han sido afectados por procesos erosivos. Estudios realizados en campo no han presentado estos problemas debido a las coberturas vegetales establecidas en las áreas de simulación y a los diferentes tratamientos de cultivo a los que se ha sometido el suelo (Edwards y Daniel, 1993a; Zhao et al., 2001; Torbert et al., 2002). Según McDowell y Sharpley (2002) la proporción de P total en forma disuelta aumentará a medida que el grado de cobertura vegetal aumente y la pendiente disminuya.

Sharpley y Kleinman (2003) describieron que una concentración más baja del sedimento da lugar a una re-adsorción más baja de P por las partículas durante un evento de escorrentía. Las concentraciones de DP y TP en escorrentía en suelos cubiertos son menores 17 y 18%, respectivamente, a los encontrados por Ramírez-Ávila et al. (2008), con valores medios de DP de 0.31 a 1.73 mg L⁻¹ y de TP de 0.31 a 2.06 mg L⁻¹. En el presente experimento, los valores máximos solo superan los valores críticos ambientales de las concentraciones de DP en escorrentía sugeridos en el tratamiento sin cobertura vegetal y con un nivel de P extraíble muy alto (1.18 mg L⁻¹).

Las fracciones de P: DP/TP y REP no fueron influenciadas por la cobertura del suelo. Hubo un efecto ($P < 0.05$) de la cobertura vegetal sobre el PP (Cuadro 8). El PP fue significativamente mayor ($P < 0.05$) en suelos desnudos (Cuadro 9), que coincide con la tendencia al aumento en las concentraciones de SS para los mismos suelos. La cobertura vegetal disminuyó el PP en un 54% respecto del PP encontrado en suelo desnudo. Las descargas de DP y TP en la escorrentía disminuyeron significativamente ($P < 0.05$) con la cobertura vegetal y los SS disminuyeron pero no en una magnitud que fuese significativa ($P < 0.05$) (Cuadro 8 y 9). La descarga de kg ha⁻¹ disminuyó por la cobertura un 55% para DP y 56% para TP (Cuadro 9). La proporción de P disuelto a P total fue de 82% para el suelo

desnudo y de 91% para el suelo con cobertura vegetal (Figura 13). Martínez et al. (2008) indican que la mayor parte del P perdido en escorrentía (75 a 95%) en suelos bajo cultivo es P particulado, y que en la medida en que se incremente la cobertura vegetal (forraje) la fracción de P disuelto aumentará. En suelos con y sin cobertura la razón de enriquecimiento de P fue baja, menor de 0.20 en ambos casos y la variación en los SS describe el comportamiento de PP. Kleinman y Sharpley (2003) indican que en suelos cubiertos de pasto una mayor razón de enriquecimiento de P (REP) en escorrentía se relacionó con un mayor transporte de sedimentos.

Cuadro 8. Análisis de varianza para el efecto de la cobertura en las fracciones de P y en la descargas de DP, TP y SS en escorrentía.

Fuente de Variación	Grados de libertad	(kg ha ⁻¹)					
		DP/TP (%)	PP (mg L ⁻¹)	REP	mDP	mTP	mSS
		Cuadrados medios (CM)					
Cobertura	1	272.48	0.03*	2.6E-03	0.16*	0.25*	46.59
Error	22	426.88	0.01	0.02	0.01	0.01	27.23

*Diferencias estadísticamente significativas (P<0.05). PP: P particulado, REP: Razón de enriquecimiento de P, m: masa en kg ha⁻¹.

Cuadro 9. Efecto de la cobertura vegetal en las fracciones de P y en las descargas de P y SS en escorrentía.

		(%)	(mg L ⁻¹)		(kg ha ⁻¹)		
Variable		DP/TP	PP	REP	mDP	mTP	mSS
Cobertura	Sin	82.62 a*	0.13 b	0.18 a	0.31 b	0.36 b	10.22a
	Con	89.36 a	0.06 a	0.16 a	0.14 a	0.16 a	7.44 a

*Letras diferentes indican diferencias significativas (P<0.05) entre valores para cada columna.

A diferencia de la relación entre el DP y el TP, el P particulado no se correlacionó linealmente con el TP (P<0.05). De acuerdo con el volumen de escorrentía promedio en cada caso y a la masa promedio de nutrientes y sedimentos, se estima que en un volumen de 1 mm

de agua de escorrentía se encontraron en promedio 0.008, 0.009 y 0.327 kg·ha⁻¹ de DP, TP y SS, respectivamente.

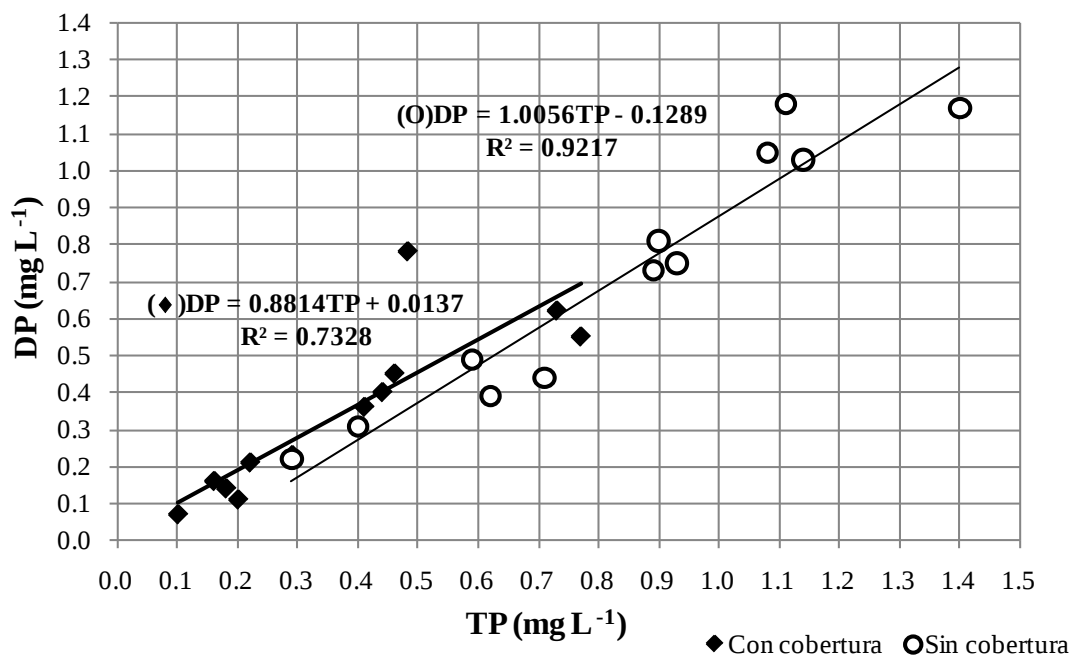


Figura 13. Relación entre las concentraciones de DP y TP en la escorrentía.

3.5 Efecto de la aplicación de residuos orgánicos en la pérdida de nutrientes y sedimentos

3.5.1 Análisis por la aplicación de diferentes dosis de residuos orgánicos

Hubo efectos principales del P extraíble, las dosis de estiércol aplicado y el tiempo después de la aplicación en las concentraciones de DP y TP en escorrentía. El nivel de P extraíble del suelo no afectó las concentraciones de NO₃⁻-N, TN y de SS en la escorrentía (Cuadro 10). Las concentraciones de SS en escorrentía no fueron afectadas por la aplicación del residuo orgánico. No hubo interacción entre los niveles de P extraíble del suelo y las dosis de aplicación del residuo orgánico. El efecto del tiempo se analiza más adelante en forma detallada ya que en todos los casos presenta efecto sobre las concentraciones de nutrientes en

escorrentía (Cuadro 10). En todos los casos las concentraciones de nutrientes en escorrentía y las desviaciones estándar fueron significativamente mayores ($P<0.05$) para los tratamientos con dosis altas de aplicación del residuo orgánico.

Cuadro 10. Análisis de varianza para los niveles de P extraíble, la aplicación de residuos orgánicos y el tiempo después de la aplicación en las concentraciones de nutrientes y sedimentos en escorrentía.

Fuente de Variación	Grados de libertad	NO ₃ ⁻ -N	(mg L ⁻¹)			
			TN	DP	TP	SS
			Cuadrados medios (CM)			
Tiempo (T)	4	4.04**	9.84**	0.66**	0.81**	361.54
P extraíble (B)	1	0.48	1.60	9.44**	10.35**	32.58
Dosis de aplicación (C)	2	5.58**	10.39**	2.25**	2.53**	333.01
(B)*(C)	2	0.11	1.55	0.24	0.18	138.68
Error	174	0.41	1.30	0.15	0.17	178.92

* Indica diferencias significativas ($P<0.05$) en las concentraciones encontradas en escorrentía para la fuente de variación correspondiente. ** Indica diferencias significativas ($P<0.01$) en las concentraciones encontradas en escorrentía para la fuente de variación correspondiente.

Para los dos niveles de P extraíble, las concentraciones de $\text{NO}_3^- - \text{N}$ en escorrentía fueron mayores ($P<0.05$) en suelos con aplicación de dosis alta de residuo orgánico (Figura 14). Las concentraciones de $\text{NO}_3^- - \text{N}$ en escorrentía con el nivel muy alto de P extraíble son un 55% mayores con la aplicación de dosis altas sobre los tratamientos sin aplicación y aplicación de dosis bajas del residuo orgánico. Las concentraciones de TN en escorrentía con un nivel de P extraíble muy alto tendieron a ser mayores que en suelos con P extraíble alto con aplicación de dosis bajas (Figura 15). Las concentraciones de $\text{NO}_3^- - \text{N}$ y TN en escorrentía fueron similares en suelos sin aplicación de residuo orgánico y con la aplicación de una dosis alta ($P<0.05$). Sotomayor-Ramírez et al. (2007) reportaron que en los suelos con nivel de P extraíble alto y con aplicación de residuos orgánicos de vaquería, las concentraciones de $\text{NO}_3^- - \text{N}$ en escorrentía son mayores ($P<0.05$) que para suelos sin aplicación de residuos orgánicos en

niveles de P extraíble altos y bajos. Los autores sugieren que este efecto puede atribuirse a la inhibición de nitrificación del suelo con nivel alto de P extraíble y un historial de aplicación de enmienda orgánica. Además los autores encontraron una fuerte interacción por efecto de la aplicación del residuo orgánico y los niveles de P extraíble, donde las concentraciones de TN son mayores en suelos con P extraíble alto pero sólo para la esorrentía a los 15 minutos, ya que las concentraciones a los 30 minutos no es significativamente diferente entre niveles de P extraíble.

Eghball y Gilley (1999) y Miller et al. (2006) encontraron que las concentraciones de N total en esorrentía fueron similares en suelos enmendados con estiércol y fertilizante inorgánico en dosis similares. Qu et al. (1999) comparando concentraciones de nutrientes en esorrentía provenientes de suelos con enmiendas orgánicas fresca y en compostaje, reportaron concentraciones más altas del TN en esorrentía para los suelos enmendados con residuos orgánicos frescos que aquellos compostados. Los autores indican que las concentraciones mayores de TN en esorrentía ocurren debido a que el proceso de compostaje convertía los compuestos de N orgánicos a formas más estables. DeLuca y DeLuca (1997) reportaron resultados similares en una comparación con residuos sólidos, indicando que generalmente las concentraciones de TN en suelos enmendados con residuos orgánicos frescos son más altas que las encontradas provenientes de suelos enmendados con composta.

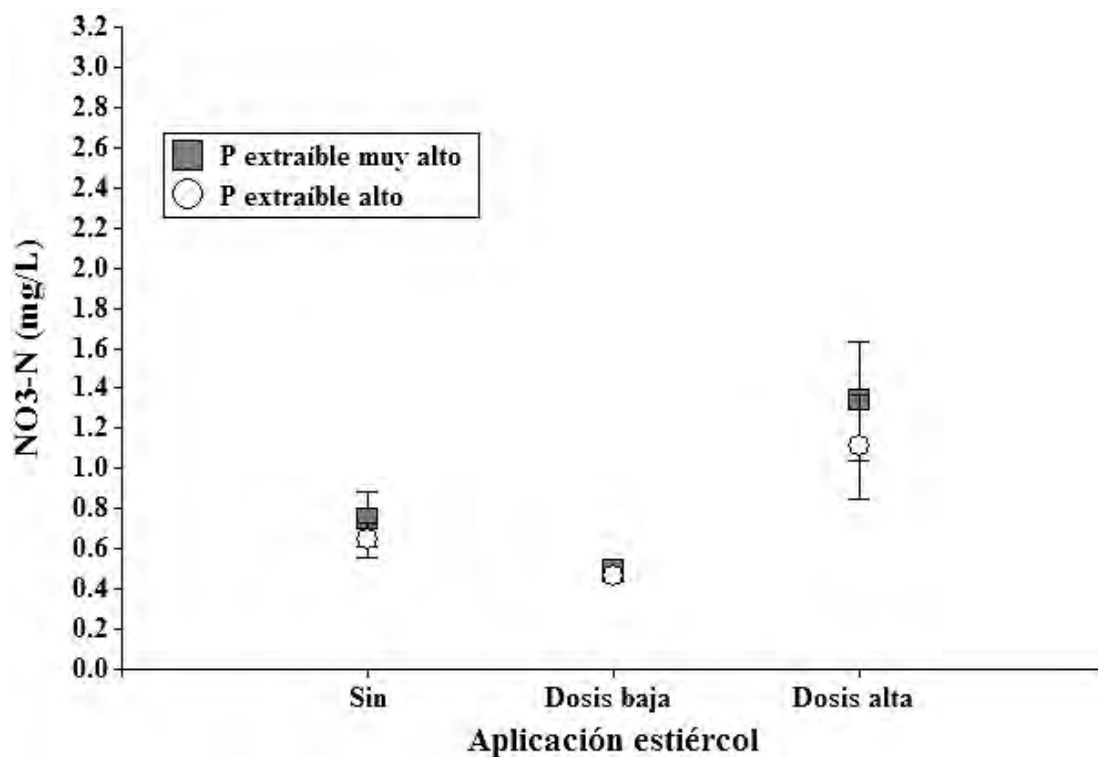


Figura 14. Efecto de la aplicación de enmienda y el análisis de suelo sobre las concentraciones de $\text{NO}_3^- \text{-N}$ en escorrentía.

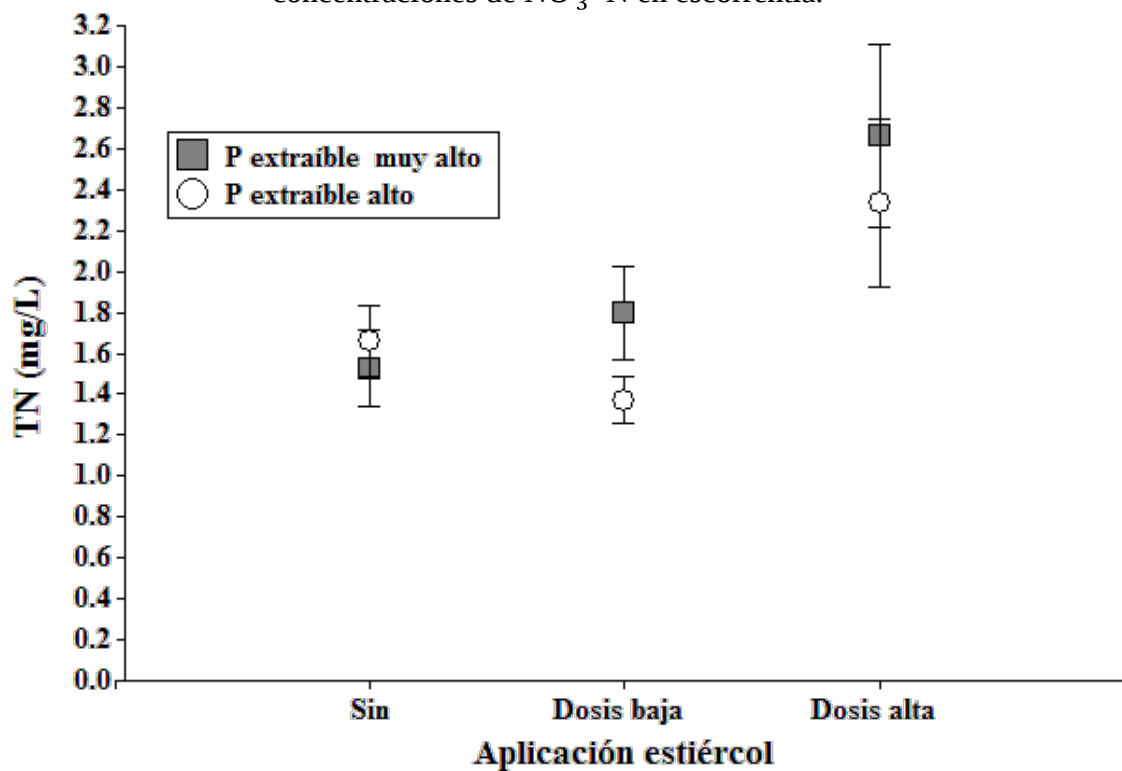


Figura 15. Efecto de la aplicación de enmienda y el análisis de suelo sobre las concentraciones de TN en escorrentía.

Las concentraciones de DP y TP en escorrentía fueron significativamente mayores ($P<0.01$) en suelos con un nivel muy alto de P extraíble, sin importar si el suelo es sometido a una enmienda con residuos orgánicos de vaquería (Figuras 16 y 17). Las concentraciones de DP y TP fueron más altas con la aplicación de dosis altas del residuo orgánico, que con las dosis bajas de estiércol o sin la aplicación de estiércol independientemente del P extraíble (Figuras 16 y 17). Las concentraciones de DP y TP en escorrentía en suelos con P extraíble alto y que fueron sometidos a una dosis alta de enmienda orgánica son similares a las concentraciones en suelos con un nivel muy alto de P extraíble y sometidos a dosis bajas de aplicación. La mayor variabilidad se observó en los tratamientos con aplicación de dosis altas de enmienda para los dos niveles de P extraíble, observados en una desviación estándar mayor que los demás tratamientos.

Sotomayor-Ramírez et al. (2007) reportaron resultados similares concluyendo que las concentraciones de DP y TP son significativamente ($P<0.05$) mayores en suelos con P extraíble alto que para suelos con P extraíble bajo a los 15 y 30 minutos desde el inicio de la escorrentía. Los autores reportaron que las concentraciones tienden a ser mayores en los suelos que fueron sometidos a aplicaciones de residuos orgánicos de vaquería. Los autores evaluaron aplicaciones de estiércol similares a la aplicación baja del presente experimento y las concentraciones de DP y TP fueron mayores 60 y 77%, respectivamente. Pote et al. (1999a, b), Andraski y Bundy (2003), Sharpley y Kleinman (2003), Tabbara (2003), Schroeder et al. (2004), Tarkalson y Mikkelsen (2004), y Ramírez-Ávila (2005) reportaron igualmente que las concentraciones de DP y TP en escorrentía son mayores en suelos con un nivel de P extraíble alto que en suelos con niveles bajos de P extraíble, aun cuando son sometidos a diferentes tipos de enmienda.

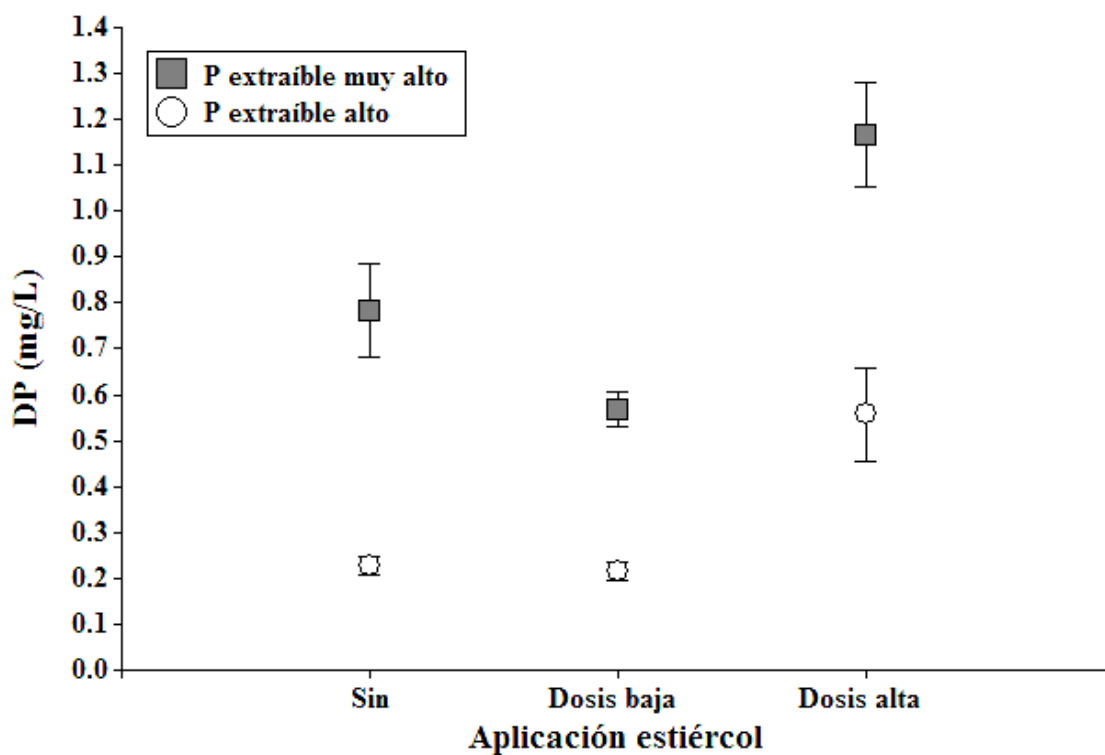


Figura 16. Efecto de la aplicación de enmienda y el análisis de suelo sobre el P disuelto (DP) en la escorrentía.

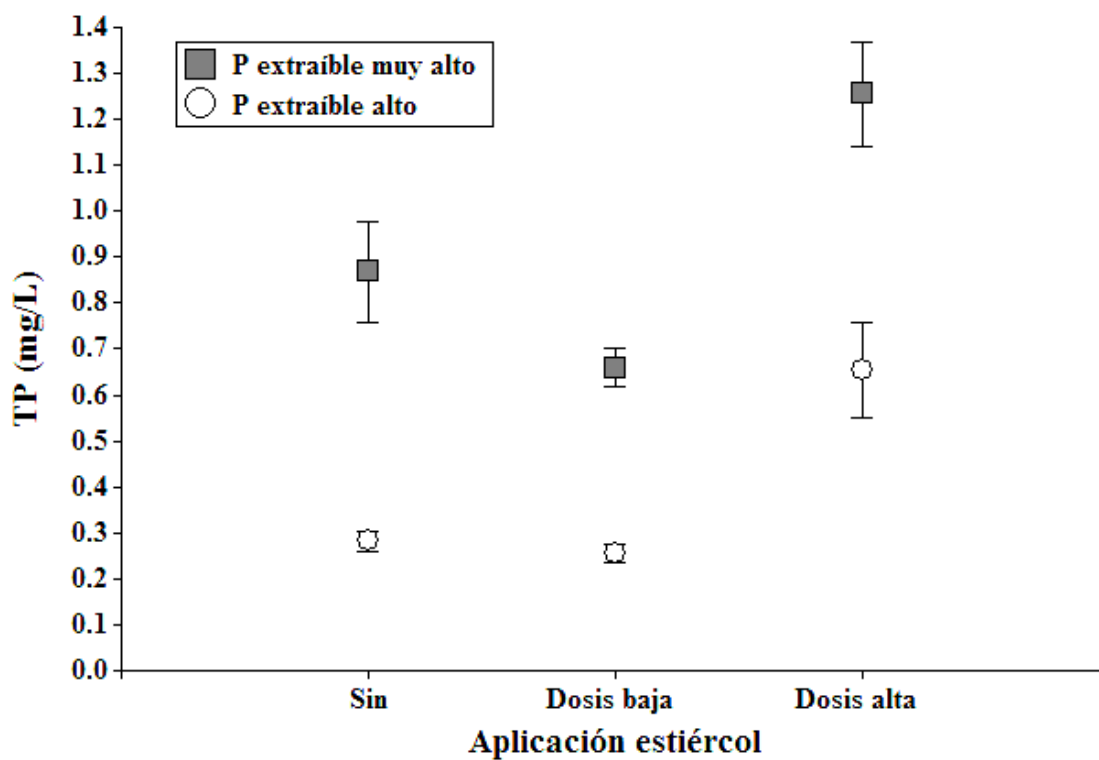


Figura 17. Efecto de la aplicación de enmienda y el análisis de suelo sobre el P total (TP) en la escorrentía.

Las concentraciones de DP en esorrentía en suelos con un nivel muy alto de P extraíble sin la aplicación de residuos orgánicos fueron ($P<0.01$) un 30% mayor que en suelos con nivel alto de P extraíble. Las concentraciones de DP en esorrentía con la aplicación de la dosis alta de estiércol fueron en promedio 54.6% mayores que las concentraciones en los suelos con aplicación de dosis baja. Las concentraciones de DP en esorrentía en suelos con un nivel muy alto de P extraíble con la aplicación de dosis bajas de estiércol fueron ($P<0.01$) un 37% mayor que en suelos con un nivel alto de P extraíble. Las concentraciones de DP en esorrentía en suelos con un nivel muy alto de P extraíble con la aplicación de dosis altas de estiércol fueron ($P<0.01$) un 48% mayor que en suelos con un nivel alto de P. El aumento en las concentraciones de DP en esorrentía en suelos con aplicación de dosis altas supera en promedio 0.61 mg L^{-1} las concentraciones en suelos con aplicación de dosis bajas y sin aplicación; lo que conduce a que se observen concentraciones en esorrentía por encima de la concentración crítica ambiental sugerida de 1 mg L^{-1} , con un valor medio para DP de 1.17 mg L^{-1} en esorrentía (Figura 16). Ortega-Achury et al. (2007) cuantificaron las concentraciones de nutrientes en esorrentía para una vaquería y una finca avícola de Puerto Rico bajo condiciones naturales usando fraccionadores de esorrentía y reportaron concentraciones promedio de DP en esorrentía para la vaquería de 1.79 mg L^{-1} , valores similares a los encontrados en el presente estudio, igualmente indican que las mayores concentraciones se obtuvieron cuando el lapso de tiempo entre el evento de precipitación y la adición directa de residuos orgánicos por parte de los animales fue más corto. Los autores indican que en la vaquería el 70% de las muestras de esorrentía recolectadas las concentraciones de DP promedio superaron 1 mg L^{-1} .

Kleinman y Sharpley (2003) encontraron valores similares a los resultados del presente trabajo con un rango entre 0.4 y 2.2 mg L^{-1} de DP en esorrentía después de someter bandejas

de escorrentía con dos suelos ácidos a simulaciones de lluvia consecutiva a los 3, 10 y 24 días luego de aplicar residuos orgánicos de vaquería y de gallinaza. Las concentraciones de DP en suelos con aplicaciones de gallinaza fueron mayores con un rango de 0.3 a 32.5 mg L⁻¹. Kleinman et al. (2004) reportan valores de 0.08 a 0.22 mg L⁻¹ de DP y de 2.17 a 3.66 mg L⁻¹ de TP para aplicaciones de estiércol. Penn et al. (2006) evaluaron las concentraciones de DP en escorrentía de 9 diferentes tipos de suelo de tres diferentes regiones de Virginia (EE.UU) con niveles altos y bajos de P extraíble medidos con Mehlich 3, y también en bandejas de escorrentía y sometidos a simulaciones de lluvia. El rango de concentraciones de DP en escorrentía fue de 0.031 a 0.416 mg L⁻¹, para suelos con P extraíble entre 10 y 245 mg kg⁻¹ de P Mehlich 3, respectivamente. Kleinman et al. (2002) en simulaciones bajo techo sobre bandejas de escorrentía y aplicación de residuos orgánicos de vaquería encontraron mayores concentraciones de DP y TP en escorrentía, en rangos de 0.7 a 9.5 mg L⁻¹ y 0.9 a 22 mg L⁻¹, respectivamente, indicando que las concentraciones para la enmienda con estiércol eran significativamente menores que con otras enmiendas (gallinaza, estiércol de cerdos y diamonio fosfato). Sotomayor-Ramírez et al. (2004) compararon el efecto de enmiendas con residuos de granjas de pollos parrilleros y de fertilizantes inorgánicos sobre un Ultisol, concluyendo que el fertilizante inorgánico fue solubilizado y fijado rápidamente en el suelo por lo que las concentraciones fueron mayores en los suelos enmendados con el residuo orgánico. Similares resultados fueron encontrados por Andraski et al. (2003) en la evaluación de similares métodos de enmienda.

Aunque las concentraciones de sedimentos suspendidos son mayores para los tratamientos con aplicación de residuos orgánicos, éstas no fueron estadísticamente diferentes ($P < 0.05$) tanto para diferentes niveles de P extraíble como para suelos con y sin aplicación de

residuos orgánicos (Figura 18). La presencia de un valor atípico para el tratamiento con aplicación de dosis altas de enmienda y en suelo con un nivel alto de P extraíble provocó que el valor medio sea mayor que para el suelo con P extraíble muy alto, sin embargo no representa una diferencia significativa. El rango de concentraciones encontradas varió de 1 a 72 mg L⁻¹ sin ser afectado por los tratamientos. Ortega-Achury et al. (2007) reportaron similares concentraciones en escorrentía para dos diferentes predios en condiciones naturales de precipitación (110 y 30 mg L⁻¹), concentraciones bajas probablemente a consecuencia de la extensiva cobertura vegetal (>90%) condición similar al presente estudio. Ramírez-Ávila (2005) reportó que en suelos con P extraíble alto las concentraciones de SS son mayores que en suelos con P extraíble bajo, así mismo indicó que las concentraciones de SS estuvieron afectadas por la fuente de enmienda en los suelos con P extraíble alto. A diferencia de los resultados del presente trabajo, Bundy et al. (2001) y Mueller et al. (1984) describieron que las cargas de sedimentos en escorrentía tendían a ser más bajas en donde el abono orgánico era aplicado. En este caso se reitera en que el uso de secciones intactas del material de suelo y pastura usados en el experimento a diferencia de las demás investigaciones revisadas incidió en el arrastre de material por efecto de las simulaciones de lluvia. Sharpley (1995) explica que aún el uso de suelo es llevado a densidades entre 1 y 2 g cm⁻³ no contiene las propiedades estructurales del suelo de los campos originalmente estudiados y que esto conlleva a un aumento de la erosión y consecuentemente a mayores concentraciones de P y sedimentos en escorrentía.

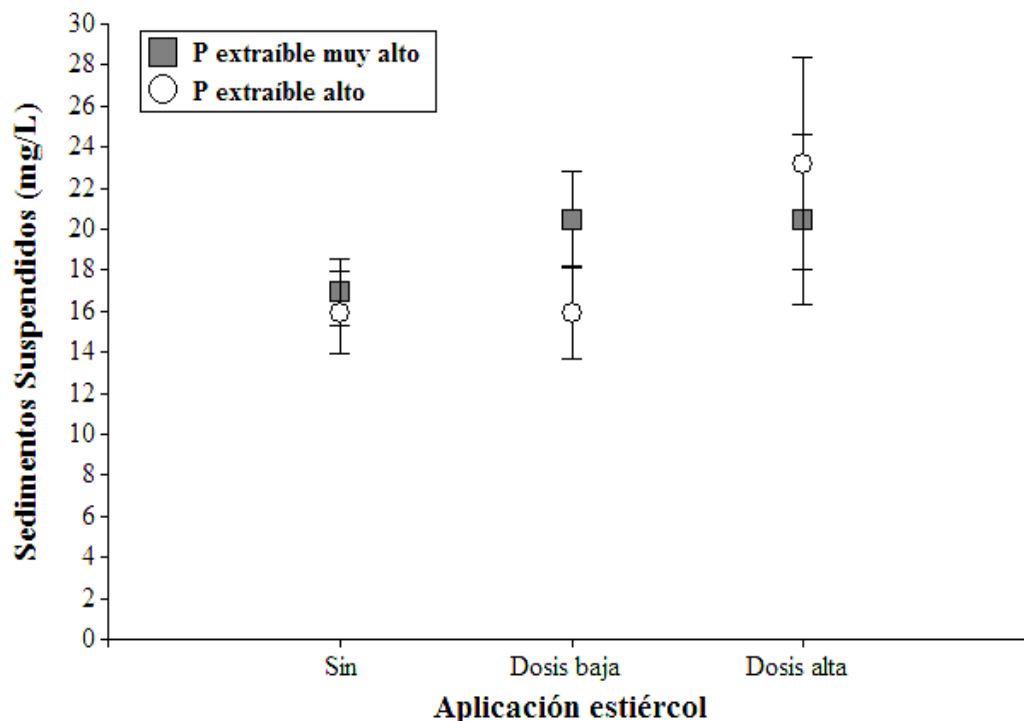


Figura 18. Efecto de la aplicación de enmienda y el análisis de suelo sobre la concentración de sedimentos en la escorrentía.

3.5.2 Análisis de las fracciones de P encontradas en escorrentía por efecto de la aplicación de diferentes dosis de residuos orgánicos de vaquería y suelos con diferentes niveles de P extraíble

Se observa que los niveles de P extraíble del suelo afectaron ($P < 0.01$) la relación DP/TP, PP y REP. La aplicación del residuo orgánico de vaquería ni la interacción de la prueba de suelo con la dosis de aplicación afectaron las fracciones P en escorrentía (Cuadro 11). La relación DP/TP en suelos con un nivel muy alto de P extraíble fue significativamente mayor ($P < 0.01$) que en suelos con un nivel alto de P extraíble. Las concentraciones de PP fueron significativamente mayores ($P < 0.05$) en suelos con P extraíble muy alto que en suelos con P

extraíble alto. La REP en suelos con un nivel de P extraíble alto fue significativamente mayor ($P<0.01$) que en suelos con P extraíble muy alto (Cuadro12).

Cuadro 11. Análisis de varianza del efecto de la prueba de suelo en las fracciones de P encontradas en escorrentía para el total de los datos.

Fuente de variación	Grado de libertad	DP/TP (%)	PP (mg L ⁻¹)	REP
		Cuadrados medios (CM)		
Prueba de P del suelo (A)	1	2800.45**	0.03*	0.25**
Dosis de aplicación (B)	2	145.82	0.01	0.01
(A)*(B)	2	209.45	0.01	0.02
Error	174	226.71	0.01	0.02

** Indica diferencias significativas ($P<0.01$) en las concentraciones encontradas en escorrentía para la fuente de variación correspondiente. * Indica diferencias significativas ($P<0.05$) en las concentraciones encontradas en escorrentía para la fuente de variación correspondiente.

La relación DP/TP es suelos con nivel alto de P extraíble se incrementó en promedio un 9.7% en suelos con nivel muy alto de P extraíble (C.V.= 17.69) ($P<0.01$). El rango de valores para la relación DP/TP es de 32.73 a 100%. La relación DP/TP muestra una correlación alta para los dos niveles de P extraíble (Figura 19). No hubo correlación entre PP y TP (Anexo 22) debido a que a mayores valores de TP se obtienen valores similares de PP; esto se explica en el elevado coeficiente de variación para la REP (C.V.=86.28). Las concentraciones de PP en escorrentía en suelos con nivel muy alto de P extraíble fue en promedio 22.2% mayor que en suelos con nivel alto de P extraíble ($P<0.05$).

Cuadro 12. Efecto de la prueba de suelo en las fracciones de P en escorrentía.

Variable	P extraíble alto	P extraíble muy alto
DP/TP (%)	81.14	89.86**
PP (mg L ⁻¹)	0.07	0.09 *
REP	0.19**	0.11

** Indica diferencias significativas ($P<0.01$) entre valores para la variable.

* Indica diferencias significativas ($P<0.05$) entre valores para la variable.

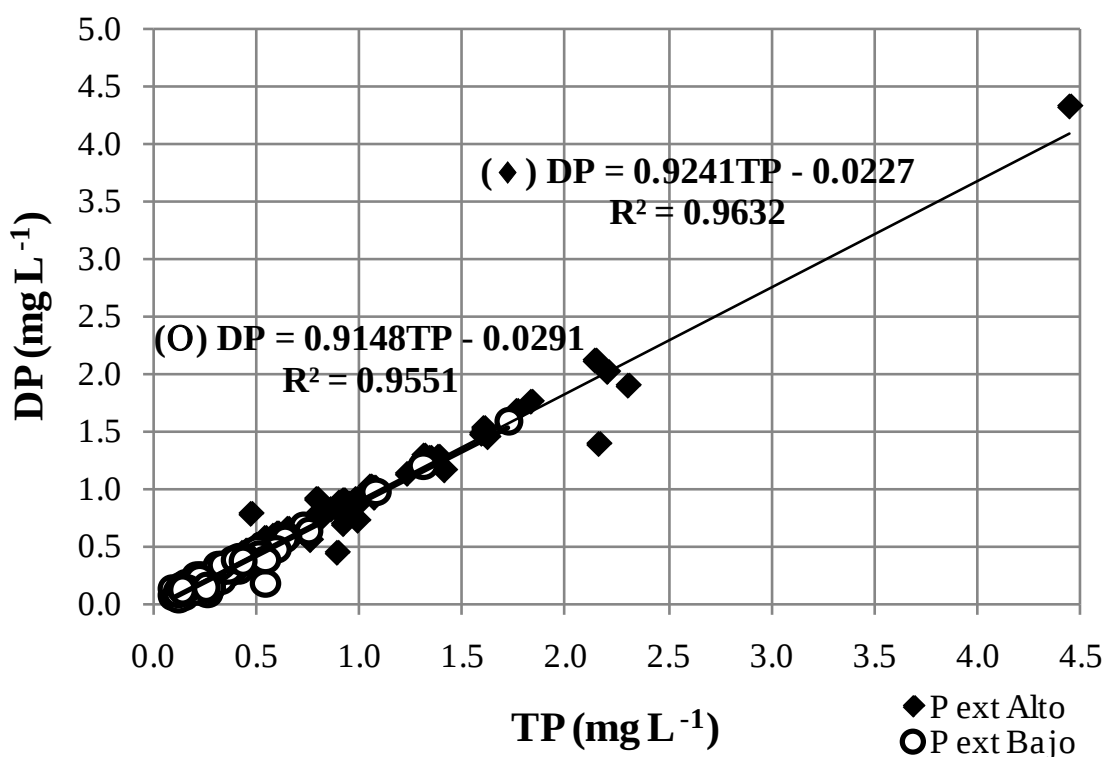


Figura 19. Relación entre las concentraciones de DP y TP encontradas en escorrentía para tratamientos con y sin aplicación de residuos orgánicos.

Ramírez-Ávila (2005) evaluó la escorrentía en dos localidades (Corozal y Mayagüez), concluyendo que en Corozal el PP fue mayor y la relación DP/TP fue menor que en Mayagüez debido a un aumento en las concentraciones de SS en Corozal. Ramírez-Ávila (2005) reportó además que la relación DP/TP se redujo con el aumento del P extraíble, el valor de la humedad y la lamina de escorrentía; factores hidrológicos que favorecieron el incremento en las concentraciones de SS y PP. Hubo un aumento en las concentraciones de SS en los suelos con P extraíble alto y un efecto en ese nivel de la prueba de suelo para suelos enmendados. Ortega-Achury et al. (2007) reportaron que del P total el 90% estaba representado por el DP en una vaquería de Puerto Rico donde se recolectó la escorrentía de eventos naturales de precipitación lo que representó un riesgo mayor de contaminación para los cuerpos de agua afectados por la vaquería. Schroeder et al. (2004) indican que la relación DP/TP se incrementa con la prueba de

suelo, en acuerdo con los resultados esperados en este trabajo, ya que en suelos con P extraíble alto la proporción DP del TP fue mayor que en suelos con P extraíble bajo.

3.5.3 Análisis de la masa de P y sedimentos encontradas en escorrentía por efecto de diferentes niveles de P extraíble en el suelo

La descarga de P en escorrentía fue afectada por los niveles de P extraíble y la aplicación del residuo orgánico ($P < 0.01$), pero no hay interacción entre los niveles de P extraíble y la enmienda (Cuadro 13). La descarga de sedimentos no fue afectada por los niveles de P extraíble ni por la aplicación del residuo orgánico.

Cuadro 13. Análisis de varianza del efecto de la prueba de suelo y de la aplicación de diferentes dosis de residuo orgánico de vaquería en la descarga de masa de P y sedimentos en escorrentía.

Fuente de Variación	Grados de libertad	(kg ha ⁻¹)		
		DP	TP	SS
		Cuadrados medios (CM)		
P extraíble (A)	1	2.00**	2.21**	34.47
Dosis de aplicación (B)	2	0.44**	0.49**	71.97
(A)*(B)	2	0.06	0.04	22.36
Error	174	0.03	0.03	33.41

** Indica diferencias significativas ($P < 0.01$) en las concentraciones encontradas en escorrentía para la fuente de variación correspondiente. * Indica diferencias significativas ($P < 0.05$) en las concentraciones encontradas en escorrentía para la fuente de variación correspondiente.

Las descargas de DP y TP en escorrentía en suelos con nivel muy alto de P extraíble fueron significativamente ($P < 0.01$) mayores que las descargas de DP y TP en suelos con P extraíble alto. De igual forma las descargas de DP y TP fueron significativamente mayores ($P < 0.01$) por la aplicación de dosis alta de residuos orgánicos sobre los tratamientos sin aplicación y con aplicación de dosis bajas del residuo orgánico (Figuras 20 y 21). La descarga

promedio de DP en escorrentía aumentó un 62.2% en suelos con P extraíble muy alto sobre las descargas en suelos con P extraíble alto. La descarga promedio de TP en escorrentía aumentó un 61% en suelos con P extraíble muy alto sobre suelos con P extraíble alto. La aplicación de una dosis alta de residuos orgánicos incrementó en promedio la descarga de DP en escorrentía en un 55% y 42% sobre los suelos sin aplicación y con aplicación de dosis bajas, respectivamente. En la descarga de TP se incrementó en promedio un 52% y 41% respectivamente (Figuras 20 y 21).

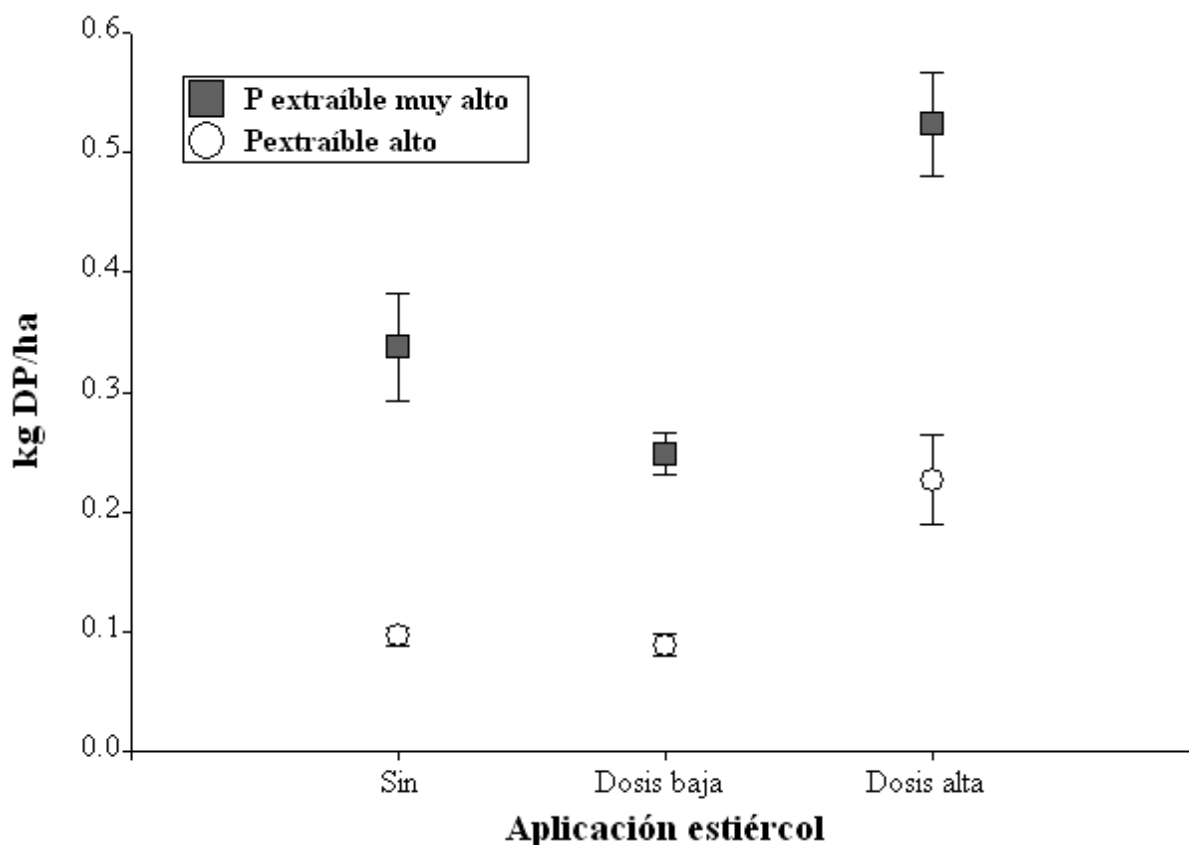


Figura 20. Comportamiento de la descarga de DP en escorrentía para diferentes niveles de P extraíble y aplicación de residuos orgánicos.

Sotomayor-Ramírez et al. (2007) reportaron que los suelos sometidos a la aplicación de residuos orgánicos tuvieron pérdidas de masa de NO_3^- -N, TN, DP y TP en escorrentía mayores que en suelos sin enmienda, la pérdida de masa de P fue de 0.6 kg ha^{-1} , equivalente a un 10%

de la masa de P aplicada en la enmienda orgánica. Ramírez-Ávila (2005) indicó que las descargas de P en escorrentía se incrementaron con la prueba de suelo, es decir que son mayores en suelos con P extraíble alto y presentó diferencias con el uso de enmienda cuando los suelos fueron de P extraíble muy alto y extremadamente alto.

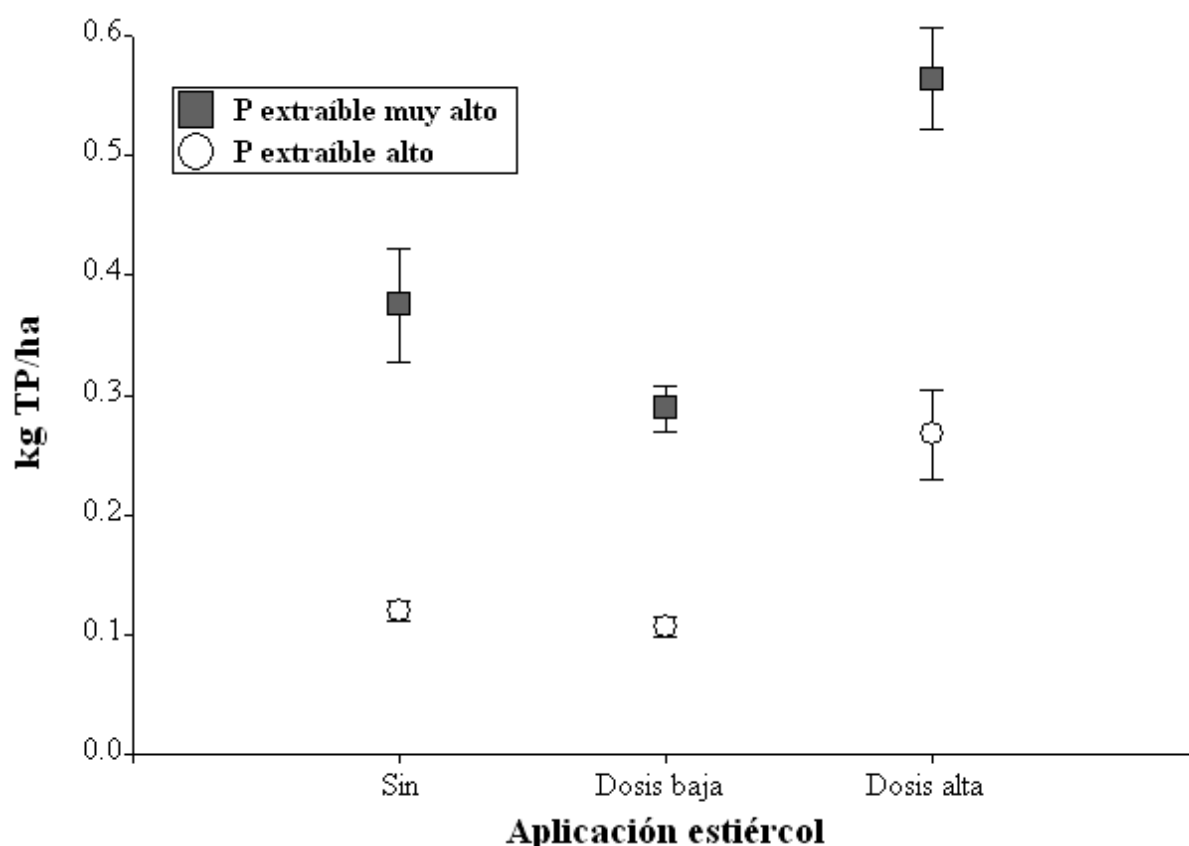


Figura 21. Comportamiento de la descarga de TP en escorrentía para diferentes niveles de P extraíble y aplicación de residuos orgánicos.

Se observó una tendencia al aumento en las concentraciones de sólidos suspendidos (kg ha^{-1}) por efecto de la aplicación del residuo orgánico pero no fue significativa (Figura 22). Ramírez-Ávila (2005) reportó que el comportamiento de la masa de SS es directamente proporcional al aumento en la lámina de escorrentía y que de esta forma también son afectadas las descargas de PP. De acuerdo con el volumen de escorrentía promedio en el presente estudio y a la masa promedio de nutrientes y sedimentos, se estima que 1 mm de escorrentía genera en

promedio 0.008, 0.009 y 0.28 kg ha⁻¹ de DP, TP y SS. En promedio para todos los tratamientos las concentraciones de P en escorrentía estuvieron dentro de los valores críticos ambientales establecidos, solamente en casos particulares en suelos donde la prueba de suelo corresponde a suelos con una alta susceptibilidad a la pérdida de P se obtuvieron concentraciones por encima de los valores críticos.

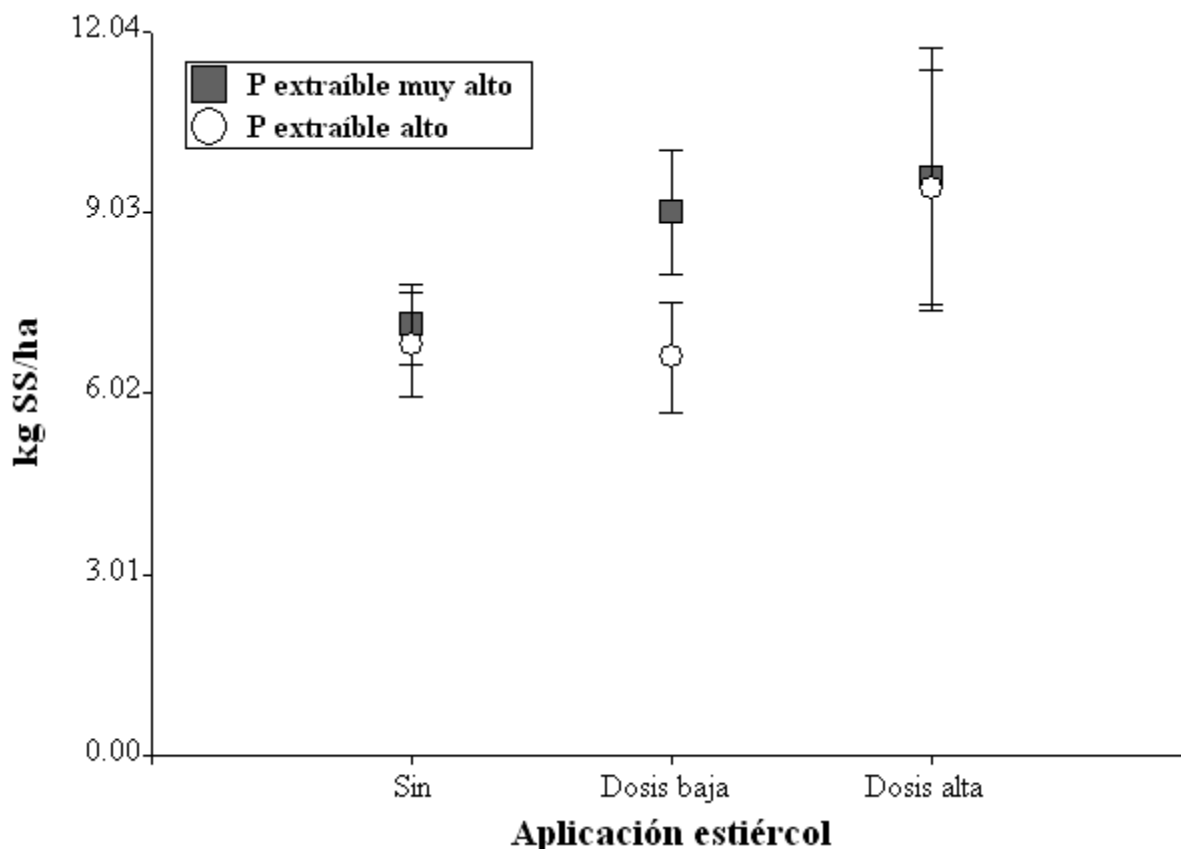


Figura 22. Comportamiento de la descarga de SS en escorrentía para diferentes niveles de P extraíble y aplicación de residuos orgánicos.

3.5.4 Análisis en el tiempo por efecto de la aplicación del residuo orgánico

En el Cuadro 10 se observa que el tiempo T (días después de la aplicación del residuo orgánico) afectó en forma significativa ($P < 0.01$) las concentraciones de nutrientes en escorrentía, y no incidió en las concentraciones de sedimentos suspendidos en escorrentía. El análisis temporal de medias permite describir como cada tratamiento incidió en las

concentraciones de nutrientes y sedimentos en esorrentía y evaluar el efecto del lapso de tiempo entre la enmienda y la ocurrencia de un evento de lluvia.

Las concentraciones de NO_3^- -N y TN en esorrentía fueron significativamente mayores ($P<0.01$) inmediatamente posterior a la aplicación (día 1) del residuo orgánico, que para los demás eventos de lluvia consecutiva simulada (días 4, 8, 15 y 45) para todos los tratamientos a excepción de los sometidos a la aplicación de dosis bajas de residuo orgánico en los dos niveles de P extraíble ya que estos dos tratamientos no presentan variabilidad significativa en función del tiempo (Figuras 23 y 24). Las concentraciones de NO_3^- -N y TN no fueron afectadas por el nivel de P extraíble en los consecutivos eventos de lluvia simulada. Las desviaciones estándar en el día 1 fueron mayores que los demás días para todos los tratamientos. Las concentraciones de NO_3^- -N se redujeron en promedio 52% después del primer día de simulación y las concentraciones de TN se redujeron en promedio 40% después del primer día de simulación. Resultados similares encontraron McFarland et al. (2003) observando la reducción en función del tiempo de las concentraciones de NO_3^- -N y TN en esorrentía proveniente de áreas agrícolas bajo la aplicación de efluentes de vaquería. Para los tratamientos con dosis altas de aplicación del residuo orgánico en los dos niveles de P extraíble, las concentraciones de NO_3^- -N y TN mostraron un leve aumento en el día 15 que obedece a un proceso aparente de mineralización del N proveniente de la enmienda orgánica, Edwards y Daniel (1993a) describen un comportamiento similar, en donde las concentraciones de TN en esorrentía aumenta en un periodo de tiempo en suelos sometidos a enmienda orgánica por el aparente proceso de mineralización.

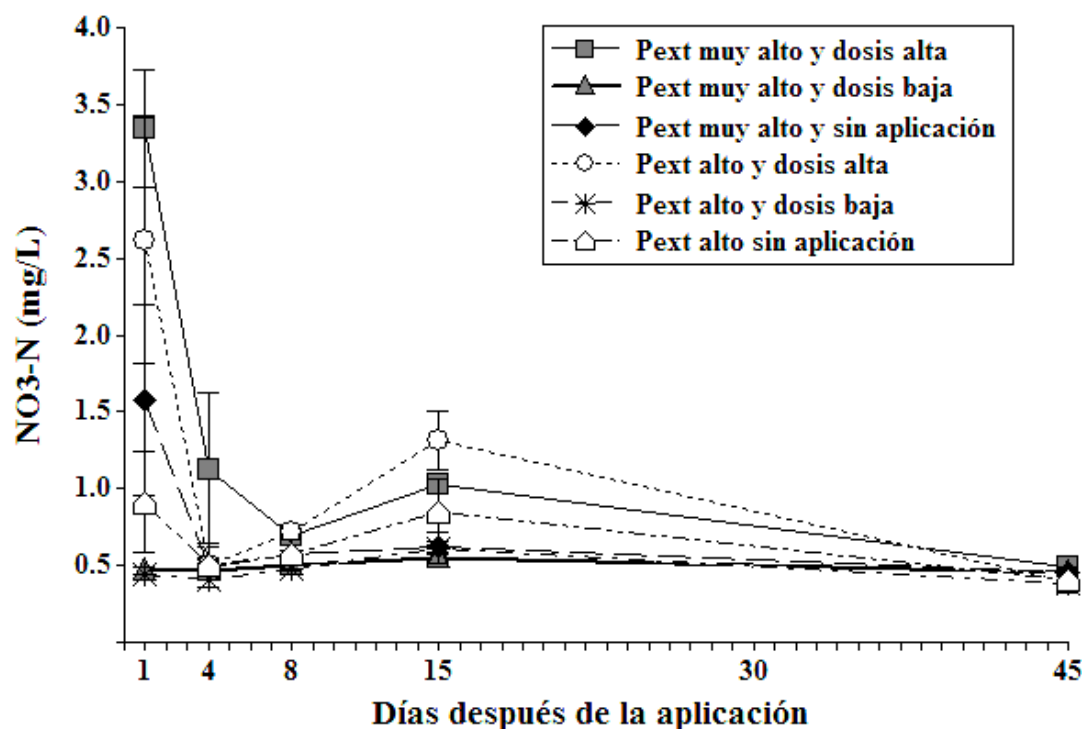


Figura 23. Efecto del tiempo y la combinación del nivel de P extraíble del suelo y la enmienda sobre las concentraciones de NO₃⁻-N en escorrentía.

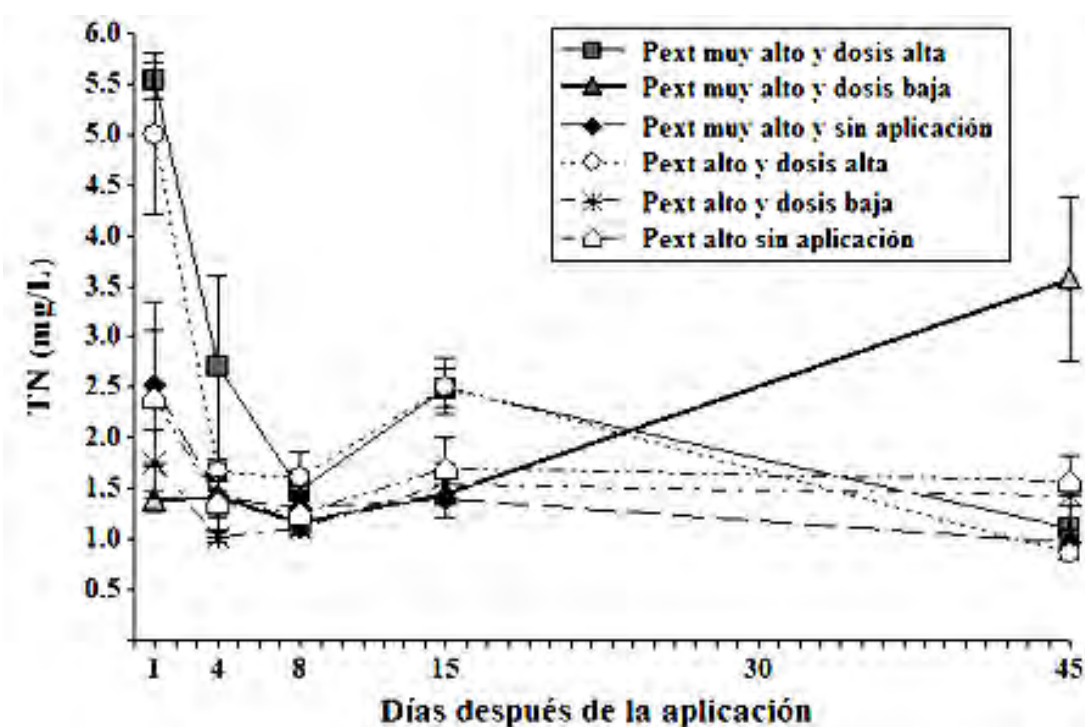


Figura 24. Efecto del tiempo y la combinación del nivel de P extraíble del suelo y la enmienda sobre las concentraciones de TN en escorrentía.

Todos los tratamientos tendieron a tener las mismas concentraciones de NO_3^- -N y TN en escorrentía con precipitaciones consecutivas después de la aplicación del residuo orgánico. En el día 45 todas las concentraciones de NO_3^- -N tuvieron una media de $0.52 \pm 0.01 \text{ mg L}^{-1}$, sin importar el tratamiento al que habían sido sometido (Figura 23). Las concentraciones de TN en el día 45 variaron de 1.09 a 1.59 mg L^{-1} , aunque el valor medio para el suelo con nivel muy alto de P extraíble y con aplicación de dosis baja presentó un valor atípico de 3.6 mg L^{-1} (Figura 24), atribuido a un posible proceso de mineralización del N proveniente del residuo orgánico (como se mencionó para el día 15 con las dosis altas de aplicación).

Para todos los tiempos las concentraciones de DP y TP fueron significativamente mayores ($P < 0.01$) en los suelos con niveles muy altos de P extraíble y dosis alta de residuo orgánico (Figuras 25 y 26). Para los suelos con aplicación de dosis altas del residuo orgánico en los dos niveles de P extraíble y los suelos con nivel muy alto de P extraíble sin enmienda; las concentraciones de DP y TP encontradas en escorrentía son mayores que los demás tratamientos en el día 1 y en el día 1 respecto de los demás días, excepto en las concentraciones encontradas en el día 4 en donde las diferencias no son significativas ($P < 0.01$). Las desviaciones estándar son mayores igualmente para las medias en el día 1 y mayores para suelos con niveles muy altos de P extraíble. En los suelos con aplicación de dosis baja del residuo orgánico en los dos niveles de P extraíble y los suelos con un nivel alto de P extraíble sin enmienda las concentraciones de DP y TP no variaron en función del tiempo. El tratamiento con un nivel muy alto y aplicación de dosis baja mantuvo un valor promedio de 0.57 mg L^{-1} , y de 0.21 y 0.23 mg L^{-1} para los tratamientos con P extraíble alto con aplicación de dosis baja y sin enmienda, respectivamente (Figura 25).

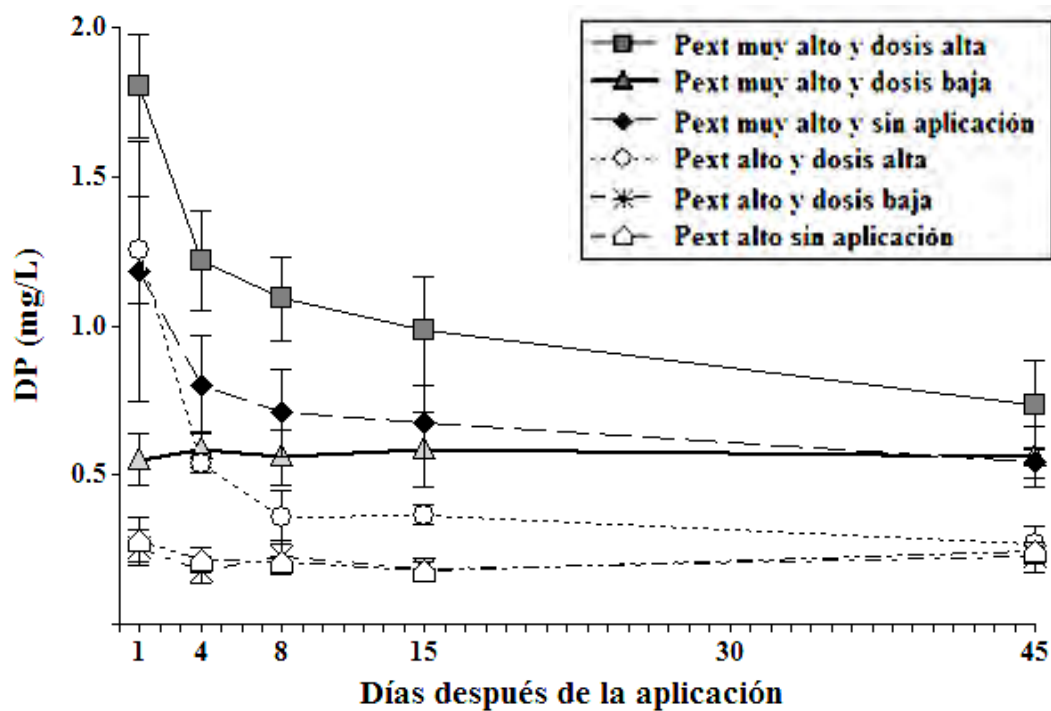


Figura 25. Efecto del tiempo y la combinación del nivel de P extraíble del suelo y la enmienda sobre las concentraciones de DP en escorrentía.

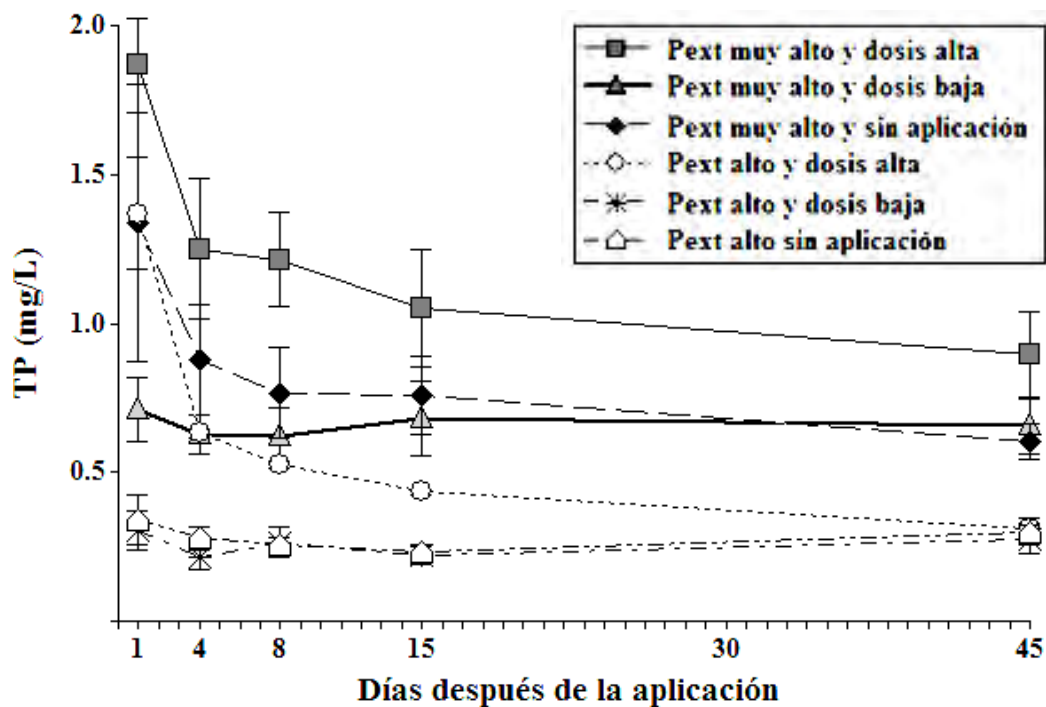


Figura 26. Efecto del tiempo y la combinación del nivel de P extraíble del suelo y la enmienda sobre las concentraciones de DP en escorrentía.

Para los tratamientos con aplicación de dosis altas de residuos orgánicos en los dos niveles de P extraíble y los suelos con un nivel muy alto de P extraíble alto y sin enmienda; las concentraciones de DP después del primer día de simulaciones disminuyeron en promedio un 36% (Figura 25), y las concentraciones de TP para los mismos tratamientos disminuyeron en promedio un 35% después del primer día de simulación (Figura 26). Al igual que para las concentraciones de NO_3^- -N y TN las concentraciones de DP y TP en función del tiempo tienden a ser iguales, para el día 45 los valores de las concentraciones para diferentes dosis de aplicación fueron con P extraíble muy alto entre 0.7 y 0.9 mg L^{-1} y con P extraíble alto entre 0.36 y 0.46 mg L^{-1} (Anexo 23).

Ramírez-Ávila et al. (2008) demostraron que las concentraciones de TP y el DP en esorrentía (30 minutos de esorrentía) fueron menores en el segundo día consecutivo de lluvia simulada ($P < 0.05$). En esa investigación encontraron que este comportamiento se da principalmente en mayores magnitudes en las categorías altas y muy altas de la susceptibilidad del suelo a la pérdida de P. Los autores atribuyen la reducción en las concentraciones de DP y TP en esorrentía al incremento en la humedad del suelo; los posibles mecanismos son: una dilución de la solución de P del suelo, disminución de la desorción de P del suelo, disminución del área de suelo disponible para las reacciones de adsorción y desorción cuando el suelo entra en contacto con el agua de lluvia simulada. Sotomayor-Ramírez et al. (2007) demostraron que el efecto del tiempo en las concentraciones de DP y TP sólo fue importante en suelos con nivel alto de P extraíble y la aplicación de enmienda orgánica, ya que los suelos que no fueron enmendados no presentaron variabilidad en el tiempo.

Pote et al. (1999b) y Sharpley y Kleinman (2003) demostraron que las concentraciones de P en escorrentía eran más bajas en suelos húmedos que en suelos secos antes de someterse a lluvia simulada, y atribuyeron la reducción en la concentración de DP a una dilución temporal del P del suelo. Los autores concluyeron que el gradiente de concentración de la superficie coloidal a la solución del suelo será mayor cuando el suelo inicialmente es regado a partir de un estado de humedad antecedente más bajo que cuando es más alto. Otra posibilidad de la reducción observada en concentraciones de P en escorrentía en días consecutivos posterior al primer día de precipitación puede ser la pérdida de las fracciones de P lábil durante el acontecimiento inicial de escorrentía que ocurre el día 1 (Ramírez-Ávila et al., 2008). Sotomayor-Ramírez et al. (2007) indican que en el primer evento de escorrentía el PP es la fracción de P de mayor concentración en suelos con P extraíble alto y aplicación de enmienda, por lo que se puede decir que la mayor pérdida de P en suelos susceptibles a la pérdida de P que han sido enmendados es en forma de P particulado.

Vadas et al. (2005) encontraron que las concentraciones de P en escorrentía son mayores el primer día debido a la reciente adición de P, y que después disminuye con el tiempo mientras que el P agregado se transforma en formas menos disponibles en el suelo o a las lixiviaciones que se llevan a cabo en las capas subyacentes del suelo, mientras que la adición reciente de P al suelo puede eclipsar la relación entre la prueba de suelo y el P en escorrentía; este efecto disminuye con tiempo mientras que se alcanza el equilibrio. Este mismo fenómeno es atribuido a esta investigación, ya que en el primer evento de lluvia el material adicionado en la enmienda fue transportado por escorrentía provocando las altas concentraciones encontradas en este día, pero en los días posteriores con simulaciones consecutivas fue menor, y aparentemente el material no incorporado es transportado por escorrentía y en menores

concentraciones, a lo que se suma el material que ya ha sido incorporado en el suelo y el P disuelto que se ha perdido en la inicial lixiviación. Un proceso consecutivo similar se produce en cada evento de lluvia, hasta alcanzar concentraciones en escorrentía poco variables que indican que el P perdido depende del nivel de P extraíble del suelo y que la enmienda no es una variable de gran influencia. Ortega-Achury et al. (2007) indican que las concentraciones de nutrientes en escorrentía son mayores para eventos de precipitación que ocurren inmediatamente (<5 días) después de la aplicación de residuos orgánicos, tanto para residuos de vaquería como para los provenientes de granjas avícolas, las concentraciones de P decrecen gradualmente en el tiempo, mientras que las concentraciones de N decrecen rápidamente posiblemente afectadas por procesos de volatilización y lixiviación.

La pérdida de sedimentos no varió a través del tiempo, y no hubo diferencias entre las medias ni efecto de los tratamientos ($P < 0.05$) (Figura 27). Se observó un comportamiento inconsistente de las medias y que las desviaciones estándar son más altas en los suelos con niveles muy altos de P extraíble. Estos resultados pueden estar influenciados por la manipulación de las bandejas y taponamiento de los drenajes. Estos mismo problemas fueron reportados por Kleinman et al. (2004). Además que se observa que el comportamiento de los SS fue afectado por la humedad antecedente, el día 15 la humedad fue más baja y posiblemente las concentraciones de los suelos con nivel de P extraíble muy alto y con dosis alta de enmienda fueron afectadas mostrando un aumento de 30 mg L^{-1} en las concentraciones de SS respecto del día 8.

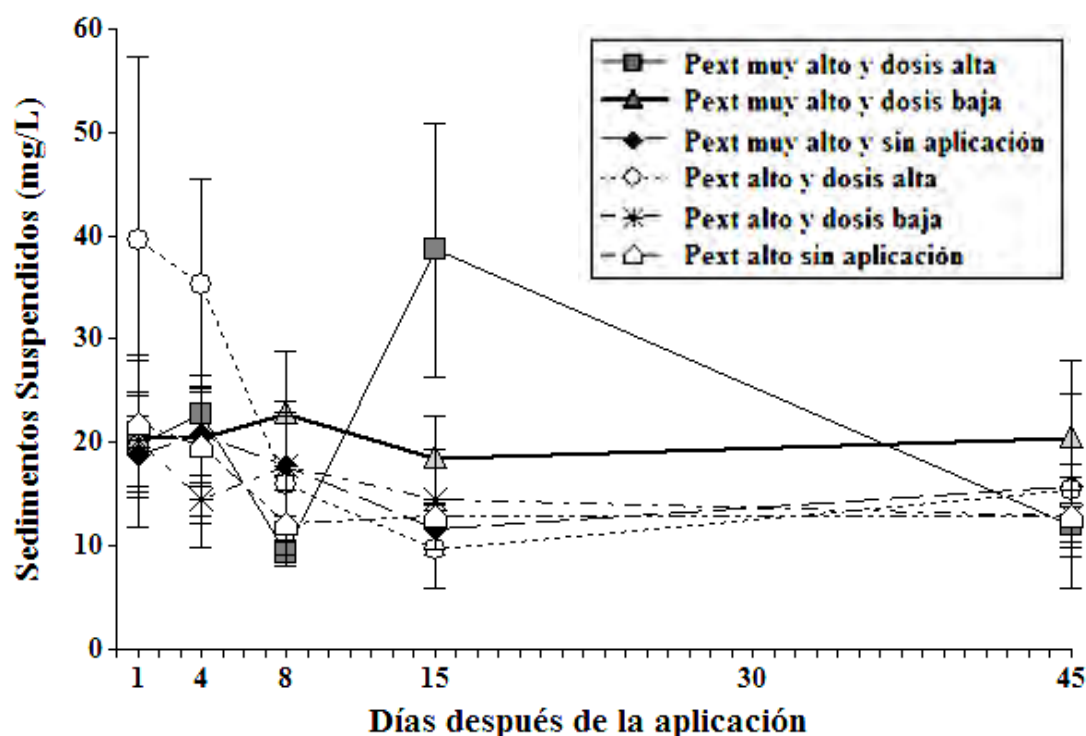


Figura 27. Efecto del tiempo y la combinación del nivel de P extraíble del suelo y la enmienda sobre las concentraciones de sedimentos en escorrentía.

3.5.5 Análisis del P disuelto (DP) de acuerdo al nivel P extraíble del suelo para dos diferentes trancursos de tiempo entre la aplicación del residuo orgánico y el primer evento de lluvia simulada.

Las concentraciones de DP en escorrentía fueron significativamente menores ($P < 0.05$) en el conjunto de simulaciones realizadas 30 días posterior a la enmienda que en el conjunto de simulaciones realizadas desde el primer día. La reducción promedio de las concentraciones de DP entre la primera simulación de lluvia en los dos tiempos T (día 1 y día 30) es de 69.6%. La reducción observada en las concentraciones de DP fue mayor en suelos con P extraíble muy alto de 69.8% y de 55.7% para suelos con P extraíble alto. Esto es contrario a lo esperado de que suelos con bajos niveles de P “fijen” mayor cantidad de P (Figura 28). Las concentraciones de DP en escorrentía encontradas en las simulaciones desde el día 1 en suelos con un nivel alto

de P extraíble son similares ($P<0.05$) a las concentraciones encontradas en las simulaciones realizadas a partir del día 30.

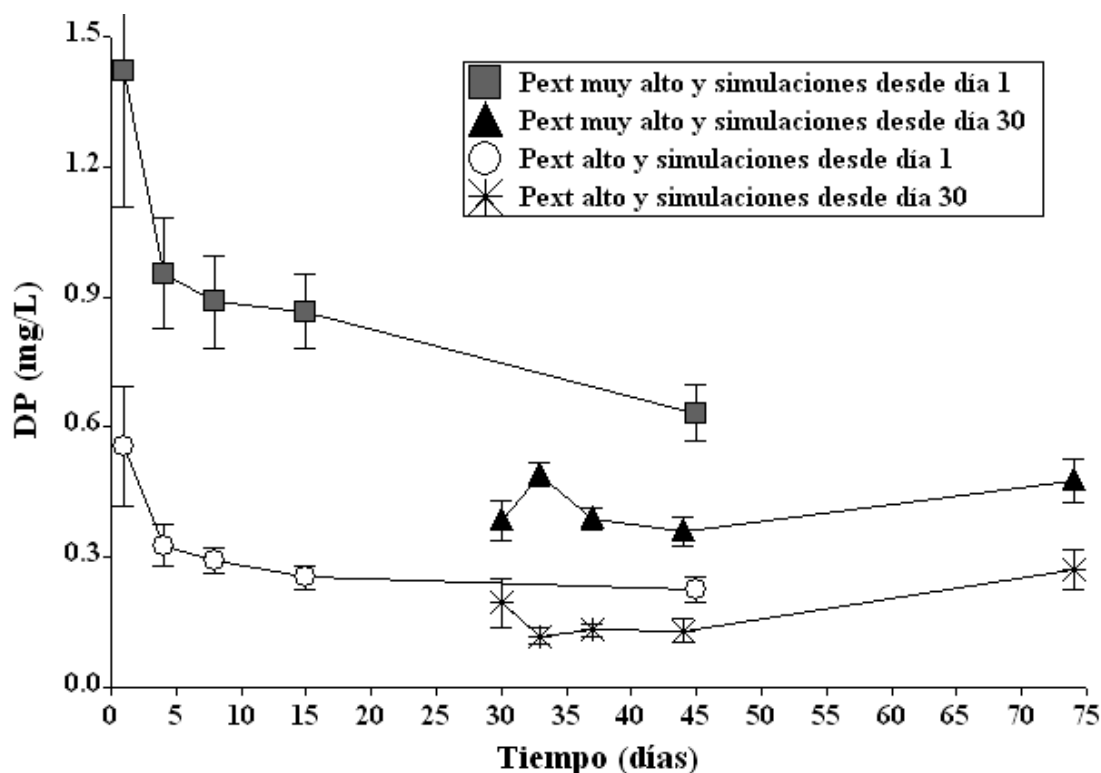


Figura 28. Comportamiento de DP en escorrentía para dos diferentes lapsos de tiempo entre el primer evento de lluvia y la aplicación del estiércol.

En las simulaciones realizadas desde el día 30 no hay diferencias significativas ($P<0.05$) en las concentraciones de DP en escorrentía para los diferentes niveles de P extraíble. Se puede concluir que las mayores pérdidas de P en escorrentía se producirán en el primer día después de la aplicación de residuos orgánicos de vaquería y posterior a la primera simulación, las concentraciones de DP en escorrentía fueron similares en simulaciones de lluvia a los 4, 8, 15 y 45 días. La disminución marcada luego de la primera simulación se debe al efecto del lavado del P aplicado y disponible para moverse por escorrentía en el primer evento de lluvia simulada y la disminución gradual en las simulaciones consecuentes debido a la combinación del efecto de lavado y de la fijación de P en el suelo. Se obtuvieron regresiones significativas

entre las concentraciones de DP en escorrentía y el tiempo después de la aplicación de estiércol para los dos niveles de P extraíble (Cuadro 14) (Anexo 24).

Cuadro 14. Determinación de las concentraciones de DP en escorrentía en función del tiempo para diferentes niveles de P extraíble.

Nivel de P extraíble	Ecuación	R ²
Alto	DP = 0.6765 (día) ^{-0.289}	0.93
Muy alto	DP = 1.2346 (día) ^{-0.14}	0.95

Westerman y Overcash (1980); y Sharpley (1997) indican que el intervalo de tiempo entre la aplicación del residuo orgánico al suelo y la sucesión de un evento de lluvia que provoque la pérdida de P en escorrentía juega un papel importante en las magnitudes que se observaran en dichas concentraciones en el agua de escorrentía. Además Edwards y Daniel (1993a) indican que inmediatamente después de la aplicación, el potencial de pérdida de P en escorrentía es más alto y que este disminuirá en función del tiempo, sin ofrecer datos cuantitativos específicos. La porción de P soluble en agua de la fuente aplicada es fácilmente transportada en escorrentía en un lapso de tiempo menor desde su aplicación sobre el suelo. Mueller et al. (1984) reportaron disminuciones en las concentraciones de DP en escorrentía de 0.94 a 0.26 mg L⁻¹ de suelos bajo enmienda orgánica después de transcurridos dos meses.

Diferentes estudios han determinado que el P extraíble en agua que hace parte de los residuos orgánicos es un factor dominante en las concentraciones de P en escorrentía y que las concentraciones son afectadas por el tiempo después de la aplicación, mayores concentraciones se encontraron con un menor tiempo después de la aplicación (Kleinman et al., 2002; Delaune et al., 2004; Allen y Mallarino, 2006; y Vadas et al., 2007). Información de las características del P extraíble en agua del residuo orgánico son utilizados para determinar el potencial de P que será transportado en escorrentía en un corto plazo después de la aplicación.

3.5.6 Análisis del P extraíble del suelo (Bray 1) por efecto de los tratamientos y la lluvia simulada

El P extraíble (Bray 1) aumentó posterior al experimento en todos los tratamientos posiblemente debido a la mineralización de P en el suelo. En los suelos con un nivel muy alto de P extraíble las concentraciones finales de P extraíble fueron significativamente mayores ($P < 0.05$) en suelos con enmienda que para los suelos sin enmienda (Figura 29). Para los suelos con un nivel inicial de P extraíble alto no hubo diferencias significativas en los niveles de la prueba de P del suelo finales por efecto de la enmienda. Al igual que los incrementos observados en el P extraíble en esta investigación varios autores han encontrado que en suelos bajo diferentes cultivos los niveles de P extraíble aumentan en el tiempo por efecto de la aplicación de P en enmiendas orgánicas o inorgánicas (Webb et al., 1992; Randall et al., 1997; Dodd y Mallarino, 2005). En promedio el mayor aumento en los valores de P extraíble (Bray 1) después de 45 días desde la aplicación del residuo orgánico y 5 simulaciones de lluvia con intensidad de 70 mm hr^{-1} para 30 minutos de escorrentía, fue para el tratamiento con un nivel inicial de P extraíble alto y sometido a la aplicación de residuos orgánicos de vaquería en donde el valor de la prueba de suelo (Bray 1 P) fue de 65.8 mg kg^{-1} . Para los demás tratamientos los aumentos fueron de 34.3, 48.6 y 51.2 mg kg^{-1} para suelos con P extraíble muy alto y con aplicación de enmienda, con P extraíble muy alto y sin enmienda y para suelos con P extraíble alto y sin enmienda, respectivamente (Figura 29).

Hubo una relación significativa entre las concentraciones de DP y TP en escorrentía y la prueba de suelo (Bray 1), las concentraciones de DP y TP se incrementaron con la prueba de suelo (Cuadro 15) (Anexo 25). El aumento de las concentraciones con la prueba de suelo

ocurrió al inicio y al final del experimento, y en ambos casos cuando el valor de la prueba de suelo es cero (intercepto = 0) las concentraciones de DP en escorrentía fueron positivas y significativamente mayor ($P < 0.05$) al final del experimento.

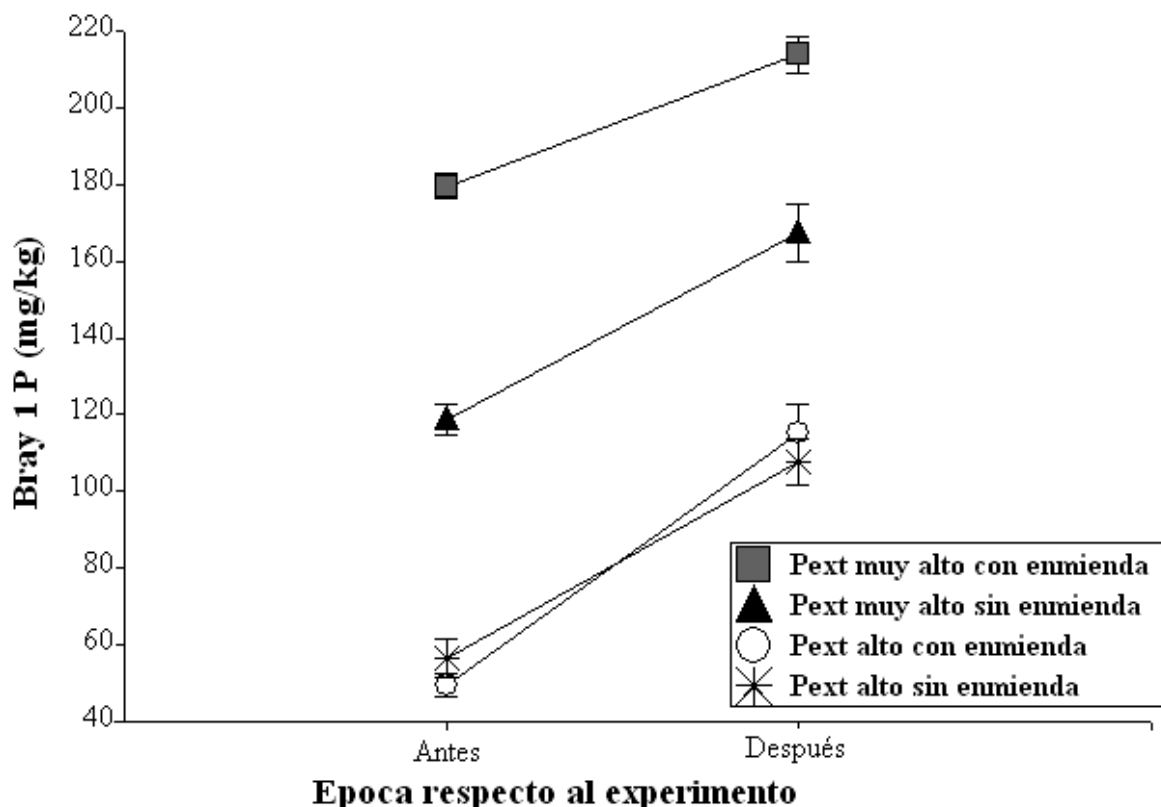


Figura 29. P extraíble del suelo antes y 45 días posterior a la aplicación del estiércol.

Cuadro 15. Relación entre las concentraciones de DP y TP en escorrentía y la prueba de suelo Bray 1 al inicio y al final del experimento.

Época	Ecuación	R ²
Inicio	DP = 0.0038* (Bray 1) – 0.0312**	0.59
	TP = 0.0047 (Bray 1) – 0.0344	0.50
Final	DP = 0.0037 (Bray 1) – 0.1406	0.70
	TP = 0.0037 (Bray 1) – 0.0874	0.62

* Valor correspondiente a la CEP (valor de la pendiente), ** valor del intercepto.

La evaluación respecto de la prueba de suelo en este caso se hizo solo para las bandejas que no se sometieron a ningún tipo de aplicación de estiércol, solo se observa el efecto de las simulaciones de lluvia consecutivas, de esta forma se observa una directa influencia de

contribuciones de P proveniente de lixiviados del material vegetal y de los residuos orgánicos en la superficie proveniente de las aplicaciones hechas por el agricultor en el pasado, tal y como sugiere Schoeder et al. (2004). Los incrementos encontrados para las relaciones entre las concentraciones de DP en escorrentía y la prueba de suelo fueron similares, este valor corresponde a la pendiente de la ecuación y es el valor de la capacidad de extracción de P del suelo (CEP) por efecto de la escorrentía, por lo que se puede decir que no hubo diferencias significativas en la CEP antes y después del experimento, los valores de CEP fueron de 0.0038 al inicio del experimento y de 0.0037 al final del experimento (Cuadro 15) (Anexo 25). Las relaciones para los tratamientos con aplicación de residuos orgánicos solo fueron significativas para el muestreo al final del experimento (Anexo 25) y el comportamiento fue similar a los tratamientos sin enmienda, pero en este caso mayores valores en la prueba de suelo se relacionan con los mismos valores de DP en escorrentía, indicando que los suelos enmendados fueron más susceptibles a la pérdida de P que los suelos sin enmienda. En ninguno de los casos las regresiones permiten obtener valores del nivel crítico sugerido de 1 mg L^{-1} , esto conlleva a que no se puedan extrapolar los valores de la prueba de suelo correspondientes a los valores críticos ambientales sugeridos para este estudio.

Sharpley (1995) reportó coeficientes de extracción de 0.0008 a 0.0014 para suelos ácidos y de 0.0006 a 0.0009 para suelos alcalinos, de igual forma Fang et al. (2002) reportaron CEP de 0.0018 para suelos alcalinos. Pote et al. (1999a) y McDowell y Sharpley (2001) reportan valores de CEP de 0.0005 a 0.0011 para parcelas de suelos ácidos con cultivo de gramíneas, también Torbert et al. (2002) reportaron para suelos alcalinos CEP de 0.0002 a 0.0009, y Kleinman et al. (2004) un CEP de 0.0005 en suelos ácidos. Los autores aclaran en detalle que el 60% del TP es extraíble en agua para aplicaciones de estiércol, que el DP es el

6% de TP sin aplicación de estiércol y que del 22 al 92% con aplicación debido a la adición de P soluble en el residuo orgánico de vaquería. Los valores de CEP reportados por estos autores son menores a los encontrados en este experimento, sin embargo los valores reportados por Ramírez-Ávila (2005) para un complejo Oxisol-Ultisol sin recibir enmienda orgánica al segundo día de simulaciones de lluvia es similar; de 0.0027 a 0.0035 después de 30 y 10 minutos de escorrentía, respectivamente. El autor menciona que estos valores son consistentes con los reportados por Vadas et al. (2005) y por otros estudios mencionados en esa misma publicación.

Varios autores (Kleinman y Sharpley, 2002; Maguire y Sims, 2002; Mallarino et al., 2002; Sims et al., 2002) indican que la determinación del P extraíble usando diferentes pruebas de P del suelo son una herramienta en la predicción de las pérdidas de P de áreas agrícolas. También se puede usar la estimación del índice de saturación de P en el suelo, o el potencial de adsorción de P.

3.5.7 Análisis de los valores críticos ambientales

El estudio de la relación entre la prueba de P del suelo y las concentraciones obtenidas de DP y TP en escorrentía además del coeficiente de extracción de P del suelo, permiten determinar el valor de Bray 1 crítico. Sharpley et al. (1996) indican que los valores críticos ambientales de la prueba P del suelo corresponden a 1 mg L^{-1} de DP en escorrentía calculados de relaciones de la concentración de DP en escorrentía y la prueba de P del suelo.

Sotomayor-Ramírez et al. (2004) sugieren un rango de valores críticos para suelos de Puerto Rico entre 190 a 207 mg kg^{-1} para la prueba Bray 1. De acuerdo con el valor crítico en escorrentía para DP de 1 mg L^{-1} , con la relación de las concentraciones medias de DP en escorrentía y los valores de la prueba de suelo se obtuvo en el presente trabajo que los valores

de la prueba de suelo experimentales no se pueden extrapolar al valor crítico ambiental sugerido de DP (Anexo 25), lo que sugiere que los suelos usados en el experimento son menos susceptibles a la pérdida de P en escorrentía que otros suelos en Puerto Rico. Sharpley et al. (2001) encontraron que el umbral de P varió a partir del 185-190 mg kg⁻¹ por lo que se estableció un valor de 200 mg kg⁻¹ para Pennsylvania. Andraski y Bundy (2003) determinaron que el valor crítico de la prueba de suelo Bray 1 para suelos enmendados con residuos orgánicos de fincas productoras de pollos parrilleros era 112 mg kg⁻¹, y para áreas recientemente enmendadas con el residuo orgánico y sobre suelos arcillosos, el valor crítico fue de 90 mg kg⁻¹ para Bray 1. Ramírez-Ávila, (2005) calculó los niveles críticos ambientales de la prueba de suelo basado también en el valor umbral del DP en escorrentía de 1 mg L⁻¹, encontrando que los valores críticos de la prueba de suelo fueron 184 y 143 mg kg⁻¹ para Olsen y Bray 1, respectivamente en un complejo Oxisol-Ultisol sin enmienda y de 88 y 111 para Olsen y Bray 1, respectivamente en suelos enmendados con gallinaza, indicando igualmente que los suelos enmendados son más susceptibles a la pérdida de P.

3.6 Grado de saturación de P por efecto de los tratamientos y la lluvia simulada

El grado de saturación de P (GSP) se determinó usando el índice de saturación de P (ISP) (Schoumans, 2009). El GSP fue afectado en forma significativa por efecto del P extraíble y la aplicación del residuo orgánico ($P < 0.01$) (Cuadro 16). Los suelos con un nivel muy alto de P extraíble tuvieron en promedio porcentajes de GSP 27% mayores a los valores de GSP en promedio en suelos con nivel P extraíble alto. El incremento por la aplicación del residuo orgánico fue menor de solo 8% sobre los suelos sin aplicación del efluente, observando que las mayores diferencias se observan por efecto del valor de la prueba de P del suelo (Bray 1) (Cuadro 17). En el análisis de la época de muestreo del suelo (Anexo 26) se observó que el

GSP fue significativamente mayor ($P<0.01$) en los suelos después del experimento. El GSP del suelo antes de someterse a los tratamientos aumentó en promedio 7.2% después de transcurrir 45 días. El análisis de comparación de medias con la interacción que se observa para el ISP se observa en el anexo 27.

Cuadro 16. Análisis de varianza para el efecto de la época, el nivel de P extraíble y la aplicación del residuo orgánico en el índice de saturación de P y el grado de saturación de P.

Fuente de variación	Grados de libertad	ISP	GSP (%)
		Cuadrados medios (CM)	
Época (antes/después) (A)	1	0.02**	932.69**
P extraíble (B)	1	0.34**	13553.16**
Aplicación de estiércol (C)	1	0.03**	1133.83**
(A)*(B)*(C)	1	0.01*	238.57
Error	67	0.0017	65.17

* Indica diferencias significativas ($P<0.05$) para la F.V. correspondiente. ** Indica diferencias significativas ($P<0.01$) para la F.V. correspondiente. ISP: Índice de saturación de P, GSP: Grado de saturación de P.

Cuadro 17. Efecto del tiempo, el nivel de P extraíble y la aplicación del residuo orgánico en el grado de saturación de P.

	P extraíble ¹		Aplicación estiércol	
	alto	muy alto	sin	con
Tiempo (días)	-----Grado de saturación de P (%)-----			
1	29.7 a	51.3 c	41.2 a	50.5 ab
45	36.4 ab	63.9 c	45.4 a	55.7 b
74 ²	44.3 b	64.6 c	47.8 ab	57.7 b

¹ Diferente letra indica diferencias significativas ($P<0.05$) para un suelos en un mismo nivel de P extraíble o aplicación de estiércol. ² La primera simulación de lluvia se realizó 30 días después de la aplicación de estiércol y las simulaciones consecutivas fueron en los días 33, 37, 44 y 74.

Los rangos de GSP en promedio encontrados en los suelos analizados muestra valores elevados en comparación con otras investigaciones, pero esto obedece a que los suelos tienen una categorización de alta a muy alta en el grado de susceptibilidad a la pérdida de P. Se observa una regresión lineal y significativa entre el GSP y la prueba de suelo ($R^2=0.78$ y 0.75) ($P<0.05$) para los suelos con y sin aplicación de residuos orgánicos, respectivamente (Figura 30). Un incremento en los valores de la prueba de suelo Bray 1 indica un aumento en el GSP sin importar si el suelo fue sometido o no a la aplicación de residuos orgánicos. Se observa que la pendiente de la línea regresora en los suelos enmendados es mayor a la de los suelos sin enmienda, lo que quiere decir que el GSP (%) es mayor en valores menores de la prueba de suelo Bray 1 para los suelos sin enmienda que para los suelos enmendados. El incremento en los valores de la prueba de suelo está relacionado con un incremento mayor del GSP que en suelos sin enmienda. EL GSP fue significativamente ($P<0.05$) mayor después del experimento. Los valores medios de GSP fueron de 44.51% antes del experimento y 51.71% después del experimento (Anexo 28). Al someter el suelo a las simulaciones de lluvia y a la enmienda orgánica y luego del transcurso de 45 días desde la aplicación del residuo orgánico, el suelo requiere de un mayor valor de la prueba de P del suelo para alcanzar el grado de saturación de P (Anexo 29).

No hay estudios en Puerto Rico que relacionen el grado de saturación de P con los valores críticos ambientales o los valores de la prueba de P del suelo correspondientes. Según Nair et al. (2004), en Florida la relación entre el valor de la prueba de P del suelo por Mehlich 1 (M1) y el GSP es un buen predictor de los parámetros ambientales establecidos. Valores de Mehlich 1 por encima de 30 mg kg^{-1} son considerados como altos en el grado de susceptibilidad a la pérdida de P y por encima de 60 mg kg^{-1} como de categoría muy alta

(Kidder et al., 2002). Pautler y Sims (2000) indican que valores mayores de 50 mg kg^{-1} de Mehlich 1 son excesivos y que el valor crítico es de 50 mg kg^{-1} correspondiente a un GSP es de 25%. Casson et al. (2006) concluyeron que los GSP en suelos de Alberta, Canada aumentaron significativamente con el incremento en la aplicación de enmienda orgánica (estiércol) con valores de $>90\%$ en suelos de textura grande (arenosa) y de $>70\%$ en suelos de textura media, para dosis altas de aplicación del estiércol (200 kg P ha^{-1}); de igual forma hubo una relación significativa entre la prueba de suelo y el GSP.

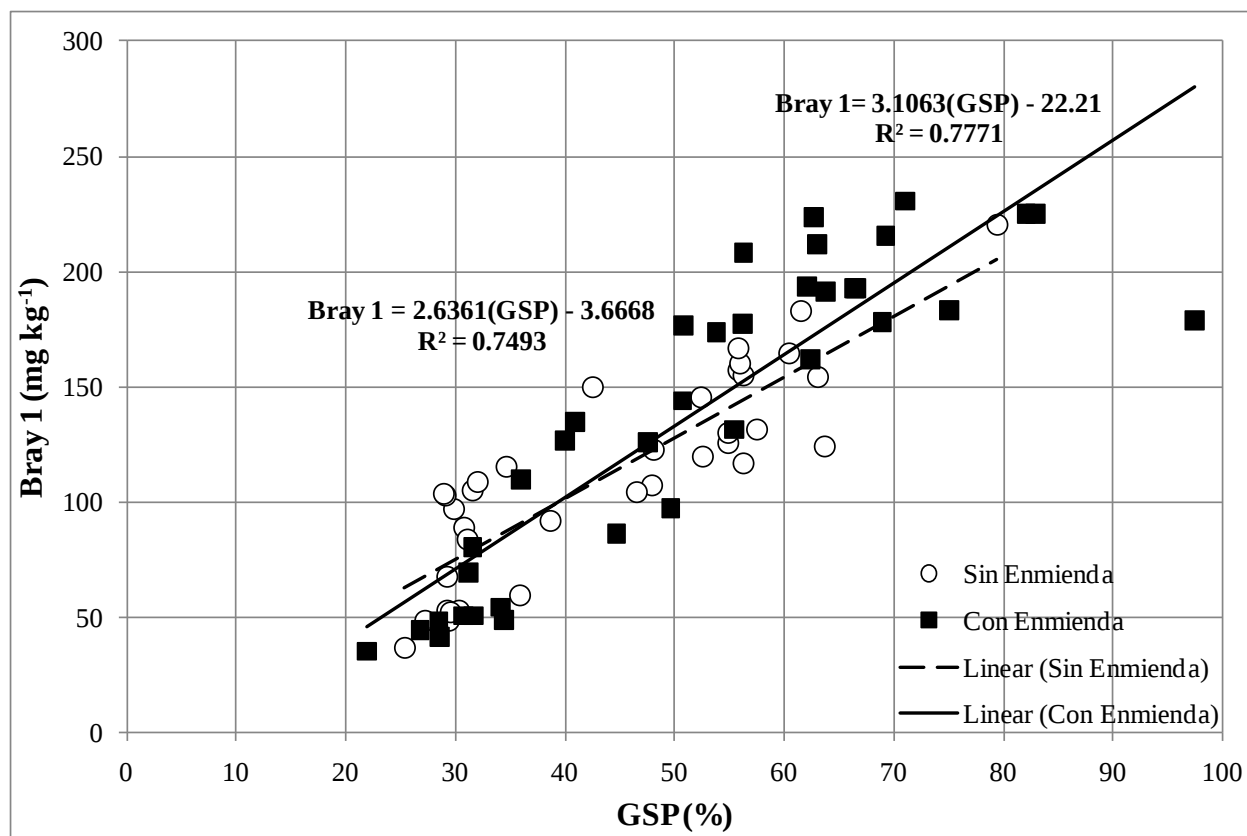


Figura 30. Relación entre el P extraíble del suelo y el grado de saturación de P (GSPox) para suelos con y sin aplicación de residuos orgánicos.

4 CONCLUSIONES

Las concentraciones de P disuelto, del P total y P particulado en escorrentía, así como la relación DP/TP y la razón de enriquecimiento de P se incrementaron en suelos con P extraíble muy alto. Las concentraciones de DP y TP aumentaron aún más con la aplicación de diferentes dosis de estiércol bovino; Las concentraciones en suelos con P extraíble muy alto aumentaron 30% en suelos sin enmienda, 37 y 36% en suelos con aplicación de dosis baja de enmienda y, 48 y 46% en suelos con aplicación de dosis altas de aplicación, respectivamente. Las concentraciones de PP en escorrentía y la relación DP/TP en suelos con P extraíble muy alto fueron en promedio 22.2 y 9.7% mayores que en suelos con P extraíble alto, respectivamente. Sin embargo las concentraciones de NO_3^- -N fueron similares para los dos niveles de P extraíble. La aplicación de dosis altas de estiércol aumentó 55 y 56% las concentraciones de NO_3^- -N y TN respecto de los tratamientos con dosis bajas de aplicación de estiércol y sin aplicación de estiércol que tuvieron concentraciones similares de NO_3^- -N y TN en escorrentía. No hubo efecto de los niveles de P extraíble ni de la aplicación de estiércol bovino en las concentraciones de SS en escorrentía.

La aplicación de una dosis alta ($30.8 \text{ kg N ha}^{-1}$ y $11.2 \text{ kg P ha}^{-1}$) incremento las pérdidas de NO_3^- -N en 63.4%, de TN en 36.5%, de DP en 40.2%, y de TP en 39.2% sobre la aplicación baja (la mitad) ($15.4 \text{ kg N ha}^{-1}$ y 5.6 kg P ha^{-1}). Sin embargo, la aplicación de diferentes dosis de residuo orgánico no tuvo ningún efecto sobre las fracciones de P (DP/TP, la REP y el PP). En suelos con un nivel alto de P extraíble las descargas de P en escorrentía con una aplicación baja de enmienda aumentaron en promedio 39.1% con el uso de aplicaciones altas y en suelos con un nivel muy alto de P extraíble las descargas de P con una dosis baja aumentaron en promedio 48.1% con el uso de dosis altas de aplicación del residuo orgánico.

El primer evento de lluvia después de la enmienda es el mayor contribuidor de DP y TP en escorrentía, excepto en el tratamiento con nivel alto de P extraíble y sin enmienda y con aplicación de dosis baja del residuo orgánico. Estos tratamientos no mostraron variación en función del tiempo. La reducción en las concentraciones de DP y TP durante las consecutivas simulaciones se debió principalmente a reacciones de adsorción y precipitación y en menor medida a pérdidas en las fracciones más lábiles de P; excepto para los suelos con niveles muy altos de P extraíble y con la aplicación de dosis altas de residuos. Las concentraciones de NO_3^- -N y TN en escorrentía después de transcurridos 45 días tienden a ser iguales sin importar los niveles de P extraíble en el suelo y la aplicación. Para el P, las concentraciones de DP y TP son siempre mayores en niveles muy altos de P extraíble y al día 45 las concentraciones tienden a ser iguales dentro de un mismo nivel de P extraíble. Si no llueve (30 días) las concentraciones de DP en escorrentía se reducen drásticamente y no varían en eventos de escorrentía posteriores. Por esta razón se puede decir que en suelos con P extraíble alto el suelo tuvo concentraciones en escorrentía de DP estable de 0.26 mg L^{-1} y en suelos con P extraíble muy alto de 0.45 mg L^{-1} . La falta de precipitaciones durante 30 días después de la aplicación de estiércol puede ser la estrategia de gestión más importante para reducir las concentraciones de P en la escorrentía.

Las concentraciones de P en escorrentía estuvieron dentro de los parámetros ambientales sugeridos para Puerto Rico, sólo en algunos casos puntuales en suelos con un nivel muy alto de susceptibilidad a la pérdida de P se obtuvieron valores por encima de los valores críticos. No se pudo determinar en el presente experimento el valor crítico ambiental de la prueba de suelo (Bray 1) para el Ultisol.

Hubo efecto del tiempo, el nivel de P extraíble y la aplicación del residuo orgánico en el grado de saturación de P. El GSP se incrementó en promedio 61% en suelos con nivel de P extraíble muy alto; y 18% en suelos con aplicación de estiércol bovino. Así la prueba de suelo fue un determinante más importante del GSP que la aplicación del estiércol. Se encontró una relación significativa entre el P extraíble y el GSP para el suelo antes y después del experimento. EL GSP fue 14% mayor después del experimento, posiblemente debido a la mineralización de P.

5 RECOMENDACIONES

Se deben estudiar otros suelos en el sistema de producción de leche, así como otros sistemas de producción agrícola de importancia en la isla, para obtener datos y conclusiones suficientes que sirvan para extrapolar y evaluar cuantitativamente la influencia de los sistemas agrícolas en más detalle a nivel de cuenca en la degradación de la calidad del agua.

Hacer una comparación detallada entre los diferentes métodos para evaluar las pérdidas de nutrientes y sedimentos de suelos agrícolas y a su vez relacionar de forma directa las condiciones de cultivo y de nutrición de los animales.

Planificar los sistemas de abonamiento en función de las pruebas de P en el suelo, los requerimientos del cultivo y las características del abono. La aplicación de los residuos orgánicos sobre los predios debe realizarse en función de los eventos de precipitación y la humedad del suelo.

Las charcas de retención deben ser evaluadas periódicamente para garantizar que sus características están acordes para cumplir con su función correctamente. (Geometría, anaeróbica, concentraciones de nutrientes), y que la aplicación sobre los predios satisface las necesidades del suelo y del cultivo sin sobrepasar los valores establecidos para que se afecte la calidad de los cuerpos de agua influenciados; por efecto del transporte consecutivo de nutrientes y sedimentos en escorrentía superficial.

6 REFERENCIAS

- Adema, E.O., F.J. Babinec, D.E. Buschiazzo, M.J. Martin y N. Peinemann. 2003. Erosion hídrica en suelos del Caldenal. *Ciencia del Suelo* 19:1-35.
- Allen, B.L. y A.P. Mallarino. 2006. Relationships between extractable soil phosphorus and phosphorus saturation after long-term fertilizer or manure application. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70:454-463
- Andraski T.W. y L.G. Bundy. 2003. Relationships between phosphorus levels in soil and runoff in corn production systems. *J. Environ. Qual.* 32:310-316.
- APHA, 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th edition. American Public Health Association, Washington, DC.
- ASLO - Advancing the Science of Limnology and Oceanography. 2006. Caribbean Limnology – Puerto Rico [en línea]. Disponible en <http://aslo.org/index.html>, (accesado 13 Dic 2006), Washington, D.C.
- Bache, B.W. y E.G. Williams. 1971. A phosphorus sorption index for soils. *J. Soil. Sci.* 22:289-301.
- Barthès, B., A. Albrecht, J. Asseline, G. De Noni y E. Roose. 1999. Relationship between soil erodibility and topsoil aggregate stability or carbon content in a cultivated Mediterranean highland (Aveyron, France). *Commun. Soil. Sci. Plant Anal.* 30:1929-1938.
- Beck, M.A., L.W. Zelazny, W.L. Daniels, y G.L. Mullins. 2004. Using the Mehlich-1 extract to estimate soil phosphorus saturation for environmental risk assessment. *Soil Science Society of America Journal* 68:1762-1771.
- Bertsch, F. 1996. La fertilidad de los suelos y su manejo. Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo, San José. p.157.

- Bray, R.H. y L.T. Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59:39-45.
- Bremner, J.M. y C.S. Mulvaney. 1982. Nitrogen – Total. *Methods of soil analysis*. In (Page et al. Eds). Part 2. Chemical and microbiological properties. Second edition. ASA, SSSA, Madison, WI. p. 595-622.
- Bruneau, R. 2005. Investigation on agricultural watersheds management. (Libro). International development researches center IDRC – CRDI. Ottawa, Canada. p. 90.
- Bundy, L.G., T.W. Andraski y J.M. Powell. 2001. Management practice effects on phosphorus losses in runoff in corn production system. *J. Environ. Qual.* 30:1822-1828.
- Calle, Z., E. Murgueitio, y N. Calle. 2001. Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas. *Ganadería Productiva y Sostenible*. Fundación Cipav, Cali, Colombia, 65 pp.
- Canfield, D.E. y R.W. Bachmann. 1981, Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll-a, and Secchi depths in natural and artificial lakes: *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences* 38:414–423.
- Carrow, R.N. y R.R. Duncan. 1998. Salt-Affected Turfgrass Sites: Assessment and Management. Ann Arbor Press, Chelsea, MI.
- Casson, J.P., D.R. Bennett, S.C. Nolan, B.M. Olson y G.R. Ontkian. 2006. Degree of phosphorus saturation thresholds in manure-amended soils of Alberta. *J. Environ. Qual.* 35:2212-2221.
- Chará, J.D. 2002. Interacciones entre el uso del suelo y los aspectos bióticos y abióticos de microcuencas en el departamento del Quindío. Informe del Convenio CIPAV - Corporación Autónoma Regional del Quindío CRQ, Cali, Colombia.

- Corvera-Gomringer, R. 2005. Aportación de nitrógeno, fósforo y sedimentos suspendidos durante eventos de tormenta en micro cuencas del río Grande de Añasco, Puerto Rico. (Tesis). Universidad de Puerto Rico. Departamento de Agronomía y Suelos, Recinto Universitario de Mayagüez. p 110.
- DeLaune, P.B., P.A. Moore, T.C. Daniel y J.L. Lemunyon. 2004. Effect of chemical and microbial amendments on ammonia volatilization from composting poultry litter. *J Environ. Qual.* 33:728-734.
- DeLuca, T.H. y D.K. DeLuca. 1997. Composting for feedlot manure management and soil quality. *J. Prod. Agric.* 10:235-241.
- Djodjic, F., K. Borling, y L. Bergstrom. 2004. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *J. Environ. Qual.* 33:678–684.
- Dodd, J.R. y A.P. Mallarino. 2005. Soil-test phosphorus and crop grain yield responses to long-term phosphorus fertilization strategies for corn-soybean rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:1118-1128.
- Edwards, D.R. y T.C. Daniel. 1993a. Drying interval effects on runoff from fescue plots receiving swine manure. *Trans. ASAE* 36:1673–1678.
- Edwards, T.K. y G.D. Glysson. 1999. Field methods for measurement of fluvial sediment: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, (Libro 3), cap. C2, p. 89.
- Eghball, B. y J.E. Gilley. 1999. Phosphorus and nitrogen in runoff following beef cattle manure or compost application. *J. Environ. Qual.* 28:1201–1210.
- Elrashidi, M.A. 2001. USDA-NRCS. Selection of an appropriate Phosphorus test for soils. Soil Survey Laboratory, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.

- ETS. 2005. External Trade Statistics – Junta de Planificación de Puerto Rico. En: Departamento de Agricultura. Oficina de Estadísticas Agrícolas. Estimado del consumo de productos agrícolas 2003/2005 [en línea]. (accesado 27 Jul 2007) Disponible en: <http://www.gobierno.pr/NR/rdonlyres/576819EC-43A9-41D1-9BFE-4F74057E0C3/0/ConsumodeAlimentos.pdf>.
- Fang, F., P.L. Brezonik, D.J. Mulla, y L.K. Hatch. 2002. Estimating runoff phosphorus losses from calcareous soils in the Minnesota River basin. *J. Environ. Qual.* 31:1918-1929.
- FAO. 2006. Food and Agricultural Organization of the United Nations. Statistical Databases. [en línea] (accesado 30 Nov). Disponible en: http://www.fao.org/waicent/portal/statistics_en.asp?lang=en.
- Fierer, N., E.J. Gabet. 2002. Carbon and nitrogen losses by surface runoff following changes in vegetation. *J. Environ. Qual.* 31:1207–1213.
- Frank, K., D. Beegle, y J. Denning. 1998. Phosphorus. Recommended chemical soil test procedures for the north central region. North Central Reg. Res. En J.R. Brown (ed.). Publ. No. 221. p 21-30.
- Franklin, D.H., M.L. Cabrera y V.H. Calvert. 2006. Fertilizer source and soil aeration effects on runoff volume and quality. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70:84-89.
- Fraser, A.I., T.R. Harrod, y P. M. Haygarth. 1999. The effect of rainfall intensity on soil erosion and particulate phosphorus transfer from arable soils. *Water Sci. Technol.* 39:41-45.
- Frossard, E., L.M. Condon, A. Oberson, S. Sinaj, y J.C. Fardeau. 2000. Processes governing phosphorus availability in temperate soils. *J. Environ. Qual.* 29:15–23.

- Gburek, W.J. y A.N. Sharpley. 1998. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.* 27:267–277.
- Grupo Infostat. 2007. Software estadístico. Infostat/L versión 3. Universidad Nacional de Cordoba. FCA. Argentina. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>.
- Guidry, A.R., F.V. Schindler, D.R. German, R.H. Gelderman y J.R. Gerwing. 2006. Using simulated rainfall to evaluate field and indoor surface runoff phosphorus relationships. *J. Environ. Qual.* 35:2236-2243.
- Harmel, R.D. y K.W. King. 2005. Uncertainty in measured sediment and nutrient flux in runoff from small agricultural watersheds, *American Soc. of Agric. Engineers* 48:1713-1721.
- Hue, N.V. 1992. Correcting soil acidity of a highly weathered Ultisol with chicken manure and sewage sludge. *Commun. Soil. Sci. Plant. Anal.* 23:241-264.
- Infante, A. 1988. El plancton de las aguas continentales. (Libro). No. 33. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D. C. p. 126.
- Junta de Calidad Ambiental de Puerto Rico, 2006. Reglamento de estándares de calidad de agua de Puerto Rico. Estado Libre Asociado de Puerto Rico.
- Kaimowitz, D. 1996. Livestock and deforestation. (Libro). Central America in the 1980s and 1990s: A Policy Perspective. CIFOR, Jakarta, Indonesia. p 88.
- Keeney, D.R. y D.W. Nelson. 1982. Nitrogen – Inorganic forms. *Methods of soil analysis*, In (Page et al. Eds). Part 2. Chemical and microbiological properties. Second edition. ASA, SSSA, Madison, WI. p. 643-698.

- Kidder, G., C.G. Chamblis y R. Mylavarapu. 2002. UF/IFAS standard fertilization recommendations for agronomic crops. SL129. Soil & Water Sci., Coop. Ext. Serv., IFAS, Gainesville, FL.
- Klatt, J.G., A.P. Mallarino, J.A. Downing, J.A. Kopaska, y D.J. Wittry. 2003. Soil phosphorus, management practices, and their relationship to phosphorus delivery in the Iowa Clear Lake agricultural watershed. *J. Environ. Qual.* 32:2140-2149.
- Kleinman, P.J. 2000. Source risk indicators of nutrient loss from agricultural lands. Managing nutrients and pathogens in animal agriculture. Northeast Reg. Agric. Eng. Serv., Ithaca, NY. En M. Sailus (ed.). p 237–252.
- Kleinman, P.J. y A.N. Sharpley. 2002. Estimating soil phosphorus sorption saturation from Mehlich-3 data. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33:1825–1839.
- Kleinman, P.J. y A.N. Sharpley. 2003. Effect of broadcast manure on runoff phosphorus concentrations over successive rainfall events *J. Environ. Qual.* 32:1072-1081.
- Kleinman, P.J., A.N. Sharpley, K. Gartley, W.M. Jarrell, S. Kuo, R.G. Menon, R. Myers, K.R. Reddy y E.O. Skogley. 2001. Interlaboratory comparison of soil phosphorus extracted by various soil test methods. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 32:2325-2345.
- Kleinman, P.J., A.N. Sharpley., B.G. Moyer y G.F. Elwinger. 2002a. Effect of mineral and manure phosphorus sources on runoff phosphorus. *J. Environ. Qual.* 31:2026-2033.
- Kleinman, P.J., A.N. Sharpley, T.L. Veith, R.O. Maguire, y P.A. Vadas. 2004. Evaluation of phosphorus transport in surface runoff from packed soil boxes. *J. Environ. Qual.* 33:1413–1423.

- Kleinman, P.J., A.N. Sharpley, A.M. Wolf, D.B. Beegle y P.A. Moore, Jr. 2002b. Measuring water-extractable phosphorus in manure as an indicator of phosphorus in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:2009-2015.
- Kleinman, P.J., M.S. Srinivasan, C.J. Dell, J.P. Schmidt, A.N. Sharpley, y R.B. Bryant. 2006. Role of rainfall intensity and hydrology in nutrient transport via surface runoff. *J. Environ. Qual.* 35:1248-1259.
- Kover J. L. y G.M. Pierzynski (2008). *Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters. SERA-IEG-17 (Southern Extension Research Activity – Information Exchange Group) (eds.) Revised Edition. Draft. So. Coop. Series Bulletin. Kansas State University. Manhattan, KS. p. 29-32.*
- Kuo, S. 1996. Phosphorus. *Methods of soil analysis: Part 3- Chemical Methods. SSSA, Madison, WI. . En D. L. Sparks. (ed.). p. 869-919.*
- Lemunyon, J.L. y R.G. Gilbert. 1993. Concept and need for a phosphorus assessment tool. *J. Prod. Agric.* 6:483-486.
- Loeppert, R.H. y W.P. Inskeep. 1996. Iron. *Methods of soil analysis. In D.L. Sparks (ed.) Part 3. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI. p 639–664.*
- Lora-Silva, R. 2001. Factores que afectan la disponibilidad de nutrimentos para las plantas. *En F. Silva-Mojica. (Libro) (ed) Fertilidad de suelos. Diagnóstico y control. 2da ed. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo. Bogotá, Colombia. P. 29-55.*
- Maguire, R.O. y J.T. Sims. 2002. Soil testing to predicting phosphorus. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 31:1601-1609

- Mallarino, A.P. B.M. Steward, J.L. Baker, J.A. Downing y J.E. Sawyer. 2002. Phosphorus indexing of cropland: Overview and basic concepts of the Iowa phosphorus index. L. Soil Water Conserv. 57:440-447.
- Martínez, G., L.J Olivieri, J.A. Castro, O. Muñiz-Torres y J.L. Guzmán . 1999. Phosphorus status of soils from the poultry zone in Puerto Rico. J. Agric. Univ. P. R. 83 (1-2).
- Martínez G., D. Sotomayor-Ramírez y J. Castro. 2002. Application of the Caribbean P Index to soils receiving organic. J. Agric. Univ. P. R. 86: 145-154.
- Martínez, G., R. Macchiavelli y M.A. Vazquez. 2008. Evaluation of best management practices to reduce nutrient contaminant losses in runoff from broiler litter amended soils. II. Grass cover. J. Agric. Univ. P. R.(In reviewer).
- McDowell, R.W. y A.N. Sharpley. 2001. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. J. Environ. Qual. 30:508-520.
- McDowell, R.W. y A.N. Sharpley. 2002. Effect of plot scale and upslope phosphorus source on phosphorus loss in overland flow. Soil Use Management 18:112-119.
- McDowell, R.W. y A.N. Sharpley. 2003. Uptake and release of phosphorus from overland flow in a stream environment. J. Environ. Qual. 32:937-948.
- McFarland, A., L.M. Hauck, y A.P. Kruzic. 2003. Phosphorus reductions in runoff and soils from land-applied dairy effluent using chemical amendments: An observation. The Texas Journal of Agriculture y Natural Resources 16:47-59.
- Mehlich, A. 1984. Mehlich III soil test extractant: A modification of Mehlich II extractant. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 15:1409-1416.

- Merz, J., G. Nakarmi, S.K. Shrestha, B.M. Dahal, P.M. Dangol, M.P. Dhakal, B.S. Dongol, S. Sharma, P.B. Shah. y R. Weingartner. 2003. Water: A scarce resource in rural watersheds of Nepal's middle mountains. *J. Mountain Research and Development* 23:41-49.
- Miller, J.J., E.C. Olson, D.S. Chanasyk, B.W. Beasley, F.J. Larney, y B.M. Olson. 2006. Phosphorus and nitrogen in rainfall simulation runoff after fresh and composted beef cattle manure application. *J. Environ. Qual.* 35:1279–1290.
- Miller, J.D. y G.J. Gaskin. 1997. Principles of operation and applications ThetaProbe ML2x. MLURI Technical Note (2nd ed).
- Mozaffari, M. y J.T. Sims. 1994. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic Coastal Plain watershed dominated by animal-based agriculture. *Soil Sci.* 157:97-107.
- Mueller, D.H., R.C. Wendt, y T.C. Daniel. 1984. Phosphorus losses as affected by tillage and manure application. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:901–905.
- Muñiz Torres, O. 1992. Uso de Fertilizantes en Puerto Rico. Enfoques Prácticos. Guía Técnica. SEA, UPR-RUM.
- Murgueitio, E. 2003. Environmental impact of milk production systems in Colombia and alternative solutions. *Livestock Research for Rural Development*. (Libro). 15. (CIPAV). Colombia.
- Murrell, T.S. 2003. Transformaciones de los nutrientes en el suelo. *Informaciones agronómicas*. Instituto de la potasa y el fósforo – INPOFOS. 49:1-5.
- Nair, V.D., K.M. Portier, D.A. Graetz y M.L. Walker. 2004. An environmental threshold for degree of phosphorus saturation in sandy soils. *J. Environ, Qual.* 33:107-113.
- Novotny, V. y H. Olem, 1994. *Water Quality: Prevention, identification, and management of diffuse pollution*. Van Nostrand Reinhold, New York.

- O'Hallorans J., M. Muñoz y P. Marquez. 1997. Chicken manure as an amendment to correct soil acidity and fertility. *J. Agric.Univ.P.R.* 81:1-8.
- Olsen, S.R., C.V. Cole, F.S. Watanabe, y L.A. Dean. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extracting with sodium bicarbonate. *USDA Circ.* 939. U.S. Gov. Print. Office, Washington, D.C.
- Ongley, E.D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. (Estudios FAO: Riego y Drenaje – 55. *FAO Publications – GEMS/Water Collaborating Centre Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Canada.* p. 115.
- Pantoja-Agreda, F. 2006. Dinámica fisicoquímica y fitoplanctónica del embalse Guajataca, Puerto Rico. (Tesis). Universidad de Puerto Rico. Departamento de Biología, Recinto Universitario de Mayagüez. p 189.
- Parry, R. 1998. Agricultural phosphorus and water quality: A U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) perspective. *J. Environ. Qual.* 27:258-261.
- Pautler, M.C., y J.T. Sims. 2000. Relationship between soil test phosphorus, soluble phosphorus, and phosphorus saturation in Delaware soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:765-773.
- Penn, C.J., G.L. Mullins, L.W. Zelazny y A.N. Sharpley. 2006. Estimating dissolved phosphorus concentrations in runoff from three physiographic regions of Virginia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70:1967-1974.
- Peters, J., S. Combs, B. Hoskins, J. Jarman, J. Kovar, M. Watson, A. Wolf y N. Wolf. 2003. Recommended methods of manure analysis. Board of Regents of the University of Wisconsin System – USDA. UW Extension. p 57.

- Pote D.H., Daniel, T.C. 2009. Dissolved phosphorus in water samples. In (Kovar and Pierzynski Eds). Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters. (ed.). SERA-IEG 17. p. 109-111. Disponible en:
http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/P_Methods2ndEdition2009.pdf
- Pote D.H., T.C. Daniel, y P.B. DeLaune. 2009. Total phosphorus and total dissolved phosphorus in water samples. In (Kovar and Pierzynski Eds). Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters. (ed.). SERA-IEG 17. p. 112-116. Disponible en: http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/P_Methods2ndEdition2009.pdf
- Pote, D.H., T.C. Daniel, D.J. Nichols, P.A. Moore, Jr., D.M. Miller, y D. R. Edwards. 1999b. Seasonal and soil-drying effects on runoff phosphorus relationships. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:1006-1012.
- Pote, D.H., T.C. Daniel, D.J. Nichols, A.N. Sharpley, P.A. Moore, D.M. Miller y D.R. Edwards. 1999a. Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. J. Environ. Qual. 28:170-175.
- Qu, G., J.J. Leonard y J.J. Feddes. 1999. Quality of runoff water from fresh and composted manure spread on snow. Can. Agric. Eng. 41:99-104.
- Ramírez-Ávila, J. 2005. Transporte de sedimentos y fósforo en escorrentía bajo simulación de lluvia. (Tesis). Universidad de Puerto Rico. Recinto Universitario de Mayagüez. Departamento de Agronomía y Suelos. p 185.
- Ramírez-Ávila, J., D. Sotomayor-Ramírez, G.A. Martínez y L.R. Pérez. 2008. Phosphorus relationship for tropical Ultisol under pasture. Australian J. Soil R. (In reviewer)

- Randall, G.W., T.K. Iragavarapu, y S.D. Evans. 1997. Long-term P and K applications. I. Effect on soil test incline and decline rates and critical soil test levels. *J. Prod. Agric.* 10:565–571.
- Reckhow, K.H., Beaulac, M.N., and Simpson, J.T., 1980, Modeling phosphorus loading in lake response under uncertainty: A manual and compilation of export coefficients: U.S. Environmental Protection Agency, EPA–440/5–80–011.
- Robertson, M.D., Rose, W.J., and Garn, H.S., 2005, Water Quality and the Effects of Changes in Phosphorus Loading, Red Cedar Lakes, Barron and Washburn Counties, Wisconsin. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey. Water Resources Investigations Report 03-4238.
- Romkens, M.J.M., D.W. Nelson, y J.V. Mannering. 1973. Nitrogen and phosphorus composition of surface runoff as affected by tillage method. *J. Environ. Qual.* 2:292–295.
- Sadeghian, S., E. Murgueitio, C. Mejía y J.M. Rivera. 2001. Ordenamiento ambiental y reglamentación del uso y manejo del suelo en la zona cafetera. p 96-108. En: *Suelos del eje cafetero*. Universidad Tecnológica de Pereira y GTZ. Fondo Editorial del Departamento de Risaralda. Pereira, Colombia.
- SAS Institute. 2003. Proprietary of software, version 9.1.3. SAS Institute, Cary, N.C.
- Schoumans, O.F. 2009. Determination of the degree of phosphate saturation in noncalcareous soils. In (Kovar and Pierzynski Eds). *Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters*. (ed.). SERA-IEG 17. p. 109-111. Disponible en: http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/P_Methods2ndEdition2009.pdf.
- Schreier, H., K.J Hall, S.J. Brown, B. Wernick, C. Berka, W. Belzer y K. Pettit. 1999. Agriculture: an important non-point source of pollution. Capítulo 4.7. En: Gray, C.;

- Tuominen, T., (ed). Health of the Fraser River aquatic ecosystem Vol. I: a synthesis of research conducted under the Fraser River Action Plan. Environment. Canada, Vancouver, BC, Canada. p 17. Disponible en: http://www.rem.sfu.ca/FRAP/S_47.pdf.
- Schroeder P.D., D.E. Radcliffe, M.L. Cabrera y C.D. Belew. 2004. Relationship between soil test phosphorus and phosphorus in runoff: Effects of Soil Series Variability. *J. Environ. Qual.* 33:1452–1463.
- Sharpley, A.N. 1985. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope and management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:1010-1015.
- Sharpley, A.N. 1993. An innovate approach to estimate bioavailable phosphorus in agricultural runoff using iron-oxide impregnated paper. *J. Environ. Qual.* 22:597-601.
- Sharpley, A.N. 1995. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *J. Environ. Qual.* 24:920-926.
- Sharpley, A.N. 1997. Rainfall frequency and nitrogen and phosphorus in runoff from soil amended with poultry litter. *J. Environ. Qual.* 26:1127–1132.
- Sharpley, A.N. 2003. Plowing to decrease surface stratification of phosphorus in manured soils. *J. Environ. Qual.* 32:1375–1384.
- Sharpley, A.N., R. Chapra, R. Wedepohl, J.T. Sims, T.C. Daniel, y K.R. Reddy. 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. *J. Environ. Qual.* 23:437-451.
- Sharpley, A.N., T.C. Daniel, J.T. Sims y D.H. Pote. 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *J. Soil and Water Cons.* 51:160-166.

- Sharpley, A.N, W. Gburek, G. Folmar, y H.B. Pionke. 1999. Sources of phosphorus exported from an agricultural watershed in Pennsylvania. *Agricultural Water Management* 41:77-89.
- Sharpley, A. y P. Kleinman. 2003. Effect of rainfall simulator and plot scale on overland flow and phosphorus transport. *J. Environ. Qual.* 32:2172–2179.
- Sharpley, A.N., R. McDowell, J.L. Weld y P. Kleinman. 2001. Assessing site vulnerability to phosphorus loss in an agricultural watershed. *J. Environ. Qual.* 30: 2026 – 2036.
- Sharpley, A.N. y B. Moyer. 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *J. Environ. Qual.* 29:1462-1469.
- Sharpley, A.N. y S.J. Smith. 1991. Effects of cover crops on surface water quality. In W.L. Hargrove, Book (ed.), *Cover crops for clean water*. Ankeny, Iowa: Soil and Water Conserv. Soc. p 41-49.
- Sharpley, A.N., S.J. Smith, O.R. Jones, W.A. Berg, y G.A. Coleman. 1992. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 21:30-35.
- Sims, J.T. 2000. A phosphorus sorption index. P.22-23 *In* G.M. Pierzynski (ed.) *Methods for P analysis*. S. Coop. Ser. Bull. 396. North Carolina State Univ., Raleigh.
- Sims, J.T., R.O. Maguire, A.B. Leytem, K.L. Gartley y M.C. Pautler. 2002. Evaluation of Mehlich 3 as an agri-environmental soil phosphorus test for the mid-Atlantic United States of America. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:2016-2032.
- Sims, J.T. y A.M. Wolf. 1995. Recommended soil testing procedures for the northeastern United States. Northeastern regional publication No. 493 (revised). University of Delaware Agric. Exp. Stat., Newark, DE.

- Smith, R.M. y F. Abruña. 1955. Soil and water conservation research in Puerto Rico, 1938 to 1947. Agricultural experiment station. Bulletin 124. University of Puerto Rico. Rio Piedras, PR. p 51.
- Sloneker, L., W.C. Moldenhaver. 1977. Measuring the amounts of crop residue remaining after tillage. J. Soil Water Conservation. 32: 231236.
- Sotomayor-Ramírez. D. 2006. Calibración de pruebas de suelo. Notas de clase. [en línea]. Disponible en <http://academic.uprm.edu/dsotomayor>, (accesado Dic 2008).
- Sotomayor-Ramírez, D. y G. Martínez. 2006. The status of phosphorus and other soil fertility parameters in soils of Puerto Rico. J. Agric. Univ. P.R. 90:145-157.
- Sotomayor-Ramírez, D., G. Martínez, R.S. Mylavarapu, O. Santana, y J.L. Guzmán. 2004. Phosphorus soil tests for environmental assessment in subtropical soils. Communications in Soil Science and Plant Analysis 35:1485–1503.
- Sotomayor-Ramírez, D., G. Martínez, y L.J. Oliveri. 2001. Phosphorus status of stream waters in Puerto Rico: 1989-1997. J. Agric. Univ. P.R. 85:1-15.
- Sotomayor-Ramírez, D., G. Martínez, L. Pérez y J. J. Ramírez. 2003. Off-field phosphorus transport from an Ultisol. Annual Meeting Abstracts ASA-CSSA-SSSA, Denver, CO.
- Sotomayor-Ramírez, D., G.A. Martínez, L. Pérez-Alegría, y G. Ardila. 2007. Nutrient in runoff after simulated rainfall from tropical soils amended with dairy manure sludge. ASA-CSSA-SSSA Annual Meeting. Nov. 4-7, New Orleans, LA. Oral presentation and abstract.
- Sutton, A.L., D.D. Jones, B.C. Joern, y D.M. Huber. 1992. Animal manure as a plant nutrient resource. Publication ID-101, Purdue University Cooperative. Extension Service, Purdue University, W. Lafayette, IN.

- Tabbara, H. 2003. Phosphorus loss to runoff after twenty-four hours after application of liquid swine manure or fertilizer. *J. Environ. Qual.* 32:1044-1052.
- Tarkalson, D. D. y R.L. Mikkelsen. 2004. Runoff phosphorus losses as related to phosphorus source, application method, and application rate on a piedmont soil. *J. Environ. Qual.* 33:1424–1430.
- Tisdale, S.L., W.L. Nelson, J.D. Beaton y J.L. Havlin. 1993. *Soil fertility and fertilizers*. MacMillan Publ. Co., New York.
- Torbert, H.A., T.C. Daniel, J.L. Lemunyon, y R.M. Jones. 2002. Relationship of soil test phosphorus and sampling depth to runoff phosphorus in calcareous and noncalcareous soils. *J. Environ. Qual.* 31:1380-1387.
- Torres, C.N. 2005. Balance de fósforo en vaquerías de Puerto Rico. Universidad de Puerto Rico. Departamento de Industria Pecuaria. Recinto Universitario de Mayagüez. p 140.
- USDA – NRCS, 2007. Natural Resources Conservation Service. Web Soil Survey – Mayaguez area – Puerto Rico western part. Isabela and San Sebastian cuntries. [en línea]. Disponible: <http://websoilsurvey.nrcs.usda.gov/app/WebSoilSurvey.aspx>
- USDA – NRCS, 2001. National Research Project for Simulated Rainfall- Surface Runoff Studies. Protocol 17 pp. [en línea] (accesado 25 April 2007). Disponible en http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/National_P_protocol.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1986. Quality criteria for water. Office of water regulation and standars. EPA-440/5-86-001. May 1986.
- U.S Environmental Protection Agency (USEPA). 1987. National Water Quality Inventory. 1986 Report to Congress. EPA-440/4-87-008. Office of Water. Washington, DC.

- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 1997. Compendium of tools for watershed assessment and TMDL development. EPA841-B-97-006.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1999. EPA Methods and guidance for analysis of water. USEPA, Washington. D.C.
- U.S. Geological Survey (USGS), 2009. Annual water data reports. (accesado en enero 2009). Disponible en <http://wdr.water.usgs.gov/wy2007/search.jsp>
- Vachier, R.J. 1994. Puerto Rico stream water quality. U.S. Geological Survey Water-Supply paper No.2400.
- Vadas, P.A., W.J. Gburek, A.N. Sharpley, P.J. Kleinman, P.A. Moore Jr., M.L. Cabrera, y R.D. Harmel. 2007. A Model for phosphorus transformation and runoff loss for surface – applied manures. J. Environ. Qual. 36:324-332.
- Vadas, P.A., P.J. Kleinman, A.N. Sharpley, y B.L. Turner. 2005. Relating soil phosphorus to dissolved phosphorus in runoff: a single extraction coefficient for water quality modeling. J. Environ. Qual. 34:572–580.
- Vadas, P.A., J.J. Meisinger, L.J. Sikora, J.P. McMurtry, y A.E. Sefton. 2004. Effect of poultry diet on phosphorus in runoff from soils amended with poultry manure and compost. J. Environ. Qual. 33:1845–1854.
- Webb, J.R., A.P. Mallarino y A.M. Blackmer. 1992. Effects of residual and annually applied phosphorus on soil test value and yields of corn and soybean. J. Prod. Agric. 5:148-152.
- Westerman, P.W., y M.R. Overcash. 1980. Short-term attenuation of runoff pollution potential for land-applied swine and poultry manure. P. 289–292. *En* Livestock waste—A renewable resource. Proc. 4th Int. Symp. On Livestock Wastes, Amarillo, TX. April 1990. Am. Soc. Agric. Eng., St. Joseph, MI.

Zhao, S.L., S.C. Gupta, D.R. Huggins, y J.F. Moncrief. 2001. Tillage and nutrient source effects on surface and subsurface water quality at corn planting. *J. Environ. Qual.* 30:998–1008.

Zheng, F.L., C.H. Huang, y L.D. Norton. 2004. Effects of nearsurface hydraulic gradients on nitrate and phosphorus losses in surface runoff. *J. Environ. Qual.* 33:2174–2182.

ANEXOS

Anexo 1. Selección de algunos estudios que han investigado el efecto del uso superficial de residuos orgánicos sobre pérdida de P en escorrentía. (Vadas et al., 2007)

<i>Indoor box studies</i>					
Reference	Manure type	Physical scale	Time scale	Rain type	Consecutive runoff events
Kleinman and Sharpley (2003)	Poultry, swine, dairy manure	20 × 100- cm boxes	Up to 21 days after application	Simulated	Yes
Kleinman et al. (2002a, b)	Poultry, swine, dairy manure	20 × 100-cm boxes	Up to 3 days after application	Simulated	No
Kleinman et al. (2004)	Poultry, swine, dairy manure	20 × 100-cm boxes	Up to 2 days after application	Simulated	Yes
Penn et al. (2004)	Turkey Manure	20 × 100- cm boxes	Up to 21 days after application	Simulated	Yes
Vadas et al. (2004)	Poultry manure	20 × 100- cm boxes	1 days after application	Simulated	No
<i>Small field-plot studies</i>					
Reference	Manure type	Physical scale	Time scale	Rain type	Consecutive runoff events
Chaubey et al. (1994)	Swine Slurry	1.5 × 3.0-m field plots	5 days after application	Simulated	No
Chaubey et al. (1995)	Poultry Litter	1.5 × 3.0-m field plots	2 days after application	Simulated	No
Daverede et al. (2004)	Swine Slurry	1.5 × 2.0-m field plots	1 and 6 months after application	Simulated	Yes
DeLaune et al. (2004)	Poultry Litter	1.5 × 2.0-m field plots	Up to 10 days after application	Simulated	Yes
Ebeling et al. (2002)	Dairy Manure	2.4 × 2.4-m field plots	Up to 13 months after application	Simulated and Natural	Yes
Grande et al. (2005)	Dairy Slurry	1.5 × 2.0-m field plots	18 months study with four applications	Simulated	Yes
Little et al. (2005)	Beef Cattle Manure	1 × 1-m field plots	Up to 5 days after application	Simulated	No
Mueller et al. (1984)	Dairy manure	1.35 m ² field plots	Up to 4 months after application	Simulated	Yes
Pote et al. (2001)	Swine Slurry	1.5 × 3-m	24 h after application	Simulated	No
Sauer et al. (2000)	Poultry Litter	1 × 2-m field plots	Up to 1 months after application	Simulated	Yes
Schroeder et al. (2004)	Poultry Litter	1 × 2-m field plots	Up to 8 months after application	Simulated	Yes
Tarkalson and Mikkelsen (2004)	Poultry Litter	3.0 × 3.0-m field plots	Immediately after application	Simulated	No
Torbert et al. (2005)	Turkey Litter	1.5 × 2.0-m field plots	24 h after application	Simulated	No

<i>Large field-plot studies</i>					
Reference	Manure type	Physical scale	Time scale	Rain type	Consecutive runoff events
Bushee et al. (1998)	Horse Bedding	2.4 × 6.1-m field plots	Immediately after application	Simulated	No
Edwards and Daniel (1993a)	Swine Slurry	1.5 × 6.0-m field plots	Up to 14 days after application	Simulated	Yes
Edwards and Daniel (1993b)	Swine Slurry	1.5 × 6.0-m field plots	24 h after application	Simulated	Yes
Edwards et al. (1996a)	Poultry Litter	1.5 × 18.3-m field plots	Immediately after application	Simulated	No
Edwards et al. (2000)	Beef Cattle Manure	2.4 × 6.1-m field plots	Up to 3 months after application	Simulated	Yes
Eghball and Gilley (1999)	Beef Cattle Manure	3.7 × 10.7-m field plots	Up to 48 h after application	Simulated	Yes
Eghball et al. (2000)	Beef Cattle Manure	3.7 × 10.7-m field plots	Up to 48 h after application	Simulated	Yes
Gessel et al. (2004)	Swine Slurry	3.0 × 22.0-m field plots	3 year study with three applications	Natural	Yes
Heathman et al. (1995)	Poultry Litter	2 × 8-m field plots	Up to 3 months after application	Natural	Yes
Heathwaite et al. (1998)	Cattle Slurry and Manure	5.0 × 20-m field plots	Up to 6 days after application	Simulated	Yes
Lim et al. (1998)	Beef Cattle Manure	2.4 × 12.2-m field plots	Immediately after application	Simulated	No
Misselbrook et al. (1995)	Dairy Slurry	10.0 × 10.0-m field plots	Immediately after application	Natural	Yes
Nichols et al. (1994)	Poultry Litter	1.5 × 6.0-m field plots	7 days after application	Simulated	No
Smith et al. (2004a)	Poultry Litter	1.5 × 6.0-m field plots	Upto 15 days after application	Simulated	Yes
Smith et al. (2004b)	Poultry Litter	1.5 × 6.0-m field plots	Up to 15 days after application	Simulated	Yes
Tabbara 2003	Swine Slurry	1.5 × 9.1-m field plots	1 days after application	Simulated	No
Withers et al. (2001)	Cattle Slurry	2 × 16-m field plots	22 months study with four applications	Natural	Yes
<i>Whole field studies</i>					
Reference	Manure type	Physical scale	Time scale	Rain type	Consecutive runoff events
Edwards et al. (1996b)	Poultry litter and manure	1.1 and 1.2 ha fields	33 months study with 2 to 5 applications	Natural	Yes
Harmel et al. (2004)	Poultry Litter	2.3 and 8.0 ha fields	24 months study with two applications	Natural	Yes
Moore et al. (2000)	Poultry Litter	0.4 ha fields	3 year study with three applications	Natural	Yes
Pierson et al. (2001)	Poultry Litter	0.75 ha fields	4 year study with four applications	Natural	Yes
Vervoort et al. (1998)	Poultry Litter	0.45 ha fields	22 months study with three applications	Natural	Yes
Wood et al. (1999)	Poultry Litter	33 × 33-m fields	22 months study with two applications	Natural	Yes

Anexo 2. Índices categóricos ambientales de la prueba de P en el suelo (mg kg^{-1}) para suelos de Puerto Rico. (Sotomayor-Ramírez et al., 2004)

Prueba de suelo P			Comentarios
Olsen	Bray 1	Mehlich 3	
12-35	10-20	ND*	Por encima del límite medio categórico sugerido como nivel agrónomico crítico de la prueba de suelo para P, existe una baja probabilidad de que el cultivo responda a la adición de P orgánico o inorgánico. (Muñiz-Torres, 1992).
36-123	21-131	<167	La categoría alta es la gama de valores de la prueba de P del suelo en los cuales la adición de P puede ser aplicada en niveles superiores a los niveles críticos agronómicos sugeridos pero no se espera ninguna respuesta del cultivo. El valor mínimo de la categoría corresponde a los niveles críticos agronómicos y el valor máximo a un valor del P disuelto de 0.5 mg/L.
124-179	132-197	168-253	La categoría muy alta es la gama de valores de la prueba de P del suelo en los cuales la adición de P no debe exceder la absorción del cultivo y el uso se debe realizar con precaución. Los valores mínimo y máximo de esta categoría corresponden a un valor del P disuelto calculado de 0.5 y 1.0 mg/L, respectivamente.
>179	>197	>253	La categoría extremadamente alta incluye el valor de la prueba de P del suelo, en donde no se debe permitir más adición de P (inorgánico u orgánico) en ningún tipo de aplicación y corresponde al valor del P disuelto mayor a 1 mg/L.

* El nivel crítico agronómico para ésta prueba de suelo no se ha sugerido para Puerto Rico, aunque la extrapolación para las pruebas de Olsen y Bray 1 indiquen niveles críticos agronómicos en valores

Anexo 3. Estándares de calidad de agua para Puerto Rico. (Junta de Calidad Ambiental de Puerto Rico, 2003).

Parámetro	Aguas costeras	Estuarios	Aguas superficiales
Amonio total (mg/L)			1
Cobre (µg/L)	50	50	
Coliformes fecales (col 100/mL)	200	2000	2000
Coliformes totales (col100/mL)		10000	10000
Fósforo total (mg/L)			1
pH	7.3 – 8.5	7.3 – 8.5	6.0 – 9.0
Oxígeno disuelto (mg/L)	>5	>4	>5
Sólidos disueltos totales (col100/mL)			500

Anexo 4. Principales impactos ambientales de la cadena láctea (Fuente: Murgueitio, 1999).

Impactos	Producción	Transporte	Procesamiento	Consumo
A Compactación de suelos agrícolas	***	*	S	S
D Actividad biológica	*	*	S	S
A Erosión en terracetas (<i>pata de vaca</i>)	***	S	S	S
A Remociones masales y deslizamientos	**	**	S	S
D Regulación hídrica en microcuencas	**	S	S	S
A Desecación de humedales	*	*	S	S
A Pérdida y contaminación de nacimientos de agua	**	*	*	S
A Contaminación química de ríos	*	*	***	*
A Contaminación orgánica de ríos	*	*	***	*
A Contaminación y sedimentación de humedades	**	**	**	*
D Conservación de ecosistemas naturales	*	*	*	S
D Diversidad Biológica de Agroecosistemas (Paisajes rurales)	**	*	S	S
D Conservación de especies de flora y de fauna nativas	**	**	S	S
A Demanda de recursos maderables nativos	**	*	*	S
A Contaminación química de alimentos	***	S	**	S
A Residuos de antibióticos y otras drogas	***	S	*	S
A Residuos sólidos no biodegradables	*	*	***	***
A Emisiones de gases de invernadero y lluvia ácida (CO ₂ , CH ₄ , NO ₂ , SO ₂)	*	***	**	*
A Malos olores	S	*	**	*

Nota: Atributos cualitativos solo como aproximación a la magnitud de cada fenómeno ante la ausencia de estudios cuantitativos.

A Aumentando; D Decreciendo

*Grado de impacto: s sin impacto o sin información *reducido **importante ***grave*

Anexo 5. Clases de contaminación de procedencia no localizada (International Joint Commission, 1974, Ongley, 1997)

Actividad	Descripción	Parámetros
Agricultura Corrales de engorde Riego Cultivo Pastos Granjas de producción de leche Huertos Acuicultura	Escorrentía de todas las categorías de actividades agrícolas que dan lugar a contaminación del agua superficial y subterránea. En los climas septentrionales, la escorrentía procedente de las tierras congeladas es un grave problema, en particular en los lugares donde el abono se aplica durante el invierno. La manipulación de las hortalizas, en particular el lavado de las mismas en aguas superficiales contaminadas, práctica común en muchos países en desarrollo, da lugar a la contaminación de los alimentos. La acuicultura, en constante crecimiento, se está convirtiendo en importante fuente de contaminación en muchos países. El agua procedente del riego contiene sales, nutrientes y plaguicidas. El drenaje con cañerías transporta rápidamente sustancias lixiviadas, como el nitrógeno, a las aguas superficiales.	Fósforo, nitrógeno, metales, agentes patógenos, sedimentos, plaguicidas, sal, DBO ¹ , oligoelementos (por ejemplo, selenio).
Silvicultura	Mayor volumen de escorrentía procedente de las tierras alteradas. La mayor parte de los daños procede de la tala de bosques para urbanización.	Sedimentos, plaguicidas
Descarga de desechos líquidos	Descarga de desechos líquidos procedentes de efluentes municipales, fango cloacal, efluentes y fangos industriales, aguas de desecho procedentes de los sistemas sépticos domésticos; en particular, la descarga en tierras agrícolas, y la descarga legal o ilegal en cursos de agua.	Agentes patógenos, metales, compuestos orgánicos.
Zonas urbanas Residenciales Comerciales Industriales	Escorrentía urbana procedente de tejados, calles, lugares de estacionamiento, etc., que da lugar a la sobrecarga de los centros de depuración que reciben aguas de la red de alcantarillado, o escorrentía contaminada que se envía directamente a las aguas receptoras; las industrias y empresas locales a veces descargan sus desechos en los drenes para aguas torrenciales y canalones de las calles; limpieza de las calles; la aplicación de sal en las carreteras contribuye a la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas.	Fertilizantes, grasas y aceites, materias fecales y agentes patógenos, contaminantes orgánicos (por ejemplo, HAP ² y BCP ³), metales pesados, plaguicidas, nutrientes, sedimentos, sales, DBO, DQO ⁴ , etc.

Sistemas de alcantarillado rural	Sobrecarga y perturbación de los sistemas técnicos, lo que da lugar a escorrentía superficial y/o infiltración directa en las aguas subterráneas.	Fósforo, nitrógeno, agentes patógenos (materias fecales).
Transporte	Carreteras, ferrocarriles, tuberías, pasillos hidroeléctricos, etc.	Nutrientes, sedimentos, metales, contaminantes orgánicos, plaguicidas (en particular herbicidas)
Extracción de minerales	Escorrentía de las minas y desechos de la mismas, canteras y pozos.	Sedimentos, ácidos, metales, aceites, contaminantes orgánicos, sales (salmuera)
Utilización de la tierra para fines recreativos	Gran variedad de usos de la tierra para fines recreativos - en particular centros de esquí, la navegación y puertos recreativos, lugares de camping, parques, residuos y agua "gris" de la barcas de recreo - son un contaminante de gran importancia, especialmente en pequeños lagos y ríos. Caza (contaminación provocada por el plomo en las aves acuáticas).	Nutrientes, plaguicidas, sedimentos, patógenos, metales pesados.
Eliminación de residuos sólidos	Contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por los productos lixiviados y gases. Los desechos peligrosos a veces se eliminan mediante descargas subterráneas.	Nutrientes, metales, patógenos, contaminantes orgánicos.
Dragado	Dispersión de sedimentos contaminados, filtración desde las zonas de confinamiento.	Metales, contaminantes orgánicos.
Eliminación en profundidad	Contaminación de las aguas subterráneas mediante la inyección profunda de desechos líquidos, en particular de salmueras en los yacimientos petrolíferos y desechos industriales líquidos.	Sales, metales pesados, contaminantes orgánicos.
Deposición	Transporte de contaminantes a larga distancia y	Nutrientes,

atmosférica	deposición sobre la tierra y superficies acuáticas. Se considera fuente importante de plaguicidas (procedentes de la agricultura, etc.), nutrientes, metales, etc., en particular en zonas vírgenes.	metales, contaminantes orgánicos.
-------------	--	-----------------------------------

¹ DBO = demanda biológica de oxígeno

² HAP = hidrocarburos aromáticos policíclicos

³ BCP = bifenilos clorados policíclicos

⁴ DQO = demanda química de oxígeno

Anexo 6. Efectos de las actividades agrícolas en la calidad del agua. (Ongley, 1997)

Actividad agrícola	Efectos	
	Aguas superficiales	Aguas subterráneas
Labranza/arado	Sedimentos/turbidez: los sedimentos transportan fósforos y plaguicidas adsorbidos a las partículas de los sedimentos; entarquinamiento de los lechos de los ríos y pérdida de hábitat, desovaderos, etc.	
Aplicación de fertilizantes	Escorrentía de nutrientes, especialmente fósforo, que da lugar a la eutrofización y produce mal gusto y olor en el abastecimiento público de agua, crecimiento excesivo de las algas que da lugar a desoxigenación del agua y mortandad de peces	Lixiviación del nitrato hacia las aguas subterráneas; los niveles excesivos representan una amenaza para la salud pública.
Aplicación de estiércol	Esta actividad se realiza como medio de aplicación de fertilizantes; si se extiende sobre un terreno congelado provoca en las aguas receptoras elevados niveles de contaminación por agentes patógenos, metales, fósforo y nitrógeno, lo que da lugar a la eutrofización y a una posible contaminación.	Contaminación de las aguas subterráneas, especialmente por el nitrógeno.
Plaguicidas	La escorrentía de plaguicidas da lugar a la contaminación del agua superficial y la biota; disfunción del sistema ecológico en las aguas superficiales por pérdida de los depredadores superiores debido a la inhibición del crecimiento y a los problemas reproductivos; consecuencias negativas en la salud pública debido al consumo de pescado contaminado. Los plaguicidas son trasladados en forma de polvo por el viento hasta distancias muy lejanas y contaminan sistemas acuáticos que pueden encontrarse a miles de millas de distancia (por ejemplo, a veces se encuentran plaguicidas tropicales o subtropicales en los mamíferos del Ártico).	Algunos plaguicidas pueden lixiviar en las aguas subterráneas, provocando problemas para la salud humana a través de los pozos contaminados.
Granjas/parcelas	Contaminación del agua superficial con	Posible lixiviación de nitrógeno,

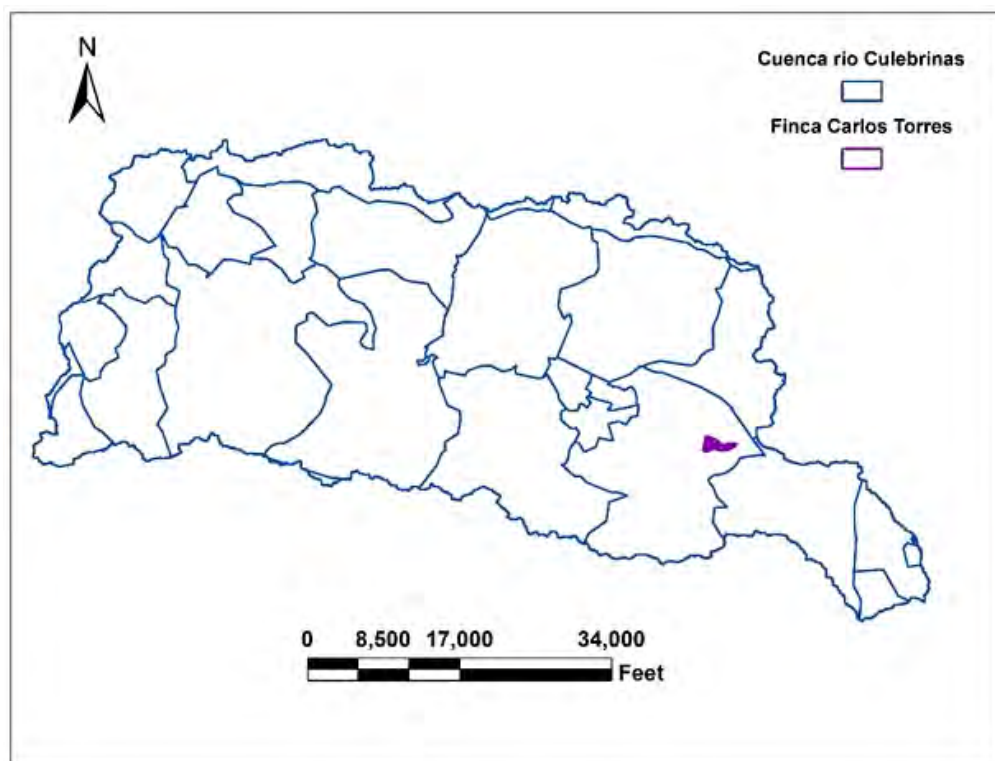
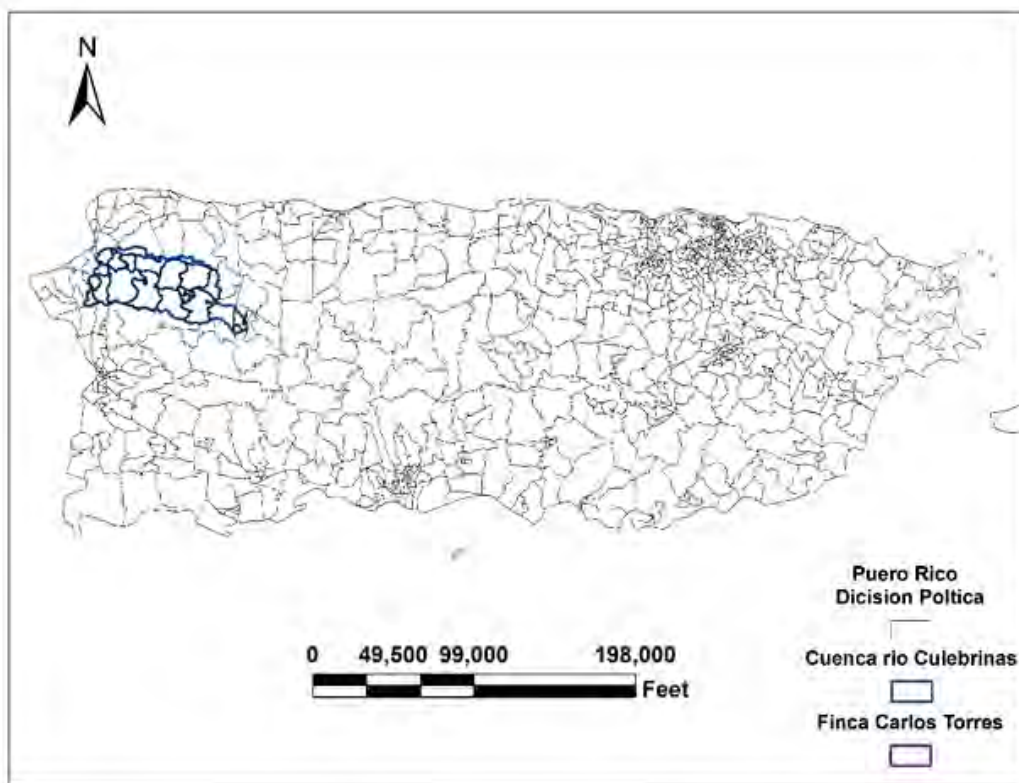
de engorde	numerosos agentes patógenos (bacterias, virus, etc.), lo que da lugar a problemas crónicos de salud pública. Contaminación por metales contenidos en la orina y las heces.	metales, etc. hacia las aguas subterráneas.
Riego	Escorrentía de sales, que da lugar a la salinización de las aguas superficiales; escorrentía de fertilizantes y plaguicidas hacia las aguas superficiales, con efectos ecológicos negativos, bioacumulación en especies ícticas comestibles, etc. Pueden registrarse niveles elevados de oligoelementos, como el selenio, con graves daños ecológicos y posibles efectos en la salud humana.	Enriquecimiento del agua subterránea con sales, nutrientes (especialmente nitrato).
Talas	Erosión de la tierra, lo que da lugar a elevados niveles de turbidez en los ríos, entarquinamiento del hábitat de aguas profundas, etc. Perturbación y cambio del régimen hidrológico, muchas veces con pérdida de cursos de agua perennes; el resultado es problemas de salud pública debido a la pérdida de agua potable.	Perturbación del régimen hidrológico, muchas veces con incremento de la escorrentía superficial y disminución de la alimentación de los acuíferos; influye negativamente en el agua superficial, ya que reduce el caudal durante los períodos secos y concentra los nutrientes y contaminantes en el agua superficial.
Silvicultura	Gran variedad de efectos; escorrentía de plaguicidas y contaminación del agua superficial y de los peces; problemas de erosión y sedimentación.	
Acuicultura	Descarga de plaguicidas (por ejemplo, TBT ¹) y altos niveles de nutrientes en el agua superficial y subterránea a través de los piensos y las heces, lo que da lugar a fenómenos graves de eutrofización.	

¹ TBT = Tributilestano

Anexo 7. Factores que afectan la pérdida de P de cuencas agrícolas y su impacto en la calidad de los cuerpos de agua afectados. (Shigaki et al., 2006)

Factors	Description
Site Management	
Soil P	As soil P increases, P loss in surface runoff and subsurface flow increases.
Applied P	The more P applied (mineral fertilize or manure), the greater the risk of P loss.
Application method	P loss increases in the order, subsurface injection, plowed under, and surface broadcast with no incorporation.
Application timing	The sooner it rains after P is applied, the greater the risk for P loss.
P source	The P in some fertilizers and manures is more soluble than in others and thus, more susceptible to runoff.
Transport	
Erosion	Total P loss is strongly related to erosion
Surface runoff	Water has to move off or through a soil for P move.
Subsurface runoff	In sandy, organic, or P-saturated soils, P can be leached.
Soil texture	Influences relative proportions of surface and subsurface flow.
Connectivity to stream	The closer the field to the stream, the greater the chance of P reaching it.
Channel effects	Eroded material and associated P can be deposited or resuspended with a change in stream flow. Dissolved P can be sorbed or desorbed by stream channel sediments and bank material.
Proximity of P-sensitive water	Some watersheds are closer to P-sensitive waters than others (i.e., point of impact).
Sensitivity P input	Shallow lakes with large surface area tend to be more vulnerable to eutrophication.

Anexo 8. Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Ubicación de la finca muestreada.



Anexo 9. Plan de manejo de nutrientes NRCS para la finca de Carlos Torres. (NRCS, 2008).

Field office: San Sebastian USDA Service Center
 San Sebastian Office Building Suite 10
 San Sebastian, PR 00685

Date: 09/16/03
 Landuser: Carlos Torres Molina
 Operation: Dairy

Manure and Nutrient Production

Table 1- Manure Production						AWMFH CHAP 4	
Animal Type	Number of Animals	Average Weight (lbs)	Animal Units (AU) (1000lbs)	Confine Time (hrs)	Manure Production		
					Per AU (cu.ft/day)	Total (cu.ft/day)	Total (tons/year)
(Dairy)Cow, Lactating	100	1100	110.0	3	1.30	17.9	203.6
(Dairy)Calves		300	0.0	24	1.30	0.0	0.0
(Dairy)Heifers		500	0.0	24	1.30	0.0	0.0
(Dairy)Bulls		1300	0.0	24	1.00	0.0	0.0
A.None		0	0.0		0.00	0.0	0.0
TOTALS	100		110.0			17.9	203.6

Management System: Storage Pond – more 50% dilution (avg)
 Waste Condition: Storage Pond – Diluted
 Years after initial application: 3

Table 2 – System Efficiency	N	P	K
Nutrient Remaining (%) AWMFH Table 11-5	25	40	55
Nutrient Mineralization (%) AWMFH Table 11-9	49	90	93

Table 3 – Crop Data	Crop Production (lbs/acre/year)	Nutrient Uptake (lbs/acre/year)		
Pasto-Estrella (Stargrass)	25196	345	58	418

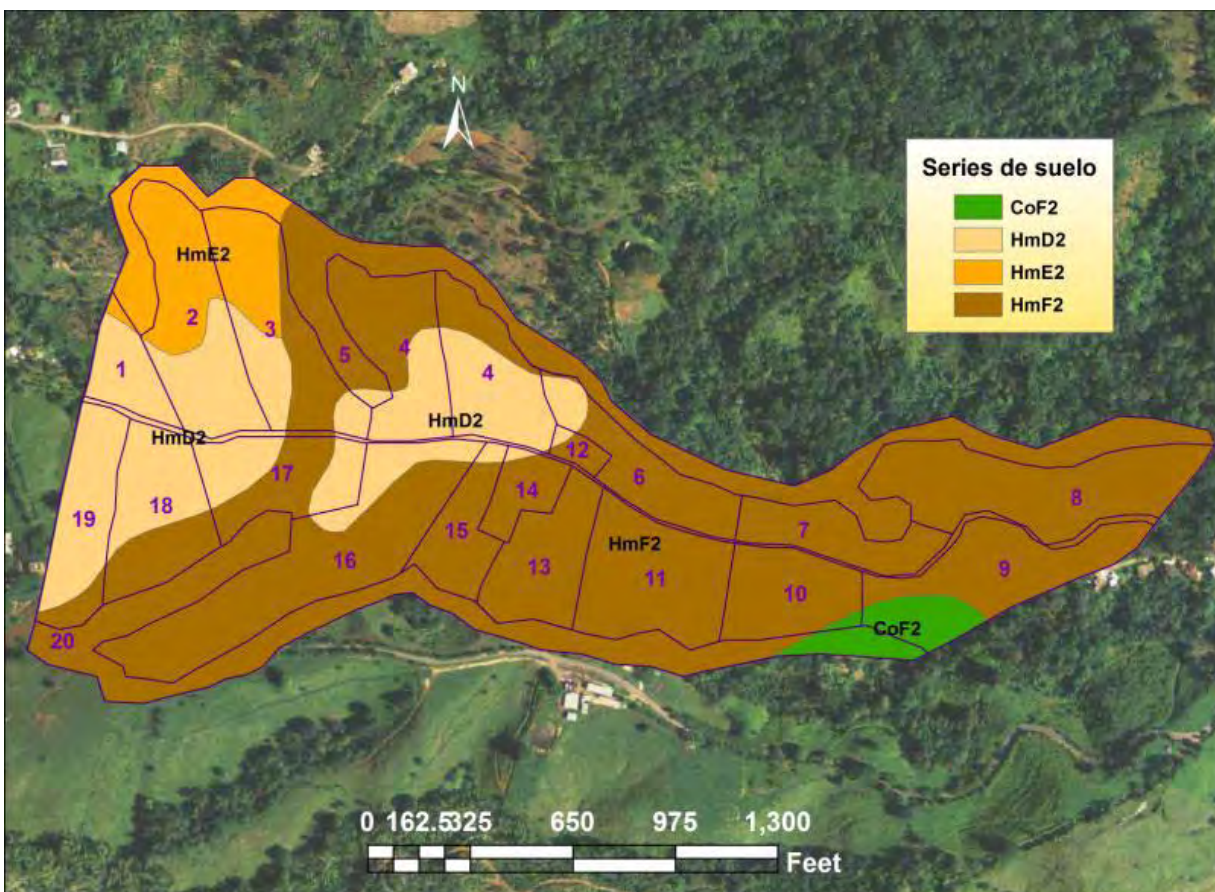
AWMFH CHAP.4		Table 4a – Nutrient Production			
Animal Type	Production (lb/d/AU)	NITROGEN (N)			Required Land (acres)
		Produced (lbs/year)	Remaining (lbs/year)	Available (lbs/year)	
(Dairy)Cow, Lactating	0.45	2258	565	277	0.8
(Dairy)Calves	0.31	0	0	0	0
(Dairy)Heifers	0.31	0	0	0	0
(Dairy)Bulls	0.33	0	0	0	0
A.None	0.00	0	0	0	0
TOTALS		2258	565	277	0.8

AWMFH CHAP.4		Table 4b – Nutrient Production			
Animal Type	Production (lb/d/AU)	PHOSPHORUS (P)			Required Land (acres)
		Produced (lbs/year)	Remaining (lbs/year)	Available (lbs/year)	
(Dairy)Cow, Lactating	0.07	351	141	126	2.2
(Dairy)Calves	0.04	0	0	0	0
(Dairy)Heifers	0.04	0	0	0	0
(Dairy)Bulls	0.06	0	0	0	0
A.None	0.00	0	0	0	0
TOTALS		351	141	126	2.2

AWMFH CHAP.4		Table 4c – Nutrient Production			
Animal Type	Production (lb/d/AU)	POTASSIUM (K)			Required Land (acres)
		Produced (lbs/year)	Remaining (lbs/year)	Available (lbs/year)	
(Dairy)Cow, Lactating	0.26	1305	718	667	1.6
(Dairy)Calves	0.24	0	0	0	0
(Dairy)Heifers	0.24	0	0	0	0
(Dairy)Bulls	0.26	0	0	0	0
A.None	0.00	0	0	0	0
TOTALS		1305	718	667	1.6

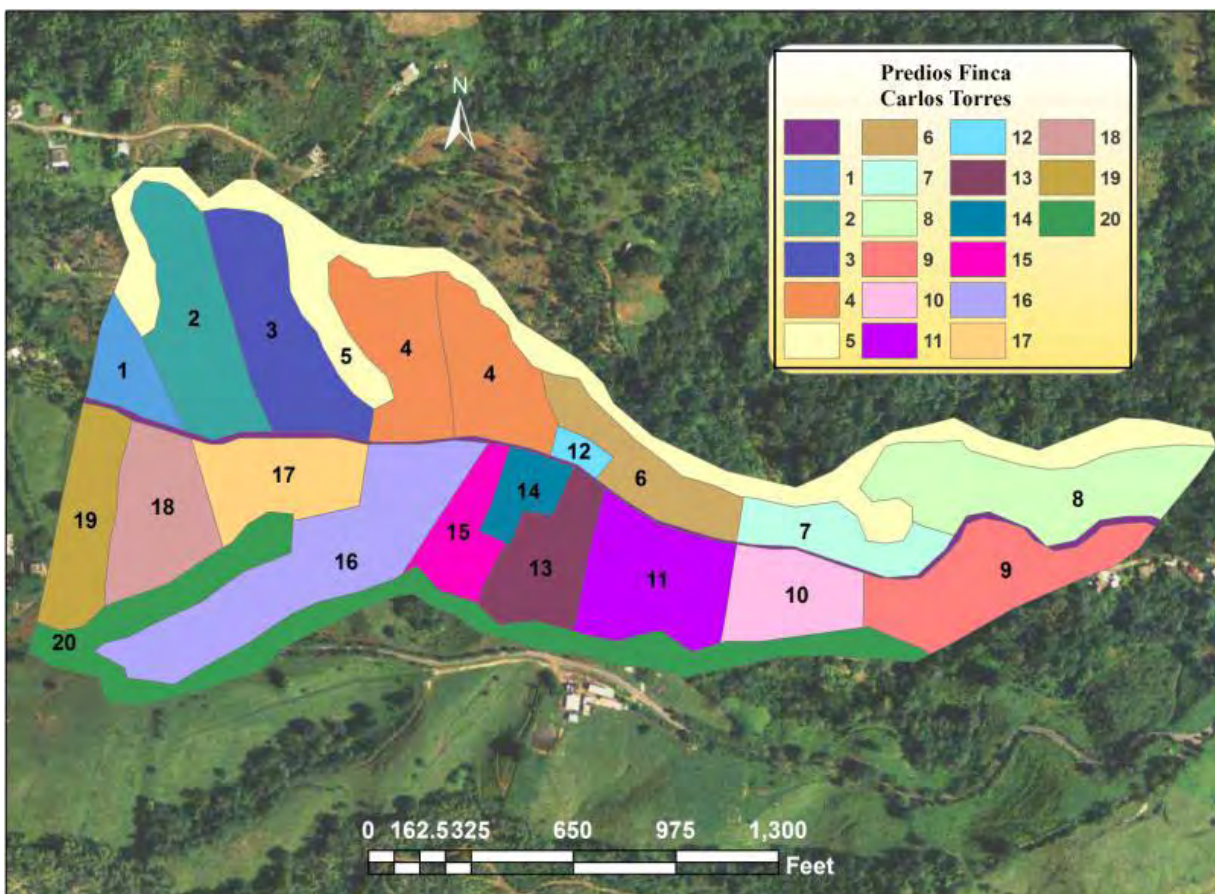
Table 4d – Nutrient Production	SUMMARY			Required Land (acres)
	Produced (lbs/year)	Remaining (lbs/year)	Available (lbs/year)	
NITROGEN (N) Controlling Nutrient	2258	565	277	0.8
PHOSPHORUS (P)	351	141	126	2.2
POTASSIUM (K)	1305	718	667	1.6

Anexo 10. Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Series de Suelo de la finca muestreada.



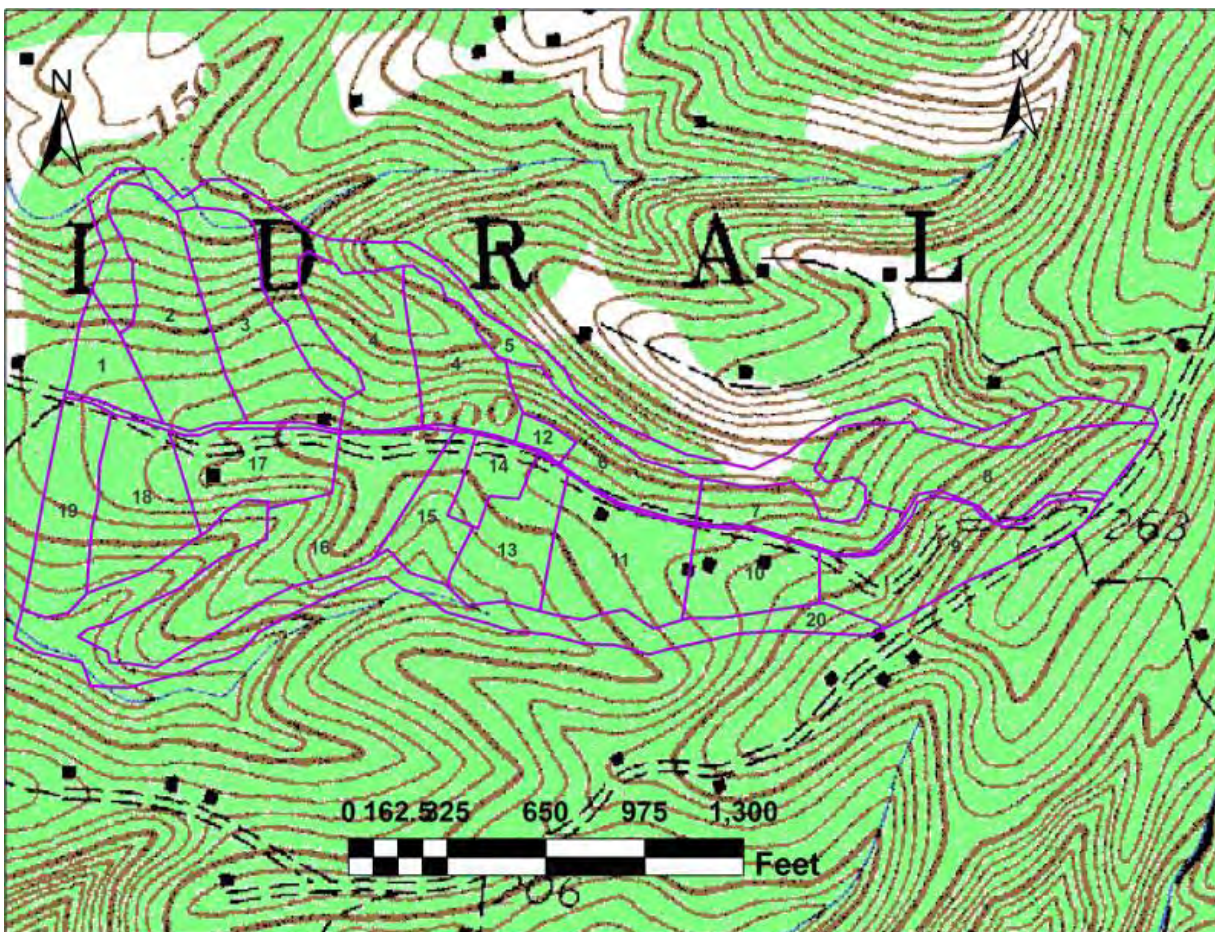
El suelo predominante pertenece a la serie Humatas arcilloso (*Udisols, Humults, Haplohumults, Typic Haplohumults*) con pendientes de 5 a 40%, la zona de menor pendiente de la serie se encuentra en la zona noroeste de la finca. Dividida en 3 clasificaciones de NRCS: HmD2, HmE2 y HmF2 y ocupa el 97% del área de la finca, con una capacidad de retención de humedad alta, niveles de fertilidad altos, y los lugares con historial de aplicación de residuos orgánicos tienen mayores niveles de P extraíble. Con 3% del área perteneciente a la serie Consumo arcilloso (*Udisols, Humults, Haplohumults, Typic Haplohumults*) en el extremo sur este de la finca.

Anexo 11. Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Mapa político de la finca muestreada (división en predios).



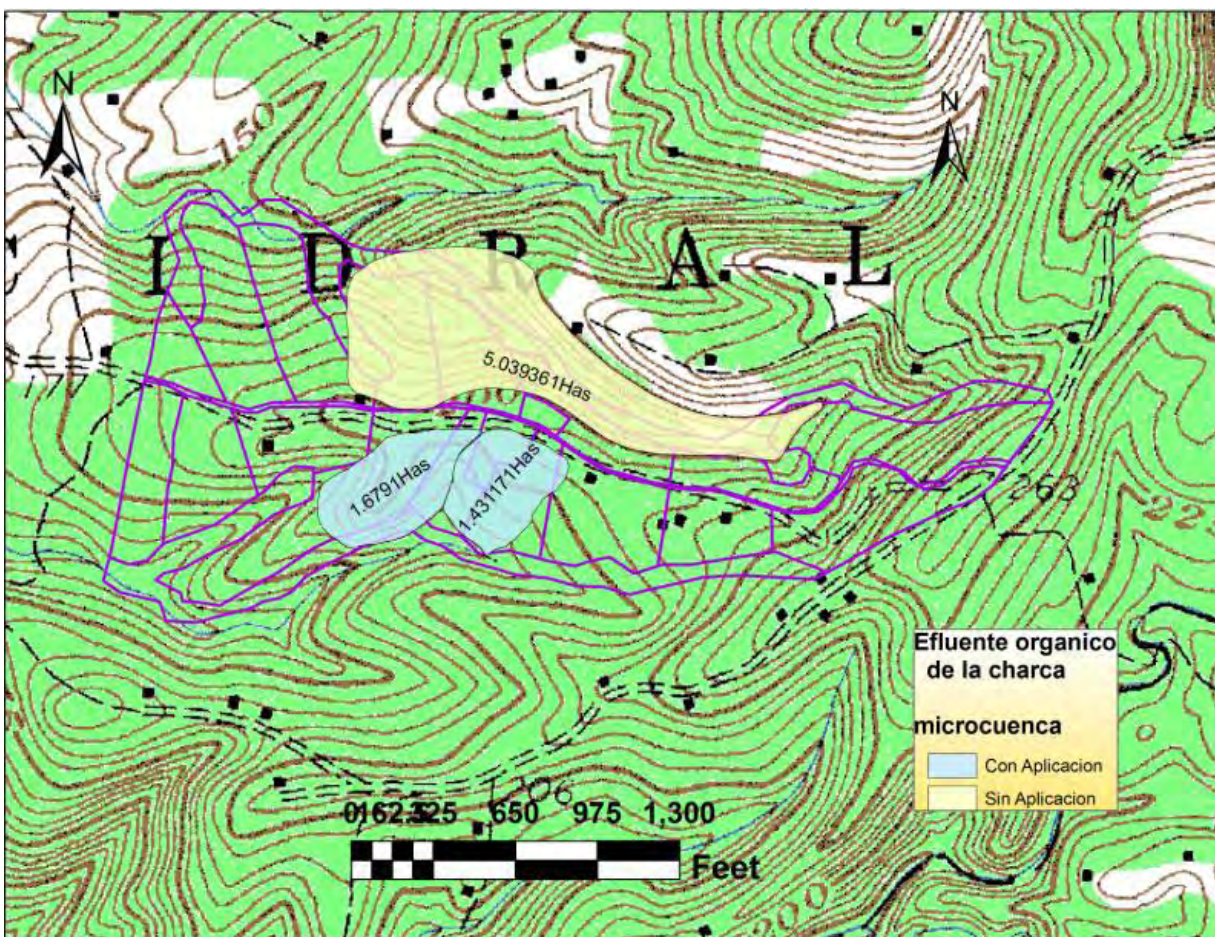
La finca está dividida en 20 predios que incluyen las zonas de bosque ribereño y la vaquería, los primeros predios corresponden a aquellos que históricamente no recibieron ningún tipo de enmienda orgánica correspondiente a todo el corredor norte de la finca, a partir del predio 9 están los predios del corredor sur en donde se encuentran las instalaciones de ordeño, charca de retención de humedad y los predios sometidos a enmienda orgánica.

Anexo 12. (A) Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Mapa topográfico de la finca muestreada (cuadrángulo)



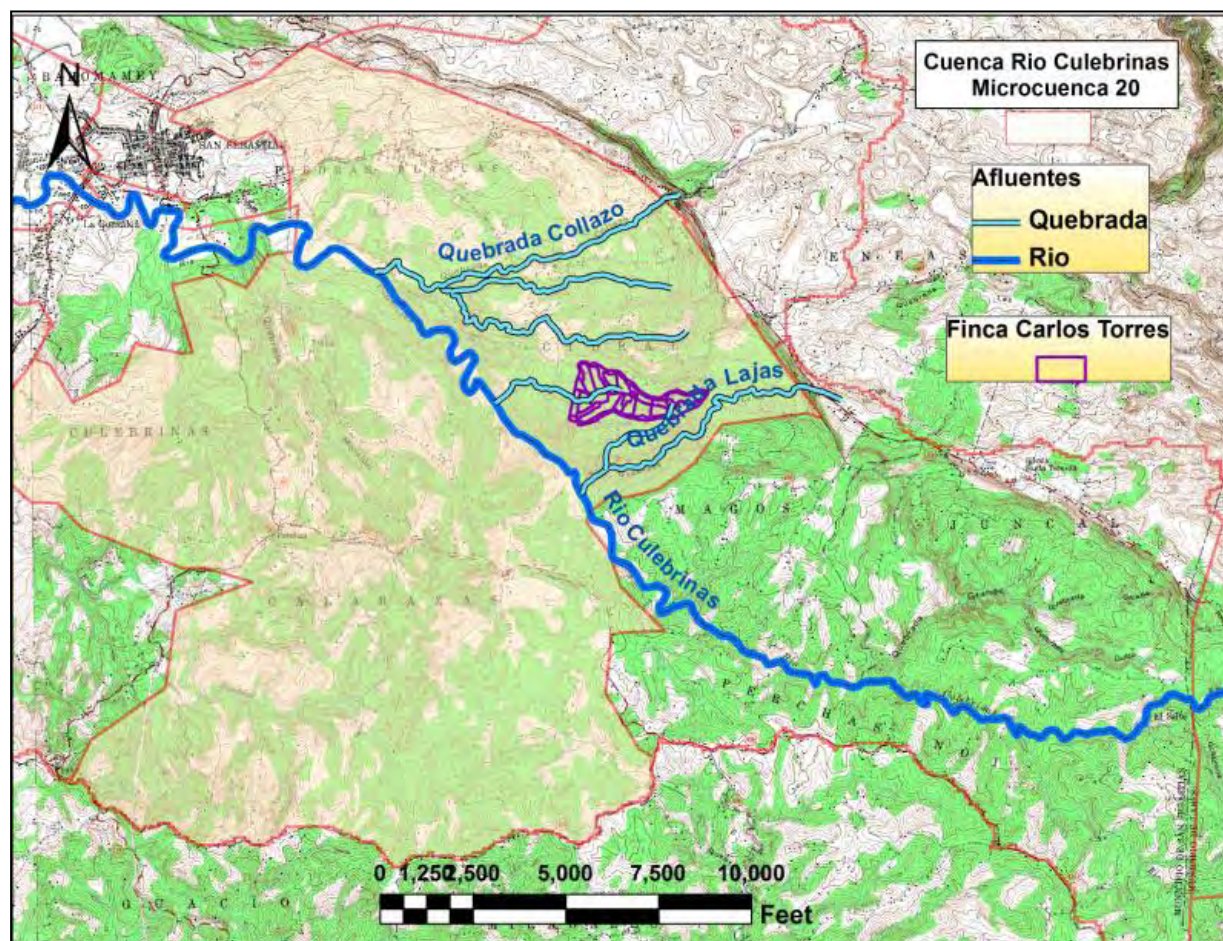
El cuadrángulo topográfico en donde se encuentra la finca la ubica en el orden hidrológico 8 para Puerto Rico, con alturas sobre el nivel del mar entre curvas de contorno a los 150 y 200 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m), mostrando la presencia de laderas y cumbres estrechas, de alto escurrimiento y suelo altamente erosionable. El suelo es profundo y rojo, muy fino, isohipertérmico y fuertemente alterado, la microtopografía se describe en terrazas por el pisoteo del ganado.

Anexo 12. (B) Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Microcuencas en la finca según historial de aplicación de enmienda orgánica



De acuerdo con el sistema de información geográfica que se realizó para la finca y la información adaptada a las curvas de contorno y a un levantamiento con GPS para las posibles microcuencas presentes, se obtuvieron 3 microcuencas, dos de ellas más pequeñas y ubicadas en la zona de historial de aplicación de enmiendas orgánicas y suelos con niveles muy altos de P extraíble y una para la zona sin historial de aplicación de enmienda y suelos con nivel alto de P extraíble. Se encontraron más microcuencas pero estas incluían zonas fuera de la finca, con lo que se afectarían los datos por la influencia de otros sistemas. El muestreo en las microcuencas con niveles de P extraíble muy alto correspondió a las bandejas 19 a 27 en la microcuenca de 1.4 Has y a las bandejas de 28 a 36 para la microcuenca de 1.7 Has.

Anexo 12. (C) Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Mapa de microcuenca dentro de cuenca del río Culebrinas con cuerpos de agua de interés.



Se escogió una vaquería en el barrio Cidral, Carretera No.450 km 7 Int., del agricultor Carlos Torres Medina con aproximadamente 32.3 hectáreas y enmarcada dentro de la cuenca del río Culebrinas. A su vez la cuenca del río Culebrinas está subdividida en 26 microcuencas y la microcuenca correspondiente es la No 20 de acuerdo con NRCS (Anexo 8), la finca es tributario difuso de dos afluentes de agua: la Quebrada Lajas y otra quebrada por el corredor norte para la que no hay nombre definido, así mismo éstas son tributarias puntuales directas del río culebrinas.

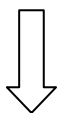
Anexo 13. Sistema de información geográfica (ArcGIS 9.3). Mapa descriptivo de la finca muestreada (cuadrángulo).



La vegetación predominante son dos especies de pastizales que se encuentran en común y en áreas independientes también (pastos estrella, *Cynodon nlemfuensis*, y “tanner grass” *Urochloa arrecta*), mostrados como “pastos mejorados”, además los extremos norte y sur están cubiertos por una vegetación de bosque ribereño de las dos quebradas que bordean la finca que corresponden a los predios 5 y 20.

Anexo 14. Proceso de recolección de muestras “intactas” de suelo y pasto en bandejas de escorrentía.

Bandeja de escorrentía según diseño de NPRP, previa a la recolección



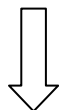
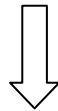
Maquina cortadora de secciones de pasto y suelo, llevada hasta el lugar de la finca seleccionado con el SIG



Numeración de las bandejas según el diseño y cubierta con “cheese cloth” para evitar contacto directo del suelo con la lamina galvanizada



Después del corte con la maquina, se saca cuidadosamente el bloque de suelo y pasto para colocarlo dentro de la bandeja correspondiente





Finalmente se toma una muestra de suelo por cada bandeja de esorrentía preparada y se traslada al umbráculo en la finca Alzamora

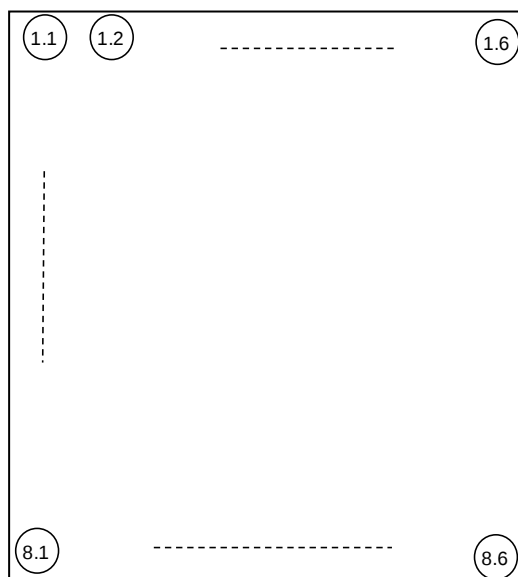


Anexo 15. Muestreo de la charca de retención

Modificado de: Recommended methods of manure analysis (Peters et al., 2003) and Methods for P analysis (Kover y Pierzynski, 2008) (Sampling techniques for nutrient analysis of animal manures)

- Las muestras de estiércol líquido en una charca de retención, deben ser muestreadas durante la agitación y bombeo, ya que de esta forma se obtiene una muestra más homogénea y acorde a lo que se aplica en los predios.
- Se debe determinar el volumen de estiércol líquido que se necesita con anticipación para coordinar los recipientes adecuados para el almacenamiento (recipientes que se puedan cerrar para el almacenamiento en cuarto frío). Siempre almacene un volumen mayor al que usará.
- Una vez se tienen los recipientes necesarios para el almacenamiento, se prepara el recipiente de muestreo, el cual será utilizado para el muestreo de la charca en varias repeticiones para obtener una muestra compuesta.
- Identificado un día de aplicación del estiércol sobre los predios con agitación de la charca, se procede a realizar el muestreo (una muestra compuesta debe ser del muestreo en un mismo día)
- Durante el bombeo, con un recipiente de 5 galones y una cuerda se lanza y sumerge en diferentes puntos del área superficial de la charca y se deposita en el recipiente de almacenamiento utilizando una bomba de mano evitando el contacto del líquido con las manos, se realiza esta operación en repetidas ocasiones (mínimo 5) de tal forma que de cada muestra extraída tomamos un volumen parcial para el llenado del recipiente que será llevado a cuarto frío. (Use guantes y careta para protegerse).
- Una vez se obtiene el volumen calculado para la aplicación posterior en el experimento, se toma una muestra para el análisis (500ml) en una bolsa estéril, usando también la bomba de mano. Se sella el recipiente de almacenamiento (hermético) y se lleva a un cuarto frío (0°C) hasta que se tengan resultados de los análisis de laboratorio sobre la muestra enviada, ya que con estos resultados y la lamina aplicada en campo por el agricultor se obtiene la dosis de enmienda aplicada en específico para el P, y de esta forma se determinan los volúmenes que se emplean sobre las bandejas para una dosis determinada.
- Nota: La muestra que es enviada al laboratorio debe ser enviada de inmediato o de lo contrario someterse a congelación hasta el momento del análisis. El número de laboratorios que procesan muestras de este tipo han aumentado en los últimos años y se pueden enviar muestras a diferentes laboratorios para más exactitud, no olvide usar blancos de laboratorio y repetición de muestras para obtener resultados con buena precisión y exactitud.
- Nota: No deben usarse recipientes metálicos o galvanizados, ya que pueden contaminar las muestras, se recomiendan de material plástico esterilizados.

Anexo 16. Determinación del coeficiente de uniformidad de riego



Distribución y nomenclatura de los envases colocados en una grilla de 1×1 pie, vista de planta del área de riego del simulador.

#	ID Container	Volume (ml)	#	ID Container	Volume (ml)
1	1.1	65	25	1.4	67
2	1.2	84	26	1.5	89
3	1.3	85	27	1.6	93
4	2.1	80	28	2.4	84
5	2.2	73	29	2.5	82
6	2.3	77	30	2.6	78
7	3.1	73	31	3.4	87
8	3.2	61	32	3.5	70
9	3.3	90	33	3.6	80
10	4.1	65	34	4.4	71
11	4.2	91	35	4.5	70
12	4.3	95	36	4.6	77
13	5.1	83	37	5.4	68
14	5.2	90	38	5.5	78
15	5.3	99	39	5.6	60
16	6.1	88	40	6.4	85
17	6.2	93	41	6.5	78
18	6.3	98	42	6.6	73
19	7.1	77	43	7.4	72
20	7.2	98	44	7.5	72
21	7.3	98	45	7.6	61
22	8.1	99	46	8.4	87
23	8.2	80	47	8.5	75
24	8.3	80	48	8.6	65

$$V_{25} = 65.72727 \text{ ml}$$

$$V_m = 80.08333 \text{ ml}$$

$$CU = 65.72727 / 80.08333$$

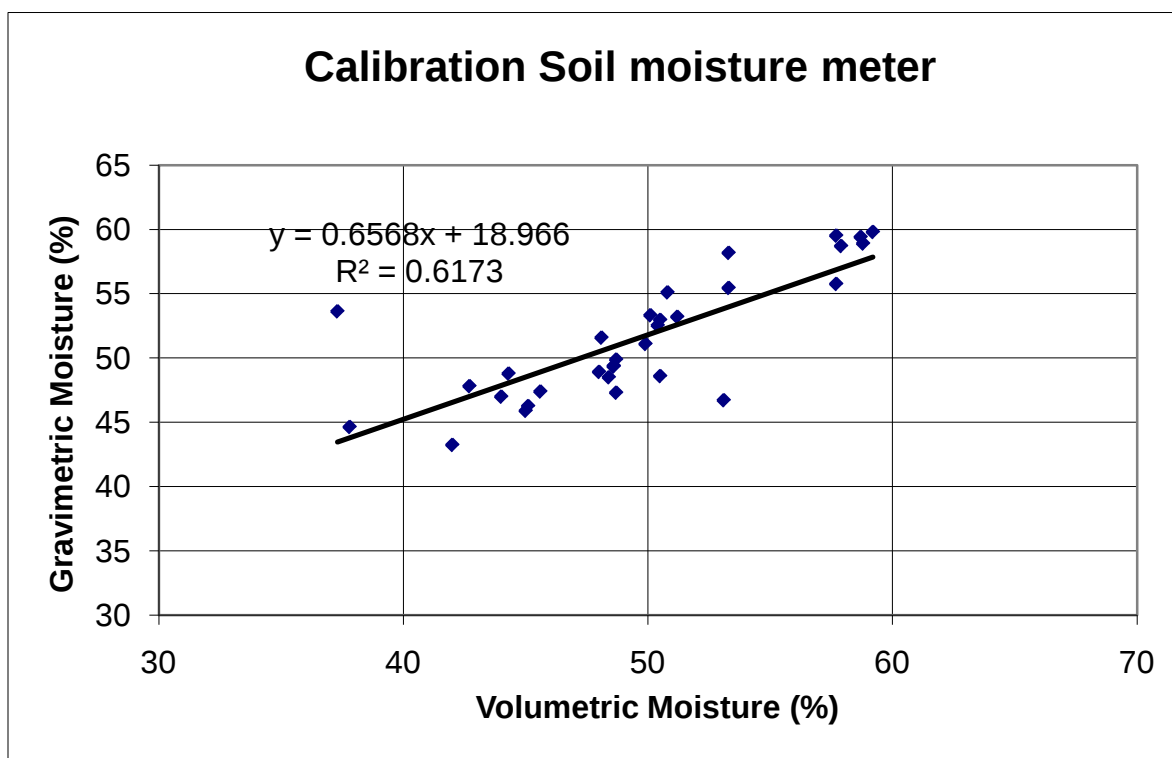
$$= 0.820736 = 82.07\%$$

Valores medios para cada
ubicación de cada recipiente

Anexo 17. Correlación de la humedad con TethaProbe.

No Muestra	Date sampling	Field	Plot	Sub-Plot	Simulation	Peso Humedo (gr)	Peso seco (gr)	Humedad Θg (%)	Soil Moisture Meter	
									Teta-Probe Humedad Θv (%)	Humedad Θg (%)
5	06/15/06	16	A	1	2	132.70	88.83	49.382	48.6	50.89
6	06/15/06	16	A	2	2	149.92	96.44	55.449	53.3	53.97
9	06/15/06	15	A	1	2	83.80	56.33	48.775	44.3	48.06
10	06/15/06	15	A	2	2	90.48	61.22	47.800	42.7	47.01
11	06/19/06	16	A	1	3	131.58	88.12	49.324	48.6	50.89
13	06/19/06	16	A	2	3	130.00	82.19	58.179	53.3	53.97
14	06/19/06	15	A	1	3	180.00	117.40	53.321	50.1	51.87
19	06/19/06	15	A	2	3	280.00	184.73	51.576	48.1	50.56
20	06/22/06	16	A	1	4	160.00	108.63	47.290	48.7	50.95
22	06/22/06	16	A	2	4	110.00	74.08	48.489	48.4	50.76
23	06/22/06	15	A	1	4	160.00	105.90	51.084	49.9	51.74
24	06/22/06	15	A	2	4	230.00	148.29	55.101	50.8	52.33
25	06/26/06	4	A	1	1	270.00	173.34	55.760	57.7	56.86
26	06/26/06	4	A	2	1	230.00	150.79	52.530	50.4	52.07
27	06/26/06	4	B	1	1	100.00	66.73	49.868	48.7	50.95
28	06/26/06	4	B	2	1	150.00	102.83	45.879	45	48.52
29	06/29/06	4	A	1	2	380.00	239.14	58.904	58.8	57.59
30	06/29/06	4	A	2	2	310.00	195.32	58.713	57.9	56.99
33	06/29/06	4	B	1	2	480.00	323.05	48.583	50.5	52.13
34	06/29/06	4	B	2	2	550.00	374.20	46.979	44	47.87
35	07/03/06	4	A	1	3	190.00	129.52	46.701	53.1	53.84
37	07/03/06	4	A	2	3	190.00	119.19	59.413	58.7	57.52
38	07/03/06	4	B	1	3	110.00	75.22	46.246	45.1	48.59
39	07/03/06	4	B	2	3	180.00	120.88	48.909	48	50.49
40	07/06/06	4	A	1	4	180.00	112.84	59.523	57.7	56.86
41	07/06/06	4	A	2	4	200.00	125.15	59.806	59.2	57.85
42	07/06/06	4	B	1	4	240.00	156.91	52.957	50.5	52.13
43	07/06/06	4	B	2	4	200.00	139.64	43.223	42	46.55
44	07/11/06	18	A	1	1	170.00	117.55	44.619	37.8	43.79
45	07/11/06	18	A	2	1	140.00	91.13	53.624	37.3	43.46
46	07/11/06	18	B	1	1	130.00	88.21	47.380	45.6	48.92
55	07/18/06	18	B	2	3	180.00	117.50	53.197	51.2	52.59

Correlación usada para obtener humedad gravimétrica corregida.



Anexo 18. Métodos usados en los análisis de laboratorio para la determinación de los nutrientes y sedimentos en las muestras de agua de escorrentía. (McFarland et al., 2003)

Constituent	Method	Source	MDL (mg/L)
-----Water Samples-----			
NH ₃ -N	EPA 350.1	EPA (1983)	0.015
NO ₂ -N+NO ₃ -N	EPA 353.2	EPA (1983)	0.015
TKN	EPA 351.1,2	EPA (1983)	0.12
PO ₄ -P	EPA 365.2	EPA (1983)	0.004
TP	EPA 365.4	EPA (1983)	0.065
TSS	EPA 160.2	EPA (1983)	4
Al	EPA 3050B, EPA 7020	EPA (1997)	1
-----Soil Samples-----			
TKN	EPA 351.2	EPA (1983)	not applicable
Water Extractable P	SSSA, p. 891	SSSA (1996)	not applicable
Total P	EPA 365.4	EPA (1983)	not applicable
Aluminum	EPA 3050B, EPA 7020	EPA (1997)	not applicable

Anexo 19. Análisis de la acidez del suelo antes y después del experimento.

Los valores de pH usados, son el promedio de los valores encontrados de todos los tratamientos ya que no hay diferencias del pH entre tratamientos. No hubo tampoco diferencias en el pH antes de las simulaciones y al finalizar el experimento, hay una tendencia al aumento y en mayor medida en los suelos enmendados pero no estadísticamente significativa.

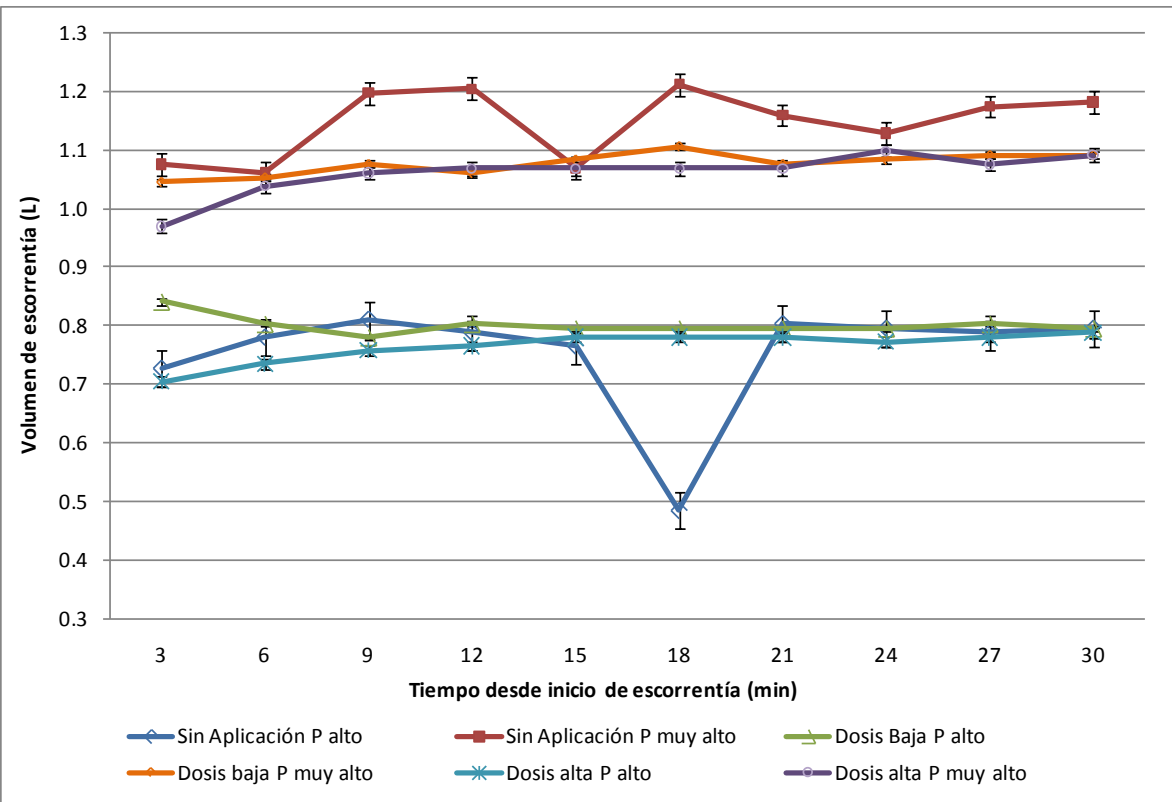
DMS=0.33636

Tiempo	Medias	n
pH final	4.84	18
pH inicial	4.54	18

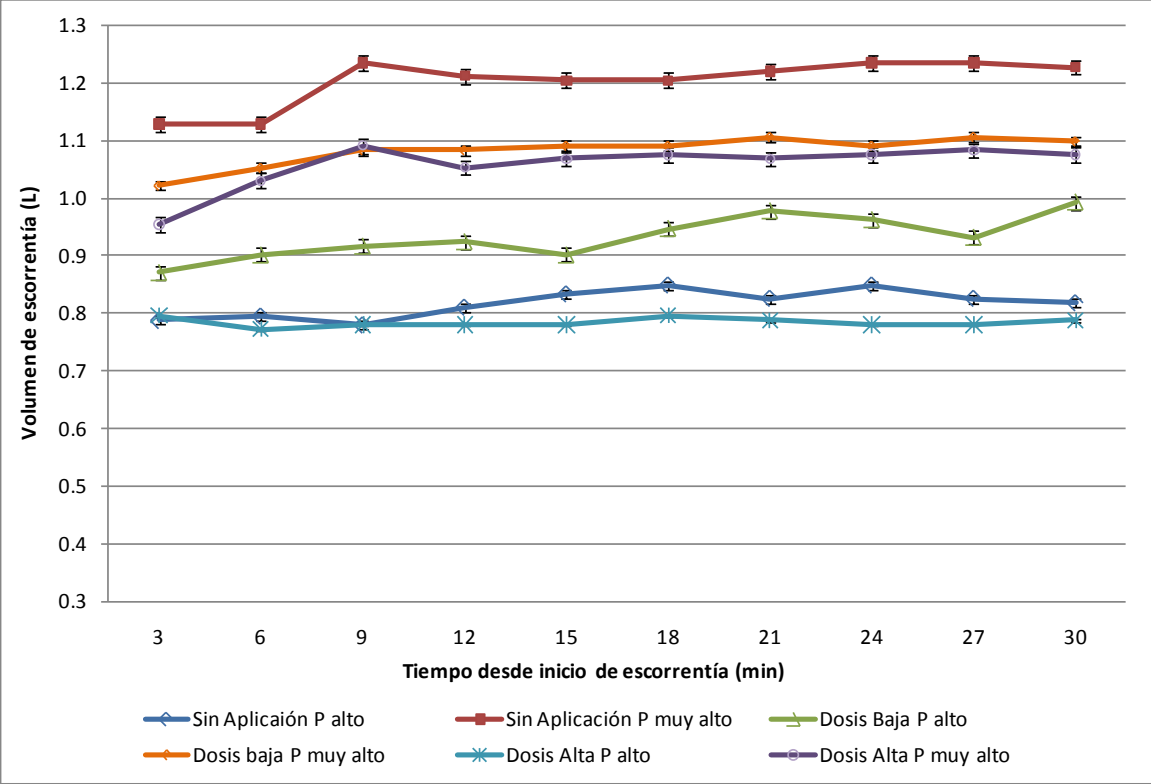
Letras distintas indican diferencias significativas (P<0.05)

Anexo 20. Hidrogramas medios para cada tratamiento.

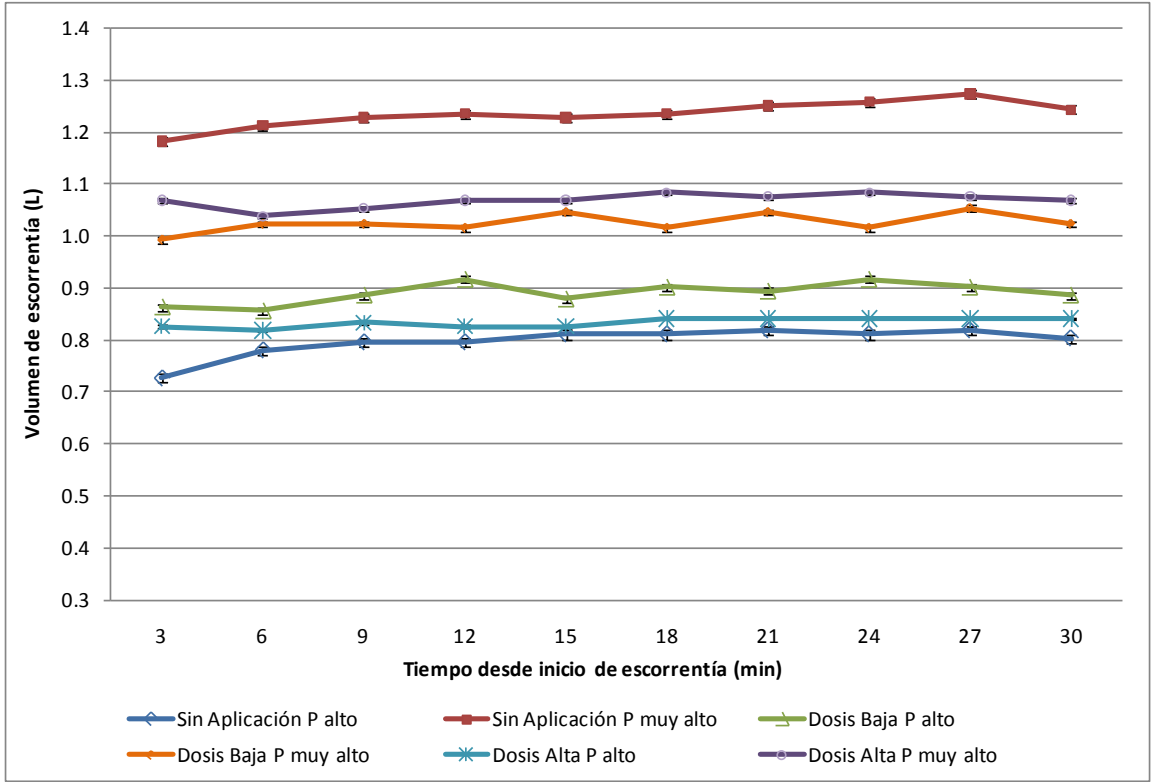
DIA 1



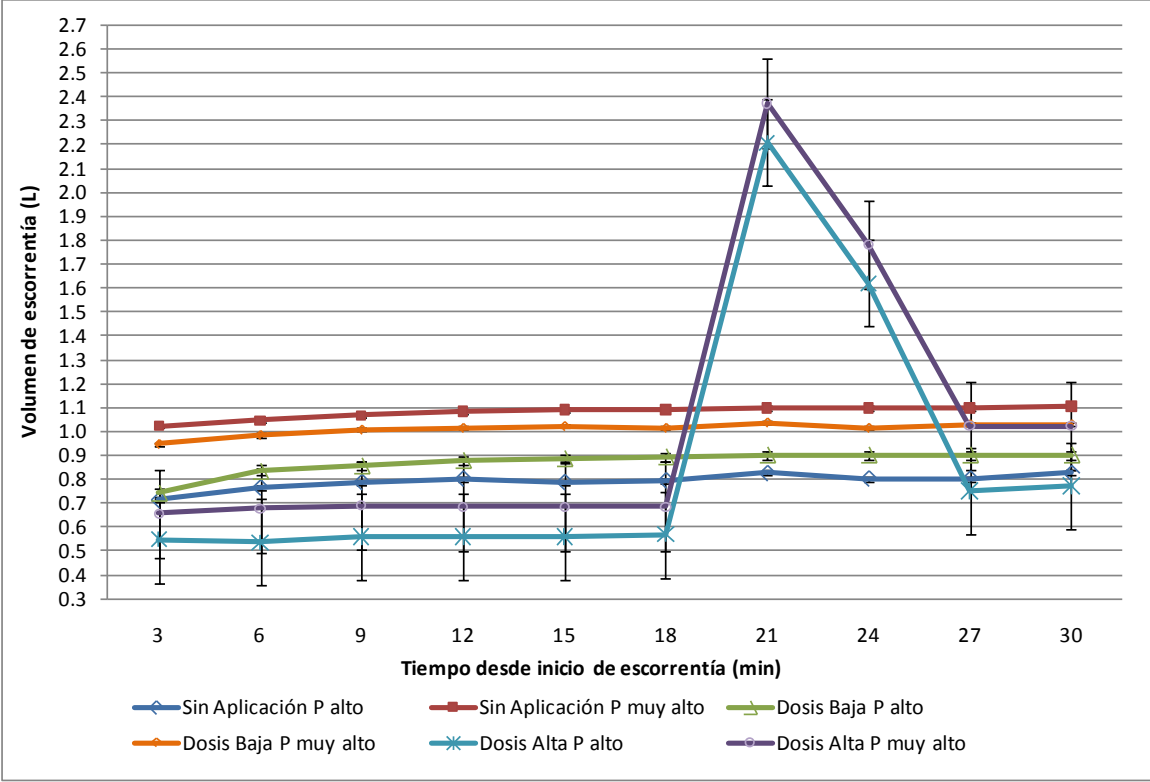
DIA 4



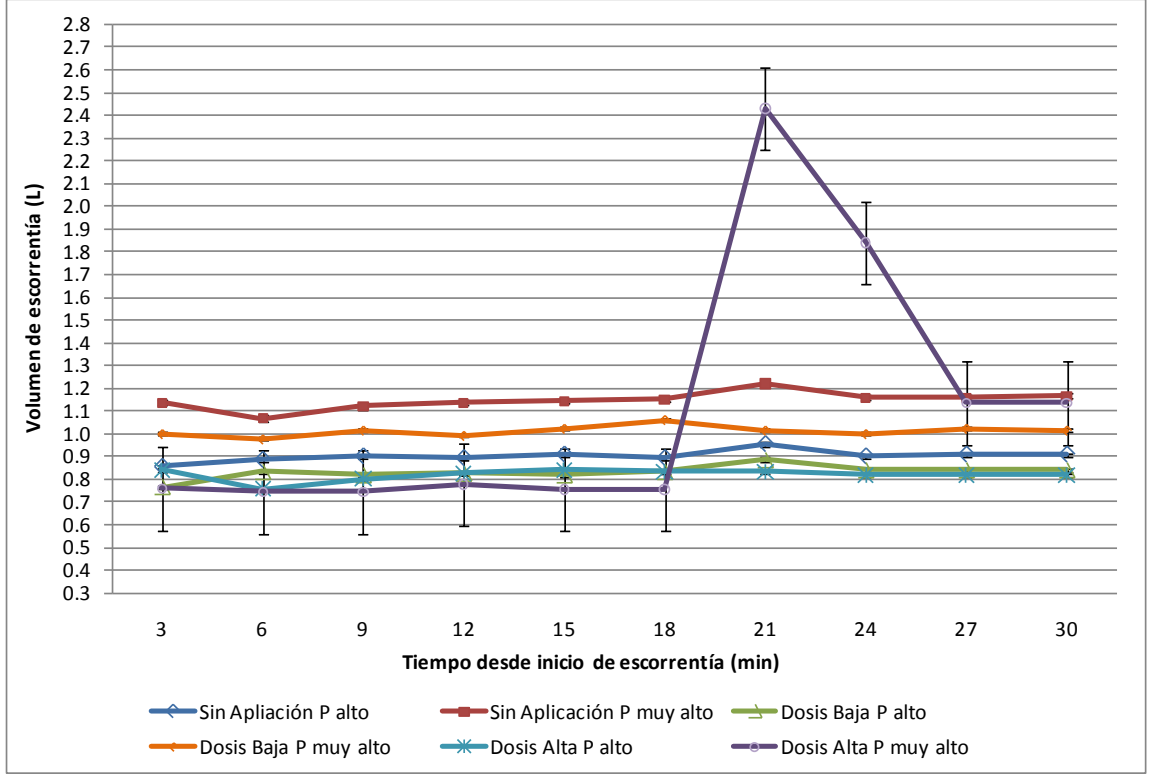
DIA 8



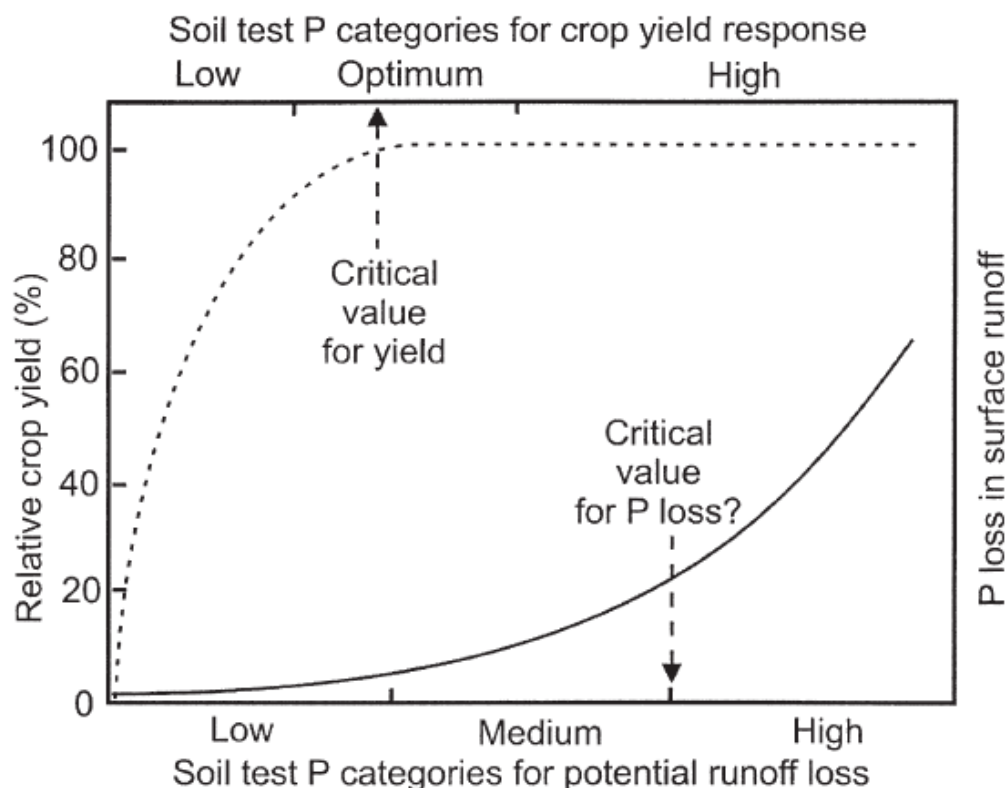
DIA 15



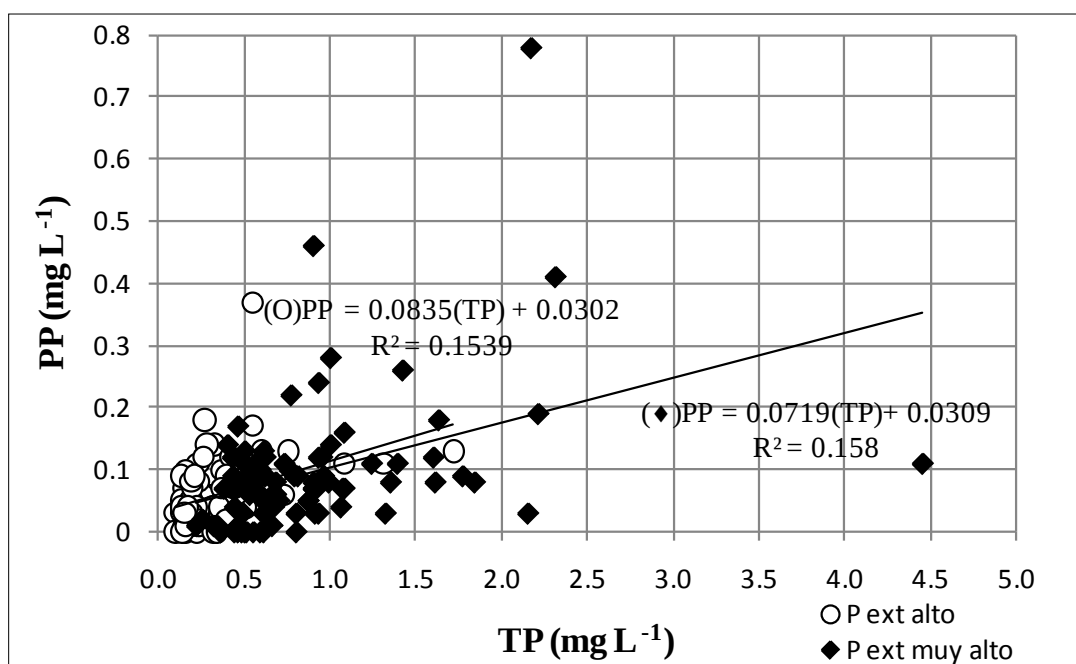
DIA 45



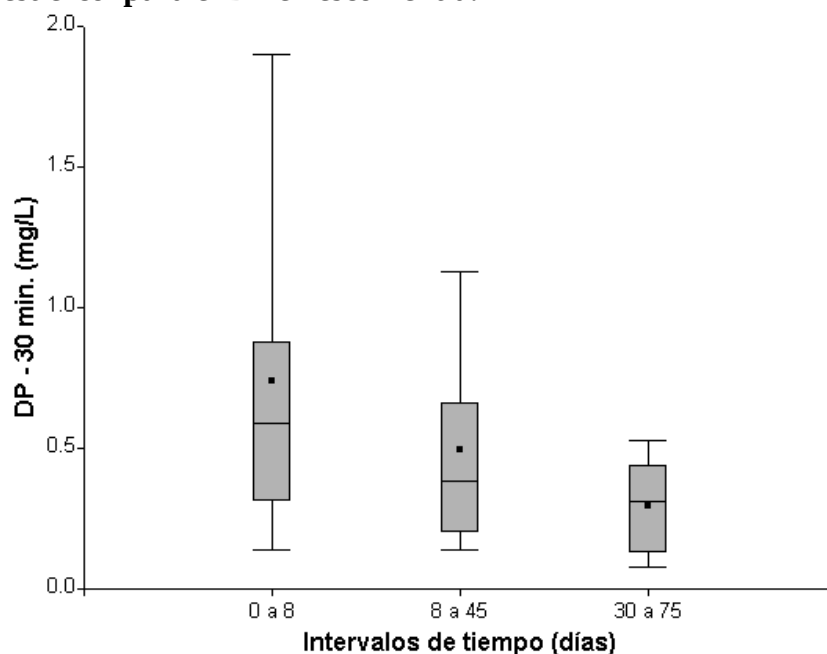
Anexo 21. Producción relativa de un cultivo y la pérdida de P en escorrentía superficial en comparación con la categoría de la pérdida potencial de P en escorrentía por medio de la prueba de P del suelo (McDowell et al., 2002, tomado de Murray et al., 2004).



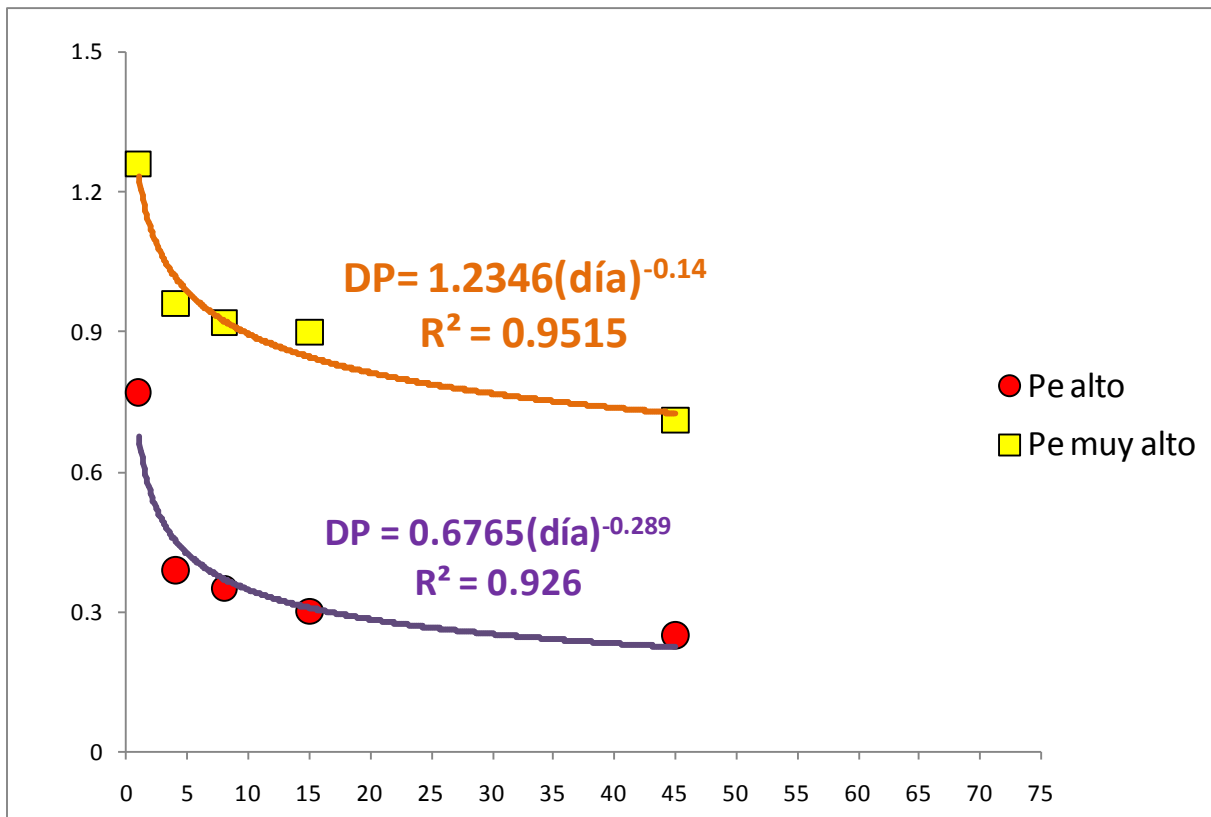
Anexo 22. Relación entre las concentraciones de PP y TP encontradas en escorrentía.



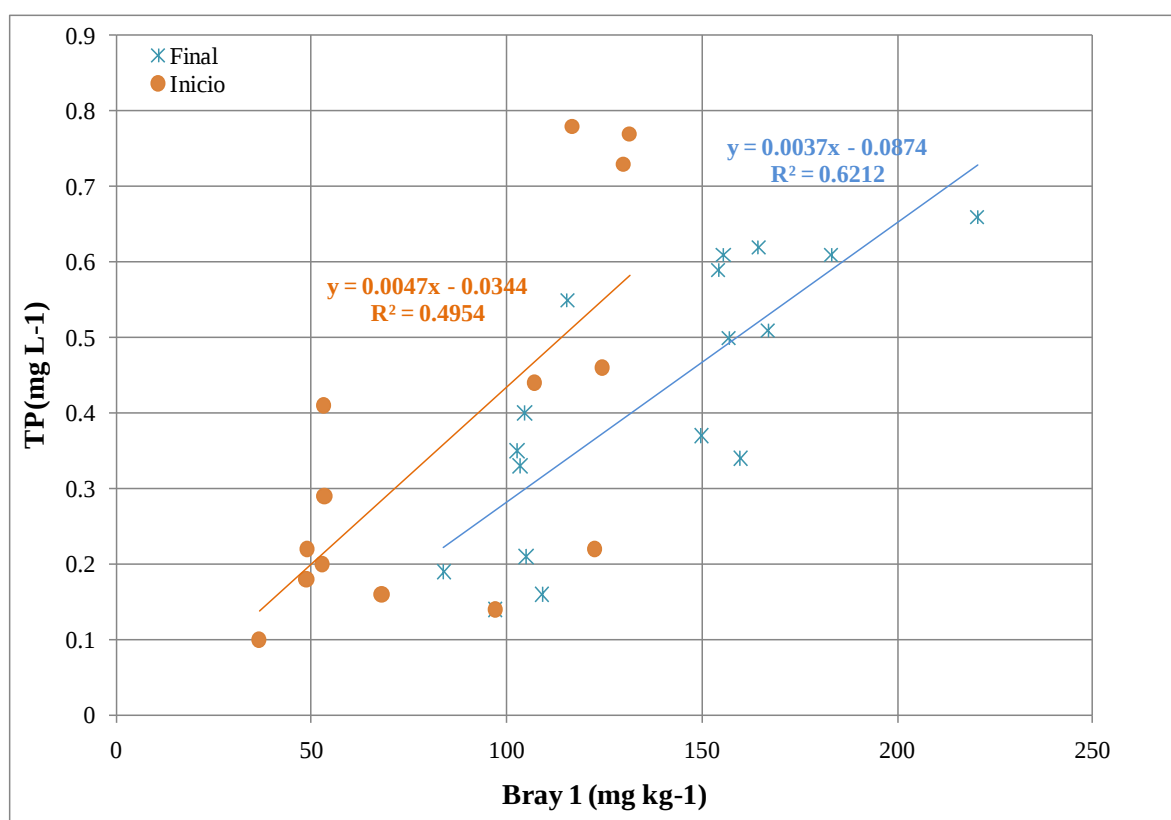
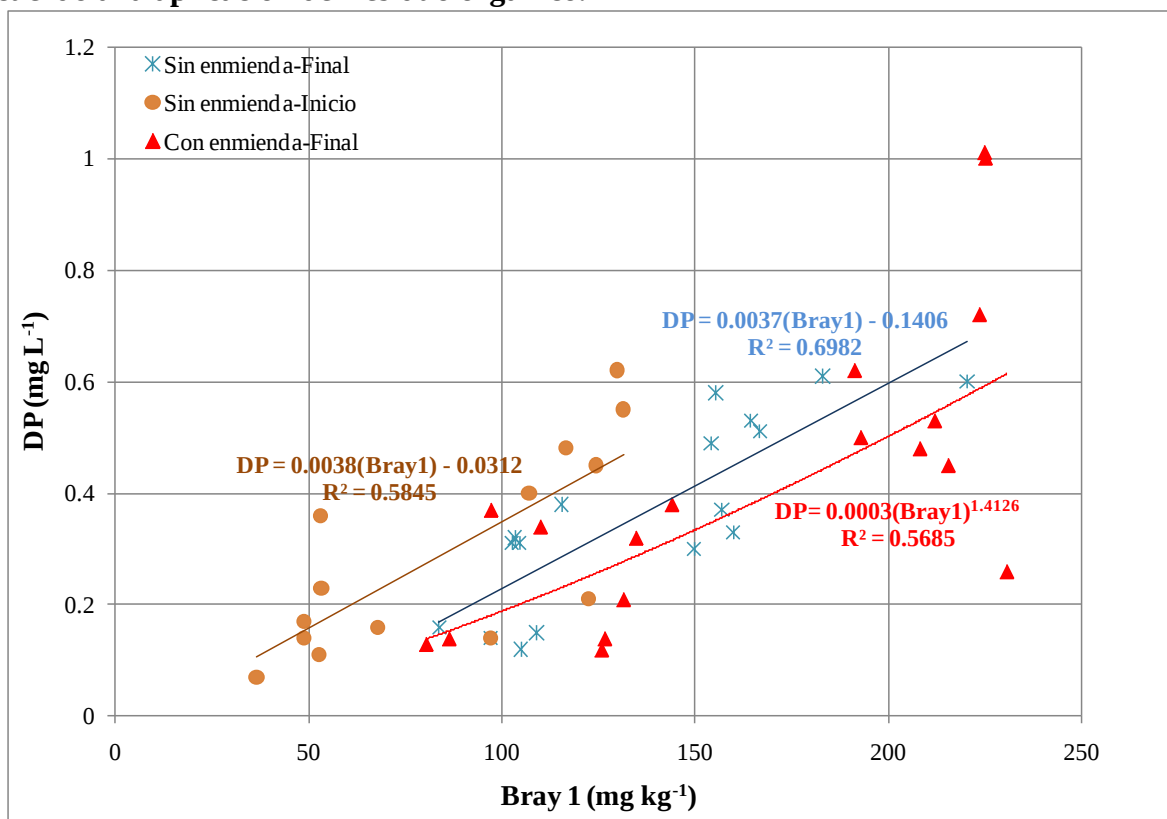
Anexo 23. Relación entre intervalos de tiempo con simulaciones de lluvia después de la aplicación del estiércol para el DP en escorrentía.



Anexo 24. Determinación de las concentraciones de DP en escorrentía en función del tiempo para las condiciones del experimento.



Anexo 25. Relación entre el DP y TP en escorrentía y el valor de P extraíble (Bray 1) de acuerdo a la aplicación del residuo orgánico.



Anexo 26. Valores de Al_{ox} , Fe_{ox} y P_{ox} ($mmol\ kg^{-1}$), índice de saturación del P (ISP) y el grado de saturación de P (GSP) para el Ultisol antes y después del experimento para los diferentes tratamientos.

EPOCA	Tratamiento			1ra simulación	mmol/kg			PSI		Olsen	Bray 1	OP/PSI	BP/PSI
	Nivel de P extraíble	Aplic. de estiercol	Dosis de Aplicación		Al ox	Fe ox	P ox	(%) DPS					
Antes	Alto	No		1	0.0134	0.0408	0.0084	0.15	30.86	145.14	89.06	9.40	5.77
Antes	Alto	No		1	0.0117	0.0333	0.0081	0.18	35.86	94.45	59.7	5.27	3.33
Antes	Alto	No		1	0.0155	0.0427	0.0085	0.15	29.36	92.62	48.89	6.31	3.33
Antes	Alto	No		1	0.0157	0.0418	0.0087	0.15	30.38	87.63	53.09	5.77	3.50
Antes	Alto	No		1	0.0145	0.0431	0.0073	0.13	25.32	72.77	36.58	5.75	2.89
Antes	Alto	No		1	0.0133	0.0363	0.0073	0.15	29.32	82.91	67.99	5.66	4.64
Antes	Alto	No		30	0.0152	0.0421	0.0078	0.14	27.26	78.83	48.73	5.78	3.57
Antes	Alto	No		30	0.0153	0.0464	0.0090	0.15	29.29	86.49	53.36	5.91	3.64
Antes	Alto	No		30	0.0146	0.0415	0.0083	0.15	29.55	83.97	52.68	5.68	3.57
Antes	Alto	Si	Baja	1	0.0147	0.0451	0.0093	0.16	31.18	96.49	69.8	6.19	4.48
Antes	Alto	Si	Baja	1	0.0145	0.0456	0.0103	0.17	34.40	91.15	48.93	5.30	2.84
Antes	Alto	Si	Baja	1	0.0144	0.0478	0.0098	0.16	31.63	97.86	50.9	6.19	3.22
Antes	Alto	Si	Alta	1	0.0149	0.0469	0.0095	0.15	30.67	85.61	50.83	5.58	3.31
Antes	Alto	Si	Alta	1	0.0141	0.0460	0.0086	0.14	28.48	82.47	48.74	5.79	3.42
Antes	Alto	Si	Alta	1	0.0164	0.0658	0.0090	0.11	21.93	71.11	35.46	6.49	3.23
Antes	Alto	Si	Alta	30	0.0143	0.0521	0.0095	0.14	28.56	85.23	41.7	5.97	2.92
Antes	Alto	Si	Alta	30	0.0143	0.0525	0.0114	0.17	34.11	97.1	54.47	5.69	3.19
Antes	Alto	Si	Alta	30	0.0153	0.0497	0.0087	0.13	26.79	95.5	44.61	7.13	3.33
Antes	Muy Alto	No		1	0.0082	0.0273	0.0093	0.26	52.53	124.42	120.05	4.74	4.57
Antes	Muy Alto	No		1	0.0166	0.0299	0.0090	0.19	38.70	110.18	91.9	5.69	4.75
Antes	Muy Alto	No		1	0.0085	0.0275	0.0099	0.27	54.85	136.68	125.52	4.98	4.58
Antes	Muy Alto	No		1	0.0103	0.0313	0.0117	0.28	56.26	146.45	116.69	5.21	4.15
Antes	Muy Alto	No		1	0.0086	0.0327	0.0131	0.32	63.67	174.6	124.36	5.48	3.91
Antes	Muy Alto	No		1	0.0098	0.0314	0.0113	0.27	54.91	150.13	129.79	5.47	4.73
Antes	Muy Alto	No		30	0.0111	0.0412	0.0126	0.24	48.16	165.03	122.57	6.85	5.09
Antes	Muy Alto	No		30	0.0099	0.0361	0.0132	0.29	57.45	165.28	131.45	5.75	4.58
Antes	Muy Alto	No		30	0.0107	0.0418	0.0126	0.24	47.87	154.67	107.01	6.46	4.47
Antes	Muy Alto	Si	Baja	1	0.0109	0.0459	0.0144	0.25	50.77	184.12	176.52	7.25	6.95
Antes	Muy Alto	Si	Baja	1	0.0116	0.0373	0.0152	0.31	62.05	182.99	193.75	5.90	6.24
Antes	Muy Alto	Si	Baja	1	0.0111	0.0306	0.0117	0.28	56.23	169.27	177.46	6.02	6.31
Antes	Muy Alto	Si	Alta	1	0.0096	0.0244	0.0113	0.33	66.39	166.17	192.67	5.01	5.80
Antes	Muy Alto	Si	Alta	1	0.0097	0.0293	0.0146	0.38	75.02	154.97	183.51	4.13	4.89
Antes	Muy Alto	Si	Alta	1	0.0099	0.0285	0.0187	0.49	97.40	156.19	178.86	3.21	3.67
Antes	Muy Alto	Si	Alta	30	0.0134	0.0345	0.0129	0.27	53.82	162.45	173.58	6.04	6.45
Antes	Muy Alto	Si	Alta	30	0.0109	0.0229	0.0117	0.34	68.91	163.17	178.15	4.74	5.17
Antes	Muy Alto	Si	Alta	30	0.0104	0.0257	0.0112	0.31	62.35	145.28	161.79	4.66	5.19
prom								0.22	44.51				

EPOCA	Tratamiento			mmol/kg									
	Nivel de P extraíble	Aplic. de estiercol	Dosis de Aplicación	1ra simulación	Al ox	Fe ox	P ox	PSI	DPS (%)	Olsen	Bray 1	OP/PSI	BP/PSI
Despues	Alto	No		1	0.0136	0.0409	0.0082	0.15	29.89	75.45	97.02	5.05	6.49
Despues	Alto	No		1	0.0118	0.0335	0.0072	0.16	31.64	89.28	104.97	5.64	6.64
Despues	Alto	No		1	0.0117	0.0416	0.0083	0.16	31.17	76.5	83.85	4.91	5.38
Despues	Alto	No		1	0.0104	0.0375	0.0070	0.15	29.14	75.79	102.69	5.20	7.05
Despues	Alto	No		1	0.0122	0.0350	0.0068	0.14	28.90	76.77	103.48	5.31	7.16
Despues	Alto	No		1	0.0115	0.0395	0.0082	0.16	32.03	84.72	109.01	5.29	6.81
Despues	Alto	No		30	0.0112	0.0398	0.0088	0.17	34.59	82.12	115.51	4.75	6.68
Despues	Alto	No		30	0.0130	0.0407	0.0125	0.23	46.62	98.33	104.56	4.22	4.49
Despues	Alto	No		30	0.0116	0.0360	0.0102	0.21	42.59	91.32	149.8	4.29	7.03
Despues	Alto	Si	Baja	1	0.0102	0.0326	0.0088	0.20	40.90	110.12	134.82	5.38	6.59
Despues	Alto	Si	Baja	1	0.0130	0.0382	0.0102	0.20	39.96	111.13	126.72	5.56	6.34
Despues	Alto	Si	Baja	1	0.0131	0.0499	0.0113	0.18	35.95	91.8	110.09	5.11	6.12
Despues	Alto	Si	Alta	1	0.0055	0.0218	0.0076	0.28	55.41	106.95	131.57	3.86	4.75
Despues	Alto	Si	Alta	1	0.0088	0.0232	0.0050	0.16	31.58	67.43	80.52	4.27	5.10
Despues	Alto	Si	Alta	1	0.0059	0.0207	0.0068	0.25	50.74	89.1	144.08	3.51	5.68
Despues	Alto	Si	Alta	30	0.0065	0.0220	0.0071	0.25	49.63	90.5	97.3	3.65	3.92
Despues	Alto	Si	Alta	30	0.0069	0.0254	0.0072	0.22	44.72	88.31	86.46	3.95	3.87
Despues	Alto	Si	Alta	30	0.0067	0.0219	0.0068	0.24	47.53	100.91	125.91	4.25	5.30
Despues	Muy Alto	No		1	0.0066	0.0209	0.0072	0.26	52.41	114.37	145.28	4.36	5.54
Despues	Muy Alto	No		1	0.0063	0.0220	0.0079	0.28	55.86	113.2	156.91	4.05	5.62
Despues	Muy Alto	No		1	0.0065	0.0207	0.0108	0.40	79.41	143.26	220.43	3.61	5.55
Despues	Muy Alto	No		1	0.0078	0.0193	0.0076	0.28	56.20	140.76	155.42	5.01	5.53
Despues	Muy Alto	No		1	0.0070	0.0191	0.0073	0.28	56.01	115.52	159.85	4.12	5.71
Despues	Muy Alto	No		1	0.0073	0.0212	0.0088	0.31	61.59	123.9	183.03	4.02	5.94
Despues	Muy Alto	No		30	0.0063	0.0227	0.0081	0.28	55.89	112.11	166.85	4.01	5.97
Despues	Muy Alto	No		30	0.0048	0.0240	0.0091	0.32	63.04	105.52	154.17	3.35	4.89
Despues	Muy Alto	No		30	0.0066	0.0204	0.0082	0.30	60.42	121.1	164.47	4.01	5.44
Despues	Muy Alto	Si	Baja	1	0.0064	0.0179	0.0101	0.41	82.87	155.81	225.18	3.76	5.43
Despues	Muy Alto	Si	Baja	1	0.0108	0.0190	0.0084	0.28	56.29	102.71	208.25	3.65	7.40
Despues	Muy Alto	Si	Baja	1	0.0107	0.0197	0.0095	0.31	62.71	104.81	223.65	3.34	7.13
Despues	Muy Alto	Si	Alta	1	0.0102	0.0197	0.0094	0.32	63.01	117.72	212.05	3.74	6.73
Despues	Muy Alto	Si	Alta	1	0.0067	0.0180	0.0082	0.33	66.58	128.56	192.94	3.86	5.80
Despues	Muy Alto	Si	Alta	1	0.0065	0.0168	0.0096	0.41	82.06	139.25	224.95	3.39	5.48
Despues	Muy Alto	Si	Alta	30	0.0094	0.0203	0.0103	0.35	69.25	105.95	215.58	3.06	6.23
Despues	Muy Alto	Si	Alta	30	0.0078	0.0178	0.0082	0.32	63.81	72.27	191.33	2.27	6.00
Despues	Muy Alto	Si	Alta	30	0.0081	0.0166	0.0088	0.36	71.03	131.3	230.73	3.70	6.50
									0.26	51.71			

Anexo 27. Análisis de comparación de medias para ISP antes y después del experimento, los niveles de P extraíble, la aplicación del estiércol y la interacción de todas las fuentes de variación.

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=0.01925

Error: 0.0017 gl: 67

EPOCA	Medias	n	
Antes	0.22	36	A
Despues	0.26	36	B

Letras distintas indican diferencias significativas($p \leq 0.05$)

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=0.01925

Error: 0.0017 gl: 67

Nivel Pext	Medias	n	
Bajo	0.17	36	A
Alto	0.31	36	B

Letras distintas indican diferencias significativas($p \leq 0.05$)

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=0.01925

Error: 0.0017 gl: 67

Aplic. de estiercol	Medias	n	
No	0.22	36	A
Si	0.26	36	B

Letras distintas indican diferencias significativas($p \leq 0.05$)

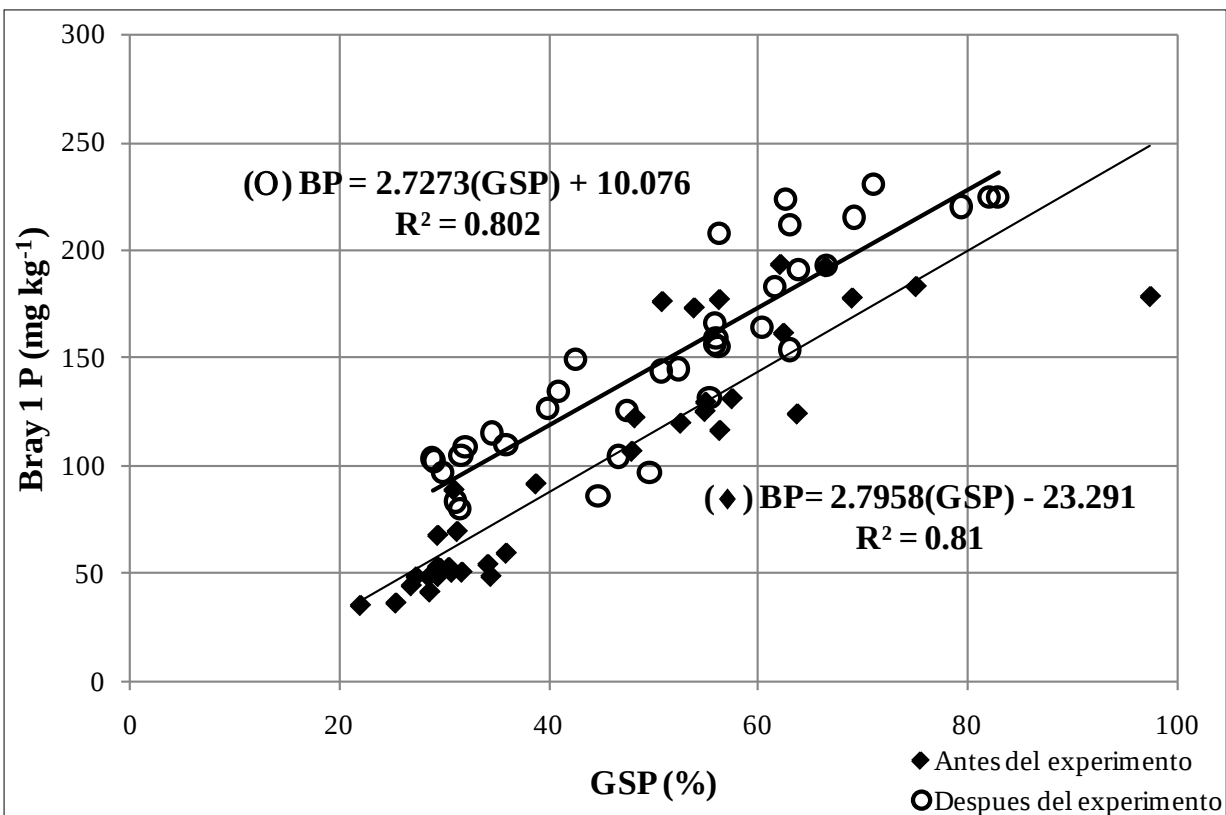
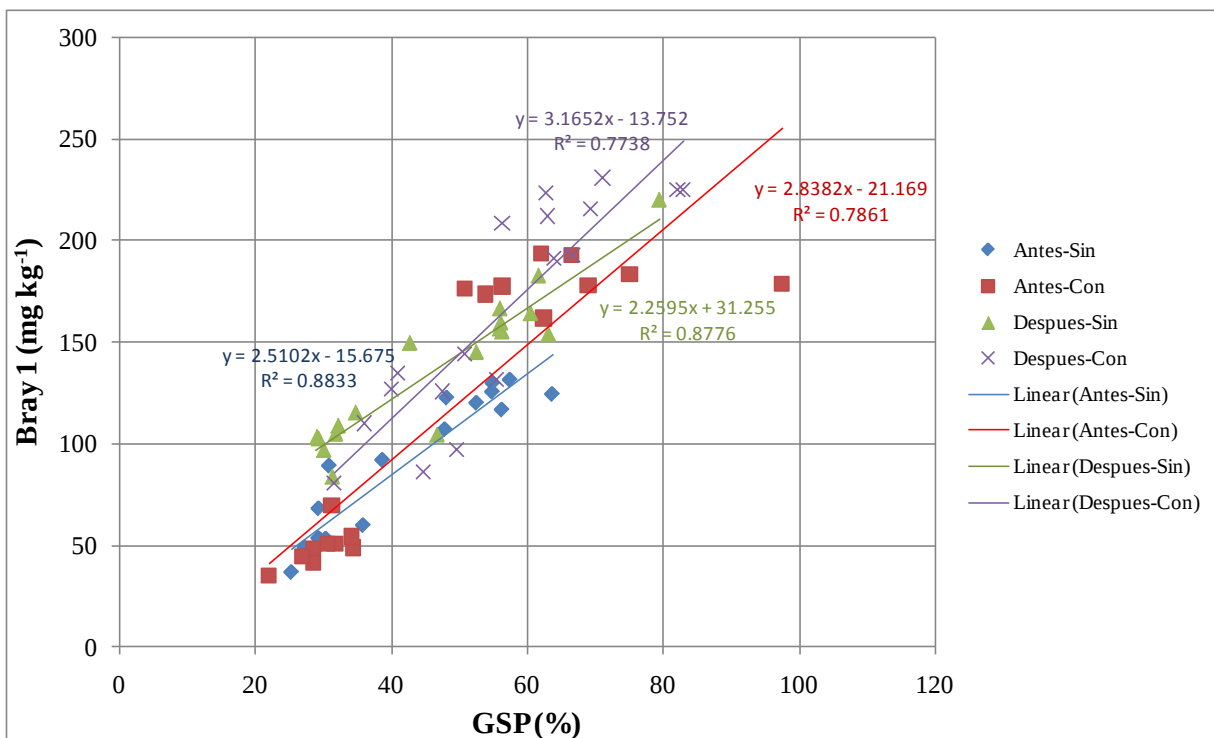
Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=0.06036

Error: 0.0017 gl: 67

epoca	nivel Pext	aplic.est	Medias	n	
Antes	Bajo	No	0.14	9	A
Despues	Bajo	No	0.16	9	A B
Antes	Bajo	Si	0.16	9	A B
Despues	Bajo	Si	0.22	9	B C
Antes	Alto	No	0.26	9	C D
Despues	Alto	No	0.32	9	D E
Antes	Alto	Si	0.32	9	D E
Despues	Alto	Si	0.34	9	E

Letras distintas indican diferencias significativas($p \leq 0.05$)

Anexo 28. Relación entre la prueba de suelo Bray 1 y el GSP (%) de acuerdo a la época respecto del experimento y a la aplicación de residuos orgánicos.



REFERENCIAS DE LOS ANEXOS

- Bushee, E.L., D.R. Edwards, y P.A. Moore Jr. 1998. Quality of runoff from plots treated with municipal sludge and horse bedding. *Trans. ASAE*. 41:1035–1041.
- Chaubey, I., D.R. Edwards, T.C. Daniel, P.A. Moore Jr., y D.J. Nichols. 1994. Effectiveness of vegetative filter strips in retaining surface-applied swine manure constituents. *Trans. ASAE*. 37:845–850.
- Chaubey, I., D.R. Edwards, T.C. Daniel, P.A. Moore Jr., y D.J. Nichols. 1995. Effectiveness of vegetative filter strips in controlling losses of surface-applied poultry litter constituents. *Trans. ASAE*. 38:1687–1692.
- Daverede, I.C., A.N. Kravchenko, R.G. Hoefft, E.D. Nafziger, D.G. Bullock, J.J. Warren, y L.C. Gonzini. 2004. Phosphorus runoff from incorporated and surface-applied liquid swine manure and phosphorus fertilizer. *J. Environ. Qual.* 33:1535–1544.
- Grande, J.D., K.G. Karthikeyan, P.S. Miller, y J.M. Powell. 2005. Corn residue level and manure application timing effects on phosphorus losses in runoff. *J. Environ. Qual.* 34:1620–1631.
- Little, J.L., D.R. Bennett, y J.J. Miller. 2005. Nutrient and sediment losses under simulated rainfall following manure incorporation by different methods. *J. Environ. Qual.* 34:1883–1895.
- Pote, D.H., B.A. Reed, T.C. Daniel, D.J. Nichols, P.A. Moore Jr., D.R. Edwards, y S. Formica. 2001. Water quality effects of infiltration rate and manure application rates for soils receiving swine manure. *J Soil Water Conserv.* 56:32–37.
- Edwards, D.R. y T.C. Daniel. 1993b. Runoff quality impacts of swine manure applied to fescue plots. *Trans. ASAE*. 36:1673–1678.

- Edwards, D.R., T.C. Daniel, J.F. Murdoch, y P.A. Moore Jr. 1996b. Quality of runoff from four northwest Arkansas pasture fields treated with organic and inorganic Fertilizer. Trans. ASAE. 39:1689–1696.
- Edwards, D.R., P.A. Moore Jr., T.C. Daniel, y P. Srivasta. 1996a. Poultry litter-treated length effects on quality of runoff from fescue plots. Trans. ASAE. 39:105–110.
- Eghball, B., J.E. Gilley, L.A. Kramer, y T.B. Moorman. 2000. Narrow grass hedge effects on phosphorus and nitrogen in runoff following manure and fertilizer application. J. Soil Water Conserv. 55:172–176.
- Gessel, P.D., N.C. Hansen, J.F. Moncrief, y M.A. Schmitt. 2004. Rate of fall-applied liquid swine manure: effects on runoff transport of sediment and phosphorus. J. Environ. Qual. 33:1839–1844.
- Harmel, R.D., H.A. Torbert, B.E. Haggard, R. Haney, y M. Dozier. 2004. Water quality impacts of converting to a poultry litter fertilization strategy. J. Environ. Qual. 33:2229–2242.
- Heathman, G.C., A.N. Sharpley, S.J. Smith, y J.S. Robinson. 1995. Land application of poultry litter and water quality in Oklahoma, USA. Fert. Res. 40:165–173.
- Heathwaite, A.L., P. Griffiths, y R.J. Parkinson. 1998. Nitrogen and Phosphorus in runoff from grassland with buffer strips following application of fertilizers and manures. Soil Use Manage. 14:142–148.
- International Joint Commission. 1974. Management programs. Effects of research and present land use activities on water quality of the great lakes. (2 vols.). Pollution from Land Use Activities Reference Group (PLUARG), International Joint Commission, Windsor, Ontario.

- Lim, T.T., D.R. Edwards, S.R. Workman, B.T. Larson, y L. Dunn. 1998. Vegetated filter strip removal of cattle manure constituents in runoff. *Trans. ASAE*. 41:1375–1381.
- Misselbrook, T.H., B.F. Pain, A.C. Stone, y D. Schofield. 1995. Nutrient runoff following application of livestock wastes to grassland. *Environ. Poll.* 88:51–56.
- Moore Jr., P.A., T.C. Daniel, D.R. Edwards. 2000. Reducing phosphorus runoff and inhibiting ammonia loss from poultry manure with aluminum sulfate. *J. Environ. Qual.* 29:37–49.
- Murray, R.H., B.F. Quin, y M.L. Nguyen. 2004. Phosphorus Runoff from Agricultural Land and Direct Fertilizer Effects: A Review. *J. Environ. Qual.* 33:1954–1972.
- Nichols, D.J., T.C. Daniel, y D.R. Edwards. 1994. Nutrient runoff from pasture after incorporation of poultry litter or inorganic fertilizer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:1224–1228.
- Pierson, S.T., M.L. Cabrera, G.K. Evanylo, H.A. Kuykendall, C.S. Hoveland, M.A. McCann, y L.T. West. 2001. Phosphorus and ammonium concentrations in surface runoff from grasslands fertilized with broiler litter. *J. Environ. Qual.* 30:1784–1789.
- Shigaki, F., A.N. Sharpley y L.I. Prochnow. 2006. Source – Related transport of phosphorus in surface runoff. *J. Environ. Qual.* 35:2229–2235.
- Smith, D.R., P.A. Moore Jr., D.M. Miles, B.E. Haggard, y T.C. Daniel. 2004a. Decreasing phosphorus runoff losses from land-applied poultry litter with dietary modifications and alum addition. *J. Environ. Qual.* 33:2210–2216.
- Smith, D.R., P.A. Moore Jr., C.V. Maxwell, B.E. Haggard, y T.C. Daniel. 2004b. Reducing phosphorus runoff from swine manure with dietary phytase and aluminum chloride. *J. Environ. Qual.* 33:1048–1054.

- Vervoort, R.W., D.E. Radcliffe, M.L. Cabrera, y M. Latimore Jr. 1998. Nutrient losses in surface and subsurface flow from pasture applied poultry litter and composted poultry litter. *Nutr Cycl Agroecosyst* 50:287–290.
- Wood, B.H., C.W. Wood, K.H. Hoo, K.S. Yoon, y D.P. Delaney. 1999. Seasonal surface runoff losses of nutrients and metals from soils fertilized with broiler litter and commercial fertilizer. *J. Environ. Qual.* 28:1210–1218.
- Withers, P.J.A., S.D. Clay, y V.G. Breeze. 2001. Phosphorus transfer in runoff following application of fertilizer, manure, and sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 30:180–188.